

Golfo de México

Contaminación e Impacto Ambiental:



Diagnóstico y Tendencias

2da Edición

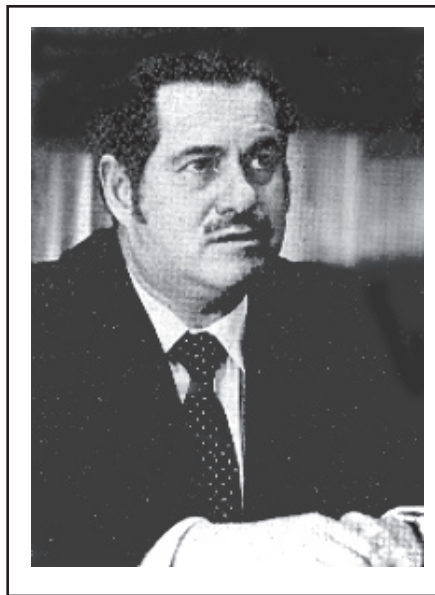
*A.V. Botello, J. Rendón von Osten
G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández*
Editores



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CAMPECHE
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA, SEMARNAT
UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
UNIVERSIDAD ISTMO AMERICANA
GOBIERNO DEL ESTADO DE VERACRUZ-COEPA
H. AYUNTAMIENTO DE COATZACOALCOS, VERACRUZ



En Memoria



Dr. Agustín Ayala Castañares
1925 - 2005

**GOLFO DE MÉXICO, CONTAMINACIÓN
E IMPACTO AMBIENTAL:
DIAGNÓSTICO Y TENDENCIAS**

Segunda Edición

**Alfonso V. Botello, Jaime Rendón von Osten,
Gerardo Gold-Bouchot y Claudia Agraz-Hernández**

Editores

2005

**GOLFO DE MÉXICO, CONTAMINACIÓN E IMPACTO AMBIENTAL:
DIAGNÓSTICO Y TENDENCIAS**

Botello, A.V., J. Rendón von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández, 2005. Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

© Universidad Autónoma de Campeche, 2005
Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México

© Universidad Nacional Autónoma de México, 2005
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología

© Instituto Nacional de Ecología, 2005

ISBN 968-5722-37-4

Centro EPOMEX. Universidad Autónoma de Campeche
Av. Agustín Melgar s/n. Col. Lindavista
Campeche 24020. Campeche, México
Tel: (981) 811-1600
Fax: (981) 811-9800 ext 62399
www.uacam.mx/epomex/epomex.html

Contenido

PRESENTACIÓN DE LA 2DA EDICIÓN	VII
PROLOGO	IX
DIRECTORIO DE PARTICIPANTES	XI
MARCO CONCEPTUAL	
1. Condición Actual del Ambiente Marino-Costero de la Región del Gran Caribe	1
<i>Jesús Beltrán, Antonio Villasol, Alfonso V. Botello, Félix Palacios</i>	
2. Marco Conceptual: Caracterización Ambiental del Golfo de México	25
<i>Alejandro Toledo Ocampo</i>	
ECOFISIOLOGÍA Y ECOTOXICOLOGÍA	
3. Ecofisiología y Contaminación	53
<i>Sonia Espina y Cecilia Vanegas</i>	
4. Ecotoxicología y Contaminación	79
<i>Sonia Espina y Cecilia Vanegas</i>	
5. Uso de Biomarcadores en Ecosistemas Acuáticos	121
<i>Jaime Rendón von Osten</i>	

6. Efectos de Compuestos Genotóxicos de Tres Sistemas Costeros de Veracruz	141
<i>Alma Sobrino-Figueroa, Alfonso V.-Botello y Susana Villanueva-Fragoso</i>	
PLAGUICIDAS	
7. Impacto Ambiental de los Plaguicidas en los Ecosistemas Costeros	157
<i>Lilia A. Albert y Jorge A. Benítez</i>	
8. Química y Ecotoxicología de los Insecticidas	177
<i>Lilia A. Albert y Rogelio Loera Gallardo</i>	
9. Química y Ecotoxicología de los Fungicidas	191
<i>Cristina Barcenas</i>	
10. Química y Ecotoxicología de los Herbicidas	199
<i>Alma Delia Viveros Ruiz</i>	
11. Plaguicidas Organoclorados en Pastos y Peces de los Sistemas Candelaria-Panlau y Palizada del Este Laguna de Términos Campeche, México	207
<i>Gilberto Díaz, Alfonso V. Botello y Guadalupe Ponce-Velez</i>	
12. Ambient Air Levels of Organochlorine Pesticides in Air in Southern Mexico	225
<i>Henry Alegria, Fiona Wong, Terry Bidleman, Miguel Salvador Figueroa, Gerardo Gold Bouchot, Stefan Waliszewski, Victor Moreno Ceja, Raul Infanzon</i>	
13. DDT y Derivados en Huevos de la Tortuga de Carey <i>Eretmochelys imbricata</i> (Linnaeus, 1766), en las Costas del Estado de Campeche	237
<i>Magally M. Morales Rodríguez, Víctor M. Cobos-Gasca</i>	

14. Plaguicidas Orgánicos Persistentes (POPs)	
en Sedimentos de la Costa Sur de Campeche, México	249
<i>Jaime Rendón-von Osten, Martín Memije Canepa</i>	
<i>y Nery A. Ek Moo</i>	

HIDROCARBUROS

15. Características, Composición y Propiedades	
Fisicoquímicas del Petróleo	261
<i>Alfonso V. Botello</i>	
16. Niveles de Hidrocarburos en el Golfo de México	269
<i>Guadalupe Ponce Vélez y Alfonso V. Botello</i>	
17. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos	299
en Sedimentos de la Bahía de Chetumal	
<i>Teresa Alvarez Legorreta y Ricardo Sáenz Morales</i>	
18. Hidrocarburos en Agua y Sedimentos	
de la Laguna de Chelem y Puerto Progreso, Yucatán, México	311
<i>Irma Sueli Valenzuela Sánchez, Gerardo Gold-Bouchot</i>	
<i>y Victor Ceja Moreno</i>	

METALES

19. Fuentes de Metales en la Zona Costera Marina	329
<i>Federico Páez Osuna</i>	
20. Efectos de los Metales	343
<i>Federico Páez-Osuna</i>	
21. Metales en Tres Lagunas Costeras	
del Estado de Veracruz	361
<i>Patricia Guzmán Amaya, Susana Villanueva F. y Alfonso V. Botello</i>	

22. Determinación de Metales (Fe, Mn, Pb, y Zn) en Macroalgas Clorofitas del Sistema Arrecifal Veracruzano, México	373
<i>Yazmin Morlán-Cahue y Heriberto Opengo-Piña</i>	
23. Estudio Geoquímico de Metales en el Estuario del Río Coatzacoalcos	389
<i>Leticia Rosales Hoz y A. Carranza Edwards</i>	
24. Vigilancia y Presencia de Metales Tóxicos en la Laguna El Yucateco, Tabasco, México	407
<i>Susana Villanueva F. y Alfonso V. Botello</i>	
25. Distribución de Metales Pesados en los Suelos de la Llanura Aluvial Baja del Activo Cinco Presidentes, Tabasco	431
<i>Christina Siebe, Silke Cram, Andrea Herre y Norma Fernández-Buces</i>	
26. Concentration of Essential and Non-Essential Metals in Two Shark Species Commonly Caught in Mexican (Gulf of Mexico) Coastline	451
<i>Gabriel Núñez-Nogueira</i>	
MICROBIOLOGÍA	
27. Contaminación por Microorganismos en Zonas Costeras	475
<i>Guadalupe Barrera Escorcía e Irma Wong Chang</i>	
28. Estado Actual de la Contaminación Microbiológica en el Golfo de México	487
<i>Irma Wong Chang y Guadalupe Barrera Escorcía</i>	
29. Contaminación en la Zona Costero-Marina: Implicaciones Ecológicas	505
<i>Irma Wong Chang y Guadalupe Barrera Escorcía</i>	

30. Diagnóstico de la Contaminación Microbiológica en el Golfo de México	515
<i>Guadalupe Barrera Escorcia y Irma Wong Chang</i>	
31. Efecto del Almacenamiento en la Calidad Sanitaria del Ostión <i>Crassostrea virginica</i> (GMELIN) de la Laguna de Tamiahua, Veracruz	525
<i>Xochitl Guzmán-García, G. Barrera Escorcia e Irma Wong-Chang</i>	
IMPACTO AMBIENTAL	
32. Precipitación Ácida en la Costa del Golfo de México	535
<i>Humberto Bravo Alvarez, Rodolfo Sosa Echeverria, Pablo Sánchez Alvarez, Rogelio Soto Ayala, y Ana Luisa Alarcón Jiménez</i>	
33. Enfoque Multivariado No Paramétrico para Determinar la Influencia de la Variabilidad Natural y las Actividades Petroleras sobre el Macrobentos del Banco de Campeche	553
<i>Héctor A. Hernández Arana</i>	
34. Calidad de Agua e Indicadores Fitoplanctónicos en Tres Ambientes Acuáticos Costeros al Noroeste del Golfo de México	565
<i>Guadalupe de la Lanza Espino y Juan Carlos Gómez Rojas</i>	
35. Evaluación del Impacto Ambiental de la Central Nucleoeléctrica Laguna Verde a 15 Años de Operación	575
<i>Jaime A. Silva Jiménez y Alfonso V. Botello</i>	
36. Diagnóstico del Impacto y Lineamientos Básicos para los Programas de Mitigación y Manejo de Humedales	597
<i>Claudia. M. Agraz-Hernández y Francisco J. Flores-Verdugo</i>	

- 37. La Evaluación del Impacto Ambiental en Proyectos de tipo Lineal. Experiencias y Aportaciones de la Comisión Federal de Electricidad en el Estado de Campeche** 609
Fidencio A. León Burgos y Víctor Parra Tabla
- 38. Normatividad en Zonas Costeras** 629
Teresa E. Saavedra Vázquez
- 39. Evaluación Instantánea de los Efectos del Derrame de Petróleo en el Área de Nanchital – Coatzacoalcos, Veracruz (22 de Diciembre de 2004)** 665
Lilia A. Albert, Lorenzo Bozada-Robles, Jorge Uribe-Juárez, Jorge López-Portillo, Ricardo Méndez-Alonzo, Karlo Antonio Soto, Octavio de los Reyes-Trejo, y Claudio J. Torres-Nachón
- 40. El Derrame de Petróleo del 22 de Diciembre de 2004 en la Cuenca Baja del Río Coatzacoalcos: Estudio de Caso** 681
Lorenzo M. Bozada Robles y Patricia E. Namihira-Santillán

Presentación a la 2da Edición

Hace 10 años, la Primera Edición de este Libro salió a la disposición de la comunidad científica, tecnológica y política del país. Su contenido temático de gran valor y actualidad hizo que el tiraje de mismo fuera totalmente agotado y que se demandará realizar una Segunda Edición muy actualizada de los temas de interés en cuanto a Contaminación e Impactos Ambientales del Golfo de México y sus áreas adyacentes.

En esta obra al igual que en la anterior, se reúne de forma sistemática una gran cantidad de información especializada no solamente del Golfo de México, si no que se han introducido trabajos de la Península de Yucatán, el Caribe Mexicano y el Gran Caribe al considerar la relevancia de la zona de estudio en términos de geopolítica y de equilibrio ecológico, cuya importancia social, económica y política está fuera de toda duda.

Las nuevas y más intensas presiones ecológicas a que será sometido el Golfo de México, así como las anunciadas exploraciones y perforaciones de petróleo costa afuera en Veracruz, Campeche y Yucatán, el aumento de la producción de petróleo y del tráfico de buques para su movilización, obligan a que los estados costeros mexicanos del Golfo de México, cuenten con eficientes sistemas de alertamiento y planes de contingencia ambiental para prevenir accidentes y desarrollen infraestructura humana y tecnológica que diagnostique correctamente los impactos y efectos de los posibles derrames petroleros.

La incesante actividad industrial, el intenso incremento de los desarrollos portuario-industriales, los polos turísticos y los asentamientos humanos en las zonas costeras de la región, aunados a los efectos del cambio climático global; serán un gran factor de presión ecológica para ecosistemas críticos como manglares, corales, pastos marinos, islas, estuarios y lagunas costeras; de cuya correcta función dependen una alta productividad y la sobrevivencia de muchas especies comerciales de fauna marina y estuarina en los litorales del Golfo de México. Su alteración o su destrucción, solamente conducirá a la cancelación de múltiples usos de la zona costera y originará problemas ecológicos, sociales y económicos para los habitantes de estas importantes áreas.

A pesar de que el estado de Campeche cuenta con un importante apoyo a nivel institucional a la protección de sus recursos naturales y sus áreas protegidas, es imperativo que dedique una mayor atención a sus litorales en donde se ubican sus principales asentamientos humanos y se desarrolla la actividad primordial del estado como es la pesca.

Por lo tanto, y conscientes de la problemática regional del Golfo y del papel fundamental de la Universidad ante la sociedad, el Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía de Golfo de México (EPOMEX) de la Universidad Autónoma de Campeche, ha decidido apoyar la realización de esta obra, la cual incluye la aportación de 62 autores nacionales y extranjeros y de cuya información el lector tendrá una semblanza de los problemas ambientales de la región del Golfo de México en los últimos 10 años.

C.P. Enna Alicia Sandoval Castellanos, M.C
Rectora, Universidad Autónoma de Campeche

Prologo

Como lo señala la Comisión de la Naciones Unidas para el Desarrollo Sustentable (2005), al inicio de este nuevo milenio, la humanidad enfrenta uno de sus mayores retos ambientales que es la conservación del recurso de recursos: el agua.

En foros mundiales recientes se ha hecho pública la importancia de este vital recurso y su necesidad de conservarlo como eje motor de un desarrollo sano y sustentable en todos los países del planeta.

En el 2006, México será el país anfitrión del Sexto Foro Mundial de Agua, en el que sin duda se tratarán temas sobre la protección, la preservación, y la calidad para usos humanos, pesqueros, turísticos, agrícolas e industriales. Sin embargo, es indudable que la creciente contaminación de los recursos acuáticos provenientes de lagos, cuencas, reservorios, ríos y lagunas, y aguas costeras es una realidad para la gran mayoría de los países en vías de desarrollo, lo que cancela su uso total y su aprovechamiento de estos recursos en detrimento de sus economías y de la salud pública de sus pobladores.

Por tal motivo, no únicamente se debe prestar atención a su protección, administración y manejo, sino que hay que desarrollar una verdadera capacidad institucional para diagnosticar las fuentes, orígenes y tipos de contaminación, así como los efectos de esta sobre los recursos acuáticos y la salud pública.

Desde 1990, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y la Comisión Oceanográfica Intergubernamental (COI) a través de la Subcomisión para el Caribe (IOCARIBE), han identificado que el principal problema en la región del Gran Caribe a la que pertenece México, es la contaminación de sus recursos acuáticos y marino –costeros. Por ello, consideran que la aportación de información científica actualizada para evaluar con precisión los problemas ambientales mencionados, es una acción prioritaria para todo país en la región.

Así, la Segunda Edición del libro “Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias” que integra información científica generada en la última década sobre la contaminación en los principales ecosistemas del Golfo de México, representa nuevamente la contribución integral más importante y actualizada en este tema.

La información que se presenta está basada en resultados de estudios especializados, acerca de los principales contaminantes y de los cambios ambientales negativos. Sin duda, esta información es necesaria para normar la utilización de los ambientes acuáticos y marino-costeros del Golfo de México; proteger sus recursos y propiciar la posibilidad de un desarrollo sustentable de cara al nuevo milenio.

Así mismo, es una importante contribución del Gobierno de Campeche y de la Universidad Autónoma de Campeche a través del Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (EPOMEX) y reflejo de su intensa política ambiental para preservar los recursos naturales de este ecosistema que comparten tres naciones y que desde el punto de vista ecológico, económico-social y político son vitales.

Para el país, lograr el desarrollo sustentable del Golfo de México es uno de los mayores retos, ya que implica conservar la riqueza de su biodiversidad y de sus ecosistemas, en una región en la que se presentan importantes complejos portuario-pesqueros, industriales y comerciales, una agricultura extensiva, en la que se genera casi el 90% de la producción de hidrocarburos, el 95% del gas natural y que constituye el área de captura del 40% de las pesquerías demersales.

Este reto necesariamente tendrá que enfrentarse tomando en cuenta las tendencias señaladas para este nuevo milenio y los diagnósticos ambientales integrales como el que presenta este libro.

Dr. Adrián Fernández Bremauntz

Presidente, Instituto Nacional de Ecología (SEMARNAT)

Directorio de Participantes

Claudia M. Agraz-Hernández

Centro EPOMEX,
Universidad Autónoma de Campeche
Apdo Postal 520
Campeche 24000, Campeche, México

Ana Luisa Alarcón Jiménez

Departamento de Ciencias Ambientales
Centro de Ciencias de la Atmósfera
Universidad Nacional Autónoma de México
Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria
Del. Coyoacán, 04510 México D.F

Lilia A. Albert

Centro de Ecología y Desarrollo, A.C
y/o Sociedad Mexicana de Toxicología
Apdo. Postal 474
Xalapa 91000, Veracruz, México

Henry Alegria

California Lutheran University
60 West Olsen Road
Thousand Oaks, CA 91360, USA

Teresa Alvarez Legorreta

El Colegio de la Frontera Sur,
Unidad Chetumal
Av. Centenario Km. 5.5, Apdo. Postal 424
Chetumal 77900, Quintana Roo, México

Karlo Antonio Soto

Museo de Fuauna de Veracruz
Parque Ecológico Macuiltepec
Xalapa, Veracruz, México

Cristina Barcenás

Instituto de Ecología, A.C.
Km. 2.5 Antigua carretera a Coatepec
Apdo. Postal 63
Xalapa 91000, Veracruz, México

Guadalupe Barrera Escoria

Lab. Ecotoxicología, Departamento de
Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana-
Izatapalapa

Apdo. Postal 55-535
México D.F. 09340, México

Jesús Beltrán

Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías
y Costas, Cuba
Carretera del Asilo s/n, Fca. Tiscornia, Casablanca,
Regla A.P. 11700,
Ciudad de La Habana, Cuba

Jorge A. Benítez

Centro EPOMEX
Universidad Autónoma de Campeche
Apdo Postal 520
Campeche 24000, Campeche, México

Terry Bidleman

Centre for Atmospheric Research Experiments
RR#1, 6248 Eighth Line, Egbert, Ontario, Canada
LOL 1N0

Humberto Bravo Alvarez

Departamento de Ciencias Ambientales
Centro de Ciencias de la Atmósfera
Universidad Nacional Autónoma de México
Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria
Del. Coyoacán, 04510 México D.F

Alfonso V. Botello

Instituto de Ciencias del Mar
y Limnología, UNAM
Apartado postal 70-305
Circuito Exterior s/n,
Ciudad Universitaria,
C.P. 04510, Mexico D.F.

L.M. Bozada Robles

Universidad Istmo Americana, A.C
Román Marín 1107
Col Manuel Avila Camacho
Coatzacoalcos, Veracruz, México

A. Carranza Edwards

Instituto de Ciencias del Mar
y Limnología, UNAM

Apartado postal 70-305
Circuito Exterior s/n,
Ciudad Universitaria,
C.P. 04510, Mexico D.F.

Victor Ceja Moreno

CINVESTAV-Unidad Mérida
Km. 6 Antigua carretera a Progreso
Apdo. Postal 73,
Cordemex, 97310, Mérida, Yuc., México

Víctor M. Cobos-Gasca

Cuerpo Académico de Ecología Tropical. Facultad
de Medicina Veterinaria y Zootecnia, UADY.
Carretera Mérida-Xmatkuil, km. 15.5 A.P. 4-116,
C.P. 97100. Mérida, Yucatán, México

Silke Cram

Instituto de Geografía, UNAM
Circuito Exterior, Ciudad Universitaria
Apdo. Postal 20-850. 01000
México D.F. México

Guadalupe de la Lanza Espino

Departamento de Zoología,
Instituto de Biología. UNAM
Tercer Circuito Cultural
Ciudad Universitaria
Apdo. Postal 70-153, C.P. 04510, México

Octavio de los Reyes Trejo

Pronatura Veracruz
Diego Rivera No. 49 Fraccionamiento Coapexpan
C.P. 91070 Xalapa, Veracruz

Gilberto Díaz

Instituto de Ciencias del Mar
y Limnología, UNAM
Apartado postal 70-305
Circuito Exterior s/n,
Ciudad Universitaria,
C.P. 04510, Mexico D.F.

Nery A. Ek Moo

Centro EPOMEX
Universidad Autónoma de Campeche
Apdo Postal 520
Campeche 24000, Campeche, México

Sonia Espina

Laboratorio de Ecofisiología,
Facultad de Ciencias, UNAM
Circuito Exterior, Ciudad Universitaria
Mexico D.F. 04510, Mexico

Norma Fernández-Buces

Instituto de Geología, UNAM
Circuito Exterior, Ciudad Universitaria
Mexico D.F. 04510, Mexico

Francisco J. Flores-Verdugo

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología-Estación
Mazatlán, Sinaloa. UNAM
Av. Joel Montes Camarena S/N
Apartado Postal 811 C.P. 82040, Mazatlán, Sinaloa,
México

Gerardo Gold Bouchot

CINVESTAV-Unidad Mérida
Km. 6 Antigua carretera a Progreso
Apdo. Postal 73,
Cordemex, 97310, Mérida, Yuc., México

Juan Carlos Gómez Rojas

Departamento de Zoología,
Instituto de Biología. UNAM
Tercer Circuito Cultural
Ciudad Universitaria
Apdo. Postal 70-153, C.P. 04510, México

Patricia Guzmán Amaya

Instituto Nacional de la Pesca
Pitagoras 1320
Col. Santa Cruz Atoyac 03310
México, D.F.

Xochitl Guzmán-García

Departamento de Hidrobiología, Universidad
Autónoma Metropolitana-Iztapalapa
Apdo. Postal 55-535
México D.F. 09340, México

Héctor A. Hernández Arana

El Colegio de la Frontera Sur,
Unidad Chetumal
Av. Centenario Km. 5.5, Apdo. Postal 424
Chetumal 77900, Quintana Roo, México

Andrea Herre

Instituto de Geología, UNAM
Circuito Exterior, Ciudad Universitaria
Mexico D.F. 04510, Mexico

Raul Infanzon

Institute of Forensic Medicine
University of Veracruz
SS. Juan Pablo II s/n
Boca del Rio, Veracruz, Mexico

Fidencio A. León Burgos

Comisión Federal de Electricidad
Residencia de Construcción de Proyectos de
Transmisión y Transformación Peninsular.
Departamento de Protección Ambiental
Carretera Mérida-Uman Km 10 por anillo
periférico. Col Industrial
Mérida 97288 Yucatán, México

Rogelio Loera Gallardo

Consultores Ambientales Asociados A.C.
Apdo Postal 474
Xalapa 91000, Veracruz, México

Jorge López-Portillo

Instituto de Ecología, A.C.
Km. 2.5 Antigua carretera a Coatepec
Apdo. Postal 63
Xalapa 91000, Veracruz, México

Martín Memije Canepa

Centro EPOMEX
Universidad Autónoma de Campeche
Apdo Postal 520
Campeche 24000, Campeche, México

Ricardo Méndez-Alonzo

Instituto de Ecología, A.C.
Km. 2.5 Antigua carretera a Coatepec
Apdo. Postal 63
Xalapa 91000, Veracruz, México

Magally M. Morales Rodríguez

Cuerpo Académico de Ecología Tropical. Facultad
de Medicina Veterinaria y Zootecnia, UADY.
Carretera Mérida-Xmatkuil, km. 15.5 A.P. 4-116,
C.P. 97100. Mérida, Yucatán, México

Yazmin Morlán-Cahue

Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM
Av. de los Barrios # 1
Col. Los Reyes Iztacala
Tlalnepantla 54090, Estado de México
México

P.E. Namihira-Santillán

Instituto de Ciencias del Mar
y Limnología, UNAM
Apartado postal 70-305
Circuito Exterior s/n,
Ciudad Universitaria,
C.P. 04510, Mexico D.F.

Gabriel Núñez-Nogueira

Instituto de Ciencias del Mar
y Limnología, UNAM
Apartado postal 70-305
Circuito Exterior s/n,
Ciudad Universitaria,
C.P. 04510, Mexico D.F.

Heriberto Opengo-Piña

Facultad de Estudios Superiores
Iztacala, UNAM
Av. de los Barrios # 1 Col. Los Reyes Iztacala
Tlalnepantla 54090, Estado de México
México

Federico Páez Osuna

Instituto de Ciencias del Mar
y Limnología, UNAM
Apartado postal 70-305
Circuito Exterior s/n,
Ciudad Universitaria,
C.P. 04510, Mexico D.F.

Félix Palacios

Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental
de Bahías y Costas, Cuba
Carretera del Asilo s/n, Fca. Tiscornia, Casablanca,
Regla A.P. 11700,
Ciudad de La Habana, Cuba

Víctor Parra Tabla

Departamento de Ecología,
Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias,
Universidad
Autónoma de Yucatán
Carretera a Xmatkuil Km. 15.5
Apdo. Postal 116
Mérida 97315, Yucatán. México

Guadalupe Ponce-Velez

Instituto de Ciencias del Mar
y Limnología, UNAM
Apartado postal 70-305
Circuito Exterior s/n,
Ciudad Universitaria,
C.P. 04510, Mexico D.F.

Jaime Rendón-von Osten

Centro EPOMEX
Universidad Autónoma de Campeche
Apdo Postal 520
Campeche 24000, Campeche, México

L. Rosales Hoz

Instituto de Ciencias del Mar
y Limnología, UNAM
Apartado postal 70-305
Circuito Exterior s/n,
Ciudad Universitaria,
C.P. 04510, Mexico D.F.

Teresa E. Saavedra Vázquez

Delegación Federal de la Secretaría de Medio
Ambiente y Recursos Naturales en el Estado de
Veracruz.
Av. Murillo Vidal 250, Col. Cuauhtémoc
Xalapa 91069, Veracruz, México

Ricardo Sáenz Morales

El Colegio de la Frontera Sur,
Unidad Chetumal

Av. Centenario Km. 5.5, Apdo. Postal 424
Chetumal 77900, Quintana Roo, México

Miguel Salvador Figueroa

Area de Biotecnología
Facultad de Ciencias Químicas
Universidad Autónoma de Chiapas
Carretera a Puerto Madero, Km. 2
Tapachula, Chiapas, Mexico

Pablo Sánchez Alvarez

Departamento de Ciencias Ambientales
Centro de Ciencias de la Atmósfera
Universidad Nacional Autónoma de México
Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria
Del. Coyoacán, 04510 México D.F

Christina Siebe

Instituto de Geología, UNAM
Circuito Exterior, Ciudad Universitaria
Mexico D.F. 04510, Mexico

Jaime A. Silva Jiménez

Gerencia de Centrales Nucleoeléctricas, Ingeniería
Ambiental-CFE
Carretera Cardel Nautla km. 42.5,
Laguna Verde 91680, Veracruz. México

Alma Sobrino-Figueroa

Departamento de Hidrobiología, Universidad
Autónoma Metropolitana-Iztapalapa
Apdo. Postal 55-535
México D.F. 09340, México

Rodolfo Sosa Echeverría

Departamento de Ciencias Ambientales
Centro de Ciencias de la Atmósfera
Universidad Nacional Autónoma de México
Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria
Del. Coyoacán, 04510 México D.F

Rogelio Soto Ayala

División de Ciencias Básicas,
Facultad de Ingeniería, UNAM
Circuito Interior s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán
04510, México D.F., México

Alejandro Toledo Ocampo

El Colegio de Michoacán A.C.
Martínez de Navarrete 505, Col. Las Fuentes,
Zamora 59699, Michoacán, México

Claudio J. Torres-Nachón

Municipio de Coatzacoalcos

Jorge Uribe-Juárez

Consejo Estatal de Protección al Ambiente
Río Tecolutla No. 20, 2do Piso
Col. Cuauhtemoc, C.P. 91060, Xalapa, Ver.

Irma Sueli Valenzuela Sánchez

CINVESTAV-Unidad Mérida
Km. 6 Antigua carretera a Progreso
Apdo. Postal 73,
Cordemex, 97310, Mérida, Yuc., México

Cecilia Vanegas

Laboratorio de Ecofisiología,
Facultad de Ciencias, UNAM
Circuito Exterior, Ciudad Universitaria
Mexico D.F. 04510, Mexico

Susana Villanueva-Fragoso

Instituto de Ciencias del Mar
y Limnología, UNAM
Apartado postal 70-305
Circuito Exterior s/n,
Ciudad Universitaria,
C.P. 04510, Mexico D.F.

Antonio Villasol

Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental
de Bahías y Costas, Cuba
Carretera del Asilo s/n, Fca. Tiscornia, Casablanca,
Regla A.P. 11700,
Ciudad de La Habana, Cuba

Alma Delia Viveros Ruiz

Investigaciones Biotecnológicas, A.C. (INBIOTEC)
Ave. Araucarias 7-A, col. Badillo
Xalapa 91190, Veracruz. México

Stefan Waliszewski

Institute of Forensic Medicine,
University of Veracruz
SS. Juan Pablo II s/n
Boca del Rio, Veracruz, Mexico

Fiona Wong

Meteorological Service of Canada
5760 Dufferin Street
Downsview, Ontario
Canada, M3H 5T4

Irma Wong Chang

Instituto de Ciencias del Mar
y Limnología, UNAM
Apartado postal 70-305
Circuito Exterior s/n,
Ciudad Universitaria,
C.P. 04510, Mexico D.F.



Beltrán, J., A. Villasol, A. V. Botello y F. Palacios, 2005. Condición actual del ambiente marino-costero de la región del Gran Caribe, p. 1-24. *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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Condición Actual del Ambiente Marino-Costero de la Región del Gran Caribe

1

Jesús Beltrán ¹, Antonio Villasol ¹, Alfonso V. Botello ², Félix Palacios ¹

¹ Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas, Cuba

² Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

RESUMEN

Dada la importancia y particularidad del Caribe, la Oficina Regional para América Latina y el Caribe del PNUMA, inició una evaluación ambiental integral sobre las áreas marinas y costeras de la Región del Gran Caribe con la participación del Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas de Cuba y la colaboración de varios expertos de la región. La evaluación integral se encuentra dentro del marco GEO (Global Environment Outlook), programa del PNUMA. En el trabajo se presenta una información actualizada sobre el estado y tendencias del medio ambiente marino y costero de la Región del Gran Caribe. Se identifican la deforestación, minería, pesca y agricultura como las actividades económicas que en mayor medida afectan la calidad ambiental de los ecosistemas marinos y costeros. La mayoría de las costas de la región sufren una combinación de contaminación y sobreexplotación de los recursos pesqueros, teniendo como resultado la disminución de la productividad, pérdida de la biodiversidad y últimamente una seria amenaza a la salud humana. Las principales fuentes de contaminación terrestres son las aguas residuales urbano-industriales no tratadas. La recolección y disposición incorrecta de los residuos sólidos urbanos e industriales por la carencia de tecnologías adecuadas y la falta de tratamiento de las aguas residuales en gran parte de la región, constituyen problemas habituales que se agudizan al sumarle el crecimiento poblacional. En la región muchos arrecifes coralinos, esteros y lagunas costeras han sido alterados o destruidos físicamente, ya sea por azolves, contaminación o modificación de los patrones hidrológicos, mermando así significativamente su potencial como hábitat. Todos estos impactos han provocado la pérdida de la biodiversidad, la disminución de la abundancia de especies importantes y la desestabilización de las comunidades naturales.

ABSTRACT

Due to the significance and particularity of the Caribbean, the Regional Office for Latin America and the Caribbean from UNEP, an integral environmental assessment on the marine and coastal areas of the Wider Caribbean Region with the participation of the Center of Engineering and Environmental Management of Bays and Coastal (Cimab) of Cuba and the collaboration of several experts of the region was carried out. This assessment is in the framework GEO (Global Environment Outlook), as part of the UNEP. In this paper the most available and update information is presented regarding the state and the tendencies of the coastal and

marine environment of the Wider Caribbean Region. In this region it has been identified the deforestation, the mining, fishing and the agriculture, as the economic activities that affect the environmental quality of the marine and coastal ecosystems. Most of the coastal waters suffer a combination of pollution and over-fishing, it being result loss of its production, loss of biodiversity and recently real threats to human health. The main land-based sources of pollution are municipality and industrial non-treatment wastewater. The deficiency of services for the final disposal of the municipality and industrial solid wastes, due to the lack of technology and treatment of the sewage appropriate in most of the region, constitutes usual problem, which these become worse when adding the population growth. The reduction of the developing and reproduction areas of these organisms also has contributed to the decrease of this resource. In the region many coral reefs, tidelands and coastal lagoons have been altered or destroyed physically, either by natural whip, pollution or by hydrological patterns modification, which significantly decrease its potential as habitat. All these impacts have caused the biodiversity loss, the abundance decrease of important species and the destabilization of the natural communities.

INTRODUCCIÓN

El área considerada en este trabajo es la región denominada por el Programa Ambiental del Caribe (PAC) del PNUMA como la Región del Gran Caribe (PNUMA, 1994) cuyas aguas comunes ha sido dividida en "Zonas Económicas Exclusivas" (ZEE), que otorga la pesca y los derechos mineros del lecho marino a una nación particular (Fig. 1).

La Región del Gran Caribe (RGC) se extiende desde las Bahamas hasta la desembocadura del río Amazonas e incluye el Golfo de México, así como el Mar Caribe y grandes partes del Océano Atlántico. A su vez, para una mejor comprensión, la Región del Gran Caribe ha sido dividido por el PNUMA en subregiones geográficas (Tabla 1).

La RGC se caracteriza por su particular biodiversidad, fragilidad de sus ecosistemas y vulnerabilidad frente a las amenazas naturales. Los países caribeños dependen fuertemente de sus recursos marino-costeros y el desarrollo sostenible de estos recursos es un asunto decisivo para el desarrollo económico a largo plazo de la región. El estado actual del ambiente en la RGC, puede ser descrito examinando las principales amenazas a su ecosistema. No existe una base de datos actualizada de estudios ambientales, por lo que la evidencia de su degradación se presenta a menudo de manera individual por algunos países o subregiones. Así, los problemas de una nación o territorio, son también los problemas de la región debido a los problemas transfronterizos existentes en las aguas comunes de la región. El estado del ambiente en la región es preocupante porque

es impactado con frecuencia por los efectos sinérgicos de múltiples amenazas. Las aguas comunes soportan una combinación de contaminación y sobrepesca que trae como resultado una disminución de la producción, pérdidas de especies y ecosistemas, así como amenazas reales a la salud humana (Sullivan y Bustamante, 1999).

Como sucede en otras regiones del mundo, las principales fuentes terrestres de contaminación en el Caribe varían de país en país en dependencia de la naturaleza e intensidad de las actividades de desarrollo. Para mitigar y controlar las amenazas de la contaminación originada por las fuentes terrestres sobre los recursos costeros, es fundamental identificar el tipo y los niveles de contaminantes. Este proceso comprende la identificación de las fuentes de emisión, localización y volumen de las descargas y la concentración de los contaminantes potenciales. Sin embargo, las fuentes puntuales representan sólo una fracción de las fuentes terrestres de contaminación que afectan el medio marino-costero de la región (PNUMA, 1994; UNEP, 1998). La magnitud de las amenazas es producto de las presiones ejercidas por el crecimiento poblacional y el uso inadecuado o incorrecto de tecnologías; por ejemplo, mientras los esfuerzos de la pesca moderna pudieran no ser similares a los ejercidos en el pasado, la amenaza a los bancos de peces vulnerables es mayor con implicaciones regionales por la pérdida de reproducción y reclutamiento. Estas amenazas pueden ocurrir a todas las escalas desde el impacto ocasionado por un grupo pequeño de pescadores en una

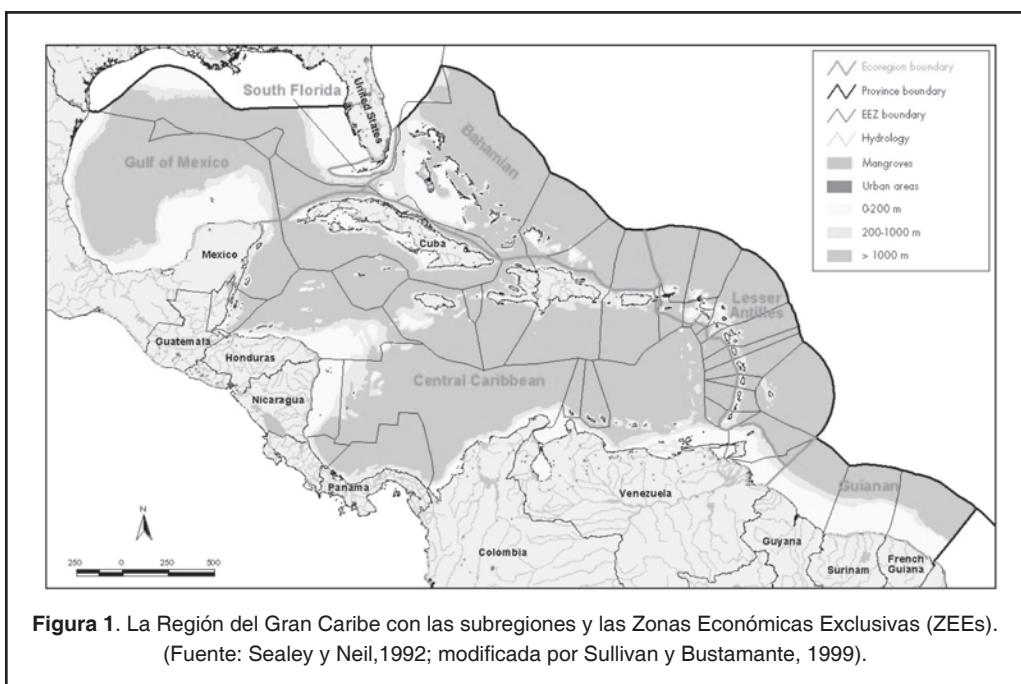


Figura 1. La Región del Gran Caribe con las subregiones y las Zonas Económicas Exclusivas (ZEEs). (Fuente: Sealey y Neil, 1992; modificada por Sullivan y Bustamante, 1999).

Tabla 1. Áreas subregionales dentro de la Región del Gran Caribe y países que las componen.

No	Subregiones	Países
I	Golfo de México	México y los Estados Unidos
II	Caribe Occidental	Belice, Costa Rica, Guatemala, Honduras, Nicaragua y Panamá
III	Caribe Nororiental y Central	Bahamas, Islas Caimán, Cuba, República Dominicana, Haití, Jamaica, Puerto Rico e Islas Turcas y Cacos
IV	Caribe Oriental	Anguila, Antigua y Barbuda, Barbados, Islas Vírgenes Británicas, Dominica, Granada, Guadalupe, Martinica, Montserrat, San Martín, Sta. Lucía, San. Kitts y Nevis, San Vicente y las Granadinas e Islas Vírgenes de EE.UU.
V	Caribe Sur	Colombia, Antillas Neerlandesas, Trinidad y Tobago y Venezuela
VI	Atlántico Ecuatorial Noroeste	Guayana Francesa, Guyana y Surinam

Fuente: PNUMA, 1994

laguna o bahía, hasta la amenaza de pesca excesiva regional (Burker y Kasserr, 2001). Los impactos pueden incluir extinción de especies, incremento de la incidencia de patógenos y en-

fermedades y pérdida de la productividad biológica (Sullivan y Bustamante, 1999). La tabla 2 muestra las escalas de amenazas y su impacto sobre la biota.

RESULTADOS

Contaminación Marina

La situación de la contaminación marina en zonas costeras, ha sido particularmente difícil de

documentar y concentrar. Los cambios a largo plazo producto de los impactos crónicos en los ambientes marino-costeros están dirigidos a:

Tabla 2. Escalas de amenazas y su impacto ambiental sobre la biota marina de la RGC.

Categoría de Amenaza	Impacto a Macroescala (Regional)	Impacto a Mesoescala (Subregional)	Impactos a Microescala (País o Estados)
Impactos de la captura masiva y la pesca artesanal	Posible extinción de especies más allá de las escalas biogeográficas.	Pérdida de poblaciones, agregaciones de desove o disminución dramática en la abundancia de especies (función ecológica alterada)	Extirpación local de una especie de una isla o de un ecosistema costero aislado.
Degradación y cambios de la calidad del cuerpo de agua.	Posible extinción de especies más allá de las escalas biogeográficas.	Grandes escalas cambian la productividad o diversidad provocando pérdida de estabilidad o producción, especialmente pérdida de pescas productivas. Mortandad masiva de peces.	La contaminación local "focos" altera el uso o utilidad del hábitat en áreas del litoral. Extirpación eventual de algunas especies con esas necesidades de hábitat.
Destrucción física del hábitat incluyendo humedales y arrecifes coralinos.	Posible extinción de especies más allá de las escalas biogeográficas. Posible extinción de comunidades naturales enteras en la región.	La pérdida de comunidades litorales, y la pérdida de producción a nivel subregional debido a la pérdida de áreas de desove.	La extirpación local de una comunidad natural y la producción local sostenida.
Impactos de los cambios climáticos relacionado a las actividades antropogénicas .	Cambios en la distribución y posible extinción de especies. Pérdida de estabilidad de algunas comunidades sensibles al clima (arrecifes de coral y manglares).	Aumento en la actividad tormentosa, aumento o disminución de la lluvia, posibles inundaciones o sequías. Las tormentas catastróficas pueden forzar cambios en el uso de la tierra costera.	Los cambios locales poco probables de detectar, dificultan la identificación sin una información básica regional.
Introducción de especies exóticas. Los ejemplos incluyen plantas invasoras a los pantanos costeros y vectores de enfermedades o patógenos por transporte marítimo.	Impacto a lo ancho de la región por la propagación de enfermedades. Por ejemplo, la mortalidad en los erizos de mar (Diadema). Destrucción a lo ancho de la región de la estabilidad de las playas y zonas costeras debido a la introducción de plantas como la Casuarina.	Cambios de la abundancia de especies en las subregiones, pérdida de comunidades naturales por especies exóticas.	Pérdida de comunidades locales pudiendo ser crítico a las poblaciones, extirpación de una especie local por enfermedad o por competencia con especies exóticas.

Fuente: Burker y Kasserr, 2001

- Pérdida de la diversidad biológica global.
- Disminución de la abundancia de especies importantes o explotables comercialmente.
- Desestabilización de las comunidades naturales que aumentan el potencial de enfermedades, el florecimiento de algas tóxicas y la introducción de especies exóticas.
- Pérdida de ecosistemas o ecotonos que sirven de sostén al equilibrio ecológico.

La magnitud de la degradación costera en la RGC es amplia y hoy en día constituye una amenaza manifiesta a la salud humana a medida que los procesos de eutrofización cultural promueven tanto la proliferación de algas dañinas, como de patógenos. Más allá del daño ecológico y la amenaza a la salud humana, hay una pérdida seria de la calidad de vida de los habitantes (UNEP, 2000). La degradación de la calidad de agua puede ser causada por alteración en las características del agua de mar que mantiene y soporta la biota marina existente, así como sus procesos ecológicos. Los parámetros de calidad del agua de mar varían con las mareas, los cambios estacionales y eventos meteorológicos, incluyendo a los organismos que se han adaptado a un intervalo específico de parámetros físico-químicos y condiciones oceanográficas (Margalef, 1980). Los cambios en la hidrología costera son frecuentemente el resultado de alteraciones provocadas por la actividad humana a largo plazo. Como ejemplo regional está la degradación de los Everglades en la Florida (Cuadro 1), donde según Parker (1984), el impacto se ha acumulado por casi 70 años y los costos estimados para su restauración alcanzan las decenas de miles de millones de dólares.

Cuadro 1. Los Everglades

El proceso de drenaje de los pantanos costeros, el relleno de los humedales y la construcción de canales durante casi 70 años han llevado a la destrucción de un ecosistema de humedales de gran valor. El indicador más concluyente del alcance de esta degradación procede de censos realizados en los Everglades de aves costeras tales como las garzas reales, garzas comunes, ibises y espátulas que se estiman en una población de 30 millones de aves costeras. Esta proporción descendió en la década de los años 90 en 300,000 individuos aproximadamente. La consecuencia de tal degradación derivó en la pérdida de los Everglades como un ecosistema funcional y la disminución de ingresos para el turismo en los Cayos de la Florida, así como pérdidas en la pesca comercial, tanto en la Bahía de la Florida como en sus cayos. Los costos estimados para la restauración del ecosistema se estiman en decenas de miles de millones de dólares (Parker, 1984).

En la figura 2 se observa una vista aérea de los trabajos en los Cayos de la Florida. Estas construcciones fueron viables desde el punto de vista turístico, pero conllevaron a la destrucción de los manglares y humedales, así como convirtieron las edificaciones más vulnerables a los embates ante huracanes y tormentas locales severas. La construcción de estos canales fue prohibida en la Florida en 1978.

Fuente: Davis y Ogden, 1994 .

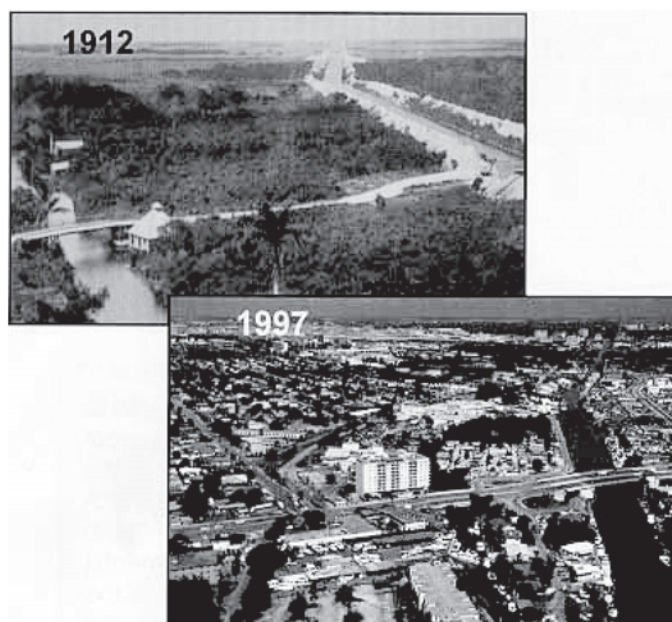


Figura 2. Vista aérea de los trabajos en los Cayos de la Florida, EUA.

Agua Servidas, Nutrientes y Sedimentos

La contaminación provocada por las descargas de aguas servidas sin tratamiento previo —introducción al medio marino de nutrientes (nitrogenados, fosforados y compuestos solubles de silicio), micro-contaminantes y microorganismos patógenos— es el problema más generalizado en la RGC, unido al manejo incorrecto de los residuos industriales, incluido los desechos peligrosos y los residuos sólidos urbanos. El 70% de las costas caribeñas presentan riesgos de contaminación por fuentes terrestres (PNUMA, 1994; UNEP, 1998). El PNUMA en 1994 realizó estudios en el área que arrojaron estimados subregionales de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) —aportada por las fuentes de contaminación de origen terrestre a las áreas costeras— con valores superiores a los 4 millones de toneladas anuales. Las regiones más afectadas correspondieron al Golfo de México y el Caribe Sur con 2 y 1 millones de toneladas de DBO_5 de descargas domésticas al año, respectivamente. Además, se estimó que la carga industrial podría tomar valores hasta 20 veces mayor (PNUMA, 1994). Entre las principales cargas contaminantes de origen industrial se identificaron aquellas procedentes de refinerías de petróleo, fábricas de azúcar de caña y alimentos, destilerías de alcohol, cervecerías, papeleras y las industrias químicas (orgánica e inorgánica). Las refinerías de petróleo contribuyen con el 70% del total de las cargas industriales de DBO_5 y con el 80% de las cargas contaminantes de petróleo (PNUMA, 1994). La eutrofización costera producto de los vertimientos de aguas servidas, constituye un problema regional particularmente agudo en zonas cercanas a los grandes centros urbanos (Sullivan Sealey, 1998).

Desde los años 90 en la RGC se empezó a generar problemas de eutrofización cultural. Actualmente, se estima que la carga total de nutrientes introducida en las aguas del Caribe provenientes de fuentes terrestres es de 1.3×10^5 ton/año de nitrógeno y 5.8×10^4 ton/año de fósforo (UNEP, 2000), lo que produce un enriquecimiento incontrolable de nutrientes en las aguas comunes de la región. Un ejemplo de este fenómeno resulta la porción Noreste del Golfo de México (Cuadro 2) donde se presenta desde los años 70, la llamada “zona muerta” que cubre un área entre 7,000-10,000 km² y es

Cuadro 2.

La Zona Muerta del Golfo de México

El 41% del territorio continental de los Estados Unidos drena al Golfo de México a través del río Mississippi y sus afluentes. En los últimos 20 años ha aumentado considerablemente el contenido de nitrógeno y fósforo provenientes del río de Mississippi y actualmente excede los 1.6 millones de toneladas estimulando el crecimiento de la flora marina. La mayor parte de estos nutrientes provienen de escurrimientos agrícolas del medio oeste de los Estados Unidos (PNUMA, 1994).

La zona representa áreas de drástico agotamiento de oxígeno y comprende áreas de cobertura diferentes de verano a verano. Los investigadores están intentando entender qué factores influyen en el cambio de tamaño y área (Ferber, 2001).

Los primeros informes de esta “Zona Muerta” (Fig. 3) fueron reportados en los inicios de los años 70 y fue descrita como una pequeña área que aparecía sólo después de escurrimiento de primavera hacia el Golfo. En 1999 la “Zona Muerta” del Norte del Golfo de México cubrió un área entre 7,000 km² a 10,000 km² y es considerada la tercera del mundo por su tamaño (Rabalais, 1999).

Un efecto directo ocasionado por este tipo de contaminación y la eutrofización, es la desaparición de peces y la eventual asfixia por falta de oxígeno de los organismos bentónicos. Este fenómeno está repercutiendo en la productividad del ecosistema y en la economía de la región, ya que las pesquerías son un recurso renovable y vital de la zona Norte del Golfo de México que está siendo ampliamente afectado (Antweiler, 1995; Rabalais, 1999).

considerada la tercera más grande del mundo por su extensión (Rabalais y Scovia, 1999).

En la RGC se estima que más de mil millones de toneladas por año de material particulado es depositado en sus aguas. Las cargas fluviales, disueltas y suspendidas, se han incrementado en más del doble en los últimos años debido a las actividades humanas (UNEP, 1999). Valores excepcionalmente altos de sólidos totales son observados en el Golfo de México (Fig. 3). Los sólidos suspendidos incluyen sedimentos y materia orgánica que aportan fundamentalmente nutrientes. Este fenómeno contribuye a la aparición de zonas costeras eutrofizadas por el bloqueo de la luz a las plantas bentónicas (praderas de pastos marinos) y el estímulo del crecimiento de algas que producen un cam-

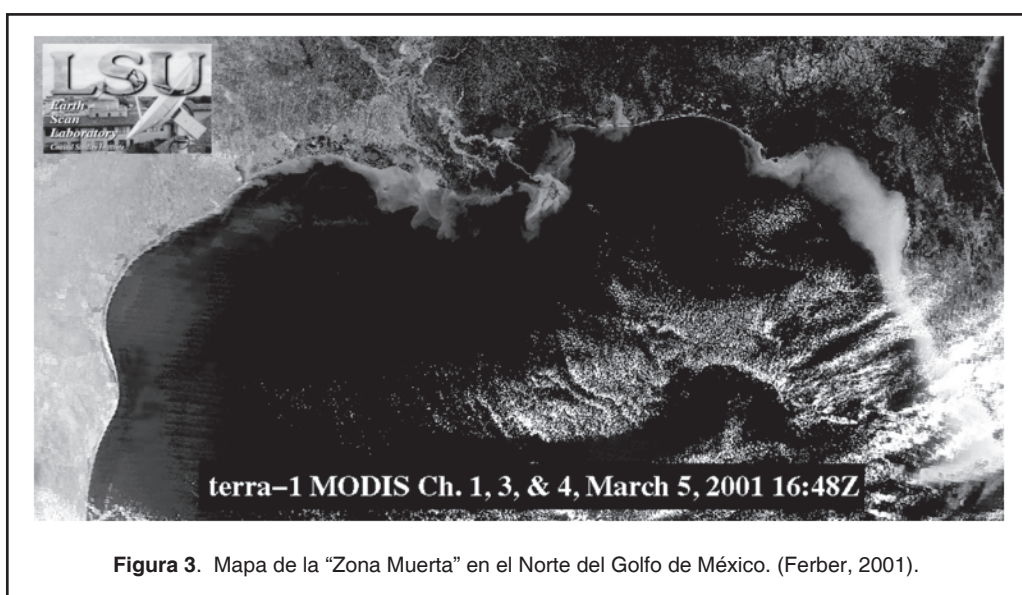


Figura 3. Mapa de la "Zona Muerta" en el Norte del Golfo de México. (Ferber, 2001).

bio significativo en la estructura de comunidades del fitoplancton (Turner y Rabalais, 1991; Lowe *et al.*, 1991).

La creciente turbiedad de las aguas costeras como resultado del transporte fluvial de suelos erosionados hacia el mar, produce la deposición de grandes cantidades de material particulado sobre el fondo marino. Estudios realizados en arrecifes coralinos del Caribe en las costas de Panamá, Costa Rica, Nicaragua, Cuba, Las Bahamas, Venezuela, República Dominicana y Puerto Rico; confirman el impacto negativo causado por las cargas sedimentarias arrastradas por los ríos que producen una disminución marcada de las poblaciones juveniles de corales, en particular en las costas de Jamaica y Puerto Rico (Cortés y Risk, 1985; GEF/PNUD/PNUMA, 1998; BEST, 1995, 1999; Senior *et al.*, 1999; Woodley *et al.*, 2001; Alcolado, 2003).

El principal problema de contaminación en la bahía de Bluefields en Nicaragua es la enorme carga sedimentaria -con aportes importantes de nutrientes- introducida a la bahía por el río Escondido. El fenómeno de la sedimentación aumenta considerablemente los costos anuales de dragado de puertos para mantener la navegación (GEF/PNUD/PNUMA, 1998).

La minería es otra fuente de ingresos de sedimentos al ambiente costero, ya sea directamente o indirectamente a través de los cursos de

agua. Las minas de bauxita son particularmente importantes a las economías de Jamaica, Surinam, Guyana y en un grado menor, a la República Dominicana, Cuba y Haití. Esta explotación minera se realiza cerca de las áreas costeras, pero existe muy poca información sobre la eliminación de los desechos de minería en los ríos tributarios a las aguas costeras adyacentes (PNUMA, 1994; UNEP, 2000).

En las Antillas Mayores también existen casos evidentes de zonas muy influidas por la descarga directa de aguas residuales sin un tratamiento adecuado que provocan una contaminación orgánica importante. El litoral de Santo Domingo en República Dominicana, la Bahía de La Habana en Cuba y el puerto de Kingston en Jamaica son ejemplos típicos de zonas influidas por las fuentes terrestres de contaminación.

En el litoral de Santo Domingo los grandes volúmenes de aguas servidas vertidas a la línea de costa provocan un impacto negativo en el turismo y la recreación, así como una disminución en la producción de los recursos pesqueros. La hepatitis contraída a partir del contacto primario (natación) en las playas ha alcanzado proporciones casi epidémicas entre la población dominicana. La situación se está convirtiendo aún más crítica a causa de los contaminantes agrícolas que tributan a través del río Ozama y en grado menor por el río Haina. (García Galocha *et al.*, 1998).

A la bahía de La Habana tributan alrededor de 300,000 m³ día⁻¹ de aguas residuales urbano-industriales a través de industrias, drenajes pluviales y ríos con escasos niveles de tratamiento (GEF/PNUD/PNUMA, 1998; Valdés *et al.*, 2002). Este comportamiento introduce aproximadamente 4.8 toneladas de compuestos nitrogenados y 1.2 toneladas de compuestos fosforados, que representa una elevada concentración de nutrientes en sus aguas, estimulando los procesos de eutrofización costeros y mareas rojas, que han sido observados durante las campañas de muestreo en el período 1997-2002. Estos niveles de contaminación representan una severa degradación ecológica y una posible amenaza para la salud pública (González *et al.*, 1997; Beltrán *et al.*, 2000, 2001, 2002). Esta bahía es un clásico ejemplo de una zona costera contaminada, donde los impactos ecológicos pueden ir más allá del ambiente local mostrando un efecto transfronterizo de contaminación.

En la bahía de Kingston en Jamaica, los problemas de contaminación en la zona costera generados por los aportes de nutrientes, está provocando elevados procesos de eutrofización y un deterioro progresivo del ambiente marino-costero con una reducción de la actividad pesquera a niveles muy bajos. Inventarios biológicos parecen corroborar que la contaminación tanto de las aguas como de los sedimentos ha causado una aguda disminución de la diversidad biológica, particularmente de especies comerciales y hábitat frágiles. Así, las aguas del interior de la bahía no pueden ser usadas como playas, reduciendo sus valores turísticos y recreativos (GEF/PNUD/PNUMA, 1998; UNEP/CEP, 1999).

Otro ejemplo en la región de un ambiente costero degradado es el estuario de la bahía de San Juan en Puerto Rico. Estudios realizados en el periodo 1994-1997, mostraron la incidencia negativa de las aguas servidas de la ciudad en el ecosistema, en particular en la zona del Caño de Martín Peña —franja costera muy influida por actividades humanas donde se encontraron valores muy elevados de nitrógeno amoniacal, característicos de cuerpos de agua eutrofizados—. Asimismo, en la laguna de José, en otra zona del estuario, se registraron concentraciones de oxígeno disuelto cercanas

a cero, con afectaciones importantes en la diversidad biológica de la zona (USGS, 1998).

En Las Bahamas se producen florecimientos algales en las aguas costeras del archipiélago con afectaciones a la industria del turismo y la productividad pesquera, por los aportes de nutrientes a través de las aguas servidas (BEST, 1995, 1999).

En la porción caribeña del continente suramericano existen también ejemplos de zonas con evidente contaminación orgánica. En Colombia se encuentran la bahía de Cartagena y la ciénega de la Tesca que son cuerpos de agua contaminados por las descargas de las aguas servidas municipales que depositan materia orgánica y nutrientes tanto en la bahía como en la ciénega y adicionalmente químicos y sedimentos en la bahía, mediante descargas industriales y aportes provenientes de fuentes fluviales (GEF/PNUD/PNUMA, 1998). Ambos ecosistemas reciben entre el 40% y el 60% de todas las aguas servidas de la ciudad, sin ningún tratamiento (Hazen y Sawyer, 1999).

En la ciénega de la Tesca se han experimentado muertes masivas de peces durante las épocas de verano, debido a los altos niveles de contaminación orgánica asociados con la reducción del oxígeno disuelto. A su vez, en la bahía de Cartagena se está presentando un fenómeno de pérdida considerable de profundidad y aumento de la turbiedad —producto de la deposición de materia en suspensión— con afectaciones para la navegación y aumento de los costos asociados por el aumento de las operaciones de dragado en las zonas portuarias, asimismo por las propias causas, en varias zonas costeras se han reducido las actividades para el uso turístico y pesquero (EDURBE-FONADE, 1994; GEF/PNUD/PNUMA, 1998). Adicionalmente, la carga sedimentaria y el transporte de contaminantes, está repercutiendo en el deterioro del Parque Nacional de los Corales del Rosario con la pérdida de valores del paisaje y del ecosistema en general (UNEP/CEP, 1999).

Las bahías de Barcelona, Pozuelos y Bergantín en Venezuela están sometidas al impacto de las descargas de aguas servidas con

una seria degradación ambiental. La bahía de Barcelona, recibe grandes cantidades de materia orgánica y microorganismos patógenos a través del río Neverí y las estaciones de bombeo de la ciudad de Barcelona. Así, en toda la franja litoral se observan claros indicios de eutrofización en sus aguas y limitaciones para el baño (Senior *et al.*, 1997, 1999). En la bahía de Pozuelos, a pesar de que es uno de los polos turísticos más importantes de la región oriental de Venezuela, el uso turístico-recreativo está limitado por los altos valores de los indicadores bacteriológicos reportados en la zona (Senior, y Aparicio, 1993; Senior *et al.*, 1997; 1998; 1999).

La rica biodiversidad de la Costa Atlántica de Guatemala ha propiciado un acelerado desarrollo de la infraestructura portuaria y la industria del turismo con afectaciones en la zona debido al incremento de la inmigración local. En Puerto Barrios, el principal puerto de Guatemala, el desarrollo industrial y la creciente urbanización incontrolada generan elevados volúmenes de cargas contaminantes ricas en nutrientes y sólidos que se vierten sin tratar al mar. Las presiones por inadecuadas prácticas agrícolas, pesca excesiva y la explotación de recursos fósiles ponen en peligro el futuro sustentable de esta región (UNEP/CEP, 1999). En el distrito de Commewijne-Marowijne, Surinam, el inadecuado manejo de los recursos pesqueros y la pesca excesiva, además de los problemas de contaminación marina procedentes de las aguas servidas y el intenso uso de plaguicidas en la agricultura, constituyen las causas principales de la pérdida de los valores costeros en la región. El desarrollo de un programa local para el manejo de las zonas costeras de Union Island, Mayreau y Tobago Cays en St. Vicente y las Granadinas, determinó que la inadecuada gestión y uso de los recursos naturales en las islas, están perjudicando los valores ecológicos de la zona. Adicionalmente, se ha observado una destrucción acelerada de los extensos ecosistemas coralinos presentes en las aguas poco profundas (UNEP/CEP, 1999).

Contaminantes Petrogénicos

Los hidrocarburos del petróleo y sus derivados pueden penetrar en el mar en forma de crudos

(no refinados), con una gran cantidad de compuestos insolubles. Los petróleos refinados, gasolinas y otros combustibles fósiles, tienen un alto contenido de compuestos solubles que pueden dispersarse a grandes distancias por las corrientes oceánicas (OMI, 1991). La contaminación petrogénica que incluye todos los productos del petróleo se manifiesta en dos formas:

- Contaminación crónica (descargas petrogénicas sistemáticas al mar por fuentes terrestres o marinas).
- Contaminación aguda -a menudo catastrófica- (derrames de hidrocarburos al mar)

La RGC sufre un daño considerable debido a vertimientos sistemáticos de hidrocarburos, pequeños derrames y especialmente la descarga de aguas de lavado de tanques en los supertanqueros que son transportadas por las corrientes oceánicas, para terminar como agregados de alquitrán en playas y arrecifes coralinos (OMI, 1991).

Estudios realizados en Cuba demuestran que los archipiélagos Sabana-Camagüey y Canarreos, son áreas visiblemente afectadas por descargas continuas de estos contaminantes, debido a su proximidad con el conocido derrotero marítimo del Canal Viejo de Bahamas (CMC, 1993; Palacios *et al.*, 1998; Alcolado, 2003). En las islas de Barbados y Trinidad & Tobago se producen grandes arribos de agregados de alquitrán a las costas por las actividades off shore, en particular en Mayaro en el Sur de la isla de Trinidad (INPA, 2001).

Según estimados, el 90% de las cargas contaminantes por petróleo que ingresan en las aguas costeras de la región están relacionadas con fuentes industriales, señalándose las refinerías y las plantas petroquímicas como las principales fuentes de contaminación costera por petróleo. Sin embargo, en el informe del PNUMA, se reportó que las cargas contaminantes de petróleo procedentes de fuentes domésticas, fueron más altas en la subregión del Caribe Sur. La subregión del Caribe Nororiental y Central, también mostró estimados relativamente altos particularmente en ambas costas de Puerto Rico (PNUMA, 1994).

El Proyecto CARIPOL, desarrollado entre los años 70 y 80, ha suministrado la única información disponible sobre los niveles de contaminación por petróleo en aguas costeras y sedimentos del Caribe. Estos resultados indican que la concentración de hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos en las aguas marino-costeras son generalmente bajas en las aguas frente a las costas y relativamente altas en áreas costeras cerradas (Atwood *et al.*, 1987; CARIPOL, 1987). En sedimentos recientes de acuerdo a los niveles medios de hidrocarburos totales reportados, indicaron la presencia de una contaminación ligera en la región, con una reducida influencia sobre las especies marinas analizadas (Bravo *et al.*, 1978; Botello y Macko, 1982; Garay, 1986; CARIPOL, 1987; Wade *et al.*, 1988). Un resumen de los principales resultados por subregiones es presentado en la Tabla 3.

En estudios más recientes realizados en varios países de la RGC las concentraciones registradas en los sedimentos recientes (Tabla 4), se mantuvieron en el entorno de ecosistemas costeros ligeramente contaminados; resultando las bahías de La Habana y Cartagena las más influidas en la región (GEF/PNUD/PNUMA, 1998).

En zonas costeras próximas a refinerías de petróleo, termoeléctricas y complejos petroquímicos en general, se registró una tendencia al

Tabla 3. Niveles medios de hidrocarburos disueltos y dispersos ($\mu\text{g.L}^{-1}$) en aguas superficiales de la RGC.			
Áreas Costeras	HPDD Promedio	Desviación Estándar	Número de Muestras
Golfo de México	4.32	8.1	616
Caribe Occidental	8.83	10.5	281
Caribe Nororiental y Central	12.58	23.5	239
Caribe Sur	1.34	3.49	273
Caribe Oriental	1.26	0.99	181

Fuente: Atwood, 1987; CARIPOL, 1987

Tabla 4. Hidrocarburos totales (mg.Kg^{-1} materia seca) en sedimentos recientes del Caribe.

Áreas Costeras	Intervalo de Valores	Promedio
Litoral de Santo Domingo, República Dominicana	16-291	76
Point Lisas, Trinidad y Tobago	1.119	67
Bahía de Bluefields, Nicaragua	27-31	28
Bahía de Pozuelos, Venezuela	5-142	36
Bahía de cartagena, Colombia	23-890	436
Bahía de la Habana, Cuba	685-1212	1026

Fuente: GEF/PNUD/PNUMA, 1998.

aumento de los niveles de contaminación por petróleo, influido por las emisiones de estas fuentes (GEF/PNUD/PNUMA, 1998; Villasol *et al.*, 1998).

La zona marino-costera mexicana del Golfo de México es una de las mayores cuencas de hidrocarburos con una producción superior a las 400,000 toneladas métricas por día, sujeta a un intenso tráfico de buques petroleros que movilizan más de 5 millones de barriles diarios y donde se vierten al mar cerca de 7 millones de barriles al año por el lavado de sus tanques, que ejercen una presión ambiental en los principales ríos, lagunas costeras y estuarios de la zona (Botello *et al.*, 1997). El 50% de los sistemas costeros mexicanos del Golfo de México rebasan el límite permisible de hidrocarburos disueltos para aguas superficiales no contaminadas según criterios de UNESCO (1976), en particular la laguna de Términos en Campeche que registró el nivel más alto de contaminación, seguida por el río Tuxpan y la laguna del Ostión en Veracruz. Las lagunas de Tabasco presentan niveles menores a la norma establecida por la UNESCO y pueden considerarse zonas no contaminadas por hidrocarburos (Botello *et al.*, 1996; Botello, 2000). El sistema estuarino del río Tonalá, ocupa el primer lugar con presencia de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs). Los sedimentos, en aproximadamente la mitad de los sitios analizados, rebasan la

norma establecida por la UNESCO (1976) para zonas no contaminadas. Los estudios más detallados de organismos marinos (peces, moluscos y crustáceos) se desarrollaron en la década de 80-90 en la región del río Coatzacoalcos, donde se detectaron altas concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) de elevada toxicidad y potencial carcinogénico, resultando uno de los sitios más contaminados por hidrocarburos del petróleo en el Caribe (Botello *et al.*, 1996). Esta información señala que las aguas y los sedimentos del Golfo de México están más contaminados en relación con otras áreas en la RGC, porque la mayoría de las concentraciones reportadas exceden el límite permisible propuesto por la UNESCO (1976) con la presencia de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs). Estos resultados muestran la intensa actividad petrolera y los aportes persistentes de hidrocarburos del petróleo a los ecosistemas costeros mexicanos (Botello *et al.*, 1997).

Otra vía importante de contaminación por petróleo en la RGC son los derrames de petróleo causados por accidentes marítimos, la explotación de gas y las plataformas de petróleo offshore en el Golfo de México, como consecuencia de roturas de ductos, explosiones e incendios en los pozos, desbordamientos y mal funcionamiento de los equipos. Fuera del Golfo de México se llevan a cabo operaciones similares en el lago de Maracaibo, Venezuela y a lo largo de la costa oriental de Trinidad y Tobago.

La productividad y el comercio de la RGC dependen en gran medida del transporte marítimo. Cada año alrededor de 50,000 embarcaciones cruzan las aguas de la región y alrededor de 82.5% utilizan las facilidades portuarias de la región. La RGC es una de las más importantes zonas de producción de hidrocarburos con cerca 170 millones de toneladas por año (Cetra, 1999).

Existen aproximadamente 100 refinerías de petróleo en RGC que procesan alrededor de 500,106 toneladas de petróleo por año. El 75% de estas refinerías operan en las costas del Golfo de México pero el petróleo refinado es transportado a otros países de la RGC generando un intenso tráfico marítimo de supertanqueros con varias rutas de distribución interna que movilizan como promedio 5 millones de

barriles de crudo por día según Botello *et al.* 1997. De ahí el gran riesgo y vulnerabilidad que se encuentra sometido el Mar Caribe ante los derrames de hidrocarburos.

El derrame de hidrocarburos más conocido en el Mar Caribe fue el ocurrido en el pozo de petróleo IXTOC I (1979) en el Banco de Campeche, al Sureste del Golfo de México durante las operaciones de perforación de gas y petróleo. La explosión del pozo ocasionó la fuga de 30 mil barriles diarios de petróleo crudo ligero durante diez meses para un total de 475,000 toneladas métricas (PNUMA, 1994; IOCARIBE, 1997). El petróleo derramado contaminó gran parte del litoral del golfo mexicano y dañó severamente su franja costera, constituida principalmente de playas arenosas e islas de barreras que protegían a lagunas costeras, estuarios y humedales, ecosistemas que aún no se han estabilizado (PNUMA, 1994; Botello *et al.*, 1996).

La Tabla 5 es representativa de los principales derrames de hidrocarburos ocurridos en la región desde 1962 hasta la fecha.

Aunque recientemente no han ocurrido derrames grandes de hidrocarburos en la RGC, es conocido que grandes volúmenes de hidrocarburos son vertidos desde tanqueros, lo cual incrementa de forma permanente los niveles crónicos de hidrocarburos en el mar y la presencia de agregados de alquitrán en las costas (UNEP/CEP, 1999). Sin embargo, se dispone de una información muy limitada para evaluar estrictamente los riesgos ecológicos y los daños a la salud (Capuzzo. y Moore, 1986; Barron, 1990; Botello *et al.*, 1997). Diversos autores en otras regiones tropicales, han demostrado el impacto que ocasiona la descarga de petróleo en el medio marino, en particular la alta densidad de instalaciones petroleras y los deficientes sistemas de alcantarillados han intervenido en la degradación física de importantes áreas y cambios dinámicos en la ecología de ecosistemas frágiles tales como los arrecifes de coral, lechos de pastizales marinos, bosques de manglares y poblaciones de peces y mariscos mar adentro, en ocasiones con efectos irreversibles (Knapp, 1983; Getter *et al.*, 1985; Gallegos y V. Botello, 1986; Cubit *et al.*, 1987; Thorgaugh y Marcus, 1987).

Tabla 5. Mayores derrames de hidrocarburos en la RGC.

Año	Zona del Derrame	Millones de Litros
1962	ARGEA PRIMA, Guárnica, Puerto Rico	11
1967	Fuga en tubería, Louisiana, USA	25
1968	WITWATER, cerca de la isla Galeta en Panamá	3 Diesel oil y Bunker C
1970	Reventón en plataforma de ultramar	10
1971	SANTA AUGUSTA, St. Croix, U.S.V.I	13 Crudo
1973	ZOE COLOCOTRONIS, Cabo Rojo, Puerto Rico	5 Crudo
1975	GARBIS, Cayos de la Florida US	24-5 Crudo
1976	Ruptura de cañería en Corpus Christi, TX	1 Crudo
1977	Embarcación sin identificar, Bahía de Guayanilla, PR	2 Crudo venezolano
1978	Howard Star, Tampa, Florida USA	15-20% Crudo 80% Bunker
1979	BURHAH AGATE, Texas USA	5-41
1979	ANTLANTIC EMPRESS, afueras de Trinidad y Tobago	158
1979-80	IXTOC I, Explosión en plataforma marina	528-1,626 Crudo
1984	ALVENUS, Louisiana USA	25
1985	RANGER, Explosión en plataforma, Texas, USA	24-52
1986	Refinería las Minas, Panamá	8 Crudo
1991	VISTA BELLA Barge, afueras de St. Kitts y Nevis	2 Bunker C
1994	Berman, San Juan Puerto Rico	375 Fuel oil No. 6
1997	NISOS AMORGOS, Buque tanque Golfo de Venezuela	3.2
2000	Unknown Ship., La Habana Cuba*	0.4 Crudo

Fuente: IOCARIBE, 1997; Cimab, 2000*

Patógenos

La descarga de aguas servidas en la franja costera es una amenaza a la vida marina y a la salud pública. Las aguas cálidas del Caribe, contribuyen a la proliferación y crecimiento de bacterias y virus patógenos que causan serias enfermedades al hombre. La hepatitis, el cólera no-contagioso y la meningitis pueden ser contraídas durante la exposición de aguas contaminadas. La carencia de sistemas de tratamiento de aguas residuales, constituye adicionalmente otra amenaza de propagación de enfermedades bacteriológicas en los ambientes marino-costeros. En consecuencia, la preocupación en la salud pública cubre actividades tan comunes como bañarse en la playa o comer alimentos marinos de zonas locales (Ward y Singh, 1987; Broutman y Leonard, 1988; Short, 1991).

La bahía de La Habana en Cuba es un ecosistema cerrado con un severo deterioro sanitario y elevada contaminación microbiológica con valores de 10^3 NMP/100 mL superiores a la norma cubana NC 22:1999 para contacto directo e indirecto (González *et al.*, 1997; Beltrán *et al.*, 2000 y 2002). En Las Bahamas se ha advertido a la población durante la etapa alta del turismo evitar el consumo de cobos (*Strombus gigas*) y otros moluscos, debido a la presencia del patógeno *Vibrio* sp. porque cuentan con estadísticas sobre el incremento de enfermedades asociadas con este patógeno e incluso un caso de fallecido reportado (BEST, 2002).

El Golfo de México muestra una acentuada y evidente contaminación bacteriológica (Wong y Barrera, 2000) a causa de los vertidos de aguas

residuales urbanas sin un tratamiento adecuado procedentes de las ciudades costeras de Tampico, Tuxpan, Veracruz, Coatzacoalcos, El Carmen y Campeche, así como otras áreas densamente pobladas y distantes del altiplano. Las aguas de las principales lagunas costeras donde se cultiva el ostión (laguna de Tamiahua en Tamaulipas, lagunas Mandinga, Pueblo Viejo y Alvarado en Veracruz, así como las lagunas Mecoacán y Carmen-Machona en Tabasco), presentan niveles de contaminación bacteriana que exceden los límites permisibles para áreas de cultivo de moluscos. En la localidad del río Coatzacoalcos, Veracruz, los estudios ambientales realizados por Botello *et al.*, 1986, indicaron altos y constantes valores de bacterias coliformes con contaminación microbiológica de la red de agua potable, así como la descarga de aguas residuales sin tratar en estuarios, ríos y lagunas. En Campeche, donde la producción pesquera es comercialmente importante, los niveles de coliformes fecales en agua, sedimentos y especies marinas esenciales para el consumo humano, están excediendo las normas de salud pública nacional. Como consecuencia, ningún ostión cultivado en el área (30,000 toneladas por año de ostras), puede exportarse por el riesgo que representan para la salud humana (Botello *et al.*, 1996). En el periodo 1995-1998 se presentaron en el litoral del Golfo de México un elevado número de casos de cólera producidos por la bacteria *Vibrio cholerae*. Castañón *et al.* (1999) y Wong *et al.* (2000), reportaron recientemente la aparición de un segundo caso fatal por infección de esta bacteria alojada en alimentos marinos contaminados.

Agentes Tóxicos

Los agentes tóxicos conocidos como sustancias tóxicas persistentes (plaguicidas sintéticos, metales trazas, dioxinas) están presentes en los programas de vigilancia de la RGC. Encuestas realizadas en el Programa Mussel Watch de la NOAA/COI/PNUD indican que los derivados del DDT y el lindano son los compuestos más abundantes entre los plaguicidas presentes (NOAA, 1995; UNEP, 2002). En el litoral del Golfo de México se emplean anualmente más de 2.6 millones de kg de sustancias activas, relacionadas con la agricultura o en la eliminación de vectores, en particular los plaguicidas fosfo-

rados y clorados, carbámicos, tiocarbámicos y los derivados del cobre (Botello *et al.*, 1996, 1997) que tienen un impacto adverso sobre las larvas de especies marinas que habitan los arrecifes de coral y pueden ser acumulados a través de la cadena trófica. Asimismo, estudios recientes indican elevadas concentraciones de plaguicidas organoclorados en muestras de leche materna de mujeres que habitan las áreas costeras rurales del Sureste mexicano, lo que pone de manifiesto el elevado riesgo a la salud humana de este tipo de contaminación (Botello *et al.*, 1998), siendo la zona más influida por la presencia de compuestos altamente persistentes (PNUMA, 1994).

Varios países del Caribe involucrados en los Proyectos del GEF/PNUD/PNUMA también reportaron el DDT y sus derivados como el principal contribuyente a la contaminación por residuos de plaguicidas, aunque otros plaguicidas organoclorados presentaron alguna incidencia en la mayoría de los países estudiados (GEF/PNUD/PNUMA, 1998). En las aguas costeras de Santo Domingo se detectaron concentraciones medias de Σ HCH (de múltiples uso en la agricultura y en actividades domésticas) de 5.1 ng.L^{-1} y dieldrin de 4.1 ng.L^{-1} (García Galocha *et al.*, 1998). En el Sudoeste cubano, de intensa actividad agrícola, durante el periodo 1992-2001 se encontraron concentraciones en sedimentos de DDT con intervalo de $4.6\text{-}61.4 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$ peso seco y lindano entre $0.4\text{-}44.2 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$ peso seco, así como en moluscos con valores de DDT entre $1.7\text{-}23.7 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$ peso seco (Dierksmeier, 2002). Un reporte de Cimab (1998) sobre la aplicación de plaguicidas en Colombia, Panamá, Nicaragua y Costa Rica, muestra el uso de los agroquímicos empleados en las plantaciones bananeras. Además, el control de pandemias (malaria, dengue y paludismo) ha propiciado un alto consumo de plaguicidas persistentes y como consecuencia sus costas se encuentran muy influidas por estas sustancias tóxicas.

Los metales tóxicos entran en el ambiente marino por fuentes terrestres. Así, las actividades mineras constituyen una de las fuentes principales de contaminación de metales en las zonas costeras de la región, en particular en México, Cuba y Jamaica (PNUMA, 1994). El establecimiento de criterios, guías, objetivos y estándares de calidad para los metales pesa-

dos, con el propósito de proteger los ambientes marino-costeros es una tarea compleja y la mayoría de los países de la región carecen de los mismos (Mac Donald *et. al.*, 1992; UNEP, 2002), dando como resultado que no se encuentre disponible en la región toda la información cuantitativa. Solamente en algunas zonas críticas, donde existen altos niveles de contaminación se reportan niveles de metales en sedimentos y organismos marinos.

Los países involucrados en los proyectos GEF/PNUD/PNUMA, presentaron una marcada contaminación por Cu, Pb y Zn, indicadores por excelencia de actividades humanas y relacionados con las descargas de aguas residuales urbano-industriales sin tratar. Adicionalmente, se detectó que en las zonas costeras cercanas a actividades petrolíferas —litoral de Santo Domingo en República Dominicana y la bahía de Pozuelo en Venezuela— donde se asientan complejos petroquímicos, existe presencia de niveles significativos de metales en los sedimentos, en particular el plomo y en menor medida el vanadio, níquel, zinc y mercurio (GEF/PNUD/PNUMA, 1998).

En la región costera del Golfo de México y la Cuenca del Gran Caribe, los resultados revelan una alta contaminación de metales pesados en las matrices agua, sedimentos y organismos (moluscos, crustáceos y peces) en lagunas, y ríos de los estados costeros (Veracruz y Tabasco) y es donde existe una mayor concentración por plomo, cadmio, cromo, cobre, níquel y zinc, debido al incremento de las actividades industriales aledañas a la costa del golfo mexicano. La presencia de metales como plomo y cadmio por encima de los límites permisibles ponen de manifiesto la elevada contaminación por metales de carácter tóxico que existe en el Golfo de México con riesgos para la actividad pesquera. Asimismo, la salud del hombre se ve afectada por la ingestión de alimentos marinos contaminados (Botello *et. al.*, 1996).

En el reporte de UNEP de 2003, acerca de la tendencia por regiones de las sustancias tóxicas persistentes se consideró que en toda Latinoamérica y el Caribe, ninguno de los países poseen un inventario nacional detallado sobre este tipo de sustancias, reconociéndose que muy pocos estudios se han llevado a cabo para determinar los impactos de estos conta-

minantes en los recursos marinos y costeros (UNEP, 2002a; UNEP, 2003).

Residuos Sólidos, Desechos Marinos y Agregados de Alquitrán

En la RGC existe un manejo deficiente de los residuos sólidos urbanos e industriales y en muchos países de la región son evidentes las prácticas de utilizar los ríos y cursos de agua como vertederos de residuos sólidos, al igual que los pantanos de manglares. La falta de educación ambiental magnifica esta situación (PNUMA, 1994; UNEP, 2000).

Los residuos sólidos en la línea de costa son usualmente conocidos como desechos marinos y pueden proceder de fuentes marinas tales como los desechos de buques, materiales de pesca, restos de equipamiento de las plataformas de petróleo (offshore) y por deriva desde otras playas, así como de fuentes terrestres, en particular la escorrentía superficial, aportes de la industria turística, construcciones en el litoral y zonas costeras asociadas con vertederos no controlados de residuos sólidos urbanos (Golik y Gartner, 1992; Nollkaemper, 1994). La eliminación de la basura de buques en áreas cercanas a las costas está reglamentada por el Anexo V del Convenio MARPOL 73/78. El Comité Marítimo Ambiental de la OMI (MECP 31) designó a la Región del Gran Caribe como "Área Especial" bajo los reglamentos anteriores (IMO, 1997). Hasta la fecha existe muy poca información publicada referente a la cantidad de desechos sólidos que se generan en la región, un estimado promedio hacia 1996 reveló que unos 35 millones de turistas que visitaron la región generaron más de 700,000 toneladas de basura (UNEP, 2000). En la RGC reviste especial importancia el manejo de los desechos generados en los barcos cruceros porque se concentra el 50% de los pasajeros que transitan por esta vía, con ingresos de 3 000 millones de dólares por año. La Tabla 6 muestra un estimado anual de 15 puertos seleccionados en el Caribe del tráfico de buques y la cantidad de basura descargada. Se observa que aunque los cruceros representan sólo el 10% del total que arriban a puertos del Caribe, éstos generan aproximadamente el 77% de la basura total (WCISW, 1996a y b).

Tabla 6. Tráfico de buques en el Caribe y las basuras descargadas anualmente.

Tipo de Buque	Atraque en Puertos		Basura Descargada	
	No. de Buques	%	Toneladas	%
Cruceros	1,833	10.7	19,350	77.24
Carga internacional	6,490	38.0	3,766	15.03
Tráfico costero	6,363	37.3	1,476	5.9
Militares	310	1.8	310	1.2
Pesca	252	1.5	13	0.05
Buques privados	608	3.6	116	0.5
Otros	1,218	7.1	21	0.08
Total	17,074	100	25,052	100

Fuente: WCISW, 1996a y b

Otro de los desechos comunes en los mares de la región son los agregados de alquitrán que son el resultado final de la emulsificación e intemperismo de los hidrocarburos del petróleo al estar expuestos al ambiente marino y están reconocidos como un fenómeno global y son indicadores alarmantes de la contaminación de océanos y aguas costeras. Estos desechos presentan una degradación muy lenta pues poseen un área superficial degradable muy pequeña comparada con su volumen. Según Clark (1986), los lavados de tanques de buques petroleros y las operaciones navales de rutina constituyen el origen principal de los agregados de alquitrán. Sin embargo, el propio autor atribuye una fracción importante en la contaminación del mar por hidrocarburos, a las descargas domésticas e industriales procedentes de las fuentes terrestres. Los resultados obtenidos por el Proyecto CARIPOL indicaron altas acumulaciones de estos contaminantes a lo largo de las playas de las costas del Sur de la Florida, islas Caimán y Curazao y sobre las playas a barlovento de Barbados, Granada y Trinidad & Tobago (Atwood *et al.*, 1987; Vásquez-Cortés *et al.*, 1987; CARIPOL, 1987; Heneman, 1988).

Estudios realizados en Cuba, sobre la presencia de agregados de alquitrán en la zona turística de playas del Este en la ciudad de La Habana, reflejaron una gran incidencia a lo largo de toda la zona litoral con una marcada diferencia de su presencia en las diferentes épocas del año. En los meses donde los vientos del

norte y las corrientes marinas del golfo dejan sentir su influencia en las costas cubanas, es cuando son depositadas las mayores concentraciones (CIGEA, 1998; Palacios *et al.*, 1998).

Hábitat Costero

Arrecifes Coralinos y Zonas de Manglares

La destrucción física del hábitat ocurre cuando éste es dragado o rellenado debido al desarrollo costero o en la construcción de puertos. Igualmente importante es la degradación física del hábitat que se fragmenta o degrada en una magnitud tal, que deja de ser un componente ecológico viable del medio ambiente. En el Caribe la comunidad científica le ha prestado la mayor atención a la pérdida de los bosques de manglares y arrecifes coralinos, aunque hay también pérdidas de pastos marinos, hábitat de fondos pantanosos y zonas arenosas (Woodley *et al.*, 2001). Aproximadamente el 7% (alrededor de 20,000 Km²) de los recursos de arrecifes coralinos mundiales están localizados en la RGC. Sin embargo, el 29% de las áreas de arrecifes está sometido a alto riesgo por diversas causas, en particular los procesos de contaminación en las zonas costeras (UNEP, 2000, 2001, y 2002a). La figura 4 muestra la posición del hábitat de arrecifes coralinos en la región, clasificados en tres niveles de riesgo: bajo, medio y alto (Lang *et al.*, 1998).

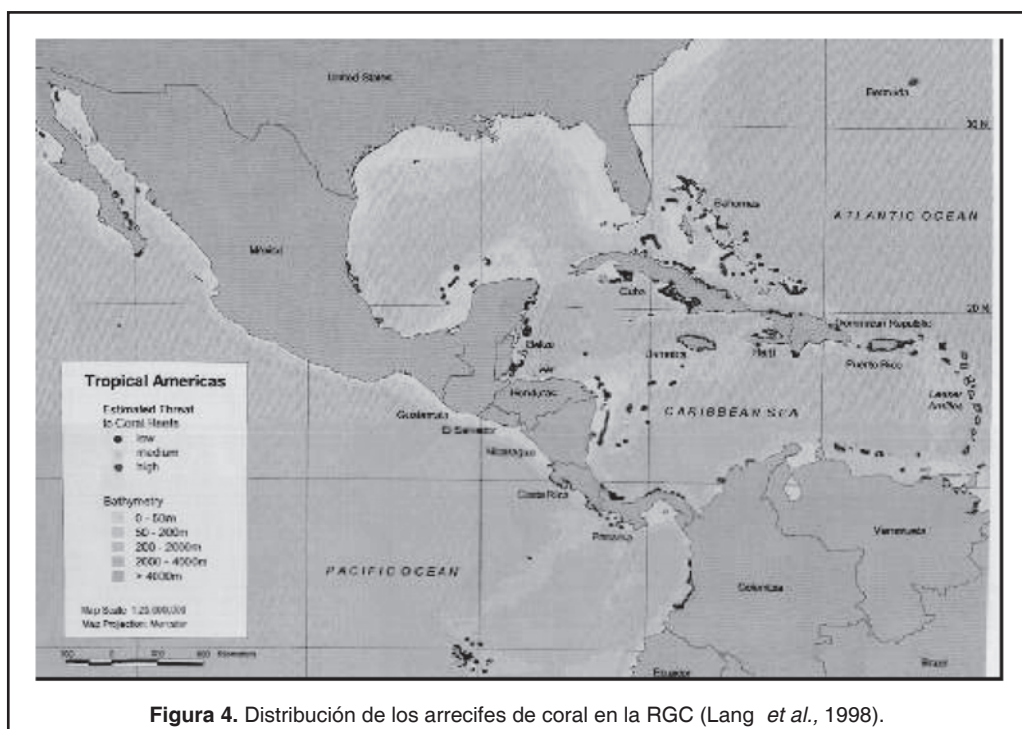


Figura 4. Distribución de los arrecifes de coral en la RGC (Lang *et al.*, 1998).

La situación de los arrecifes coralinos en la Región del Caribe se presenta en la Tabla 7.

Las principales actividades humanas que generan cambios físicos en el ambiente costero en la mayoría de los países de la región, son el desarrollo costero y sus consecuencias. Entre los más afectados están los Estados Unidos (La Florida), México (costa del Golfo de México), Colombia (Corales del Rosario), Venezuela (Isla Margarita), Guatemala (costa Atlántica), Barbados y casi todas las Antillas Menores (UN/DIESA, 1979; AIMS, 1998; Lang *et al.*, 1998; UNEP/CEP, 1999; UNEP, 2002a).

El impacto de fuentes terrestres está muy generalizado en la región debido a la deforestación para uso agrícola, extracción de maderas, minería, acuicultura y represamiento de ríos. Por ejemplo, en Colombia y República Dominicana, se ha desarrollado la camaronicultura a costa de los manglares y esto ha provocado erosión, sedimentación e incremento de nutrientes al mar (PNUMA, 1999).

Un ejemplo de degradación a las comunidades costeras, es el destino de los arrecifes de coral en la costa norte de Jamaica. Los arrecifes de coral han cambiado desde la década de

los años 50, cuando por primera vez se describió el crecimiento activo de arrecifes de coral predominantes en el ecosistema de Discovery Bay en Jamaica (Hughes, 1994). La combinación de la pesca excesiva, la degradación de la calidad del agua y la pérdida de bosques de manglares, así como las afectaciones a los corales debido al paso de los huracanes Allen en 1980 y Gilbert en 1988, dejaron a los arrecifes sin peces, especialmente los peces que se alimentan de algas y caracoles que dañan a los corales (PNUMA, 1989). Cuando el Huracán Gilbert pasó por Jamaica en 1988, causó un gran daño a los arrecifes los cuales no pudieron recuperar su cobertura original de coral. Actualmente, estos arrecifes están poblados de algas en su mayoría, con muy poco coral pétreo. Estas algas no aglomeran un esqueleto pedregoso como los corales, dejando la zona costera más vulnerable ante la energía de las tormentas de olas, tampoco brindan el hábitat necesario para muchos peces de arrecifes, por tanto el potencial productivo se redujo. El impacto global es tanto una pérdida de funciones ecológicas de las comunidades que habitan en los arrecifes como de servicios, siendo esta pérdida irreversible. La comunidad de arrecifes perdió estabilidad, resistencia y finalmente flexibilidad para subsistir y recuperarse ante la

Tabla 7. Situación de riesgo de los arrecifes de corales en la Región del Gran Caribe.

Zona	Superficie de Arrecifes (km ²) por Nivel de Riesgo				%		
	Total	Bajo	Medio	Alto	Bajo	Medio	Alto
Gran Caribe	20,000	7,800	6,400	5,800	39	32	29
Sólo Antillas Menores	1,500	0	300	1,200	0	20	80

Fuente: AIMS, 1998.

perturbación. Jamaica perdió para siempre los servicios ambientales de un arrecife productivo (PNUMA, 1989).

En Las Bahamas ambos biotopos se han visto severamente impactados por las diferentes actividades humanas, en particular el incremento de la industria del turismo y las acciones ilegales de una pesca destructiva (BEST, 1995; 1999). Según el Bureau of Oceans and International Environmental and Scientific Affairs (BOIESA) la disminución de la contaminación puede revertir el proceso de depauperación de los corales (BOIESA, 1998); un ejemplo se tiene en Hawai, donde después de 30 años de afectación por aguas residuales, se aplicaron métodos de tratamiento que resultaron en un aumento de la transparencia del agua, disminución de los nutrientes y el plancton, lo que contribuyó a que en aproximadamente en 10 años se duplicara la cobertura de corales (Grigg, 1995; Hunter y Evans, 1995). Los cambios climáticos también pueden traer consecuencias adversas para los corales y otros organismos. Entre 1998 y 1999 se produjo un blanqueamiento masivo de corales (en ocasiones hasta la muerte de las colonias) en el Caribe, asociado a un severo evento del fenómeno "El Niño" (ENSO), ocurrido paralelamente ese año (AIMS, 1998). Lamentablemente, el grado de mortalidad no fue medido, pero se presupone que fueron eliminados alrededor del 10% del total de las colonias en la región (Alcolado, 2003; Woodley *et al.*, 2001). Los manglares y los humedales costeros son hábitat importantes ya que proporcionan protección, zonas de desove y alimentación para los peces, cangrejos, langostas, reptiles, aves y mamíferos. Los manglares proporcionan una barrera física que protege la zona costera de la erosión y sirve como un fil-

tro natural para eliminar contaminantes que fluyen de la tierra al mar. Las mayores poblaciones en el Caribe se encuentran en el continente y en los países de las Antillas Mayores (Sullivan Sealey y G. Bustamante, 1999). Los manglares como hábitat son destruidos por el relleno de áreas costeras para el desarrollo y la contaminación. La desviación u obstrucción del drenaje natural de los ríos ha ocasionado grandes daños; un ejemplo es la muerte masiva de bosques de manglares en la cienaga de Santa Marta en Colombia. La deforestación tierra adentro provoca erosión y arrastre de sedimentos que afectan el mangle al cubrir sus raíces aéreas que le sirven para respirar (Ulloa, 2000).

La depauperación o eliminación de manglares no sólo afecta a las diversas especies dependientes (el manatí y el cocodrilo están seriamente amenazados en la región), también puede disminuir las pesquerías y variar la composición por especies, ocasionando un impacto a largo plazo en la producción pesquera. Muchas especies de valor comercial completan su periodo de vida en las áreas de manglares y dependen de este hábitat para su supervivencia. La sedimentación, arrastres de nutrientes, plaguicidas y residuos sólidos derivados de la desaparición de estas plantas, tienen graves repercusiones sobre las praderas marinas y los arrecifes coralinos.

En la RGC hay varios países donde los manglares se han afectado sensiblemente, en particular Colombia, Jamaica y México. En este último, se considera que el 65% de los manglares se han perdido debido al desarrollo costero (UNEP, 1999). En el caso de Puerto Rico el 75% de los manglares y las zonas costeras frágiles de la isla están afectadas (USGS, 1998).

En Haití aunque aún no se ha realizado una cuantificación de los efectos negativos de las actividades humanas sobre esos ecosistemas, por inspecciones muy visibles se reconoce que se presenta una situación muy similar (Sullivan Sealey, 1998).

Pérdida de la Biodiversidad

El medio ambiente marino-costero de la RGC es el hogar de 29 especies de mamíferos marinos, algunos residentes estacionales y otros residentes por ciclos anuales. Existen además, alrededor de 800 especies de peces marinas y estuarinas, miles de peces invertebrados, cuatro especies de tortugas marinas y dos especies de cocodrilos. Sin embargo, solamente pocas especies marinas de importancia comercial son monitoreadas regionalmente, en particular los bancos de langosta espinosa y se conoce que existen varias especies extinguidas.

La región de América Central y el Caribe insular, poseen una extraordinaria biodiversidad, especialmente en sus bosques y arrecifes coralinos. La pobreza genera por sí misma las amenazas más graves al medio natural ya que la subsistencia cotidiana es la prioridad esencial de los pobres e indigentes. El principal problema es cómo evitar la destrucción del hábitat y la consiguiente desaparición de especies. La expansión agrícola, deforestación y desmonte de humedales ha reducido las poblaciones de muchas especies. Por ejemplo, México alberga el 51% del total de aves migratorias del Norte del continente, pero la pérdida de sitios de hibernación (por deforestación y otros usos de la tierra) puede amenazar la supervivencia de estas poblaciones (UNEP, 1999). También la pérdida del hábitat por la tala de bosques es la responsable de que probablemente se haya extinguido el carpintero real cubano (*Campephylus principalis*), que habita en los últimos bosques vírgenes del oriente de Cuba y está considerado el ave más rara del mundo, pues sólo se tienen evidencias no visuales de su existencia desde hace unos 15 años (Regadera, com pers.). No se ha hecho una evaluación sistemática de la desaparición de especies, pero lo poco que se conoce indica un impacto severo. Cerca de 400 especies de vertebrados se encuentran en mayor o menor grado amenazadas en el Caribe insular y América Central (UNEP, 1999). Diversos esfuerzos se han hecho como el creciente número

de zonas protegidas, pero aún son insuficientes, hay ecosistemas poco o no representados y además, muchos están instrumentados sólo en forma legal, pues en la realidad apenas funcionan. La figura 5 presenta las principales especies amenazadas en la región.

Se observa que la región enfrentará un incremento considerable en la pérdida de la diversidad biológica y un aumento del costo por concepto de “especies amenazadas” para proteger poblaciones remanentes de especies como el manatí (*Trichechus manatus*) de las Indias Occidentales (Fig. 6). Esta especie fue originalmente reportado en 19 países de la región pero en la actualidad ha experimentado una disminución drástica en las poblaciones debido a la caza —el manatí es vulnerable a la caza por sus hábitos y por presentar una tasa de reproducción muy baja (PNUMA, 1995)— y la degradación del hábitat.

Las principales amenazas a la que está sometida esta especie son el desarrollo costero, por pérdida de hábitat y la contaminación, represamiento de ríos que impiden sus movimientos y afectan sus zonas de alimentación y apareamiento, la caza ilegal, la captura inci-

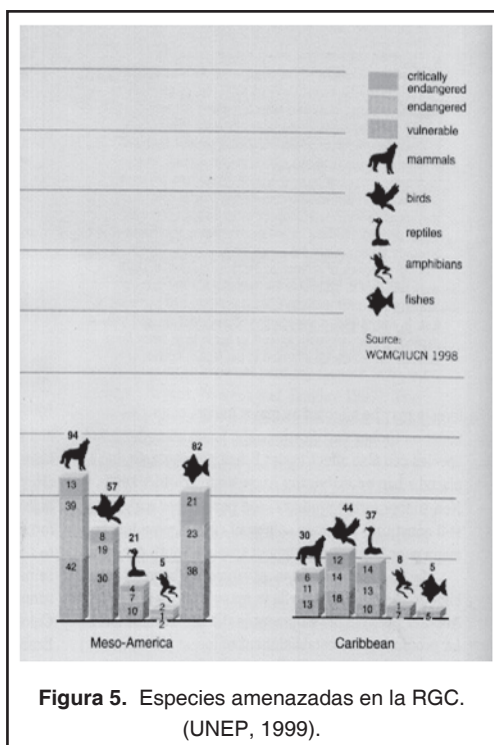


Figura 5. Especies amenazadas en la RGC. (UNEP, 1999).



Figura 6. La familia del Manatí en las aguas del Mar Caribe (PNUMA, 1995).

dental en artes de pesca, el dragado y la eliminación de praderas marinas que son zonas de alimentación y colisiones con botes de motor (PNUMA, 1995).

CONCLUSIONES

En la RGC los asentamientos humanos han provocado diversos impactos en los ecosistemas marinos y costeros a lo largo de la historia que van desde la extracción directa de sus recursos, la modificación o total destrucción tanto de los ecosistemas como de su hábitat, hasta los efectos indirectos provocados por actividades que se desarrollan a cientos de kilómetros de las costas. Por ejemplo, la modificación de los patrones hidrológicos por la retención del agua en presas y su desvío hacia campos agrícolas. Se ha identificado a la deforestación, la minería, la pesca y la agricultura como las actividades económicas que en mayor medida afectan la calidad ambiental de los ecosistemas marinos y costeros de la Región del Gran Caribe.

En evaluaciones globales recientes se ha identificado a las fuentes terrestres de contaminación como las responsables de alrededor del 70% del deterioro de las zonas marinas y costeras. Lamentablemente la RGC no es la excepción (PNUMA, 1995). Las principales fuentes de contaminación terrestre que inciden sobre la RGC son las aguas residuales indus-

triales y domésticas, así como las fuentes no puntuales que contienen agroquímicos como fertilizantes y plaguicidas. La carencia de servicios de disposición y tratamiento de las aguas servidas en gran parte de la región constituye un problema habitual que se agudiza al sumarle el crecimiento poblacional.

En la región muchos arrecifes coralinos, esteros y lagunas costeras han sido alterados o destruidos físicamente, ya sea por azolve, contaminación o modificación de los patrones hidrológicos mermando así significativamente su potencial como hábitat. Todo este detrimento de la calidad ambiental no solo está afectando la disponibilidad de alimento, la pérdida de la biodiversidad biológica, la disminución de la abundancia de especies importantes y la destabilización de las comunidades naturales sino que también se generan focos de infección provocando enfermedades como el cólera, la hepatitis o el envenenamiento por consumir alimentos contaminados por toxinas de la marea roja o de agroquímicos, hidrocarburos o metales pesados.

LITERATURA CITADA

AIMS, 1998. Status of Coral Reefs of the World. Cleve Wilkinson (Ed.). Australian Institute of Marine Science.

Alcolado, P., 2003. Coral Reef Conditions in Cuba. Biodiversidad marina I. VI Congreso de Ciencias del Mar. Marcuba 2003, La Habana. Memorias CD, ISBN 959-7164-53-1.

- Antweiler R, C., A. Donald and H. E. Taylor, 1995.** Contaminants in the Mississippi River - Nutrients in the Mississippi River. *US Geological Survey*, 1133:35-48.
- Atwood, D., F. J. Burton, J. Corredor, G. H Harvey, A. J. Mata-Jimenez, A. V. Botello y B. A. Wade, 1987.** Resultados del Proyecto CARIPOL de vigilancia de petróleo en el Gran Caribe. *Mar. Poll. Bull.*, 18 (10): 540-548.
- Barron, M. G., 1990.** Bioconcentration: will water-borne organic chemicals accumulate in aquatic organisms. *Environ. Sci. Technol.*, 24 (11): 1612-1618.
- Beltrán, J. et. al., 2000.** Control y evolución de la calidad ambiental de la Bahía de La Habana y el litoral adyacente". Informe Final Vigilancia Ambiental para la Bahía de La Habana. Cimab, 53p.
- Beltrán, J. et. al., 2001.** Control y evolución de la calidad ambiental de la Bahía de La Habana y el litoral adyacente. Informe final. Vigilancia ambiental para la Bahía de La Habana. Cimab, 46p.
- Beltrán, J. et. al., 2002.** Control y evolución de la calidad ambiental de la Bahía de La Habana y el litoral adyacente. Informe final. Vigilancia ambiental para la Bahía de La Habana. Cimab, 69p.
- BEST, 1995.** Bahamian Country Study. Bahamas National Biodiversity. Bahamas Environment Science and Technology Commission. The Government of The Bahamas. Nassau New Providence. The Bahamas, 25p.
- BEST, 1999.** National Biodiversity Strategy and Action Plan for the Commonwealth of the Bahamas. Submitted by BEST Commission and The Bahamas National Trust to the United Nations Environmental Programme 31 p.
- BEST, 2002.** Bahamas Environmental Handbook. Bahamas Environment Science and Technology Commission. The Government of The Bahamas. Nassau New Providence. The Bahamas, 118 p.
- Botello, A. V., y S. A. Macko, 1982.** Oil pollution and the carbon isotope ratio in organisms and recent sediments of coastal lagoons in the Gulf of Mexico. *Oceans. Acta. (SP)*: 56-62.
- Botello, A. V y F. Paéz, 1986.** El Problema Crucial: La Contaminación. Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos. Centro de Ecodesarrollo. México Vol. I 180p.
- Botello, A. V; J. L. Rojas; J. A. Benítez y D. Zárate, 1996.** Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad. Autónoma de Campeche, 666 p.
- Botello, A. V; F.S. Villanueva, y G. G. Díaz, 1997.** Petroleum pollution in the Gulf of Mexico and Caribbean Sea. *Rev. Environmental Contamination Toxicology*, 153: 91-118.
- Botello, A. V., G.G. Díaz, y L. Rueda-Quintana, 1998.** Persistent organochlorine pollutants in coastal environments of Southeast Gulf of Mexico, Mexico, p. 116-117. *In: Proc. of the International Sym. on Marine Pollution*, Monaco.
- Botello, A. V., 2000.** Diagnóstico de la Industria Petrolera en Tabasco. Informe Final IV Etapa Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. México, 185p.
- Bravo, H., A. Salazar, A. V. Botello y E. F. Mandelli, 1978.** Polyaromatic hydrocarbons in oysters from coastal lagoons of the Gulf of Mexico. *Bull. Environ. Contam.*, 19: 171-177.
- Broutman, M. A., y D. L. Leonard, 1988.** The Quality of Shellfish Growing Waters in the Gulf of Mexico". National Estuarine Inventory NOAA, Strategic Assessment Branch, Rockville, MD.
- Bureau of Oceans and International Environmental and Scientific Affairs (BOIESA), 1998.** Coral Reefs and Pollution. Coral Reefs and Land Based Sources of Marine Pollution. Us Dep. Of State.
- Burke, L., y Y., Kasserr, 2001.** Análisis Piloto de Ecosistemas Globales: Ecosistemas Costeros. World Resources Institute, Washington, D.C.93p.
- Capuzzo, J., y M. Moore, 1986.** Acute and chronic effects of toxicological chemical in aquatic organisms, p. 16-18. *In: Toxic Chemicals and Aquatic Life: Research and Management. Symp.*
- CARIPOL, 1987.** Proceeding of Symposium on the Results of the CARIPOL Petroleum Monitoring Project. *Caribbean Journal of Science*, 23(1): 1-14.
- Castañón J., L. Martínez, R. Miranda, y R. Torres, 1999.** *Vibrio vulnificus* infection in México. *Revista Médica, IMSS*, 38(1):23-25.
- Center for Marine Conservation (CMC), 1993.** 1992 International Coastal Cleanup Report. Washington, DC., 215 p.
- CETRA, 1999.** Estudio del mercado de trasbordo de contenedores en el Caribe". Informe Técnico. Grupo IT, La Habana, 48 p.
- CIGEA, 1998.** Situación Ambiental Cubana. La Habana. Informe Anual CITMA/CIEN. 30 p.

- CIMAB, 1998.** International water's protection through enhancement of pesticide's management practices and control programmes in one part of the Caribbean Sea. Report on Permanent Organic Pollutants effect in marine waters in Colombia, Costa Rica and Panama, a consultant work. Project Proposal for UNEP -CAR - RCU.,11 p.
- CIMAB, 2000.** Dictamen técnico de muestras colectadas en el derrame de petróleo en la costa de ciudad de La Habana. Dictamen Técnico. La Habana, 9p.
- Clark, R. B., 1986.** Marine Pollution. Claredon Press. 215 p.
- Cortés, J., y M. J. Risk, 1985.** A reef under situation stress: Costa Rica. *Bull. Marine. Science*, 36 (2):339-356.
- Cubit, J. et al., 1987.** An oil spill affecting coral reefs and mangroves on the caribbean coast of Panama, p. 401-406. *In: Proc. of the 1987 Oil Spill Conference.* American Petroleum Institute, Washington, DC. 26.
- Davis S. M., y J.C. Ogden (Eds.), 1994.** Everglades: the Ecosystem and Its Restoration. St. Lucie Press, Delray Beach, Florida, 334 p.
- Dierksmeier, G., 2002.** Cuba Country Report on Persistent Toxic Substances. Region X – IRET/CSUCA, Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances (GF/XG/XG/4030-00-20), FMAM/UNEP. 25 p.
- EDURBE-FONADE, 1994.** Estudio del Comportamiento Hidráulico-Ambiental de los Caños y Lagos de Cartagena". Informe Final. Instituto de Hidráulica y Saneamiento Ambiental. UC. 34 p.
- Gallegos, M., y A. V. Botello, 1986.** Petróleo y Manglar *In: Serie Medio Ambiente y Desarrollo No. 3.* Centro de Ecodesarrollo, Secretaría de Pesca, México DF.
- Garay, J. A., 1986.** Concentración y composición de los hidrocarburos derivados del petróleo en aguas, sedimentos y peces de la Bahía de Cartagena, Colombia. *CIOH, Boletín Científico*, 6: 41-62.
- García, Galocha R., et al., 1998.** Bases para la formulación del plan de manejo ambiental. Litoral de Santo Domingo. Informe Final, Proyecto IPID. Caso de Estudio República Dominicana, (PNUMA)., 162p.
- GEF/PNUD/PNUMA, 1998.** Planificación y Manejo Ambiental de Bahías y Zonas Costeras Fuertemente Contaminadas del Gran Caribe. Proyecto Regional. Informe Final. La Habana, 98 p.
- Getter, C., G. B. Thomas, y B.C. Koons, 1985.** Effects of dispersed oil on mangroves: synthesis of a seven-year study. *Mar. Poll. Bull.*, 16(8):318-324.
- Golik, A., y Y. Gartner, 1992.** Litter on Israeli coastline. *Marine Environmental Research*, 33:1-15.
- González H. et al., 1997.** Estudios que Identifican la Condición Actual de la Bahía de La Habana. Proyecto GEF/RLA/93/G41, Informe Final del Caso de Estudio Cuba, Resultado 1.1. Cimab, 96 p.
- Grigg, J., 1995.** Coral reefs in an urban embayment in Hawaii: A complex case history controlled by natural and anthropogenic stress. *Coral Reefs*, 14: 253-266.
- Hazen P., y D. Sawyer, 1999.** Estudio de Factibilidad para el Emisario Submarino de Cartagena, Colombia. Informe Final. ACUACAR, 1997-1999.
- Heneman, B., 1988.** Persistent Marine Debris in the North Sea, Northwest Atlantic Ocean, Wider Caribbean Region and the West Coast of Baja California. Center of Environmental Education, Washington, DC.
- Hughes, T., 1994.** Catastrophes, phase shifts and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265: 1547-1550.
- Hunter M., y R. Evans, 1995.** Corals reefs in Kaneohe Bay, Hawaii: Two centuries of western influence and two decades of data. *Bulletin of Marine Science*, 57: 501-515.
- IMO, 1991.** Manual sobre la contaminación ocasionada por hidrocarburos. Parte IV Lucha contra los derrames de hidrocarburos. 216 p.
- IMO, 1997.** The Great Caribbean -A very special place-. International Maritime Organization, London, 29 p.
- Instituto Nacional de Protección Ambiental (INPA), 2001.** Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas y Areas Costeras en Pequeños Estados Insulares del Caribe". Reporte de la Republica Dominicana, 30 p.
- IOCARIBE, 1997.** Regional Marine Pollution Emergency. Information and training center Wider Caribbean. COI /REMPEITC/Caribbean. 43 p.
- ITOPF, 1996.** An assessment of the risk of oil spills and the state of preparedness in 13 International tanker owners pollution federation limited, 28 p.
- Knapp, A., et al., 1983.** The effects of oil spills and dispersant use on coral reefs. A review and multidisciplinary experimental approach. *Oil and Petrochemical Pollution*, 1(3): 157-169.
- Lang, J., et al., 1998.** Status of coral reefs in the Northern areas of the Wider Caribbean. *In: C. Wilkinson (Ed.) Status of Coral Reefs of the World.* AIMS.
- Lowe, J., et al., 1991.** Fish kills in coastal waters 1980 -1989. NOAA, Rockville, MD, 69 p.

- Mac. Donald, D. D., SL Smith, M. Wong, y P. Mudroch, 1992.** The Development of Canadian Marine Environmental Quality Guidelines. Marine Environmental Quality Series No.1 Ecosystem Sciences and Evaluation Directorate, Conservation and Protection Environmental Canada., 120 p.
- Margalef, R., 1980.** Ecología. Ed. Omega. Barcelona. 951 p.
- NOAA, 1995.** International Mussel Watch Programme. The Initial Implementation Phase. Final Report. Prepared by IMW Project. Woods Hole Oceanographic Institution Coastal Research Centre. 63 p.
- Nollkaemper, A., 1994.** Land-based discharge of marine debris: From local to global regulation. *Marine Pollution Bulletin*, 28(11): 649-652.
- Norma Cubana NC 22, 1999.** Requisitos Higiénico - Sanitarios en lugares de baño en costas y masas de aguas interiores-. Oficina Nacional de Normalización. La Habana, 11p.
- Palacio F., J. Beltrán, y F. Ruiz, 1998.** Contaminación por Residuos Sólidos y Petrolíferos en Playas del Este. Propuestas de Manejo. Informe Final. CIMAB, 61p.
- Parker, G., 1984.** Hydrology of the pre-drainage system of the everglades in south Florida, p. 28-37. *In:* P.J. Gleason (Ed.) Environments of south Florida, Present and Past. P.J. Miami Geological Society, Coral Gables, Florida., 178 p.
- PNUMA, 1989.** Evaluación de los impactos económicos del huracán Gilbert sobre los recursos marinos y costeros en Jamaica. Informe Técnico PAC No. 4. Caribbean Programme, 34 p.
- PNUMA, 1994.** Perspectiva regional sobre las fuentes de contaminación de origen terrestre en la Región del Gran Caribe. Informe Técnico del PAC No.33. Caribbean Programme, 61p.
- PNUMA, 1995.** Plan de Manejo Regional para el Manatí Antillano, *Trichechus manatus*. Informe Técnico del PAC. Nº 35. Caribbean Programme, 43 p.
- PNUMA, 1999.** Evaluación sobre las fuentes terrestres y actividades que afectan al Medio Marino. Costero y de Aguas Dulces Asociadas en la Región del Gran Caribe. Informes y Estudios del Programa de Mares Regionales del PNUMA. Nº 172. PNUMA/Oficina de Coordinación del PAM/ Programa Ambiental del Caribe. 135p.
- PNUMA, 2000.** América Latina y el Caribe. Perspectivas del Medio Ambiente. GEO 2000. 145p.
- Rabalais, N., y D. Scovia, 1999.** Origin, impact and implications of the dead zone in the Gulf of Mexico. *All News Letter*, 20, 43-48.
- Sealey, N., 1992.** The Caribbean World: A Complete Geography. Cambridge University Press., 253 p.
- Senior W., J. Castañeda y G. Martínez, 1998.** Caracterización Ambiental de las Bahías de Barcelona y Bergantín. Informe técnico presentado a CORPOVEN. Inst. Oceanográfico Venezuela. Univ. Oriente. Ven., 215 p.
- Senior, W., y R. Aparicio, 1993.** Estudio Ambiental de las Costas del Estado Anzoátegui (Proyecto EACA). Informe técnico presentado a las empresas CORPOVEN y PEQUIVEN. Inst. Oceanográfico Venezuela Univ. Oriente. Ven., 250 p.
- Senior, W., J. Castañeda, y G. Martínez, 1997.** Caracterización Ambiental de la Bahía de Pozuelos. Informe Técnico. Inst. Oceanográfico Venezuela. Univ. Oriente. Ven., 175p.
- Senior, W., J. Castañeda, y G. Martínez, 1999.** Estudios Oceanográficos y de calidad de las aguas del Oriente de Venezuela. Informe técnico presentado a DAO-PALMAVEN. Inst. Oceanográfico Venezuela Univ. Oriente. Ven., 535p.
- Short, F., 1991.** The national estuarine eutrophication project, p. 25-27. *In:* K. Hinga, D. Stanley, C. Klein, D. Lucid, and M. J. Katz (Eds.), Workshop Proceedings. Strategic Environmental Assessment Division, National Ocean Service, NOAA, Rockville, 46 p.
- Stoner, A., M. Hixon, y C. Dahlgren, 1999.** Scientific review of the marine reserve. Network Proposed for the Commonwealth of the Bahamas by the Bahamas Department of Fisheries. Northeast Fisheries Science Center, National Marine of Fisheries Service, 99 p.
- Sullivan Sealey K., y G. Bustamante, 1999.** Setting geographic priorities for marine conservation in Latin America and the Caribbean. The Nature Conservancy, 125 p.
- Sullivan Sealey, K., 1998.** Water Quality and Coral Reefs: Temporal and spatial comparisons of changes with coastal development. Univ. of Miami, Florida, 203p.
- Thorgaugh, A., y J. Marcus, 1987.** Preliminary Effects of Seven Dispersants on Subtropical/Tropical Seagrasses, p. 223-224. *In:* Proc. Oil Spill Conference. American Petroleum Institute, Washington, DC.

- Turner, R. E., y N. N. Rabalais, 1991.** Eutrophication and its effects on the coastal habitats, p. 61-74. *In*: S. H. Bolton (Ed.) Coastal Wetlands Proc. of the Seventh Symposium on Coastal and Ocean Management, Long Beach, CA American Society of Civil Engineers Press, NY., 8-14.
- Ulloa, G. A., 2000.** Aproximación al estado actual de los manglares del Caribe de Colombia. Proyecto Manglares de Colombia-MINIAMBIENTE.
- UN/DIESA, 1979.** Marine and Coastal Area Development in the Wider Caribbean Region: An Overview. E/CEPAL/PROY. 3/L. INF., 13 p.
- UNEP, 1998.** An Overview of Land-based Sources of Marine Pollution. Technical Report No. 40 UNEP Caribbean Programme., 87p.
- UNEP, 1999.** Global Environment Outlook 2000. Earths and Publications. Ltd. London, 398 p.
- UNEP, 2000.** América Latina y el Caribe. Perspectivas del Medio Ambiente. GEO 2000, 145 p.
- UNEP, 2002.** Regional Assessment of Persistent Toxic Substances. Central America and Caribbean. Regional Report. Chemicals, Geneva, 133 p.
- UNEP, 2002a.** Global Environment Outlook GEO 3. Earths and Publications. Ltd. London, 398 p.
- UNEP/CEP, 1997.** Coastal Tourism in the Wider Caribbean Region: Impacts and Best Management Practices". CEP Technical Report No. 38. United Nations Environment Programme, Caribbean Environment Programme, Regional Coordinating Unit. Kingston, Jamaica. Disponible en www.cep.unep.org/pubs/techreports/tr38en/
- UNEP/CEP, 1999.** Integrated Coastal Planning and Management in Caribbean Region. Pitot Projects of the Programme with the support of the Swedish International Development Cooperation Agency. Atlantic Coastal of Guatemala. 46p.
- UNEP-GEF, 2003.** Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances. Global Report UNEP Chemicals, Switzerland, 207 p.
- UNESCO, 1976.** Guide to Operational Procedures for the IGOSS Pilot Project on Marine Pollution Petroleum. Monitoring Manual and Guides No 7: 32p.
- US Geological Survey (USGS), 1998.** Synoptic survey of water quality and bottom sediments, San Juan Bay Estuary System, Puerto Rico. Water – Resources Investigations, Report 97-4144. 69 p.
- USEPA Gulf of Mexico Program, 1993a.** Toxic Substances and Pesticides. Action Agenda (3.2) for the Gulf of Mexico. 160 p.
- Valdés, M. et al., 2002.** Aportes Contaminantes a la Bahía de La Habana y su Evolución. Informe Final. Cimab. La Habana, 54p.
- Vásquez-Cortes, J., A. V. Botello, y S. Villanueva, 1987.** Actividades del proyecto CARIPOL en la zona costera de México. Breas y alquitranes en playas. *Caribbean Journal of Science*, 23(1):19-28.
- Villasol, N., M. Alepuz, y J. Beltrán, 1998.** El manejo integrado de las bahías y las zonas costeras de la Región del Gran Caribe, hechos y necesidades. Tropical Marine Ecosystems Management Symposium, Townville, 21 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.** Trace Organic Contaminant Distribution in Sediments and Oysters Estuaries. *NOAA Gulf of Mexico Status and Trends Program*, 11:171-179.
- Ward, R. E., y N.C. Singh, 1987.** Bacterial pollution monitoring in Castries Harbor, St. Lucia, West Indies. *J. Shoreline Management*, 3: 225-234.
- WCISW, 1996a.** Informe sobre la adecuabilidad de los sistemas de manejo de desechos existentes para manejar los desechos. MARPOL 73/78, OMI. Informe 5. GEF-WB, 56 p.
- WCISW, 1996b.** Estrategia y Plan de Acción para la reducción en la fuente de los desechos generados por buques, su reciclaje y recuperación. MARPOL 73/78, OMI. Informe 4. GEF-WB, 50 p.
- Wong, I., y G. Barrera, 2000.** Al Rescate del Golfo de México. La Contaminación Microbiológica Ediciones. Archivos de Ecología. Instituto de Ciencias del Mar, UNAM.
- Wong, I., G. Barrera, A.V Botello, y L. Lizarraga, 2000.** Density of *Vibrio cholerae* in two coastal lagoons of the Gulf of Mexico". In press (Submitted to *Bull. Environ. Contamination Toxicology*).
- Woodley, et. al., 2001.** Status of Coral Reefs in the Northern Caribbean and Western Atlantic. Report for the GEF/ Project. Coral Reefs in The Caribbean. Centre for Marine Sciences, University of the West Indies, Jamaica, 17p.
- World Conservation Union (IUCN), 1995.** A Global Representative System of Marine Protected Areas. Chapter 7: Marine region: Wider Caribbean. Great Barrier Reef Marine Park Authority, World Bank.

Toledo Ocampo, A., 2005. Marco conceptual: caracterización ambiental del Golfo de México, p. 25-52. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Marco Conceptual: Caracterización Ambiental del Golfo de México

2

Alejandro Toledo Ocampo

El Colegio de Michoacán A.C.

RESUMEN

Se destaca el valor ecológico y socioeconómico del Golfo de México. Se describen los principales procesos geológicos, geomorfológicos, climáticos, hidrodinámicos e hidroquímicos de la región. Se analiza el valor ecológico y el papel que desempeñan los principales ecosistemas costeros como son las lagunas costeras, humedales, manglares, pastos marinos y arrecifes de coral, así como su vínculo con la productividad natural y pesquera. Se analizan las principales fuentes de contaminación e impacto ambiental para los ecosistemas costero-marino del Golfo de México y se señala la necesidad de afrontar científica y tecnológicamente este problema a través de un manejo integral y sostenible de los ecosistemas y sus recursos.

ABSTRACT

Emphasis is made on the ecological and socio-economic value of the Gulf of Mexico. The main geological, geomorphological, climatic, hydrodynamic and hydrochemical processes are described for the region. Ecological value is analyzed as well as the role of the most important coastal ecosystems such as coastal lagoons, wetlands, mangroves, seagrasses and coral reefs and the connection with natural and fisheries productivity. Main sources of pollution and environmental impact are analyzed for coastal marine ecosystems of the Gulf of Mexico and the need to confront these problems with science and technology through integrated and sustainable management ecosystem and its resources.

EL GOLFO DE MÉXICO: UNA FUENTE DE ENERGÍA DEL ATLÁNTICO TROPICAL

El Golfo de México es un sistema ambiental de los más diversos y ricos de la tierra. Por sus dimensiones y características de cuenca semicerrada, es el gran mar interior del Atlántico tropical y un verdadero mediterráneo entre las Américas del norte y del sur (Carson, 1980). Pocas zonas del planeta pueden ofrecer, a distancias relativamente cortas, la gran diversidad de ambientes costeros templados, subtropicales y tropicales que aquí encuentran sus confluencias. A lo largo de 4,000 km de litoral, entre las penínsulas de la Florida y de Yucatán: cayos, islas de barrera, dunas, playas arenosas, ríos, deltas, bahías, estuarios, lagunas costeras, humedales, manglares, arrecifes, bancos carbonatados y aguas oceánicas integran una compleja combinación de habitats. En una cuenca de tan solo 1.6×10^6 de km^2 , que almacena cerca de 2.3×10^6 km^3 de agua,

se suceden una serie de procesos físicos, químicos y biológicos (corrientes oceánicas, anillos ciclónicos y anticiclónicos, tormentas tropicales, huracanes, nortes, surgencias, y cascadas), que hacen del Golfo de México un inmenso almacén de energía del sistema océano-atmósfera (Elliot, 1982; Etter, 1983; Lewis y Hsu, 1992; Fernández *et al.*, 1993). Su singularidad ecológica y económica, convierten al Golfo de México en la mayor y más importante cuenca de aguas protegidas de la América Neotropical (Sackett, 1981; Britton y Morton, 1989) (Fig. 1).

Geológicamente, el Golfo de México es una provincia distributiva integrada por un área sedimentaria del orden de 5.40×10^6 km^2 , incluye 159,980 km de ríos entre los que sobresalen los dos mayores sistemas fluviales

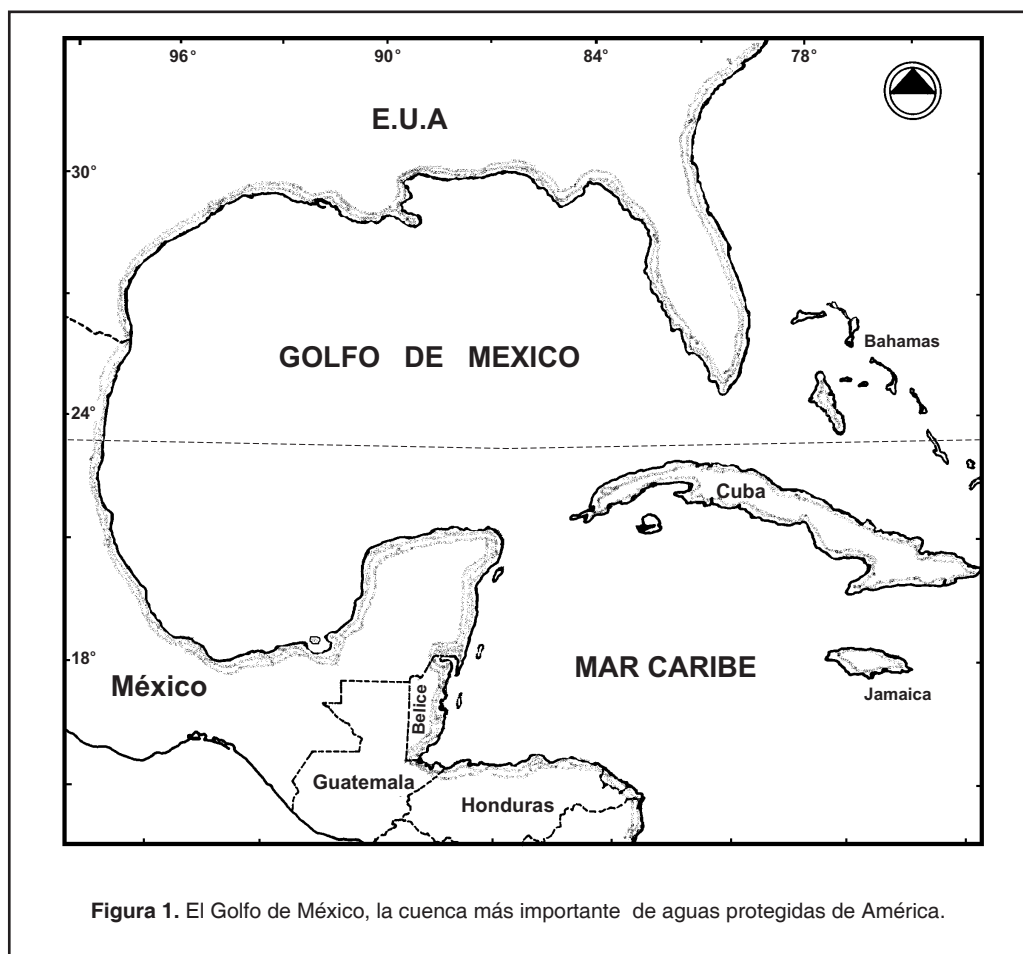


Figura 1. El Golfo de México, la cuenca más importante de aguas protegidas de América.

de Norteamérica: Mississippi, en los Estados Unidos; y Grijalva-Usumacinta en México; y un área deposicional (el Golfo de México) de 1.6×10^6 km², el 36% del área total de la provincia es agua y el 64% lo constituyen formaciones rocosas continentales, situadas por encima del nivel del mar (Moody, 1967). Localizada en la parte central y meridional de Norteamérica, esta provincia comprende parte de 5 países: Canadá, Estados Unidos, México, Guatemala y Cuba (Fig. 2). La región recibe más de las dos terceras partes de las depositaciones de la masa continental de los Estados Unidos a causa, principalmente, de la gran extensión de las cuencas de drenaje del sistema Mississippi-Alchafalaya, de los ríos de Texas

y el río Grande, que en conjunto constituyen el 75% del área de drenaje de la provincia. Aunque de recorridos de mas cortos los sistemas fluviales del territorio mexicano-guatemalteco (11% del total del sistema distributivo de la provincia), poseen un poderoso dinamismo originado por la cercanía de las cordilleras montañosas que por el oriente atraviesan al territorio mexicano, así como por la magnitud de las precipitaciones pluviales que oscilan entre los 1,250 y 2,500 mm al año. Donde las montañas se alejan de la costa, los ríos adquieren un gran potencial para el acarreo de sedimentos y materia, así como para la formación de planicies aluviales. Comparativamente esta capacidad de formación de tierras aluviales costeras

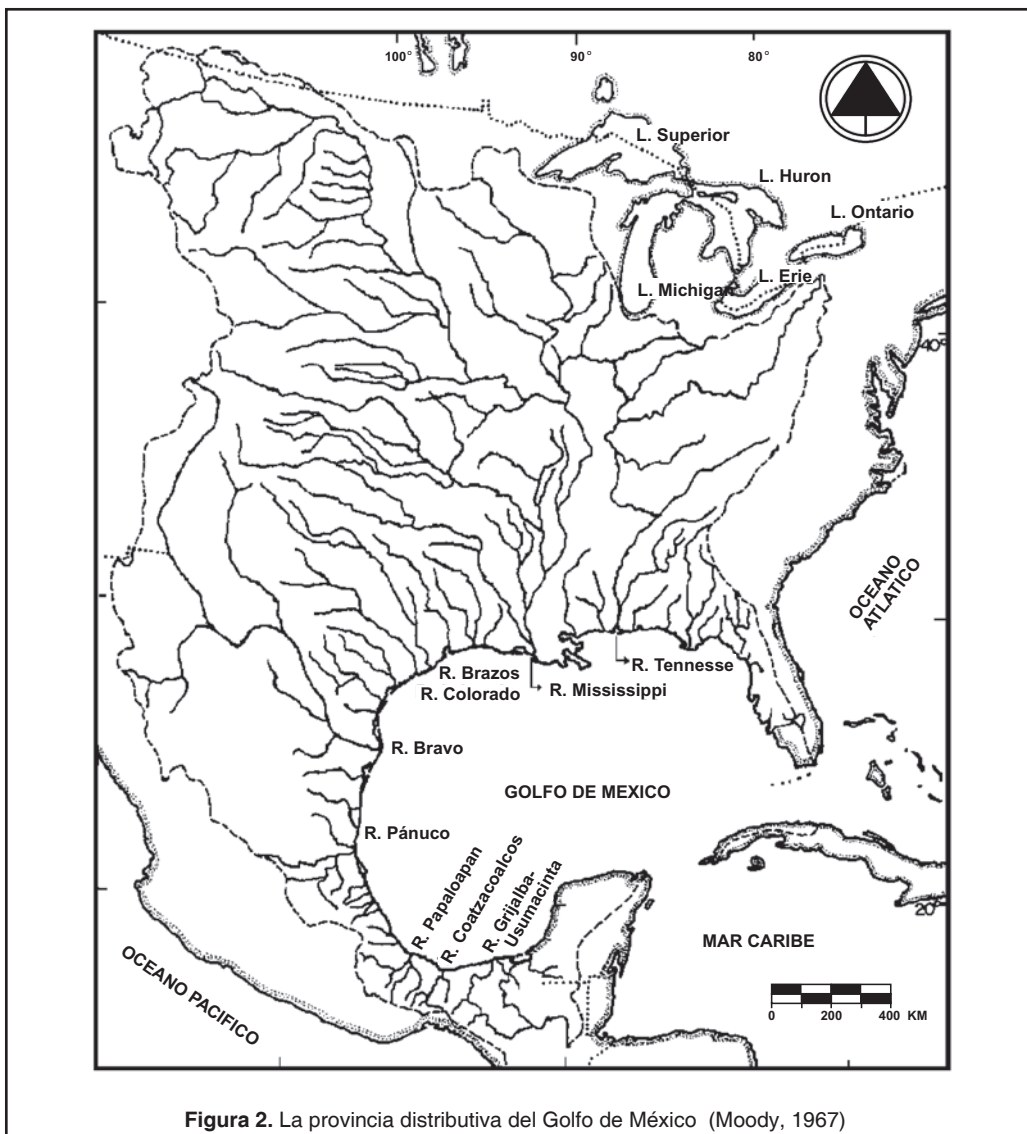


Figura 2. La provincia distributiva del Golfo de México (Moody, 1967)

de selvas y pantanos guatemaltecos y mexicanos del área de drenaje del sistema Grijalva-Usumacinta es 6 veces mayor que la del sistema Mississippi y más de 10 veces mayor que la del río Grande (Moody, 1967). El sistema Grijalva-Usumacinta junto con el Papaloapan, aportan el 55% de las descargas fluviales en la vertiente atlántica de México (Bassols, 1977). Incluida la parte correspondiente a Guatemala, estos ríos de México representan el 18% del área total de derivación de la provincia. A Cuba le corresponde el restante 7%. En total, 38 sistemas fluviales descargan alrededor de 31.6×10^6 kgs⁻¹ de agua dulce al Golfo, acarrean 775 millones de toneladas de detritos y alrededor de 208 millones de toneladas de materiales disueltos. Constituyen también las rutas de distribución de una amplia gama de desechos tóxicos que contaminan y ponen en peligro a sus valiosos y frágiles habitats críticos.

Sin embargo, las descargas de los ríos no compensan la pérdida neta de agua causada por el exceso de evaporación sobre la precipitación, estimado en 127 cm al año. Si se considera a la densidad del agua dulce de los ríos como de 1 g cm^{-3} , el valor de las descargas anuales corresponde a 62 cm de agua al año. Lo que arroja un déficit de 65 cm al año. Volumen que equivale aproximadamente a $34 \times 10^6 \text{ kg}^{-6}$ (Etter, 1983).

Estructuralmente y como área de deposición, el Golfo de México se divide en siete provincias geológicas: la Cuenca del Golfo, la Plataforma Carbonatada del Golfo Nororiental; la Plataforma de Yucatán y en la Sonda de Campeche; la Zona Ístmica; la Plataforma Oriental Mexicana y la Plataforma Noroccidental del Golfo (Antoine, 1972). Los procesos geológicos que determinan la distribución y el transporte de sedimentos se encuentran estrechamente vinculados con las corrientes y descargas fluviales (especialmente los ríos Mississippi, Pánuco, Papaloapan, y Grijalva-Usumacinta), y con las corrientes de turbiedad asociadas a los cañones submarinos, principalmente el De Soto y el de Campeche (Bruma, 1972).

Las costas del Golfo de México han sido clasificadas por Carranza *et al.* (1975) en cuatro grandes unidades morfotectónicas continentales. La primera de ellas comprende: una ex-

tensión de 700 km, desde la desembocadura del río Bravo hasta Punta Delgada, Veracruz. Se trata de una costa de mar marginal. La segunda cubre 300 km y se extiende desde Punta Delgada hasta la desembocadura del río Coatzacoalcos, Veracruz. También se trata de una costa de mar marginal con deposiciones subaéreas que forman dunas y cuyas porciones secundarias están constituidas por algunas formaciones arrecifales. La tercera se localiza entre el delta del río Coatzacoalcos y la porción oriental de la laguna de Términos Campeche. Tiene una extensión de 179 km y se caracteriza por la presencia de deltas como los del río Tonalá, el Grijalva-Mezcalapa, el San Pedro y el San Pablo. La cuarta y última unidad comprende 1,100 km, desde Isla Aguada, Campeche, hasta Chetumal, Quintana Roo. Al igual que las anteriores, es una costa de mar marginal que presenta numerosos cañones y sumideros, con depositaciones marinas que originan playas e islas de barrera que dan lugar a las principales formaciones arrecifales de México.

La plataforma continental es una de las mayores morfoestructuras del piso oceánico del Golfo de México. Se trata de una terraza casi continua que bordea sus márgenes y que se encuentra geológica y fisiográficamente vinculada con la masa continental. Es amplia frente a las planicies costeras y relativamente estrecha a la altura de los sistemas montañosos que corren paralelos a la costa. Está constituida por numerosas depresiones, lomeríos, montañas, bancos coralinos, escarpes y por algunos cañones submarinos. Frente a las costas occidentales de Florida, alcanza extensiones de 180 km; frente a Louisiana-Texas, de 160 km; y hacia el territorio mexicano gradualmente se va estrechando. Alcanza 80 km frente a la desembocadura del río Bravo; 45 km frente a Tampico y a la altura de la zona volcánica de los Tuxtlas, Veracruz, experimenta su máximo estrechamiento, de 6 a 16 km. A partir de allí nuevamente empieza a ampliarse hasta alcanzar 130 km frente a la Isla del Carmen; 170 km frente a Campeche y unos 260 km en el extremo norte de la península de Yucatán (Linch, 1954, Lugo, 1985).

Entre los rasgos geomorfológicos más relevantes del Golfo de México se encuentran la extensión de sus plataformas carbonata-

das. Al oeste de la península de la Florida y en la Sonda de Campeche, adquieren dimensiones que las convierten en lugares apropiados para el estudio de la naturaleza, el origen y la distribución de los sedimentos carbonatados biogénicos, las arenas limosas carbonatadas y los sedimentos lodosos, que predominan en gran parte del piso del Golfo de México; así mismo para estudiar la interrelación entre sedimentos carbonatados y terrígenos; por la enorme variedad de ambientes que allí existen (Bourma, 1972). Junto con la plataforma noroccidental de Cuba, la vasta plataforma terrígena Noroccidental frente a las costas de Louisiana y Texas y la estrecha plataforma terrígena frente a Veracruz, constituyen los ambientes que permiten la creación de las mayores formaciones arrecifales del Golfo. Sobresalen por su importancia los complejos arrecifales de la plataforma Noroccidental de Cuba; los de Dry Tortugas y Rebecca, en Florida; los de West Flower Gardens y East Flower Gardens, en Texas-Louisiana; los de Blanquilla, en Islas de Lobos y de Enmedio, en el área de Tampico-Tuxpan; la Gallega, la Galleguita, Anegada de Adentro, Isla Verde, Pájaros y Sacrificio, en el área de Veracruz; las Choapas, Enmedio, Anegada de Afuera, Cabezo y Rizo, en las cercanías de Antón Lizardo; y los de Arcas, Obispo, Triángulos, Banco Nuevo, Inglés, Arenas y Alacrán, en la plataforma de Campeche (Logan, 1969; Rezak y Serpell, 1972; Wells, 1978).

Siete principales masas de agua se ha identificado en el Golfo (Fig. 3): Agua Común del Golfo, Agua Subtropical Subyacente, Agua de los 18°C del Mar de los Sargazos, Agua Central del Atlántico Tropical, Agua Antártica Intermedia, Agua Profunda del Antártico Norte y Mezcla de Agua Intermedia del Caribe con Agua Profunda del Antártico Norte. Las Cuatro primeras constituyen la capa cálida superior (0-500 m) y las tres restantes integran la capa fría inferior (500-3,650 m) (Vidal *et al.*, 1990).

En el Golfo Oriental, las capas superficiales a profundidades entre los 150 y 250 m, presentan salinidades máximas entre 36.7 y 36.8‰, debido a la presencia de las Aguas Subtropicales Subyacentes transportadas del Caribe por la Corriente del Lazo. Estas salinidades, caracterizan a las aguas de la Corriente del Lazo, por lo que suelen llamarse “aguas del Lazo”, “aguas Caribeñas”, o “aguas de Yucatán”. En cambio, en el Golfo Occidental las capas por encima de los 250 m presentan salinidades entre 36.4 y 36.5‰. A profundidades superiores a los 600 m, las aguas del Golfo tienen características de temperaturas y salinidad muy bien definidas. Entre los 700 y los 800 m se presentan temperaturas alrededor de los 5°C y salinidades mínimas de 34.88‰, que demuestran la presencia de las Aguas Antárticas Intermedias. Por debajo de los 1,000 m las aguas manifiestan su estabilidad en las temperaturas, alrededor de los 5°C mientras que las concentraciones de sali-

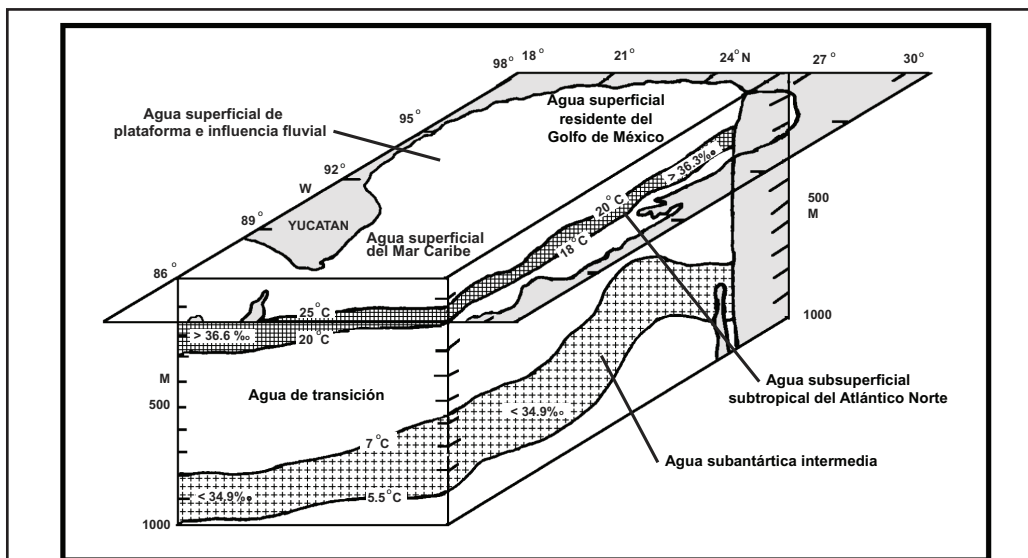


Figura 3. Masas de agua del Golfo de México (Fernández-Eguiarte *et al.*, 1990).

nidad son prácticamente isohalinas: 34.97‰, lo que revela la presencia de las capas superiores de las Aguas profundas del Atlántico del Norte (Morrison *et al.*, 1983).

La corriente del Lazo y sus anillos ciclónicos y anticiclónicos asociados constituyen los mecanismos primarios que movilizan, distribuyen y dispersan las masas de agua en el Golfo de México (Elliot, 1982; Forristall *et al.*, 1992). Estos flujos juegan un papel decisivo en la circulación, en la renovación y en los balances térmicos y salinos de sus masas de agua superficiales; en la climatología y en la hidrografía de una vasta porción de sus regiones oriental central y occidental; en la dinámica de los procesos costeros; en la generación de las tormentas tropicales que se desarrollan con gran frecuencia en su extremo noroccidental; y en las pesquerías de sus sistemas estuáricos. En suma, estos factores hacen del Golfo de México un gran almacén de energía calórica, crítico no solo para los balances térmicos de la cuenca, sino aún del Atlántico del Norte (Leipper, 1954; Nowlin, 1972; Nowlin y Huberts, 1972; Morrison y Nowlin, 1977; Cifuentes, *et al.*,

1986; Jonson, *et al.*, 1992; Lewis *et al.*, 1985; Lewis *et al.*, 1989; Vidal *et al.*, 1990; Vidal *et al.*, 1992; Lewis y Hsu, 1992; Hamilton, 1992; Fernández, *et al.*, 1993) (Fig. 4).

El más prominente de estos flujos marinos, la Corriente del Lazo, transporta del Caribe hacia el Golfo Oriental entre los estrechos de Yucatán y de Florida, volúmenes de aguas estimados entre 29-33 Sv ($1\text{Sv} = 106\text{m}^3\text{s}^{-1}$), en tanto que los anillos ciclónicos y anticiclónicos que se desprenden de esta corriente movilizan hacia la región occidental (norte, centro y sur) del Golfo, volúmenes estimados entre 8-10 Sv (Elliot, 1982; Hofmann y Worley, 1986; Vidal *et al.*, 1992).

Cuando la corriente del lazo penetra la región oriental del Golfo a la altura de los 27°N, se crean inestabilidades que terminan por formar anillos ciclónicos y anticiclónicos que se desprenden de la corriente y viajan comúnmente hacia el occidente, atravesando la región central y de aguas profundas del Golfo de México, hasta chocar con la pendiente de la plataforma continental, al Este de Tamaulipas. En esta

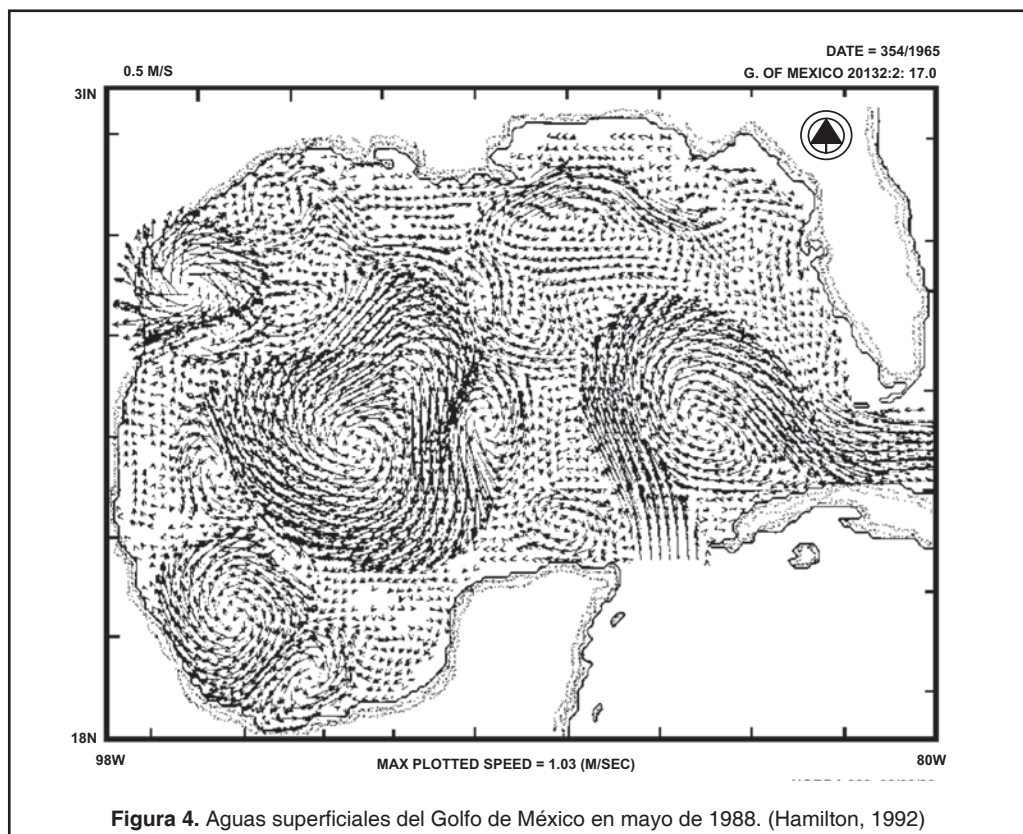


Figura 4. Aguas superficiales del Golfo de México en mayo de 1988. (Hamilton, 1992)

zona de colisión, la circulación superficial se divide, una parte corre hacia el Norte y otra hacia el Sur, en paralelo a la costa occidental del golfo. El primero de estos flujos transporta hacia el Norte, volúmenes estimados en 11 Sv; y el segundo, dirige hacia el Sur, volúmenes estimados en 7 Sv, a lo largo de la plataforma continental. Entre ambos, movilizan flujos combinados de 18 Sv. Esto es: más del 60% de los volúmenes que se que ingresan al Golfo de México, a través de la Corriente del Lazo (Vidal *et al.*, 1992).

Estos flujos, que duran generalmente de 6-8 meses (el tiempo total que les lleva cruzar el Golfo de México) persisten 35 meses más después de interactuar con la batimetría de la plataforma occidental del Golfo (mexicana y estadounidense). Esta actividad confirma que la alta dinámica de la circulación en el golfo occidental es el resultado de procesos generados por la Corriente del Lazo (Lewis y Kirwan, 1985 y 1987; Vidal *et al.*, 1985 y 1992).

De especial importancia para la circulación de las aguas superficiales del Golfo de México, es la alta frecuencia de los anillos de la Corriente del Lazo (3-4/año). El tamaño de estos anillos (con radios aproximados de 150 km), la velocidad de sus desplazamientos (5,075 cm/seg), la frecuencia de su separación (más de 3 al año) y la complejidad de sus interacciones, entre ellos y la plataforma continental, los convierten en los principales responsables del transporte de las aguas cálidas y salinas caribeñas hacia el interior del Golfo (Etter, 1983; Lewis *et al.*, 1989; Hamilton, 1990).

Otro factor importante para la circulación de las aguas superficiales del Golfo es la presencia durante el otoño y el invierno, de masas de aire polar y rachas violentas y huracanadas de dirección boreal conocida como "nortes", que afectan sobre todo al noroeste del Golfo. En esta época, los nortes se combinan con los anillos ciclónicos y anticiclónicos, para convertirse en los procesos primarios que dominan la circulación superficial de la región noroccidental del Golfo (Cochrane y Kelly, 1986). Cuando estos aires fríos y secos pasan sobre el Golfo, el calor de las capas superficiales se transfiere hacia arriba y es acarreada hacia la atmósfera por la turbulencia del aire. Se ha demostrado que estos procesos pueden exceder

a las 1,000 cal cm⁻²d⁻¹ (Huh *et al.*, 1978). La corriente del Lazo y sus anillos anticiclónicos se transforman así en una enorme y consolidada fuente de calor de la cual las tormentas tropicales extraen una gran parte de su energía (Lewis y Hsu, 1992). Lo que convierte al Golfo de México en un mecanismo de transferencia de energía en el sistema océano-atmósfera (Fernández *et al.*, 1993). El estrés ejercido por estos vientos sobre las aguas superficiales produce la mezcla de las capas superiores, y la dilución de las aguas cálidas y salinas caribeñas acarreadas por los anillos de las Corrientes del Lazo hasta convertirse en agua común del Golfo (Vidal *et al.*, 1992).

En el verano, el calentamiento de las aguas superficiales alcanza sus niveles máximos. El campo de la temperatura superficial muestra un gradiente latitudinal. En esta época las aguas del Norte alcanzan temperaturas superiores a los 28°C, casi la mismas de la parte central o suroriental, que alcanzan los 29.7°C y 28.9°C, respectivamente. Esta uniformidad en el comportamiento de la temperatura también se presenta en los niveles de salinidad, que oscilan entre 36‰ y 36.7‰ (De la Lanza, 1991).

En el invierno, en la región Noroccidental estadounidense, la temperatura de las aguas superficiales descienden hasta los 19°C y a partir de este mínimo, localizado solo en esta área, asciende hasta alcanzar los 27°C de la plataforma de Yucatán. El campo de la salinidad superficial guarda un comportamiento similar al de la temperatura. En la misma época presenta oscilaciones entre un mínimo de 31.07‰, en el norte, hasta un máximo de 36.68‰ en el Banco de Campeche.

En la región noroccidental del Golfo la capa de mínimo oxígeno se denota por una concentración de 2.0 ml/l entre los 200 y 600 m de profundidad. En la región del sur, el mínimo de oxígeno es de 2.4 ml/l, a partir de los 200 m es afectado por los giro anticiclónicos. En la plataforma de Yucatán se registra un ligero aumento en el contenido de la capa de mínimo oxígeno, resultado de la dinámica de la Corriente de Yucatán. En esta zona se detectan surgencias de aguas ricas en nutrientes (Fernández *et al.*, 1992).

De la información generada hasta ahora, puede concluirse que al menos una parte de las aguas oceánicas del Golfo de México son áreas oligotróficas y biológicamente pobres. Las cuantificaciones realizadas de clorofila, nitratos, productividad primaria y fosfatos en los centros de la Corriente del Lazo y sus anillos ciclónicos y anticiclónicos (más del 50% del área total del golfo, durante más de 6 meses del año) confirman esta situación. Las aguas superficiales de los centros de los anillos, a profundidades de más de 100 m muestran bajos niveles de nitratos y los stocks de clorofila son igualmente bajos (20 mg/m), la productividad primaria tiene registros de (0.4 mgCm⁻³ h⁻¹). Los niveles de la biomasa zooplanctónica son de 4 ml por cada 100 m³ durante la noche en la capa superior, a los 200 m. Lo que revela las cifras, en general, extremadamente pobres (Biggs, 1992).

Sin embargo en algunas regiones, como en las plumas de los ríos Mississippi y Grijalva-Usumacinta, en la plataforma de Louisiana-Texas y en la plataforma de Yucatán así como en las fronteras de la Corriente del Lazo y de sus anillos anticiclónicos, se presentan elevadas concentraciones de nutrientes y la biomasa fitoplanctónica es muy alta. Por ejemplo, en las costa de Louisiana-Texas y en el sureste de México, se han reportado productividades primarias de 250-500 mgCm⁻²d⁻¹. En estas zonas se producen fenómenos de surgencias y cascadas (Bogdanov, *et al.*, 1968; Pimentel y Estrada, 1986; López *et al.*, 1986).

La distribución de las larvas de algunas de las pesquerías más importantes del Golfo, como las del atún de aleta azul *Tunnus tynnus* ha sido asociada con los bordes de la Corriente del Lazo. La frontera de la Corriente del Lazo es en efecto, una zona dinámica, con meandros y fuertes convergencias y divergencias, que puede concentrar organismos planctónicos incluyendo huevecillos y larvas (Richards *et al.*, 1989). En esta área, Richards y sus colaboradores registraron el desplazamiento de altos volúmenes de plancton con promedios de 87 ml x 1.000 m³ y altas densidades de larvas con promedios de 458 ml x 1.000 m⁻³.

Un complejo y variado gradiente climático, que abarca seis mayores tipos climáticos de la tierra, se despliega entre las regiones frías, de-

sérticas, templadas y calido-húmedas del continente y sus costas. Atraviesa las áreas transicionales subtropicales de Estados Unidos y México, llega a las regiones tropicales lluviosas del Sureste mexicano y culmina con las de clima seco de la península de Yucatán.

Durante el invierno la circulación de los vientos es primariamente anticiclónica, con velocidades intensas. Mientras los vientos alisios soplan por el Sur-Este, fuertes vientos "nortes" circulan por el occidente influidos por masas continentales de aire polar. De 20 a 30 nortes se manifiestan en el invierno y algunos de ellos llegan a alcanzar velocidades de 40 km por hora (NOAA, 1983).

La región es una de las zonas generadoras de huracanes del Atlántico Tropical (Fig. 5). Estos fuertes vientos que sobre pasan los 120 km/h y ocasionan lluvias superiores a los 1,000 mm, parten del Caribe y de la sonda de Campeche, para hacer del Golfo de México una zona de alto riesgo para la navegación y para las actividades humanas.

Salvo en las zonas de las plataformas de Florida y Texas-Louisiana, donde las mareas son mixtas, prácticamente en todas las otras áreas del Golfo de México prevalecen las mareas diurnas. En la sonda de Campeche se reportan mareas semidiurnas (Zetler y Hansen, 1972). Relativamente tranquilo en comparación con otras áreas del continente americano, el golfo recibe la influencia de estas mareas cuyas oscilaciones no son mayores de 30 a 60 cm (Marmer, 1954). Este rango relativamente pequeño, ejerce efectos decisivos sobre ambientes críticos del litoral. A lo largo de la línea costera del Golfo de México, existen numerosas bahías, estuarios y humedales que no tienen una conexión directa con el mar, sino a través de canales activados por el movimiento de las mareas. Diariamente las mareas permiten el flujo y el reflujos de masas de aguas, de nutrientes y materiales desde los humedales y los manglares que bordean estos cuerpos de agua, hacia el golfo y viceversa. Estos movimientos, hacen posible la migración de una multitud de seres vivos hacia zonas de alimentación, crianza o refugio. Gracias a esta función de las mareas, una verdadera multitud de especies vegetales y animales cumplen su función dentro del complejo sistema que es el

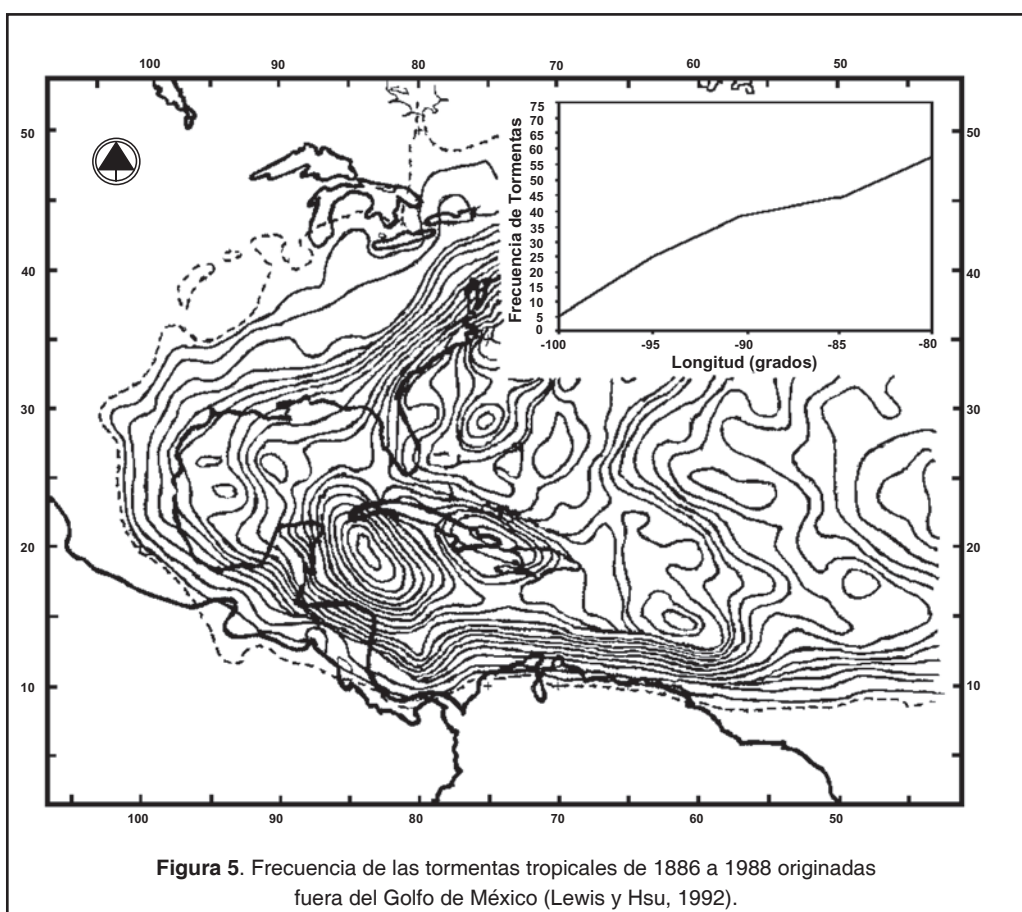


Figura 5. Frecuencia de las tormentas tropicales de 1886 a 1988 originadas fuera del Golfo de México (Lewis y Hsu, 1992).

Golfo de México (Hitchcock, 1972). La intensidad de la acción erosiva de los vientos, las olas, las mareas y las corrientes sobre la línea costera depende enteramente del tipo de costa. Aquellas formadas por rocas ígneas son notablemente más resistentes que las constituidas por rocas sedimentarias. Las playas arenosas son altamente sensibles. Mientras que las bahías y los estuarios se protegen mejor de sus efectos. La dinámica de estos procesos resulta importante para la construcción, el mantenimiento y, a menudo, la destrucción de bancos arenosos, islas de barrera y penínsulas que bordean al Golfo de México. En la mayoría de estos habitats la explosión a los vientos, olas, mareas y corrientes juega un papel de enorme importancia en la distribución y zonación de su biota (Britton y Morton, 1989). Entre las islas de barrera y la tierra firme, existen pantanos intermareales, estuarios, bahías y manglares. Estos habitats son críticos para una multitud de formas de vida animal y vegetal incluyendo peces y crustáceos de importancia comercial.

Así, procesos geológicos, climáticos, deposiciones aluviales y eólicas, corrientes, olas y mareas, hacen del Golfo de México, un laboratorio natural para el estudio de la vida de las regiones costeras, y marinas subtropicales y tropicales. Se trata de un ecosistema sometido a dos tipos de cambio: los geológicos y climáticos, que a menudo se remontan a millones de años; y los de naturaleza antropogénica que solo requieren de algunos años, y aún de días para producir sus efectos muchas veces devastadores e irreversibles.

La Economía Biológica del Golfo

La riqueza biótica del Golfo de México esta determinada por la amplitud de su plataforma continental (al Sur y al Oeste de la Florida, frente a Louisiana-Texas y en la sonda de Campeche tiene más de 150 km); las enormes descargas de algunos de sus sistemas

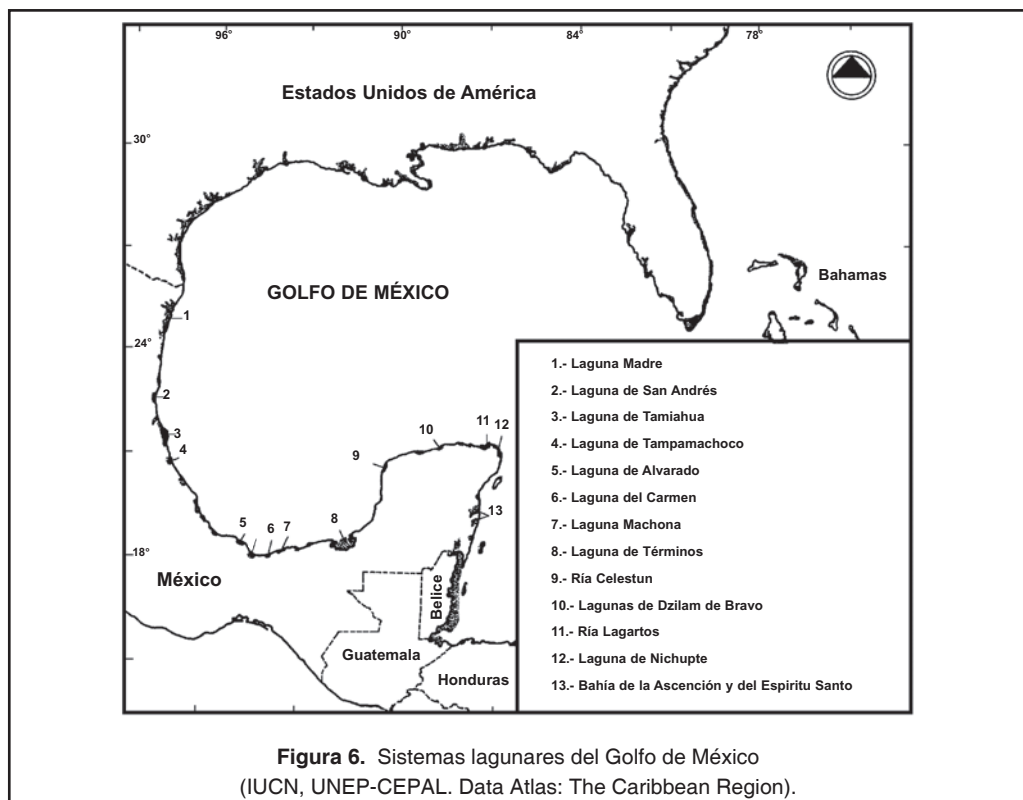
fluviales (sobre todo en los ríos Mississippi y Grijalva-Usumacinta): los movimientos de sus masas de agua (cuyos desplazamientos ondulatorios y verticales permiten la formación de amplias zonas de surgencias); la calidez de sus aguas superficiales (cuya estabilidad superior a los 20°C prácticamente todo el año es extremadamente importante para las especies que la habitan: la mayoría de los peces de valor alimenticio y pesquero viven entre los 20 y 50 m de profundidad); las condiciones particularmente favorables de luminosidad para la vida marina (su zona eutrófica abarca hasta el fondo de sus productivas plataformas carbonatadas); la estabilidad de sus salinidades superficiales; el comportamiento de oxígeno disuelto y la densidad de sus masas de agua; así como por la distribución de sus nutrientes, particularmente los fosfatos. La conjunción de estos factores, hacen del Golfo de México una de las mayores fuentes de energía y una de las regiones biológicamente más productivas del Atlántico tropical.

Sus elevados niveles de productividad fitoplanctonica (250-500 mg C m²/d) y su abundancia de zooplancton (50-200 mg/m³), sos-

tienen a una diversa vida marina (Koper, 1983; CECODES- SEPESCA, 1981). Aunque la parte central del Golfo es relativamente pobre en plancton (30-100 mg/m³), existen zonas de alta productividad como la plataforma de Florida, las costas de Louisiana Texas, y la Península de Yucatán, cuyos niveles oscilan entre 200 y 3,000 mg/m³ (Bogdanov *et al.*, 1968).

Sistemas Estuarino-lagunares

Una compleja combinación de procesos geológicos, depositaciones fluviales, mezclas de aguas dulces y salinas, elevadas concentraciones de nutrientes, mareas y corrientes hacen del Golfo de México una de las zonas estuarinas más importantes de la tierra (Phleger, 1969). Más del 50% de los litorales del golfo están bordeados por estuarios, bahías y lagunas costeras (Fig. 6). Los 207 estuarios primarios, secundarios y terciarios identificados a lo largo de las costas estadounidenses, representan la mayor extensión de estos hábitats que posee este país, si se exceptúa a Alaska. Louisiana posee el 43% de estos sistemas naturales;



Florida, el 26%; Texas, el 19%; Mississippi, el 6% y Alabama, el 6% (Thayer y Ustach, 1980; Geyer y Giammona, 1985). De estos, 27 grandes sistemas estuarinos situados en el Golfo de México figuran como áreas de importancia crítica dentro del inventario nacional de los Estados Unidos (NOAA, 1985). México posee 24 grandes sistemas lagunares-estuarinos entre su frontera con los Estados Unidos y Yucatán. Tamaulipas cuenta con el 41%, de esta superficie estuarino-lagunar (231,200 ha); Veracruz, con el 19% (116,600 ha); Tabasco, con el 3% (24,800 ha) y Campeche, con el 37% (196,000 ha) (Contreras y Zabalegui, 1988).

Los sistemas lagunares, son energéticamente abiertos y altamente subsidiados por los ambientes adyacentes (terrestres, marinos y atmosféricos) con ciclos geoquímicos complejos, con una alta productividad potencial y un gran número de utilidades humanas. Su papel como áreas de refugio alimentación y reproducción de por lo menos el 50% de las especies que constituyen las pesquerías litorales los han convertido en un objetivo central de la investigación científica en el Golfo de México. En torno de ellos se ha generado la mayoría de la literatura producida por las ciencias marinas y costeras de México en las últimas décadas (Ayala-Castañares y Phleger, 1969; Yáñez-Arancibia y Day, 1988; Contreras, 1988).

La productividad primaria neta de los ecosistemas lagunares-estuarinos se ha estimado entre 500 y 4,000 gC peso seco/m²/año (Yáñez-Arancibia, 1986). Su alta diversidad de factores ambientales, hábitats, conexiones internas e interacciones con los ecosistemas adyacentes; así como sus complejas tramas tróficas, dotan a estos ecosistemas de una elevada riqueza florística y faunística. Hábitats de alta sedimentación, ambientes de bajas salinidades, salobres y salinos, permiten la proliferación de una flora diversa y abundante que en los estuarios, lagunas y ríos estadounidenses está dominada por *Spartina alterniflora*, *Juncos roemerianus*, *Spartina patens*, *Phragmites communis*, *Distichlis spicata*, y *Typha* sp; mientras que en las riberas y áreas adyacentes de lagunas costeras mexicanas abundan los bosques de manglar (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*); y son comunes las vegetaciones palustres constituidas por *Typhalatifolia*, *Phragmites* sp., y *Echinohloa*

sp. Completan esta biomasa vegetal especies libre-flotadoras, como *Eichornia crassipes*, y *Pistia stratiotes*; enraizadas sumergidas como *Vallisneria americana*, *Najas guadalupensis* y *Potamogeton illinoensis*; enraizadas en hojas flotantes como: *Nymphaea ampla* y *Nelumbo lutea*, además de las extensas praderas de pastos marinos (*Halodule beaudettei*, *H. wrightii*, *Syringodium filiforme*, *Thalassia testudinum* y *Ruppia maritima*) que se extiende desde los pantanos de mareas, lagunas costeras y los estuarios, hasta los bordes externos de la plataforma continental, especialmente en el área de laguna de Términos, en las zonas arrecifales de Veracruz y en los grandes sistemas costero-lagunares de Tamaulipas (Vera-Herrera *et al.*, 1988; De la Lanza y Tovilla, 1986).

Se estima en más de 300 especies la ictiofauna que habita temporal o permanentemente los estuarios mexicanos, de los cuales más del 50% son eurihalinas del componente marino, alrededor del 25% son estenohalinas marinas y el resto son temporales y permanentes estuarinas (Reséndez-Medina y Kobelkowsky-Díaz, 1991). El elevado potencial productivo de los estuarios de la región, se calcula en 6 a 36 kg/ha/año (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1985). Entre los estuarios y las lagunas costeras mexicanos sobresalen por su elevada riqueza faunística: laguna Madre con 78 especies; Tamiahua, con 105; Tuxpan-Tampamachoco, con 99, Alvarado con 89; Sontecomapan, con 98; y sobretodo laguna de Términos, con 122 (Bozada y Morales, inédito; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988, Fuentes, 1991, Kobelkowsky-Díaz, 1991; Reséndez-Medina y Kobelkowsky-Díaz, 1991).

Entre las especies de peces más comunes en las lagunas costeras mexicanas se encuentran: el bagre boca chica (*Ariopsis felis*) el bagre prieto *Cathrops melanopus*, el robalo *Centropomus paralielus*. El sargo *Anchrosargus probatocephalus*, la lebrancha (*Mugil curema*), las mojaras (*Eucinostomus gula*, *Eugerris plumieri* y *Diapterus rhombeus*), el ronco (*Bairdiella ronchus*), la corbina o gurrubata (*Bairdiella chrysoura*). Por cuanto se refiere a los moluscos, se ha identificado 71 especies de Tamiahua; 174, en la Laguna de Términos, y 95 en los sistemas lagunares tabasqueños.

Entre los moluscos bivalvos habitantes del piso de los estuarios y lagunas costeras des-

taca por su importancia alimenticia y comercial el ostión americano (*Crassostrea virginica*). Su alto potencial de adaptabilidad a las condiciones estuarinas y su amplio rango de distribución, desde las regiones templadas y subtropicales hasta las tropicales húmedas del Golfo los convierten en uno de los recursos naturales más valiosos de la región. Se trata de un organismo eurihalino y euritérmico con un excepcionalmente amplio rango de adaptación a diferentes condiciones de salinidad (5-30%) y de temperatura (1-36°C). Sin embargo cuando se rebasan los niveles óptimos de salinidad o de temperatura al que se ha adaptado, las tasas de mortalidad se incrementan bruscamente. Su sobrevivencia depende de delicados equilibrios entre los ambientes sedimentarios de los estuarios. A tal punto, que los bancos ostrícolas pueden destruirse por causas naturales o antropogénicas provocando excesivas o repentinas acumulaciones de sedimentos (tormentas, dragados, canalizaciones, entre otras). Sus hábitos filtradores hacen que las corrientes de agua sean los medios para obtener su alimentación. En estas condiciones su hábitat ideal requiere de flujos continuos pero no turbulentos. Una alta turbidez puede alterar su mecanismo filtrador y producirle la muerte. En aguas de baja turbidez, recolecta montos considerables de sólidos suspendidos, depositándolos en forma concentradas contribuyendo con ello al mantenimiento de los delicados balances de los ambientes sedimentarios de estuarios y lagunas costeras. Tales hábitos, sin embargo, hacen que estos organismos filtren y retengan contaminantes que permanecen en la columna del agua o de los sedimentos. Por todas esas condiciones íntimamente vinculadas con la salud de los sistemas lagunares. Se ha tomado a *Crassostrea virginica* como un organismo indicador para la vigilancia de estos hábitats críticos del Golfo de México.

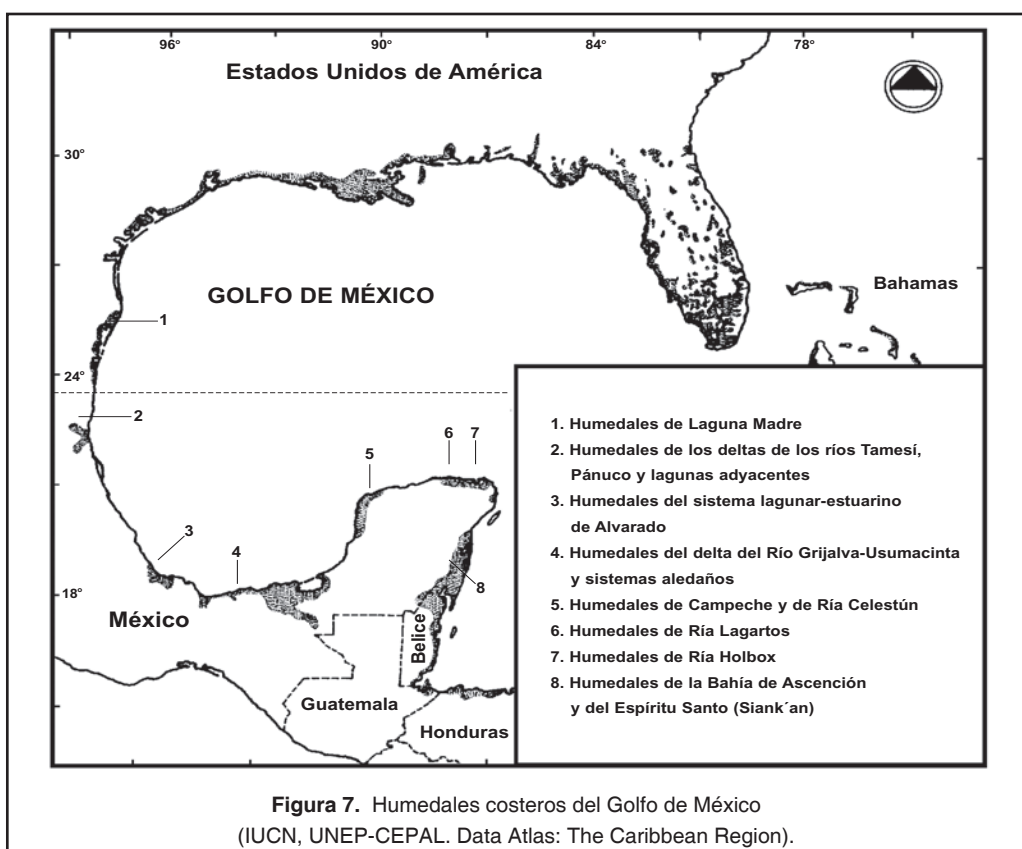
Desde los estuarios de Texas (particularmente la bahía de Galveston, donde la explotación del ostión alcanza millones de dólares), hasta los estuarios y lagunas costeras mexicanas; especialmente Laguna Madre en Tamaulipas; Pueblo Viejo, Tamiahua, Tampamachoco, Tuxpan, Tecolutla, Nautla, Tres Bocas, Misantla, Palmas y Boca del Río en Veracruz; Machona, Puerto Ceiba y Mecocacán, en Tabasco; e Isla Chica y Boca de los Pargos, en Campeche, el

ostión representa un recurso valiosísimo de los estuarios del Golfo.

Sin duda uno de los ejemplos más claros de la estrecha conexión entre los sistemas lagunares-estuarios y marinos del Golfo de México lo constituyen el ciclo de vida del camarón (*Penaeus aztecus*, *Penaeus setiferus* y *Penaeus duorarum*). El camarón café (*P. aztecus*) y el camarón blanco (*P. setiferus*) son las especies comerciales más importantes de la región noroccidental del Golfo. Las mayores concentraciones de esas especies ocurren en las costas de Texas, Louisiana y Mississippi, donde el valor de su captura excede al de otras pesquerías. La actividad reproductiva se realiza en alta mar. En los estados portlarval inicia su migración hacia las zonas estuarinas. Su etapa juvenil transcurre en las ricas zonas de alimentación de los estuarios y gradualmente a medidas que se aproxima a su edad adulta, se desplaza desde las someras aguas estuarinas hacia las aguas más profundas del litoral. El camarón rosado (*P. duorarum*), por su parte es mucho más común en las Sonda de Campeche, donde constituye la pesquería más importante. Su ciclo de vida se desarrolla en igual forma entre los bancos carbonatados de la Sonda y los extremadamente productivos sistemas estuarinos del área, sobre todo, en la Laguna de Términos.

Humedales Costeros

Las olas y mareas controlan los ritmos biológicos de uno de los más vastos reservorios de nutrientes y energía del litoral de golfo: los humedales costeros (Fig. 7). El 63% de los humedales estadounidenses y más del 50% de los humedales costeros de México se encuentran en esta región. La mayoría se concentran en las costas de Louisiana, Texas y Florida, donde las especies dominantes son *Spartina alterniflora*, *Juncos roemerianus*, *Spartina patens*, *Distichlis spicata* y *Salicornia* sp. En tanto que en la cuenca del Grijalva-Usumacinta, en los estados de Tabasco y Campeche, se concentra la mayor extensión de humedales costeros de México. Diversas comunidades de plantas acuáticas herbáceas se caracterizan por estos humedales. Entre las que sobresalen,



las hidrófilas enraizadas emergentes, como la asociación del popal *Thalia pontederia*, el carrizal *Phragmites australis* y el tular *Typha domingensis*; las hidrófitas enraizadas de hojas flotantes, como *Nymphaea ampla*, y *Nelumbo lutea*. Además de comunidades de hidrófitas sumergidas, enraizadas de tallos postrados y agrupaciones arbustivas y arbóreas.

En general, las investigaciones realizadas en las dos últimas décadas, sobre todo en humedales costeros de la región atlántica y del Golfo de México estadounidense, apoyan el hecho de que se trata de ecosistemas que poseen un alto nivel de productividad primaria neta, comparado con otros ambientes de la zona costera. Por ejemplo, los valores estimados para los humedales de aguas dulces intermareales estadounidenses han oscilado en un rango de 1,000 g/m² a 3,500 g/m² y, en algunos casos, ciertos humedales pueden producir 4,000 g/m² de materia viva (Wigham *et al.*, 1978)

El papel ecológico de estas comunidades, como mecanismos exportadores de nutrientes hacia los sistemas costeros del Golfo y como

base de las cadenas alimenticias, ha sido objeto también de investigaciones en los años recientes. En torno a esta hipótesis, la teoría ecológica ha generado una amplia discusión revisada inicialmente por Nixon (1980), a la que se han agregado en los últimos años mayores datos y de la que se derivan las conclusiones siguientes: la mayoría de los humedales estudiados hasta hoy exportan nutrientes orgánicos particulados y disueltos a los estuarios y a los sistemas costeros adyacentes, no se ha establecido con claridad el papel y la importancia de estas exportaciones en el sostenimiento de las cadenas alimenticias estuarinas y costeras. Todavía se requiere de mayores esfuerzos, sobre todo en los humedales tropicales del golfo, para comprender los movimientos de la energía y los nutrientes de los humedales a las cadenas alimenticias (Shater y Smith, 1984).

Lo que parece más consistente en torno a la importancia de estas comunidades vegetales es su papel como áreas de crianza y de refugio para las fases larvales y juveniles de varias especies de peces y crustáceos de gran valor alimenticio y comercial. Turner (1977) y Boesch

y Turner (1984) encontraron una significativa relación entre camarones peneidos y humedales en las costas noroccidentales del Golfo de México. Zimmerman y Minello (1984) compararon las densidades de algunas especies de la macrofauna, los crustáceos *Palaemonetes pugio*, *Penaeus aztecus*, *P. setiferus*, el cangrejo azul *Callinectes sapidus*, y algunos peces como *Lagodon rhomboides*, *Leiostomus xanthurus* y *Micropogonias undulatus*, en áreas ocupadas por *Spartina scandiflora*, y áreas sin vegetación. Entre los crustáceos: *P. pugio*, *P. aztecus*, y *C. sapidus*, fueron mas abundantes en las zonas de humedales, en tanto que *P. setiferus*, no mostró ninguna consistencia por una u otra de las áreas muestreadas. Estos autores concluyeron que los reclutamientos en sistemas de humedales dependen parcialmente de circunstancias que tienen que ver con los mecanismos que controlan los flujos, como la duración y el rango diario y estacional de las mareas. McTigue y Zimmerman (1991) en sus investigaciones sobre los crustáceos *Penaeus aztecus* y *P. setiferus*, estimaron que la utilización de los humedales depende de las oportunidades de alimentación disponibles, de las ventajas de protección contra los depredadores, del nivel de los flujos intermareales y de la morfología del humedal.

Esta correlación entre humedales costeros y las pesquerías litorales, ha llamado cada vez mas la atención de la comunidad científica de la región, especialmente en los últimos años. Y aun cuando la conexión energética entre los humedales y las pesquerías no se haya establecido de un modo concluyente, se han acumulado un gran número de evidencias que demuestran el papel que desempeñan estas comunidades costeras en la vida de alguna de las mas valiosas especies comerciales del golfo (Odum y Helad, 1972; Kuenzler, 1974; Turner, 1977, Soberon-Chavez y Yáñez-Arancibia, 1981, Barh *et al.*, 1982; Gracia y Soto, 1986; Vera *et al.*, 1988). Estos trabajos han destacado las interrelaciones energéticas que existen entre los diversos hábitats en las costas de Florida, Alabama, Mississippi, Louisiana, Texas, Veracruz, Tabasco y Campeche, y en el papel de las comunidades vegetales en el sostenimiento de la trama trófica. Turner (1977), pudo reunir suficientes evidencias para probar su hipótesis de que la abundancia y las cantidades comerciales importantes de camarones penei-

dos (*P. aztecus* y *P. duorarum*) estaban directamente relacionadas con las áreas y los tipos de vegetación de humedales. Bahr *et al.*, (1982) encontraron una relación cuantitativa entre la productividad primaria bruta y la producción pesquera en las costas de Louisiana, tomando como base de su análisis energéticos a las marismas y a especies tan valiosas como el ostión (*Crassostrea virginica*) y el camarón (*P. aztecus* y *P. setiferus*), la lacha escamuda (*Brevoortia tyrannus*), el cangrejo azul (*Callinectes sapidus*), Marotz *et al.* (1990) demostraron la importancia de los humedales de Louisiana, estudiando la historia de vida y los movimientos de especies tan valiosas como la lacha escamuda (*Brevoortia tyrannus*), que representa el 30% del valor total de las pesquerías comerciales de los Estados Unidos. Yáñez-Arancibia *et al.* (1985), en sus investigaciones sobre las poblaciones de peces demersales de la plataforma del sur del Golfo de México, demostraron que el 70% de las especies dominantes se encontraron, al menos, en una etapa de su ciclo de vida en los estuarios estudiados. Soberon-Chavez y Yáñez-Arancibia (1985), en sus estudios sobre la variabilidad ambiental de la zona costera y su influencia sobre los recursos pesqueros, estimaron la relación entre vegetación y pesquerías. Gracia y Soto (1986), en sus investigaciones sobre los ciclos de vida de los camarones peneidos de la región de la laguna de Términos-Sonda Campeche, han puesto en relieve la importancia de los humedales en las fases postlarvales y juveniles de estos crustáceos. Vera-Herrera *et al.* (1988) han proporcionado una valiosa información que relaciona a los humedales de agua dulce, salobres y salinos con las pesquerías litorales.

El estudio del valor ecológico de los humedales del Golfo de México se ha orientado también, a conocer su importancia como hábitat de plantas y animales. Aunque la riqueza biótica de los humedales de litoral mexicano sea menos conocido que los estadounidenses, se sabe sin embargo, que los pantanos costeros de Tabasco y Campeche albergan 45 de las 111 especies de plantas acuáticas reportadas para México. Lo que la convierte en la reserva más importante de plantas acuáticas de Mesoamérica (Lot y Novelo, 1988). También se conoce la riqueza de peces de agua dulce. En efecto, de las 500 especies de agua dulce enlistado para América Central, a México co-

rresponden 367 (el 73%) y de estas, el 57% se sitúa en la región del Golfo de México (Miller, 1986).

Para algunas especies, los humedales resultan áreas vitales de las que dependen completamente para su alimentación, reproducción y crecimiento. Para otras, solo constituye estaciones de tránsito y áreas de refugio donde pasan periodos cortos, aunque críticos de su ciclo de vida. Para algunas especies raras, amenazadas y en peligro, los humedales representan las últimas zonas de refugio. El valor de los humedales como hábitat, que comprende a la estructura y a la diversidad de sus especies vegetales y animales, a sus patrones espaciales y a su zonación vertical y horizontal, es tal vez su mayor aporte a la economía biológica del Golfo de México, independientemente de su vinculación energética y económica con las pesquerías de alto valor comercial (Herzig, 1987).

Manglares

Entre los ecosistemas costeros tropicales de alta diversidad destacan los bosques de mangle que bordean amplias zonas del litoral del golfo de México. En las costas estadounidenses, las comunidades de manglares se concentran, sobre todo, en Florida, donde abundan cuatro especies: rojo (*Rhizophora mangle*); negro (*Avicennia germinans*), blanco (*Laguncularia racemosa*) y botoncillo (*Conocarpus erectus*). El manglar es una planta con una notable habilidad para tolerar la salinidad y para crecer en los sustratos lodosos y arenosos de los estuarios y lagunas costeras tropicales. Esta capacidad lo hace prevalecer frente a otras comunidades de los ambientes costeros. Su productividad neta se ha estimado en 24 toneladas (peso seco) ha⁻¹ año⁻¹, superior al de la selvas tropicales, y las lagunas costeras y estuarios (Chapman, 1969; Lugo y Cintron, 1975; Lot *et al.*, 1975; Gore, 19777; Schomer y Drew, 1982; López-Portillo y Ezcurra, 1989; Flores-Verdugo, 1989; Cintron-Molero y Schaeffer-Novelli, 1992).

Desde las raíces hasta el dosel, el manglar provee de una gran cantidad de hábitats a especies acuáticas y terrestres como canales entre las raíces, charcos permanentes y semiper-

manentes, espacios intersticiales en los suelos fangosos, raíces superficiales, huecos en las ramas y perchas en las copas. La enorme cantidad de energía almacenada en sus hojas es la fuente para el sostenimiento de los consumidores primarios. Con su caída se inicia la formación de detritos ricos en nutrientes. Hongos y bacterias se encargan de la descomposición de la hojarasca. Numerosas especies de invertebrados ocupan la columna de agua, las raíces y la parte arbórea del manglar. Crustáceos, moluscos, bivalvos y gasterópodos habitan temporal o permanentemente en los estratos inferiores. Otros organismos viven adheridos a sus tallos y raíces. Entre ellos el ostión de mangle *Cassostrea rhizophorae*. Varias especies de cangrejos ocupan el piso, las raíces y las ramas. Son habitantes conspicuos en estos lugares, el cangrejo (*Cardisoma guanhumi*), el cangrejo violinista (*Uca rapax*), el cangrejo del manglar (*Goniopsis cruentata*) y el cangrejo ermitaño (*Clibanarius vittatus*). Numerosas especies acuáticas y terrestres son habitantes transitorios del manglar. Peces y crustáceos de importancia comercial se encuentran íntimamente ligados a esta comunidad. Algunos tan directamente importantes para la alimentación y la economía humana como el camarón rosado (*Penaeus duorarum*). El camarón café (*P. aztecus*) y el camarón blanco (*P. setiferus*). Peces dependientes de ambientes salinos, de los detritos y del sustrato del manglar forman vastas comunidades. En los manglares de Florida se ha colectado 64 especies entre las raíces del mangle, entre las que sobresalen especies forrajeras como mojarras (*Eucinostomus gula* y *Eucinostomus argenteus*), el gobio (*Gobiosoma robustum*); y peces juveniles de importancia comercial y recreativas como el robalo blanco (*Centropomus undecimalis*), el pargo prieto (*Lutjanus griseus*), la corvina (*Cenuscion nebulosus*), la lebrancha (*Mugil curema*) y la barracuda (*Sphyrna barracuda*) (Thayer *et al.*, 1988). Los manglares son áreas de crianza para especies valiosas como la corvina (*Cenuscion nebulosus*), el tambor (*Pogonias cromis*), el lenguado (*Paralichthys lethostigma*), el sargo (*Achorsargus probatocephalus*), el cangrejo azul (*Callinectes sapidus*), el camarón café (*P. aztecus*), el camarón blanco (*P. setiferus*) y el rosado (*P. duorarum*).

Anfibios y reptiles herbívoros, omnívoros, carnívoros primarios, secundarios y superiores,

constituyen otro nivel de la cadena trófica dependiente del manglar. Para alguna de estas especies, los manglares constituyen el último refugio. Tortugas como la verde (*Chelonia mydas*), el cocodrilo americano (*Cocodylus acutus*), el lagarto americano (*Alegator mississippiensis*), el cocodrilo de pantano (*Cocodylus moreletii*), se consideran amenazadas o en peligro.

Sus densas copas proporcionan el abrigo ideal para la avifauna residente o migratoria. Se han clasificado en manglares de Florida hasta 181 especies de aves que utilizan al manglar como su hábitat (Odum *et al.*, 1982). Zancudas, exploradoras, flotantes, rapaces, aéreas y arbóreas, constituyen comunidades de aves que habitan temporal o permanentemente la zona de manglares. Herbívoras como los patos golondrino y floridianos (*Anas acuta*) y los patos silvestres (*Anas platyrhynchos*); piscívoras como el cormorán (*Phalarocorax olivaceus*), la aninga americana (*Anhinga anhinga*) y el pelícano blanco (*Pelecanus erythrorhynchos*); rapaces como el halcón de cola corta (*Bruteo brachyuris*), el halcón peregrino (*Falco peregrinus*) y el águila calva (*Haliaeetus leucocephalus*) (Niering, 1985). Algunas de estas especies se encuentran en peligro, como la cigüeña americana (*Mycteria americana*); amenazadas como el pelícano pardo (*Pelecanus occidentalis carolinensis*) y el cazador americano de ostras (*Haemantopus palliatus*). Cerca de 20 mamíferos han sido identificados dentro de las zonas de manglares en Florida, entre ellos el zorro ardilla de los manglares (*Scirus níger avicennia*) y el manatí (*Trichechus manatus latirostris*). La mayoría amenazados o en peligro de extinción.

Pastos Marinos

Los pastos marinos son abundantes en los estuarios y en los ambientes someros del Golfo de México. En la porción estadounidense, particularmente en la Florida y Texas, predominan seis especies: *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme*, *H. beaudettei*, *Halophila engelmanni*, y *Halophila baillonis*. En las lagunas costeras y estuarios, hasta los bordes externos de la plataforma continental de México, también se encuentran extensas pra-

deras de pastos marinos (*Halodule beaudettei*, *Thalassia testudinum*, *H. wrightii*, *Syringodium filiforme*, y *Ruppia maritima*), especialmente en la sonda de Campeche-laguna de Términos, en la zona de cayos y arrecifes coralinos de Veracruz y en los sistemas lagunares de Tamaulipas. Se trata de un hábitat de gran importancia para la economía biológica del golfo, sobre todo por sus funciones de estabilizadores de sedimentos y de sitios de crianza y alimentación para una enorme variedad de peces e invertebrados (Heck y Orth, 1980; Ibarra, 1993).

Esta diversidad faunística se sostiene gracias a una elevada productividad. En efecto, la productividad primaria de los pastos marinos contribuyen a la vida marina hasta en 2000 g de peso seco m²/año; el aporte de sus epífitas se ha estimado en 500 g/m²/año y las de su microalgas bénticas en 200 g /m²/año. En total: aproximadamente 3000 g de peso seco m²/año (Ferguson *et al.*, 1969; Thorhaug, 1981; Torres Orozco, 1991). De la Lanza *et al.* (1981), estimaron productividades primarias para *Thalassia testudinum* en la praderas de la parte interna de la Isla del Carmen de 487.5 mgC/m²/día en junio. Moore y Wetzel (1988), calcularon una producción de 2,852.5 gC peso seco/m²/día, equivalente a 740,836 mgC peso seco /m²/día, para *Thalassia* en una localidad de los Cayos, en la misma laguna, en febrero (De la Lanza y Rodríguez-Medina, 1991).

Estudios de isótopos estables de las cadenas alimenticias estuarinas, se han enfocado a la identificación de las plantas que ofrecen carbono para los consumidores. Kitting *et al.* (1984), sugieren que las epífitas de los pastos marinos son una fuente importante de carbono para los consumidores. Raz-Guzmán y De la Lanza (1991), evaluaron los mecanismos fotosintéticos utilizados por la vegetación sumergida en laguna de Términos, llegando a la conclusión de que en algunas áreas de la laguna, la materia orgánica de las praderas de pastos y algas constituyen la fuente principal de carbono orgánico. De la Lanza y Rodríguez-Medina (1991) argumentan que los productores primarios de las praderas de *Thalassia testudinum* en la laguna de Términos constituyen la principal fuente de detritos. Hornelas (1975) concluye que los herbívoros obtienen un 42.3% de energía de una mezcla de fitoplancton, pastos marinos epífitas y mangle.

Fry y Parker (1979), en sus estudios de la Laguna Madre, Hackney y Haines, (1980), en sus investigaciones en las marismas del río Mississippi, Fry *et al.* (1982), en Nicaragua, Raz Guzmán *et al.* (1992), y Raz Guzmán y De la Lanza, (1993) en sus estudios de la laguna de Términos y del sistema lagunar de Alvarado, estimaron la relación directa entre especies de importancia alimenticia y comercial, y la vegetación acuática y valoraron a las comunidades vegetales acuáticas como fuente de carbono orgánico alimentario para los consumidores bentónicos.

Fry (1981 y 1983) realizó análisis de isótopos estables de carbono para conocer las contribuciones de la vegetación a la base de la cadena alimenticia y los movimientos migratorios de cinco especies comercialmente importantes de peces y crustáceos, a lo largo de las costas de Florida y Texas: el pez moteado (*Leiostomus xanthurus*), el roncadador (*Micropogonias undulatus*), el camarón café (*Penaeus aztecus*), y el camarón rosado (*Penaeus duorarum*). Raz-Guzmán y De la Lanza, (1993), estudiaron los cangrejos *Callinectes sapidus* y *Dyspanopeus texanus*, los camarones peneidos *Penaeus setiferus*, *P. duorarum* y *P. aztecus*, el mayacaste, *Macrobrachium acanthurus*, así como el camarón siete barbas *Xiphopenaeus kroyeri*, caracterizándolos isotópicamente para identificar sus fuentes de alimentos, establecer sus posiciones tróficas relativas y conocer sus patrones de migración.

De lo anterior se puede concluir que: a) los consumidores aprovechan fuentes de carbono orgánico de diversa naturaleza isotópica, b) para los microorganismos acuáticos la fotosíntesis es a menudo la mayor fuente de carbono orgánico en ambientes estuarinos y que las cadenas alimenticias en los humedales y los pastos marinos, no se basan uniformemente en los detritos de las macrofitas, sino también en las algas, c) los factores que controlan los isótopos estables del carbono en las plantas no son completamente conocidos y el rango de variación entre las comunidades vegetales es muy amplio, d) se ha logrado establecer que las cadenas alimenticias en los ambientes costeros del Golfo de México, se basan en una mezcla de fitoplancton, pastos marinos, epífitas y mangle. Es por lo tanto difícil establecer una relación lineal directa, entre vegetación acuática y

consumidores, sobre todo en los niveles superiores (Fry y Sherr, 1984).

Heck y Orth (1980) examinaron el papel de los pastos marinos como un hábitat importante para peces e invertebrados y encontraron que hay un pronunciado latitudinal en la complejidad estructural y la heterogeneidad espacial de los ambientes de pastos marinos, progresando de las comunidades relativamente simples de climas templados caracterizados casi exclusivamente por pastos marinos; a sistemas de temperaturas intermedias y subtropicales, con pastos, algas y esponjas; hasta los complejos sistemas tropicales dotados de praderas de pastos, algas, esponjas y corales. Orth *et al.* (1984) al analizar la influencia de la estructura de las plantas y las características de la relación presa-predador, en las comunidades faunísticas de pastos marinos, se percataron que comparadas con las áreas de vegetación circunvecinas, contienen un denso y rico conjunto de vertebrados e invertebrados. Son varias las posibles causas de esta alta densidad: la arquitectura de las plantas, la densidad de las raíces, la heterogeneidad de las praderas, la biomasa de las plantas. La superficie y la morfología de las hojas, el espesor, la estructura y la proximidad del estrato de rizomas respecto de los sedimentos superficiales, son las principales características de los pastos marinos, que pueden mitigar potencialmente los efectos de la predación.

Thayer *et al.* (1984), analizaron la ecología nutricional de la fauna en las áreas de pastos marinos y concluyeron que los detritívoros destacan como los mayores beneficiarios de la energía fijada por estas comunidades. Solo unas cuantas especies pastorean directamente en estas praderas y aparentemente sólo una pequeña porción de la energía y los nutrientes almacenados en estas comunidades vegetales se canaliza a través de estos herbívoros. Estas especies sin embargo, tienen un profundo efecto sobre las plantas, los consumidores y la fauna asociada con la vegetación, y sobre los procesos químicos y de descomposición que ocurren al interior en estos ecosistemas. Erizos como *Diadema antillarum*, *Echinometra lucunter*, *Strongylocentrotus intermedius* y *S. purpuratus*, se alimentan en las praderas de pastos marinos y consumen principalmente detritos, aunque algunos se alimentan directamente con

las hojas. Peces, como el pez loro *Parisoma radians*, se alimentan enteramente de pastos, especialmente de *Thalassia testudinum*. Reptiles como la tortuga verde *Chelonia mydas* es el único que ramonea las praderas de *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*. Sirénidos como el manatí (*Trichechus manatus*), que se moviliza entre ambientes de aguas dulces y marinos, y la vaquita marina (*Dugong dugon*), son los únicos mamíferos que se alimentan de pastos. Algunas aves como *Anas acuta*, *A. platyrhynchos* y *Signus olor* también se alimentan de pastos.

En las regiones tropicales, los herbívoros comprenden una mayor porción de la fauna que depende de los pastos marinos que en las zonas templadas. En estas áreas, son residentes comunes la corvina (*Cynoscion nebulosus*) y el pez puerco (*Pseudobalistes carolinensis*). Son especies forrajeras, el pez loro (*Scarus guacamaia*), la lisa (*Mugil cephalus*), la lebrancha (*Mugil curema*), y la tortuga verde (*Chelonia mydas*). Vargas-Maldonado y Yáñez-Arancibia (1987) en su análisis de la estructura de una comunidad de peces en praderas de *Thalassia testudinum* en la laguna de Términos encontraron una especie altamente conspicua *Sphoeroides testudineus* y ocho especies asociadas: *Archosargus rhomboidalis*, *Arius felis*, *Arius melanopus*, *Eucinostomus gula*, *Bairdiella chrysoura*, *Chilomycterus schoepfi*, *Acanthrostracion quadricornis* y *Orthopristis chrysoptera*. Registraron 56 especies durante el ciclo anual analizado, completando con ello una lista de 87 especies reportadas para esta taxocenosis.

Arrecifes Coralinos

Los arrecifes coralinos figuran entre los ecosistemas tropicales de mayor diversidad y valor estético (Di Salvo y Odum, 1974; Macintyre *et al.*, 1982). Estos ecosistemas sostienen a una alta productividad de biomasa y al mayor número de especies de cualquier otro ecosistema marino o terrestre. Se ha estimado la productividad primaria de los arrecifes coralinos en 300-500 gC/m²/año⁻¹. Productores bénticos, macroalgas y microalgas, son los principales responsables de estas altas tasas de productividad. Estos organismos politróficos

presentan simbiosis íntimas entre plantas y animales, que desempeñan simultáneamente funciones de productores primarios, de consumidores primarios y consumidores secundarios (Gladfelter, 1982). La producción de carbonato de calcio en un arrecife varía entre 400 y 2,000 toneladas por ha. Esta intensa y perpetua actividad juega un papel decisivo para el mantenimiento del equilibrio químico de las aguas oceánicas, al procesar los enormes volúmenes de sedimentos carbonatados arrastrados al lecho marino por corrientes y descargas fluviales. Hay que considerar además, que estas comunidades cumplen otras funciones vitales para la estabilidad de algunos ambientes críticos de la costa como los manglares, los pastos marinos y las lagunas costeras. Los arrecifes constituyen barreras que disipan la energía de las corrientes, creando ambientes de baja energía favorables para la proliferación de múltiples formas de vida, a la vez que controlan la erosión de la línea costera, integran un eslabón de importancia capital en el ciclo de nutrientes que ligan a manglares, pastos marinos y arrecifes. Cumplen una función igualmente crítica como áreas de refugio, cría y alimentación de las numerosas especies que las habitan de un modo permanente o en forma estacional. Hasta ahora se han logrado identificar entre 500 y 700 especies de fauna en los arrecifes de Florida. Fenómenos naturales, como los fuertes vientos y el oleaje producido por las tormentas y los huracanes tropicales son factores ambientales que provocan a menudo la destrucción de los arrecifes. Cambios en la temperatura del agua, flujos y excesivos de aguas dulces y sedimentos, también producen la mortalidad masiva de estas formaciones. Difícilmente pueden mantenerse las condiciones de estabilidad que exigen la salud de estos ecosistemas, en áreas de intensos tráficos marítimos, de actividades energéticas, pesqueras y de altos crecimientos de poblaciones humanas y desarrollos turísticos, como en el caso del Golfo de México.

En el territorio mexicano existen cerca de 30 formaciones arrecifales que se desarrollan en un rango de 2-40 m de profundidad sobre la plataforma continental y tiene una orientación generalmente de Noroeste-Sureste, lo que sugiere una fuerte influencia de las corrientes costeras y de los vientos prevalecientes sobre su morfología. En el caso de los arrecifes tamaulipecos y veracruzanos, las corrien-

tes oceánicas, los vientos polares y las masas de aires fríos que se manifiestan durante ocho meses del año en la región, junto con las descargas de los ríos y las descargas de desechos domésticos municipales y otras actividades humanas, como las pesqueras, las petroleras y las turísticas, los hacen florística y faunística-mente menos diversos que los arrecifes caribeños. Estos arrecifes pertenecen a la Provincia Zoogeográfica Caribeña. Las cálidas corrientes oceánicas de la región juegan un papel decisivo en sus estructuras y funciones (Villalobos-Figueroa, 1971; Jordan, 1979; Chávez *et al.*, 1970 y 1985; Castro y Márquez, 1981; Wells, 1988).

Dominadas por colonias de *Diploria strigosa*, *D. clivosa*, *Siderastrea radians*, *Porites astroides*, *Montastraea annularis*, *Acropora cervicorni* y *A. palmata*, los atolones constituyen un importante sitio para la alimentación, el refugio y la anidación de una abundante fauna marina. El número de especies en la ictiofauna re-

gistrada en los arrecifes mexicanos asciende a 237 especies, de las cuales 94 se han reportado para el arrecife de Lobos; 41 se conocen en Triángulos Oeste; 38 de Cayo Arcas; 32 de Cayo Arenas y 142 del arrecife Alacranes (Pérez-Hernández, 1989; Vargas *et al.*, 1989). A los que hay que agregar a las aves residentes y migratorias.

Lagunas costeras, humedales, manglares, pastos marinos y arrecifes son ecosistemas dinámicos que se interconectan e interactúan en diversas formas, por ejemplo se ha demostrado que el flujo de nutrientes disueltos en los manglares hacia los pastos marinos favorece la productividad primaria de estos. Ambos ecosistemas favorecen la productividad secundaria de los arrecifes de coral (UNESCO, 1982). Las zonas pantanosas de la Florida y del delta del río Mississippi (Louisiana) en los Estados Unidos; y de Tabasco y Campeche en México; desempeñan un papel absolutamente decisivo para el sostenimiento de las pesquerías del área.

EL HOMBRE: EL GRAN TRANSFORMADOR DE LOS HÁBITOS DEL GOLFO

Al inicio de la historia de la colonización de los territorios que hoy integran a los Estados Unidos de Norteamérica, hacia mediados del siglo XVI, la superficie estimada de humedales palustres y costeros era de 87 millones de ha. Hacia mediados de los años 70s, solamente restaban 40 millones de ha de ese enorme potencial biológico. Más del 50% se había perdido por las acciones directas o indirectas del hombre. En los últimos años, lejos de atenuarse esta tendencia, las pérdidas se han incrementado de un modo dramático. Hoy se calcula que los humedales norteamericanos desaparecen aun ritmo de 200,000 ha anuales, según las estimaciones del Servicio de Fauna Silvestre (FWS) de los Estados Unidos. La agricultura ha sido la responsable del 87% de los humedales perdidos; los desarrollos urbanos causan el 8% de la pérdidas; y un 5% se atribuye a causas diversas (Williams y Sallenger, 1990).

Las islas de barrera tampoco han escapado a los impactos de las actividades humanas. A principios de los años 80s diversas agencias del gobierno norteamericano habían identificado 186 unidades ecológicas de costas de barreras, a lo largo de 666.4 millas del litoral

estadounidense. De estas unidades originales el FWS estudio 19 hábitats críticos con la finalidad de detectar los cambios ocurridos en ellos y atribuibles a las actividades humanas. En los 19 sitios se encontraron alteraciones debidas a las acciones del hombre. El mayor impacto lo causaron las operaciones de dragado (en 17 unidades); las estructuras de estabilización afectaron a 15 de las unidades estudiadas; presas y otras obras de contención, habían reducido drásticamente las aportaciones de sedimentos en 8 unidades. La conclusión principal es que la mayoría de las áreas están erosionadas (Watzin, 1990). Tanto humedales costeros como islas de barreras sufren los efectos de los procesos erosivos que hoy afectan a prácticamente todos los estados costeros norteamericanos del Golfo de México. A un ritmo que se ha estimado para las planicies en 20m/año; y en 100 km²/año, para los humedales (Williams y Sallenger, 1990).

Un amplio número de amenazas se ciernen hoy sobre las comunidades arrecifales del Golfo de México. Desde los eventos naturales, como las tormentas tropicales y los flujos de sedimentos de los ríos, hasta los efectos de las

actividades humanas, sobre todo las intensas actividades petroleras, la sobre-explotación de sus recursos bióticos y el turismo. Los trabajos de construcción en las cercanías de estos hábitats críticos, como los puertos petroleros y comerciales y los centros turísticos, producen graves efectos erosivos. El dragado y los trabajos de perforación en el piso oceánico, incrementan la cantidad de sólidos suspendidos y la turbidez impidiendo la penetración de la luz; los desechos municipales son causa de severos procesos de eutrofización y a menudo, provocan cambios en la salinidad, con efectos letales para los arrecifes. Los plaguicidas utilizados masivamente en la agricultura de tierras bajas, son arrastrados por las lluvias, las corrientes fluviales y los vientos hacia los arrecifes, ocasionando la mortalidad de sus organismos. Los efluentes y los derrames intermitentes u ocasionales de las actividades petroleras, químicas y petroquímicas son altamente tóxicos para estas comunidades; los desechos radioactivos y los efluentes de las plantas nucleares constituyen otra severa amenaza para estos ecosistemas (Kuhlmann, 1988).

Un ejemplo del deterioro de las comunidades arrecifales del Golfo lo constituyen los arrecifes veracruzanos particularmente, los próximos al Puerto de Veracruz. Estos arrecifes fueron utilizados intensivamente como material de relleno en la construcción de diversas obras portua-

rias. Por años han sufrido las consecuencias del vertimiento masivos de todas clases de desechos municipales. El dragado para la apertura de canales de navegación, ha significado una constante remoción de sedimentos que impide la penetración de la luz y que ha provocado la muerte de estos delicados organismos. A lo anterior hay que agregar la sobre-explotación de especies (Pérez, 1989).

Si fijáramos nuestra atención en las lagunas costeras y los estuarios del Golfo no sería muy distinto el panorama. Dentro de su programa Trends Mussel Watch, la NOAA ha demostrado que, a pesar de todas las restricciones impuestas al uso de plaguicidas, el DDT y sus metabolitos, están presentes en concentraciones significativas en los estuarios estadounidenses del Golfo de México (Sericano y Wade, 1990). La larga lista de investigaciones emprendidas por científicos mexicanos en los diversos hábitats del Golfo, dan una idea clara de la magnitud de los impactos provocados por las actividades humanas.

Ninguno de los ecosistemas costeros del Golfo de México se encuentra hoy a salvo de las presiones a las que los someten las actividades del hombre. Los niveles de contaminantes encontrados son una señal de alerta para emprender acciones inmediatas.

GOLFO DE MÉXICO, UN MANEJO GLOBAL: UN FUTURO POSIBLE

El Golfo de México es una región de un valor incalculable para el mantenimiento de la vida en la tierra y para el bienestar de los seres humanos que habitan sus zonas costeras. En su mayoría, los problemas son comunes para los países ribereños y solo pueden resolverse por medio de acciones colectivas. Solo la comprensión de esta realidad podrá inducir hacia una nueva relación entre el hombre y sus recursos en esta parte del planeta. Científica y tecnológicamente, el ser humano se encuentra en condiciones de afrontar exitosamente la alta complejidad de los problemas que le presenta el manejo de sus ecosistemas. Lo mismo si se trata de lagunas costeras, estuarios, bahías,

manglares, humedales y arrecifes. Solo falta la decisión de hacerlo. Si tal decisión se tomara, el Golfo de México podría transformarse en un gran laboratorio natural al servicio del mejoramiento de la calidad de la vida en el planeta.

En la actualidad, existen instituciones en los países ribereños (Estados Unidos, México y Cuba) que realizan investigaciones interinstitucionales e interdisciplinarias en torno a los procesos que tienen lugar en el Golfo de México. Científicos estadounidenses, mexicanos, cubanos y de otras nacionalidades han desarrollado ya programas conjuntos que permiten caminar en esta dirección.

LITERATURA CITADA

- Ayala-Castañares, A. y F.B. Phleger, 1969.** Las Lagunas Costeras: Un Simposio. Mem. Simp. Int. Sobre Lagunas Costeras (origen, dinámica y productividad). UNAM/UNESCO. México, D. F. Noviembre 28-30, 1967. 686 p.
- Antoine, W. J. , 1972.** Structure of the Gulf of México, p. 134. *In:* R. Rezak and J.H. Vernon. Contributions on the Geological and Geographical Oceanography on the Gulf of México. Vol 3. Texas A & M. University. Oceanography studies. 303 p.
- Bassols B. A. 1977.** Geografía Económica de México. 3ra Ed. 440 p.
- Bahr, L.M., Jr. J.W. Day, y J.H. Stone, 1982.** Energy cost-accounting of Louisiana fishery production p. 209-215. *Estuaries*, 5 (3): 209-215.
- Biggs, D. C., 1992.** Nutrients, plankton and productivity in a warm-core ring in the western Gulf of México. *Journal of Geophysical Research*, 97 (2): 2143-2154.
- Boesch, D., y R.E. Turner, 1984.** Dependence of fishery species on salt marshes: The role of food and refuge. *Estuaries*, 7(4): 460-468
- Bogdanov, D.V., V.Asokolov y N. S. Khromov, 1968.** Region of high biological and commercial productivity in the Gulf of México and Caribbean Sea. Academy of Sciences of the USSR. Scripta Technica Inc. for the American Geophysical Union. *Oceanology*, 8(3): 371-381.
- Bouma, A. H., 1972.** Distribution of sediments and sedimentary structures in the Gulf of Mexico, p. 35-65. *In:* R. Rezak and J.H. Vernon. Contributions on the Geological and Geographical Oceanography on the Gulf of México. Vol 3. Texas A & M. University. Oceanography studies. 325 p.
- Bozada, L. y M.A. Morales (inédito).** Sobre la diversidad biótica en la zona costera tropical del Golfo de México. 15 p. y Anexos.
- Britton, J.C., y B. Morton, 1989.** Shore Ecology of the Gulf of México. University of Texas Press, Austin, 387 p.
- Carranza, E. A., E.M. Gutiérrez, y T.R. Rodríguez, 1975.** Unidades morfoestructurales continentales de las costas mexicanas. *Anales del Inst. de Ciencias del Mar y Limn. Univ. Nal. Aut. de México*, 2(1): 81-88.
- Carson, R. L. 1980.** El Mar que Nos Rodea. Ediciones Grijalbo, S.A., Barcelona España, 278 p.
- Castro-Aguirre, J.L. y A. Márquez-Espinoza, 1981.** contribución al conocimiento de la ictiofauna de la isla de Lobos y zonas adyacentes, Veracruz, México. Departamento de Pesca. Serie científica 22. Instituto Nacional de Pesca.
- Centro de Ecodesarrollo, 1981.** Las Lagunas Costeras de Tabasco. Un Ecosistema en Peligro. México, 97 p.
- Centro de Ecodesarrollo-SEPESCA, 1981.** Atlas del Golfo y Caribe de México. Diagnostico ambiental.
- Cintron-Molero, G. y Y. Schaeffer-Novelli, 1992.** Ecology and management of new world mangrove, p. 233-257. *In:* Ulrich Seeliger (Ed.) Coastal Plant Communities of Latin America. Academic Press, USA, 382 p.
- Cifuentes. J.L., M del P. Torres García y M. Frías, 1986.** El Océano y sus Recursos, p. 47-68. III. Las ciencias del mar: oceanografía física, matemáticas e ingeniería. SEPFCE-CONACYT.
- Cochrane, J.D., y F.J. Nelly, 1986.** Low frequency circulation on the Texas-Louisiana continental shelf. *Journal of Geophysical Research*, 91(9): 10,645-10,659.
- Contreras, F. 1988.** Las Lagunas Costeras Mexicanas. Centro de Ecodesarrollo. Secretaria de Pesca. 263 p.
- Contreras, F. y L. Zabalegui, 1988.** Aprovechamiento del Litoral Mexicano. Centro de Ecodesarrollo, 128 p
- Couper, A. 1983.** Atlas of the Ocean. Times Books Limited. London, 272 p
- Chapman, V.J., 1969.** Lagoons and mangrove vegetation, p. 505-514. *In:* A Ayala-Castañares, y F.B. Phleger, (Eds). Las Lagunas Costeras: Un Simposio. Mem. Simp. Lagunas Costeras UNAM/UNESCO. México, D. F. Noviembre 28-30, 1967. 686 p.
- Chávez, E.A., E. Hidalgo, y M.I. Sevilla 1970.** Datos acerca de las comunidades bentónicas del arrecife de Lobos, Veracruz. *Rev. de la Soc. Mex. de Hist. Nat.*, 31: 211-280.
- Chávez, E.A., E. Hidalgo, y M.A. Izaquirre, 1985.** A comparative analysis of Yucatán coral reef. *Proc. 5th int. Coral Reef. Cong. Thai.* 6:355-361.
- De la Lanza, G. y C. Tovilla, 1986.** Una revisión sobre taxonomía y distribución de pastos marinos. *Universidad y Ciencia*, 3(6): 17-38.
- De la Lanza, G. y M. Rodríguez Molina, 1991.** Análisis ecológico de los productores primarios en la Laguna de Términos, Campeche, México, *Universidad y Ciencia*, 8(15):15-25.

- De la Lanza, G. (Comp), 1991.** Oceanografía de Mares Mexicanos AGT. Editor, S.A. 569 p.
- Disalvo, L.H. y H.T. Odum, 1974.** Coral Reef. In: H.T. Odum, B.I. Copeland and E. McMahan (Eds). Coastal Ecological Systems of the United States. I. Pub. by the conservation foundation, Washington. D.C. and NOAA.
- Elliot, B.A. 1982.** Anticyclonic rings in the Gulf of México. *Journal of Physical Oceanography*, 12:1292-1309.
- Emery, K.O. 1963.** Coral reef of Veracruz, México, *Geofísica internacional*, 3(1): 11-17.
- Etter, P.C., 1983.** Heat and freshwater budgets of the Gulf of México. *Journal of Physical Oceanography*, 13: 2058-2068.
- Ferguson, E., E.J. W.E. Odum y J.C. Zieman, 1969.** Influence of the sea grasses on the productivity of coastal lagoons., p. 495-502. In: A Ayala-Castañares, y F.B. Phleger, (Eds). Las Lagunas Costeras: Un Simposio. Mem. Simp. Lagunas Costeras UNAM/UNESCO. México, D. F. Noviembre 28-30, 1967. 686 p.
- Fernández E. A. A. Gallegos, y J. Zavala, 1993.** Oceanografía física de México. Zona Económica Exclusiva. *Ciencia y Desarrollo*, 18(108): 24-35.
- Ferre D' Amare, A.R., 1985.** Coral reef of the mexican atlantic: a review, p. 349-354. Proc 5th. Coral reef Cong Thaití.
- Figuroa, T., M.G., C. Alvarez, S., A. Esquivel H. y M.A. E. Ponce, 1991.** Físicoquímica y biología de las lagunas costeras mexicanas. Serie: Grandes temas de la hidrobiología 1. Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Iztapalapa. Div. Cien. Biol. y de la Salud.
- Flores-Verdugo, J.F. 1989.** Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar, p. 21-56. In: J. de la Rosa Vélez, y F. González Farías. (Eds). Temas de Oceanografía Biológica en México. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, 337 p.
- Forrystal, G. Z., K.J. Schaudt y C.K. Cooper, 1992.** Evolution and kinematics of a loop current Eddy in the Gulf of México during 1985. *Journal of Geophysical Research*, 97(2): 2173-2184.
- Fuente P., 1991.** Diversidad ictiofaunística en sistemas lagunares de México. p. 66-73. In: T. Figuroa, M.G., C. Alvarez, S., A. Esquivel H. y M.A. E. Ponce (Eds). Físicoquímica y Biología de las Lagunas Costeras Mexicanas. Serie: Grandes Temas de la Hidrobiología 1. Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Iztapalapa. Div. Cias. Biol. y de la Salud.
- Fry, B., 1981.** Natural stable carbon isotope tag traces Texas shrimp migrations. *Fishery Bulletin*, 79(2): 337-345
- Fry, B. R. S. Scalan J.K. Winters, y P.L. Parker, 1982.** Sulphur uptake by salt grasses, mangroves and seagrasses in anaerobics sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 46:1121-1124.
- Fry, B., 1983.** Fish and shrimp migrations in the northern gulf of México analysed using stable C.N. and S. Isotopes ratios. *Fishery Bulletin*, 81(4):789-801.
- Fry, B., y P.L. Parker, 1979.** Animal diet in Texas seagrass meadows: $\delta^{13}\text{C}$ evidence for the importance of the benthic plants. *Estuarine Coastal Mar. Sci.*, 8: 499-509.
- Fry, B., y E.B. Sherr, 1984.** $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. *Contributions in Marine Science*, 27: 13-47
- Geyer, R.A., y Ch. P. Giammona, 1980.** Naturally occurring hydrocarbons in the Gulf of México and Caribbean Sea. p. 37-106. In: Richard A. Geyer (Ed). Marine Environmental Pollution, 1. Hydrocarbons. Elsevier. Oceanography Series 591 p.
- Gladfelter, E., 1982.** Ther role of scleractinian corals, in the trophodynamics of the reef ecosystem. In: Coral Reef. Seagrasses and Mangroves. Their interaction in the coastal zone of the Caribbean. Report of a workshop held at West Indies Laboratory, St. Croix, US. Virgin Islands, May, 1982. 186 p.
- Gore, R., 1977.** The role nobody liked. Wild nursery of the mangrove. *National Geographic*, 151(5): 668-688.
- Gracia, A., y L.A. Soto 1986.** Condiciones de reclutamiento de las poblaciones de camarones peneidos en un sistema lagunar-marino tropical: Laguna de Términos, Banco de Campeche, p. 235-242. In: A. Yáñez-Arancibia y D. Pauly (Eds). IOC/FAO Workshop report No. 44 on recruitment in tropical coastal demersal communities, 374 p.
- Hamilton, P. 1990.** Deep currents in the Gulf of México, *Journal of Physical Oceanography*, 20:1087-1104.
- Hamilton, P., 1992.** Lower continental slope cyclonic Eddies in the central Gulf of México. *Journal of Geophysical Research*, 97(2):2185-2200
- Hakney, C. T., y E. B. Hines, 1980.** Stable carbon isotope composition of fauna and organic matter collected in a Mississippi estuary. *Estuarine Coastal Mar. Sci.*, 10: 703-708.

- Heck, K.L. Jr., y R.J. Orth, 1980.** Seagrass habitats: the role of habitat complexy, competition and predation in structurins associated fish and motile macroinvertebrate assamblages, p. 449-464. *In: V. Kennedy. Stuarine Perspectives.* Academic Press. 140 p.
- Herzig, Z. M., 1997.** Una política de conservación de los pantanos: una necesidad urgente. p. 101-131. *In: A. Toledo, A.V. Botello y M. Herizg (Eds). El Pantano: Una Riqueza que se Destruye. Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos. Centro de Ecodesarrollo.* 140 p.
- Hitchcock, S.W., 1972.** Can we save our salt marshes? *National Geography*, 141(6):760-769.
- Hofmann, E.E. y S.J. Worley, 1986.** An investigation of the circulation of the Gulf of México. *Journal of Geophysical Research*, 91(12):14221-14236.
- Hopkinson, S.C. Jr. J.G. Gosselink, y R.T. Parrondo, 1978.** Aboveground prodcutcion of seven marsh plant species in coastal Louisiana. *Ecology*, 59:760-769.
- Hornelas, O., 1975.** Comparación de la biomasa, densidad de algunos aspectos morfométricos de la fanerógama marina *Thalassia testudinum*. Koenig. 1805, en tres diferentes áreas geográficas del Golfo de México. Tesis profesional Fac. de Ciencias Univ. Nal. Aut. de México.
- Huh, O.K, W.J. Wiseman, Jr., y L.J. Rouse Jr., 1978.** Winter cycle of sea surface termal patterns, northeastern Gulf of Mexico. *Journal of Geophysical Research*, 83(9): 4523-4529.
- Ibarra O. S., 1993.** Plantas marinas y pesquerías costeras. *Ciencia y Desarrollo*, 18(108):36-40.
- Jonson, D., J.D.Thompson, y J.D Hawkins, 1992.** Circulation in the Gulf of Mexico from geosat altimetry during 1985-1986. *Journal of Geophysical Research*, 97(2):2201-2214.
- Jordan, E., 1979.** Estructura y composición de arrecifes coralinos en la región noroeste de la península de Yucatán, México. *An. Centro de Cienc. del Mar y Limn. Univ. Nal. Aut. de México.*
- Kitting, C.L., B. Fry, y M.D. Morgan, 1984.** Detection on inconspicuous epiphytic algae supporting food webs in seagrass meadows. *Oecologia*, 62:145-149.
- Kobelkowsky-Díaz, 1991.** Ictiofauna de las lagunas costeras del estado de Veracruz, p. 74-93. *In: M.G Figueroa, C. Álvarez, S., A. Esquivel H. y M. E. Ponce (Eds). Físicoquímica y Biología de las Lagunas Costeras Mexicanas. Universidad Autónoma Metropolitana-Universidad Iztapalapa. Div. Ccias. Biol. y de la Salud.* 122 p.
- Kuenzler. E.J., 1974.** Mangrove swamp systems, p 346-371, *In: T.H. Odum, B.J. Copeland and E.A. McMaban (Eds). Coastal Ecological Systems of the United States. Vol I. Pub. The conservaion foundation. Washington D. C. NOAA.* 514 p.
- Kuhlmann, D.H.H., 1988.** The sensitive of coral reef to environmental pollution. *Ambio*, 17(1):13-21.
- Leipper. D.F., 1954.** Physical oceanography of the Gulf of Mexico, p. 119-142. *In: P.S. Galsoff (Ed). Gulf of Mexico: Its Origin, Waters and Marine Life. Fishery bulletin of the fish and wildlife service. Vol. 53. United States Government printing office. Washington, D.C.* 577 p.
- Lynch, S. A., 1954.** Geology of the gulf of mexico, p. 67-86. *In: P.S. Galsoff (Ed). Gulf of Mexico: Its origin, waters and marine life. Fishery Bulletin of the Fish and Wildlife Service. Vol. 53. United States Government printing office. Washington, D.C.* 577 p.
- López-Portillo, J., y E. Ezcurra, 1989.** Response of three mangroves to salinity in two geofoms. *Functional Ecology*, 3:355-361.
- Lot, A., C. Vázquez-Yáñez, y F. Menéndez, 1975.** Physiognomic and floristic changes near the northern limit of mangroves in the Gulf of Mexico, p. 52.61. *In: G. Walsh. S. Snedaker and H. Teas (eds). Proc. Inter. Symp. Biology and Management of Mangroves. Institute of food and agricultural sciences. University of Florida Gainesville.* 519 p.
- Lewis, J.K., 1992.** The physics of the Gulf of Mexico. *Journal of Geophysical Research*, 97(2): 2141- 2142.
- Lewis, J.K., y A.D. Kirwan Jr., 1985,** Some observations of ring topography and ringring interactions in the Gulf of mexico. *Journal Geophysical Research*, 90(5) 9017-9028.
- Lewis, J.K., y A.D. Kirwan Jr., 1987.** Genesis of a Gulf of Mexico rings as determined from hinematic analysis. *Journal Geophysical Research*, 92(C11):11727- 11740.
- Lewis, J.K. y A.D. Kirwan, Jr. y G.Z. Forristall, 1989.** Evolution of a warm-core ring in the Gulf of México: Lagrangain observations. *Journal Geophysical Research*, 94(6): 8163-8178.
- Lewis, J.K. y S.A. Hsu., 1992.** Mesoscale air-sea interactions related to tropical and extratropical storms in the Gulf of México. *Journal Geophysical Research*, 97(2): 2201-2228.
- Linch, S. A., 1954.** Geology of the Gulf of Mexico, p. 67-86. *In: P.S. Galsoff (Ed). Gulf of Mexico: Its Origin, Waters and Marine Life. Fishery bulletin of the fish and wildlife service. Vol. 53. United States Government printing office. Washington, D.C.* 577 p.

- Logan, B.W., 1969.** Carbonate sediments and reefs, Yucatan, shelf Mexico. The American Association of Petroleum Geologists. Mem. 11, 197 p.
- López, V., D.F. Ramos y G. Aguilera, 1986.** Condiciones hidrológicas en el norte de la península de Yucatán, en julio de 1984. Física y química del océano. *Seria de Marina. Inv. Ocean./F.Q.*, 3(3):16-22.
- Lot, A. y A. Novelo, 1988.** El pantano de Tabasco y Campeche: la reserva mas importante de plantas acuáticas de Mesoamérica, p. 537-547. *In: Proc. Symposium ecología y conservación del Delta de los ríos Usumacinta y Grijalva. INIREV. División Regional Tabasco, WWF. Brhm fonds UICN, ICT Gobierno del estado de Tabasco.* 714 p.
- Lugo H.J., 1985.** Morfoestructuras del fondo oceánico mexicano. *Boletín Instituto de Geografía Univ. Nat. Aut. Méx.*
- Lugo A.E. y G. Cintron, 1975.** The mangrove forest of Puerto Rico and their management p. 325-846. *In: Walsh S Snedaker and H. Tears (Eds). Proc. of International Symposium of Biology and Management of Mangroves. IFAS university of Florida. Gainesville, 846 p.*
- Macintyre. I. G., R.B. Burke y Stuckenrath, 1982.** Thickest recorded holocene reef section, isla Pérez cabe hole. Alacrán reef. *Mexico Geo.*, 5: 749-754.
- Margalef, R. 1977.** Ecología, Ediciones Omega, S.A. Barcelona, España, 591 p.
- Marmer, H.A. 1954.** Tides and sea level in the Gulf of Mexico. P 101-18. *In: P.S. Galsoff (Ed). Gulf of Mexico: Its Origin, Waters and Marine Life. Fishery Bulletin of the Fish and Wildlife Service. Vol. 53. United States Government printing office. Washington, D.C. 577 p.*
- Marotz, B. L., W.H Herke y B.D. Rogers, 1990.** Movement of gulf menhaden through three marshland rosetes in southwestern Louisiana. *North American Journal of Fisheries Management*, 10:408-417.
- Miller, R., 1986.** Geographical distribution of central america freshwater fishes. *Copeia*, 4: 773-802.
- Mctigue, T.A. y R.J. Zimmerman, 1991.** Carnivory vs herbivory in juvenile *Peneaus setiferus* and *P. aztecus*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 151: 1-16.
- Moody, C.L. 1967.** Gulf of Mexico distributive province. *Am Assoc. Pet. Geo. Bull.*, 51: 179-199.
- Moore, K. A. y R.L. Wetzel, 1988.** The distribution and productivity of seagrass in the Therminos Lagoon, p. 207- 220 *In: A. Yáñez-Arancibia and J.W. Day, Jr. (Eds). Ecology of coastal ecosystems in the southern Gulf of Mexico: The Términos Lagoon region. Inst. de Cienc. Del Mar y Limn. Univ. Nat. Aut. Méx. Coast. Ecol. Inst. LSU. Editorial Universitaria. México 518 p.*
- Morrison, J.M. y W.D. Nowlin Jr., 1977.** Repeated nutrient, oxygen and density sections through the loop current. *Journal of Marine Research*, 35(1):105-129.
- Morrison, J.M., W.J Merrell Jr., R.M. Hey y T.C. Key, 1983.** Property distributions and deep chemical measurements within the western Gulf of Mexico. *Journal Geophysical Research*, 88(4):2601-2608.
- Niering, R. 1985.** Wetlands. The audubon society nature guides. Alfred A.Knopf, Inc. 638.p
- Nixon, S.W. 1980.** Between coastal waters. A review of twenty years of speculation and research on the role of salt marshes in stuarine productivity and water chemistry, p. 437-525. *In: P. Hamilton and K.B. McDonald (Eds). Estuarine and Wetland Processes whit emphasis on modeling. Plenum publishing Co. N.Y. 676 p.*
- NOAA, 1993.** Gulf of Mexico coastal and ocean zones strategic assessment: data atlas. Ocean assessment division/south fisheries. Center National Marine Fisheries Service/NOAA.
- NOAA, 1985.** National estuarine inventory. Data atlas. Physical and hydrlogic characteristic. United States Department of Commerce National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Nowlin, W. D., 1972.** Winter circularion patterns and propety distributions, p. 3-52. *In: L.R.A. Capurro. and J.L. Reid (Eds). Contributions on the Physical Oceanography of the Gulf of Mexico. Vol. 2. Sect. 1. Circulation and water masses. Texas A & M University Oceanographic Studies 288 p.*
- Nowlin W.D. y J.M. Humbertz, 1972.** Contrasting smmer circulation patterns for the eastern gulfloop, p. 2-52. *In: L.R.A. Capurro. and J.L. Reid (Eds). Contributions on the Physical Oceanography of the Gulf of Mexico. Vol. 2. Sect. 1. The loop current and its variability. Texas A & M University Oceanographic Studies 288 p.*
- Odum. W.E. y E.J. Heald, 1972.** Trophic analyses of the estuarine mangrove community. *Bulletin of Marine Science*, 232(3): 672-738.
- Odum,W.E., C.C. Mclvor y T.C. Smith, 1982.** The Florida mangrove zone: a community profile. US. Fish and wildfile service. Office of biological services. Washington, D.c. FWS/OBS82/24.
- Orth, R.J., K.L. Heck, Jr y J. Van Montfrans, 1984.** Faunal communities in seagrass beds: a review the influence of plant structure and prey characteristics on predatorprey relationships. *Estuaries*, 7(4): 339-350.

- Pérez-Hernández, A. 1989.** Composición, zoogeografía y presión ambiental de la ictiofauna del sistema arrecifal veracruzano. Tesis de licenciatura. Univ. Veracruzana. 86 p. 8 anexos.
- Phleger, F.B., 1969.** Some general features of coastal lagoons, p. 526. *In:* A Ayala-Castañares, y F.B. Phleger, (Eds). Las Lagunas Costeras: Un Simposio. Mem. Simp. Lagunas Costeras (origen, dinámica y productividad) UNAM/UNESCO. México, D. F. Noviembre 28-30, 1967. 686 p.
- Pimentel D. y S. Estrada, 1986.** Hidrología de la zonda de Campeche, durante el mes de mayo de 1981. Física y química del océano. Secretaria de marina. Dirección general de oceanografía naval. *Inv. Ocean/F.Q.*, 3(3): 78-120.
- Raz-Guzmán M., A. y G. de la Lanza E., 1991.** Evaluation of photosynthetic pathways of vegetation, and of sources of sedimentary organic matter through $\delta^{13}\text{C}$ in Terminos lagoon, Campeche Mexico, *Anales Inst. Biol. Univ. Nat. Mexico. Ser. Bot.*, 62(1):39-63.
- Raz-Guzmán M., A., G. de la Lanza E., y L. Soto, 1992.** Caracterización ambiental y $\delta^{13}\text{C}$ del sedimento, detrito y vegetación del sistema lagunar de Alvarado, Veracruz, México. *Rev. Biol. Trop.*, 40(2):215-225.
- Raz-Guzmán M., A. y G. de la Lanza E., 1993.** $\delta^{13}\text{C}$ of zooplankton, decapod crustaceans and maniphods from Términos lagoon, Campeche, (México) with referente to food sources and trophic position. *Ciencias Marinas*. 19(2): 245-264.
- Rojas Galaviz, J.L., A. Yáñez-Arancibia, F. Vera Herrera, y J. Day Jr., 1992.** Estuarine primary producers: Terminos lagoon a case study, p. 141-154. *In:* U. Seeliger (Ed). Coastal Plants Communities in Latin America. Academic press inc. New York. 392 p.
- Reséndez-Medina, A.M., y A. Kobelkowsky-Díaz, 1991.** Ictiofauna de los sistemas lagunares costeros del Golfo de México, México. *Universidad y Ciencia*, 6(15): 91-110.
- Rezak, R y G. Serpelf, E., 1972.** Carbonate sediments of the Gulf of Mexico. p. 263.280. *In:* R. Rezak, and J.H. Vernon (Eds). Contributions on the Geological and geophysical oceanography of the gulf of mexico. Vol. 3. Texas A&M University Oceanographic Studies. 303 p.
- Richards, W.J., T. Leming, M.F. McGowan. J.T. Lamkin, y S. Kelley-Fraga, 1989.** Distribution of fish larvae in relation to hydrographic features of the loop current boundary in the Gulf of Mexico. *Rapp. P.v. Reun. Cons. Int explor. Mer.*, 191:169-176.
- Sackett, W., 1981.** An evaluation of the effects of man-derived wastes on the viability of the Gulf of Mexico. p. 401-414. *In:* Richard A. Geyer (Ed). Marine Environmental Pollution, 2. Dumping and Mining Elsevier. Oceanography Series. 27 B, 574 p.
- Sather, J.H., y R.D. Smith, 1984.** An overview of mayor wetland functions and values. Fish and wildlif services. US. Department on the interior FWS/ OBS84/18. 68 p.
- Schamberger, M.L., y H.E. Kumpf, 1980.** Wetlands and wildlife values: a practical field approach to quantifying habitat values, p. 37-46. *In:* V.S. Kennedy (Ed). Estuarine Perspectives. Academic Press, Inc. 533 p.
- Schomer, N. S.M., y R. D. Drew, 1982.** Ecological characterization of the lower everglades, Florida Bay and the Florida Keys. Bureau of land management and fish and wildlife service. US. Departmen of interior biological services program. Report No. FWS/OSB82/ 58.1.264 P
- Sericano J., y T. Wade, 1990.** Coastal zones in the United States impacted by pesticides. Overview of the first three years of the NOAA. National status and trends mussel watch program. *In:* Mem. del Seminario Regional: Impacto del Uso Agrícola en la Contaminación de las Aguas. Organización de Estados Americanos (OEA). Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Puerto Morelos, Quintana Roo, México 8-11 de mayo de 1990. 184 p.
- Soberon-Chávez G., y A Yáñez-Arancibia, 1985.** Control ecológico de los peces demersales: Variabilidad ambiental de la zona costera y su influencia en la producción natural de los recursos pesqueros, p. 399-486. *In:* A. Yáñez-Arancibia (Ed). Recursos Pesqueros Potenciales de México: La Pesca Acompañante del Camarón. Progr. Univ. de Alimentos. Inst. Cienc. Mar y Limn. Inst. Nal. De Pesca. Univ. Nal. Aut. de México, México, D.F. 748 p.
- Thayer, G.W., y Ustach, 1980.** Gulf of Mexico wetlands: Values, state of knowledge and research needs. National marine fisheries center. Beaufort laboratory. Beaufort North Carolina, 25 p.
- Thayer, G.W, K. A. Bjorndal, J.C. Ogden, S.L. Williams, y J.C. Ziema, 1984.** Role of larger herbivores in seagrass communities. *Estuaries*, 7(4A): 351-376.
- Thayer, G.W., D.R. Colby, y W.F. Hettler, 1988.** The mangrove prop root habitat: a refuge and nursery area for fish, p. 15-27. *In:* Proc. del Symposium Ecología y conservación del Delta de los Ríos Usumacinta y Grijalva. INIREV. División regional de Tabasco, WWF. Brhm Fonds. IUCN, ICT. Gobierno del Estado de Tabasco. 714 p.

- Thorhaug, A., 1981.** Biology and management of seagrass in the Caribbean. *AMBIO*, 10(6):295-298.
- Torres-Orozco, R., 1991.** Los Peces de México, AGT Editor. S.A. México, 235 p.
- Turner, E.R., 1977.** Intertidal vegetation and comercial yields of penaeids shrimp. *Transp. Of Am. Fish. Society*, 106(5): 411-416.
- UNESCO, 1982.** Coral reef, seagrass beds and mangroves in coastal zone in the Caribbean. UNESCO Reports in Marine Science No. 23. reports of Workshop held at West Indies Laboratory, St. Croix, US Virgin Island, May, 133 p.
- Vargas-Maldonado, I., y A. Yáñez-Arancibia, 1987.** Estructura de las comunidades de peces en sistemas de pastos marinos (*Thalassia testudinum*) de la Laguna de Términos, Campeche, México, *Anales Inst. Cienc. Mar y Limn. Univ. Nal. Aut. de México*, 14(2):181-196.
- Vargas, M., J., J.C. Stivalet, A. Pérez, y M.A. Román, 1989.** Fishes and corals of the mexican Atlantic reef formations. Museo de Zoología. Fac. Biol. Univ. Ver. Xalapa Veracruz, México 5p.
- Vera- Herrera, F., J.L. Rojas-Galavíz y A. Yáñez-Arancibia, 1988.** Pantanos dulceacuícolas influenciados por las mareas en la región de laguna de Términos: Estructura ecológica del sistema fluvio-deltáico del río Palizada, p. 383-402. *In: Proc. del Symposium Ecología y Conservación del Delta de los Ríos Usumacinta y Grijalva.* INIREV. División regional de Tabasco, WWF. Brhm Fonds. IUCN, ICT. Gobierno del Estado de Tabasco. 714 p.
- Vidal, V.M., F.V. Vidal, J.M. Pérez, R.A. Morales, A. Rivera. L Zambrano, y R. Anaya, 1985.** Hydrographic evidence froth the sothhwest migration of a loop current ring in the Gulf of Mexico during january 1984. *EOS*, 66(40):924.
- Vidal, V.M., F.V. Vidal, y A.F. Hernández, 1990.** Atlas Oceanográfico del Golfo de México. Vol. II. Grupo de Estudios Oceanográficos. Instituto de investigaciones eléctricas, 2: 691 p.
- Vidal, V.M., F.V. Vidal, y J.M. Pérez-Molero, 1992.** Collision of the loop current anticyclonic ting against the continental shelf slope of the western Gulf Mexico. *Journal Geophysical Research*, 97(2): 2155-2172.
- Villalobos-Figueroa, A., 1971.** Estudios ecológicos en un arrecife coralino en Veracruz, México, p. 531-545. *In: Coloquio sobre Investigaciones y Recursos del Mar Caribe y Regiones Adyacentes UNESCO.* 606 p.
- Wakeman, J.M., P.R. Ramsey, y J.G. Stanley, 1990.** Population dynamics of black drum (*Pogonias cromis*) in the Gulf of Mexico. *Proc. Louisiana Acad. Sci.*, 53: 512.
- Wallcraft, A., 1986.** Gulf of Mexico circulation modeling study. Annual progress report: year 2. Mineral magement Service. Gulf of Mexico. OCS Regional Office, 94 p.
- Watzin, M.C., 1990.** Coastal barrier resources system mapping process, p. 21-26 *In: S.J. Kilarity, F.A. Cross and J.D. Buffington (Eds).* Federal Coastal Wetland Mapping Programs. A Report By The National Ocean Pollution Policy Board's Habitat Loss and Modification Working Group, US Fish and Wildlife Service, Region 8, Research and Development. 1849 Street. N.W. Washington, D.C.. 20240. 174 p.
- Wells, S.M., 1988.** Coral reefs of the world. Vol 1, p. 203-223. *In: Atlantic and Eastern pacific.* Prepared by the IUCN conservation monitoring centre. Cambridge, UK. in colaboration withhe United Nations Environment Programme. 370 p.
- Whigham, D.F. J. McCormick, R.E. Good, y R.L Simpson, 1978.** Freshwater Wetlands. Ecological Processes and Manegement Potential. Academic Press. New York, 1978, 378 p.
- William S.J. y A.H. Salienger, 1990.** Loss of coastal wetlands in Louisiana. Cooperative research to asses the critical processes, p. 139-144. *In: S.J. Kilarity, F.A. Cross and J.D. Buffington (Eds).* Federal Coastal Wetland Mapping Programs. A Report By The National Ocean Pollution Policy Board's Habitat Loss and Modification Working Group, US Fish and Wildlife Service, Region 8, Research and Development. 1849 Street. N.W. Washington, D.C.. 20240. 174 p.
- Yáñez-Arancibia, A., P. Sánchez-Gil., G. Villalobos y R. Rodríguez., 1985.** Distribución y abundancia de las especies dominantes en las poblaciones de peces demersales de la plataforma continental mexicana del Golfo de México, p. 315-398. *In: Yáñez-Arancibia (Ed).* Recursos Pesqueros Potenciales de México: La Pesca Acompañante del Camarón. Progr. Univ. de Alimentos. Inst. Cienc. Mar y Limn. Inst. Nal. De Pesca. Univ. Nal. Aut. de México, México, D.F. 748 p.
- Yáñez-Arancibia, A., 1986.** Ecología de la Zona Costera. Análisis de Siete Tópicos. AGT Editor S.A. México 198 p.
- Yáñez-Arancibia, A., y J.W. Day Jr., (Eds). 1988.** Ecología de los Ecosistemas Costeros en el Sur del Golfo de México. La región de la Laguna de Términos. UNAM-OEA, 518p.

- Yáñez-Arancibia, A., A. Lara- Domínguez, P. Sánchez-Gil., y H. Álvarez-Guillen, 1989.** Evaluación ecológica de las comunidades de peces en la laguna de términos y la sonda de Campeche, p. 323-356. *In:* A. Yáñez-Arancibia and J.W. Day, Jr. (Eds). Ecology of Coastal Ecosystems in the Southern Gulf of Mexico: The Therminos Lagoon Region. Inst. de Cienc. Del Mar y Limn. Univ. Nal. Aut. Méx. Coast. Ecol. Inst. LSU. Editorial Universitaria. México 518 p.
- Zimmerman, R.J. y T. J. Minello, 1984.** Densities of *Peneaus aztecus* and other natant macrofauna in Texas saltmarsh. *Estuaries*, 7(4): 421-433.
- Zetler, B.D., y D.V. Hansen, 1972.** Tides in the Gulf of México, p. 265-276. *In:* L.R.A. Capurro. and J.L. Reid (Eds). Contributions on the Physical Oceanography of the Gulf of Mexico. Vol. 2. Texas A & M University Oceanographic Studies. 288 p.



**Ecofisiología
y Ecotoxicología**

Espina, S., y C. Vanegas, 2005. Ecofisiología y contaminación, p. 53-78. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Ecofisiología y Contaminación

Sonia Espina y Cecilia Vanegas

Facultad de Ciencias, UNAM

3

RESUMEN

Para entender el efecto de los contaminantes sobre el individuo, es fundamental conocer sus respuestas en el medio no alterado por los contaminantes. Así, una forma operativa de aproximarse al problema es a través de estudios ecofisiológicos en los cuales se utilizan las claves interpretativas de la fisiología para explicar las respuestas del organismo en función de las variables ambientales, incluidos los contaminantes. Debido a que los criterios para seleccionar las respuestas de los organismos son numerosas y variadas, se mencionan los diferentes puntos de vista acerca de cómo abordar los efectos de la contaminación sobre los organismos; se señalan las ventajas y limitaciones de las pruebas de toxicidad a corto plazo o agudas y de largo plazo o crónicas. Asimismo, se enfatiza la influencia de los factores del medio para poder detectar la acción tóxica de los contaminantes o sus efectos subletales. La selección de las pruebas a realizar, así como también las respuestas a evaluar, dependerá del nivel de organización biológica que se aborde, considerando dicho nivel dentro del continuo del mundo biológico que va desde las moléculas hasta el ecosistema. Ante el problema de la contaminación del Golfo de México, se enfatiza la necesidad de aunar esfuerzos de investigadores en diversas áreas de especialización, de manera que estudios interdisciplinarios conduzcan al conocimiento del problema y a la búsqueda de mejores alternativas de solución.

ABSTRACT

In order to understand the effects of pollutants on organisms, we must know first the individual responses in a pollutant-free media. Thus, an operating form to approach this problem is through ecophysiological studies, which use the physiological clues to explain the different organismic responses. In this Chapter, several points of view to understand the pollution effects on organisms are mentioned and their advantages, as well as the limitations of the short (acute) and long term (chronic) toxicity test are indicated. Also, the influence of environmental factors to detect the toxic action of pollutants and their sublethal effects are emphasized. Both, the selection of the test to be accomplished and the responses to be evaluated, depend on the level of biological organization from molecules to ecosystems. Thus, to face the pollution problems in the Gulf of Mexico coasts, it is necessary to conduct multidisciplinary studies to reach the best solution alternatives.

INTRODUCCIÓN

El Golfo de México, como la mayoría de los mares de la tierra esta contaminado. Los asentamientos humanos y las diversas actividades que el hombre desarrolla tanto en la tierra como en el mar, influyen negativamente sobre el agua, las playas y los recursos naturales (Fig. 1). Asimismo, los desechos industriales penetran directamente al ambiente marino a través de los ríos.

Por la circulación oceánica que a gran escala se presenta en el Golfo de México, la contaminación generada en algún lugar se reflejará necesariamente primero en las regiones aledañas y luego en la totalidad de este sistema semicerrado que compartimos tres países, lo cual le da un carácter internacional al problema de la región.

La inquietud que suscita el problema de la contaminación marina, se refleja ampliamente en la definición propuesta por los expertos de las Naciones Unidas (GESAMP, 1980):

“Contaminación es la introducción de sustancias y de energía hecha por el hombre en el ambiente marino, lo cual resulta perjudicial para los recursos vivos, constituye un riesgo para la salud humana, perjudica las actividades marinas como la pesca, daña la calidad del agua de mar y reduce las actividades de recreo”.

Sin embargo, existen numerosas y controvertidas opiniones respecto a como se debería enfocar el problema de la contaminación en un sistema receptor, como el ambiente marino.

Tal vez las discrepancias principales sean reflejo de las diferentes formas de abordar las denominadas jerarquías o niveles de organización biológica (Mann, 1982). Por una parte se afirma que es fundamental la interpretación ecológica y que se debe pensar en el sistema integral más que en una especie o en alguna actividad (Yáñez-Arancibia, 1996). Sin embargo, también se reconocen como significativas

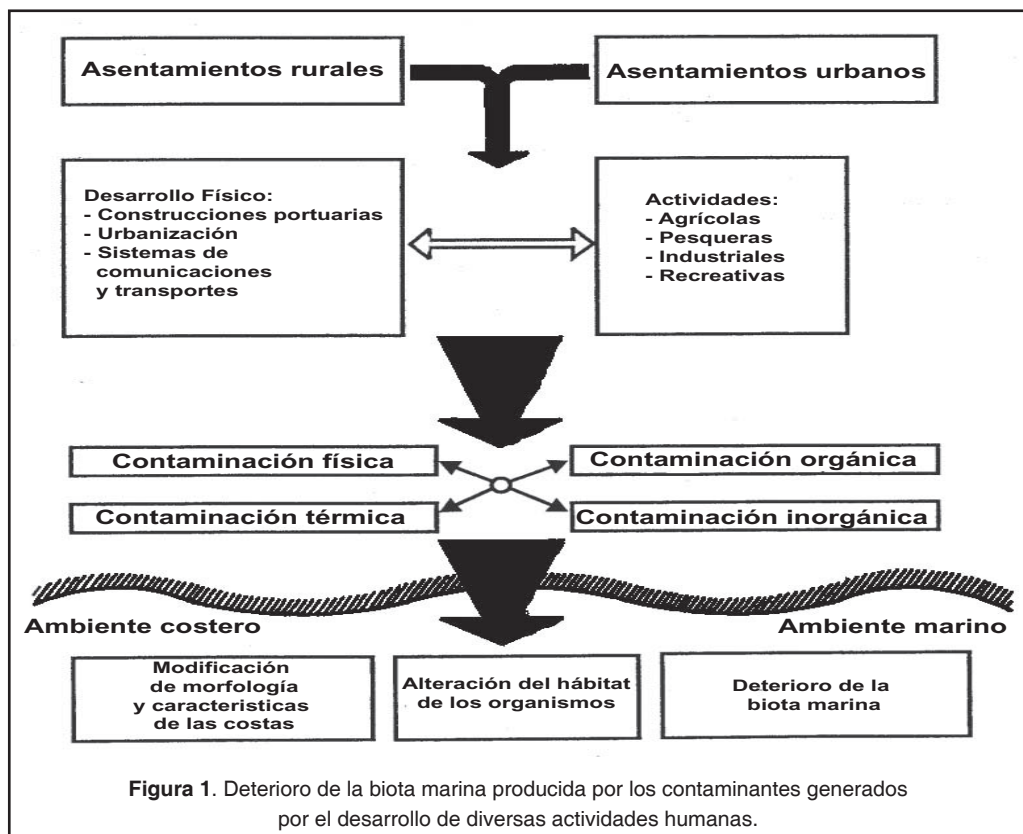


Figura 1. Deterioro de la biota marina producida por los contaminantes generados por el desarrollo de diversas actividades humanas.

las mediciones hechas a otros niveles de organización. Por ejemplo, en trabajos realizados en mesocosmos, se pone énfasis en el hecho que se eligió el trabajo a nivel población con el fin de establecer un vínculo entre los niveles inferiores (organismo y suborganismo) con los superiores, como las poblaciones y comunidades; también se reconoce que las variables de la comunidad sirven como indicadores de la contaminación, de amplio espectro (Underwood y Peterson, 1988).

Así por una parte, consideraciones hechas con criterio amplio, reconocen que los efectos medidos a niveles altos de organización biológica (población, comunidad) son más significativos ecológicamente pero a la vez insensibles e inespecíficos, mientras que por la otra, se reconoce que los efectos producidos por los contaminantes y su medición en los niveles de organización bajos (suborganismo) son más sensibles y específicos, pero menos significativos ecológicamente (GESAMP, 1980).

En este marco de referencia, el grupo de expertos de las Naciones Unidas, considera que se podrían llevar a cabo hasta 36 mediciones dentro de los distintos niveles de organización biológica, y en cada nivel establecen tres prioridades. Dentro de las 20 mediciones incluidas en la primera categoría, el porcentaje de las del tipo ecológico (35%), es ligeramente mayor que las fisiológicas (25%) y que las morfológicas (25%). Las mediciones bioquímicas recomendadas representan el 10% de esta ordenación y se sugiere que no se hagan aisladas sino en conjunto con las variables fisiológicas. El 5%

restante se refiere a las pruebas denominadas bioensayos (Fig. 2). Por su parte, los químicos ambientales prefieren el uso de los análisis químicos a los criterios biológicos, debido a la gran variabilidad de los sistemas naturales y a la extraordinaria complejidad de las reacciones de los organismos, aunque reconocen ampliamente que estos son indispensables en las etapas de evaluación (GESAMP, 1980).

Al respecto, es evidente que los estudios de contaminación ambiental no se pueden basar únicamente en los aspectos químicos ya que si se toma en cuenta la definición misma del concepto, la química ambiental y el organismo son un par insoluble. Asimismo, las respuestas biológicas sin datos fisicoquímicos del medio contienen muy poca información.

Howell (1976) estima que la simple detección de sustancias químicas ambientales es irrelevante, ya que muchas sustancias están naturalmente presentes y que además pueden desempeñar papeles esenciales en la biota marina; solo adquieren la categoría de contaminantes cuando se encuentran en lugares o concentraciones inadecuados, lo cual se traduce en efectos deletéreos para ciertos organismos y afecta al sistema (Freedman, 1989).

Durante bastante tiempo las mediciones de toxicidad se basaron solo en los análisis químicos. Las pruebas de toxicidad pusieron en evidencia lo inadecuado de tales procedimientos aislados, aunque se reconoce que éstas no reflejan la variabilidad de los sistemas naturales ni la complejidad inherente a los mismos y por

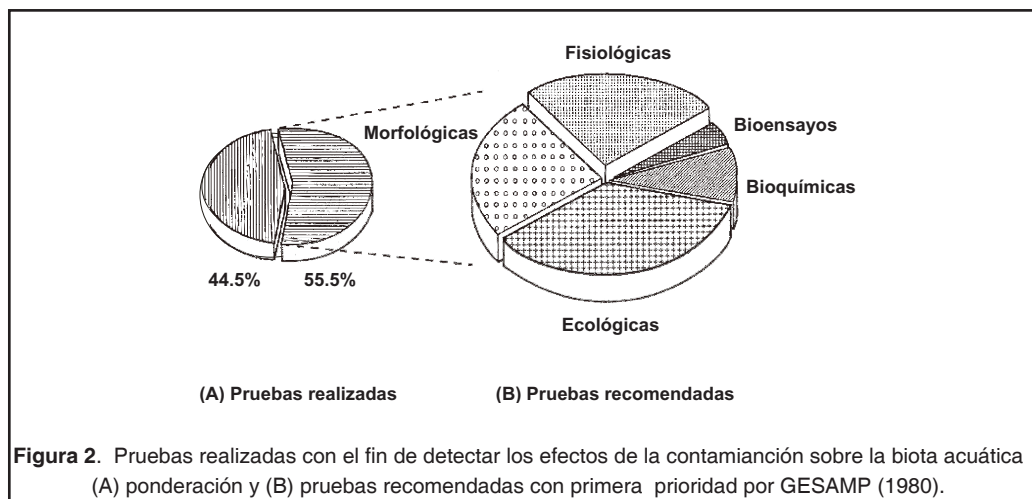


Figura 2. Pruebas realizadas con el fin de detectar los efectos de la contaminación sobre la biota acuática (A) ponderación y (B) pruebas recomendadas con primera prioridad por GESAMP (1980).

tanto no producen información útil para el manejo del sistema (Cairns, 1982, Cairns y van der Schalie, 1982).

Otros autores opinan que las pruebas de toxicidad pueden ser utilizadas para predecir el efecto de los desechos sobre el ambiente, para comparar efectos tóxicos en animales diversos o bajo condiciones de prueba diferentes y para regular las descargas de contaminantes en un cuerpo de agua receptor. Sin embargo, no sirven para todos estos fines con la misma efectividad.

Las pruebas de toxicidad "se realizan con el fin de medir el grado de respuesta producido en función de la concentración de una sustancia química", en tanto que los bioensayos "son pruebas para evaluar la potencia relativa de una sustancia química sobre un tejido vivo, organismo o grupo de organismos" y no para estimar la concentración de dicha sustancia tóxica (Rand y Petrocelli, 1985; Gutiérrez-Galindo, 1989). Por ello han sido caracterizadas como pruebas muy útiles, defendibles desde el punto de vista científico y legal y ecológicamente importantes (Buikema *et al.*, 1982).

Los dos criterios principales de toxicidad son: de corto plazo o agudos y de largo plazo o crónicos. Las pruebas basadas en el corto plazo proporcionan información acerca de la letalidad en relación a la concentración de los contaminantes; las pruebas basadas en el largo plazo sirven para medir respuestas como la supervivencia, el campo de crecimiento, el éxito reproductivo y la concentración tóxica aceptable; concentraciones mayores producen cambios irreversibles de las funciones vitales de un organismo (Patin, 1982).

Los efectos letales provocados por exposiciones agudas, pueden ocurrir en el medio natural ya que en casos de accidentes existe la posibilidad que los materiales tóxicos dañen directamente las poblaciones individuales y las comunidades, al alterar las principales funciones de los organismos lo que ocasionaría eventualmente, problemas en el ecosistema completo.

Los efectos subletales ocurren a bajas concentraciones del contaminante y son menos evidentes, aunque no menos significativas. Se ha encontrado en estudios efectuados, en el

campo, que existe correlación entre el nivel de concentración y la distribución de la biomasa y de la productividad de los ecosistemas (Weber, 1981; Patin, 1982).

Lo anterior permite distinguir dos enfoques diferentes en relación a los estudios de la contaminación. Esto es, los que se realizan en el campo y los que se efectúan en el laboratorio. Los experimentos de laboratorio pueden seguir cualquiera de los criterios señalados; pueden durar horas, días, (generalmente cuatro), o meses. Se pueden realizar con una especie, con más de dos en forma aislada o con muchas como el micro y mesocosmos. Estos experimentos tienen el propósito de acercarse cada vez más a las condiciones imperantes en el medio natural. Las implicaciones que se pueden derivar de las pruebas crónicas pueden llegar hasta el hombre, cuando se miden respuestas de bioacumulación, complementarias a las pruebas de toxicidad.

Aunque las pruebas de laboratorio son más fáciles de instrumentar, no están exentas de fallas. Se cometen errores, cuando no se toma en cuenta que los factores del medio modifican las respuestas de los organismos y que estos tienen capacidad de compensar y poseen mecanismos de detoxificación.

Tales desaciertos han sido mencionados en la literatura recientemente, por ejemplo al no tomar en cuenta que bajos niveles de oxígeno disueltos estimulan la respuesta respiratoria de los peces e indirectamente la toxicidad de los contaminantes, puesto que en tales circunstancias son captados del medio con mayor eficiencia. En este caso, las condiciones de hipoxia en los tejidos aunado a las altas concentraciones del tóxico en el interior del animal, serían las causas de la muerte y no la concentración medida del contaminante.

En el mismo sentido, la alta temperatura acelera las respuestas de detoxificación en crustáceos y moluscos, a la vez que pequeñas variaciones en la temperatura interfieren con el proceso de recuperación de las metalotioneínas en los análisis respectivos, en caso que sea éste el mecanismo de respuesta ante los contaminantes (White y Rainbow, 1986; Zanders, 1989).

Otro ejemplo en relación con la contaminación por metales pesados son los estudios que se presentan en la literatura donde no se precisa la forma química en que se encuentran, ni las interacciones entre ellos, o en los cuales se desconocen las interferencias que ocurren con los metales que son constituyentes naturales del agua de mar (Zanders, 1989).

También es necesario resaltar la importancia de la salinidad; este factor ejerce una notable influencia sobre varias respuestas de los organismos, a la vez que interfieren en los análisis químicos.

Por ello, es necesario enfatizar la influencia de los factores del medio para poder detectar la acción tóxica de los contaminantes o sus efectos subletales. Esto es crítico en experimentos a largo plazo, donde existe la posibilidad que los organismos expuestos a concentraciones subtóxicas, se adapten o se aclimaten dependiendo de la extensión de su ciclo de vida y del tiempo contemplado de prueba. En este sentido, es necesario comprender también la correlación entre los contaminantes y el modo de respuesta desplegado por los especímenes, con el fin de explicar lo que realmente ocurre.

En los experimentos denominados de micro y mesocosmos se investiga el efecto combinado de contaminantes a varias concentraciones, sobre las características estructurales y funcionales de comunidades marinas. A través de ellos se intenta reproducir las condiciones naturales lo más cercanamente posible, con el objeto de comprender los mecanismos mediante los cuales el hombre perturba su homeostasis (Patin, 1982). Es un compromiso entre el experimento de laboratorio donde se controlan todas las variables menos la que interesa y la pérdida de la precisión que significa el hecho de no confrontarlas. El ensamblaje de organismos en el mesocosmos difiere de los del campo debido a que las tasas de reproducción y de reclutamiento son distintas (Undewood y Peterson, 1988).

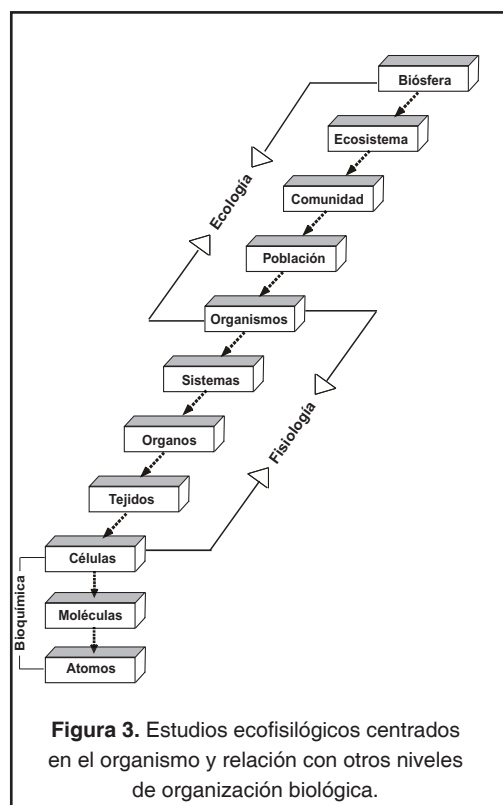
Los trabajos de campo tienen el propósito de investigar la acción de los contaminantes sobre los procesos que operan en el ecosistema. En otras palabras, se trata de determinar la integridad biológica de este en cuanto a la estructura y función para luego compararla con otro que

se encuentre, temporal o espacialmente, más lejos de la influencia de los contaminantes.

Todo lo anterior hace evidente la existencia de numerosos y frecuentemente discrepantes criterios sobre la forma de abordar el problema de la contaminación. A veces esto resulta confuso ya que parece ser de consenso general que también existe, en el mundo biológico, un continuo desde las moléculas al ecosistema en cuanto al efecto de los contaminantes. Por lo tanto la selección de las pruebas que se intenten llevar a cabo dependerán de la parte de este continuo que se aborde, a partir de las células, ya sea en experimentos de laboratorio o de campo.

También hace notorias las numerosas dificultades sobre la forma de enfocar los diferentes niveles de organización biológica. Esto es evidente cuando se niega o se acepta que las respuestas de los organismos o de los niveles superiores, pueden ser explicadas por lo que ocurre a niveles de jerarquía más bajos (Fig. 3). Lo anterior, es reflejo del compromiso que cada investigador tiene con su campo; el bioquímico defenderá su enfoque con el mismo énfasis con que el ecofisiólogo lo refutará o el ecólogo lo hará con ambos, todos con sólidos argumentos. Considerando la diversidad y número de los problemas y teniendo en cuenta que existe una gran variedad de áreas de especialización entre los investigadores interesados en el tema de la contaminación marina, sería realmente fructífero que la tarea se acometiera en un marco multidisciplinario. Según Hughes (1976) esto es posible, aunque se requiere tolerancia y comprensión de los puntos de vista que sustentan cada uno. En cuanto a la estrategia del trabajo; los químicos y los biólogos deberían sumar sus esfuerzos, ya que un estudio de contaminación, precisa contener medidas exactas de las condiciones ambientales. Incluidos los contaminantes, así como una evaluación de los efectos biológicos de dichas sustancias.

En lo que concierne a los efectos de la contaminación ambiental sobre los organismos y los ecosistemas es estimulante reconocer que en la actualidad existen estudios en los que se ha podido establecer relaciones cuantitativas entre experimentos de laboratorio y de campo y entre diferentes niveles de organización biológica, sub-organismo-organismo-población; también



que se haya planteado modelos con capacidad predictiva hacia niveles jerárquicos superiores (De Kruijt, 1991).

Anteriormente, la mayor parte de los trabajos fisiológicos se orientaban solo a la comprensión de los mecanismos y procesos esenciales subyacentes a las respuestas más complejas de los organismos. Tales estudios, en muchos casos, apoyaron el desarrollo de la ecotoxicología. Koeman (1991) destaca que el progreso en este campo ha dependido en gran medida, de los avances en las ciencias fisiológicas incluidas las áreas de especialización bioquímica, fisiopatología, endocrinología, neurofisiología, histopatología e inmunología. Frecuentemente, señala, la fisiología se beneficia con los avances de la toxicología en la medida que el estudio de las propiedades de las sustancias químicas, proporciona una comprensión más profunda sobre los mecanismos constituyentes de los procesos fisiológicos. Por su parte, la ecofisiología también tiene una estrecha relación con la ecotoxicología.

La fisiología ambiental o fisiología ecológica, denominada recientemente ecofisiología, fue

reconocida como una área autónoma dentro de la biología en la década de los años setenta (Ferrero, 1985). La aplicación que pueden tener los estudios ecofisiológicos en las investigaciones sobre el impacto ambiental de los contaminantes, está implícita en la propia definición:

“Ecofisiología es el estudio de la interrelación entre el organismo y el ambiente que lo rodea. En dicho estudio se busca la explicación de las respuestas del organismo a niveles inferiores de organización biológica (sistemas, órganos, tejidos, células, moléculas) y la proyección, en los niveles jerárquicos mayores (población, comunidad, ecosistema)”.

En esta definición es patente la relación de la ecofisiología con varios campos de la biología como el bioquímico, el fisiológico y el ecológico. Sin embargo, es importante precisar que los estudios ecofisiológicos se centran principalmente en el nivel organismo (Fig. 3).

La trascendencia de los estudios con este enfoque, hacia los niveles más altos de organización biológica, se manifiesta en el análisis de la distribución y la abundancia de los organismos en el ecosistema, en función de sus requerimientos fisiológicos. Según Calow y Sibly (1990), lo anterior queda explícito en la Ley de Tolerancia de Shelford, que se refiere a conceptos tales como el de factores limitantes y el de nicho multidimensional.

De aquí se desprende que cualquier factor o conjunto de factores, que favorezcan la expresión fisiológica óptima, se traducirá en los parámetros ecológicos tales como la distribución, la abundancia y la diversidad (Fry, 1974, 1971; Odum, 1953; Hutchinson y Maness, 1979). También, las condiciones ambientales extremas, se manifiestan en la diversidad (Newell, 1978; Vernberg y Vernberg, 1981).

Se piensa que en el futuro, el nexo entre la ecofisiología y la ecotoxicología será estrecho. Las investigaciones sobre los aspectos funcionales de organismos acuáticos diferentes proporcionarán conocimientos esenciales para identificar las especies más sensibles a los compuestos xenobióticos. Así, Koeman (1991) sugiere como una línea de acción importante, la caracterización de los organismos

en este contexto y sus respuestas como "marcadores biológicos de efecto y susceptibilidad". Denomina marcadores biológicos de efecto a cualquier cambio en las respuestas, cualitativo o cuantitativo, que indique deterioro en la integridad del organismo y por marcadores biológicos de susceptibilidad, se refiere a las respuestas fisiológicas determinadas genéticamente; en ambos casos el estímulo lo proporcionan las fluctuaciones adversas de los factores ambientales.

La trascendencia de tales estudios es evidente, ya que se podría explicar y predecir las respuestas de los especímenes observadas en el campo, con base en los datos obtenidos en el laboratorio, a la vez que sería posible identificar las especies más vulnerables ante cambios tales como la disminución del oxígeno disuelto, el ascenso o descenso de la temperatura y también la especies más propensas a contraer enfermedades (Koeman, 1991).

En el medio acuático, los organismos viven en condiciones permanentemente cambiantes, por lo que en general, se encuentran impactados por los cambios bruscos de los factores físicos y químicos a los que se suman concentraciones bajas de contaminantes, tanto naturales como antropogénicos. En conjunto estos factores imponen un estrés considerable en los mecanismos homeostáticos. Si el estrés es severo, se traducirá en limitaciones en la capacidad del organismo de manera directa o indirectamente a través del aumento de la sensibilidad a patógenos. En el siguiente nivel, se manifestará en disminución del éxito reproductivo y reducción global de la población.

Esta información es esencial en los estudios ecotoxicológicos. Hace más de un década, va-

rios autores destacaron la importancia de conocer la capacidad de los organismos (peces) para enfrentar el efecto deletéreo de los estresores ambientales, a la vez que propusieron diversos métodos para cuantificar el estrés (Eddy, 1981; Schreck, 1981; Wedemeyer y McLeay, 1981). Recientemente, los especialistas en diferentes campos pertinentes al tema de la contaminación han seleccionado diversas respuestas de los organismos en el medio alterado, como indicadores biológicos. Dichas respuestas aisladas o bien integradas en ciertos índices, pertenecen a diferentes niveles de organización (Thomas, 1990; Hinton y Lauren, 1990; Schreck, 1990; Widdows y Donkin, 1991).

En este capítulo se hace referencia a las respuestas del organismo ante el medio fluctuante. En ausencia de xenobióticos, con el fin de destacar la gran variabilidad natural de las mismas. Se toma en cuenta que ningún nivel de la jerarquía biológica es más importante que otro ya que el organismo responde de manera integrada a los factores del medio, los que a su vez actúan en conjunto. Así, se intenta establecer la influencia de diversos factores seleccionados sobre las variables biológicas, ya que esto es básico para la ecotoxicología. Antes que alguna variable sea utilizada como indicadora de las perturbaciones ambientales es indispensable conocer sus límites "naturales" y su trascendencia hacia jerarquías ecológicas. Por ello se considera que el enfoque ecofisiológico de la contaminación permitirá disponer de un amplio espectro de sensibilidad para analizar los diferentes aspectos de la contaminación en el Golfo de México.

La relación organismo-ambiente es parte integral del propio concepto de ecofisiología.

INTERACCIONES ORGANISMO-AMBIENTE

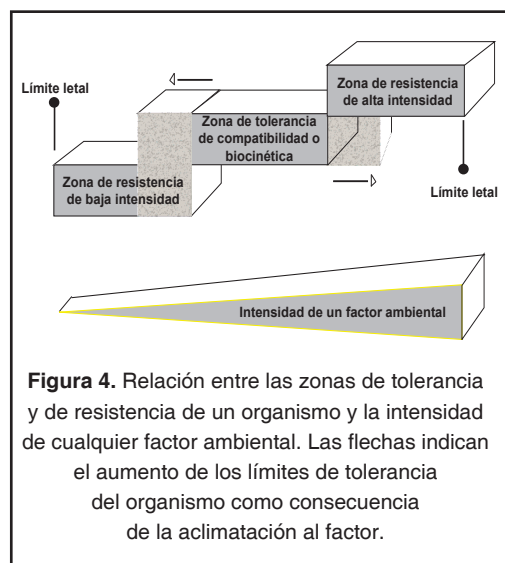
Bartholomew (1972) define al organismo como "un sistema dinámico, delicado, pero altamente adaptable que, en tanto permanezca vivo, existe en un continuo intercambio de energía con el ambiente que lo rodea" y agrega, "estamos forzados a concluir, como lo hiciera Claude Bernard hace más de un siglo, que el organismo y el ambiente forman un par inseparable". Este sistema está compuesto por unidades di-

ferentes altamente integradas, estrechamente reguladas y controladas, que evolucionan como un todo (Townsend y Calow, 1981).

El ambiente, se define como la suma total de muchos factores (Vernberg y Vernberg, 1981), comprende un conjunto de variables tanto físicas y químicas como biológicas, por lo tanto, la interrelación entre el ambiente y el organismo

es extremadamente compleja ya que este responde globalmente a las fluctuaciones del medio, es decir, a los cambios que ocurren en un ciclo diurno a corto plazo y a través de las estaciones del año a largo plazo. Por ejemplo, la temperatura varía de esta manera en diferentes hábitats. Frente a tales variaciones los organismos presentan compensaciones fisiológicas medibles. La resistencia al calor de los vertebrados acuáticos es una pauta; típicamente es más alta en ciertos periodos durante el verano y el otoño que en invierno (Layne *et al.*, 1987).

En un gradiente del complejo ambiental el organismo es capaz de vivir indefinidamente en un cierto intervalo; fuera de este, hacia ambos extremos, puede sobrevivir solo por un lapso de terminado. A la primera de estas porciones se denomina zona de compatibilidad, de tolerancia o de capacidad de adaptación; a las porciones extremas del gradiente se les conoce como zona de resistencia o letales (Fig. 4). En estas últimas, el equilibrio dinámico establecido el organismo y el medio se rompe y sobreviene la muerte.



El termino adaptación se refiere a cualquier característica del individuo que facilite y estimule la capacidad para sobrevivir y reproducirse en un ambiente particular (Hochachka y Somero, 1973). La zona de capacidad de adaptación está determinada genéticamente. Esto se refiere a la información contenida en el ge-

noma, la cual permite al organismo utilizar los mecanismos bioquímicos necesarios por enfrentar los cambios que ocurren en el medio.

Los límites de las zonas de resistencia son por una parte la zona de tolerancia, y por otra los límites letales superior e inferior en los cuales la intensidad del factor provoca la muerte del organismo (Fig. 4). En las zonas de resistencia, los animales aun cuando están estresados, son capaces de tolerar las influencias ambientales adversas aunque solo pueden hacerlo dentro de ciertos márgenes que dependen de la capacidad del organismo, de la intensidad del factor y del tiempo de exposición.

Los organismos despliegan otro tipo de respuestas que afectan solo al fenotipo. Estas se denominan aclimatación y aclimatación. La primera puede ocurrir en el lapso de la vida del organismo en el medio natural, donde muchos factores actúan en concierto. La segunda es a corto plazo e inducidas en el laboratorio al variar solo un factor particular del medio (Bowler, 1963; Newell, 1978; Prosser, 1991).

Se conoce que la aclimatación modifica los límites de tolerancia. Con respecto a la temperatura, varios autores mencionan que la aclimatación condiciona de tal manera al animal, que puede tolerar niveles que serían deletéreos por encontrarse fuera de la zona de tolerancia (Fig. 4). En dichos intervalos la temperatura impone fronteras a la tasa metabólica dentro de las cuales los organismos pueden ejercer sus funciones eficientemente.

Se ha comprobado que la aclimatación a las temperaturas altas o bajas aumenta el límite letal superior y disminuye el límite letal inferior, en los juveniles de *Metapenaeus bennettiae*. Asimismo, los límites letales de la especie a la salinidad pueden aumentar o disminuir cuando los animales se aclimatan a salinidades altas o bajas respectivamente. En cuanto a la interacción de la salinidad y de la temperatura, se ha observado que este último factor es el más importante ya que la aclimatación a la temperatura influye tanto sobre las temperaturas, como sobre las salinidades letales. En cambio la aclimatación a la salinidad no afecta los límites letales de temperatura (Aziz y Greenwood, 1981).

Los autores citan que en otras especies de crustáceos (*Penaeus aztecus* y *Gammarus duebeni*) el intervalo más amplio de tolerancia a la salinidad se presenta cuando los animales se aclimatan a la temperatura óptima, mientras que algunas temperaturas superiores o inferiores a la óptima, pueden subir el límite letal inferior de salinidad o bajar el límite superior, con lo cual se reduce la zona de resistencia de los especímenes a dicho factor.

Las características inherentes al individuo, tales como el estado de desarrollo, la edad, el tamaño y el sexo también modifican la zona de tolerancia a los factores ambientales (Fig. 5). La presencia de otros organismos pueden influir el comportamiento de los animales en el medio natural.

Anteriormente se menciona que los organismos tienen la capacidad de enfrentar, hasta cierto punto, el efecto adverso de estresores ambientales, debido a que poseen mecanismos de resistencia. Mientras se encuentran en la zona de resistencia ante un factor particular, el organismo estará estresado hasta que pueda escapar o bien disminuya o aumente la intensidad del factor según sea el caso. No solo es importante evaluar la aparición del estrés y el progreso de este, sino también su desaparición ya que en todo momento se requieren ajustes fisiológicos que precisan energía. Eddy (1981) destaca que esto es particularmente importante cuando los peces, por ejemplo, están sometidos a un estresor en forma periódica o intermitente. Brett (1958) define estrés como "un estado producido por cualquier factor am-

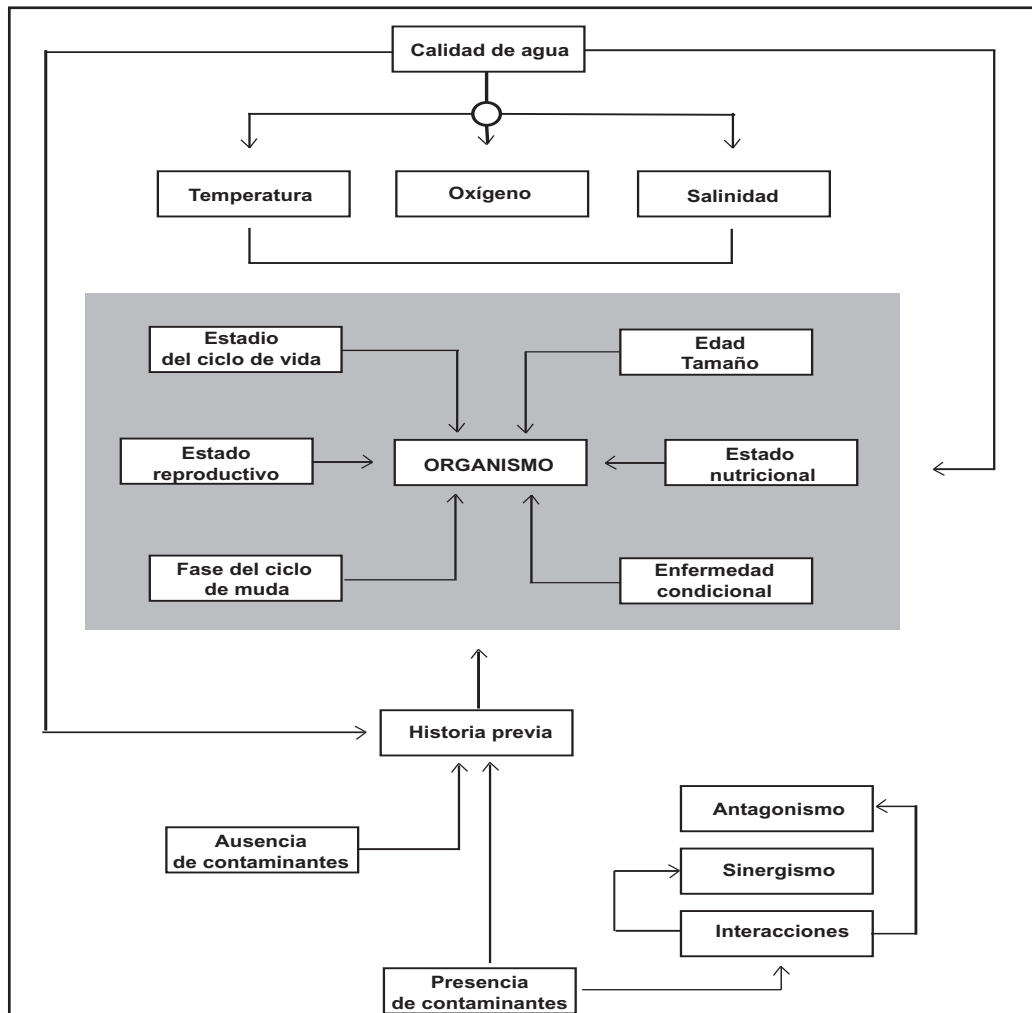


Figura 5. Factores intrínsecos y extrínsecos que modifican las respuestas fisiológicas de los organismos. Los contaminantes se incluyen entre los factores ambientales.

biental que extiende las respuestas adaptativas naturales de un animal o que perturba su funcionamiento normal a tal extremo que sus oportunidades de sobrevivencia, se reducen significativamente”.

Las integraciones fisiológicas son útiles para describir el índice de “salud” o condición fisiológica de los animales en el medio natural. Bayne *et al.* (1976) define el estrés como “una alteración medible del estado estable fisiológico (o bioquímico, o citológico, o del comportamiento), inducido por un cambio ambiental que hace al individuo (población o comunidad), más vulnerable a nuevos cambios ambientales”. La condición de estrés, según los autores debe explicar desventajas para el individuo antes de ser aceptada como tal. El problema es distinguir entre las respuestas de estrés y las adaptativas. Las respuestas primarias de estrés son nerviosas y endócrinas, las segundas son consecuencia fisiológicas de las primeras y ambas categorías de respuestas evolucionan como mecanismos adaptativos que capacitan al organismo para enfrentar las presiones externas, movilizandole reservas extras de energía (Pickering, 1981).

Las respuestas de estrés se visualizan como cambios en todos los niveles de organización biológica. Entre las reacciones primarias se citan la liberación de la hormona adrenergica de la hipófisis anterior, aumento en la producción y liberación de catecolaminas (epinefrina y norepinefrina) de la medula de la glándula adrenal y de corticoesteroides de la corteza de estas glándulas. Entre las secundarias son relevantes los cambios de la química sanguínea, en los tejidos, en ciertas funciones metabólicas y renales (diuresis). A nivel organismo, dichos cambios se reflejan en inmunodepresión, alteraciones osmoreguladoras, en el crecimiento y en el comportamiento migratorio en peces; estas respuestas se denominan terciarias. A niveles altos se reflejan en disminución en el reclutamiento y reducción en

el crecimiento de las poblaciones y alteraciones en la abundancia y diversidad de especies (Wedemeyer y McLeay, 1981). Por ello, como lo mencionan los autores, la comprensión de la fisiología sobre las respuestas de estrés y del grado de las alteraciones ambientales a las cuales los organismos puedan resistir o adaptarse, es básico en la determinación del impacto que producen los xenobióticos.

Con base en lo anterior, se ha desarrollado toda una línea de investigación ya que son indispensables los enfoques que permitan la identificación de las variables relacionadas con el estrés que sean relevantes desde todos los puntos de vista, biológicos y ecológicos y que sirvan para aumentar la capacidad predictiva (Addams, 1990).

De esta manera surgen los conceptos y estrategias sobre indicadores biológicos, que cumplan los requisitos, que proporcionen advertencias tempranas del daño provocado por los contaminantes y que permitan proteger los ecosistemas en el amplio sentido de la palabra. Se mencionan en la literatura las pruebas de desafío (Schreck, 1981; Wedemeyer y McLeay, 1981), los indicadores de exposición a estresores ambientales (Hinton y Lauren, 1990; Thomas, 1990) y los indicadores de desempeño de los organismos en el medio alterado (Schreck, 1990).

En el mismo sentido Koeman (1991), clasifica los marcadores biológicos en a) indicadores de exposición a los contaminantes ambientales; b) indicadores del efecto producido por estos; y c) indicadores de la susceptibilidad a los tóxicos.

En todos los diversos enfoques bajo los cuales se investiga el efecto de los estresores a diferentes niveles e la jerarquía biológica, se hace hincapié en la necesidad de disponer de patrones normales con fines de comparación. Nuevamente esto apunta al trabajo multidisciplinario (Heath, 1990).

TERMOREGULACIÓN Y ESTRÉS TÉRMICO

Las desviaciones que presentan las respuestas de los organismos acuáticos a la temperatura, también se utilizan como índices de estrés ya que la temperatura actúa como un

factor limitante y controlador de las respuestas fisiológicas y de comportamiento, a la vez que delimita la distribución de las especies. Por lo tanto, las alteraciones que presenten dichos

organismos a causa de condiciones adversas como la contaminación térmica o química serán desventajosas.

Con respecto al comportamiento de los organismos móviles, en el medio natural, se ha observado repetidamente que tienden a congregarse en determinados intervalos (Brett, 1956; Cairns *et al.*, 1975; Burton *et al.*, 1985). La selección de temperatura se asocia a la capacidad termorreguladora vía comportamiento, sujeto a control nervioso (Reynolds y Casterlin, 1979; Nelson y Hooper, 1982; Giattina y Garton, 1982; Espina *et al.*, 1993).

Cuando los animales se exponen a gradientes térmicos experimentales, se ha observado que peces y crustáceos se encuentran más frecuentemente o permanecen más tiempo en ciertos intervalos de temperatura. También se ha comprobado que si bien los organismos se desempeñan eficientemente en la zona de tolerancia a la temperatura, o hacen óptimamente en la parte denominada zona de preferencia térmica. Kellog y Gift (1983), mostraron en cuatro especies de peces que este intervalo de temperatura concordaba (96-100%), a lo menos, con el 75% del crecimiento máximo de los animales. Jobling (1981) señala que esto ocurre cuando los animales se alimentan en exceso. Así, es posible suponer que en dicho intervalo la temperatura no desencadena un tipo de actividad particular sino que el efecto es mucho más amplio; esto es, gobierna la eficacia del desempeño del animal (Brett, 1956).

El comportamiento termorregulador se ha considerado significativo desde el punto de vista ecológico, ya que es determinante en el movimiento y en la distribución de la especie (Giattina y Garton, 1982).

Jobling (1994) menciona que la preferencia térmica no está fijada genotípicamente y al igual que la tolerancia térmica, puede ser influida por los factores ambientales. Señala, como ejemplo, que los peces en condiciones hipóxicas (cerca de 50 mmHg) seleccionan temperaturas más bajas que las que prefieren en situaciones normóxicas. El autor explica las ventajas de tal comportamiento debido a que en las bajas temperaturas el metabolismo global del animal baja y por lo tanto las demandas de oxígeno disminuyen; por otra parte la afinidad de

la hemoglobina por el oxígeno disminuye en la temperaturas bajas, por lo que habría un suministro de oxígeno adecuado en los tejidos a pesar de las condiciones hipóxicas del medio.

En los juveniles de *Penaeus aztecus* de la laguna de Tamiahua, mantenidos en 30‰ y en condiciones normóxicas, se determinó la preferencia térmica (Vanegas, 1988; Vanegas *et al.*, 1990). La temperatura seleccionada por los camarones fue de 16.5-17.5°C; sin embargo; el máximo crecimiento se obtuvo en 25°C. Es probable que la preferencia por las temperaturas bajas sea reflejo de los mecanismos que inducen la migración a aguas profundas y frías, lo cual tendría un mayor valor adaptativo, para la especie, que un intervalo térmico que favoreciera el crecimiento óptimo.

Dentro de las zonas de resistencia se encuentran las temperaturas críticas máximas (CTMax) y mínimas (CTMin) que según algunos autores, marcan el límite entre las zonas de resistencia y las zonas letales (Hutchinson, 1957; Jobling, 1981).

Las CTMax y CTMin se definen como las temperaturas a las cuales la actividad locomotora se desorganiza y el animal pierde la capacidad para escapar de la condición que de persistir, le provocará la muerte (Cowles y Bogert, 1944). La determinación de las temperaturas críticas, constituye una herramienta útil para los estudios ecofisiológicos de adaptación y de estrés. Al respecto, Paladino *et al.* (1980) señalan que pueden ser un buen indicador de la capacidad de los organismos para aclimatarse a la temperatura y además de la acción de los estresores sinérgicos del ambiente.

Varios factores influyen las temperaturas críticas de los animales, como la edad y el estado fisiológico de los organismos; las estaciones del año, la salinidad del medio y la historia térmica previa de los especímenes. Tales factores alteran la tolerancia a la temperatura de los animales (Wiesepape *et al.*, 1972; Burton *et al.*, 1981; Buchanan *et al.*, 1988). Diferencias en los procedimientos experimentales se pueden traducir en valores más altos o más bajos de las temperaturas críticas (Becker y Genoway, 1979; Cox y Beauchamp, 1982). El efecto de la aclimatación térmica sobre las temperaturas críticas, así como de otras respuestas al estrés

térmico se ha comprobado en los juveniles del camarón *Penaeus aztecus* (Vanegas, 1988;

Vanegas, *et al.*, 1990) y en *Procambarus clarkii* (Díaz *et al.*, 1994).

RESPUESTAS FISIOLÓGICAS Y FACTORES DEL MEDIO

Las respuestas fisiológicas de los organismos ante los estímulos ambientales que se describen a continuación, se seleccionaron acorde a la importancia que tienen para los estudios ecotoxicológicos. Las respuestas fisiológicas de un organismo son reflejo de los procesos que se llevan a cabo a niveles celulares y subcelulares (Capuzzo, 1988) y permiten la adecuación al medio; los factores ambientales modulan dichas respuestas actuando como controladores, enmascaradores o directrices, si se les considera en un gradiente espacio-temporal y también pueden ser limitantes y hasta letales, si su intensidad sobrepasa la capacidad global de tolerancia del organismo (Fry, 1971) (Tabla 1). Repetidamente se ha mencionado que en la naturaleza, los factores del medio actúan en conjunto y el animal responde de manera integral.

Si se considera que los factores ambientales influyen en el metabolismo animal, su grado de influencia se manifestará a través de las actividades del organismo. Bartholomew (1972) señala que las reacciones conducentes a la liberación de la energía de los materiales asi-

milados por el animal y la subsecuente transformación de la energía en trabajo fisiológico regulado, son enormemente complejas. Todas estas reacciones e interacciones se engloban en la palabra metabolismo. Fry (1971) definió el metabolismo como "la suma de las reacciones que producen la energía que luego el organismo emplea en diversas actividades". Por actividad se entiende no solo el movimiento sino también todo proceso en el que se utilice la energía

En los estudios ecofisiológicos las respuestas de los organismos se miden aisladamente y se consideran por esta razón como respuestas simples, lo cual no significa que se ignore su complejidad. Posteriormente, estas respuestas se integran con el fin de profundizar en la comprensión de ciertos procesos dado que dichas integraciones simples proporcionan mayor información que la obtenida de las respuestas fisiológicas aisladas. También se llevan a cabo integraciones complejas, como el campo de crecimiento derivado del balance energético del organismo (Bayne *et al.*, 1976).

Tabla 1. Clasificación de los factores ambientales por su efecto sobre los organismos (Modificado de Fry, 1974).

Efectos a Nivel Específico	Factor	Clasificación
Limita la zona de tolerancia del organismo fuera del cual destruye su integridad fisiológica	Cualquier factor físico-químico	Letal
Gobierna la tasa metabólica por su influencia en la activación molecular de los componentes de la cadena respiratoria	Temperatura	Controlador
Limita la máxima tasa metabólica dada por el factor controlador al interferir en la bioquímica de la cadena respiratoria	Agua, alimento, gases disueltos	Limitante
Modifica el efecto de un primer factor, potencian la regulación fisiológica, a través de estrategias anatómicas de los organismos (superficies permeables; cámaras gaseosas)	Salinidad presión hidrostática	Enmascarador
Gobierna la respuesta del organismo en relación al gradiente del factor (en espacio y tiempo); a través de la estimulación de respuestas sensoriales, hormonales y cinéticas. Los dos últimos factores involucran la regulación orgánica (mecánica, fisiológica y conductual)	Temperatura, fotoperíodo, sustancias disueltas	Directriz

RESPUESTAS FISIOLÓGICAS SIMPLES

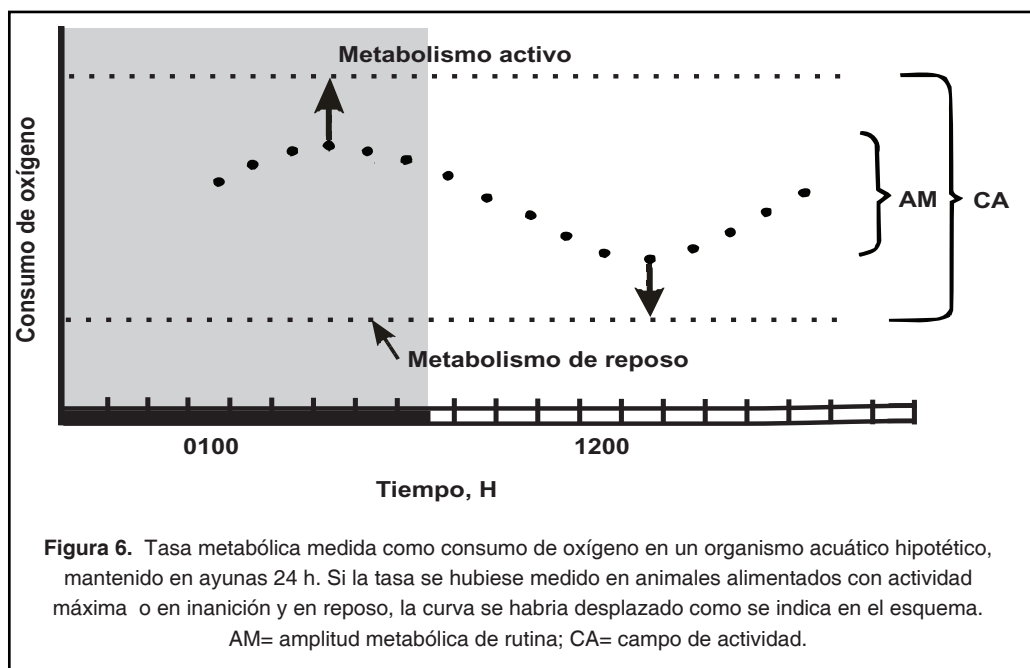
El metabolismo aerobio de un animal *in vivo* se mide generalmente de forma indirecta a través del consumo de oxígeno. El consumo de oxígeno se considera como una de las respuestas más englobadoras y directas de la interacción entre un animal y el medio circundante. Las diferentes categorías de los factores ambientales tienen su expresión a través del efecto que ejercen sobre el metabolismo mínimo y máximo de un organismo. Esto se refiere al metabolismo estándar o de reposo y al metabolismo activo. La tasa metabólica de reposo, proporciona una estimación de los requerimientos mínimos para el mantenimiento, en tanto que la tasa activa es indicadora de la actividad máxima sostenible. La tasa de rutina, se refiere a la tasa de consumo de oxígeno medida durante la mínima actividad locomotora no controlada (Fig. 6).

La diferencia entre el consumo de oxígeno activo y estándar, se denomina campo de actividad y se define como el potencia del organismo para llevar a cabo actividades tales como la natación, el crecimiento y la reproducción (Fry, 1974).

Entre los factores bióticos y abióticos que influyen más significativamente la tasa metabó-

lica estándar se puede mencionar los ritmos fisiológicos como la reproducción, las fases lunares (mareas), el ciclo diurno de luminosidad, la salinidad y la temperatura, el proceso de muda en los crustáceos y el peso corporal (Bishop *et al.*, 1980). El consumo de oxígeno de rutina es influido de manera similar aunque se citan ciertas excepciones.

Subrahmanyam (1976) encontró que la tasa metabólica y la actividad locomotora de los cangrejos *Uca*, *Callinectes* y *Carcinus* tienen ritmos en fase con la marea. Asimismo señala que los camarones peneidos exhiben una actividad rítmica relacionada con las fases lunares y con los ciclos diurnos de luz-obscuridad. Por ejemplo, *Penaeus duorarum* aumenta su actividad en la noche y dicho aumento es mayor durante la marea alta nocturna; sin embargo, la natación activa asociada a las mareas se extingue después de unos pocos días de permanencia en el laboratorio, en tanto que la actividad nocturna permanece. El aumento locomotor se refleja en el consumo de oxígeno de los camarones. Resultados similares se encontraron en *Penaeus aztecus* de la Laguna de Tamiahua, Veracruz (Díaz *et al.*, 1989).



Otro ejemplo lo constituye el cangrejo *Carcinus mediterraneus* en el que se observó una tasa metabólica de rutina bimodal, con un nivel más alto en la noche que en el día, reflejo de la actividad locomotora en busca de alimento. Durante el día los animales presentaron un segundo máximo de consumo de oxígeno. Esto sugiere un gasto extra de energía asociado a la inversión de la corriente branquial que contrarresta la sofocación producida por el exceso de sedimentos finos, transportados por las olas, los cuales se acumulan en las branquias. Por tanto, este aumento de consumo de oxígeno no se puede atribuir al ciclo de mareas del lugar (Díaz-Iglesia, 1976).

Entre las excepciones también se cita que el consumo de oxígeno de rutina *Penaeus esculentus* no es afectado mayormente por las mareas (Dall, 1986).

Con relación a la salinidad, tanto en los peneidos como en los palemonidos existen mecanismos altamente organizados y controlados que se traducen en una eficiente capacidad osmorreguladora. Kutty *et al.* (1971) supusieron que los cambios que ocurren en los factores del medio se deberían reflejar en el consumo de oxígeno de los especímenes de *Penaeus indicus* aclimatados en diferentes combinaciones de salinidad y de temperatura. Los datos obtenidos indicaron que la respuesta metabólica era fuertemente influida por la temperatura, mas no por la salinidad. En cambio, Scelso y Zúñiga (1987) no encontraron influencias significativas de estos factores sobre la tasa de consumo de oxígeno en *Penaeus brasiliensis*, aunque dicha tasa mostró una tendencia a aumentar en la mayor salinidad (50‰) al incrementarse la temperatura de 25-30°C. Los autores suponen que el efecto de la temperatura no fue significativa debido a que las temperaturas experimentales se encuentran en el espacio térmico natural de *P. japonicus*, se observó un incremento máximo de consumo de oxígeno al descender la salinidad de 37-10‰, aunque es necesario considerar que entre 10 y 55‰ la mortalidad fue de un 30% (Dalla Via, 1986).

En la laguna de Tamiahua, Veracruz, ejemplares de *P. aztecus* aclimatados a diferentes combinaciones de salinidad y temperatura (10, 15, 20, 25 y 30‰; 20, 25 y 30°C) se observó que solo la temperatura modificaba de mane-

ra significativa la tasa metabólica. El consumo de oxígeno se incrementó notoriamente al subir la temperatura de 20-30°C (Vanegas, 1992; Vanegas *et al.*, 1993).

En la parte alta del Golfo de México (Venkataramiah *et al.*, 1974) y el sistema lagunar de Mandinga, Veracruz (Espina *et al.*, 1976) ejemplares de *P. aztecus* presentaron respuestas similares, dependientes de la temperatura.

De manera contrastante, en los palemonidos *Palaemonetes varians* y *Palaemon northropi* (zoea I), la salinidad afecta la tasa de consumo de oxígeno de diferentes maneras, dependiendo del hábitat de las especies. Esto es, en los especímenes marinos disminuye cuando están expuestos a 26‰; en cambio en los sistemas lagunares estuarinos, aunque también se observa una disminución, esta ocurre solo a 6‰ (Moreira *et al.*, 1982). En *Metapenaeus monoceros* se ha descrito un patrón de respuesta semejante a la de *P. varians* (Rao, 1958).

Entre los moluscos, se encontró que *Tivela stultorum* la tasa respiratoria se elevó significativamente al incrementarse la temperatura de 13-21°C en diferentes salinidades experimentales (Espina, 1989; Espina y Bükle, 1994), en tanto que en *Mytilus edulis* el consumo de oxígeno disminuyó al subir la temperatura a 21°C (De Vooy, 1976). Tales discrepancias podrían reflejar las diferencias climáticas inherentes a la latitud.

Varios autores han estudiado los cambios metabólicos a través del consumo de oxígeno, ocurridos durante el desarrollo de los crustáceos. En la langosta *Nephrops norvegicus*, Alcaraz y Sarda (1981) obtuvieron los valores más altos, inmediatamente después de la muda; durante la fase de intermuda, el consumo de oxígeno disminuyó y se incrementó nuevamente en la premuda. Dichos cambios se atribuyen al crecimiento y a la renovación de tejidos por una parte y por otra, a la acumulación de calcio. Patrones de respuesta coincidentes se han encontrado en varios crustáceos pertenecientes a infraórdenes *Penaeoidea*, *Astacidea*, *Anomura* y *Brachyura* (Anger, 1991).

Entre los factores intrínsecos que modifican la tasa metabólica se considera, en primer lugar, el tamaño corporal. En general la tasa de con-

sumo de oxígeno (VO₂) es proporcional a una función potencial del peso del organismo (P): VO₂ = a P^b, donde *a* y *b* son los parámetros de la ecuación y *e_i* es el error estadístico del modelo. El modelo es intrínsecamente lineal y su transformación logarítmica permite calcular los parámetros señalados. Así, la ecuación de regresión queda definida a partir de la estimación de dichos parámetros: $\log Y_i = \log a + b \log X_i \pm \log e_i$, donde $\log Y_i$, $\log a$ y $\log b$ son los valores estimados de la tasa fisiológica, de la ordenada al origen y de la pendiente de la recta, respectivamente; X_i es el valor observado del peso y e_i es la estimación del error; $i = 1, 2, \dots, n$.

En la mayoría de los crustáceos, la tasa metabólica cambia en una relación intermedia, $b = 0.75$, entre la superficie y el peso, en cuyo caso las pendientes son $b = 0.66$ y $b = 1.0$, respectivamente (Alcaraz, 1974). En general el exponente varía entre 0.5 y 1.0; por ejemplo en *Palaemon serratus*, el consumo de oxígeno se relaciona con la superficie ($b = 0.581$), en *Palaemon elegans*, la pendiente $b = 0.731$, no fue significativamente diferente de $b = 0.66$ en 15, 18 y 20°C (Alcaraz, 1974). En *Penaeus indicus*, Kutty *et al.*, (1971) mencionan que el peso influyó significativamente en el consumo de oxígeno.

En general, se sugiere que las variaciones que experimenta el metabolismo del animal, ante los factores del medio, pueden estar asociadas con fenómenos dependientes de las membranas tales como la disponibilidad del sustrato para el sistema enzimático de las mitocondrias. También se menciona que en un cierto intervalo térmico, el metabolismo de *Littorina* sp. prácticamente no es afectado por la temperatura, pero que dicho intervalo cambia con la estación. Este fenómeno podría deberse a la inducción o inhibición de enzimas reguladoras claves (Newell, 1978).

En relación a la tasa de excreción de los organismos acuáticos se distingue entre excreción endógena y exógena. La primera se refiere a los productos de excreción derivados de la transaminación y la diseminación de los aminoácidos resultantes del recambio y degradación de las proteínas de los tejidos. Debido a que aproximadamente el 90% de estos aminoácidos se reutilizan en la síntesis de los teji-

dos, esta tasa es muy baja. La excreción exógena proviene de la desaminación directa de los aminoácidos incorporados y absorbidos del alimento; por lo tanto esta tasa es influida por la tasa de ingestión, el contenido proteico de la dieta y su composición en aminoácidos esenciales y no esenciales. La excreción endógena es influida por el tamaño y por la temperatura (Jobling, 1993).

La fracción amina de los aminoácidos no es metabolizada y es excretada mediante procesos químicos de transaminación y desaminación, en los que intervienen varias vías enzimáticas que conducen a la liberación de NH₃. El amoniaco se une a los protones de las soluciones acuosas y forma el ión amonio (NH₄⁺). La fracción del amonio total (NH₃ + NH₄⁺) presente como amoniaco se incrementa al subir el pH y la temperatura y disminuye al aumentar la fuerza iónica de las soluciones acuosas.

Los mecanismos de excreción en la branquia son varios; la difusión pasiva del amoniaco y el intercambio iónico del amonio son los más importantes. La contribución relativa de los diferentes mecanismos no se conoce con certeza, pero se estima que la difusión pasiva del amoniaco es del 60% o más del flujo de salida de los productos amoniacaes; aproximadamente el 20% de la excreción es vía de los mecanismos de intercambio iónico del amonio y la diferencia podría adjudicarse a la difusión del NH₄⁺ a través del epitelio branquial. Así, la difusión pasiva del NH₃ y del NH₄⁺ a favor de sus respectivos gradientes de presión parcial, pueden representar dos vías paralelas e independientes de la excreción nitrogenada en la branquia (Jobling, 1994).

Los peces en general, también excretan en menor cantidad urea y creatinina, vía orina, branquias o piel; en los peces marinos sin embargo, el 30 a 40% del nitrógeno excretado puede ser en la forma de urea y otros metabolitos. La excreción de urea es influida solo ligeramente por la tasa de ingestión (Jobling, 1994). Du Preez y Cockroft (1988) mencionaron que la tasa de excreción amoniaca del teleosteo marino *Lichia amia* aclimatado a 15, 20 y 25°C, es dependiente de la temperatura; los valores fueron significativamente mayores en 25°C que en las otras temperaturas.

Los invertebrados acuáticos excretan principalmente amonio y dicha tasa es dependiente de la temperatura. En *Penaeus aztecus* de la laguna de Tamiahua, Veracruz, se midió la excreción amoniaca en 15 combinaciones de temperaturas (20, 25 y 30°C) y salinidad (10, 15, 20, 25 y 30‰). Los resultados ($\text{mg h}^{-1} \text{g}^{-1}$ peso seco libre de cenizas) se relacionaron con las variables ambientales a través de un polinomio de segundo grado. La ecuación mostró que ambas variables actúan en forma independiente; la tasa de excreción aumenta considerablemente al disminuir la temperatura desde 26-27°C hasta los 20°C, y en cambio aumenta hacia los 30°C. Con respecto a la salinidad, los mayores valores se encontraron entre 18 y 22‰ en todas las temperaturas experimentales (Vanegas *et al.*, 1996).

En los moluscos la excreción amoniaca está igualmente influida por diversos factores, entre los que se mencionan el tamaño, la condición fisiológica, el ciclo reproductivo, la temperatura, la salinidad, la estación del año y la latitud (Bayne y Widdows, 1978).

En la almeja Pismo (*Tivela stultorum*) de Baja California, la influencia de la temperatura y de la salinidad fueron notorias. En las almejas expuestas a 13, 16 y 21°C en combinación con 80, 100 y 110‰ de agua de mar (AM; 100%=32%) se observó que la tasa de excreción aumentó al incrementarse la temperatura en 100% AM y no cambió con respecto a la temperatura en 110% AM. En contraste tuvo un aumento significativo en 80% AM y 16°C con respecto a 13 y 21°C (Espina y Bückle, 1994).

INTEGRACIONES SIMPLES

En investigaciones sobre fisiología metabólica, las integraciones simples más utilizadas, son el coeficiente respiratorio (CR) y la razón atómica O/N, las cuales son consideradas como "variables de estado" por Widdows y Johnson (1988). Variable de estado se refiere a que los cambios de las variables (oxígeno consumido, anhídrido carbónico producido y nitrógeno excretado) no dependen de estados intermedios sino solamente de valores iniciales y finales; son independientes de cómo el proceso tuvo lugar (Peusner, 1974). El coeficiente respiratorio es la razón entre el oxígeno consumido y el CO_2 producido en el mismo lapso, e indica el sustrato utilizado en el catabolismo. El valor del CR es igual a la unidad cuando los carbohidratos son degradados; los valores de 0.9 y 0.7 se obtienen cuando los que se degradan son los lípidos, y las proteínas respectivamente.

Barber y Blake (1985) encontraron que en el bivalvo marino *Argopecten irradians concentricus*, el CR varía estacionalmente; asimismo observaron que en las fases tempranas de la gametogénesis los valores son altos y que disminuían a partir de que los gametos maduraban y empezaba el desove. Debido a que en otras especies como *Mytilus edulis*, *Crassostrea gigas* y *Patinopecten yessoensis* se han obtenido valores coincidentes, los autores concluyeron que el CR podría ser un buen indicador

de las diferentes etapas del proceso de reproducción.

En contraste, Hatcher (1989) quien trabajó con cuatro especies de invertebrados bentónicos (el briozoo *Triphyllozoon* sp., la ascidia *Herdmania monus*, el quitón *Poneroplax albida* y el alubón *Halotis roci*), expresa que debido a las grandes diferencias encontradas entre los individuos de una misma especie no fue posible llegar a alguna conclusión.

Cuando se integran los valores del consumo de oxígeno y del nitrógeno excretado, en razones atómicas (O/N), se obtiene información acerca del balance entre el catabolismo de las proteínas, lípidos y carbohidratos. Esta información es útil para conocer los ciclos de almacenamiento de energía de los organismos.

El mínimo teórico de la razón O/N entre 7.0 y 9.3 es indicativo del catabolismo proteico; valores mayores, sugieren que los carbohidratos y los lípidos han sido utilizados (Barber y Blake, 1985). Estos autores indican que, con bases estacionales, el estrés reproductivo y nutricional produce valores bajos de la razón como resultado de la utilización de las proteínas.

Lo anterior se comprobó también en *Donax vittatus* y *Mytilus edulis* (Bayne *et al.*, 1976;

Barber y Blake, 1985). Asimismo Gabbot y Bayne (1973) observaron modificaciones en la razón O/N de *M. edulis* resultantes de la inanición y de la exposición a las altas temperaturas. La escasez de alimento, en verano y en primavera, provoca la disminución de los valores de la razón debido a que las proteínas contribuyen con un 70 a 80% del total de la energía utilizada por los animales, durante la inanición. En el verano y otoño cuando se utilizan entre el 70 y el 100% del total de los carbohidratos y los lípidos, la razón O/N aumenta marcadamente.

Con respecto al efecto de la temperatura sobre los valores de la razón O/N *Mytilus edulis* mostró un aumento rápido de los primeros momentos de la aclimatación térmica, seguido por una estabilización en un tiempo posterior a niveles más bajos que el de los organismos del grupo control (Widdows y Bayne, 1971), lo cual se interpreta como un aumento en la utilización de los lípidos y de los carbohidratos durante la primera fase de la aclimatación.

En los juveniles de camarón *Penaeus aztecus* se evaluó el efecto de la temperatura y de la

salinidad sobre la razón atómica O/N. Los valores obtenidos señalaron un cambio en la utilización de nutrientes, dependiente de la temperatura; de un catabolismo de proteínas en 20°C (O/N=3.8-7.4), un metabolismo de lípidos y proteínas como sustrato energéticos en 30°C (O/N=25-45.7) (Venegas *et al.*, 1996) los autores señalan que la combinación de 25°C y 15 a 25‰ fue óptimo para el crecimiento de los organismos.

La cantidad de alimento es un factor determinante en el valor de la razón O/N. En *Mytilus edulis* las razones muy bajas dieron como resultado un valor de 20, pero cuando se suministraron raciones altas el valor O/N aumento a 50. La disminución del valor de la razón se puede deber a una pequeña reducción en el consumo de oxígeno o a un aumento en la tasa de excreción amoniacal. Una alta tasa de la degradación de las proteínas relativa al catabolismo de lípidos y carbohidratos se refleja en bajos valores de O/N, lo cual es un síntoma de estrés (Widdows, 1978).

INTEGRACIONES COMPLEJAS

Entre las integraciones fisiológicas complejas se encuentra el crecimiento de los organismos, el cual de acuerdo con Beamish y Trippel (1990), es una actividad controlada a nivel celular.

El crecimiento refleja los múltiples procesos que se llevan a cabo en el medio interno y es un indicador global de la adecuación del organismo al ambiente. Si esta es favorable al organismo crece pero cuando esta sujeto a variables estresantes del medio, el crecimiento se detiene. A menudo el crecimiento se describe a través de la tasa de crecimiento, es decir, al cambio en peso o en longitud del animal en un lapso determinado. Frecuentemente dicha tasa de cambio se expresa como crecimiento absoluto o crecimiento relativo cuyo caso especial es el crecimiento instantáneo y tasa de crecimiento y tasa de crecimiento absoluto que se calcula como: $G = \{(Ln P_f - Ln P_i) / (t_f - t_i)\} 100$, donde G es la ganancia en peso P(g/día; mg/

día) después de un cierto periodo de tiempo t; los subíndices i y f se refieren al momento inicial y final (Jobling, 1994).

La ganancia en peso es ampliamente utilizada para determinar la tasa de crecimiento de un organismo (Woo y Chiu, 1994). Sin embargo en este tipo de medición, no se toma en cuenta que puede haber cambios significativos durante el lapso del experimento; por ejemplo, en los organismos que crecen más rápido se deposita una mayor cantidad de lípidos en sus tejidos que en los especímenes que crecen más lentamente (Jobling, 1993).

Varios factores influyen la tasa de crecimiento; obviamente destacan el estado de desarrollo, la actividad y la disponibilidad del alimento; el foto período, la salinidad y la temperatura, también influyen dicha tasa. Cabe destacar que la relación entre el crecimiento y la tasa de ingestión no es simplemente lineal; en los estu-

dios sobre el efecto de los factores ambientales en el crecimiento, es fundamental considerar este fenómeno (Jobling, 1994).

Entre los moluscos, en *Mercenaria mercenaria* el crecimiento de la concha disminuye durante los meses fríos del año, lo cual se atribuye a la escasez de alimento más que a la influencia de la temperatura *per se*. De la energía contenida en los recursos disponibles, el bivalvo canaliza una importante porción hacia las reservas, las que en la época apropiada del año se utilizan en la gametogénesis (Peterson y Fegley, 1986).

Otra medida integradora de los procesos fisiológicos que se llevan a cabo en el animal es la determinación del balance energético. De manera simplificada, tal balance se representa en la siguiente ecuación acorde a Calow (1985): $C = P + R + E$ donde C se refiere a la ingestión (I) del alimento utilizado en la síntesis de tejido o producción P, y como combustible en los procesos metabólicos y trabajo químicos designados por R; parte de los recursos se pierden en los productos de excreción E. El metabolismo total R se subdivide en metabolismo de reposo o de mantenimiento o de estándar (Rs); de rutina (Rr); de alimentación (Rf) denominado acción dinámica específica, efecto calorígeno o efecto térmico, incremento calórico o termogénesis inducida por la dieta; todos estos términos "presumiblemente" describen series similares de procesos bioquímicos y fisiológicos que ocurren en diferentes grupos de animales (Jobling, 1993).

Calow (1985) también agrega el metabolismo activo (Ra) e indica que las demandas de energía, además de las requeridas por el animal cuya actividad "rutinaria" (Rr) son aditivas: $R = R_s + R_r + R_f + R_a$. A su vez P es dividida en dos componentes somático (Pg) y reproductivo (Pr) y por último E incluye las pérdidas de heces (H), en productos de excreción nitrogenada, principalmente amonio/amoniaco y urea, en peces (U) y secreciones en general, principalmente mucus (Muc) a las que habría que agregar la exuvia en crustáceos. Así la ecuación en general propuesta por Calow (1985 es de la forma:

$$C = (R_s + R_r + R_f + R_a) + (P_g + P_r) + (H + U + Muc).$$

Todos estos componentes se expresan como

tasas en unidades de energía/tiempo (J/día; 1 cal = 4.2 J).

Las implicaciones que tienen la medición de las diferentes tasas y su integración en el balance energético son esenciales para la fisiología, la ecofisiología y la ecotoxicología. La energética fisiológica proporciona un marco a la relación "causa-efecto" común a todos los organismos y por lo tanto da cuenta del efecto biológico producido por los factores ambientales. Proporciona información sobre los procesos claves de la adquisición de la energía y del gasto, por lo tanto la energía disponible para crecimiento somático (Pg) y producción de gametos (Pr) englobados en lo que se llama campo de crecimiento (CDC). También refleja algunos de los mecanismos de toxicidad, a través de la comprensión más profunda de las perturbaciones del balance energético (Widdows y Donkin, 1991).

La cantidad de energía que ingresa al sistema organismo, depende de la disponibilidad de recursos existentes en el medio y por lo tanto es limitada; también son los procesos de alimentación y la estructura que sustentan dichos procesos (De Kruijf, 1991). Si la energía es finita, la forma en que se distribuya en los diferentes componentes del balance energético tendrá un profundo efecto sobre los componentes metabólicos y los de ajuste o adecuación al medio. Entre los primeros se incluyen los efectos sobre la actividad, reparación, crecimiento y reproducción y entre los componentes de adecuación se tiene la sobrevivencia (s), el tiempo que tarda el desarrollo de las estructuras somáticas para permitir la reproducción (t) y la fecundidad (n); así el empleo de energía en actividad facilitara el escape del organismo de los depredadores e influirá positivamente s, la canalización de energía hacia Pg influirá sobre t y la inversión en Pr aumentaran en n, que se traducirá en el aumento del número de individuos (Calow, 1985). De este modelo de transacción de energía o "trueque" surge la idea que los procesos fisiológicos integrados en el balance energético están íntimamente relacionados con la dinámica de las poblaciones (De Kruijf, 1991).

En este mismo sentido Jobling (1994) señala que los estudios sobre bioenergética tienen aplicación en la estimación del crecimiento y

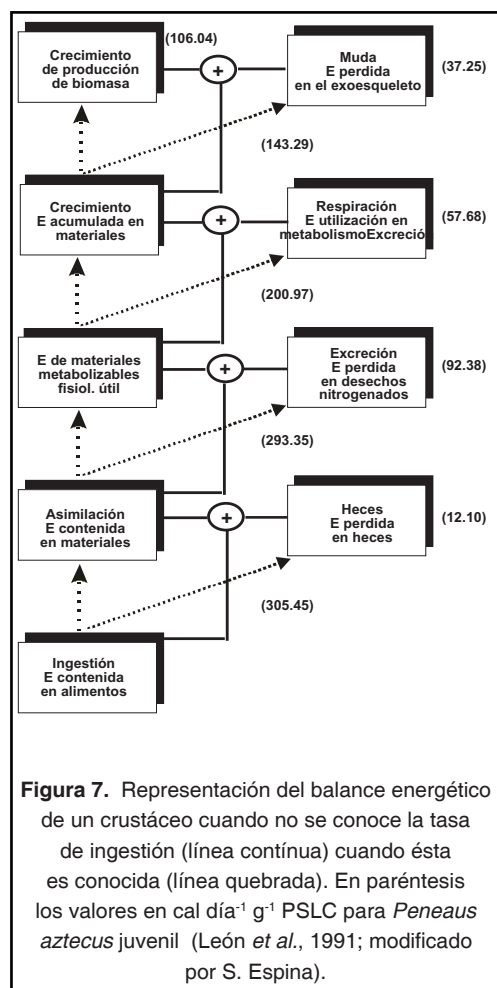
producción a nivel población. También son útiles en acuicultura, ya que proporcionan información útil para evaluar la importancia relativa de varios factores ambientales que influyen el crecimiento de los animales. El autor hace notar que aun existen problemas para evaluar la tasa de ingestión en las poblaciones naturales. Sin embargo, los métodos radiográficos han contribuido en la actualidad a su solución por lo menos, en las prácticas de cultivo.

Existe en la literatura varios ejemplos de la determinación de CDC en diferentes organismos. Se pueden citar las respuestas adaptativas de *Mytilus edulis* a los cambios de temperatura y de ración; el nivel de aclimatación térmica y las eficiencias de crecimiento, en un contexto ecológico Bayne y Newell, 1983; Widdows et al, 1984).

En la almeja pismo *Tivela stultorum*, se midió el CDC en varias combinaciones de salinidad-temperatura a niveles imperantes en el medio: a través de esta integración fue posible conocer las mejores condiciones en las que se deben mantener los adultos con el fin de apoyar el redoblamiento de los bancos naturales y la siembra, ya que por su lento crecimiento la especie no es apta para el cultivo (Espina y Bückle, 1994).

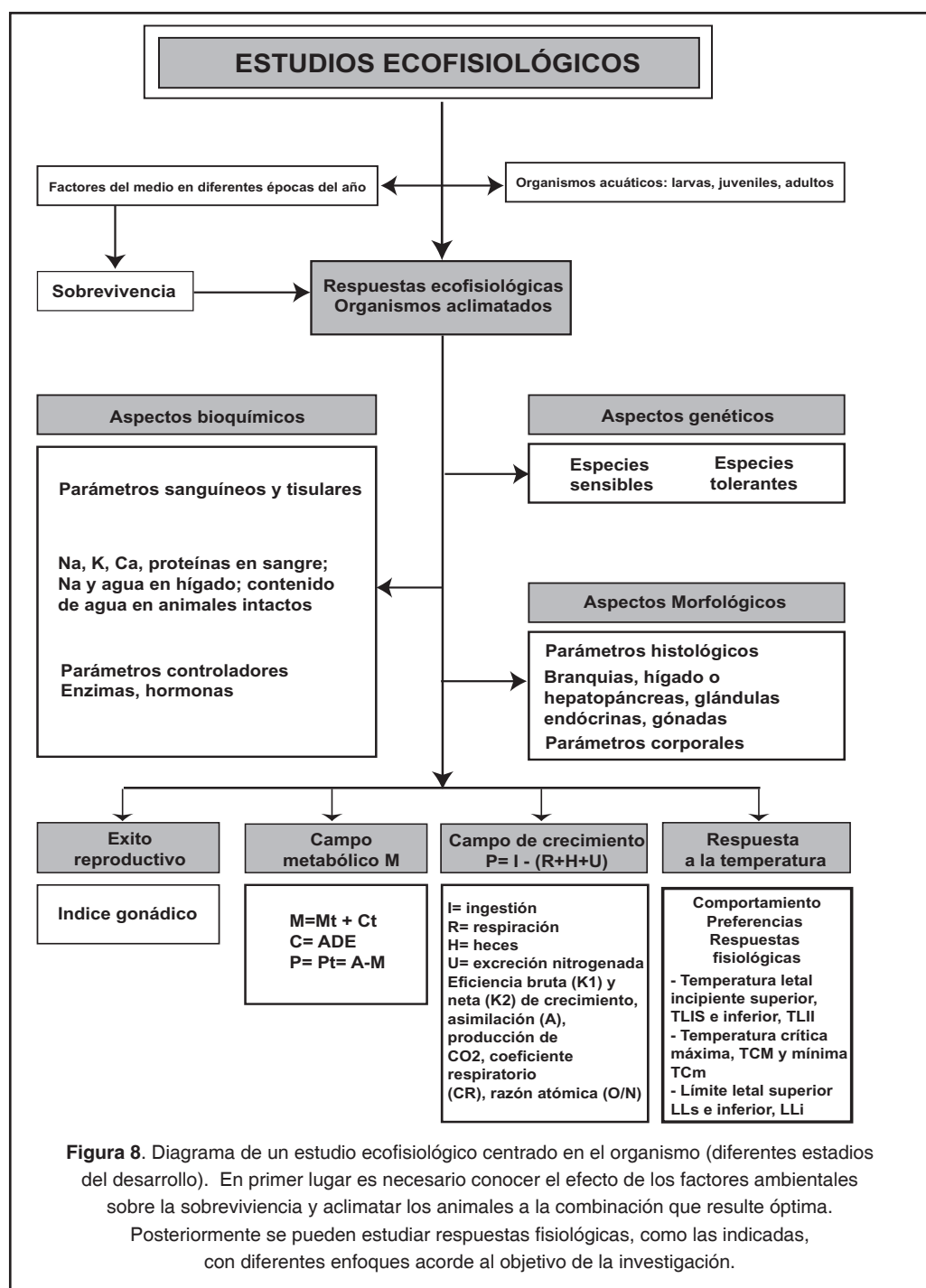
En el camarón café *Penaeus aztecus* de la laguna de Tamiahua, Veracruz, se midió la influencia de la salinidad sobre el crecimiento de los juveniles aclimatados a 10, 15 20, 25 y 39‰ en 20, 25 y 30°C. Asimismo se determinó el balance energético, lo que permitió conocer la energía asimilada y la máxima eficiencia neta de crecimiento, que en la combinación de 25‰ y 30°C fue de 39.6% (León et al., 1991; Vanegas, 1992; posteriormente se estimó el CDC que se presenta en la figura 7.

Bayne et al. (1976) consideran que el CDC es en si mismo una medida de estrés si el valor es reducida o negativa. Esto indica que el organismo ya no es capaz de crecer ni de reproducirse, lo cual implica desventajas para la población, del mismo modo, las eficiencias de crecimiento, derivadas del CDC son indicadores del estrés. Así K_1 es la eficiencia con la que el organismo utiliza la energía contenida en el alimento ingerido; K_2 es la eficiencia con la cual la energía contenida en el alimento asi-



milado es utilizada (Widdows, 1978; Griffith y King, 1979).

Los diferentes aspectos de un estudio ecofisiológico que son relevantes para las investigaciones ecotoxicológicas se presentan en la figura 8, se destaca la relación funcional entre el organismo y el medio sobre el cual se ha enfocado este trabajo, debido a la importancia que dicha relación tiene en el medio alterado. Es básico en ecofisiología poder interpretar las respuestas de organismo. En condiciones ambientales determinadas; en algunas situaciones existe información suficiente para lograr el objetivo pero en otras, dicha información es insuficiente y en este caso es necesario recurrir a los datos que proporcionan los estudios realizados a nivel suborganismo tales como bioquímicos, a nivel celular, de órganos y de sistemas de órganos. Los mecanismos tanto nerviosos como endocrinos capacitan al animal para sobrevi-



vir bajo condiciones adversas ya que son parte importante de su respuesta total incluyendo las respuestas compensadoras, reguladoras del balance ácido-básico de la sangre, movilización de reservas y otros (Hughes, 1981). También es necesario tener en cuenta los gradientes espacio-temporales; en cuanto al tiempo

po hay respuestas inmediatas y mediatas, en tanto que el espacio varía acorde al tamaño del organismo y su entorno desde mm² a km² en el medio natural y ciertos cambios en los factores aun pueden tener dimensiones globales, como por ejemplo, el CO₂ (Schreck, 1990)

Es esencial conocer si el organismo objeto de la investigación es una especie sensible o si se adapta con facilidad a las variaciones ambientales. Los estudios genéticos han sido de invaluable ayuda en este sentido (Addams, 1990). Si la selección se hace considerando el criterio de "punto final" (De Kruijf, 1991) la investigación se centrará en especies de importancia económica. En todos los casos se deberá conocer la biología de los especímenes tan profundamente como sea posible. Una vez conocida la especie y el estadio de desarrollo, hay que tomar en cuenta que la relación entre las especies fisiológicas y la masa corporal, no es simple por lo que es útil planear experimentos multifactoriales.

El último grado de estrés es la mortalidad; no obstante, existen diversos métodos para evaluar toda una gama de respuestas de estrés no tan categóricas y que permiten mediciones de tal condición a diferentes niveles de la jerarquía biológica (Addams, 1990). Entre las variables bioquímicas y moleculares, frecuentemente se miden los cambios en la actividad de enzimas asociadas con el metabolismo energético o con la osmoregulación de los animales, los niveles de ácido ascórbico, glutatión y proteínas (metalotioneínas) en los tejidos y la concentración de los principales iones y glucosa en sangre (Heath, 1994). Como las branquias y la piel están en íntimo contacto con el medio, las alteraciones histopatológicas en estos y otros órganos (hígado) son útiles en la interpretación en las respuestas del organismo. En la actualidad, es posible distinguir entre variaciones histológicas producidas por cambios fisiológicos naturales e histopatológicos inducidos por enfermedades o por lesiones provocadas por acción de los tóxicos ambientales antropogénicos (Hinton y Lauren, 1990).

Entre las respuestas fisiológicas, aquellas asociadas con el metabolismo energético se utilizan a menudo como indicadoras de estrés ya que se supone que el costo homeostático es mejor en animales estresados (Schreck, 1990). En el mismo sentido, la reducción del polígono de tolerancia observado al comparar ambas situaciones da cuenta de la severidad del estrés producido por factores ambientales como la temperatura (Jobling, 1994).

La interpretación y la extrapolación de los eventos ocurridos a través de los diferentes niveles de organización biológica (Fig. 3) implica trasladar los problemas en el tiempo y en el espacio, pero además significa traducir los procesos que se llevan a cabo en organizaciones "simples" a escalas multidimensionales y extremadamente compleja; dependiendo del poder de resolución "un observador puede cambiar arbitrariamente una perturbación en no-perturbación: desde la distancia nada parece haber cambiado" (De Kruijf, 1991). Esto refleja la gran preocupación que existe en identificar los enlaces entre un nivel jerárquico y el siguiente. Addams (1990) ilustra las conexiones entre diversos grupos de indicadores biológicos en la escala del tiempo y en cuanto a la relevancia ecológica. Si solo se miden las variables ecológicas, señala, no se podrán identificar las causas del deterioro y solo si se conocen los enlaces causales entre las respuestas indicadoras a nivel bioquímico, fisiológico, estructural e inmunológico, que suceden a corto plazo, tales indicadores podrán trascender a escala temporal.

El esquema de Addams (1990) sobrepasa la ubicuidad de la capacidad reproductiva y la energética fisiológica con relevancia tanto a bajos como altos niveles de organización. Los factores ambientales pueden producir cambios moleculares y bioquímicos, lo que a su vez interfiere con los mecanismos y sistemas de control del sistema reproductor; en consecuencia se reducirá la competencia reproductiva del organismo y esto se reflejará en el crecimiento intrínseco de la población a largo plazo. Las alteraciones en la regulación endocrina del sistema se consideran indicadores de advertencia temprana de deterioro ambiental (Thomas, 1990).

Por otra parte, cuando se contempla la energía como la "moneda común" en todas las funciones fisiológicas y en todas las transacciones dentro y entre los seres vivos y sus entornos (Widdows y Donkin, 1991) es fácil aceptar la trascendencia de la integración de las respuestas fisiológicas en el campo de crecimiento. Los autores informan que a través de estudios en el medio natural y en mesocosmos se ha confirmado las consecuencias a largo plazo de efec-

tos medidos sobre el balance energético a nivel individual; esto se refiere a la sobrevivencia y al crecimiento de individuos y poblaciones.

El estrés provocado por las variaciones y alteraciones de los factores ambientales se manifestarán primero en los peldaños iniciales de la jerarquía biológica antes que las perturbaciones se perciban a niveles más altos. De aquí se desprende el hecho insoslayable que estudios aislados de seguimiento sobre la química ambiental o referentes a las variables ecológicas, incluyendo el monitoreo biológico, no resuelven el problema. Esta es tarea de un conjunto de científicos especialistas y de autoridades con poder de decisión aun mas, se debe reconocer la participación de técnicos especializados en equipos sofisticados que aportan mayor

precisión y profundidad a las evaluaciones. No obstante, es preciso reconocer que tales mediciones no reemplazan las técnicas usuales, tal vez de baja sofisticación, sino que le sirven de complemento (Heath, 1990)

Por lo tanto, la experiencia acumulada indica que para comprender, a través de estudios ecofisiológicos, la relación del organismo con la contaminación es necesario conocer sus respuestas fisiológicas en diferentes etapas de desarrollo y tener en cuenta todos los factores del medio que de alguna manera las modifican. Además, explicarlas e interpretarlas considerando tanto los aspectos bioquímicos y genéticos como los fisiológicos, antes de intentar medir el efecto que tienen los contaminantes sobre la especie en estudio.

LITERATURA CITADA

- Addams, S.M., 1990.** Status and use of biological indicators for evaluating the effects of stress on fish. A fisheries Society symposium 8:1-8. In: S. M. Addams (Ed.) Biological Indicators of Stress in Fish. Bethesda, Maryland.
- Alcaraz, M., 1974.** Consumo de oxígeno en función del tamaño y temperatura en crustáceos. *Investigaciones Pesqueras*, 38: 289-404.
- Alcaraz, M y F. Sarda, 1981.** Oxygen consumption by *Nephrops norvegicus* (L), (crustacea: Decapada) in relationship with its moulting stage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 54: 113-118.
- Anger, K., 1991.** Developmental changes in the bioenergetics of decapod larvae. *Mem of the Queensland Museum*, 31: 289-308.
- Aziz, K.A. y J.G. Greenwood, 1981.** A laboratory investigation of temperature and salinity tolerances of juvenile *Metapenaeus bennetiae* Racek and Dall (Crustacea: penaeidae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 54:137-147.
- Barber, B.J. y N.J. Blake, 1995.** Substrate catabolism related to the production in the bay scallop *Argopecten irradians concentricus* as determined by O/N and RQ physiological indexes. *Marine Biology*, 87:13-18.
- Bartholomew, G.A., 1972.** Energy metabolism. p. 44-70. In: M.S. Gordon (Ed). Animal Physiology: Principles and Adaptations. The Macmillan Company, New York.
- Bayne, B.L. Widdows J y T.J. Thompson, 1976.** Physiological integrations, p. 261-291. In: B. L. Bayne (Ed.) Marine Mussels: Their Ecology and Physiology. Cambridge University press, Cambridge.
- Bayne, B.L. y J. Widdows, 1978.** The physiological ecology of two populations of *Mytilus edulis* L. *Oecologia* (Berlin) 37:137-162.
- Bayne B.L y R.C. Newell, 1983.** Physiological energetics of marine mollusc, p. 407-515. In: K.M. Wilbur, A.S. Salenddin (Eds). The Mollusca. Vol. 4. Physiology. Part I Academic Press. London.
- Beamish F.W.H y E.A. Trippel, 1990.** Heat increment. A static or dynamic dimension in bioenergetic models?. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119: 649-661.
- Becker, C.D. y R.g. Genoway, 1979.** Evaluation of the critical thermal maximum for determining thermal tolerance of freshwater fish. *Environmental Biology of Fishes*, 4:245-256.
- Bishop J.M. , J.G. Gosselink y J.H. Stone, 1980.** Oxygen consumption and haemolymph osmolality of brown shrimp. *Penaeus aztecus*. *Fisheries Bulletin*, 78: 741-757.
- Bowler K., 1963.** A study of the factors involved in acclimatization to temperature and death at high temperatures in *Astacus pallipes*. I. Experiments on intact animals. *Journal of Cellular Comparative Physiology*, 62:119-132.
- Brett, J.R., 1956.** Some principles in the thermal requirements of fishes. *The Quarterly Review of Biology*, 31: 75-87.

- Brett, J.R., 1958.** Implications and assessments of environmental stress, p. 69-83. In: P.A. Larkin (Ed). Investigations of Fish-power Problems. H.R. Mc. Millan lectures in fisheries. University of British Columbia.
- Buchanan, J.A., B.A. Steward y B.R. Davies, 1988.** Thermal acclimation and tolerance to lethal high temperature in the mountain stream amphipod *Paramelita nigroculus* (Barnard). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 89A; 425-431.
- Buikema, Jr., A.L. B.R. Nielderlemer y J. Cairns Jr, 1982.** Biological monitoring. IV-Toxicity testing. *Water Research*, 16: 239-262.
- Burton, D.T., T.P. Capizzi, S.L. Margrey y W.W. Wakefield, 1981.** Effects of rapid changes in temperature on two estuarine crustaceans. *Marine Environmental Research*, 4: 267-278.
- Cairns Jr. J., 1982.** Introduction, p. 7-11. In: J. Cairns Jr. (Ed). Biological Monitoring in Water Pollution. Pergamon Press, New York.
- Cairns Jr. J. y W.H. Vander Schalie, 1982.** Biological monitoring. I-Early warning systems. *Water Research*, 14: 1179-1196.
- Cairns Jr. J, A.G. Heath, y B.c. Parker, 1975.** The effect of temperature upon toxicity of chemicals to aquatic organisms. *Hidrobiologia*, 47:135-171.
- Calow, P., 1985.** Adaptive aspects of energy allocation, p. 13-31. In: P. Tyler and P. Calow (Eds). Fish Energetics. New Perspectives. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland.
- Calow P., y R.M. Sibly, 1990.** A physiological basis of population processes: ecotoxicological implications. *Functional Ecology*, 4: 283-288.
- Capuzzo, J.M., 1988.** Physiological effects of a pollutant gradient summary. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 147-148.
- Cowles, R.B., y C.M. Bogert, 1944.** A preliminary study of the thermal requirements of desert reptiles. *Bulletin of American Museum of Natural History*, 83:265-296
- Cox, D.K., y J.J. Beauchamp, 1982.** Thermal resistance of juvenile crayfish. *Cambarus bartoni* (Fabricius): Experiments and model. *American Midland Nature*, 108: 187-193.
- Dall, W., 1996.** Estimation of routine metabolic rate in a penaeid prawn *Penaeus esculentus* Haswell. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 96: 57-74.
- Dalla Via, G.J., 1986.** Salinity responses of the juvenile penaeid shrimp *Penaeus japonicus*. I-Oxygen consumption and estimation of productivity. *Aquaculture*, 55: 297-306.
- D Kruijf, H.A. M., 1991.** Extrapolation through hierarchical levels. *Comparative biochemistry and physiology*. 100C: 291-299.
- De Vooy C. G.N., 1976.** The influence of temperature and time of year on the oxygen uptake of the sea mussels *Mytilus edulis*. *Marine Biology*, 36: 25-39.
- Díaz, F., S. Espina, C. Rosas, A. Sánchez, C. Vanegas, y E. Díaz-Iglesia, 1989.** Ritmo respiratorio y amplitud metabólica del camarón café *Penaeus aztecus* (Tamiagua, México) con ablación de los pedúnculos oculares. *Revista de Investigaciones Marinas*, 10: 27-39.
- Díaz, F., S. Espina, y L. F. Bückle Ramírez, 1994.** Thermal stress responses of *Procambarus clarkii*. *Rivista italiana Acquacultura*, 29: 149-154.
- Díaz-Iglesia, E., 1976.** Consumo de oxígeno y ritmo respiratorio del cangrejo *Carcinus mediterraneus* del litoral romano del mar negro. *Investigaciones Marinas*, 8:11-21.
- Du Preez, H. H., y A.C. Cockcroft, 1988.** None faecal and faecal losses of the marine teleost *Lichia amia* (Linnaeus, 1858), feeding on live southern mullet *Liza richardsonii* Smith. 1846). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 90A: 71-77.
- Eddy. F.B., 1981.** Effects of stress on osmotic and ionic regulation in fish, p. 77-102. In: A.D. Pickering (Ed). Stress and Fish. Academic Press inc. Ltd. London.
- Espina, S. A. Muñoz, R. Villalobos, F. Díaz, J. Latournerié, A. Sánchez, 1976.** Metabolismo respiratorio y osmoconcentración en dos especies de penaeidos de la laguna de Mandinga Ver., México, p. 27-50. In: Mem. del Simposium sobre Biología y Dinámica Poblacional de Camarones, Guaymas, Sonora. Agosto 8-13, 1976.
- Espina, S., 1989.** Balance energético de *Tivela stultorum* (Mollusca, Lamellibranchia): influencia de factores intrínsecos y extrínsecos. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 123 p.
- Espina, S. F. Díaz, y L. F. Bückle Ramírez, 1993.** Preferred and avoided temperatures in the crawfish *Procambarus clarkii* (Decapoda, Cambaridae). *Journal of Thermal Biology*, 18:35-39.
- Espina, S., y F. Bückle Ramírez, 1994.** Scope for growth as function of temperatura salinity and body weigh in *Tivela stultorum* (Mollusca Lamellibranchia). *Journal of Applied Aquaculture*, 4: 91-100.

- Ferrero, E. A. 1985.** Ecofisiología, Nuova disciplina o nuova eticheta? *Oebelia*, 11: 1-22.
- Freedman, B., 1989.** Environmental Ecology. The Impact of Pollution and Other Stresses on Ecosystem Structure and Function. Academic Press, New York.
- Fry, F. E. J., 1971.** The effect on environmental factors on the physiology of fish p. 1-98. *In:* W.S. Hoar and D.J. Randall (Eds). Fish Physiology. Vol 6. Academic Press, New York
- Fry, F.E.J., 1974.** Effects of the environmental on animal activity. University of Toronto Studies Biological Series 55. Ontario Fisheries Research. *Laboratory publication*, 68: 1-62.
- Gabbot, P.A., y B.L. Bayne, 1973.** The effect of concentration of suspension on the filtration rates and pseudofaecal production for *Mytilus edulis*, *L. Cerastoderma edule* L. and *Venerupis pallustrata* (Montagu). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 17:1-22.
- GESAMP (IMO / FAO / UNESCO / WMO / WHO / IAEA / UN / UNEP Joint Group of Expert on the Scientific Aspect of Marine Pollution), 1980.** Monitoring biological variables related to marine pollution UNEP. *Regional Seas Report and Studies*, 11: 1-22
- Giattina, J.D., y R.R. Garton, 1982.** Graphical model of thermoregulatory behavior by fishes with a new measure of eurythermality. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39: 554-528.
- Griffith, C.L., y J.A., King, 1979.** Some relationship between size, food availability and energy balance in the ribber mussel *Aulacomya ater*. *Marine Biology*, 51: 141-149.
- Gutiérrez-Galindo, E.A., 1989.** Bioensayos y pruebas de evaluación toxicológicas, p. 1-58. *In:* Curso regional de entrenamiento INDERENA / PAC / PNUMA / FAO/ COI – Ensayos biológicos y pruebas de toxicidad para formular un criterio de calidad de agua en el Gran Caribe y Golfo de México, Cartagena de Indias, Colombia.
- Hatcher, A., 1989.** RQ of bentic marine invertebrates. *Marine Biology*, 102: 445-452.
- Heat, 1A.G., 1990.** Summary and perspectives american fisheries society symposium, p. 183-191. *In:* S. M. Addams (Ed) Biological Indicators of Stress in Fish. Bethesda, Maryland.
- Hinton, D. E., y D.J. Lauren, 1990.** Integrative histopathological approaches to detecting effects of environmental stressors on fishes. , p. 51-66. *In:* S. M. Addams (Ed). Biological Indicators of Stress in Fish. American Fisheries Society Symposium. Bethesda, Maryland.
- Hochachka, P.W., y G.N. Somero, 1973.** Biochemical adaptation: basic mechanisms and strategies., p. 1-14. *In:* P.W. Hochachka, y G.N. Somero (Eds). Strategies of Biochemical Adaptation. Saunders Co. Philadelphia.
- Howell, G., 1976.** Introduction, p. 1-5. *In:* A.,P.M. Lockwood (Ed). Effect of Pollutant on Aquatic Organisms. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hughes, G.M., 1976.** Polluted fish physiology, p. 163-184. *In:* A.,P.M. Lockwood (Ed). Effect of Pollutant on Aquatic Organisms. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hughes, G.M., 1981.** Effects of low oxygen and pollution on the respiratory system on fish, p. 121-146. *In:* A.D. Pickering (Ed). Stress and Fish. Academic Press. Ltd. London
- Hutchinson, V.H., 1957.** Critical thermal maxima in salamanders. *Physiological Zoology*, 34:92-125.
- Hutchinson, V.H. y J.D. Maness, 1979.** The role of behaviour in temperature acclimation and tolerance in ectotherm. *American Zoology*, 19:367-384.
- Jobling, M., 1981.** Temperature tolerance and the final preferendum rapid methods for the assessment of optimum growth temperatures. *Journal of Fish Biology*, 19: 439-455.
- Jobling, M., 1993.** Bioenergetics: feed intake and energy partitioning p. 1-44. *In:* J.C. Ranking and F.B. Jensen (Eds). Fish Ecophysiology. Chapman and Hall, London.
- Jobling, M., 1994.** Fish Bioenergetics. Chapman and Hall, London.
- Kellog, R. L., y J.J. Gift, 1983.** Relationship between optimum temperatures for growth and preferred temperatures for the young of four fish species. *Transactions of the American Fisheries Society*, 112: 424-430
- Koeman, J.H., 1991.** From comparative physiology to toxicological risk assessment. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 100C:7-10.
- Kutty, M.N. G. Murugapoopathy y T.S. Krishnan, 1971.** Influence of salinity and temperature on the oxygen consumption in young juveniles of the Indian prawn *Penaeus indicus*. *Marine Biology*, 11:125-131.
- Layne Jr. J.R., D.L. Claussen y D. L. Maniss, 1987.** Effects of acclimation temperature, season and time of day on the critical thermal maxima and minima of the crayfish *Orconectes rusticus*. *Journal of Thermal Biology*, 12:183-187,

- León, T., C. Vanegas y S. Espina, 1991.** Efecto de la salinidad sobre el balance energético de juveniles de *Penaeus aztecus* en condiciones controladas: 20°C. XIII Congreso Nacional de Zoología. Mérida, Yucatán, México. Octubre 25-29 de 1991.
- Mann, K.H., 1982.** Ecology of Coastal Waters. A System Approach. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Moreira, G.S., J.C. McNamara y P.S. Moreira, 1982.** The effect of salinity on the metabolic rates of some palaemodid shrimp larvae. *Aquaculture*, 29: 95-100.
- Nelson, D.H., y D.K. Hooper, 1982.** Thermal tolerance and preference of the freshwater shrimp *Palaemonetes kadiakensis*. *Journal of Thermal Biology*, 7:183-187.
- Newell, R.C., 1978.** Factors controlling metabolic capacity in marine invertebrates, p 111-127. In: F.J. Vernberg (Ed). *Physiological Ecology of Marine Organisms*. The Belle W Baruch Library in Marine Science. No. 3 University of South Carolina Press. Columbia South Carolina.
- Odum, E.P., 1953.** Fundamentals of Ecology. W.B. Saunders, Philadelphia.
- Paladino, F.V., J.R. Spotilla, J.P.Schubauer y K.T. Kowalski, 1980.** The critical thermal maximum; a technique used to elucidate physiological stress and adaptation in fishes. *Review of Canadian Biology*, 39: 115-122.
- Patin, S. A., 1982.** Pollution and the Biological; Resources of the Ocean. Butterworth Scientific. London.
- Peterson, C.H., y S.R. Fegley, 1986.** Seasonal allocation of resources to growth of shell, soma and gonads in *Mercenaria mercenaria*. *Biological Bulletin*, 171: 597-610.
- Pickering, A.D., 1981.** Introduction: the concept of biological stress, p.1-7. In: A.D. Pickering (Ed). *Stress and Fish*. Academic Press. Ltd. London.
- Peusner, L., 1974.** Concepts in Bioenergetics. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey.
- Prossel, C.L., 1991.** Environmental and Metabolic Animal Physiology. Wiley-Liss Pub. New York.
- Rand, G.M., y S.M. Petrocelli, 1985.** Fundamental Aquatic Toxicology: Methods and Applications. Hemisphere Pub. Co. Washington.
- Rao, K. P., 1958.** Oxygen consumption as a function of size and salinity in *Metapenaeus monoceros* Fab. from marine and brackish-water environments. *Journal of Experimental Biology*, 35:307-313.
- Reynolds, W.W., y M.E. Casterlin, 1979.** Behavioral thermoregulation and the "final preferendum paradigm". *American Zoology*, 19:211-224.
- Scelso, M.A., y O. Zúñiga, 1987.** Consumo de oxígeno en el camarón *Penaeus brasiliensis* en relación con la salinidad y temperatura, p. 201-215. In: Mem. de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle. Estación de Investigaciones Marinas de Margarita. Fundación la Salle de Ciencias Naturales. Venezuela.
- Schreck, C.B., 1981.** Stress and compensation in teleostean fishes: response to social and physical factors, p. 292-321. In: A.D. Pickering (Ed). *Stress and Fish*. Academic Press. Ltd. London.
- Schreck, C.B., 1990.** Physiological behavioral and performance indicators of stress. p. 29-37. In: S. M. Addams (Ed) *Biological Indicators of Stress in Fish*. American Fisheries Society Symposium, Bethesda, Maryland.
- Subrahmanyam, C.B., 1990.** Tidal and diurnal rhythm of locomotory activity and oxygen consumption in the pink shrimp, *Penaeus duorarum*. *Contributions to Marine Science*, 20: 123-132.
- Thomas, P., 1990.** Molecular and biochemical responses of fish to stressors and their potential use in environmental monitoring. p. 9-28. In: S. M. Addams (Ed) *Biological Indicators of Stress in Fish*. American Fisheries Society Symposium, Bethesda, Maryland.
- Townsend, C.R., y P. Calow, 1981.** Physiological Ecology. An Evolutionary Approach to Resource Use. Blackwell Sc. Pub. Oxford.
- Underwood, A.J., y C.H. Peterson, 1988.** Toward and ecological framework for investigation pollution. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 227-234.
- Vanegas C., 1988.** Preferendum final de temperatura y tolerancia térmica del camarón café *Penaeus aztecus* Ives. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias UNAM.
- Vanegas C., S. Espina, y A. Sánchez, 1990.** Determinación de las respuestas fisiológicas y de comportamiento del camarón *Penaeus aztecus* Ives, a la temperatura. II Congreso de Ciencias del Mar. La Habana, Cuba. Junio 18-22 de 1990. Res. BM-163M.
- Vanegas C., 1992.** Efecto de la salinidad y de la temperatura sobre el balance energético de juveniles del camarón café *Penaeus aztecus* Ives (Crustácea: Decapoda). Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias UNAM.

- Vanegas C., S. Espina, C. Rosas y A. Sánchez, 1993.** Estrés producido por los factores ambientales en *Penaeus aztecus* Ives (Crustácea: Decapoda). Mem del Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar. La Paz, B.C.S. México. Septiembre 27 a octubre 1 de 1993. Res. C-234.
- Vanegas C., X. Chiappa y S. Espina, 1995.** Influence of temperature and salinity upon respiration and excretion rates of *Penaeus setiferus* (Crustácea: Decapoda). (En preparacion).
- Venkataramiah, A., G.J. Lackshmi y G. Gunter, 1974.** Studies on the effects on the salinity and temperature on the commercial shrimp, *Penaeus aztecus* Ives, with especial regards to survival limits, growth, oxygen consumption and ionic regulation. Gulf Coastal Research Laboratory. Ocean Springs, Misissippi, 134 p.
- Vernberg, F.J., y W.B Vernberg, 1991.** Adaptation of extrem ambients, p. 165-180. In: F.J. Vernberg (Ed). Physiological Ecology of Marine Organisms. The Belle W. Baruch Library in Marine Science No. 3 University of South Carolina Press. Columbia South Carolina.
- Weber, C.I., 1981.** Evaluation of the effects on the aquatic life in receiving waters. An overview, p. 3-13. In: J.M. Bates y C.I. Weber (Eds). Ecological Assessment to Effluent on Communities of Indigenous Aquatic Organisms. ASTM, American Society for Testing and Materials.
- Wedemeyer, G.A., y D.J. McLeay, 1981.** Methods for determining the tolerance of fishes to environmental stressors, p. 247-275. In: A.D. Pickering (Ed). Stress and Fish. Academic Press. London.
- White, S.L., y P.S. Rainbow, 1986.** A preliminary study of Cu, Cd and Zn, binding component in the hepatopancreas of *Palaemon elegans* (Crustácea: Decapoda). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 83C:111-116.
- Widdows J., y B.L. Bayne, 1971.** Temperature acclimation of *Mytilus edulis* with reference to its energy budget. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 51: 827-834.
- Widdows J., 1978.** Combined effects of body size, food concentration and season on the physiology of *Mytilus edulis*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 58: 109-124.
- Widdows J., P. Donkin, P.N. Salked, J.J. Ckary, D.M. Lowe, S.V. Evans, y P.E. Thompson, 1984.** Relative importance of environmental factors in determining physiological differences between two populations of mussell (*Mytilus edulis*). *Marine Ecology Progress Series*, 17:33-47.
- Widdows J., y D. Johnson, 1988.** Physiologic energetics of *Mytilus edulis*. Scope for growt. *Marine Ecology Progress Series*, 46:113-121.
- Widdows J, P. Donkin, 1991.** Role of physiological energetics ion ecotoxicology. Mini review. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 100C: 69-75.
- Wiesepape, L.M., D.V. Aldrich y K. Strawn, 1972.** Effects of temperature and salinity on thermal death in postlarval brown shrimp, *Penaeus aztecus*. *Physiological Zoology*. 45:22-33.
- Woo, N.Y.S., y S.F. Chiu, 1994.** Effects of nitrite exposure on growth and survival of sea bass lates calcarifer fingerlings in various salinities. *Journal Applied Aquaculture*, 44: 45-54.
- Yáñez-Arancibia A., 1986.** Ecología de la Zona Costera: Análisis de Siete Tópicos. AGT Editor, S.A. México, D.F. 189 p.
- Zanders, P., 1989.** Problemas metodológicos de resultados durante estudios en los efectos biológicos de contaminación, p. 31-19. In: G de Mahieu y M. Correa (Eds). Taller sobre Efectos de la Contaminación por Metales e Hidrocarburos en Organismos Acuáticos. Universidad Simón Bolívar y Universidad de Oriente, Venezuela.

Espina, S., y C. Vanegas, 2005. Ecotoxicología y contaminación, p. 79-120. *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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Ecotoxicología y Contaminación

Sonia Espina y Cecilia Vanegas

Facultad de Ciencias, UNAM

4

RESUMEN

Se presenta de manera resumida el efecto biológico de los contaminantes más comunes en el medio marino, como metales pesados, petróleo y sus derivados y plaguicidas. Tales efectos enmarcados en el concepto de estrés, se segregan del continuo de las jerarquías biológicas en cuanto a la relevancia ecológica. A través de ejemplos seleccionados de la literatura se destaca que, estudios básicos con diferentes enfoques, pueden llegar a ser útiles para cubrir los objetivos de la ecotoxicología. Asimismo se destaca el hecho que los estudios ecofisiológicos sobre las especies de prueba, son la ruta de entrada a la información más relevante para las comparaciones entre las respuestas normales y las de estrés, aspecto fundamental para las pruebas realizadas con contaminantes en el laboratorio. Aun en esta breve revisión resalta el hecho que una forma de abordar exhaustivamente el problema de la contaminación es a través de la integración de grupos de especialistas en diferentes áreas, con el propósito de analizar la información existente, identificar su relevancia ecológica y generar una base de datos. Se requiere también producir nueva información, a través de estudios cuyos objetivos sean claros y precisos en cuanto al nivel de organización que abordan y a su capacidad de predicción. Integrar estos estudios con la información previa permitirá generar modelos predictivos para establecer normas más reales de protección al hombre así como al ambiente y a sus recursos.

ABSTRACT

The biological effects of common marine pollutant are briefly reviewed including heavy metals, oil and its derivatives and pesticides. These stress effects are segregated through hierarchical levels with respect to ecological relevance. Examples were selected from the scientific literature in order to remark that basic studies which different approaches can be useful for comparison between normal organisms and those stressed from exposure to toxic chemical substances. To deal with the environmental pollution problems the joint action of specialists from different areas, is needed to analyse the current information and identify that with ecological relevance to produce a database. Also is required new information from work that clearly established the specific level of biological information focused and its prediction capacity. From these integrative information it would be possible to generate predictive models for regulations to protect the man, the environment and its resources from toxic effects of contaminants.

INTRODUCCIÓN

Hace más de 200 años nació en España el padre de la toxicología moderna. Mateo José Buenaventura Orfila (1787-1853); químico de origen y medico, enfocó su investigación en los efectos nocivos de las sustancias químicas y en la terapeutica correspondiente; introdujo la metodología cuantitativa en el estudio de las acciones de las sustancias químicas sobre los animales (Loomis, 1982).

La toxicología moderna, separada de la farmacología con la cual mantiene estrecho vínculo, es una ciencia multidisciplinaria ya que requiere conocimientos de la física, de la química, y de la biología básica. Se apoya en la fisiología y en la inmunología; es esencial en la sanidad pública y engloba la patología. Loomis (1982) considera que la farmacología, por una parte y la patología por otra, forman parte de la toxicología.

El autor define esta ciencia como “el estudio de las acciones nocivas de las sustancias químicas sobre los mecanismos biológicos” y menciona que se ha desarrollado en tres áreas principales: forense, económica y ambiental. Cada una de estas áreas tiene sus propios requisitos académicos, sus objetivos de investigación y sus toxicólogos especialistas.

La toxicología ambiental o ecotoxicología, señala Loomis, es una rama de la toxicología que “se ocupa de la exposición incidental de los tejidos a productos químicos contaminantes del ambiente, de los alimentos o del agua y estudia las causas y efectos, las condiciones y los límites de seguridad de tal exposición”. Específicamente se refiere a la salud humana.

Otros autores extienden la definición de ecotoxicología; hacen referencia de que es una ciencia multidisciplinaria que estudia el efecto de las sustancias químicas antropogénicas sobre los ecosistemas (Jepson, 1990; Brower *et al.*, 1990; Bierkens y Simkis, 1990; Seitz y Ratte, 1991).

Por su amplitud, esta definición dista mucho de ser operativa ya que no especifica en cual nivel de organización biológica se centrará el estudio. Jepson (1990) destaca lo anterior y

señala que, para el ecotoxicólogo, el desafío principal es mantener la meta general en tanto “se establecen los principios y enfoques que permitan visualizar los efectos de los contaminantes desde el nivel subcelular hacia los niveles de organización biológica superior (ecosistema), para hacer posible su interpretación en un contexto ecológico.

Es precisamente en esta apreciación que hace Jepson (1990), donde se puede detectar el estrecho vinculo que existe entre la ecotoxicología, puesto que la carencia de la primera es la esencia de la segunda. Los estudios ecofisiológicos se centran en el organismo y sus respuestas, detectables ante un cierto complejo ambiental, se interpretan a nivel suborganismo sin dejar de considerar que el organismo pertenece a una población, la cual forma parte de una comunidad, que a su vez esta integrada a un ecosistema determinado (Fig. 1).

Son evidentes los traslapes existentes entre la ecofisiología y la ecotoxicología, lo que varía principalmente es el énfasis que ponen los diversos investigadores en uno u otro enfoque.

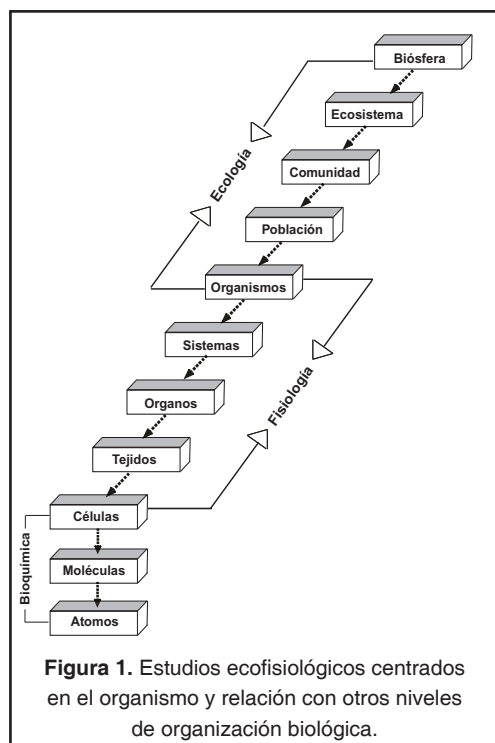


Figura 1. Estudios ecofisiológicos centrados en el organismo y relación con otros niveles de organización biológica.

En tanto que el ecotoxicólogo profundiza en torno a las sustancias tóxicas que se encuentran en el ambiente, el ecofisiólogo estudia al contaminante solo como otras de las múltiples variables que constituyen el ambiente y que afectan al organismo.

En la literatura existen acepciones ligeramente diferentes sobre los conceptos de contaminantes y contaminación. Siendo la de GESAMP (1980) una de las más amplias. Al respecto, Albert (1988) refiere "que los contaminantes del ambiente son todas las formas de materias que exceden las concentraciones naturales en un momento y en un lugar determinado donde producen efectos adversos". Sin embargo, la energía calórica asociada a las plantas termoeléctricas también es una forma de contaminación. Así, "tanto la materia y la energía que se liberan al medio en cantidades mayores a las que éste puede asimilar sin experimentar degradación, desde la perspectiva antropogénica" son causantes de contaminación ambiental (Freedman, 1989).

El concepto de toxicidad se refiere a la propiedad de una sustancia de producir daño (Loomis, 1982). Si la toxicidad es aguda, en el término esta implícita la muerte del animal a causa del deterioro producido por la sustancia tóxica. Si la toxicidad es crónica podrá sobrevivir hasta que rebase el límite de su capacidad homeostática.

Para que el tóxico produzca tales efectos debe ser incorporado al organismo. Los grados de toxicidad son función de los niveles que alcanza en los tejidos del animal; estos niveles se relacionan con la concentración del compuesto en el medio, lo cual depende tanto del tipo de contaminante como del organismo y también del tiempo de exposición.

Existe en la actualidad un gran volumen de información sobre los efectos biológicos de los contaminantes, entre los que destacan los referentes a la toxicidad aguda y en menor grado los de toxicidad crónica.

En los sistemas naturales la toxicidad aguda que experimentan los organismos es producida, generalmente por descargas de contaminantes ocurridas accidentalmente (derrames de petróleo) y por lo tanto es puntual y de corta

duración, aunque puede tener efectos dañinos a largo plazo. La exposición crónica se debe a las descargas constantes de sustancias tóxicas en dichos sistemas. En este sentido, es conveniente conocer el efecto de los contaminantes en concentraciones subletales crónicas, donde el organismo sobrevive pero la efectividad de sus funciones se reduce, lo cual puede implicar un impacto ecológico importante.

En los estudios ecotoxicológicos el concepto de estrés es inherente. Bayne *et al.* (1976) definen estrés como "una alteración medible del estado estable fisiológico (bioquímico, celular o conductual) inducido por un cambio ambiental que hace al individuo (población o comunidad) más vulnerable a nuevos cambios ambientales". Para Pickering (1981) todas las definiciones de estrés concuerdan en que son reacciones que se desvían de la normalidad cualitativa y cuantitativamente. También menciona que existe acuerdo en clasificar las respuestas de estrés en primarias, secundarias y terciarias.

Las primarias engloban las respuestas nerviosas y neuroendocrinas (producción de catecolaminas y esteroides), en tanto que las secundarias -consecuencia de las anteriores- incluyen respuestas tanto fisiológicas como a nivel bioquímico, entre las que se incluyen alteraciones en la química sanguínea, del daño tisular y las perturbaciones en diversas funciones metabólicas. Las respuestas terciarias, derivadas de las secundarias, engloban alteraciones en la función osmorreguladora e inmunológica, disminución del crecimiento, modificación del comportamiento migratorio y reproductivo y reducción de la habilidad para tolerar estresores ambientales adicionales, lo cual en grado último causa la muerte del organismo.

A nivel poblacional, los efectos terciarios de estrés se manifiestan en la reducción del éxito reproductivo, la disminución del reclutamiento y el crecimiento de las poblaciones lo que también repercuten negativamente en la abundancia y en la diversidad de las especies (Wedemeyer y McLeay, 1981).

Las sustancias químicas xenobióticas son aquellas sintetizadas por el hombre (Albert, 1988). Estos compuestos ingresan por diversas vías al ambiente acuático donde producen

estrés biológico. Es conveniente recalcar que la respuesta del estrés es una respuesta integrada que comprende aspectos de todos los niveles de organización hasta organismo y por tanto incluye facetas correspondientes a todos los niveles del arreglo convencional mencionado por Pickering (1981).

Al respecto Heath (1990) refiere que es posible crear "un método taxonómico" para medir el estrés, en el cual incorpora variables bioquímicas y moleculares, fisiológicas y morfológicas y variables ecológicas. En un estudio ecotoxicológico se aumentara considerablemente el poder de los indicadores biológicos, señala, si se seleccionan dichas variables a tantos niveles de organización como sea posible. En el mismo sentido, Schreck (1990) pone énfasis en la necesidad de conocer los intervalos normales de estas respuestas en el campo, así como los efectos acumulativos y sinérgicos de los estresores ambientales.

El enfoque de indicadores biológicos de estrés, facilita las mediciones de las características particulares de organismos, poblaciones y comunidades y aun con todas sus reconocidas limitaciones permite evaluar y predecir los cambios ambientales generados por los xenobióticos que producen estrés, antes de que se manifiesten a nivel de población o comunidad (Thomas, 1990). El autor cita que la expresión del estrés en los diferentes niveles de organización biológica "tiene explicación mecanicista en el nivel inferior y ejerce su influencia en el nivel superior".

El enfoque de los indicadores biológicos disminuye la amplitud de la brecha entre los estudios controlados de laboratorio y los realizados en el campo. Esto se refiere a la determinación de las relaciones causales entre las mediciones de indicadores seleccionados en cada nivel jerárquico; así una vez que estas se conozcan es posible predecir los efectos a largo plazo (Thomas, 1990).

En la literatura se mencionan diferentes tipos de indicadores, tanto a nivel molecular y bioquímico (Shugart *et al.*, 1987; Voogt *et al.*, 1987; Thomas, 1990; Roesijadi, 1992; Viarengo y Nott, 1993; Reddy y Fingerman, 1994) como a nivel tisular (Hinton y Lauren, 1990; Battaglini *et al.*, 1990) y a nivel fisiológico y conductual,

como las pruebas de desafío (Schreck 1990) y la medición del balance energético (Widdows y Donkins, 1991).

A su vez los indicadores biológicos se clasifican en indicadores de exposición a contaminantes ambientales, indicadores de efecto producidos por estos e indicadores de susceptibilidad a los compuestos tóxicos. Entre los primeros se incluyen el daño e interferencia provocados por los contaminantes, en procesos mediados por enzimas, así como los efectos deletéreos a nivel genético, sobre el DNA. Entre los marcadores de efectos se engloban todos aquellos que se manifiestan en deterioro de la condición fisiológica (salud) del organismo. Los marcadores de susceptibilidad indican "diferencias individuales o poblacionales que afectan las respuestas ante los factores del medio independientemente de la exposición a los contaminantes en estudio" (Koeman, 1991).

Con base en las respuestas obtenidas de los estudios enfocados en marcadores de efecto y de susceptibilidad, es posible identificar las especies que, en principio, sean vulnerables a ciertos compuestos químicos, identificar y explicar las respuestas de los organismos y predecir los efectos que tendrían lugar en medio natural a mas largo plazo. Esto destaca la relevancia ecológica de tales estudios, por una parte y por otra, la integración de las investigaciones ecofisiológicas y ecotoxicológicas.

En este capítulo se presenta de manera resumida el efecto biológico de los contaminantes más comunes en el medio marino, como metales pesados, petróleo y sus derivados y plaguicidas. Tales efectos enmarcados en el concepto de estrés, se segregan del continuo de las jerarquías biológicas. A través de los ejemplos, seleccionados de la extensa literatura sobre el tema de la ecotoxicología, se intenta destacar que estudios básicos con diferentes enfoques pueden llegar a ser útiles para cubrir los objetivos de esta ciencia; esto es si se establecen las relaciones causales de las respuestas obtenidas desde niveles suborganismo a organismo y desde éste a las comunidades y ecosistemas. Asimismo se destaca el hecho que los estudios ecofisiológicos sobre las especies de prueba, son la ruta de entrada a la información más relevante para las comparaciones entre las respuestas normales y las de estrés,

fundamentales para las pruebas de desempeño y desafío realizadas con contaminantes, en el laboratorio. En el campo, se han utilizado con éxito, en estudios comparativos entre el medio no contaminado y el alterado por la presencia de sustancias xenobióticas.

Aun en esta breve revisión resalta el hecho que una forma de abordar exhaustivamente el problema de la contaminación es a través de la integración de grupos de especialistas en las diferentes áreas de la química. Bioquímica, ecofisiología y ecología, y de científicos abocados a las ciencias computacionales, con el propósito de analizar la información existente e identificar aquella de relevancia ecológica, a fin de generar una base de datos. Se requiere también producir nueva información, de estudios cuyos objetivos sean claros y precisos en cuanto al nivel de organización en el que se centren y con respecto a la capacidad de pre-

dicción que se pretenda. Integrando esta a la anterior, se podrían generar modelos predictivos para establecer normas más reales de protección del ambiente.

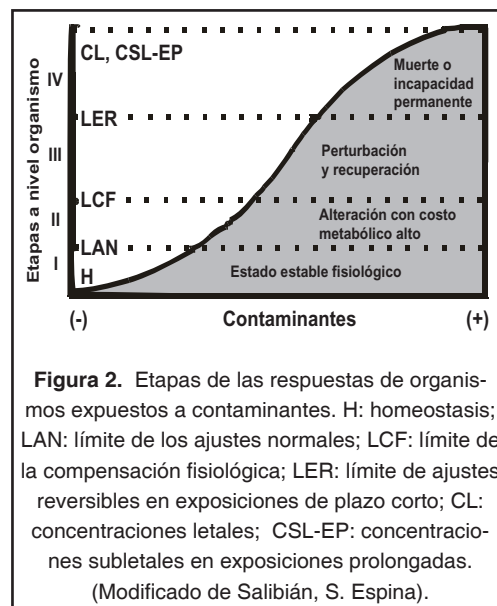
Estamos concientes que lo anterior requiere comprender que la organización biológica, tan incorporada al quehacer del investigador en ciencias ambientales, también existe a nivel humano. Esto es, reconocer que existen jerarquías sociopolíticas; el desafío está en traspasar la brecha existente entre ambas, trascendiendo desde la información biológica hasta las estructuras de poder donde se toman las decisiones. La defensa del ambiente debería ser prioritaria en nuestros países, en vías de desarrollo, pero para que la protección de los recursos sea realidad, se necesitan los recursos que proporcionarían las jerarquías de nivel superior.

PRUEBA DE TOXICIDAD

El conocimiento del efecto tóxico de las sustancias químicas sobre la biota acuática, es especialmente importante cuando se trata de resguardar las especies y los ecosistemas.

En el pasado, los criterios de las pruebas para determinar los efectos adversos de los contaminantes, se basaron en la muerte de los organismos. Sin embargo, la sobrevivencia observada luego de la exposición a una sustancia tóxica, no es sinónimo de inocuidad. Si por una parte se toma en cuenta la intensidad de un cierto factor o la concentración de un contaminante determinado y por otra, el tiempo que un organismo permanece bajo su acción, se pueden reconocer diferentes etapas en la respuesta del sistema biológico expuesto al contaminante.

Como se muestra en la figura 2, la primera etapa es el estado estable fisiológico del organismo; la segunda, es su alteración con un costo metabólico alto y la tercera etapa se presenta cuando se rebasan los límites de la compensación fisiológica. En esta última, hay una perturbación del estado original, debido a los mecanismos de resistencias que le permiten compensar el estrés producido por el contaminante; esto ocurre en concentraciones bajas



del tóxico o en concentraciones altas pero por lapsos cortos. Aun puede presentarse una última etapa, la cual se manifiesta cuando la descompensación es en tal magnitud o persistencia que los mecanismos homeostáticos ya no son capaces de mantener un estado estable fisiológico compatible con la vida, determinando así, la muerte del organismo.

Las pruebas de toxicidad pueden presentar deficiencias, las cuales se manifiestan cuando se utiliza la concentración letal media de un contaminante (CL_{50}), en exposiciones de 96h, cuando las descargas son continuas (Gray, 1974; Handy, 1994).

Las pruebas agudas también pueden ser inconvenientes cuando se efectúan en organismos de niveles tróficos superiores bajo condiciones que corresponden a niveles inferiores más sensibles; cuando el estudio se centra en los adultos siendo las larvas y los juveniles más vulnerables y también cuando las sustancias químicas se prueban aisladamente, ya que en el medio natural se presentan en mezclas.

Otra posible deficiencia de las pruebas de toxicidad aguda, es el desconocimiento del intervalo de tolerancia del organismo de prueba a los cambios ambientales naturales. Sin este conocimiento no es posible asegurar que los niveles de toxicidad observados se deban al contaminante y no a la combinación de factores a la cual se encuentran expuestas los especímenes.

Las pruebas de toxicidad, tanto agudas como crónicas, se llevan a cabo frecuentemente en especies aisladas y se realizan con unos o pocos agentes tóxicos, aunque su propósito sea la protección de los seres vivos en los sistemas naturales. Asimismo, son escasos los estudios que consideran las condiciones óptimas del medio para una especie de prueba, como la temperatura, la salinidad, la concentración del oxígeno disuelto en el agua, la luz y el pH. Dichas variables afectan tanto el comportamiento del espécimen en función de la estacionalidad, como la toxicidad del contaminante.

En el extenso estudio que realizaron sobre larvas y adultos del cangrejo estuarino *Uca pugnator*, Vernberg *et al.* (1974), destacan la necesidad de conocer los efectos sinérgicos de los contaminantes y las fluctuaciones naturales ambientales. Otros autores, por su parte, destacan el antagonismo y el sinergismo, la acumulación y la toxicidad de los metales modificados por los factores ambientales (Thurberg *et al.*, 1973; Caldwell, 1974; Gray, 1974; Phillips, 1976; Frank y Robertson, 1979; Rosemberg y Costlow, 1976; Bjerregaard y Depledge, 1994).

En este sentido, se ha mencionado que sustancias químicas como los derivados del petróleo, se degradan en el medio marino y que la velocidad de los diversos procesos involucrados dependen de las condiciones ambientales prevalecientes, entre las cuales se citan la temperatura, la concentración de oxígeno, la amplitud de la actividad fotoquímica y la disponibilidad de nutrientes, para los microorganismos que degradan los hidrocarburos (Botello *et al.*, 1992).

También es importante señalar el hecho que ciertas especies pueden aclimatarse a los contaminantes lo que produce sesgos en las determinaciones de las concentraciones letales cuando se emplean en organismos cuya procedencia se desconoce.

Con la experiencia la estrategia se ha diversificado. Ahora se toma en cuenta además de la muerte y de la bioacumulación de sustancias tóxicas, los efectos sobre sistemas fisiológicos específicos. Por ejemplo, se determina la influencia de concentraciones relativas de los tóxicos, tanto sobre las estructuras subcelulares (enzimas) y celulares, como sobre los tejidos y los órganos e inclusive sobre las vías de captación y de detoxificación. Asimismo, se incluyen las mediciones de la regulación osmótica y los modelos de comportamiento, el crecimiento y la reproducción de los organismos en el medio alterado y la adaptación de los especímenes a niveles bajos o crónicos de los contaminantes (Duke y Dumas, 1974; Howell, 1976; Lockwood, 1976).

A pesar de la diversidad de enfoques, en la mayor parte de este tipo de estudios se requiere conocer la concentración del contaminante que produce el efecto y aquella que no produce ningún efecto y también, el tiempo durante el cual el organismo no reacciona a la exposición de concentraciones subletales o crónicas del contaminante. Lo anterior pone de manifiesto la variabilidad de sus respuestas.

Al respecto se ha enfatizado la necesidad de cuantificar la concentración del contaminante en el medio, con el fin de establecer una relación dosis-respuesta. Dicha relación es indispensable para elaborar modelos que permitan predecir la acción del tóxico e instrumentar medidas preventivas (Howell, 1976; Widdows y Donkin, 1991).

Otro elemento de relevancia fundamental en las pruebas de toxicidad, es el organismo con el cual se trabaja. Uno de los criterios más amplios que se emplea para la selección de especímenes a utilizar en las investigaciones ecotoxicológicas es el que proporciona el manual de Programa Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP, 1986). Este indica que cualquier pez o macroinvertebrado puede ser utilizado, dependiendo del propósito del experimento.

Sin embargo, este manual excluye los microorganismos y también ciertos contaminantes como el petróleo, sus derivados y dispersantes, por lo que no se considera que los organismos considerados sean los únicos que se deban utilizar en una prueba de toxicidad. En cambio, se deben de tomar en cuenta las recomendaciones que en el manual se hacen sobre la conveniencia de utilizar, hasta donde sea posible, organismos de tallas similares y que además, provengan de áreas no contaminadas.

Otros criterios contemplan una serie de organismos asociados a concepto tales como formas y especies sensibles, especies clave, especies blanco, indicadores biológicos, integradores de contaminación y blancos ecológicos.

Especies Sensibles

La consideración de especies sensibles a los tóxicos ambientales, implica que si estas existen también deben haber intervalos de sensibilidad y existir especies tolerantes. Se ha mencionado que cuando se trata de la protección de los organismos acuáticos, es necesario conocer el efecto de los tóxicos sobre las especies más sensibles, así como los estadios más sensibles de su ciclo de vida, a la vez que se destaca que estas especies son las más adecuadas para detectar las primeras etapas del deterioro en un ecosistema (Gray, 1974; Waldichuk, 1974).

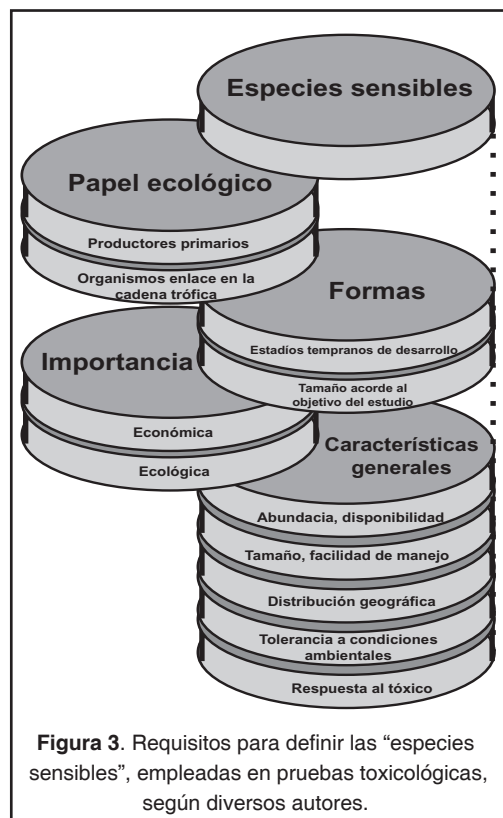
Entre las especies sensibles se incluyen los organismos planctónicos de niveles tróficos inferiores y entre las formas sensibles, los estadios de desarrollo temprano de las especies planctónicas y nectónicas. Al respecto, Patin (1982) señala que los productores primarios como el fitoplancton, se podría considerar un

blanco ecológico de los contaminantes en el medio natural, debido a que su actividad fotosintética es altamente sensible aun en bajas concentraciones de contaminantes. También considera como blancos ecológicos las formas embrionarias y larvales de la mayor parte de la fauna marina, ya que son sensibles a los tóxicos a la vez que actúan como concentradores de contaminantes.

Con los metales pesados se ha observado que existen diferencias marcadas en la reacción de diferentes poblaciones lo cual se atribuye a los grados de tolerancia de los organismos a este tipo de contaminantes. Varios mecanismos capacitan a las especies tolerantes para enfrentar el estrés producido por la presencia de las sustancias químicas tóxicas. Bryan (1976) hace referencia a la disminución de la permeabilidad corporal y al aumento de la excreción en relación al zinc; a mejores sistemas de detoxificación a través de la superficie del cuerpo y de órganos excretores con respecto al cobre y probablemente en lo que respecta a la plata y el arsénico. El autor agrega, que por lo menos en el caso del cobre, la diferencia entre las especies tolerantes y las sensibles es genética.

Recientemente, se ha mencionado que las diferencias entre los diversos tipos de organismos se pueden medir con base en el grado de adecuación que presenta a un determinado ambiente. Tal adecuación estaría representada por el aumento de la tasa metabólica, lo cual se manifestaría solamente en presencia del tóxico, en las formas tolerantes. En el medio alterado, se desencadenarían los mecanismos de resistencia de la especie tolerante, reflejados en dicho aumento, lo cual conduciría a una disminución de la energía potencial de crecimiento, pero aumentaría sus oportunidades de sobrevivencia (Calow y Sibly, 1990).

Las características recomendables para "especies sensibles" a utilizar en las pruebas de toxicidad, están ampliamente citadas en la literatura. Entre ellas se incluyen: tener una amplia distribución geográfica; ser abundantes y de fácil disponibilidad; tener tamaño suficiente mente grande por conveniencia en el trabajo experimental; ser comunes; así como sensibles a la contaminación y tolerantes a un amplio intervalo de condiciones ambientales (Fig. 3).



Sin embargo, otros científicos proponen que la selección debe basarse en especies claves dentro de la organización de la comunidad o por su participación como enlaces en las cadenas tróficas que conducen a consumidores de importancia económica (Waldichuk, 1974; Patin, 1982; Underwood y Peterson, 1988).

También hay cierta discrepancia en lo concerniente a las especies que habitan los sistemas lagunares-estuarinos, debido a su amplia tolerancia fisiológica ante los cambios ambientales, característicos de estos sistemas. Gray (1974) argumenta que dicha tolerancia podría preadaptar a los organismos para resistir el estrés de la contaminación y por lo tanto no serían adecuados. Propone especies sensibles de larga vida, con poca capacidad de adaptación, como aquellas provenientes de medios estenotípicos. Asimismo señala que las especies tolerantes constituyen un problema cuando se efectúan pruebas de toxicidad, aunque el organismo seleccionado sea fácil de cultivar. Por ejemplo, la lapa *Patella vulgata* no sería adecuada porque es capaz de vivir con altas concentraciones de cadmio en sus tejidos.

En contraste Underwood y Peterson (1988) opinan que las especies más sensibles, serían aquellas que en condiciones naturales experimentan estrés y por lo tanto sucumbirían rápidamente al nuevo estrés impuesto por el contaminante. En el mismo sentido Vernberg *et al.* (1974) argumentan que la combinación de concentraciones subletales de contaminantes con un cambio estresante del medio, sería letal para los animales que habitan el estuario. Otros autores proponen el uso de especies nativas (Buikema *et al.*, 1982) las cuales pueden ser adecuadas para obtener información acerca de un sitio específico.

En cuanto a la contaminación, Patin (1982) ha hecho notar que no existen datos suficientes para identificar grupos de organismos, estadios del desarrollo o enlaces entre cadenas alimenticias para asociarlos al concepto de blancos ecológicos, aunque los productores primarios podrían quedar incluidos en esta categoría.

Por su capacidad para acumular metales pesados del ambiente, los bivalvos están ampliamente reconocidos como indicadores biológicos de este tipo de contaminación. Entre ellos, *Mytilus edulis* se reconoce como un buen integrador (Coleman *et al.*, 1986). Los autores distinguen estas características como dos aspectos concernientes a la cuantificación de la contaminación.

El primero se refiere al grado de contaminación relativa, empleada para comparar niveles de concentración de metales en los tejidos del mejillón de diversas áreas y el segundo, a la tasa de acumulación de los metales que se usa para calcular los niveles de concentración en el medio. Ambos aspectos, según estos investigadores requieren que el bivalvo funcione como un integrador; esto es, que exista una relación simple y constante entre el nivel de concentración del metal en los tejidos y posniveles promedio en el ambiente. Argumentan que *Mytilus edulis* por una parte, cierra sus valvas aislándose del medio en presencia de concentraciones altas de los metales y por otra, que varios factores modifican la acumulación como son la disponibilidad del alimento, la interacción entre los metales y la presencia de agentes quelantes. Además, encontraron que la tasa de acumulación del cadmio en los tejidos del mejillón, variaba con el régimen de administración del

contaminante. Por lo anterior, difícilmente se trata de una relación simple entre el animal y el promedio de las concentraciones de metales en el medio. Sin embargo, otros autores opinan que la especie es un indicador adecuado de la contaminación ambiental (Viarengo y Canesi, 1991).

En lo referente al control de la contaminación, D'Agostino y Finney (1974) consideran que buscar métodos o especies estándares, que

sirvan para identificar los efectos de los contaminantes sobre todas las especies en todos los ambientes, es muy poco realista. Tal vez, cada investigador debiera seleccionar el organismo adecuado para su tipo de estudio acorde a sus objetivos, sin olvidar que existen especies, poblaciones y enlaces entre las cadenas alimentarias, particularmente sensibles a los contaminantes. También es necesario recordar que no todas las pruebas sirven a todo propósito de igual manera.

NATURALEZA DE LA INVESTIGACIÓN

Como marco conceptual de las investigaciones ecotoxicológicas, es relevante considerar las jerarquías biológicas de organización (Jepson, 1990). Así, un importante objetivo de la ecotoxicología, es la búsqueda de índices de estrés cuantitativos a nivel celular y subcelular en relación al impacto de los contaminantes. Otro aspecto del mismo problema lo aborda la ecofisiología la cual centra el estudio a nivel organismo aunque necesita explicar sus respuestas, recurriendo a las investigaciones realizadas a nivel suborganismo.

Esto se debe a que se conoce que la toxicidad inducida por las sustancias químicas tiene su origen en la interrupción de la secuencia de eventos bioquímicos que abarcan tanto procesos fisiológicos fundamentales del animal, como sus sistemas de control.

Dichos procesos comprenden el crecimiento, la reproducción, la osmoregulación y el balance energético. Los sistemas de control incluyen los sistemas nervioso y endocrino. Estos sistemas forman parte importante de la respuesta global del organismo que lo capacita para enfrentar las situaciones adversas. La interferencia de los contaminantes en los procesos fisiológicos necesariamente redundará en efectos deletéreos sobre las jerarquías superiores de organización, ya sea en las variables poblacionales o en las características propias de las comunidades, lo cual incidirá, necesariamente, en los ecosistemas. Por lo tanto es necesario discutir el impacto de ciertos contaminantes, dentro del marco conceptual de las categorías biológicas.

Nivel Suborganismo

En el campo bioquímico las investigaciones ecotoxicológicas, también existen jerarquías tales como los niveles submoleculares, moleculares, celulares y tejidos componentes de órganos. Las respuestas bioquímicas y moleculares han sido consideradas como "indicadores tempranos" del deterioro ambiental ya que son las primeras que se desencadenan por efecto de los estresores ambientales incluidos los tóxicos (Wedemeyer y McLeay, 1981). Thomas (1990) señala que tales respuestas poseen algunas de las características ideales de un indicador biológico adverso de los tóxicos como es la respuesta rápida en el tiempo, una alta sensibilidad a la presencia de xenobióticos aun en concentraciones subletales y que a menudo la magnitud del cambio bioquímico esta relacionada con la severidad del tóxico.

Como se conoce que los cambios a nivel molecular preceden a otras respuestas del organismo ante los estresores ambientales, se han considerado como indicadores sensibles de las perturbaciones del medio. Entre estos los daños producidos en el DNA han sido propuestos como parámetros útiles en la detección de sustancias carcinógenas y mutagénicas, como la radiación de ciertos agentes químicos. Shugart (1990) menciona que las pruebas de genotoxicidad permiten detectar y cuantificar la pérdida de integridad del DNA entre las que se incluyen un exceso de rupturas en las cadenas inducidas por lo tóxicos, así como la presencia de nucleótidos aberrantes. En teleósteos se han

observado alteraciones del DNA provocadas por metabolitos del benzo (a) pireno y otros xenobióticos, lo cual se asocia a tumoración (Shugart *et al.*, 1987; Thomas, 1990; Lemaire *et al.*, 1992).

En los estudios de contaminación los mecanismos bioquímicos endocrinológicos son determinantes en la sobrevivencia de las poblaciones. Un ejemplo conspicuo es la interferencia de los tóxicos en los niveles plasmáticos de estrógenos y progesterona de los vertebrados marinos y en la secreción de gonadotropinas que regulan la síntesis de dichas hormonas. Es evidente que tal interferencia puede repercutir en una disminución del éxito reproductivo de las especies (Brower *et al.*, 1990).

Los plaguicidas policlorados, derivados del DDT, y los bifenilos policlorados ejercen una acción competitiva al unirse a los receptores celulares de estrógenos tanto en mamíferos como en aves; evidencias preliminares sugieren que el efecto inhibitorio de estos xenobióticos, observados en peces, podría ocurrir mediante mecanismos similares (Thomas, 1990). En la estrella de mar *Asteria rubens*, se ha observado que el cadmio y el zinc alteran el metabolismo normal de los esteroides; aunque los mecanismos de acción de los metales se desconocen, es probable que la interferencia tenga lugar a nivel de la síntesis de las enzimas comprendidas en el proceso (Voogt *et al.*, 1987). Cuando los agentes tóxicos interfieren la acción de las hormonas tiroideas, las consecuencias adversas se manifiestan en el crecimiento de los organismos (Brower *et al.*, 1990).

En el campo bioquímico de la investigación ecotoxicológica, se reconocen indicadores específicos e indicadores no específicos del estrés ocasionado por los xenobióticos. Los indicadores específicos involucran proteínas y enzimas relacionadas con procesos de detoxificación como son las metalotioneinas y el sistema mixta-oxidasa, por lo cual su cuantificación puede proporcionar una valiosa información sobre la naturaleza química del tóxico (Thomas, 1990).

Diversas respuestas a la contaminación observadas en invertebrados marinos, se evidencian a través de la síntesis de proteínas conectadas con los procesos de reparación

celular y mantenimiento de los tejidos (Bayne y Thurberg, 1988). Estos investigadores citan como ejemplo la estimulación de la degradación de la proteínas en *Mytilus edulis*, que se refleja en el daño producido por los contaminantes (hidrocarburos, metales pesados) en las membranas lisosomales de las células de la glándula digestiva. Entre este tipo de respuesta observaron también el aumento en la síntesis de metalotioneinas.

En los organismos marinos, las metalotioneinas desempeñan un papel relevante en el metabolismo de los metales. Las metalotioneinas son proteínas de bajo peso molecular que contienen hasta un 30% de cisteínas en su estructura y su síntesis es inducida cuando los organismos, tanto peces como invertebrados, son expuestos a la contaminación por metales (Addison, 1988; Viarengo y Nott, 1993).

En el crustáceo *Callinectes sapidus*, procedente de ambientes no contaminados, la composición metálica de las metalotioneinas cambia durante el ciclo de muda y cambia también la concentración de los metales. Una de las funciones propuestas para la metalotioneina de cobre, es como donadora de la forma monovalente en la síntesis de la hemocianina. Así, tanto la metalotioneina como la hemocianina se correlacionan con el proceso de muda. Esto condujo a postular la participación de tales proteínas, en el metabolismo normal de los metales, independientemente que sean inducidas por los agentes xenobióticos. En la misma dirección apunta el hecho de la razón Cu/Zn asociada, es modificada por los cambios ambientales y por la nutrición (Engel y Brower, 1987).

Los autores señalan que las metalotioneinas de cobre y de zinc, son reguladas a nivel celular por la síntesis de metaloproteínas como la hemocianina y la anhidrasa carbónica, con cobre y zinc en sus moléculas, respectivamente. Estas enzimas son indispensables en el transporte de gases y en el balance iónico, lo cual permite el funcionamiento normal y la sobrevivencia de los organismos acuáticos.

Las metalotioneinas, también están asociadas a los procesos de captación y detoxificación de los metales. Lo primero, podría explicar la sobrevivencia de organismos marinos con altos niveles de metales en sus tejidos, como es

el caso de *Patella vulgata*, que tolera grandes concentraciones de cadmio en las partes blandas de su cuerpo (Gray, 1974), referido anteriormente. Lo último, también se menciona para el cadmio y otros metales en crustáceos (Khan *et al.*, 1989; Viarengo y Nott, 1993).

Los metales divalentes como el zinc, el mercurio, el cadmio y el cobre estimulan la síntesis de las metalotioneínas, el plomo constituye la excepción. Por ello, se ha sugerido que la concentración de estas proteínas en los tejidos se puede incluir entre los índices específicos de las respuestas de los organismos marinos a la contaminación de los metales pesados (Viarengo *et al.*, 1988; Thomas, 1990; Roesijadi, 1992).

Por otra parte, en respuesta a los estresores ambientales se forman las proteínas conocidas como de "Shock" térmico (PST). Este tipo de proteínas se sintetizan cuando la temperatura del medio se eleva entre 5 y 15°C sobre la temperatura de aclimatación ó de aclimatización, en todos los organismos estudiados a la fecha, Linquist (1986); Thomas (1990); Veldhuizen-Tsoerkan *et al.* (1990, 1991) mencionan que en *Mytilus edulis* expuestos al cadmio (0.025-0.5 mg/L) por periodos cortos, se ha observado que la inducción tanto de PST como de metalotioneínas fue dosis-dependiente.

Con respecto a las proteínas que tienen acción enzimática, Addison (1988) refiere que en los peces se encuentran las enzimas de las fases I y II del sistema oxidasa de función mixta, cuando los animales son expuestos a contaminantes orgánicos como los bifenilos policlorados y los hidrocarburos aromáticos. Aunque la inducción de este sistema de detoxificación enzimático se asocia a contaminantes orgánicos, recientemente se ha encontrado que el cadmio y el mercurio también pueden inducirlo (Dalal y Battacharya, 1994).

Así, con el fin de evaluar el efecto tóxico de contaminantes y de otros estresores ambientales, se han estudiado las enzimas relacionadas con alteraciones metabólicas. En el camarón *Caridinea rajadhari*, la presencia del tributilestano interfiere con la actividad de proteasas, lipasas y amilasas en el hepatopáncreas y el cadmio disminuye la acción de la lactato-deshidrogenasa de este órgano en el cangre-

jo *Uca pugilator* y la de la amilasa en el acocil *Procambarus clarkii* (Reddy y Fingerman, 1994).

En referencia a los plaguicidas Reddy y Rao (1989) señalan que las moléculas blanco son las enzimas colinesterasa y adenosínfosfatasa. En las larvas de la langosta *Homarus gammaurus* y de la sardina *Clupea harengus*, expuestas por 24 h a 10mg/L de un pesticida organofosforado, la actividad de la aetilcolinesterasa disminuyó significativamente con respecto a los organismos del grupo testigo (McHenery *et al.*, 1991). La medición de tales enzimas puede proporcionar un método sensible para determinar el efecto de las concentraciones subletales de plaguicidas sobre los organismos marinos (Magnotti *et al.*, 1994).

Los metales pesados afectan los procesos de osmoregulación al inhibir la acción de la Na-K-ATPasa branquial. En experimentos de corto plazo, se ha observado disminución de la actividad de la enzima en *Eriocheir sinensis*, inducida por el mercurio (Pequeux, 1995) y en *Carcinus maenas*, por el cobre (Hansen, 1992a). Cabe señalar que ni el cadmio ni el zinc afectaron la actividad de la Na-K-ATPasa branquial en *Penaeus setiferus* expuestos por 21 días a concentraciones subletales de dichos metales, aislados y en mezclas (Vanegas y Espina, no publicado).

Auffrett (1988) menciona que el cobre y derivados del petróleo producen alteraciones en los filamentos y en el epitelio ciliado branquial en *Mytilus edulis*, con el subsecuente daño en las funciones de la branquia.

Thomas (1990) destaca que entre los indicadores biológicos potenciales se encuentran todos aquellos cambios a nivel bioquímicos, inducidos por los contaminantes que tengan efectos patológicos; tal es el caso de las alteraciones en la síntesis de los lípidos o en su constitución química. La conspicua importancia de los lípidos radica en que son componentes estructurales de las membranas celulares y de otros organelos en todo ser viviente, a la vez que funcionan como reservas de energía. Los contaminantes orgánicos como los hidrocarburos del petróleo y los plaguicidas son lipofílicos en consecuencia, se acumulan en los tejidos del organismo que tienen un alto contenido de lípidos.

Se ha demostrado que la exposición de moluscos y crustáceos (*Mytilus edulis*, *Carcinus maenas* y *Homarus americanus*, entre otros) a este tipo de contaminantes interfiere el metabolismo de los lípidos provocando cambios en la síntesis de los fosfolípidos; también puede producir deficiencias de ácidos grasos esenciales y alterar la estructura de las membranas en lo referente a la fluidez. Lo que resulta más grave, es que los contaminantes lipofílicos al modificar el "pool" de los fosfolípidos alteran las respuestas adaptativas y energéticas de los organismos, a la vez que interfieren con las reservas asociadas con los procesos de reproducción y con la activación de las hormonas esteroideas durante el proceso de muda (Capuzzo y Leavitt, 1988; Reddy y Rao, 1989).

Diferentes clases de lípidos en *Mytilus edulis* y *Carcinus maenas* responden a un gradiente de compuestos orgánicos lipofílicos, los cuales producen alteraciones funcionales y estructurales en la glándula digestiva. Tales respuestas son sensibles a procesos moleculares involucrados en la captación, la retención y la pérdida de contaminantes lipofílicos (Capuzzo y Leavitt, 1988).

En el crustáceo estuarino *Metapenaeus monoceros* se ha investigado la acción de los plaguicidas; los organismos expuestos a fosfamidón, metil-paration y lindano, presentan una disminución de los lípidos totales con el subsecuente aumento de los productos de degradación. El lindano desencadena un efecto mayor que los otros plaguicidas, lo que podría indicar que este compuesto organoclorado es más específico o que penetra más rápido que los organofosforados (Reddy y Rao, 1989).

En los peces el tetracloruro de carbono, las mezclas de bifenilos policlorados, el cadmio y otros xenobióticos provocan peroxidación de los lípidos poliinsaturados, con el subsecuente deterioro de las membranas celulares y pérdida de la actividad de las enzimas unidas a estas (Thomas, 1990).

A nivel de tejidos y órganos, destaca la glándula digestiva de los bivalvos y el hepatopáncreas de los crustáceos como foco de los contaminantes, probablemente esto se deba a la acumulación de lípidos en dichas estructuras.

En *Mytilus edulis*, el cobre y la combinación de hidrocarburos aromáticos policíclicos y bifenilos policlorados, derivados del petróleo, producen inflamación y necrosis en los túbulos digestivos, aunque la condición histopatológica más evidente es la presencia de granulomas; dicha respuesta inflamatoria se asoció con la exposición crónica del bivalvo a los contaminantes. En altas concentraciones, los hidrocarburos y el cobre provocan la degeneración de la glándula digestiva (Auffrett, 1988).

En la misma especie se observó fragilidad de la membrana de los lisosomas de las células digestivas, lo que causa un aumento de la autofagocitosis, incremento de la fusión vacuolar con agrandamiento de los lisosomas y acumulación de lípidos y de fucsina, que es un producto de peroxidación insoluble. A su vez, esto determina la atrofia de las células y degeneración de los túbulos digestivos, lo cual se traduce en falla de las funciones digestivas y del almacenamiento de reservas, en la glándula digestiva (Moore, 1988; Viarengo *et al.*, 1988).

Además del daño celular producido por los contaminantes, ya sea directamente o a través de perturbaciones en los mecanismos subcelulares, se ha observado acumulación de calcio en las células; cabe destacar que solo los niveles de calcio libre se pueden asociar con la toxicidad celular. Las perturbaciones del metabolismo del calcio, pueden producirse en condiciones de hipercapnia hipóxica. En bivalvos sujetos a estrés hipóxico, ocurre un aumento de la presión parcial de CO_2 , lo cual provoca un aumento del calcio en la hemolinfa y en los tejidos, debido a la movilización de CaCO_3 de la concha, producido por una disminución del pH de los fluidos y de los tejidos. También se encontró que la estimulación de procesos de peroxidación inducidos por los metales pesados, causaban alteraciones en el metabolismo del calcio, lo cual fue comprobado en *Mytilus edulis*. Como no se encontraron diferencias significativas en la tasa respiratoria de los animales provenientes de diferentes sitios en un gradiente de contaminación, no se pudo atribuir el aumento del calcio observado a condiciones de estrés oxidativo. Asimismo, se demostró que la acumulación del calcio en las células provocada por la presencia del cobre, no fue alterada por el cadmio, también existente en el medio (Viarengo *et al.*, 1988).

En este mismo sentido Viarengo *et al.* (1994) se refiere a las células del epitelio branquial del mejillón *Mytilus edulis*; la exposición al cobre y al mercurio en concentraciones nanomolares y micromolares, produjeron un incremento en los niveles intracelulares del calcio dependiente de la concentración y del tiempo de exposición. Los autores señalan que los metales pesados alteran la homeostasis intracelular del calcio al afectar los mecanismos de transporte a través de las membranas celulares; el incremento anormal de los niveles de calcio en el citosol, puede activar procesos catabólicos dependientes del ión tales como la hidrólisis de los lípidos, la degradación proteica y la fragmentación del DNA lo que implica deterioro y muerte celular.

Viarengo *et al.* (1988, 1994) estiman que los valores de calcio libre en el citosol, relacionados con la toxicidad, podrían constituir un indicador útil del estrés provocado por la contaminación ambiental.

Cuando se intenta asociar las condiciones deletéreas de los animales o de las comunidades, con la presencia de contaminantes, se deben tener ciertas precauciones. La mortalidad de los organismos, se podría deber a las condiciones adversas prevalecientes en el medio, como la baja concentración de oxígeno, salinidades atípicas, toxinas provenientes del florecimiento de dinoflagelados, rápidas reducciones de la temperatura y otros. En estas situaciones, la combinación de factores estresantes podrían estimular la generación de lesiones patológicas subletales. Por tal razón, se considera que los indicadores de contaminación histopatológica aunque pueden ser cuantitativos y persistentes no son adecuados si se evalúan de manera aislada (Overstreet, 1988; Hinton y Lauren, 1990).

En este sentido se debe poner atención en el hecho que la toxicidad y los mecanismos de acción de lo tóxicos dependen numerosos de factores tales como la especie, el tipo de tóxico y la interacción con diferentes factores ambientales (Fig 4).

Del Organismo al Ecosistema

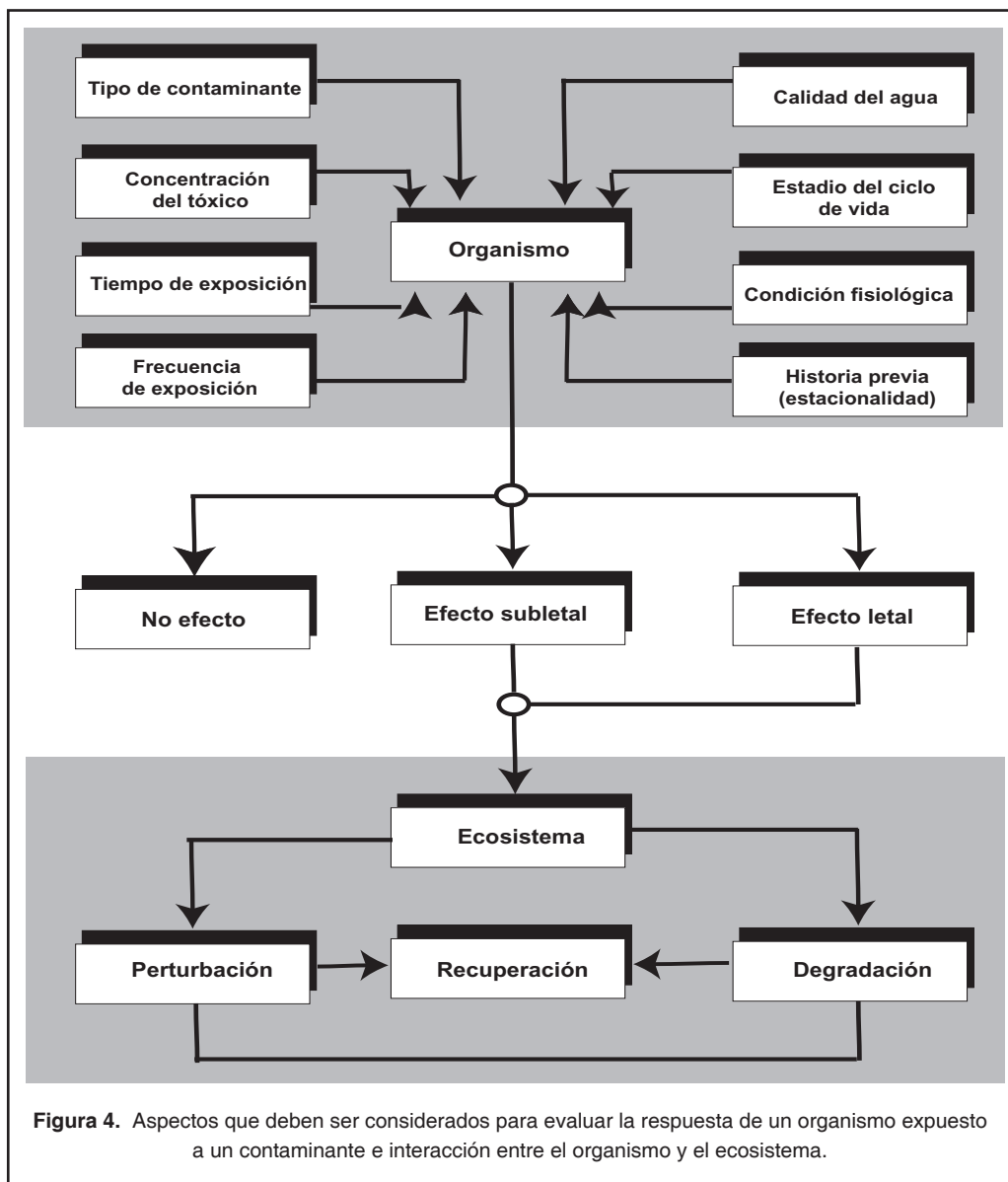
Para que una sustancia toxica tenga un efecto desfavorable, el organismo la debe incorporar.

El grado de toxicidad que se observa en el animal esta determinado por numerosos factores, tanto ambientales como inherentes a este. En los especímenes depende de la absorción, de la distribución y de la excreción, por una parte y por otra de la tasa de transformación o metabolismo del tóxico; entre las especies, la toxicidad esta determinada, por las particularidades fisiológicas de los organismo (Manahan, 1983; Koeman, 1991).

La penetración de los tóxicos en la sangre de los organismos acuáticos tienen lugar a través de la piel, las branquias y del tubo digestivo; enseguida pasan a las células de los órganos blancos por difusión simple o mediante mecanismos especiales que requieren energía. El hígado y sus homólogos y el riñón concentran dichos compuestos, en tanto que el tejido adiposo almacena principalmente los compuestos orgánicos lipofílicos y el tejido óseo los inorgánicos como el estroncio radiactivo. En el hígado se metabolizan la mayoría de estas sustancias y la excreción ocurre esencialmente en el riñón, vía orina. También pueden ser excretados vía bilis que se vierte en el intestino; otras vías de excreción son el mucus y en los animales superiores, la leche, el sudor y las lagrimas.

Las sustancias toxicas más fácilmente retenidas son las liposolubles, en tanto que las que se eliminan con mayor facilidad son las solubles en agua. Las primeras se transforman en hidrofílicas y se eliminan por la orina. Las reacciones químicas subyacentes a este proceso de transformación son mediadas por enzimas; las de la fase I incluyen reacciones de oxidación, reducción e hidrólisis y sus productos experimentan reacciones de conjugación o síntesis en la fase II. Las de la fase I son catalizadas por las enzimas citocromo-P450-oxidasas que comprenden las enzimas NADPH-citocromo c-reductasa y citocromo P450 (Manahan, 1983). El conjunto se denomina sistema monooxidasa de función mixta, que como se mencionó anteriormente, se encuentra en peces.

Con respecto a los factores ambientales, los organismos no responden de igual manera ante los cambios que se producen normalmente o a los inducidos por el hombre, ni ante los compuestos xenobióticos, ni tampoco ante la combinación de ambos. Por ejemplo, en los peces expuestos al medio hipoxico, se ha ob-



servado un incremento en la captación de oxígeno hasta un cierto punto, en seguida la tasa de consumo de oxígeno decae con una consecuente reducción de la actividad aunque puede haber un aumento en otros mecanismos que permitan la adecuada provisión del gas. Esto se refiere a la utilización de las vías anaerobias. Tales mecanismos de respuesta son especie dependiente y se supone que están relacionadas con los hábitos de vida. Tanto mecanismos nerviosos como neuroendocrinos están involucrados en las respuestas que capacitan al pez para sobrevivir en esta condición adversa. El

organismo puede tolerar las severas limitaciones ambientales, sin embargo, en presencia de sustancias tóxicas, la demanda de energía aumenta en detrimento de la necesaria para el mantenimiento de otras funciones vitales (Hughes, 1981). Se conoce que la toxicidad de los compuestos xenobióticos aumenta al disminuir el oxígeno disuelto, probablemente esta es una de las causas. Los cambios de la salinidad y temperatura del medio también pueden ser estresantes y provocar una disminución de la energía requerida en el metabolismo basal de los animales.

En los estudios ecotoxicológicos, no solo es importante la iniciación y el progreso del estrés, sino también el tiempo que transcurre desde su iniciación hasta el momento de la recuperación parcial o completa del organismo, ya que ambas situaciones pueden ser representativas del estado estable fisiológico; esto adquiere relevancia cuando los estresores actúan en forma periódica e intermitente (Eddy, 1981; Schreck, 1981; 1990).

Asimismo, es fundamental considerar los aspectos ecofisiológicos de la contaminación, midiendo las respuestas fisiológicas rutinarias de los organismos ante las manifestaciones ambientales naturales, con el fin de cuantificar en que medida y de que manera los tóxicos afectan su capacidad de desempeño (Schreck, 1990).

De Kruijf (1991) refiere que la mayor parte de la información ecotoxicológica, generada hasta el momento, proviene de estudios orientados a dilucidar los procesos básicos de las respuestas fisiológicas (nivel bioquímico y molecular) y que dicha información solo en las últimas dos décadas ha trascendido al campo de la ecología.

El autor menciona que la extrapolación de los efectos de los tóxicos obtenidos en un cierto nivel hacia las jerarquías más altas de organización biológica, continua siendo un problema debido a la complejidad creciente de organismo a ecosistema.

Por otra parte en el propio sistema alterado existen mecanismos de depuración. Dichos mecanismos son operativos siempre y cuando las perturbaciones no sean continuas. El concepto de perturbación en el ecosistema implica trastornos en la estructura y en los procesos. Pratt (1990) se refiere al estrés a este nivel, como el resultado de influencias desorganiza-

doras (estresores) que provocan desviaciones del estado natural del sistema. Al respecto, indica que ante la acción de los contaminantes los procesos son menos sensibles que las estructuras.

En un determinado ecosistema, existe una inmensa red de conexiones entre los organismos y entre estos y el medio circundante. En esta red hay focos puntuales y enlaces que son más sensibles que otros a los contaminantes. Así, el estrés provocado por estos puede afectar adversamente el balance energético en las comunidades al interrumpir la producción primaria o en ciclo de los nutrientes al inhibir la actividad de especies importantes, lo que a su vez puede causar una pérdida neta de nutrientes del ecosistema (Pratt, 1990).

En los estudios centrados en el organismo, lo más conspicuo es la sobrevivencia y su contraparte, la toxicidad, que atenta contra esta. Así, no es sorprendente que gran parte de la literatura en toxicología esté orientada hacia pruebas de toxicidad.

Si se tiene información respecto los contaminantes de una región geográfica particular se podrán hacer inferencias acerca de lo que ocurriría en el ecosistema al compararlo con uno no contaminado de regiones similares (Fig. 5a). Para esto se requiere conocer las respuestas fisiológicas más comunes de los organismos ante las variables del medio incluidos los contaminantes y estudiar ciertas características básicas de la comunidad o subcomunidad y su implicación sobre el ecosistema, como pueden ser la abundancia y la diversidad (Fig. 5b).

El propósito de esta parte es presentar, de manera resumida, algunas respuestas seleccionadas de organismos expuestos a los contaminantes más relevantes en el medio marino.

METALES PESADOS

Entre los contaminantes más dañinos para la biota acuática, se encuentran los metales pesados. Aunque algunos metales son esenciales para los organismos como el cromo, cobre, hierro, molibdeno, selenio y zinc, pueden ser tóxicos si las concentraciones en el medio son

elevadas. El plomo, el cadmio y el mercurio son altamente tóxicos.

En general, los metales pesados se caracterizan por su gran afinidad con el azufre; por esta razón inactivan las enzimas ya que se unen a

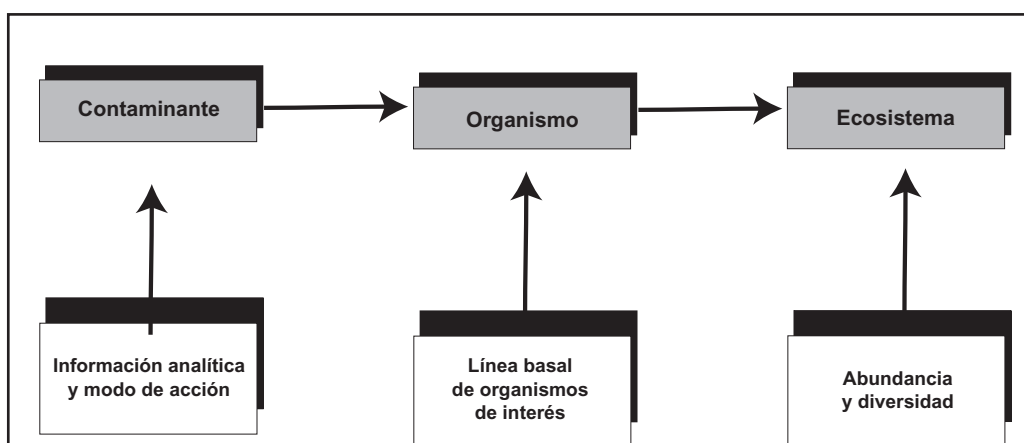


Figura 5a. Impacto del contaminante sobre el ecosistema a través del organismo e información que se requiere para evaluar dicho impacto.

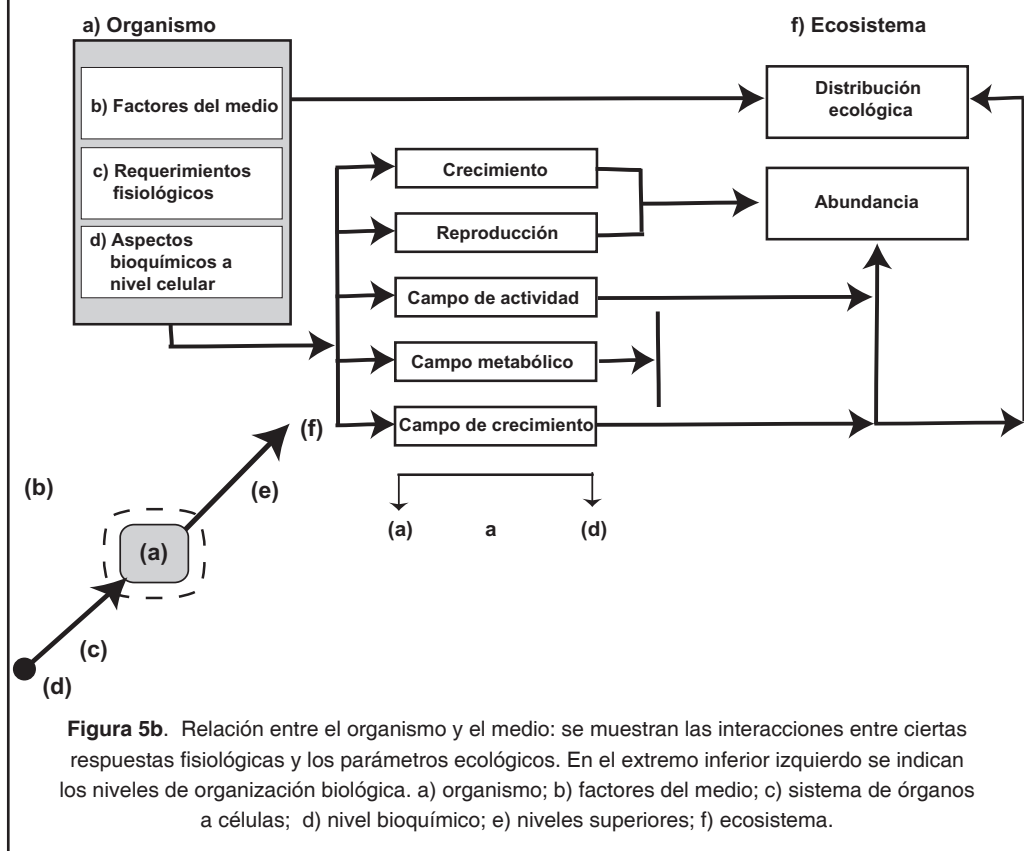


Figura 5b. Relación entre el organismo y el medio: se muestran las interacciones entre ciertas respuestas fisiológicas y los parámetros ecológicos. En el extremo inferior izquierdo se indican los niveles de organización biológica. a) organismo; b) factores del medio; c) sistema de órganos a células; d) nivel bioquímico; e) niveles superiores; f) ecosistema.

los grupos sulfhidrilos (-SH), también se enlazan a los grupos carboxilos (-COOH) y aminos (-NH₂) de las proteínas. Por ejemplo el cadmio, cobre, mercurio, plata, plomo y zinc inhiben la acción de varias enzimas al formar enlaces covalentes con los radicales libres del sitio activo.

En *Fundulus heteroclitus* el mercurio se enlaza con enzimas y proteínas importantes del hígado del pez (Jackim, 1974).

Entre las enzimas cuya actividad es alterada por la exposición a los metales pesados, des-

taca la Na-K-ATPasa branquial (Hansen *et al.*, 1992a; Pequeux, 1995) así como la lactato deshidrogenasa, las lipasas, amilasas y proteasas del hepatopáncreas de los crustáceos, de la glándula digestiva de los moluscos y el hígado de los peces (Reddy y Fingerman, 1994).

Algunos metales inhiben los procesos de transporte a través de las membranas celulares al unirse a estas, como el cadmio, cobre, plomo y mercurio (Manahan, 1983).

Se ha mencionado que los peces tienen la capacidad de aclimatarse a los metales pesados, cuando se exponen a cantidades crecientes de estos contaminantes (Addison, 1988). La tolerancia de diferentes especies a los metales pesados está determinada en gran medida, por la tasa de absorción, aunque muchos factores pueden influir en la penetración de estos contaminantes.

Los factores del medio influyen notoriamente las tasas de captación y de absorción de los metales; así en los poliquetos, la tasa de captación del cobre se duplica al aumentar la temperatura en 10°C y lo mismo sucede en el camarón *Lysmata seticaudata* (Rainbow *et al.*, 1993).

La salinidad modifica la captación de los metales pesados; bajas salinidades, incrementan la biodisponibilidad y la incorporación debido a cambios en la especiación química del metal, a interacciones competitivas con otros iones por los sitios de transporte y a los efectos de los metales los mecanismos de regulación iónica y osmótica en el organismo al disminuir la salinidad (Hansen *et al.*, 1992a, b; Rainbow *et al.*, 1993). En este sentido, el conocimiento del comportamiento fisicoquímico de los tóxicos, así como las adaptaciones fisiológicas de los organismos en relación a los procesos de osmoregulación, son determinantes para evaluar tanto la incorporación y el impacto fisiológico de los metales pesados en los organismos acuáticos.

En *Nereis diversicolor*, la captación del cobre y del zinc es estimulada en medios diluidos. Asimismo, se ha observado que en *Carcinus maenas*, *Mytilus edulis* y *Littorina littorea*, la captación y la bioacumulación del cadmio es mayor en bajas salinidades (Bjerregaard y Depledge, 1994). Los autores señalan que el

cadmio se encuentra en el agua de mar principalmente como cloruro; sin embargo, al disminuir la salinidad reincrementa la concentración de la forma libre y por ende su biodisponibilidad. En contraste, el bacalao *Gadus morrhua*, absorbe el metil mercurio más rápidamente en el agua de mar que en el agua dulce.

La presencia de otros metales también influye la tasa de captación; en el caso de las ostras, la penetración del zinc, disminuye en presencia de concentraciones subletales de otros metales (Bryan, 1976).

En el cangrejo adulto *Uca pugilator*, existen importantes diferencias entre el cadmio y el mercurio. La captación del mercurio es independiente de los regímenes de salinidad a bajas temperaturas ya que se acumula en las branquias debido a una inhibición del transporte desde ésta al hepatopáncreas. En cambio, los cangrejos acumulan más cadmio en salinidades bajas que altas, independientemente de la temperatura (Vernberg *et al.*, 1974). Asimismo, el crustáceo *Corophium polutator* acumula cadmio en bajas salinidades y solo el 50% se pierde en agua limpia y en los moluscos bivalvos, *Mytilus edulis*, *Cassostrea virginica*, *Saccostrea equinata* y *Argopecten irradians*, la bioacumulación observada es mayor en la combinación de baja salinidad y alta temperatura (UNEP, 1986).

La temperatura, la salinidad y la concentración de calcio, afectan la captación del cadmio en *Carcinus maenas*, en el mejillón *Mytilus edulis*, y en el caracol *Littorina littorina* (Bjerregaard, 1990; Bjerregaard y Depledge, 1994). Zanders *et al.* (1989) reportan que el arsénico se concentra en los organismos marinos como el copépodo *Eurytemora affinis*, el cirripedio *Balanus improvisus* y el ostión, *Cassostrea virginica*.

Se han encontrado mayores concentraciones de metales pesados como cadmio, cobre, hierro, manganeso, plomo y zinc en el cefalotórax de los crustáceos *Homarus vulgaris* y *Palaemonetes pugio*, que en el abdomen y en el exoesqueleto, lo cual indica que los metales pesados se acumulan en el hepatopáncreas y en las gónadas, ya que estos órganos se encuentran localizados en la parte anterior del cuerpo (Khan *et al.*, 1989). Bjerregaard (1990)

señala que la acumulación de estos órganos se relaciona con la concentración de lípidos, proteínas y el contenido de agua en los tejidos de dichos órganos. Asimismo, se ha encontrado que los crustáceos mesopelágicos acumulan vanadio, cromo, manganeso, fierro, níquel, cobre, zinc, arsénico y cadmio (Ridout *et al.*, 1989); la escalopa japonesa *Mizuhopecten yessoensis* así como otros pectínidos, acumulan cadmio en mayores concentraciones que otros bivalvos. Los metales se encontraron principalmente en los órganos digestivos y excretorios y la concentración fue dependiente de la edad (Evtushenko *et al.*, 1990).

La tolerancia de los organismos marinos a la toxicidad de los metales pesados esta determinada tanto por la intensidad de la captación de estos contaminantes, como por la vía de absorción. Se conoce que los organismos pueden captar los metales pesados por dos vías: directamente del agua como sustancias disueltas y a través del tubo digestivo con el alimento absorbido. La primera vía es importante para los productores primarios y la última lo es para los herbívoros y los carnívoros (Sanders *et al.*, 1989). Esto no significa que los consumidores no puedan captar las sustancias disueltas del medio, ya que no son impermeables. La permeabilidad corporal esta regulada por el sistema endocrino y constituye un efectivo mecanismo, en los organismos acuáticos, que les permite ajustarse al ambiente. Se ha mencionado que la toxicidad del mercurio, por ejemplo, se relaciona con la permeabilidad corporal y que *Artemia* sp. es más tolerante que *Acartia* sp., probablemente porque la primera es la más impermeable (Bryan, 1976).

En los crustáceos la incorporación de metales pesados depende de las fases del proceso de muda. El anfípodo *Elasmopus rapax* en postmuda, incorpora cadmio más rápidamente y en mayor cantidad que durante la intermuda, a niveles incluso letales para la especie (Zanders y Rojas 1992). Es probable que este incremento en la captación del metal se deba a la alta permeabilidad corporal y al aumento en la incorporación de agua durante esta fase del proceso.

La bioacumulación de los metales pesados está también determinada por el control homeostático de los iones en el organismo. En los crustáceos, la acumulación de los metales

esenciales como el zinc, cobre y cromo aparentemente están regulados metabólicamente, en cambio, los metales no esenciales como el cadmio, y el mercurio se acumulan en los tejidos, en altas concentraciones (Bjerregaard, 1990; Rainbow y White, 1989). Esto ha sido comprobado en los anfípodos *Allochestes compressa* (Ahsamullah y Williams, 1991) y *Elasmopus rapax* (Zanders y Rojas 1992) así como en el acocil *Procambarus clarkii* (Giesy *et al.*, 1980)

Por otra parte, la tolerancia esta íntimamente relacionada con las tasas de excreción y de detoxificación de los metales pesados. Los organismos excretan ciertos metales a través de las branquias como ocurre con el zinc en *Carcinus maenas* y *Salmo gairdneri*; se ha postulado que el cobre, podría ser excretado por esta vía, ya que se ha observado un aumento en el número de células del cloro y una disminución de aquellas que secretan mucus. El fierro, puede ser excretado en forma particulada por el manto de *Crassostrea virginica* y por la glándula del biso en *Mytilus edulis*. El zinc se excreta vía orina en las langostas marinas. En *Crangon crangon* y en *Sphaeroma serratus*, existen oros mecanismos de detoxificación de los metales, como el almacenamiento del zinc de los metales pesados en forma de gránulos en las células. En *Pecten maximus*, altas concentraciones de fierro, cobre y cadmio se almacenan en el hígado y el zinc, plomo y manganeso en el riñón (Bryan, 1976).

En el camarón *Penaeus monodon* elevadas concentraciones de cobre se almacenan en granulos en el hepatopáncreas y el plomo en la glándula antenal; posteriormente son eliminados vía heces y orina respectivamente (Vogt y Quinitio, 1994). En los peces se ha encontrado que un mecanismo de detoxificación lo constituyen los corpúsculos intestinales, formados por células mucosas, mucus y gránulos; estos corpúsculos presentan una alta afinidad por el cadmio y se eliminan vía heces (UNEP, 1986).

Green *et al.* (1976) señalan que la muda, es un mecanismo de detoxificación en crustáceos, como ocurre en *Crangon crangon* con respecto al mercurio. En *Palaemonetes pugio*, se observaron mayores concentraciones de cadmio en el exoesqueleto, que de mercurio, cobre o zinc,

lo cual indica que las vías de eliminación son diferentes; en tanto el cadmio se elimina a través del proceso de muda, los otros metales se unen a las metalotioneínas de las células en los tejidos corporales (Khan *et al.*, 1989).

En lo referente a la detoxificación por bioacumulación, se ha observado gran variabilidad entre los organismos de una misma especie en diferentes regiones. Bjerregaard (1990) señala que la acumulación de los metales en los individuos de una población, en una misma localidad, ha recibido poca atención. En *Carcinus maenas*, se observaron diferencias individuales en la acumulación del cadmio, las que se relacionaron con diferencias en las condiciones fisiológicas de los cangrejos. Después de 10 h de exposición, se produjo el transporte del cadmio de la hemolinfa al hepatopáncreas.

La eficiencia de este transporte se relaciona con parámetros tales como la concentración del calcio y magnesio en el hepatopáncreas y con la concentración de proteínas en la hemolinfa. El mecanismo de dicho transporte, tiene una dinámica de saturación, lo cual se comprobó en exposiciones de 2-4 mg Cd/L en agua de mar. Cuando los especímenes se expusieron a concentraciones subletales de cadmio (0.25-1.25 mg/L) por dos semanas, se encontró un aumento dependiente de la cantidad de cadmio unido a fracciones de proteínas de alto peso molecular y en la fracción insoluble del tejido. El autor hace notar que aunque se ha hecho un gran esfuerzo por medir la concentración de los metales en diferentes órganos de animales, tanto en sitios contaminados como no contaminados, los procesos fisiológicos que conducen a la acumulación, son escasamente entendidos.

Los agentes quelantes reducen la bioacumulación de los metales en los tejidos de varios organismos. Comparativamente el cobre, en forma de cloruros, es más tóxico que el cadmio, en el camarón *Pandulus montagu*; ligeramente más tóxico en *Crangon crangon* y menos tóxico en la almeja *Malcoma balthica*. Cuando los metales se quelan con ácido etiléndiamino tetraacético (EDTA), su toxicidad cambia. El cobre quelado es menos tóxico que el cadmio en *P. montagu* y en *C. crangon*; sin embargo, el cobre es más tóxico que el cadmio en *M. balthica*. La quelación del cadmio, reduce el factor de

bioconcentración en esta especie en un 45% y en un 25% en *P. montagu*. En este trabajo se demostró que la quelación del cobre y del cadmio, reducen la toxicidad. No obstante, esta reducción no es universal entre los invertebrados marinos (McLeese y Ray, 1986).

En el concepto de toxicidad, esta implícita la muerte del organismo o las alteraciones importantes en su integridad biológica. Los contaminantes pueden modificar las funciones fisiológicas normales del organismo, reduciendo su oportunidad de sobrevivencia en el medio natural. Al respecto, es necesario tener en cuenta que la influencia de los metales pesados, varía dependiendo del metal de que se trate (Vernberg *et al.*, 1974).

A la fecha, poco se conoce acerca de las perturbaciones en los mecanismos fisiológicos que producen los contaminantes en concentraciones letales y especialmente subletales. En *Carcinus maenas* expuesto a concentraciones subletales de cobre (0.5 mg/L) se han observado el desarrollo de una acidosis metabólica. La acidosis, probablemente resultado del desbalance de cationes y aniones, es limitada inicialmente por una hipocapnia, lo cual implica un aumento en la ventilación de la branquia, ya que también se observaron niveles bajos de lactato durante el periodo de exposición. En presencia de concentraciones mayores de cobre (0.1 mg/L), el cangrejo presentó acidosis metabólica sin hipocapnia compensadora y la muerte se asoció con hipercapnia y lactoacidosis, lo que implica perturbación branquial con una concomitante alteración en el intercambio de gases. Así, el mecanismo letal se atribuye, en este caso, a la hipoxia tisular. Cabe destacar que también se observó un incremento notorio del calcio, lo que sugiere que la acidosis puede ser taponada por carbonato de calcio, movilizado del tejido óseo (Boitel y Truchot, 1989).

Thurberg *et al.*, (1973) encontraron en *C. maenas* que el cadmio eleva significativamente la presión osmótica de la hemolinfa. El cadmio, el zinc y el mercurio modifican la concentración osmótica de los isópodos marinos *Idotea neglecta* e *I. balthica* y del isópodo estuarino *Jaera albifrons* (Jones, 1975). Tales modificaciones en la función osmorreguladora se relacionan con alteraciones en la estructura del tejido branquial y en la permeabilidad.

Al respecto Pequeux (1995) señala que independientemente de si la intoxicación por metales pesados es aguda o crónica, es evidente el cambio en el potencial transepitelial de las branquias, lo que provoca severas alteraciones de las propiedades de permeabilidad y transporte del tejido, en particular en los flujos iónicos normales de sodio y cloruro. A su vez, la pérdida de la permeabilidad branquial se relaciona con la interferencia de los iones con los enlaces normales del calcio en las membranas y en las uniones intercelulares, debido a la interacción competitiva de los metales pesados por los sitios de unión del calcio.

Es consenso general que las especies estuarinas son más susceptibles que las marinas a la acción tóxica de los metales pesados. En las especies estuarinas los procesos de osmoregulación son activos debido a las variaciones de la salinidad, pero al sumarse la acción deletérea de los metales pesados con las fluctuaciones estresantes de la salinidad la toxicidad de estos se incrementa, lo que representa un serio problema.

La sensibilidad de los organismos a los contaminantes es modificada por los estadios de desarrollo y por la capacidad de adaptación de las especies. En postlarvas de *Penaeus setiferus*, expuestas a concentraciones subletales de mercurio no se detectaron alteraciones en la tasa respiratoria. Estos datos sugieren que los niveles del metal no son fisiológicamente estresantes, o bien, que los animales tienen la capacidad de adaptarse a bajas concentraciones del tóxico. Cabe hacer notar que tampoco se encontraron cambios significativos, provocados por el mercurio, en la tasa de muda ni en la tasa de crecimiento de los camarones (Green *et al.*, 1976).

En cambio, en otros crustáceos como *Artemia* sp., el cadmio es tóxico para los nauplios y las formas prenauplios son mucho más sensibles que en el estadio posterior; la presencia del metal retarda el desarrollo y la eclosión de las larvas. Los mecanismos mediante los cuales el cadmio retarda el desarrollo no se conocen, pero se postula que esto ocurre debido a una inhibición en la ruptura de la membrana, o bien que el cadmio podría bloquear directamente el desarrollo, impidiendo que la larva eclosiona (Bagshaw *et al.*, 1986).

Las larvas de *Uca pugilator*, expuestas a la acción del mercurio y del cadmio, fueron varios ordenes de magnitud más sensibles que los adultos. A concentraciones subletales para los adultos, las larvas sobrevivieron por 24 h solamente (Vernberg *et al.*, 1974). De igual manera, los ejemplares más jóvenes del camarón *Crangon crangon* fueron más sensibles al efecto tóxico del arsénico que los individuos de mayor talla (Madsen, 1992).

Para determinar el efecto tóxico de algunas sustancias sobre el organismo, se utiliza la tasa respiratoria, como el consumo de oxígeno y los movimientos ventilatorios en peces. Es necesario destacar que la tasa de ventilación ofrece dos medios para medir dicho efecto, ya que el consumo de oxígeno está relacionado con el volumen de agua que pasa por las branquias, producido por el movimiento ventilatorio y porque el tejido branquial es a menudo lesionado por los tóxicos contenidos en el agua. Además se debe tener en cuenta que el consumo de oxígeno es influido por las numerosas variables del medio como la temperatura, salinidad, la concentración de oxígeno disuelto, el fotoperiodo y por el estado reproductivo y el nivel de actividad del organismo, entre otras (Cairns y van der Schalie, 1982). En *Uca pugilator* expuesto a 1.8 ppb de Hg la tasa de consumo de oxígeno en la zoea I disminuyó, en tanto que la zoea II la tasa no cambió con respecto a los controles (Vernberg *et al.*, 1974).

Se conoce que el efecto de ciertos contaminantes es mayor cuando la concentración de oxígeno en el medio disminuye. Los animales son capaces de tolerar una reducción en el oxígeno ambiental producido por las temperaturas altas, pero si se suma el estrés producido por un tóxico, puede ser letal. En ambientes hipotóxicos, el organismo puede compensar la carencia de oxígeno, aumentando el volumen de ventilación branquial. En esta situación se incrementa la captación de oxígeno pero también se incrementa la captación de sustancias tóxicas (Cairns *et al.*, 1975; Hughes, 1976; Cairns y Garton, 1982)

Para los estudios de contaminación, la evaluación de la respuesta respiratoria es importante. En peces se ha observado que, en presencia de metales pesados, aumenta el consumo de oxígeno (Hughes, 1976).

Desde el punto de vista toxicológico, las implicaciones que tiene la alta temperatura son varias y muy complejas, e incluso puede por sí misma, ser un factor letal. La muerte del organismo, en tales circunstancias, se debe principalmente a la anoxia tisular. A temperaturas altas subletales, ocurre un aumento en la demanda metabólica (Cairns *et al.*, 1975). Por lo tanto, el efecto de cualquier tóxico que interfiera con los mecanismos de captación de oxígeno a nivel branquial y que actúe sobre las enzimas involucradas en el metabolismo oxidativo, o que aumente los requerimientos metabólicos, será potenciado por la temperatura. Al aspecto Cairns y Garton (1982) señalan que el cadmio produce bradicardia en peces, similar a la observada en ambientes hipóxicos y que el zinc reduce la capacidad de la sangre para transportar oxígeno. El cobre, el cadmio y el zinc, interfieren la captación de oxígeno a nivel branquial (Hughes, 1976).

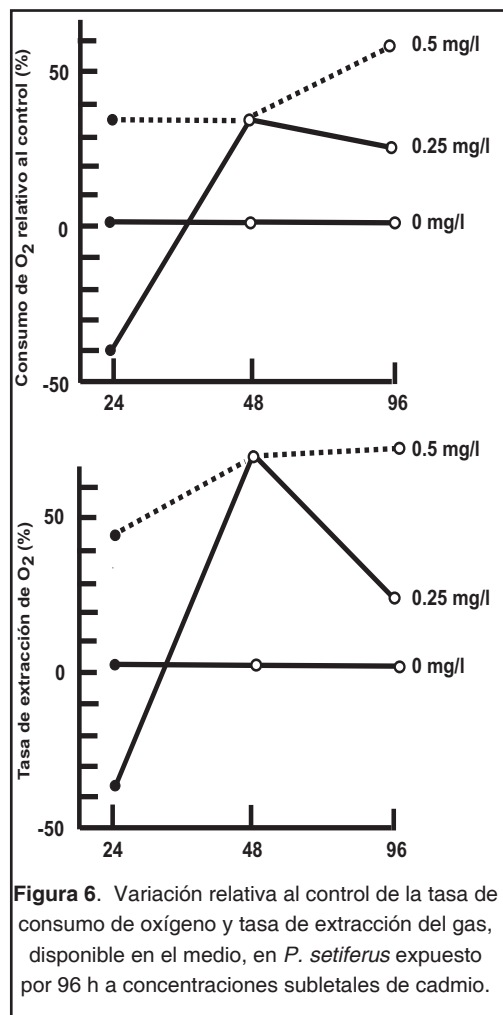
Los cangrejos adultos de *Uca pugilator* pueden tolerar altas concentraciones de mercurio y cadmio por largos periodos, siempre que la temperatura y la salinidad sean óptimas; en condiciones adversas con respecto a estos factores, el tiempo de sobrevivencia de los animales expuestos a los contaminantes, se redujo significativamente. La muerte se atribuyó por una parte, a las perturbaciones que provocaron los metales pesados sobre las funciones respiratorias asociadas con la acumulación en branquias y por otra, a las alteraciones en la osmoregulación. Las respuestas fisiológicas de las larvas también reflejaron el estrés impuesto por las condiciones ambientales subóptimas y por los metales pesados en concentraciones subletales. El efecto inmediato fue la disminución de la tasa metabólica. Dicha disminución en las zoea I de *Uca pugilator* expuestas al cadmio determinó la incapacidad de capturar alimento o de escapar de los depredadores. El cadmio afectó la tasa metabólica de las larvas, en condiciones óptimas de temperatura y salinidad, en mayor grado que el mercurio, aunque este fue más tóxico a mayores concentraciones (Vernberg *et al.*, 1974).

La disminución en el consumo de oxígeno también ha sido reportado para *Crangon crangon* por efecto del arsénico (Madsen, 1992) y para *Procambarus clarkii* por efecto del plomo (Torreblanca *et al.*, 1987).

En ejemplares juveniles de *Penaeus aztecus* y *Penaeus setiferus* de la laguna de Tamiahua, Veracruz, se midió la concentración letal media (CL₅₀-96 h) del cadmio (Espina, Vanegas, y Botello, no publicado). Los resultados indicaron que los juveniles de *P. aztecus* fueron más sensibles que los de *P. setiferus* ya que las CL₅₀ obtenidas fueron 1.32 y de 3.04 mg Cd/L respectivamente.

Ambas especies se aclimataron a la temperatura y a la salinidad correspondientes a punto isosmótico de los juveniles. En concentraciones subletales de 0.25 y 0.50 mg Cd/L, el cadmio afectó significativamente la tasa respiratoria de *P. setiferus*, evaluada a través del consumo de oxígeno y la tasa de extracción del gas, del disponible en el medio, después de 24 h de exposición (Fig. 6). El comportamiento de ambas tasas fue similar en la menor en la menor concentración donde se produjo una inhibición importante (40%). En cambio, en la concentración mayor, mientras que el consumo de oxígeno aumento en un 34%, la tasa de extracción solo se incrementó en un 25%. Se comprobó que el cadmio, en concentraciones subletales, afecta la tasa respiratoria de los camarones estuariños, al igual que en otros crustáceos (Thurberg *et al.*, 1973; Gaudy *et al.*, 1991, Zanders y Rojas, 1992), lo cual se atribuye a la inhibición enzimática (Green, 1976). Por otra parte, cuando los camarones se expusieron a 0.5 mg Cd/L la tasa metabólica aumentó, como ocurre en especies tolerantes (Calow y Sibly, 1990). Este incremento puede ser reflejo tanto del aumento locomotor, como de la actividad de las bombas ventilatorias (Hughes, 1976). En dicha concentración, la tasa de extracción no se elevó de manera similar a la del consumo de oxígeno, por lo cual se puede inferir que el cadmio produjo perturbaciones a otros niveles.

Repuestas similares se observaron en juveniles de *P. setiferus* de la laguna de Términos, Campeche, expuestos a concentraciones subletales de cadmio (Castro, 1995) y de zinc (Vanegas y Espina, no publicado) en los que además se observaron cambios en la razón atómica O/N. Los valores de la razón indicaron una mayor utilización de lípidos y proteínas, como substrato metabólico, en los camarones expuestos a las mayores concentraciones de los metales que en los grupos testigo.



En el místico *Lypomisis lingvura* expuesto a concentraciones subletales menores a 0.1 mg Cd/L, se observó una disminución en la tasa de consumo de oxígeno. En otras especies de invertebrados, se ha observado que el cadmio puede inhibir, aumentar o no producir cambios notorios en la respuesta respiratoria. Al parecer, la intoxicación con cadmio presenta dos fases, la primera se caracteriza por el incremento de la demanda de ATP a lo cual el organismo responde aumentando la fosforilación oxidativa; esto se asocia con una respuesta de tipo adaptativo ante la contaminación. La segunda fase es de intoxicación severa, en ella el organismo ya no puede responder a la demanda energética y el consumo de oxígeno baja, lo cual le causa la muerte. De hecho, los cambios en la tasa respiratoria se pueden relacionar directamente con una inhibición enzimática.

Paralelamente se comprobó que el cadmio inhibía la actividad de las hidrolasas de la segunda fase. En consecuencia, la capacidad de asimilación disminuye, lo cual se manifiesta en la reducida cantidad de heces que producen los organismos. Así, por una parte el animal requiere energía y por otra, no puede obtenerla de su fuente, el alimento. El cadmio, aun en niveles subletales afecta varias respuestas fisiológicas, a nivel respiratorio, nutricional y excretor, todas ellas dependientes de la temperatura (Gaudy *et al.*, 1991).

Calow y Sibly (1990) destacan la considerable importancia ecológica del campo de actividad metabólico, ya que influye sobre la distribución, el crecimiento y la reproducción de los organismos, por lo tanto, determina su abundancia en los ecosistemas.

La temperatura influye en el campo de actividad como la diferencia entre el metabolismo estándar (basal) y el activo. Los límites de actividad máxima se sitúan dentro de la zona de tolerancia al factor de una especie en particular el campo de actividad puede disminuir en presencia de los metales pesados, al aumentar los requerimientos metabólicos. En presencia de los contaminantes las especies tolerantes, aumentan su tasa metabólica, es decir, despliegan sus respuestas de resistencia. En dichas especies el campo de crecimiento disminuye, pero sus oportunidades de sobrevivencia aumentan puede ser lo que constituye una ventaja, siempre y cuando la reducción no sea importante (Calow y Sibly, 1990).

Cabe destacar que el aumento del consumo de oxígeno, puede ser reflejo de la actividad locomotora asociada con la respuesta de escape del animal a las condiciones adversas, aunque también se puede atribuir al aumento de la actividad de las bombas ventilatorias. En referencia a la temperatura, es posible mencionar que al aumentar esta, los mecanismos de detoxificación y los procesos excretorios de los organismos también aumentan, lo cual cancelaría el efecto de la temperatura (Hughes, 1976).

Los metales pesados, a niveles subletales, pueden alterar los procesos de alimentación, la actividad natatoria y el aprendizaje de los peces; el zinc y el cobre inhiben el crecimiento de peces y crustáceos y de prácticamente

todos los organismos marinos; el mercurio y el cobre inhiben el asentamiento de las larvas, en concentraciones subletales (Bryan, 1976). El cobre a bajas concentraciones altera la tasa de filtración de *Mytilus californianus*, lo cual se ha atribuido a la acción del metal sobre neurotransmisores del ganglio visceral, íntimamente relacionados con la actividad ciliar de las branquias; esta respuesta puede representar un índice de toxicidad temprana (Smith, 1985). Alteraciones similares en la tasa de filtración por efecto del cadmio, el cobre y el zinc han ido observadas en *Crassostrea gigas* (Lin *et al.*, 1992).

Los quimiorreceptores de los peces intervienen en diversos y numerosos procesos como son el apareamiento, las migraciones reproductivas, la formación de cardúmenes, el reconocimiento de predadores y la alimentación. Un estudio sobre el efecto de la toxicidad aguda del mercurio, cobre y zinc sobre la olfacción de *Coho salmon*, reveló que el cobre y el mercurio inhiben el comportamiento de evitación a la serina; en cambio el zinc, no tuvo efecto visible sobre la olfacción. La L-serina como otros aminoácidos, son componentes de una gama de olores naturales; en los peces, son potentes odoríficos (Rehnberg y Schreck, 1986).

Las pinturas que se emplean para evitar organismos incrustantes en los casos de los barcos y otro medios de transporte marítimo contienen estaño; el metal se libera paulatinamente

al medio marino y forma compuestos orgánicos como los tri, di y monoalquinos. Hawkins y Hutchinson (1990) demostraron que dichos compuestos afectan directamente las poblaciones de gasterópodos *Nucella lapidus* y *Ocenebra erinacea*, debido a que en presencia de los contaminantes las hembras se transforman en machos con la subsecuente esterilidad. También el tributill estaño es tóxico para *Scrobicularia plana* en concentraciones que exceden 0.3 mg Sn/g de sedimentos, aunque la respuesta más sensible descubierta hasta ahora es la inhibición de la reproducción en gasterópodos del suborden Stenoglossa, *N. lapidus*. El síndrome conocido como imposición de sexo -"imposex"- es inducido por concentraciones menores de 1 mg Sn/L y su intensidad es dependiente de la concentración. La frecuencia del imposex en *Nucella*, se considera un excelente índice de bajos niveles de tributill estaño en el ambiente, a la vez que la esterilidad puede ser usada para determinar el impacto sobre la estructura de la población (Langton *et al.*, 1990; Spence *et al.*, 1990).

En el trabajo del grupo de expertos de las Naciones Unidas (GESAMP, 1985) se señala que 1 mg Sn/L de compuestos orgánicos del estaño, son deletéreos para los organismos marinos. En mayor concentración es dañina para los estadios tempranos de varias especies, particularmente para crustáceos y moluscos.

LODOS DE PERFORACIÓN

El impacto sobre la biota marina de la combinación de contaminantes contenidos en el petróleo y en los lodos de perforación como metales pesados e hidrocarburos, se ha medido de diversas maneras: en experimentos controlados de laboratorio y en mesocosmos; en gradientes en el campo parcialmente controlados y a distancias variables de los sitios donde se lleva a cabo las operaciones de extracción petrolera.

Al respecto, el panorama general es confuso y no resulta fácil extrapolar los resultados de los ensayos o de las mediciones hechas en experimentos controlados en situaciones globales a nivel de ecosistema. Por ejemplo, aunque los organismos pueden acumular metales pe-

sados e hidrocarburos derivados del petróleo, no se han encontrado diferencias significativas entre varias especies de diversos grupos biológicos (crustáceos decapados, estomatópodos y equinodermos), colectados en sitios cercanos a los sitios de perforación, antes y después de haberse llevado a cabo las operaciones pertinentes (Gettleton, 1980).

Este autor cita que el fitano y las n-parafinas encontradas en *Penaeus aztecus*, recolectados después de operaciones petroleras hechas en el Golfo de México, sugieren fuertemente que eran originarias del petróleo. Sin embargo, mencionan que como los análisis fueron posteriores a las perforaciones, no se puede afirmar

que esto se deba a las actividades realizadas. También indica que los peces demersales estaban en buenas condiciones antes y después de dichas operaciones y que en los corales no se observaron efectos positivos ni negativos, en cuanto a mortalidad, estrés o crecimiento.

Gettleson (1980) menciona también que en el Golfo de México se ha perforado un área que abarca 62,800 km², lo cual comprende el 20% de la plataforma continental de USA en la zona; un pozo típico descarga entre 250 a 100 toneladas de lodos en una operación completa, en tanto que el río Mississippi descarga un millón de toneladas por día en promedio. De lo anterior, el autor infiere que los efectos potencialmente deletéreos solo se concretarían si se combinaran las descargas de varios pozos, lo que no ocurre puesto que esta regulado por ley. También opina que si las descargas tuvieran efectos subletales acumulativos estos podrían ser deletéreos, pero no hay evidencias que confirmen tal suposición. Además menciona que los bioensayos de laboratorio en los cuales se ha comprobado el efecto tóxico de los lodos de perforación, no son realistas en cuanto a apreciar la toxicidad de sus componentes en el campo; señala también que en dichos estudios se ha demostrado que la barita y la bentonita no son tóxicos y que en los estudios llevados a cabo en el campo no se han detectado variaciones ni en la distribución, ni en la abundancia de los organismos en los sitios aledaños al lugar donde se efectúan las perforaciones.

Otros investigadores refieren que las descargas de los lodos de perforación no dañan los organismos y por el contrario, las acumulaciones de petróleo en el fondo marino y las pilas de rocas que se desprenden podrían tener un efecto benéfico; la inocuidad de los compo-

nentes se debería a que los lodos serían rápidamente dispersados y diluidos en el mar (Monaghan *et al.*, 1980).

En contraste, en un estudio realizado sobre siete especies de corales escleractinios de los géneros *Acropora*, *Montastrea*, *Potire*, *Dichocoenia* y *Agaricia*, expuestas a 100, 316 y 1000 ml/L de lodos de perforación, se menciona que en las dos primeras concentraciones murieron *Agaricia* y *Montastrea*, a las 75 h de exposición y *Acropora* a las 65 h y en la última concentración, murieron todos los pólipos (Thompson *et al.*, 1980).

En el cangrejo amarillo *Cancer anthony* se investigó la acción de once metales pesados contenidos en los lodos de perforación (Mcdonald *et al.*, 1988). Los resultados de este trabajo indican que el cloruro férrico retarda la eclosión de los embriones del cangrejo. El cadmio, cromo, mercurio, cobre y zinc fueron altamente tóxicos para los embriones de la especie, al igual para los de *Cancer magister*. En este estudio se encontró que el cromo IV fue el más tóxico para *C. anthony* que para *C. magister* y que el cobre retardó la eclosión de *C. anthony* en concentraciones 100 veces más bajas que aquellas que provocaron mortalidad. El manganeso interfirió la eclosión de este metal así como el fierro afectaron la sobrevivencia de los embriones. En dicha investigación las pruebas para la determinación de la CL₅₀ de los embriones, se tardaron más de 96 h (Mcdonald *et al.*, 1988).

El contraste de los resultados obtenidos en los trabajos antes referidos, crea dudas sobre la posibilidad de llegar a conclusiones globales que sirvan de base para normar las actividades del hombre en este campo.

HIDROCARBUROS DERIVADOS DEL PETRÓLEO

El petróleo tanto en su forma cruda como refinada es uno de los xenobióticos potencialmente tóxicos para la biota acuática; ocasiona severas alteraciones metabólicas en los organismos y repercute en última instancia, en cambios estructurales y funcionales en los ecosistemas marinos (Davison *et al.*, 1992).

El efecto del petróleo sobre los organismos o estuarinos, se debe principalmente a los hidrocarburos presentes en la fase acuosa, ya sea en solución o en dispersión. Independientemente del tipo de petróleo, la mortalidad de los organismos ocurre en las primeras 24 h. En estudios de laboratorio se encontró que la fracción

soluble en agua (FSA) del petróleo proveniente del derrame del pozo Ixtoc I en el Golfo de México, fue letal para *Penaeus aztecus* cuando los camarones juveniles se expusieron por 24 h a las concentraciones de 43% FSA y la CL_{50} - 24 h se obtuvo en 25% FSA. Dicha prueba de toxicidad se efectuó en condiciones de 30 °C y 23‰ de salinidad, consideradas óptimas para los especímenes provenientes de la laguna de Tamiahua, Veracruz (Barrera, 1982; Barrera y Espina, 1984).

A su vez, Wang y Stickle (1987) señalan la alta tolerancia de los juveniles de *Callinectes similis* a la FSA del petróleo crudo South Louisiana; la CL_{50} obtenida en 21 días de exposición fue de 4501 ppb.

El naftaleno, e uno de los componentes mas tóxicos del petróleo; en anfípodos *Gammarus mucronatus* y *Amphithoe valida*, concentraciones menores de 0.8 ppm son letales y el dimetilftaleno, es más tóxico que el compuesto aislado; lo mismo ocurre con el benceno sustituido. También se postula un efecto sinérgico entre los componentes aromáticos del petróleo (Lee y Nicol, 1978).

Tanto moluscos como crustáceos y peces pueden acumular hidrocarburos derivados del petróleo en los tejidos. Las evidencias sugieren que los hidrocarburos aromáticos se acumulan rápidamente y en concentraciones mayores que los alcanos. A la vez que se retienen por periodos mas largos en los tejidos del animal. Los moluscos captan los hidrocarburos del petróleo más lentamente que los crustáceos, pero los acumulan en altas concentraciones y los liberan más lentamente (Anderson *et al.*, 1974).

En los bivalvos, los hidrocarburos de petróleo se acumulan rápidamente en la glándula digestiva; a nivel branquial también se registra una acumulación considerable (Axial *et al.*, 1988). Dicha glándula es un órgano rico en lípidos y al igual que el hepatopáncreas en crustáceos y el hígado en peces, es el principal sitio de acumulación y excreción de materiales solubles en lípidos, como los hidrocarburos y los plaguicidas (Axial *et al.*, 1988; Reddy y Rao, 1989; Lemaire *et al.*, 1992 y Jobling, 1994).

En crustáceos, el ciclo de muda también determina el grado de acumulación de los hidro-

carburos derivados del petróleo. En adultos de la jaiba *Callinectes similis* del medio natural, los hidrocarburos policíclicos aromáticos se acumularon en mayor proporción en organismos recién mudados (estadio A) que en aquellos en estado de intermisa (estadio C). Estas diferencias se pueden deber al aumento de la permeabilidad del exoesqueleto, al incremento de la captación de agua durante la fase de postmuda o a la inhibición de los mecanismos de detoxificación (Mothershead y Hale, 1992).

El benceno es el hidrocarburo aromático más abundante del petróleo crudo, ya que comprende aproximadamente el 20% de su composición; es relativamente soluble en agua y se encuentra entre los más tóxicos. Entre 5 y 50 ppm, el benceno induce un considerable estrés fisiológico en los huevos y larvas de la sardina *Clupea payáis* y de la anchoa *Engraulis mordax*. A bajas concentraciones, se observa un notorio aumento en la tasa de consumo de oxígeno en las larvas, con subsecuente costo metabólico debido al estrés. A concentraciones mayores, la tasa metabólica disminuye, lo cual se atribuye al efecto del benceno como narcótico; las exposiciones de los huevos al benceno induce anomalías en los embriones (Struhsaker y Eldridge, 1974).

Los estudios sobre las poblaciones de camarones peneidos de la sonda de Campeche, indican que los hidrocarburos provenientes del petróleo, no producen efectos detectables que se puedan adjudicar a las actividades petroleras desarrolladas en esta área del Golfo de México; las concentraciones de hidrocarburos registradas en los tejidos de *Penaeus aztecus*, *P. setiferus* y *P. duorarum*, no se consideraron críticas (Botello *et al.*, 1992). Anteriormente se había demostrado que la ingestión de una dieta contaminada con petróleo crudo (3 mg/g peso húmedo del alimento) no alteraba el crecimiento de los camarones (Botello, 1975).

En organismos juveniles de *Penaeus aztecus* de la laguna de Tamiahua, Veracruz, expuestas a la fracción soluble en agua (FSA) del petróleo crudo en Ixtoc I, se midió la concentración osmótica de la hemolinfa de ejemplares aclimatados a 30°C y 23‰ a la salinidad del punto isosmótico de la especie, a esa temperatura. Las concentraciones utilizadas fueron 19.2, 24.2 y 30.5% FSA esta disminuyó signifi-

cativamente (14%). La CL_{50} -24h de los camarones se calculo en 25% (Barrera, 1982; Barrera y Espina, 1984).

En el caso de *P. aztecus* se ha reportado que tiene la capacidad de regular la presión osmótica de su medio interno, tanto a bajas como a altas salinidades, en temperaturas de 20 y 30°C (Espina *et al.*, 1976; Sánchez, 1979). La respuesta osmorreguladora se relaciona con una disminución de la permeabilidad; en el punto isosmótico se ha encontrado la mayor reducción de varios crustáceos. Se postula que la disminución de la permeabilidad concuerda con una osmoregulación activa (Roesijadi *et al.*, 1976a). Tomando en cuenta lo anterior, se podría atribuir la respuesta observada en la mayor concentración 30.5% FSA al deterioro fisiológico de los animales ya que en dicha concentración se produjo la muerte del 75% de la muestra, mientras que en 19.2% FSA solo murió el 15% de los organismos. En estas condiciones, los sobrevivientes estarían aún en condiciones de mantener los mecanismos de regulación, los cuales dejarían de ser efectivos cuando los camarones se exponen 24% FSA. Obviamente, es necesario conocer la concentración de los hidrocarburos en los tejidos de los especímenes para poder comprobar esta hipótesis (Widdows y Donkin, 1991).

Morales-Loo y Goutx (1990) comprobaron que la FSA del petróleo mexicano "Istmo Cactus" perturba el crecimiento de algas en cultivo, lo cual se asocia con alteraciones en los mecanismos fotosintéticos de las baciliarofitas, crisófitas y clorofitas; algunas baciliarofitas, cianofitas, fueron menos sensibles.

Considerando que la tasa metabólica es una medida global de la condición funcional de un animal, se ha elegido para estudiar el efecto de mezclas de petróleos y agua, a concentraciones subletales, en animales estuarinos. En el pez *Cyprinodon variegatus*, Anderson *et al.* (1974) midieron la tasa respiratoria de ejemplares expuestos a 4 tipos de petróleo; observaron que tanto la dirección del cambio (aumento o disminución) como la magnitud del mismo, dependía de la concentración. En los crustáceos *Penaeus* y *Palaemonetes*, la tasa respiratoria disminuyó ligeramente, durante o inmediatamente después de la exposición. Sorpresivamente, la magnitud del cambio en la

tasa fue mayor en las concentraciones menores (Anderson *et al.*, 1974).

Por otra parte, Lauglin y Neff (1980) observaron que el consumo de oxígeno se incrementaba en larvas y juveniles de *Rhithropanopeus harrissi*, expuestos al fenantreno.

El efecto de los hidrocarburos de petróleo sobre el metabolismo aerobio de los organismos, depende del efecto combinado de numerosos factores, tanto abióticos como bióticos, entre los que destacan la temperatura, la salinidad y la composición de los hidrocarburos, así como la tolerancia de las especies.

En el pez antártico *Pagothenia brochgrevinki* expuesto a 50 y 100% de la fracción soluble del petróleo en agua (FSA) no se observó mortalidad, pero la tasa metabólica se incrementó de 80 a 120% y en un 50 % el hematocrito en sangre (Davison *et al.*, 1992). Los autores señalan que en los peces expuestos por plazos cortos a la FSA, se observó alteración en el balance de los electrolitos, lo cual lo atribuyen a modificaciones en la concentración de catecolaminas y corticoesteroides en el plasma; en exposiciones crónicas, la perturbación hidromineral fue consecuencia del deterioro morfológico y funcional de las branquias.

La fracción soluble en agua del petróleo crudo, produce cambios en la respiración y el crecimiento de *Crangon crangon* a 10, 15 y 20°C. las exposiciones agudas redujeron la tasa de consumo de oxígeno entre 10 y 15°C, aumento en los 20°C, y el crecimiento se redujo en relación a la concentración de FSA. La exposición crónica, provocó una disminución en ambas tasas a medida que aumentó la concentración. La mortalidad se incrementó debido a la presencia de FSA y fue mayor a concentraciones mas altas (Edwards, 1978).

En *Mytilus edulis* se ha investigado el efecto del FSA del petróleo Esso Extra 2; los ejemplares presentaron inhibición significativa en la tasa de consumo de oxígeno (Dunning y Major, 1974). Este estudio se realizó en animales intactos y con el músculo aductor seccionado, de manera tal que fue posible distinguir las causas de la disminución de la captación de oxígeno. Por una parte los resultados se atribuyeron al cierre de las valvas y por otra, a la activi-

dad reducida de los cilios de las branquias. Se sugiere que los derivados del petróleo tienen una acción anestésica sobre la actividad ciliar. Tampoco se descarta la posibilidad que la secreción de mucus interfiera con la captación de oxígeno; además el petróleo inhibió la secreción de hilos bisales. Si se considera que *Mytilus edulis* vive expuesto a la acción de las olas, en la zona intermareal, se comprenderán las implicaciones del hecho que los contaminantes interfieran con la capacidad del animal de adherirse a las rocas. El cierre de las valvas de los animales intactos, disminuye con el tiempo de exposición a la influencia del petróleo y por tanto, serán presa fácil de los depredadores.

Asimismo, en un experimento diseñado para medir el efecto a largo plazo de la fracción soluble en agua (FSA) del petróleo crudo sobre el isópodo marino *Sphaeroma quadridentatus* en estadio juvenil, los ejemplares se expusieron a concentraciones de FSA desde 0.1 hasta 15% a 24°C. Los especímenes crecieron y se reprodujeron, pero en la concentración de 1% de FSA, la fecundidad disminuyó y la tasa de crecimiento fue afectada adversamente en niveles menores de 3% FSA. Cuando los organismos se trasladaron a agua limpia, a las cinco semanas habían muerto el 75% de los animales expuestos al 1% de FSA (Lee, 1978). Por tanto se puede concluir que una población de *Sphaeroma* expuesta a concentraciones tan bajas como 0.2 ppm, podría desaparecer, aun que los individuos llegaran a la madurez.

En condiciones naturales el aumento de la mortalidad y la reducción del crecimiento de organismos expuestos al petróleo (FSA), puede producir una disminución en la biomasa de la población, lo cual repercutiría en la reducción del flujo de energía hacia otros niveles de organización biológica (Edwards, 1978).

Los estudios sobre bioenergética integran las funciones fisiológicas básicas de los organismos, en el campo de crecimiento (CDC), por lo que se considera como el enfoque más adecuado para evaluar los efectos subletales de los xenobióticos en los organismos marinos. Así, el CDC se ha empleado exitosamente

como indicador del estrés causado por los hidrocarburos tanto en estudios de laboratorio como en poblaciones naturales (Wang y Stickle, 1987; Widdows *et al.*, 1990; Viarengo y Canesi, 1991).

En *Venus verrucosa* se ha demostrado que la presencia de hidrocarburos del petróleo, afecta negativamente el CDC del animal debido a que disminuye la tasa de alimentación. Los hidrocarburos del petróleo alteran la actividad de los cilios de las branquias del bivalvo, los cuales pierden la capacidad para retener partículas menores de 6 mm y aumenta la producción de mucus. Todas estas perturbaciones dan cuenta de la inhibición observada en la tasa de alimentación del molusco (Axial y George, 1987).

Resultados similares han sido reportados en crustáceos. En los juveniles de *Callinectes similis* expuestos a concentraciones subletales de FSA de petróleo (820, 1476 y 2504 ppb) se observó una reducción significativa en el campo de crecimiento dosis-dependiente. Asimismo, se observó una disminución en la biomasa y extensión del periodo de intermuda, relacionados directamente con la concentración de hidrocarburos. La reducción del campo de crecimiento se debió fundamentalmente a la alteración en las tasas de ingestión y de asimilación del alimento. Tal reducción en el consumo del alimento puede ser atribuido al efecto narcótico de los compuestos (Wang y Stickle, 1987)

En investigaciones realizadas en ecosistemas experimentales donde se midió el efecto crónico de bajos niveles de petróleo disperso en agua, sobre la macrofauna y la meiofauna, se encontró que la contaminación simulada produjo una disminución de la diversidad en los grupos testigo, altamente significativa (Grassle, 1989). En cambio en el medio natural, un importante derrame de petróleo no afectó la estructura de las comunidades de peces (Yáñez-Arancibia, 1986). El autor se refiere al derrame de un pozo petrolero (Ixtoc I) en la plataforma continental frente a Campeche, en el Golfo de México; los estudios se llevaron a cabo en la sonda de Campeche como en la laguna de Términos.

MEZCLAS DE PETRÓLEO Y OTROS CONTAMINANTES

Como se señaló previamente, una respuesta integradora de la relación organismo-medio, es sin duda la medición de la energía potencial de crecimiento (CDC) basada en el análisis fisiológico del balance de energía del organismo. Entre los factores del medio se consideran todas las variables ambientales, incluidos los tóxicos.

Al respecto, Widdows y Johnson (1988), utilizaron en *Mytilus edulis* los procedimientos de la energética fisiológica para cuantificar el efecto de los metales y del petróleo sobre los organismos. Evaluaron el funcionamiento de los animales a través del campo de crecimiento y de la eficiencia de crecimiento, en ejemplares expuestos a un gradiente de contaminación en el campo y en el mesocosmos. Los resultados evidenciaron el efecto deletéreo del cobre y del petróleo diesel por la disminución del CDC, dependiente de las concentraciones. Encontraron también una clara correlación entre la disminución del CDC y la concentración de hidrocarburos aromáticos en los tejidos del organismo; una correlación similar se observó con el cobre. La disminución en la energía potencial de crecimiento se atribuyó a la acción de los hidrocarburos, especialmente de los aromáticos, sobre la tasa de filtración del bivalvo "en un intervalo de concentraciones que representan mas de tres ordenes de magnitud, sin umbral". El cobre, en cambio, ejerció efectos sobre las tasas de alimentación y crecimiento en intervalos más estrechos, con un efecto umbral entre 5 y 10 mg Cu/L y una marcada inhibición en 20 mg Cu/L.

Widdows *et al.* (1990) midieron también el campo de crecimiento en el mejillón *Arca zebra* expuesto a un gradiente de contaminación en medio natural; evaluaron los contaminantes potencialmente tóxicos, como metales traza, al-

quietaño, bifenilos policlorados, hidrocarburos aromáticos y alifáticos del petróleo y sus derivados. Estos contaminantes se encontraron en los tejidos del mejillón y se correlacionaron con una disminución en el campo de crecimiento, atribuible a una disminución en la tasa de alimentación. El compuesto de estaño produjo un aumento en la tasa de consumo de oxígeno, con perturbaciones a nivel de la fosforilación oxidativa. Los hidrocarburos y sus derivados provocaron una disminución del 50%. En la tasa de filtración. El campo de crecimiento no solo proporciona una manera de identificar las clases de contaminantes tóxicos en el medio que producen reducción en esta tasa, sino también es indicativo del modo de acción de estos. Así, la interpretación ecotoxicológica de los datos de los residuos de los contaminantes en los tejidos de *Arca zebra*, indicaron que los derivados del petróleo y el alquietaño, contribuyen principalmente a la reducción de la energía potencial de crecimiento, con valores de 65-79% y de 21-35% respectivamente.

También se intentó medir el campo de crecimiento de el caracol *Littorina littorea*; sin embargo debido a las serias dificultades para determinar algunas de las respuestas fisiológicas necesarias para calcular el campo de crecimiento del animal, no se recomienda esta especie para el monitoreo de contaminantes (Bakke, 1988; Capuzzo, 1988). Como el caracol presenta una actividad de forrajeo fluctuante, es difícil de evaluar la tasa de ingestión. Además, Bakke (1988) indica que para *L. littorea* es necesario conocer los factores externos e internos que regulan los procesos básicos de la conversión de energía y la eficiencia de absorción del caracol, antes de intentar medir el campo de crecimiento en el medio natural

PLAGUICIDAS

El incremento del aporte de numerosos plaguicidas en los ecosistemas acuáticos, producto de su amplia utilización en las prácticas agrícolas e industriales, ha despertado gran preocupación debido a la alta toxicidad que

ejercen en la biota acuática, a la elevada bioacumulación y a su persistencia en el medio.

La toxicidad de los plaguicidas es especie-dependiente y también esta influida por el estadio

de desarrollo de los especímenes así como por los factores ambientales, principalmente por la temperatura y la salinidad.

En lo referente a los estadios de desarrollo, se ha mencionado que los juveniles del cangrejo *Chasmagnathus granulata* fueron más sensibles que los adultos a un insecticida (etil-paration) y a un herbicida que contiene un éster del ácido 2,4 diclorofenoxiacético (2,4-D); ambos se utilizan regularmente en cultivos agrícolas (Rodríguez *et al.*, 1992.)

Por otra parte al exponer los cangrejos *C. granulata* y *Uca uruguayensis* a estos plaguicidas por 96 h, se observó que el paration fue mucho más tóxico que el herbicida, lo cual también ocurrió en la exposición crónica (4 semanas); sin embargo, la toxicidad del paration fue mayor en los adultos que en los juveniles y *C. granulata* fue más sensible que *U. uruguayensis* (Rodríguez *et al.*, 1992.). Los autores explican que ante la toxicidad aguda del pesticida, los adultos son más tolerantes porque sus reservas de lípidos son mayores que la de los juveniles y que en exposiciones prolongadas, tal mecanismo de detoxificación ya no es eficiente.

Los cangrejos expuestos a los plaguicidas, como *Cancer magister* y *Hemigrapsus nudus* son menos resistentes que los controles en baja salinidad, lo cual se atribuye a una reducción en la capacidad osmorreguladora de estos organismos (Caldwell, 1974).

Cebrián *et al.* (1993) mencionan que en el acocil *Procambarus clarkii*, la toxicidad del lindano, pesticida organoclorado, fue seis veces más alta en 29 que en 24°C y lo mismo sucedió con el endosulfán en un intervalo térmico similar; en este caso la toxicidad en la temperatura más alta fue cuatro veces superior en la observada en 24°C. En dicho trabajo también se evaluó la acumulación de los plaguicidas en las branquias de *P. clarkii* tanto en concentraciones letales como subletales; los resultados indicaron que la bioacumulación fue dependiente de la concentración y aumentó al incrementarse la temperatura.

Las respuestas del organismo a la temperatura son importantes en ecotoxicología, debido a que es el factor ecológico que limita la distribu-

ción de los organismos, a la vez que puede ser un factor letal. En referencia a los contaminantes, son importantes las respuestas de comportamiento tales como la selección, evitación y atracción así como las respuestas de tolerancia y de resistencia térmica. Cherry y Cairns (1982) citan que el DDT y sus derivados alteran el preferendum final de temperatura de los peces. La capacidad de los animales de evitar las aguas contaminadas con plaguicidas estimula la sobrevivencia, por lo que esta respuesta sería desastrosa para la población si no pudiera alcanzar un área donde normalmente ocurre el desove (Duke y Dumas, 1974).

Los bifenilos policlorados (BPC), producidos en la manufactura de plásticos, penetran en los cuerpos de agua en cantidades significativas; son polifílicos y a menudo se acumulan en los tejidos de los organismos; son altamente tóxicos para los animales marinos. Los mecanismos de toxicidad se asocian con la inhibición de ATPasas en varios tejidos. La inhibición de la Na-K-ATPasa branquial, interfiere el transporte de iones y altera la función osmorreguladora; se conoce que dicha alteración es especie-dependiente. Así, en *Palaemonetes pugio*, reguladores tanto en el medio diluido como en el medio concentrado, los BPC no modificaron el patrón de regulación entre 2 y 32‰; en cambio en *Penaeus aztecus* en bajas salinidades, se observó una disminución de los iones sodio, potasio y calcio en la hemolinfa, sin cambio aparente en la concentración osmótica (Roesijadi *et al.*, 1976a y b)

Por otra parte el endosulfán, al igual que otros plaguicidas, es ampliamente utilizado en agricultura debido a que su persistencia en el medio es menor que los de otros plaguicidas de reconocida toxicidad como el endrín y el DDT. El efecto tóxico del endosulfán ha sido ampliamente reconocido a diferentes niveles de organización biológica tanto en moluscos, como en crustáceos y peces (Naqvy y Vaishnavi, 1993). Los autores mencionan que causa alteraciones en las concentraciones de sodio y de potasio y disminución en los niveles de calcio y magnesio en plasma, así como inhibición de la Na-K-Mg-ATPasa branquial, en peces. En moluscos y crustáceos, hacen referencia a una disminución de aminoácidos libres en hemolinfa y a la inhibición de Na-K-ATPasa branquial. Tales perturbaciones alteran la osmoregulación y

el consumo de oxígeno de los organismos, lo que a su vez repercute en su actividad normal. Dichos efectos se asocian a la acción neurotóxica del endosulfán. También se menciona al-

teraciones en la reproducción y el crecimiento de crustáceos y moluscos bivalvos. La toxicidad del endosulfán es mayor en los peces que en los invertebrados.

CONSIDERACIONES GENERALES

En este capítulo se destaca la íntima relación que existe entre la ecofisiología y la ecotoxicología, con base en la definición proporcionada por Jepson (1990) sobre esta última. Es claro que la ecofisiología proporciona los fundamentos para un estudio ecotoxicológico centrado en el organismo ya que permite conocer la capacidad de respuesta de las especies al medio fluctuante y complejo, dentro de sus límites genéticos, así como las respuestas de resistencia en el medio alterado por perturbaciones antropogénicas. Como lo señala Koeman (1991), tal reconocimiento es útil para identificar las especies y los procesos fisiológicos susceptibles a la acción tóxica de un contaminante particular en condiciones de laboratorio y en el campo, teniendo en cuenta que la susceptibilidad se refiere a las respuestas genéticamente determinadas.

En ecofisiología, las respuestas del organismo a su entorno abiótico, se explican a través de los mecanismos y procesos que se llevan a cabo a nivel suborganismo hasta el nivel bioquímico celular, donde están comprendidas todas las reacciones químicas que tienen lugar en dichos procesos esenciales para la vida. Por lo tanto, se enfatiza la importancia de obtener los datos ecofisiológicos de los organismos en sus diferentes estadios de desarrollo, antes de abocarse a los estudios ecotoxicológicos. Consecuentemente, para el ecofisiólogo todos estos niveles de organización biológica son igualmente importantes. Para el ecotoxicólogo, en cambio, las variables medidas a niveles inferiores en la jerarquía biológica, solo son relevantes si pueden trascender hacia los niveles superiores. Addams (1990) refiere que las respuestas de estrés medidas en el organismo cubren un intervalo entre el nivel celular y bioquímico hasta el ecosistema y a través de las interacciones que se producen, "las respuestas se segregan a lo largo de un gradiente de relevancia toxicológica y ecológica y de tiempos de respuesta".

Así, en tanto que los estudios con enfoque ecofisiológico constituye la base, los ecotoxicológicos se enfocan hacia la comprensión de las relaciones causales entre los estresores y el efecto que se manifiesta a niveles altos de organización biológica. Pratt (1990), destaca que la importancia de detectar los efectos adversos a nivel de comunidad y ecosistema radica en que permiten normar la penetración de las sustancias químicas tóxicas en los ecosistemas, especialmente en lo que respecta a los plaguicidas.

El concepto de estrés está profundamente compenetrado en este tipo de estudios y como tiene acepción fisiológica, se refiere al organismo. Cualquier perturbación ambiental que desvíe la energía metabólica de las actividades normales del animal, que interfiera con los mecanismos estabilizadores de la homeostasis, que imposibilite la sobrevivencia a largo plazo del organismo, es considerado un estresor. Los animales acuáticos tienen la capacidad de tolerar cierta intensidad de estrés, pero los contaminantes aún en bajas concentraciones recargan los sistemas fisiológicos, lo cual resulta en una disminución de la energía necesaria para el crecimiento y reproducción. Tales efectos trascienden a niveles jerárquicos superiores.

En la actualidad, la preocupación por el daño que las sustancias tóxicas ocasionan en el medio receptor, ha estimulado la búsqueda de métodos de detección y evaluación del deterioro ambiental y modelos que permitan predecir los efectos deletéreos antes que el daño sea irreversible.

Debido a lo anterior es comprensible que los estudios de contaminación donde solo se detecten y cuantifiquen los contaminantes químicos en el agua, no permiten establecer vínculos entre dichos estresores y el daño producido a niveles ecológicos (Pratt, 1990). No obstante, los estudios de laboratorio como las pruebas

de toxicidad, aun con sus numerosas deficiencias, permiten establecer una relación entre la concentración del tóxico en el medio y el efecto sobre el organismo; en este caso el estrés último, la mortalidad. También facultan, en cierta medida, la predicción del efecto biológico que podrían tener los niveles del tóxico en el agua. Si se examinan las concentraciones del contaminante en los tejidos de los animales de prueba y se establecen las relaciones entre dosis y respuesta fisiológica, el contexto ecofisiológico, es posible aportar información a la base de datos necesaria para la investigación toxicológica (Fig 7).

En las tablas 1, 2 y 3 se compendian los principales efectos de los contaminantes, seleccionados con base en la trascendencia que tienen sobre los organismos acuáticos: ciertos metales pesados, el petróleo y sus derivados y también se mencionan los plaguicidas.

Los estudios sobre los metales pesados han recibido considerable atención, principalmente en lo que respecta a la toxicidad y en menor grado a lo que se refiere a la bioacumulación.

También son numerosos los estudios sobre la contaminación producida por hidrocarburos y plaguicidas, aunque se requiere profundizar en los mecanismos de toxicidad ya que son numerosos los factores que la modifican. La toxicidad esta determinada por la disponibilidad real de los contaminantes en el ambiente, por las transformaciones que experimentan en el en el medio marino y por las interacciones que se producen entre ellos. En los animales, la toxicidad depende de las formas y vías de captación; de la concentración y tiempo de exposición al tóxico y de la sensibilidad y tolerancia de la especie. Depende también del tamaño, del estado de desarrollo y de la condición fisiológica del organismo.

También es indispensable tener en cuenta la acción de los factores ambientales. Esto permite enfatizar el valor de los estudios experimentales multifactoriales, sobre el efecto de la contaminación subletal (Fig. 8).

Con el tiempo, la aplicación del enfoque denominado RCEA ("QSAR") referido a la Relación Cuántica de Estructura-Actividad, facilitaría la

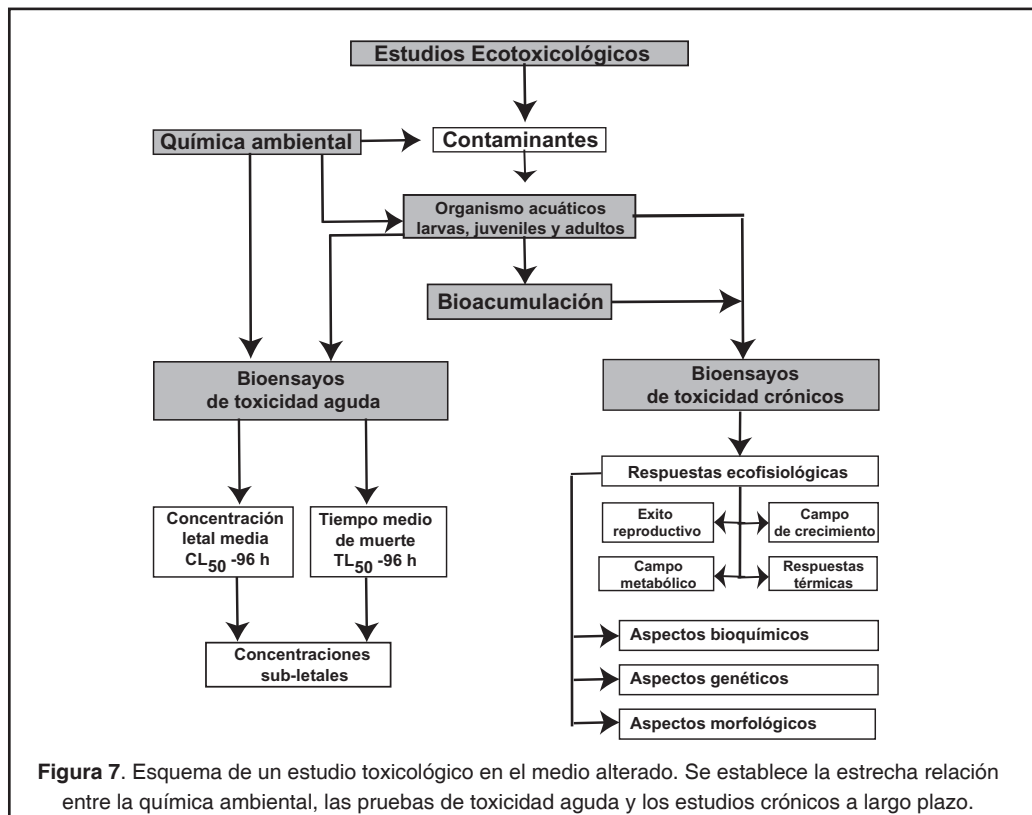


Figura 7. Esquema de un estudio toxicológico en el medio alterado. Se establece la estrecha relación entre la química ambiental, las pruebas de toxicidad aguda y los estudios crónicos a largo plazo.

Tabla 1. Algunos efectos que producen los metales pesados en organismos acuáticos.

Efectos a Nivel General		
Los metales pesados afectan diversas funciones fisiológicas a nivel respiratorio, excretor, nutricional, osmorregulador y también el crecimiento y el comportamiento de peces, crustáceos y moluscos. Alteran el metabolismo del calcio en moluscos; la regulación hidromineral y el equilibrio ácido-básico en peces y crustáceos; aumentan el costo en oxígeno en la ventilación; inhiben los neurotransmisores, lo que produce modificaciones en la tasa de filtración de moluscos y los quimio-receptores en peces, lo cual interfiere el apareamiento, las migraciones reproductivas, la formación de cardúmenes, el reconocimiento de depredadores, la alimentación y el crecimiento en peces; alteran el desarrollo, producen esterilidad y muerte en moluscos. Disminuyen el campo de crecimiento.		
Efectos a Nivel Específico		
Metales	Especie	Observaciones
Cd	<i>Artemia sp</i>	Retarda el desarrollo y la eclosión de embriones.
Cd y Hg	<i>Uca pugilator</i>	Perturbaciones en la respiración y osmorregulación. En larvas disminuye la tasa metabólica con incapacidad para escapar de depredadores y capturar el alimento.
Cd	<i>Peneaus aztecus</i> <i>P. setiferus</i>	Disminuye la tasa metabólica dependiente de la concentración.
Cd	<i>Lypomysis ligvura</i>	Disminuye la tasa metabólica.
Cd	Peces	Reduce la tolerancia térmica.
Cu	<i>Mytilus edulis</i>	Inflamación y necrosis de túbulos digestivos, alteración de balance redox en glándula digestiva y branquias. El estrés oxidativo produce aumento de calcio en las células. Afecta tasa respiratoria.
Cu	<i>Mytilus californianus</i>	Altera la tasa de filtración.
Cu	<i>Carcinus maenas</i>	Produce acidosis metabólica.
Cu y Hg	Crustáceos	Inhibe asentamiento de larvas.
Cu y Hg	Peces <i>Coho salmon</i>	Altera procesos de alimentación, actividad natatoria y el aprendizaje. Modificaciones en el comportamiento.
Cu, Cd y Zn	<i>Palaemonetes pugio</i>	Estimula la síntesis de metalotioneínas con detrimento de proteínas asociadas con reparación de tejidos.
Cu, Hg, Cd, Pb, y Zn	<i>Cancer anthony</i> <i>C. magister</i>	Altamente tóxico para embriones.
Cr, Fe y Mn		Letal para embriones. Retardan la eclosión de embriones.
Sn	<i>Scrobicularia plana</i>	Tributil estaño causa la muerte.
Sn	<i>Nucella lapidus</i> <i>Ocenebra erinacea</i>	El estaño de las pinturas para barcos produce "imposex", fenómeno que produce esterilidad al transformar hembras en machos.
Sn	<i>Arca zbra</i>	El aquil estaño produce perturbaciones en el metabolismo aerobio
Metales pesados de lodos de perforación	Corales	Fe y Mn retardan eclosión de embriones Cr letal para embriones Cd, Cu, Hg, Pb y Zn altamente tóxicos para los embriones

predicción del efecto de los compuestos orgánicos tóxicos sobre el organismo a partir de su cuantificación en el medio. Widdows y Donkin, (1991) refieren que "es posible agrupar los compuestos relacionados estructuralmente y predecir el factor de bioconcentración y los efectos tóxicos basándose en sus propiedades fisicoquímicas". También argumentan que los efectos tóxicos de compuestos que forman una sola línea RCEA y que por tanto comparten un mismo mecanismo de toxicidad, son aditivos cuando se encuentran en mezclas complejas; los autores mencionan que esto ha sido comprobado.

Se reconoce que la extrapolación, de las respuestas evaluadas, de un nivel a otro en la jerarquía biológica, presenta serias dificultades; de organismo a ecosistema las escalas de espacio y de tiempo son diferentes. Además, las poblaciones naturales difieren en cuanto a la distribución espacial y temporal, así como en la abundancia y en las estructuras de edades (De Kruijf, 1991). Dichas características, a menudo son ignoradas cuando se efectúan extrapolaciones de los estudios de laboratorio al campo (Seitz y Ratte, 1991). Por otra parte, Bayne (1985) señala que es fundamental establecer las relaciones causales que enlazan las res-

Tabla 2. Algunos efectos que producen el petróleo y sus derivados en organismos acuáticos.

Efectos a Nivel General		
El petróleo dispersado en agua, la fracción soluble de éste y los hidrocarburos derivados interfieren con el metabolismo general de moluscos y crustáceos al aumentar o disminuir el consumo de oxígeno dependiendo de la concentración. Alteran la estructura de las membranas en lo que concierne a la fluidez. Al actuar como anestésicos disminuyen la actividad ciliar, lo cual interfiere con la alimentación en moluscos; inhiben la secreción de hilos bisales. Disminuye la fecundidad, el crecimiento y el campo de crecimiento de los organismos acuáticos.		
Efectos a Nivel Específico		
Contaminantes	Especie	Observaciones
Hidrocarburos	<i>Mytilus edulis</i>	Interfiere la síntesis de proteínas estructurales ya que estimula la degradación de las proteínas de la glándula digestiva.
Hidrocarburos	<i>Arca zebra</i>	Provocan disminución de la tasa de filtración. Disminuye el campo de crecimiento.
Hidrocarburos	<i>Venus verrucosa</i>	Disminuye la tasa de alimentación y el campo de crecimiento. Interfiere el metabolismo de los lípidos, produciendo deficiencias de ácidos grasos esenciales.
Hidrocarburos	<i>Mytilus edulis</i>	Provocan disminución de fosfolípidos, lo cual altera las respuestas adaptativas y energéticas.
Hidrocarburos	<i>Carcinus maenas</i> <i>Momarus americanus</i>	Inhiben el proceso de alimentación, consecuencias de alteraciones morfológicas y funcionales de la glándula digestiva.
Naftaleno	<i>Gammarus mucronatus</i> <i>Amphithoe valida</i>	Concentraciones menores a 0.8 ppm son tóxicas. El dimetil naftaleno es más tóxico que el compuesto aislado.
Benceno	<i>Cuplea pallasi</i> <i>Engraulis mordax</i>	En larvas cambia el consumo de oxígeno dependiendo de la concentración (narcótico). Anormalidades en embriones.
Fracción soluble en agua (FSA) de petróleo Esso extra No. 2	<i>Mytilus edulis</i>	Inhibición del consumo de oxígeno.
FSA del petróleo crudo	<i>Sphaeroma quadridentatus</i>	Exposiciones al 1% FSA disminuye la fecundidad; exposiciones menores del 3% FSA disminuye el crecimiento: Todos los animales mueren después de 5 semanas de la exposición.
FSA del petróleo crudo	<i>Cragnon cragnon</i>	Cambios de la tasa respiratoria dependiendo de la temperatura. Disminuye crecimiento. Disminución de ambas tasas dependiendo de la concentración.
FSA del petróleo Ixtoc-I	<i>Penaeus aztecus</i>	Letal al 43% FSA; CL_{50} -24 h: 25% FSA a 30°C y 23‰; en concentraciones subletales disminuye el punto isosmótico, probablemente por alteraciones en la permeabilidad.
FSA petróleo Istmo-cactus	Algas en cultivo: Baciliariofitas, crisofitas, clorofitas	Altera fotosíntesis por lo que se inhibe el crecimiento.
Petróleo crudo	Moluscos	Alteraciones en el metabolismo de los lípidos; tóxico.
Petróleo dispersado en agua	Ecosistemas experimentales	Efecto crónico a bajos niveles; disminuye la diversidad de meiofauna y macrofauna.
Petróleo, diesel+cadmio	<i>Mytilus edulis</i>	Disminuye el campo de crecimiento dependiendo de la concentración.
Lodos de perforación	Corales escleractinios	Muerte en concentraciones mayores de 100 µl/l.

puestas del organismo con atributos fisiológicos de su adecuación al medio, antes que los efectos provocados por los estresores sean extrapolables a las comunidades y a los ecosistemas.

En este sentido, es necesario conocer la relación entre la concentración del contaminante en los tejidos y el efecto que produce en el animal, una vez que se haya determinado sus res-

puestas a los cambios ambientales naturales. Widdows y Donkin, (1991) mencionan que la medición del balance energético, es idealmente adecuada para tal propósito. Cabe recordar que el campo de crecimiento refleja algunos de los principales mecanismos de toxicidad ya que engloba varias respuestas fisiológicas que incluyen desde la adquisición de la energía hasta el disponible para crecimiento y reproducción, una vez desconectadas la fracción utilizada en

Tabla 3. Algunos efectos producidos por plaguicidas en organismos acuáticos.

Efectos a Nivel General		
Los plaguicidas afectan al metabolismo general; se ha observado disminución de acetilcolinesterasa y adenosinfosfatasa en peces. Producen disminución de los lípidos totales con aumento de productos de degradación, atribuidos al aumento de los niveles de lipasa. También provocan cambios en la síntesis de fosfolípidos y pueden producir deficiencias en ácidos grasos esenciales. Inhiben el almacenamiento de reservas asociadas con procesos de reproducción y con la activación de hormonas durante el proceso de muda; reducen la capacidad osmorreguladora en crustáceos. Interfieren el proceso de alimentación en moluscos. Modifican adversamente la selección de temperatura y disminuyen la tolerancia térmica de los peces.		
Efectos a Nivel Específico		
Contaminante	Especie	Observaciones
Plaguicidas	<i>Mytilus edulis</i> <i>Carcinus maenas</i> <i>Homarus americanus</i>	Interfieren el metabolismo de lípidos. Deficiencias de ácidos grasos esenciales. Alteraciones en la estructura de las membranas. Inhibición de hormonas esteroides durante la muda de crustáceos. Alteraciones estructurales y funcionales de la glándula digestiva en moluscos.
Plaguicidas	<i>Cancer magister</i> <i>Hemigrapsus nudus</i>	Reducen capacidad osmorreguladora.
DDT y derivados	Peces	Alteran las respuestas a la temperatura.
Fosfamidón Metilparatión Lindano	<i>Metapeaeus monoceros</i> <i>Homarus americanus</i> <i>Clupea harengus</i>	Disminución de los lípidos totales. Interfieren en el metabolismo aerobio.

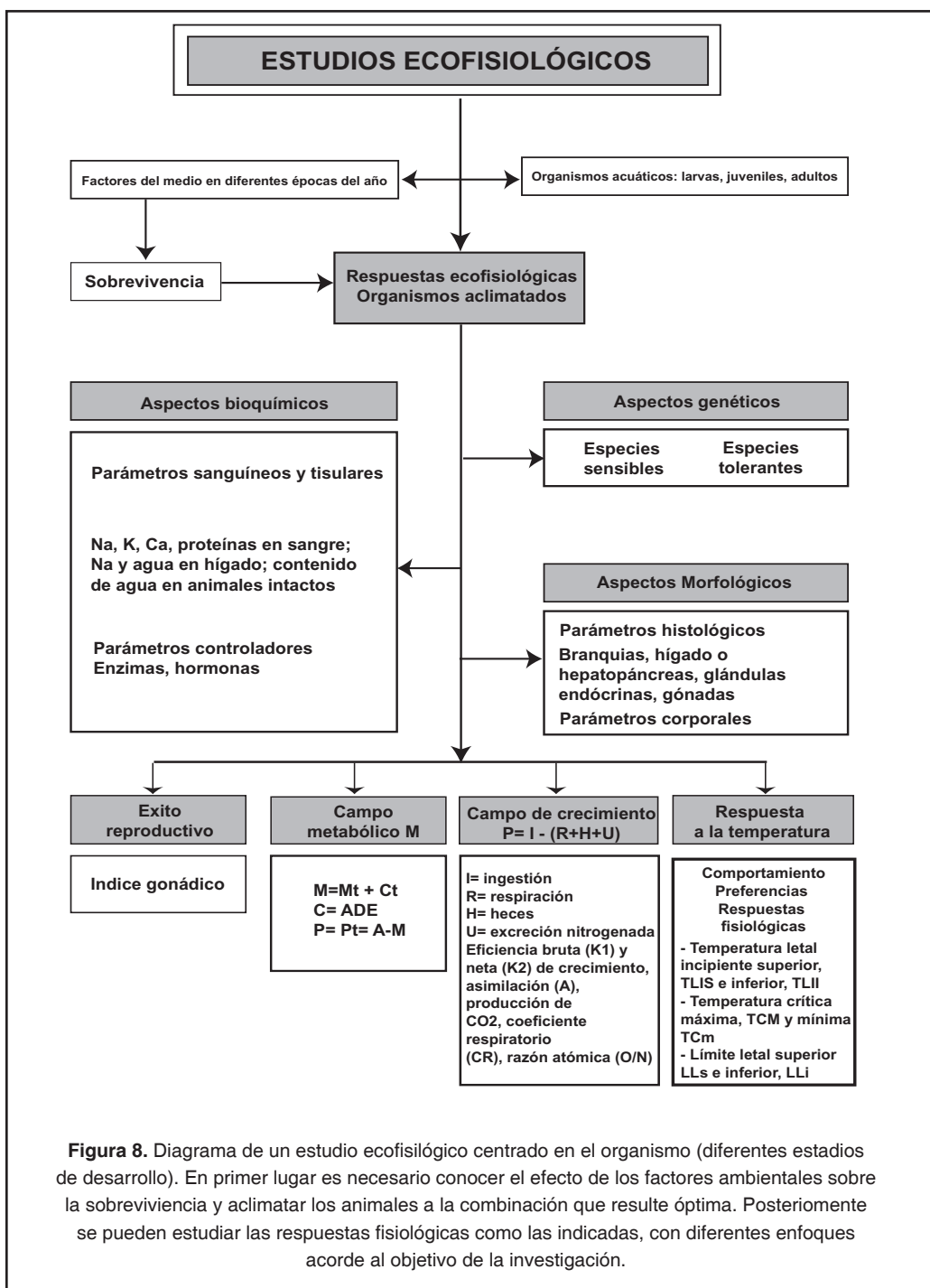
procesos metabólicos y la contenida en los productos de desecho.

La determinación del campo de crecimiento de los organismos resulta adecuada porque en esta respuesta se integran las consecuencias de los mecanismos de toxicidad múltiples, es posible comprender y predecir los efectos de mezclas complejas de los tóxicos, tiene aplicación tanto en el laboratorio como en el campo y relevancia ecológica. Widdows y Donkin, (1991) han comprobado estas propiedades trabajando con mejillones en el laboratorio, en mesocosmos y en el medio natural, midiendo el campo de crecimiento en especímenes expuestos a hidrocarburos, fenoles tributilestaño, plomo, cobre y otros metales. Aunque han logrado predecir los efectos de los contaminantes e interpretar las causas de dichos efectos, mencionan que "se requiere mayor investigación para poder proporcionar una interpretación ecotoxicológica mas profunda".

A pesar de la complejidad del problema, es estimulante conocer que actualmente se han desarrollado este tipo de investigaciones tendientes a establecer relaciones cuantitativas entre experimentos de campo y laboratorio y entre diferentes niveles de organización biológica, sub-organismo-población a la vez que se han planteado modelos con capacidad predictiva hacia niveles jerárquicos superiores.

En este contexto Koeman (1991) considera que los estudios ecofisiológicos, de un amplio espectro de especies -sobre los que hay bastantes aportaciones- pueden contribuir a la determinación del riesgo toxicológico de las sustancias tóxicas. Este concepto se puede definir de varias maneras, aunque algunos autores lo utilizan en el sentido estadístico; esto es, como la probabilidad de lesión, daño o muerte resultante de la exposición del organismo a la sustancia determinada (Moore *et al.*, 1990). El análisis de riesgo es útil para estimar los efectos producidos en el medio natural de las pruebas de toxicidad obtenidas en el laboratorio.

Para De Kruijf (1991), la determinación del riesgo ecológico para el ecosistema, significa identificar el nivel en el cual se produce el estrés causado por los contaminantes, y con qué intensidad, Para que pueda trascender a jerarquías superiores y poner en peligro al ecosistema impidiendo el retorno a su condición natural. El autor propone un modelo en el que engloba el enfoque del balance energético y el enfoque de punto final, donde el hombre es el principal argumento. En este, cualquier cambio producido en el ecosistema es relevante solo si se relaciona con el hombre, de manera directa o indirecta.



De lo anterior también es posible inferir, que para abordar el problema de la contaminación acuática, se requieren esfuerzos multidiscipli-

narios; solo así se podrá alcanzar el objetivo final, referido a la protección del hombre, del ambiente y de sus recursos.

LITERATURA CITADA

- Addams, S.M., 1990.** Status and use of biological indicators for evaluating the effects of stress on fish. p. 1-8. *In: S. M. Addams (Ed) Biological Indicators of Stress in Fish. A Fisheries Society Symposium. Bethesda, Maryland.*
- Addison, R.F. 1988.** Biochemical effects of a pollutant gradient. Introduction. *Marine Ecology Progress Series* 46: 31-32.
- Ahsanullah, M y A.R. Williams, 1991.** Sublethal effects and bioaccumulation of cadmium, chromium, copper and zinc in the marine amphipod *Allochertes compressa*. *Marine Biology*, 108:59-65.
- Albert, L.A. 1988.** Curso Básico de Contaminación Ambiental. Editorial LIMUSA, SA de CV., México, D. F.
- Anderson J.W. , J.M. Neff, B.A. Cox , H.E. Tatem y G.M. Hightower, 1974.** The effect of oil on estuarine animals.: Toxicity, uptake and depuration, respiration, p. 285-310. *In: F.J. Vernberg and W.B Vernberg (Eds). Pollution and Physiology of Marine Organisms. Academic Press inc. New York.*
- Auffret, M. 1988.** Histopathological changes related to chemical contamination in *Mytilus edulis* from field and experimental conditions. *Marine Ecology Progress Series*. 46:101- 107.
- Axiak, V., y J.J. George, 1987.** Effects of exposure to petroleum hydrocarbons on the gill function and ciliary activities of a marine bivalve. *Marine Biology*, 94: 241-249.
- Axiak, V., J.J. George, y N.M. Moore, 1988.** Petroleum hydrocarbons in the marine bivalve *Venus verrucosa*: accumulation and cellular responses. *Marine Biology*, 97 : 225-230.
- Bagshaw, J.C., P. Rafice, C.O. Mathews y T.H. MacRae, 1986.** Cadmium and zinc reversibility arrest development of *Artemia larvae*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 37: 289-296.
- Bakke, T. 1988.** Physiological energetics of *Littorina littorea* under combined pollutant stress in field and mesocosm studies. *Marine Ecology Progress Series*, 46:123- 128.
- Barrera, R. 1982.** Bases metodológicas experimentales para determinar el efecto de la fracción soluble en agua del petróleo crudo sobre las respuestas fisiológicas: supervivencia y osmoregulación del camarón café *Penaeus aztecus*, Ives. Tesis de licenciatura en biología. Facultad de ciencias Univ. Nal. Auto. México. 80 p.
- Barrera, R. y S. Espina, 1984.** Efecto de la fracción soluble en agua del petróleo crudo sobre la sobrevivencia de *Penaeus aztecus*, Ives. IV Conferencia Científica de las Ciencias Naturales. Universidad de la Habana, Cuba.
- Battaglini, P. G. Andreozzi, R. Antonucci, N. Arcamone, P. De Girolamo, L. Ferrara y G. Gargiulo, 1993.** The effects of cadmium on the gill of the goldfish *Carassius auratus*. I. Metal uptake and histochemical changes. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 104C:239-247.
- Bayne, B.L., 1985.** Ecological consequences of stress, p. 135-141. *In: B. L. Bayne (Ed). The Effect and Pollution on Marine Animals. Praeger scientific studies, New York.*
- Bayne, B.L. Widdows J y T.J. Thompson, 1976.** Physiological integrations, p. 261-291. *In: B. L. Bayne (Ed) Marine Mussels: Their Ecology and Physiology. Cambridge University Press, Cambridge.*
- Bayne, B.L y F.P. Thurberg, 1988.** Physiological measurement on *Nucula tenuis* and on isolated gills of *Mytilus edulis* and *Carcinus maenas*. *Marine Ecology Progress Series*, 46:129- 134.
- Bierkens J. y R. Simkiss, 1990.** The use of chemical analogues of DDT and Eu/Am in ecotoxicological studies. *Functional Ecology*, 4:445-447.
- Bjerregaard, P., 1990.** Influence of physiological condition of cadmium transport from haemolymph to hepatopancreas in *Carcinus maenas*. *Marine Ecology Progress Series*, 106:199-209
- Bjerregaard, P. y M.H. Depledge, 1994.** Cadmium accumulation in *Littorina littorea*, *Mytilus edulis* and *Carcinus maenas*. *Marine Biology*, 106:385-395.
- Boitel, F., y J.P. Truchot, 1989.** Effects of sublethal copper on hemolymph, acid-base balance and ion concentrations in the shore crab *Carcinus maenas* kept in undiluted sea water. *Marine Biology*, 103: 491-501.
- Botello, A. V., 1975.** Utilización y degradación del petróleo crudo por dos especies de camarón *P. duorarum* y *P. aztecus*. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*, 2(1): 67-72.
- Botello, A. V., G.P. Vélez, A. Toledo, G. Díaz-González, y S. Villanueva. 1992.** Ecología, recursos costeros y contaminación en el Golfo de México. *Ciencia y Desarrollo*, 17:28-48.

- Brouwer, A., A.J. Muro y J.H. Koeman., 1990.** Biochemical and physiological approaches in ecotoxicology. *Functional Ecology*, 4:275-281.
- Bryan, G.W. 1976.** Some aspects of heavy metal tolerance in aquatic organisms, p. 7-34. *In:* A.P.M. Lockwood (Ed). Effects of Pollutants of Aquatic Organisms. Cambridge University Press, Cambridge.
- Buykema, A. L. Jr., B.K. Niederleimer, y J. Cairns, Jr. 1982.** Biological monitoring. IV-Toxicity testing. *Water Research*, 16: 239-262.
- Cairns Jr. J, 1982.** Introduction, p. 7-11. *In:* J. Cairns Jr. (Ed). Biological Monitoring in Water Pollution. Pergamon Press, New York.
- Cairns Jr. J, A.G. Heath, y B.C. Parker, 1975.** The effect of temperature upon toxicity of chemicals to aquatic organisms. *Hydrobiology*, 47: 135-171.
- Cairns Jr. J., y W.H. Vander Schalie, 1982.** Biological monitoring. I-Early warning systems. *Water Research*, 14: 1179-1196.
- Cairns M.A. y R.R. Garton, 1982.** Use of fish ventilation frequency to estimated chronically safe toxicant concentrations. *Transaction of American Fisheries Society*, 111: 70-77.
- Caldwell, R. S. 1974.** Osmotic and ionic regulation in decapod crustacea exposed to methotichlor, p. 165-180. *In:* F.J. Vernberg and W.B Vernberg (Eds). Pollution and Physiology of Marine Organisms. Academic Press inc. New York.
- Calow P. Y R.M. Sibly, 1990.** A. physiological basis of population processes: ecotoxicological implications. *Functional Ecology*, 4: 283-288.
- Capuzzo, J.M. 1988.** Physiological effects of a pollutant gradient summary. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 147-148.
- Capuzzo, J.M. y D.F. Leavitt, 1988.** Lipid composition on the digestive gland of *Mytilus edulis* and *Carcinus maenas* in response to pollutant gradients. *Marine. Ecology progress series*. 46: 139-145.
- Castro, V, 1995.** Efecto de concentraciones subletales de cadmio en algunas respuestas fisiológicas en los juveniles *Penaeus setiferus* (Crustácea: Decapoda) de la laguna de Términos, Campeche. Tesis Profesional en Biología. BUAP. 57 p.
- Cebrián, C., E. Andreu Moliner y M. Gamon, 1993.** The effect of time, concentration and temperature on bioaccumulation in the gill of crayfish *Procambarus clarkii* induced by organochloride pesticides, lindane and endo-sulfan. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 104C: 445-451.
- Coleman, N., F.T. Mann, M. Mobley y N. Hickman, 1986.** *Mytilus edulis* planulatus: an "integrator" of cadmium pollution?. *Marine Biology*, 92:1-5.
- Cherry, D.S. y J. Cairns Jr, 1982.** Biological monitoring. V-preference and avoidance studies. *Water Research*, 16:263-301.
- D'Agostino, A. C., y C. Finney, 1974.** The effect of copper and cadmium on the development of *Tigriopus japonicus*, p. 445-463. *In:* F.J. Vernberg and W.B Vernberg (Eds). Pollution and Physiology of Marine Organisms. Academic Press Inc. New York.
- Dalal, R. y S. Battacharya, 1994.** Effect of cadmium, mercury, and zinc on the hepatic microsomal enzymes of *Channa punctatus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 52: 893-897.
- Davison, W., C.E. Franklin, J.C. MacKenzie y M.C.R. Dougan, 1992.** The effects of acute exposure to the water soluble fraction of diesel fuel oil on survival and metabolic rate of an antarctic fish (*Pagothenia borchgrevinki*). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 102C: 185-188.
- De Kruijf, H.A. M., 1991.** Extrapolation through hierarchical levels. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 100C:301-304
- Dunning, A., y C. W. Major, 1974.** The effect of cold sea water oil extracts upon the blue mussel, *Mytilus edulis*, p. 349-366. *In:* F.J. Vernberg and W.B Vernberg (Eds). Pollution and Physiology of Marine Organisms. Academic Press inc. New York.
- Duke, T.W., y D.P. Dumas, 1974.** Implications of pesticides residues in the coastal environment, p. 137-164 *In:* F.J. Vernberg and W.B Vernberg (Eds). Pollution and Physiology of Marine Organisms. Academic Press inc. New York.
- Eddy. F.B. 1981.** Effects of stress on osmotic and ionic regulation in fish p. 77-102. *In:* A.D. Pickering (Ed). Stress and Fish. Academic Press Inc. Ltd. London.
- Edwards, R.R.C., 1978.** Effects of water-soluble oil fractions on metabolism. Growth and carbon budget on the shrimp *Cragon cragon*. *Marine Biology*, 46:259-265.
- Engel, D.W. y M. Brouwe, 1987.** Metal regulation and molting in the blue crab, *Callinectes sapidus*: Metallothionein function in metal metabolism. *Biological Bulletin*, 173: 239-251.

- Espina, S. A. Muñoz, R. Villalobos, F. Díaz, J. Latournerié, A. Sánchez, 1976.** Metabolismo respiratorio y osmoconcentración en dos especies de peneidos de la laguna de Mandinga Ver., México, p. 27-50. *In: Mem. del Simposium sobre Biología y Dinámica Poblacional de Camarones, Guaymas, Sonora. Agosto 8-13.*
- Evtushenko, Z S., O.N. Lukyanova y N.N. Belcheva, 1990.** Cadmium bioaccumulation in organs of the scallop *Mizuhopecten yessoensis*. *Marine Biology*, 104: 247-250.
- Frank P., y P. Robertson, 1979.** Tof salinity on toxicity of cadmium and chromium to the blue crabs *Callinectes sapidus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 21: 74-78.
- Freedman, B. 1989.** Environmental Ecology. The impact of pollution and other stresses on ecosystem structure and function. Academic Press, New York.
- Gaudy, R., J.P. Guerin y P. Keranbrum, 1991.** Sublethal effects of cadmium on respiratory, metabolism, nutrition, excretion and hydrolase activity in *Leptomysis lingvura* Crustácea: (Mysidacea). *Marine Biology*, 109:493-501.
- GESAMP (IMO / FAO / UNESCO / WMO / WHO / IAEA / UN / UNEP Joint Group of Expert on the Scientific Aspect of Marine Pollution), 1980.** Monitoring biological variables related to marine pollution UNEP. *Regional Seas Report and Studies*, No. 11: 1-22
- GESAMP (IMO / FAO / UNESCO / WMO / WHO / IAEA / UN / UNEP Joint Group of Expert on the Scientific Aspect of Marine Pollution), 1985.** Cadmium, lead and tin in the marine environment. UNEP. *Regional Seas Report and Studies*, 56:1-190.
- Gettleson, D.A., 1980.** Effects of oil and gas drilling operations on the marine environment, p. 371-411. *In: R.A. Geyer (Ed). Environmental Pollution Hydrocarbons. Elsevier Oceanography Series. Scientific Publication Company, New York.*
- Giesy, J.P., J.W. Bowlin y H.J. Kania, 1980.** Cadmium and zinc accumulation and elimination by freshwater crayfish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 9:683-692.
- Grassle, J.F., 1981.** Response of benthic communities in MERL experimental ecosystem to low level, chronic additions of No. 2 fuel oil. *Marine Environment*, 4: 279-297.
- Gray, J.S., 1974.** Synergistic effect of three heavy metals on growth rates of a marine ciliate protoozan, p. 465-485. *In: F.J. Vernberg and W.B Vernberg (Eds). Pollution and Physiology of Marine Organisms. Academic Press inc. New York.*
- Green, F. A. Jr, J.W. Anderson, S.R. Petrocelli, B.J. Presley y R. Sims, 1976.** Effect of mercury on the survival, respiration and growth of post-larval white shrimp, *Penaeus setiferus*. *Marine biology*, 37:75-81.
- Handy, R.D., 1994.** Intermittent exposure to aquatic pollutants: assessment, toxicity and sublethal responses in fish and invertebrates. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 107C:171-184.
- Hansen, J.I., T. Mustafa y M. Depledge, 1992a.** Mechanisms of copper toxicity in the shore crab *Carcinus maenas*. I. Effects on Na, K, ATPase activity, hemolymph electrolyte concentration and tissue water content. *Marine Biology*, 114: 253-257.
- Hansen, J.I., T. Mustafa y M. Depledge, 1992b.** Mechanisms of copper toxicity in the shore crab *Carcinus maenas*. II. Effect on key metabolic enzymes, metabolites and energy charge potential. *Marine Biology*, 114: 259-264.
- Hawkins, L.E. y S. Hutchinson, 1990.** Physiological and morphogenetic effect of monopheniltin trichloride on *Ocenebra erinacea*. *Functional Ecology*, 4:449-454.
- Heat, A.G. 1990.** Summary and perspectives, p. 183-191. *In: S. M. Addams (Ed) Biological Indicators of Stress in Fish. American Fisheries Society Symposium Bethesda, Maryland.*
- Hinton, D. E., y D.J. Lauren, 1990.** integrative histopathological approaches to detecting effects of environmental stressors on fishes. p. 51-66. *In: S. M. Addams (Ed) Biological Indicators of Stress in Fish. American Fisheries Society Symposium. Bethesda, Maryland.*
- Howell, G. 1976.** Introduction, p. 1-5. *In: A.,P.M. Lockwood (Ed). Effect of Pollutant on Aquatic Organisms. Cambridge University press, Cambridge.*
- Hughes, G.M., 1976.** Polluted fish physiology, p. 163-184. *In: A., P.M. Lockwood (Ed). Effect of Pollutant on Aquatic Organisms. Cambridge University press, Cambridge.*
- Hughes, G.M., 1981.** Effects of low oxygen and pollution on the respiratory system on fish, p. 121-146. *In: A.D. Pickering (Ed). Stress and Fish. Academic Press Inc. Ltd. London*
- Jackim, E., 1974.** Enzyme responses to metals in fish, p. 59-66. *In: F.J. Vernberg and W.B Vernberg (Eds). Pollution and Physiology of Marine Organisms. Academic Press Inc. New York.*
- Jepson, P., 1990.** New horizons in ecotoxicology. *Functional Ecology*, 4: 273.

- Jobling, M. 1994.** Fish Bioenergetics. Fish and Fisheries 13. Chapman and Hall, New York 309.
- Jones, M. B. 1975.** Synergistic effects of salinity, temperature and heavy metals on mortality and osmoregulation in marine and estuarine isopods (Crustácea). *Marine Biology*, 30: 13-20.
- Khan, A.T., J.S. Weiss y L. D'Andrea, 1989.** Bioaccumulation of four heavy metals in two populations of grass shrimp *Palaemonetes pugio*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 42:339-343.
- Koeman, J.H., 1991.** From comparative physiology to toxicological risk assessment. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 100C:7-10.
- Langton, W.J., G.W. Bryan, G.R. Burt y P.E. Gibbs, 1990.** Assessing the impact of tin and TBT in estuaries and coastal regions. *Functional Ecology*, 4:433-443.
- Laughlin, R.B. Jr., y J.M. Neff, 1980.** Influence of temperature, salinity and phenanthrene (a petroleum-derived polycyclic aromatic hydrocarbon) on the respiration of larval mudcrabs *Rithropanopeus harrisei*. *Estuarine Coastal of Marine Science*, 10:655-669.
- Lee, W. Y., y J.A.C. Nicol, 1978.** The effect of naphthalene on survival and activity of the amphipod *Parhyak*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 20: 233-240.
- Lemaire, P., J. Berhaut, S. Gony y M. Lafaurie, 1992.** Ultrastructural changes induced by benzo(a)pyrene in sea bass (*Dicentrarchis labrax*) liver and intestine: Importance of the intoxication route. *Environmental Research*, 57:59-72.
- Lin, W., A.R. Michel, y P.K. Chien, 1992.** The effects of copper, cadmium and zinc on particle filtration and uptake of glycine in the pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 103C: 181-187.
- Linquist, S. 1986.** The heat shock response. *Annual Review of Biochemistry*, 55: 1151-1191.
- Lockwood A.P.M 1976.** Effects of Pollutants of Aquatic Organisms. Cambridge University Press, Cambridge
- Loomis, T.A., 1982.** Fundamentos de Toxicología. Editorial Acribia. Zaragoza, España.
- Madsen, K.N. 1992.** Effects of arsenic and survival and metabolism of *Crangon crangon*. *Marine Biology*, 113: 37-44.
- Manahan, S.E., 1983.** Environmental Chemistry, 4th ed. Wilar Grant Press, Boston, 612 p.
- MacHenerly, J.G, D. Award y D.D. Seaton, 1991.** Lethal and sublethal effects of the salmon delousing agent dichlorvos on the larva of the lobster (*Hommarus gammaurus* L.) and herring (*Clupea harengus* L.). *Aquaculture*, 98:331-347.
- Macnotti, R., J.P. Zaino y R.S. McConnell. 1994.** Pesticide-sensitive fish muscle cholinesterases. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 108C: 187-194.
- Mcdonald, J.M. , J.D. Shield., y R.K. Zimm erFaust, 1988.** Acute toxicities of eleven metals to early live history stages to the yellow crab *Cancer anthony*. *Marine Biology*, 98:201-207.
- McLeese, D.W. y S. Ray, 1986.** Toxicity of CdCl₂ , CdEDTA, CuCl₂ and CuEDTA, to marine invertebrates. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 36: 749-755.
- Mooghan, P.H., C.D. McAuliffe y F.T. Weis, 1980.** Environmental aspects of drilling muds sand cuttings from oil and gas operation in offshore and coastal water, p. 413-432. In: R.A. Geyer (Ed). Environmental Pollution Hydrocarbons. Elsevier Oceanography Series. Scientific Publication Company, New York.
- Moore, D.W., M.D. Schluchter y G.I. Scott, 1990.** Use of hazard models in evaluating the effect to exposure-duration on the acute toxicity of three pesticides, p. 247-263. In: W.G. Landis and W.H. Van Der Schaile (Eds). Aquatic Toxicology and Risk Assessment, Thirteenth volume. ASTM STP 1096. American Society of Testing and Materials, Philadelphia.
- Moore, M.N. 1988.** Cellular and histopathological effects of a pollutant gradient-summary. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 109-110.
- Morales Loo, M.R. y M. Gootx, 1990.** Effects of water-soluble fraction of the mexican crude oil "Isthmus Cactus" on growth, cellular content of chlorophylla and lipid composition of planktonic microalgae. *Marine Biology*, 104:503-509.
- Mothershead, R.F., II y R.C. Hale, 1992.** Influence of ecdysis on the accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in field exposed blue crabs (*Callinectes sapidus*). *Marine Environmental Research*, 33: 145-156.
- Naqvi, S. Y Ch Vaishnavi, 1993.** Band toxicity of endosulfan insecticide to non-target animals. Mini-review. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 105C.: 347-361.
- Overstreet, R.M., 1988.** Aquatic pollution problems, Southeastern U.S. coasts. Histopathological indicators. *Aquatic Toxicology*, 11: 213-239.

- Patin, S. A., 1982.** Pollution an the Biological Resources of the Ocean. Butterworth Scientific. London.
- Pequeux, A., 1995.** Osmotic regulation in crustaceans. *Journals Crustacean Biology*, 15:1-60.
- Phillips, D.J.H., 1976.** The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator to pollution by zinc, cadmium, lead and copper. I Effects of environmental variables on uptake of metals. *Marine Biology*, 38: 59-69.
- Pickering, A.D. 1981.** Introduction.: the concept of biological stress, p.1-7. In: A.D. Pickering (Ed). Stress and Fish. Academic Press. New York.
- Pratt, J.R., 1990.** Aquatic community response to stress: prediction and detection of adverse effects, p. 16-26. In: W.G. Landis and W.H. Van Der Schaile (Eds). Aquatic Toxicology and Risk Assessment, Thirteenth volume. ASTM STP 1096. American Society of Testing and Materials, Philadelphia.
- Rainbow, P.S. y S.I. Whiote, 1989.** Comparative strategies of heavy metal acumulation by crustaceans: zinc, copper and cadmium in a decapod, amphipod and a barnacle. *Hidrobiología*, 174: 245-262.
- Rainbow, P.S., I. Malik y P. O'Brien, 1993.** Physicochemical and physiological effects on the uptake of dissolve zinc and cadmium by the amphipod crustacean *Orchestia gammarellus*. *Aquatic Toxicology*, 25:15-30.
- Reddy, S.M. y K.V.R. Rao, 1989.** In vivo modification of lipid metabolism in response to phosphamidon, methylparathion and lindane exposure in the penaeid prawn, *Metapenaeus monoceros*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 43:603-610.
- Reddy, B.C. y M. Fingermann, 1994.** Effect of cadmium chloride on amylase activity in the red swamp crayfish *Procambarus clarkii*. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 109C: 309-314.
- Rehnberg, B.CF. y C.B. Schreck, 1986.** Acute metal toxicology on olfaction in *Coho salmon*: behaviour, receptors, and odor-metal complexation. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 36: 579-586.
- Ridout, P.S., Rainbown, H.S.J. Roe y H.R. Jones, 1989.** concentrations of V. , Cr, Mn, Fe, Ni, Co, Cu, As and Cd in mesopelagic crustacean from the Nort East Atlantic Ocean. *Marine Biology*, 100: 465-471.
- Roesijadi, G. J.W. Anderson. R.S. Petrocelli y C.J. Gima, 1976a.** Osmorregulation of the grass shrimp *Palaeomonetes pugio* exponed to polychlorinated biphenyls (PCBS).I. Effect on chloride and osmotic cfoncentrations and chloride and water exchange kinetics. *Marine Biology*, 38: 343-355
- Roesijadi, G. J.W. Anderson. R.S. Petrocelli y C.J. Gima, 1976b.** Osmorregulation of the grass shrimp *Palaeomonetes pugio* exponed to polychlorinated biphenyls (PCBS).II Effect of free amino acids of muscle tissue. *Marine Biology*, 38: 357-363.
- Roesijadi, G., 1992.** Metallothioneins in metal regulation and toxicity in aquatic animals. Review. *Aquatic Toxicology*, 22:81-114.
- Rodriguez, E.M., J.M. Monserrat, y O.A. Amin, 1992.** Chronic toxicity of ethil parathion and isobutoxyetanol ester of 2,4-dichlorophenoxyacetic to estuarine juveniles and adults crabs. *Archivies Environmental Contamination and Toxicology*, 22:140-145.
- Rosenberg, R., y J.D. Costlow Jr. 1976.** Synergistics effects of cadmium and salinity combined whit constant and cycling temperatures on the larval development of two estuarine crab species. *Marine Biology*, 38:291-303.
- Sánchez, A.Z., 1979.** Efecto de la salinidad y temperatura sobre el balance hidrosalino de los peneidos de la Laguna de Mandinga, Veracruz. Tesis de Licenciatura en Biología. Fac. de ciencias. Univ. Nal. Auto. de México
- Sanders, J.G., R.W. Osman y G.F. Riedel, 1989.** Pathways of arsenic uptake and incorporatian in estuarine phytoplankton and filter-feeding invertebrates *Eurytemora affinis*, *Balanus improvisus* and *Crassostrea virginica*. *Marine Biology*, 103:319-385.
- Schreck, B.C., 1981.** Stress and compensation in teleost fishes: response to social an physical factors, p. 295-321. In: A.D. Pickering (Ed). Stress and Fish. Academic Press Inc. Ltd. London.
- Schreck, B.C., 1990.** Physiological, behavioral, and performance indicators of stress. *American Fisheries Society Symposium*, 8:29-37.
- Seitz, A., y H.T. Ratte, 1991.** Aquatic toxicology the problems of extrapolation from laboratory experiments with individuals and populations to communities effects in the field. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 100C:301-304.
- Shugart, L.R., J. Mc Carthy, B. Jimenez y J. Daniel, 1987.** Analysis of adduct foprmation in the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) between benmzo(a)pyrene and DNA on the live and hemoglobin of the erythrocyte. *Aquatic Toxicology*, 9:319-325.

- Shugart, L.R., 1990.** DNA damage as an indicator of pollutant-induced genotoxicity, p. 348-355. *In:* W.G. Landis and W.H. Van Der Schaile (Eds). Aquatic Toxicology and Risk Assessment, Thirteenth volume. ASTM STP 1096. American Society of Testing and Materials, Philadelphia.
- Smith, J.R., 1985.** Copper exposure and ciliary function in gill tissue of *Mytilus californianus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 36: 556-563.
- Spence, S.K., G.W., Bryan. P.E., Gibbs, D. Masters, L. Morris, y S.J. Hawkins, 1990.** Effect of TBT contamination on Nucela populations. *Functional Ecology*, 4: 425-432.
- Stegeman, J.J., 1974.** Hydrocarbons in shieldfish chronically exposed to low levels of fuel oil, p. 329-347. *In:* F.J. Vernberg and W.B. Vernberg (Eds). Pollution and Physiology of Marine Organisms. Academic Press Inc. New York.
- Struhsaker, J.W. y M.B. Eldridge, 1974.** Effects of benzene (a water-soluble component of crude oil) on eggs and larvae of Pacific herring and Northern anchovy, p. 253-284. *In:* F.J. Vernberg and W.B. Vernberg (Eds). Pollution and Physiology of Marine Organisms. Academic Press Inc. New York.
- Thomas, P., 1990.** Molecular and biochemical responses of fish to stressors and their potential in environmental monitoring. p. 9-28 *In:* S. M. Addams (Ed) Biological Indicators of Stress in Fish. American Fisheries Society Symposium, Bethesda, Maryland.
- Thompson, Jr. J.H., E.A. Skin., y T.J. Bright, 1980.** Effect of drilling muds on seven species of reef-building corals as measured in the field and laboratory, p. 433-453. *In:* R.A. Geyer (Ed). Environmental Pollution Hydrocarbons. Elsevier Oceanography Series. Scientific Publication Company, New York.
- Thurberg, F.P., M.A. Dawson, y R.S. Collier, 1973.** Effects of copper and cadmium on osmoregulation and oxygen consumption in two species of estuarine crabs. *Marine Biology*, 23: 171-175.
- Torreblanca, A., J. Díaz-Mayans, J. Del Ramo y A. Núñez, 1987.** Oxygen uptake and gill morphological alterations in *Procambarus clarkii* (Girard) after sublethal exposure to lead. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 26C: 219-224.
- Underwood, A.J. y C.H. Peterson, 1988.** Toward and ecological framework for investigation pollution. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 227-234.
- UNEP/FAO/IAEA, 1986.** Test of the acute lethal toxicity of pollutants to marine fish and invertebrates. Reference Methods for Marine Pollution Studies. No. 43 (draft). UNEP. 23 P.
- Velduizen-Tsoerkn, M.B., D.A. Holuerda, C.V. y D.I. Zandee, 1990.** Effects of cadmium exposure and heat shock on protein synthesis in gill tissue of the sea mussel *Mytilus edulis*. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 96C: 419-426.
- Velduizen-Tsoerkn, M.B., D.A. Holuerda, C.V. y D.I. Zandee, 1991.** Synthesis of stress proteins on the normal and heat shock conditions in gill tissue of the sea mussel *Mytilus edulis* after chronic exposure to cadmium. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 120C: 669-706
- Vernberg, W.B., P.J. DeCoursey y J. O'Hata, 1974.** Multiple environmental factor effects on physiology and behaviour on the fiddler crab *Uca pugilator*, p. 381-425. *In:* F.J. Vernberg and W.B. Vernberg (Eds). Pollution and Physiology of Marine Organisms. Academic Press Inc. New York.
- Viarengo, A., G. Mancinelli, G. Martino, M. Pertica, L. Canesi y A. Mazzucotelli, 1988.** Integrated cellular stress indices in trace metal contamination: critical evaluation in a field study. *Marine Ecology Progress Series*, 46:65-70.
- Viarengo, A., L. Canesi, 1991.** Mussels as biological indicators of pollution. *Aquaculture*, 94: 225-243.
- Viarengo, A., J.A. Nott, 1993.** Mechanism of heavy metal cation homeostasis in marine invertebrates. Mini-review. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 104C: 355-372.
- Viarengo, A., L. Canesi, N.M. Moorey M Orunesu, 1994.** Effects of Hg²⁺ and Cu²⁺ on the cytosolic Ca²⁺ levels in molluscan blood cells evaluated by confocal microscopy and spectrofluorimetry. *Marine Biology*, 119: 557-564.
- Voogt, P.A., P.J. Den Besten, G. C.M. Kusters y M.W.J. Messing, 1987.** Effects of cadmium and zinc steroid s metabolism and steroid level in the sea star *Asterias rubens* L. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 86C: 83-89.
- Vogt, G., y E. Quintio, 1994.** Accumulation and excretion of metal granules in the prawn *Penaeus monodon* exposed to water-borne copper, lead, iron and cadmium. *Aquatic Toxicology*, 28; 223-241.
- Waldichuck, M., 1974.** Some biological concerns in heavy metal pollution, p. 1-57. *In:* F.J. Vernberg and W.B. Vernberg (Eds). Pollution and Physiology of Marine Organisms. Academic Press Inc. New York.

- Wang S.Y., y W.B. Stickle, 1987.** Bioenergetics, growth and molting of the blue crab *Callinectes sapidus* exposed to the water soluble fraction of South Louisiana crude oil, p. 107-126. In: W.B. Vernberg, A. Calabrese, F.P. Thurberg, and F.J. Vernberg (Eds). *Pollution Physiology of Estuarine Organisms*. University of South Carolina Press.
- Wedemeyer, G.A., y D.J. McLeay, 1981.** Methods for determining the tolerance of fishes to environmental stressors, p. 247-275. In: A.D. Pickering (Ed). *Stress and Fish*. Academic press inc. (London) Ltd. London.
- Widdows J., y D. Johnson, 1988,** Physiologic energetics of *Mytilus edulis*. Scope for growth. *Marine Ecology Progress Series*, 46:113-121.
- Widdows J., K.A. Burns., N.R. Menon, D.S. Page y S.Soria, 1990.** Measurement of physiological energetics (scope for growth) and chemical contaminants in mussel (*Arca zebra*) transplanted along a contamination gradient in Bermuda. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 138: 99-117.
- Widdows J., y P. Donkin, 1991.** Role of physiological energetics in ecotoxicology. Mini review. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 100C: 69-75.
- Yáñez-Arancibia A., 1986.** Ecología de la Zona Costera: Análisis de Siete Tópicos. AGT, editor, S.A. México, D.F. 189 p.
- Zanders, P., y W. Rojas, 1992.** Cadmium accumulation LC50 and oxygen consumption in the tropical marine amphipod *Elasmopus rapax*. *Marine Biology*, 113: 409-413.

Rendón von Osten, J., 2005. Uso de biomarcadores en ecosistemas acuáticos, p. 121-140. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Uso de Biomarcadores en Ecosistemas Acuáticos

Jaime Rendón von Osten

Centro EPOMEX-Universidad Autónoma de Campeche

5

RESUMEN

En este trabajo, se describe el empleo potencial de biomarcadores para caracterizar problemas de contaminación en las zonas costeras. Asimismo, se explican los mecanismos de operación de los principales biomarcadores como Citocromo P450, EROD, Glutación, Metalotioneinas, Colinesterasas y Transaminasas, haciéndose notar sus ventajas como una herramienta auxiliar en la diagnosis y efectos de los contaminantes que afectan a especies marinas ó estuarinas.

ABSTRACT

The potential use of biomarkers to define pollution issues in coastal zones, is fully described in this paper. Also, the different types and functions of the main biomarkers as Cytochrome P450, EROD, Glutation, Metalothioneins, Transaminases and Cholinesterase are explained, pointed out their advantages as a complimentary tool to characterize pollutants affecting the estuarine and marine species.

INTRODUCCIÓN

Existen múltiples factores estresantes en el ambiente los cuales pueden ser contaminantes, nutrientes, hipoxia, turbidez, sedimentos suspendidos así como habitats y regímenes hidrológicos alterados que pueden impactar a los recursos a través de procesos simples, tanto de manera acumulativa como sinérgica (Adams, 2005).

La complejidad de los ecosistemas acuáticos junto con su alta variabilidad inherente y la influencia de múltiples estresantes sugiere que, la medición de una sola o pocas variables, sea adecuada para estimar los efectos sobre la biota de múltiples factores con el fin de establecer las bases mecanísticas de estos efectos.

El uso únicamente de criterios para estimar los efectos de la calidad del agua sobre los ecosistemas puede ser un fundamento incompleto para cuestiones legales. Así, algunos criterios biológicos o biocriterios poseen algunos atributos deseables para estimar los efectos de factores ambientales y ayudar a entender las bases mecanísticas de estos efectos sobre el ecosistema. Algunos tipos de biocriterios, como los biomarcadores, no solo reflejan la exposición química, sino que tienen la capacidad de integrar muchos de los factores físicos, químicos y biológicos que operan en el sistema. Asimismo, muchos biocriterios tienen la capacidad de integrar los efectos de los estresantes sobre los organismos tanto espacialmente como temporalmente.

En la zona costera los organismos se encuentran expuestos a una mezcla compleja de sustancias químicas, por lo que los análisis químicos solo dan información de lo que uno está determinando y, obviamente, esto es solo una pequeña parte de la gran complejidad de todos los compuestos químicos que existen en el ambiente.

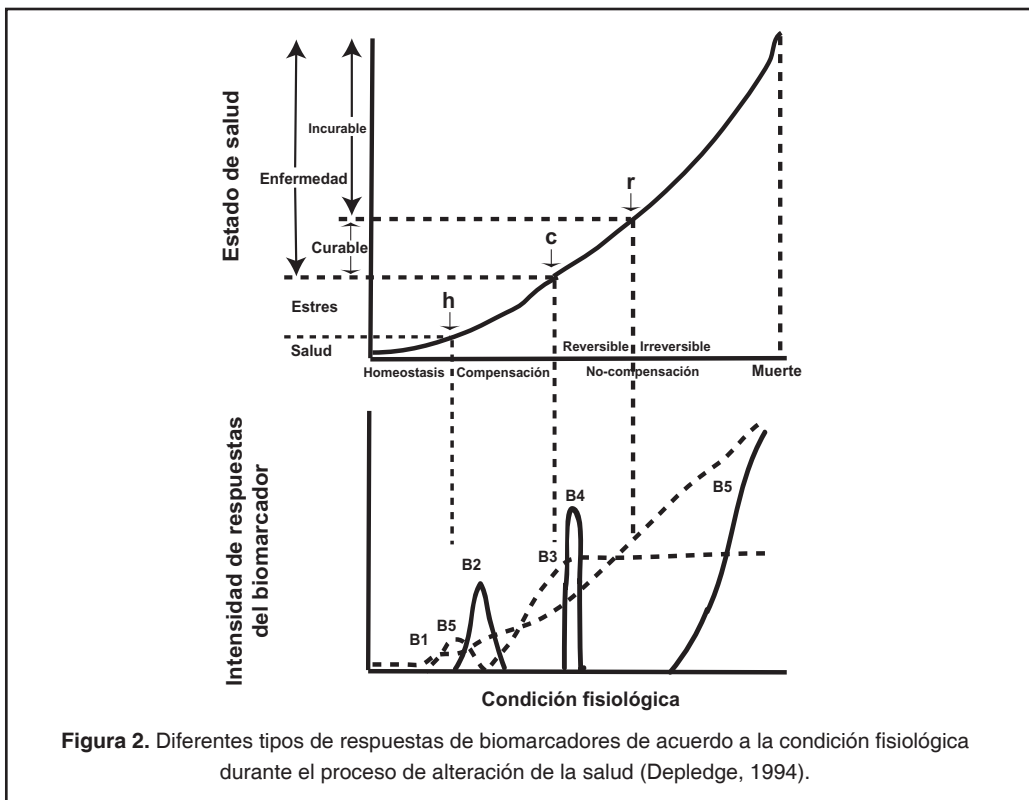
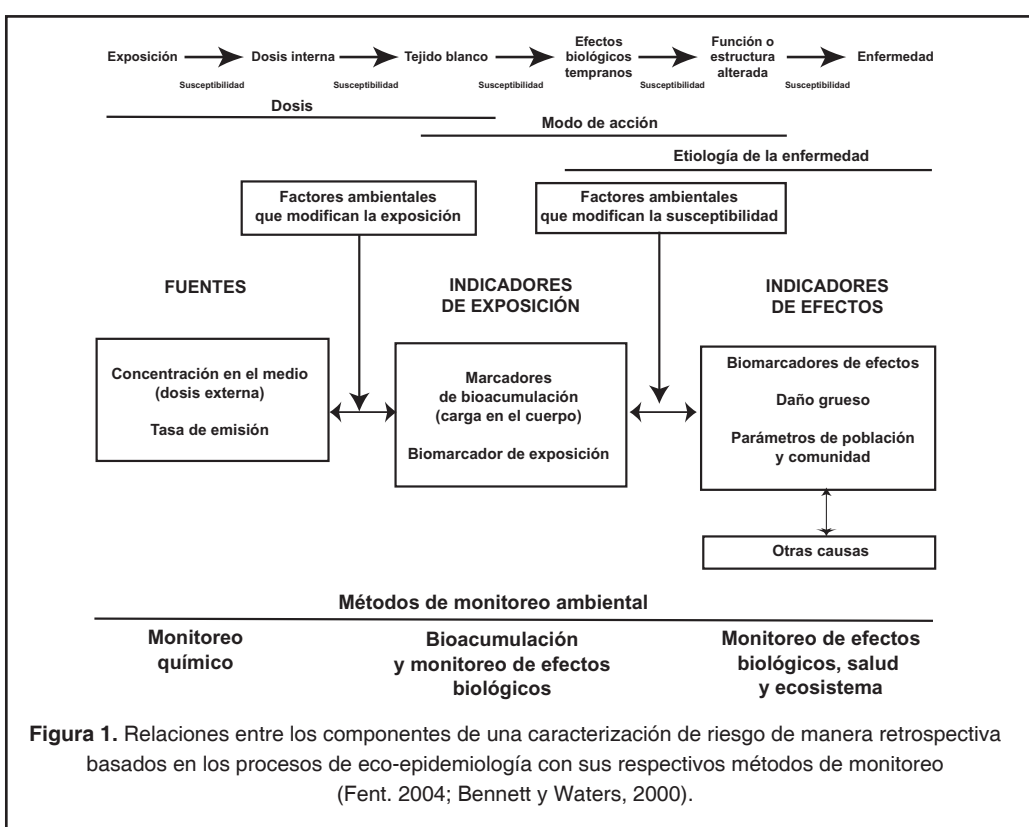
Biomarcador

Los biomarcadores son respuestas o alteraciones bioquímicas, fisiológicas, morfológicas e histopatológicas de los organismos ocasionadas por la exposición a contaminantes (US

NRC, 1989) y, en general, estas respuestas son rápidas, sensibles y, en ocasiones, reacciones específicas de los organismos a los contaminantes. Asimismo, se considera biomarcador a un cambio en la expresión genética que da lugar a una alteración en el contenido de proteína y actividad enzimática que se encuentra vinculado a la cantidad de contaminante (Bucheli y Fent, 1995).

En la figura 1 se observan tres categorías relacionadas con una estimación retrospectiva de riesgo con respecto a la dirección de la inferencia. Se identifica primero una fuente de contaminación de la cual se pretende determinar la naturaleza de los efectos, para lo cual, el vínculo entre la fuente y los efectos es la exposición. Así, en cada nivel de interacción desde la exposición a la manifestación del daño o la enfermedad se pueden identificar y cuantificar biomarcadores, tanto específicos como no-específicos, y obtener un amplio rango de posibles respuestas durante las diferentes fases, como se muestra en la figura 2.

Un biomarcador es útil para diseñar parámetros cuantitativos con la capacidad de dar información acerca de la exposición a xenobióticos, inducción de efectos por sustancias químicas sobre sistemas biológicos y la susceptibilidad del sistema a la exposición del tóxico. En la figura 2 se observa la intensidad de respuesta del biomarcador en cada etapa del desarrollo del daño, y B1 es el biomarcador que mejor respuesta o información brinda ya que esta se incrementa conforme se avanza en el estado de salud, de la homeostasis hasta la muerte. B3 da respuesta a partir de la compensación y hasta la muerte, sin embargo, la respuesta de no-compensación a muerte se mantiene uniforme, por lo que no es adecuado para diferenciar las etapas correspondientes. Los biomarcadores B2 y B4 responden solo a pequeños intervalos de la condición fisiológica, por lo que están limitados, en este caso, a los periodos de compensación y no-compensación reversible. B5 responde de manera intermitente, o sea, durante la compensación y posteriormente durante la no-compensación irreversible por lo que no es un biomarcador adecuado para evaluaciones de riesgo.



Validación y Características de los Biomarcadores

La validación es un proceso que se realiza para establecer la relación cualitativa y cuantitativa del biomarcador tanto a la exposición a la sustancia química como al indicador seleccionado. Los biomarcadores pueden ser evaluados y validados simultáneamente, tanto *in vitro* como *in vivo*. Uno de los principales objetivos de los biomarcadores es que puedan ser incorporados dentro de una evaluación de riesgo, por lo que se pretende que estos puedan ser aplicados en humanos y en organismos no-humanos.

Los biomarcadores deben ser validados antes de aplicarlos a la evaluación del riesgo, lo que significa que debe determinarse la relación entre el biomarcador, la exposición y el estado de salud. La selección, validación y empleo de cualquier biomarcador es un proceso complicado, y distinto para cada biomarcador.

Al establecer la relación causa-efecto o criterios causales se ha propuesto que los biomarcadores durante su validación presenten fuerte asociación con el xenobiótico, consistencia en la asociación, especificidad de la asociación, temporalidad definida, gradiente biológico amplio, evidencia experimental y que sean biológicamente aceptables.

Las características deseables de un bioindicador validado son (WHO, 2001):

- 1) Ser medible
- 2) Reflejar la interacción (cualitativa o cuantitativa) del organismo con la sustancia química de interés, y en el mejor de los casos, que sea específico y sensible
 - 2.1) Tener bases científicas, especificidad apropiada y sensibilidad a la interacción
 - 2.2) Ser reproducible cualitativamente y cuantitativamente con respecto al tiempo (corto y largo plazo)
 - 2.3) Presentar precisión y exactitud analítica en la medición

2.4) Conocer la cinética de formación del biomarcador al igual que su estabilidad

- 3) Ser común en individuos dentro de una población o subgrupo con variabilidad (estacional, temperatura, sexo, peso y manipulación) definida dentro de lo normal en poblaciones no expuestas
- 4) Ser común entre especies

El uso correcto de las respuestas biológicas como biomarcadores requiere un conocimiento de la variabilidad natural (Livingstone, 1993), cambios estacionales de factores bióticos y abióticos tales como metabolismo, estado nutricional, ciclo sexual, temperatura, entre otros. Lo anterior se realiza con el fin de establecer los niveles basales de cualquier biomarcador para relacionarlos posteriormente con una respuesta a los contaminantes (Collier *et al.* 1995; Eggens *et al.* 1996; Ronisz *et al.* 1999).

En general, hay tres clases de biomarcadores reconocidos (WHO, 1993):

- a) Biomarcador de exposición: medición de una sustancia exógena o su metabolito, o el producto de una interacción entre un xenobiótico y algunas moléculas o células blanco dentro de un organismo.
- b) Biomarcador de efecto: medición bioquímica, fisiológica, comportamiento u otra alteración dentro de un organismo que, dependiendo de la magnitud, puede ser reconocido y asociado con una enfermedad o alteración en la salud.
- c) Biomarcador de susceptibilidad: indicador de una capacidad adquirida o inherente de un organismo para responder a cambios de exposición a un xenobiótico específico.

Depledge (1994) describe un biomarcador adicional, biomarcador de efecto latente, el cual indica que aparentemente un organismo normal ha estado expuesto a un contaminante el cual, en otras circunstancias, puede limitar la capacidad de los organismos a adaptarse o a sobrevivir.

Por otra parte, de acuerdo a su especificidad los biomarcadores han sido clasificados como "Nivel I" y "Nivel II" (Sanders, 1990). Los biomarcadores de nivel I responden específicamente a un contaminante y, por lo general, implica la inhibición de enzimas. Por otra parte, los biomarcadores de nivel II responden a un estrés subletal general y, frecuentemente implica la activación o inducción de una enzima (Thompson y Grieg-Smith, 1991).

Además de elegir al biomarcador adecuado, en un programa de biomonitorio o vigilancia la selección de los organismos es una etapa importante, ya que el organismo puede presentar algunas ventajas y desventajas que pudieran no dar los resultados adecuados. Debido a lo anterior se sugiere que los organismos se-

leccionados estén considerados dentro de los organismos estandarizados por agencias internacionales, sin embargo, cuando se realizan estudios en campo es conveniente que se obtenga información de los organismos tanto en laboratorio (*in vivo*) como en campo (*in situ*). Lo anterior se puede lograr al realizar exposición de organismos en cámaras, al transplantar organismos y/o al mismo tiempo obtener información de los organismos autóctonos. De cualquier forma que se realice el trabajo, es preciso conocer la bioquímica y fisiología del organismo, establecer el tamaño y estado reproductivo, que sea de fácil muestreo, que esté disponible en número suficiente y edades, conocer su nivel trófico y, principalmente, que tenga importancia social y ecológica (Mayer *et al.*, 1992).

TIPOS DE BIOMARCADORES

Biotransformación Fase I

La primera fase del metabolismo de detoxificación implica procesos de oxidación, reducción e hidrólisis. La mayoría de las sustancias químicas son catalizadas por las enzimas microsomaes monooxigenasas (MO) o sistema de oxidasas de función múltiple (MFO) tales como el citocromo P450, citocromo b5 y citocromo P450 NADPH reductasa. En los peces, el citocromo P450 comprende una familia de hemo proteínas, que son proteínas que se encuentran enlazadas a la membrana localizadas principalmente en el retículo endoplásmico del hígado (Stegeman *et al.*, 1992), aunque también se encuentran en menor cantidad, en otros órganos y tejidos.

Citocromo Total P450 (cyt P450)

Aunque las proteínas del citocromo P450 no muestran respuesta a los contaminantes, la fuerte y selectiva inducción de algunas isoenzimas del P450 puede ocasionar una elevación de los niveles totales de citocromo P450, detectándose mediante la determinación de sus formas oxidadas y reducidas en el rango espectral de los 400 a 500 nm. Generalmente esta respuesta es menos sensible que esta en los niveles o actividades de isoenzimas

seleccionadas. Se ha observado que un solo compuesto puede inducir los niveles de isoenzimas, pero puede inhibir otras, lo cual puede resultar en una alteración considerable de niveles de isoenzimas mientras que la cantidad total de citocromo P450 no siempre es igualmente afectada

Se ha observado que el citocromo P450 juega un papel importante en el metabolismo oxidativo y de biotransformación de hidrocarburos aromáticos y clorados (Livingstone, 1993), aunque la ruta metabólica puede ser modulada significativamente por factores tales como temperatura, condición fisiológica y estado nutricional y reproductivo de el organismo (Collier *et al.*, 1995; Eggens *et al.*, 1996), la determinación del citocromo P450 es muy útil en programas de monitoreo. Por ejemplo, en la laguna Orbetello, al sureste de la costa de Tuscany, Italia, el índice somático del hígado y la actividad del P450 en el pez goby (*Zosterisessor ophiocephalus*) fue dos veces más alta en peces colectados cerca de una planta de tratamiento que en los peces de la misma cuenca pero de sitios diferentes (Corsi *et al.*, 2003). Asimismo, se observó que la integración de las respuestas biológicas y las concentraciones de contaminación en los tejidos ayudó a distinguir las relaciones entre respuestas biológicas y carga de contaminantes.

Citocromo P450 1A (CYP1A)

La clase de isoenzimas del citocromo P450 responsable de la biotransformación de muchos compuestos orgánicos es la subfamilia CYP1A, la cual comprende dos genes, CYP1A1 y CYP1A2 (Goksøyr y Förlin, 1992). Los niveles de proteínas CYP1A pueden ser determinados inmunológicamente, y aunque el hígado es el órgano más importante, la expresión de CYP1A se ha observado en otros tejidos. La inducción de CYP1A1 en peces silvestres del río Willamette (Oregon, EUA), mostró una buena sensibilidad ya que, se encontró una respuesta del biomarcador hepático y concentraciones elevadas de TCDF en músculo de carpa (Curtis *et al.*, 1993).

En un transecto contaminado por hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en la bahía de Galveston (Texas, EUA), con concentraciones de 68 to >1,000 ng g⁻¹ en sedimento, se observó una inducción en la actividad de la CYP1A1 en corvina (*Micropogon undulatus*), por lo que actualmente se considera la inducción de este biomarcador para programas de monitoreo (Willett *et al.*, 1997).

Etoxiresorfurin O-dietilasa (EROD) y Aril Hidroxilasa (AHH)

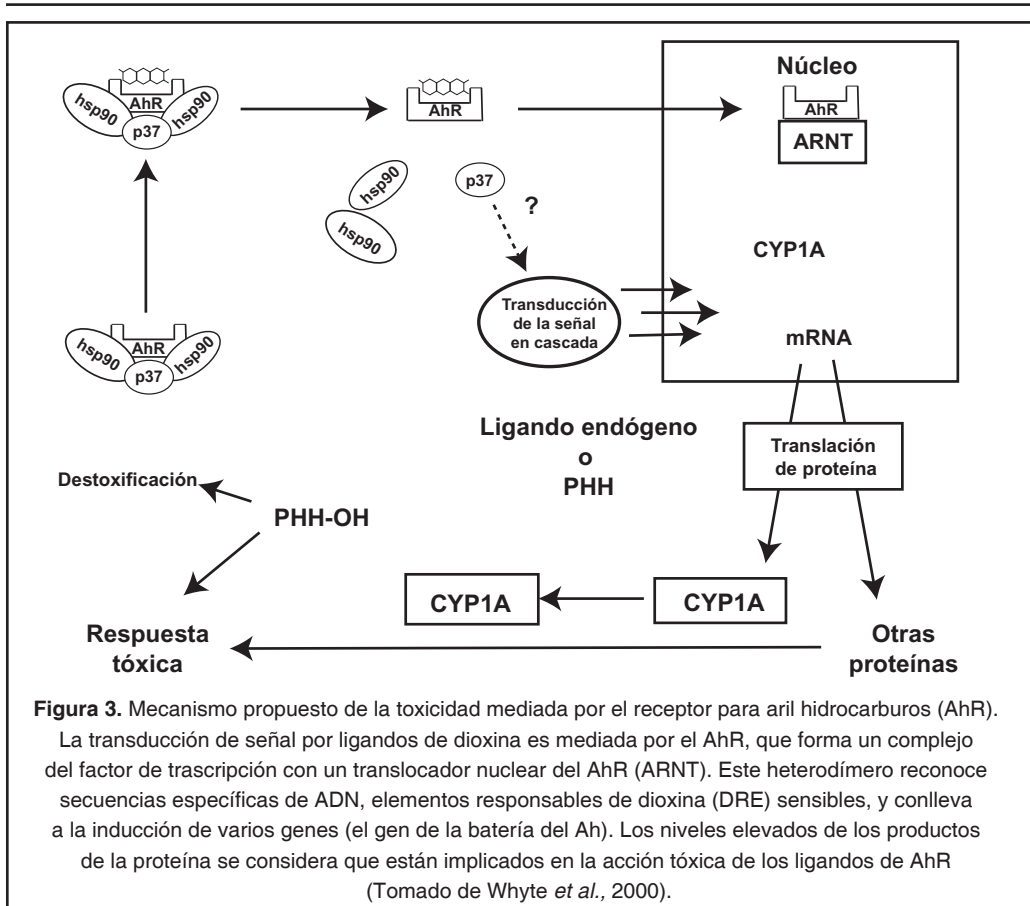
La determinación de la actividad de la etoxiresorfurin-O-dietilasa (EROD) en peces ha sido validada como un biomarcador por exposición a ciertos hidrocarburos halogenados planares (PHHs) y policíclicos aromáticos (HAPs), así como a otros compuestos estructuralmente similares.

El EROD es un biomarcador altamente sensible en peces expuestos a contaminantes, debido a que da evidencia de la inducción de citocromo P450 dependiente de mono-oxigenasas. Situado en el retículo endoplásmico liso, se metabolizan los compuestos exógenos y endógenos incrementando la solubilidad del compuesto para su eliminación. El citocromo P450 CYP1A tiende a detoxificar los compuestos químicos, sin embargo, por este mecanismo también se pueden tener compuestos más tóxicos que el compuesto original (Guengerich y Liebler, 1985).

La CYP1A tiende a incrementar la actividad en relación al incremento en la concentración del contaminante al cual se está expuesto. La inducción es mediada a través del enlace de xenobióticos al receptor aril hidrocarburo (AhR) citosólico (Fig. 3). Los ligandos AhR generalmente tienen configuraciones isotéricas y son similares en estructura a la 2,3,7,8-tetracloro-dibenzo-p-dioxina (2,3,7,8-TCDD), la cual es un inductor modelo de CYP1A. El enlace del receptor es seguido por una serie de eventos moleculares que conducen a la expresión de varios genes conocidos como "batería del gen-Ah" (Nebert *et al.*, 1993).

Los efectos tóxicos de los PHHs y de compuestos estructuralmente similares mediados por el AhR causan alteraciones en la homeostasis celular. Los peces, en los estadios tempranos parecen ser sensibles a los ligandos AhR, en donde están implicadas enzimas CYP1A que dan una respuesta tóxica (Mehrlé *et al.*, 1988; Walker y Peterson, 1991). Existen factores internos, externos y temporales que pueden afectar la inducción de EROD en peces (Bucheli y Fent, 1995). Los factores biológicos que pueden influir en la actividad de la EROD incluyen especie, tamaño y edad del pez, así como estado reproductivo. Asimismo, el manejo de los peces en campo y laboratorio puede afectar las mediciones de EROD. La temperatura y pH pueden inducir a la EROD y debe ser rutinariamente medido a través del estudio.

Una variedad de sustancias químicas y mezclas de productos son conocidas por inhibir la inducción de EROD en peces. Estas sustancias pueden ser orgánicas, organometálicas y compuestos metálicos; como por ejemplo, los congéneros de policlorobifenilos (PCBs) y de compuestos organoestanosos. Asimismo, hay una compleja variedad de agonistas del AhR que son de naturaleza biogénica, incluyendo metabolitos de plantas y biotoxinas (Takahashi *et al.*, 1995). La presencia o ausencia de la actividad de la EROD en peces de un sitio, puede no siempre representar contaminación debido a agonistas de AhR, por lo que el diseño de estudios que incorporen una batería de respuestas biológicas a contaminantes producirá información más confiable.



La actividad de la EROD ha sido observada en varias especies de peces después de la exposición a residuos de contaminantes orgánicos. Es muy notorio que los HAPs, PCBs, PCDDs y PCDFs causan un fuerte incremento (>500% del control) en la actividad de la CYP1A. Por ejemplo, truchas arco iris juveniles (*Oncorhynchus mykiss*) y carpas (*Cyprinus carpio*) expuestas durante 16 días a los efluentes de una planta de tratamiento de aguas de desecho indujo fuertemente la actividad de la EROD comparados con el control (Kosmala *et al.*, 1998).

Por otra parte, en truchas arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*) mantenidas en estanques con llantas conteniendo aceite de hidrocarburos aromáticos, se observó un incremento en la actividad de la EROD y en los niveles de mRNA a partir del primer día de exposición y permaneció después de dos semanas (Stephensen *et al.*, 2003). En peces roca capturados en la Bahía del Príncipe William

y en el este del Golfo de Alaska se encontró una correlación positiva entre la actividad de la EROD con la relación fluoranteno+pireno/C24Fenantreno (FI+Py)/C24Ph (Page *et al.*, 2004).

Biotransformación Fase II

Glutación Reducida y Oxidada (GSH) y Glutación S-transferasa (GST)

Las reacciones de la fase II son biosintéticas, donde el xenobiotico o un metabolito derivado de la fase I es covalentemente enlazado a una molécula endógena. Hay varias reacciones posibles de la fase II, incluyendo la conjugación con el tripéptido glutatión (GSH). Las rutas de la fase II dependen primero de los xenobióticos y pueden ser diferentes entre especies (Sipes y Gandolfi, 1991).

La conjugación de glutatión implica la adición de GSH a un sitio electrofílico del sustrato y, la reacción es catalizada por la glutatión S-transferasa (GST; EC 2.5.1.18). La glutatión es una familia de enzimas que ha sido encontrada en todas las especies investigadas y presenta varias formas entre especies. Se ha observado que la actividad de la GST se induce en diferentes especies por contaminantes tales como metales (Ahner *et al.*, 2002), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) (An-Ping *et al.*, 2003), policlorobifenilos (PCBs) (Kamohara *et al.*, 1984) y plaguicidas (Forlin *et al.*, 1986; Almli *et al.*, 2002). Sin embargo, en otras especies los mismos compuestos pueden ocasionar una inhibición de esta enzima. Esto se puede deber a diferencias en las formas presentes en los diversos tejidos o entre especies. Aún con los factores de confusión mencionados, la GST ha sido usada como biomarcador de exposición a xenobióticos electrofílicos (Hodge *et al.*, 2000). Los sustratos para GST comparten tres características en común: pueden ser hidrofóbicos en algún grado, deben contener un átomo de carbono electrofílico y deben reaccionar no-enzimáticamente con la glutatión a una tasa medible (Sipes y Gandolfi, 1991). Las branquias o hígado son los tejidos más idóneos para la determinación de la GST.

UDP- Glucoronil Transferasa

La síntesis de glucuronidos mediante UDP glucoronil transferasas microsomales (UDPGTs) es la principal ruta para la inactivación y subsiguiente excreción tanto de compuestos endógenos como xenobióticos. La conjugación del ácido glucurónico (GA) requiere primero de la síntesis del ácido uridin 5'-difosfoglucurónico (UDPGA). El UDPGT cataliza la transferencia de UDPGA a una extensa variedad de sustratos receptores (aglicones) para formar O-, N-, S- y C- glucuronidos, la mayoría siendo O-glucuronidos (George, 1994). En los peces, el hígado es el sitio más importante para la glucuronidación de xenobióticos, sin embargo también se ha determinado en tejidos extrahepáticos, incluyendo riñón, branquias e intestino (George, 1994).

Aunque el sustrato receptor más utilizado es el 4-nitrofenol, se ha demostrado en peces que múltiples isoformas de UDPGT con subs-

tratos que difieren en especificidad. La isoforma UDPGT, la cual conjuga preferentemente fenoles planares, es inducida por hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), probablemente por la vía de un mecanismo dependiente del receptor Ah (Nebert *et al.*, 1993; George, 1994). La actividad de la UDPGT en peces está influenciada por diferencias en el sexo, temporada, pH y temperatura.

Parámetros de Estrés Oxidativo

En situación normal, existe un balance entre la producción y eliminación de sustancias con oxígeno reactivo (ROS), y el estrés oxidativo se presenta cuando ocurre un desbalance. Los compuestos o especies de oxígeno reactivo son moléculas altamente reactivas las cuales interactúan con macromoléculas esenciales tales como DNA, proteínas y lípidos lo cual conduce a la alteración de procesos fisiológicos (Cnubben *et al.*, 2001). Entre las primeras enzimas que brindan una defensa contra el O_2^- y el H_2O_2 están la superóxido dismutasa (SOD; EC 1.15.1.1), la catalasa (CAT; EC 1.11.1.6) y la glutatión peroxidasa (GPx; EC 1.11.1.9).

Hay reportes acerca del éxito del empleo de estas enzimas en sistemas de biomonitorio (Fatima *et al.*, 2000; Sayeed *et al.*, 2003). En gran medida la peroxidación de lípidos está determinada por el balance entre la producción de oxidantes y la remoción de estos por parte de los antioxidantes. Por ejemplo, hay evidencia de que los plaguicidas organofosforados ejercen sus efectos tóxicos vía peroxidación de lípidos (Hai *et al.*, 1997; Hazarika *et al.*, 2003). Los peces son muy sensibles a estos contaminantes debido al metabolismo extrahepático y que implica efectos en la reproducción, función inmune y otras funciones celulares.

Se ha observado que el consumo alto de oxígeno en el músculo esquelético en relación con otros tejidos resulta en concentraciones altas de ROS. La branquia es el principal tejido osmoregulatorio en animales acuáticos y es el principal sitio de ingesta de contaminantes presentes en agua. Por lo tanto, la branquia es el primer sitio de efecto subletal de las sustancias (Evans, 1987; Sancho *et al.*, 1997), y el riñón recibe el "paquete" del flujo sanguíneo post

branquial, y estos tejidos son de importancia en la detoxificación y eliminación de contaminantes acuáticos en los peces.

Superoxido Dismutasa (SOD)

Las SODs son un grupo de metaloenzimas que catalizan la conversión del anión superóxido reactivo (O_2^-) para producir peróxido de hidrógeno (H_2O_2), el cual, por sí mismo es un importante compuesto con oxígeno reactivo (ROS). El H_2O_2 es subsecuentemente detoxificado por dos tipos de enzimas: catalasas (CAT) y glutatión peroxidasa (GPOXs). Las SODs se consideran que juegan un papel importante que radica por su presencia en todos los organismos aeróbicos estudiados. Asimismo, la tasa de SOD- catalizada por dismutación de O_2^- se aproxima al límite de difusión, haciéndola una de las enzimas más activas (Fridovich, 1986).

La determinación de la actividad de la SOD se realiza de manera indirecta en la cual hay una competencia del receptor *scavenger* ("limpiador") con la SOD endógena por O_2^- . Una unidad de actividad de la SOD se define como la cantidad que causa 50% de inhibición del "limpiador" bajo condiciones específicas. Se ha reportado un incremento en la actividad de SOD en peces expuestos a alimento contaminado con paraquat, 2,3,7,8-TCDF y HCB.

Se ha observado un incremento de la actividad de la SOD en 22% de los estudios llevados a cabo en laboratorio y de un 73% en los estudios en campo, mientras que no se observó fuertes incrementos (>500% del control) en cualquiera de los estudios de laboratorio o campo. Debido a la alta variabilidad de este biomarcador entre los estudios de campo y laboratorio, es necesaria una validación más precisa (van der Oost *et al.*, 2003).

Catalasa (CAT)

Las catalasas (CATs) son enzimas que contienen hematina que facilita la remoción de peróxido de hidrógeno (H_2O_2), el cual es metabolizado a oxígeno molecular (O_2) y agua. Las CATs solo reducen H_2O_2 , a diferencia de algunas peroxidasa que pueden reducir varios

peróxidos lipídicos (Stegeman *et al.*, 1992). Se ha demostrado que los compuestos que proliferan de los peroxisomas inducen la actividad de peróxido de hidrógeno que genera oxidasas de ácidos grasos y catalasa (CAT). Como las CATs están localizadas en los peroxisomas de muchas células y están implicadas en el metabolismo de ácidos grasos, los cambios observados en las actividades puede ser difícil de interpretar. La actividad de la CAT en los eritrocitos puede ser el marcador apropiado por exposición a oxidantes en vertebrados. Existen reportes que indican un incremento transitorio en la actividad de la CAT eritrocítica de carpas expuestas a paraquat (Stegeman *et al.*, 1992).

Un incremento en la actividad de la CAT hepática se ha observado en peces expuestos a sedimentos contaminados con PCBs o HAPs y, por otro lado, también se ha reportado una inhibición significativa de la actividad de la CAT con dinitro-*o*-cresol (DNOC) y 3,3',4,4'-TCB. Los peroxisomas tienen la capacidad de proliferar después de una exposición a xenobióticos, asimismo la inducción de la actividad de la enzima peroxisomal, especialmente las implicadas en la β -oxidación de ácidos grasos. Este tipo de respuesta se ha observado en animales expuestos a contaminantes tales como HAPs, PCBs, plastificantes, ácidos fenoxiacéticos, ácidos carboxílicos, tetrazoles, entre otros. La estructura de los peroxisomas de organismos procedentes de dos estuarios presentaron variaciones estacionales, por lo que es necesario tomar en consideración este tipo de alteraciones. Por otra parte, mejillones colectados en el estuario de Plentzia, España, respondieron a un incremento en la biodisponibilidad de contaminantes orgánicos durante el verano al aumentar los peroxisomas, así como la superficie y densidad en las células epiteliales digestivas (Orbea *et al.*, 1999).

Glutacion Peroxidasa (GPOX)

Las peroxidasa (POXs) son enzimas que reducen una variedad de peróxidos a sus correspondientes alcoholes. Mientras las CATs emplean una molécula de H_2O_2 como donador en la reducción de otra molécula de H_2O_2 , las peroxidasa emplean sus productos reducidos. La principal peroxidasa en los peces es una enzima citosólica tetramérica dependiente

del selenio que emplea GSH como cofactor. La GPOX cataliza el metabolismo del H_2O_2 a agua, implicando una oxidación de GSH reducido a su forma oxidada (GSSG). La GPOX se considera que juega un papel importante en la protección de las membranas al daño que pudiera ocasionar la peroxidación de lípidos (LPOX). Un incremento en la actividad de la GPOX ha sido observado en experimentos con peces expuestos a paraquat, HAPs, PCBs y HCB. Existen pocos experimentos, sin embargo se ha observado un incremento significativo en la actividad de la GPOX hepática de lisa (*Mugil sp.*) y pez cacho (*Leuciscus sp.*) de sitios contaminados. Por otra parte, un decremento significativo en la actividad de la GPOX se observó en trucha arcoiris (*Salmo gairdneri*) y lisa (*Mugil sp.*) expuestos en sitios contaminados. La respuesta en peces de la actividad de la GPOX en 14 estudios de laboratorio y 14 *in situ* indican que solo se observó un incremento significativo (>500% del control) en 43% de los estudios de laboratorio y en 14% de los de campo, y ninguno mostró baja en la actividad (van der Oost *et al.*, 2003).

Glutathion Reductasa (GRED)

La glutathion reductasa (GRED) es importante en el mantenimiento de la homeostasis de la GSH/GSSG bajo condiciones de estrés oxidativo. La GRED cataliza la transformación de la forma del disulfuro oxidado de la glutathion (GSSG) a la forma reducida (GSH), con la correspondiente oxidación de la NADPH a $NADPH^+$ (Winston y Di Giulio, 1991). Se ha observado un incremento en la actividad de la GRED en peces expuestos experimentalmente a PCBs, HAPs, DDE y HCB; sin embargo, una baja significativa en la actividad de la GRED se reportó para lisa (*Mugil sp.*) expuestas a PCBs. De 11 estudios en laboratorio y 11 en campo, se observó una baja significativa en la actividad de la GRED en el 55% de los estudios de laboratorio y en el 18% de los de campo, mientras que un fuerte incremento (>500% del control) solo se observó experimentalmente en trucha arcoiris expuesta a PCBs (Otto y Moon, 1995).

Proteínas de Estrés y Metalotioneinas

Proteínas de Estrés (HSPs)

Las proteínas de estrés (HSPs) comprenden un conjunto de proteínas abundantes las cuales están involucradas en la protección y reparación de la célula en respuesta al estrés y condiciones de alteración, incluyendo temperatura alta o baja, luz ultravioleta, condiciones oxidativas, anoxia, estrés salino, metales pesados y xenobióticos tales como teratógenos y hepatocarcinógenos (Stegeman *et al.*, 1992; Di Giulio *et al.*, 1995). Las proteínas de estrés son parte de la estrategia de la célula para protegerse por sí misma de algún daño. Existen dos tipos de respuesta estrechamente relacionados con grupos de productos génicos: el grupo de HSPs y el grupo de proteínas reguladas por glucosa (GRP). El grupo HSPs se incrementa drásticamente debido a la exposición a estrés de calor y a estrés físico y químico, y la síntesis de GRP se incrementa en las células por factores tales como la privación de glucosa u oxígeno (Stegeman *et al.*, 1992). En condiciones experimentales se observó la síntesis de proteína de estrés (HSP70) en peces (*Aphanius iberus*) que fueron alimentados con *Artemia franciscana* y *A. partenogenética* contaminada con clorpirifos (Varo *et al.*, 2002).

Metalotioneinas (MTs)

Las metalotioneinas (MTs) constituyen una familia de proteínas de peso molecular bajo, ricas en cisteína que funcionan en la regulación de metales esenciales como Cu y Zn, y en la detoxificación de estos y otros metales no esenciales como el Cd y el Hg (Thomas, 1990). En las interacciones celulares que involucran MTs se espera sigan dos líneas generales, la primera es la intercepción y enlace de iones metálicos, los cuales son inicialmente tomados por la célula y, la segunda siendo la remoción de metales de ligandos no-tionein, que incluye blancos celulares de toxicidad. Esta última puede representar una función de detoxificación para ciertas estructuras, las cuales han sido dañados reversiblemente por enlaces metálicos inapropiados. El papel de las MTs en secuestrar metales está bien establecida,

mientras que su inducción por exposición a una extensa variedad de metales (Cd, Cu, Zn, Hg, Co, Ni, Bi y Ag) está asociada con su función protectora (Stegeman *et al.*, 1992). La capacidad de inducción de MTs es mayor en tejidos activos en la ingesta, almacenaje y excreción, tales como intestino delgado, hígado y branquias de los peces (van der Oost *et al.*, 2003). En un estudio en campo con peces *Scorpaena porcus* capturados en sitios contaminados y no contaminados, se observó una inducción de MTs en hígado y branquias relacionadas con altas concentraciones de Cd y Cu en los peces del sitio contaminado (Hamza-Chaffai *et al.*, 1997).

Parámetros Inmunológicos

Transaminasas

Las transaminasas, transaminasa alanina (ALT o GPT) y la transaminasa aspartato (AST o GOT) constituyen un grupo de enzimas que cataliza la interconversión de amino ácidos y acetocidos por transferencias de grupos amino. El complejo α -cetoglutarato/L-glutamato funciona como un grupo amino receptor y donador en reacciones de amino transferencia. La ALT cataliza la transferencia del grupo amino alanina a la α -cetoglutarato para formar glutamato y piruvato, mientras que AST cataliza la transferencia del grupo amino del aspartato a α -cetoglutarato para formar glutamato y oxaloacetato. Un incremento en la actividad enzimática en el fluido extracelular o plasma es un indicador sensible aun a un pequeño daño celular ya que los niveles de estas enzimas dentro de las células exceden a estas en los fluidos extracelulares en más de tres órdenes de magnitud. Los niveles de AST y de ALT se incrementan conforme a los procesos de alteración en la integridad celular del hígado, aunque ALT es una enzima más específica para hígado. Debido a que AST y ALT en peces no ha sido muy estudiada se sugiere como alternativa de biomarcador de daño en tejidos a la GSTs (van der Oost *et al.*, 2003).

Parámetros Reproductivos y Endocrinos

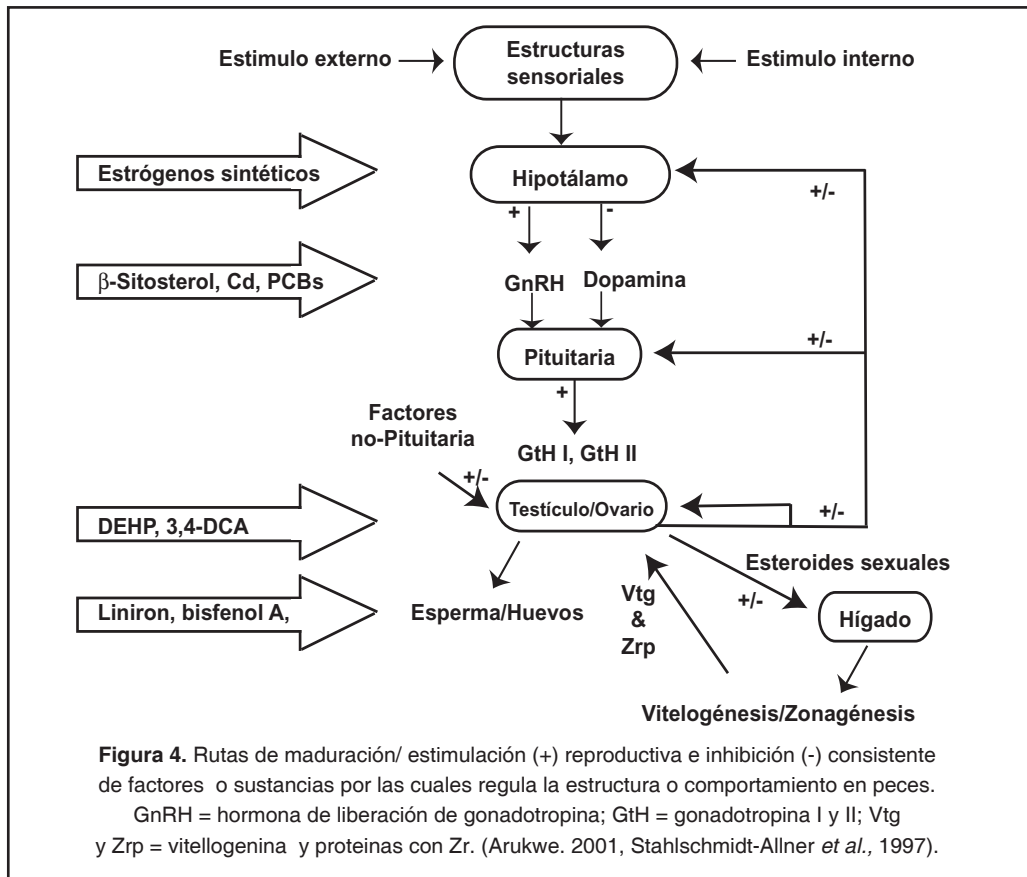
Un disruptor endocrino es una sustancia o mezcla de ellas que altera la función del sistema endocrino y causa efectos adversos en la salud de un organismo, o en su progenie o a nivel de sub-poblaciones (WHO, 2001).

El modo de acción de los moduladores o disruptores endocrinos no está bien establecido, y se han propuestos varios mecanismos por los cuales algunos compuestos con efectos endocrinos son capaces de disruptir o alterar funciones vitales del sistema endocrino ya que:

- 1) Pueden ser estructuralmente similares a las hormonas a las cuales son capaces de enlazarse a receptores celulares diseñados para ser el "blanco" para las hormonas naturales, lo cual causa actividad celular anormal e impredecible.
- 2) Pueden bloquear los sitios de enlace, así que las hormonas naturales son incapaces de enlazarse a ellos, con la consecuente alteración en la actividad celular.
- 3) Pueden inducir la creación extra de sitios receptores en la célula, con la consecuente amplificación del impacto de las hormonas sobre la actividad celular.
- 4) Pueden interactuar directa o indirectamente con hormonas naturales, cambiando el mensaje de la hormona y alterando la actividad celular.
- 5) Pueden alterar el patrón natural de la síntesis hormonal y metabolismo, lo cual resulta en una alteración en el balance o cantidad de hormonas que circulan.

En la figura 4 se muestra la estructura jerárquica del sistema endocrino así como los compuestos químicos que pueden interferir con este sistema.

El estímulo exógeno, como la luz del día, feromonas y comportamiento con específico, se



conoce como “reloj interno”. La principal función del sistema endocrino es transformar varios estímulos exógenos en mensajes químicos, las hormonas. En este proceso se incluye una cadena de eventos que resultan en la expresión del gen apropiado o en la activación de un sistema enzimático específico de un tejido a través del mecanismo de la adenilato ciclasa. Los procesos controlados por hormonas generalmente son a largo plazo, prolongados y frecuentemente irreversibles, como por ejemplo la metamorfosis o la diferenciación sexual. Es importante mencionar que las hormonas tienen muy bajas concentraciones efectivas, por lo que, cualquier alteración en su concentración o la presencia de “imitadores” aún a muy bajas concentraciones pueden tener efectos adversos muy graves (Stahlschmidt-Allner *et al.*, 1997).

Vitelogenina

La vitelogenina (Vtg) es una proteína producida por los peces hembra que es precursora de las

proteínas de reserva del huevo. Su expresión se encuentra bajo el control del estradiol (E[2]) de origen ovárico. Por este motivo las perturbaciones en su expresión se utilizan como indicadores de disrupción endocrina producida por contaminantes estrogénicos o xenoestrógenos (tales como plaguicidas, así como desechos de origen industrial y urbano). En peces teleósteos, el E[2] está asociado a distintos eventos fisiológicos: vitelogénesis, comportamiento y diferenciación sexual. Muchas funciones cerebrales como la proliferación, morfología, supervivencia y sinaptogénesis neuronal dependen de la síntesis local de E[2] a partir de testosterona por la aromatasa (P450arom). La aromatasa ha sido identificada en varios tejidos, principalmente en cerebro de peces en donde se han descrito dos variantes: aromatasa gonadal (P450aromA) y cerebral (P450aromB) (Schwaiger y Negele, 1998).

En ciprinidos las concentraciones de Vtg en hembras maduras se encuentran entre algunos cientos y hasta miles de $\mu\text{g mL}^{-1}$. Las concentraciones en hembras inmaduras fueron siem-

pre mayores a 200 ng mL^{-1} , mientras que en machos las concentraciones de Vtg en plasma fueron menores de 20 ng mL^{-1} (Tyler *et al.*, 1996). En un estudio con salmón del atlántico (*Salmo salar*) expuesto a 4-nonilfenol y a efluentes de una planta de tratamientos de una refinería se encontró una inducción de la Vtg y de proteínas de la zona radiata (Zrp) relacionadas con la dosis (Arukwe *et al.*, 1997).

Parámetros Neurotóxicos

Colinesterasa

La actividad de la colinesterasa (ChE) ha sido extensamente usada para estimar la exposición a plaguicidas organofosforados (OFs) y carbámicos (CBs) tanto en humanos como en vida silvestre. Las colinesterasa pertenece a una familia de esterases las cuales fueron clasificadas por Aldridge (1953) en tres clases: esterases A, B y C basadas en su comportamiento hacia los compuestos OFs. Las esterases A hidrolizan a los oxones y otros triésteres OFs. Las esterases B son un gran grupo de serina hidrolasas las cuales son inhibidas por los OFs, e incluye el grupo de las colinesterasas. Las C esterases no interactúan con los OFs.

Las colinesterasas se dividen en acetilcolinesterasa (AChE; EC 3.1.1.7) y butirilcolinesterasa (BChE; EC 3.1.1.8). La AChE es la responsable del rompimiento del neurotransmisor acetilcolina dentro de la sinapsis colinérgica durante la transmisión del impulso nervioso. La inhibición de esta enzima resulta en la acumulación del neurotransmisor en la abertura sináptica originando una estimulación continua de los receptores localizados en la membrana post-sináptica que puede conducir a la muerte generalmente debido a fallo respiratorio (WHO, 1986). La AChE se encuentra principalmente en el tejido nervioso en las uniones neuro musculares, en los eritrocitos y en el plasma de algunos vertebrados. La BChE es una esterase relativamente no específica la cual hidroliza un número de ésteres de colina incluyendo a la acetilcolina, la cual se encuentra en el hígado, suero y músculo (WHO, 1986). Su papel fisiológico no ha sido bien establecido. Esta enzima hidroliza algunos compuestos xenobióticos y enlaza a OFs y CBs, por lo que algunos autores

sugieren un papel de la AChE relacionado con la protección (Thompson, 1999). Muchos compuestos OFs no son inhibidores directos de la ChE y necesitan ser activados a su correspondiente oxón para ejercer su actividad.

El proceso para formar el oxón se lleva a cabo por las monooxigenasas del citocromo P450, principalmente en el hígado, aunque también puede realizarse en otros tejidos. El átomo de fósforo del oxón reacciona con el sitio activo serina de la enzima, actuando como un substrato "suicida", y debido a que la reactivación de la enzima fosforilada es muy lenta, esta se considera como una reacción irreversible desde el punto de vista fisiológico. La inhibición de la AChE por OFs ocurre a muy bajas concentraciones (típicamente las I_{50} son de 10^{-8} - 10^{-10} M). En el caso de los CBs la carbamización de la enzima es una reacción inestable y la enzima es liberada en un periodo corto y de forma espontánea (Thompson, 1999). La determinación de la actividad de la colinesterasa en organismos acuáticos ha sido muy empleada desde hace varios años (Kozlovskaya *et al.*, 1993).

En peces expuestos a plaguicidas organofosforados y carbámicos se ha observado la inhibición de la acetilcolinesterasa de músculo más que en cerebro, lo cual puede ser un efecto protector del organismo. Este fenómeno se ha observado en peces (*Carassius auratus*) expuestos a 0.5 mg L^{-1} de carbofuran (Bretaud *et al.*, 2000), así como en gambusias (*Gambusia affinis*) expuestas a clorpirifos (Carr *et al.*, 1997).

Parámetros Genotóxicos

Existen varios parámetros genotóxicos que pueden ser evaluados en organismos acuáticos tomando en cuenta biomarcadores citogenéticos siendo los más importantes la determinación del gen p53 como biomarcador de mutación en el ambiente acuático (Bhaskaran *et al.*, 1999), asimismo la cuantificación de aberraciones cromosómicas, el intercambio de cromátidas hermanas y la determinación de micronúcleos (MNs), han sido los métodos más utilizados en organismos acuáticos debido a su relativa fácil determinación y sensibilidad a la exposición a sustancias genotóxicas (Tucker y Preston, 1996).

Micronúcleos (MN)

Los micronúcleos (MNs) son cromosomas completos o fragmentos cromosómicos que se condensan y permanecen rezagados durante la anafase del ciclo celular. Se han propuesto cuatro mecanismos (fragmentos acéntricos, cromosomas multicéntricos, daño al cinetócoro y daño al huso) para la formación de MNs que involucran clastogenicidad (rompimiento del ADN) o aneuploidia (Müller y Streffer, 1994). El ensayo de MN en peces tiene el potencial de detectar agentes clastogénicos en el medio acuoso (Al-Sabti *et al.*, 1994).

Los micronúcleos se constituyen de una pequeña masa nuclear delimitada por membrana y separada del núcleo principal. Los micronúcleos son formados durante la telofase de la mitosis o meiosis, cuando la cubierta nuclear es reconstituída alrededor de los cromosomas de las células hijas. Son resultado de fragmentos cromosómicos acéntricos o de cromosomas enteros que no fueron incluidos en el núcleo principal. El micronúcleo representa la pérdida de cromatina en consecuencia del daño cromosómico estructural o daño del aparato mitótico. Es importante resaltar que los MNs son formados durante la mitosis, independientemente del tipo de daño ocurrido durante el ciclo. Por eso, los daños causados en el ADN, por ejemplo, en la exposición a agentes mutagénicos solamente se expresan en micronúcleos después de un ciclo de división celular, siendo dependientes de la proporción de células que se están dividiendo. Consecuentemente, la comparación de frecuencias de micronúcleos entre poblaciones de células en división solo sería segura cuando la cinética de división nuclear o daño al DNA fuera idéntica (Fenech, 1997).

La determinación de micronúcleos con citocalasina (MNCtB) puede ser usado para el biomonitorio de compuestos con efectos genotóxicos, con el fin de evaluar el potencial mutagénico de agentes químicos y físicos y para estudios específicos como variación interindividual (Buschini *et al.*, 2004; Porto *et al.*, 2005).

Enzimas de Metabolismo

Una enzima que ha sido usada como biomarcador es la lactato deshidrogenasa (LDH; EC

1.1.1.28). La LDH son enzimas citoplasmáticas las cuales catalizan la reducción reversible de piruvato a lactato. Las LDH son importantes en procesos energéticos en muchos grupos de animales (Vassault, 1983). La lactato ha sido usado como parámetro en bioquímica clínica como indicador de daño de tejido y órganos. Cuando se presenta ruptura de la membrana celular, la LDH se libera de la célula al espacio extracelular y eventualmente se libera a la sangre (Clarke, 2002), por lo que el incremento de esta enzima en el plasma se considera como biomarcador de daño tisular.

El uso de LDH como biomarcador se basa en el supuesto de que los organismos bajo estrés químico generalmente necesitan obtener energía adicional de una manera rápida, incrementado para esto el uso de la glicólisis anaerobia. La respuesta de la LDH parece depender del tiempo de exposición y puede tener variaciones con relación a la sustancia y el organismo, debido a factores de confusión. Por ejemplo, se ha observado una baja significativa de la LDH en peces expuestos a carbofuran, carbaryl, DDT, hexacloro benceno (BHC), diclorvos (DDVP) y monocrotofos (Singh y Sharma, 1998; Sharma y Gopal, 1995). Asimismo, una baja en la actividad de la LDH se determinó 10 días después de la exposición a concentraciones subletales de clorpirifos, endosulfan y furadan (Radhakrishnaiah y Renukadevi, 1989). Por otra parte, Gill *et al.* (1990) reportaron un incremento de la LDH en branquias, músculo esquelético y corazón del pez *Puntius conchonius* después de una exposición a aldicarb, sin embargo, en el mismo experimento, se observó una inhibición de la LDH en hígado.

Otros Biomarcadores

Como se mencionó anteriormente, existen varios biomarcadores empleados en programas de monitoreo que están validados y otros más que se encuentran en validación, como por ejemplo, se ha observado que los peces tienen la capacidad de desarrollar nuevos nefrones seguido de un daño renal que pudiera estar asociado a un contaminante o xenobiotico. En un estudio llevado a cabo con peces de varios ríos de Estados Unidos se observó un elevado desarrollo de nefrones en peces procedentes de sitios contaminados en relación a los menos

contaminados. El desarrollo de nefrones tiene el potencial de ser usados como biomarcadores para la detección de compuestos nefrotóxicos en sitios específicos (Cormier *et al.*, 1995).

Durante los últimos años se han desarrollado una variedad de alteraciones histopatológicas que han sido usados como biomarcadores en programas de biomonitorio. En la tabla 1 se muestran los biomarcadores histo-citologicos que se determinan en los peces y los cuales están relacionados con la calidad ambiental y principalmente a la presencia de contaminantes químicos.

De manera general se puede decir que la aproximación histopatológica se considera como biomarcador de nivel II, ya que la especificidad de este no es muy alta, por ejemplo, el hígado juega un papel importante en las respuestas toxicológicas ya que los xenobióticos inducen a cambios patológicos que pueden ser observados a nivel histológico del hígado (Hinton y Lauren, 1990). La desventaja es que frecuentemente en histopatología es difícil cuantificar las respuestas, por lo que se recomienda realizar un batería de biomarcadores

Tabla 1. Biomarcadores histo-citologicos y sus tipos de contaminación/estrés (Au, 2004; Pawert *et al.*, 1998).

Biomarcador Histo-citológico	Indicativo de
Erosión en la aleta	Condición general de la salud del pez (estrés indirecto y sustancias toxicas en el agua)
Malformación de esqueleto	Condición general de la salud del pez e hidrocarburos clorados
Hiperplasia epidérmica	Condición general de la salud del pez relacionada a tóxicos y estrés ambiental
Anormalidades opérculo	Condición general de la salud del pez y efluentes de papeleras
Histopatología del hígado	Condición general de la salud del pez y niveles de tóxicos, carcinógenos y contaminantes urbanos
Histopatología de branquias	Stress general a metales, petróleo, contaminantes orgánicos, algas tóxicas y sólidos suspendidos
Histopatología de riñón	Condición general de la salud del pez y contaminantes orgánicos tóxicos
Agregados de macrófagos	Química general y estrés físico
Defectos embríonicos	Contaminantes orgánicos
Histopatología de bivalvos	Contaminantes orgánicos, plaguicidas y petróleo
Integridad de lisosomas	Estrés general en células, respuesta a gran variedad de contaminantes
Contenido lipopigmentoso	Estrés oxidativo causado por PAHs y petróleo
Proliferación de peroxisoma	Stress oxidativo causado por PAHs y petróleo

CONCLUSIONES

La utilidad de cada uno de los biomarcadores dependerá de sus ventajas y desventajas así como de la relevancia ecológica, sensibilidad, especificidad, dificultades técnicas y costos.

La estimación de exposición a los contaminantes y sus efectos posee incertidumbre, ya que los efectos adversos dependerán de la

magnitud y duración de la exposición, el modo de acción de la sustancia tóxica, el lapso requerido para manifestarse el estado de enfermedad y la susceptibilidad de los organismos. La variabilidad inherente entre los individuos por razones geográficas, genéticas y alteraciones naturales, por lo general, hacen difícil demostrar la alteración toxica.

Es importante señalar que, debido a la complejidad de los ecosistemas y a la presencia de múltiples contaminantes en condiciones reales, no existe un biomarcador que pueda dar información completa acerca de la calidad ambiental. Debido a lo anterior y aunque exista limitación en el material biológico disponible, se recomienda llevar a cabo una batería de biomarcadores que integre la respuesta de estos con el fin de detectar alteraciones ambientales aplicando a los resultados métodos multivariados (WHO, 2001; Beliaeff y Burgeot, 2002). En la figura 5 se muestran solo algunos de los posibles biomarcadores que pueden evaluarse en los organismos acuáticos.

Los biomarcadores específicos varían de acuerdo a la especie, sexo, época climática, temperatura, dieta, presencia de compuestos sinérgicos o antagonísticos, por lo que la selección del organismo apropiado, tejidos y biomarcadores para especies particulares en ecosistemas particulares puede minimizar los efectos o factores de confusión.

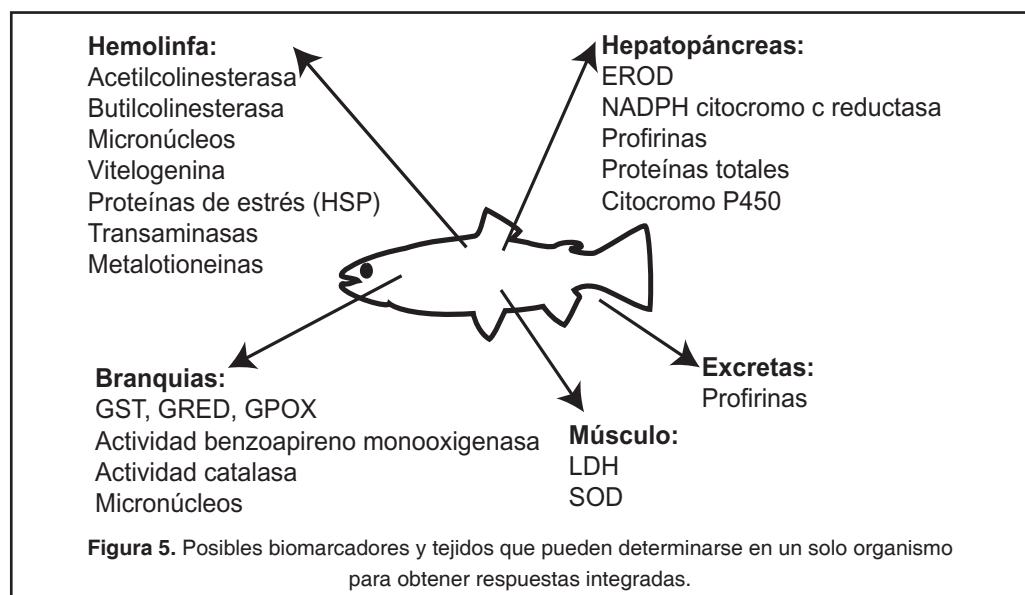
Aunque existen varios biomarcadores potenciales, es necesario realizar estudios sobre su validación y, lo más importante, incorporar a los biomarcadores validados en el proceso de evaluación de riesgos.

El uso de biomarcadores en el diagnóstico de alteración de los ecosistemas y la exposición

de la vida silvestre a xenobióticos tiene varias ventajas: a) la respuesta de los biomarcadores puede indicar la presencia de contaminantes biológicamente disponibles, b) con un conjunto o batería de biomarcadores adecuados se puede dilucidar la presencia de contaminantes que no habían sido considerados, c) los biomarcadores pueden detectar eventos de contaminación intermitente e integrar en tiempo y espacio la exposición, y d) los biomarcadores son capaces de detectar efectos inducidos por mezclas complejas de contaminantes. En muchas ocasiones los biomarcadores son mucho más fáciles y económicos de determinar que otras opciones, como lo son los análisis químicos (Handy *et al.*, 2003).

La validación de biomarcadores para fines de investigación y de evaluación de riesgos requiere la realización de estudios tanto de laboratorio como eco-epidemiológicos o de campo.

Los biomarcadores validados deben ser empleados como instrumentos de evaluación de los riesgos, ya que los biomarcadores permitirán realizar evaluaciones de riesgos biológicamente fundamentadas, con lo cual se podrán realizar estudios prospectivos para establecer la relación entre los biomarcadores y los riesgos de enfermedad o de alteración en la salud ambiental.



LITERATURA CITADA

- Adams, S.M., 2005.** Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems. *Marine Pollution Bulletin*. In press. Disponible en línea doi:10.1016/j.marpolbul.2004.11.040
- Ahner, B.E., L. Wei, J. R. Oleson, y N. Ogura, 2002.** Glutathione and other low molecular weight thiols in marine phytoplankton under metal stress. *Marine Ecology Progress Series*, 232:93-103.
- Aldridge, W.N., 1953.** Serum esterases. *Biochemistry Journal*, 53:110-117.
- Almli, B., E. Egaas, A. Christiansen, O.M. Eklo, O. Lode, y T. Kaellqvist, 2002.** Effects of three fungicides alone and in combination on glutathione S-transferase activity (GST) and cytochrome P-450 (CYP 1A1) in the liver and gill of brown trout (*Salmo trutta*). *Marine Environmental Research*, 54(3-5):237-240.
- Al-Sabti, K., M. Franko, B. Andrijani, S. Knez, y P. Stegnar, 1994.** Chromium induced micronuclei in fish. *J. Appl. Toxicol.*, 13:333-336.
- An-Ping, L., W. Yuk-Shan, y T. Nora Fung-Yee, 2003.** Pyrene-induced changes of glutathione-S-transferase activities in different microalgal species. *Chemosphere*, 50(3):293-301.
- Arukwe A., 2001.** Cellular and molecular responses to endocrine-modulators and the impact on fish reproduction. *Marine Pollution Bulletin*, 42(8):643-655 .
- Arukwe, A., F.R. Knudsen, y A. Goksoyr, 1997.** Fish zona radiata (eggshell) protein: A sensitive biomarker for environmental estrogens. *Environmental Health Perspectives*, 105(4):418-422.
- Au, D.W.T., 2004.** The application of histo-cytopathological biomarkers in marine pollution monitoring: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 48:817-834.
- Beliaeff, B., y T. Burgeot, 2002.** Integrated biomarker response: a useful tool for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21: 1316-1322.
- Bennett, D.A., y M.D. Waters, 2000.** Applying biomarker research. *Environmental Health Perspectives*, 108(9): 907-910.
- Bhaskaran, A., D. May, M. Rand-Weaver, y C.R. Tyler, 1999.** Fish p53 as a possible biomarker for genotoxins in the aquatic environment. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 33(3):177-184.
- Brethead, S., J.P. Toutant, y P. Saglio, 2000.** Effects of carbofuran, diuron, and nicosulfuron on acetylcholinesterase activity in goldfish (*Carassius auratus*). *Ecotox. and Environ. Safety*, (47)117-124.
- Bucheli, T. D., y K. Fent, 1995.** Induction of cytochrome P450 as a biomarker for environmental contamination in aquatic ecosystems. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 25(3)201-268.
- Buschini, A., A. Martino, B. Gustavino, M. Monfrinotti, P. Poli, C. Rossi, M. Santoro, A.J.M. Dorr, y M. Rizzoni, 2004.** Comet assay and micronucleus test in circulating erythrocytes of *Cyprinus carpio* specimens exposed in situ to lake waters treated with disinfectants for potabilization. *Mutat. Res. Genet. Toxicol. Environ. Mutag.*, 557(2):119-129.
- Carr, R.L., L.L. Ho, y J.E. Chambers, 1997.** Selective toxicity of chlorpyrifos to several species of fish during an environmental exposure: biochemical mechanisms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16, 2369-2374.
- Clarke, JTR., 2002.** Clinical Guide to Inherited Metabolic Diseases. 2nd Edition. Port Chester, NY. USA. Cambridge University Press.
- Cnubben N.H.P., I.M.C.M. Rietjens, H. Wortelboer, J. van Zenden, y P.J. van Bladeren, 2001.** The interplay of glutathione-related processes in antioxidant defence. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 10:141-152.
- Collier, TK, B.F. Anulacion, J.E. Stein, A. Goksoyr, y U. Varanasi, 1995.** A field evaluation of cytochrome P4501A as a biomarker of contaminant exposure in three species of flat-fish. *Environ Toxicol Chem* 14: 143-152
- Cormier, S.M., T.W. Neiheisel, P. Wernsing, R.N. Racine, y R. Reimschuessel, 1995.** New nephron development in fish from polluted waters: A possible biomarker. *Ecotoxicology*, 4(3):157-168.
- Corsi I., M. Mariottini, C. Sensini, L. Lancini, y S. Focardi, 2003.** Fish as bioindicators of brackish ecosystem health: integrating biomarker responses and target pollutant concentrations. *Oceanologica Acta*, 26(1): 129-138.

- Curtis, L.R., H.M. Carpenter, R.M. Donohoe, D.E. Williams, O.R. Hedstrom, M.L. Deinzer, M.A. Beilstein, E. Foster, y R. Gates, 1993.** Sensitivity of cytochrome P450-1A1 induction in fish as a biomarker for distribution of TCDD and TCDF in the Willamette River, Oregon. *Environmental Science & Technology*, 27(10): 2149-2157.
- Depledge M., 1994.** The rational basis for the use of biomarkers as ecotoxicological tools. In: M.C. Fossi y C. Leonzio (Eds). *Nondestructive Biomarkers in Vertebrates*. Lewis Publisher, USA.
- Di Giulio, R.T., W.H. Benson, B.M. Sanders, y P.A. van Veld, 1995.** Biochemical mechanisms: metabolism, adaptation, and toxicity, P. 523-562. In: G.M. Rand, G.M. (Ed.), *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental fate, and Risk Assessment*, Second ed.. Taylor and Francis, London, UK,
- Eggens, M.L., A. Opperhuizen, y J.P. Boon, 1996.** Temporal variation of CYP450 A1 indices, PCB and 1OH-pyrene concentration in flounder, *Platichthys flesus*, from the Dutch Wadden Sea. *Chemosphere*, 33: 1579-1596
- Evans D.H., 1987.** The fish gill: site of action and model for toxic effects of environmental pollutants. *Environ Health Perspec.*, 71:47-58.
- Fatima M., I. Ahmad, I. Sayeed, M. Athar, y S. Raisuddin, 2000.** Pollutant-induced over-activation of phagocytes is concomitantly associated with peroxidative damage in fish tissues. *Aquat. Toxicol.*, 49:243-250.
- Fenech, M., 1997.** The advantages and disadvantages of the cytokinesis-block micronucleus method. *Mutation Research-Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 392(1-2):11-18.
- Fent K., 2004.** Ecotoxicological effects at contaminated sites. *Toxicology*, 205:223-240
- Forlin, L., C. Haux, L. Karlsson-Norrgrén, P. Runn, y A. Larsson, 1986.** Biotransformation enzyme activities and histopathology in rainbow trout, *Salmo gairdneri*, treated with cadmium. *Aquatic Toxicology*, 8(1):51-64.
- Fridovich, I., 1986.** Superoxide dismutases. *Ad. Enzymology*, 58: 61-97.
- George, S.G., 1994.** Enzymology and molecular biology of phase II xenobiotic-conjugating enzymes in fish. p. 37-85 In: D.C. Malins, G.K. Ostrander (Eds.), *Aquatic Toxicology; Molecular, Biochemical and Cellular perspectives*. Lewis Publishers, CRC Press.
- Gill, T.S., J. Pande, y H. Tewari, 1990.** Enzyme modulation by sublethal concentrations of aldicarb, phosphamidon, and endosulfan in fish tissues. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 38(3):231-244.
- Goksoyr, A., y L. Forlin, 1992.** The P-450 system in fish, aquatic toxicology and environmental monitoring. *Aquatic Toxicology*, 22:287-312.
- Guengerich, F.P., y D.C. Liebler, 1985.** Enzymatic activation of chemicals to toxic metabolites. *Crit Rev Toxicol.*, 14:259-307.
- Hai D.Q., I. Sz. Varga, y M. Matkovics, 1997.** Organophosphate effects on antioxidant system of carp (*Cyprinus carpio*) and catfish (*Ictalurus nebulosus*). *Comp. Biochem. Physiol.*, 117C:83-88.
- Hamza-Chaffai, A., C. Amiard-Triquet, y A. El Abed, 1997.** Metallothionein-like protein: is it an efficient biomarker of metal contamination? A case study based on fish from the Tunisian coast. *Arch Environ Contam Toxicol.*, 33(1):53-62.
- Handy, R.D., T.S. Galloway, y M.H. Depledge, 2003.** A proposal for the use of biomarkers for the assessment of chronic pollution and in regulatory toxicology. *Ecotoxicology*, 12:331-343.
- Hazarika A., S.N. Sarkar, S. Hajare, M. Kataria, y J.K. Malik, 2003.** Influence of malathion pretreatment on the toxicity of anilofos in male rats: a biochemical interaction study. *Toxicology*, 185:1-8.
- Hinton, D.E., y D.J. Lauren, 1990.** Liver structure alterations accompanying chronic toxicity in fishes: potential biomarkers of exposure. p. 17-57. In: J.F. McCarthy and L.R. Shugart (Eds). *Biomarkers of Environmental Contamination*. Lewis Publishers.
- Hodge S., M. Longley, L. Booth, V. Heppelthwaite, y K. O'Halloran, 2000.** An evaluation of glutathione S-transferase activity in the tasmanian lacewing (*Micromus tasmaniae*) as a biomarker of organophosphate contamination. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 65(1):8-15.
- Kamohara K., N. Yagi, y Y. Itokawa, 1984,** Mechanism of lipid peroxidation in polychlorinated biphenyl PCB and dichlorodiphenyltrichloroethane DDT-poisoned rats. *Environmental Research*, 324:18-23
- Kosmala, A., B. Migeon, P. Flammarion, y J. Garric, 1998.** Impact assessment of a wastewater treatment plant effluent using the fish biomarker ethoxyresorufin-O-deethylase: field and on-site experiments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 41(1):19-28.
- Kozlovskaya, V.I., F.L. Mayer, O.V. Menzikova, y G.M. Chuyko, 1993.** Cholinesterases of aquatic animals. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 132, 117-140.

- Livingstone, D.R., 1993.** Biotechnology and pollution monitoring: use of molecular biomarkers in the aquatic environment. *J Chem Technol Biotechnol.*, 57:195-211
- Mayer, F.L., D.J. Versteeg, M.J. McKee, L.C. Folmar, R.L. Graney, D.C. McCume, y B.A. Rattner. 1992.** Physiological and non-specific biomarkers, p. 5-85. *In:* R.J. Huggett, R.A. Kimerie, P.M. Mehrle Jr and H.L. Bergman (Eds). Biomarkers. Biochemical, physiological, and histological markers of anthropogenic stress. SETAC / Lewis publishers. Boca Raton, USA.
- Mehrle, P.M., D.R. Buckler, E.E. Little, L.M. Smith, y J.D. Petty, 1988.** Toxicity and bioconcentration of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzodioxin and 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzofuran in rainbow trout. *Environmental Toxicology and Chemistry* 7(1):47-62.
- Müller, W.W., y G. Streffer, 1994.** Micronucleus assays. *In:* G. Obe (Ed). Advances in Mutagenesis Research. Springer Verlag. Berlin
- Nebert, D.W., A. Puga, y V. Vasilou, 1993.** Role of the Ah receptor and the dioxin-inducible [Ah] gene battery in toxicity, cancer, and signal transduction. *Ann NY Acad Sci.*, 685:624-640.
- Orbea A., I. Marigomez, C. Fernandez, J.V. Tarazona, I. Cancio, y M.P. Cajaraville, 1999.** Structure of peroxisomes and activity of the marker enzyme catalase in digestive epithelial cells in relation to PAH content of mussels from two Basque estuaries (Bay of Biscay): seasonal and site-specific variations. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 36:158-166.
- Otto, D.M.E., T.W. Moon, 1995.** 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl effects on antioxidant enzymes and glutathione status in different tissues of rainbow trout. *Pharmacol. Toxicol.*, 77:281-287.
- Page, D.S., R.J. Huggett, J.J. Stegeman, K.R. Parker, B. Woodin, J.S. Brown, y A.E. Bence, 2004.** Polycyclic aromatic hydrocarbon sources related to biomarker levels in fish from Prince William Sound and the Gulf of Alaska. *Environmental Science & Technology*, 38(19): 4928-36.
- Pawert, M., E. Mueller, y R. Triebkorn, 1998.** Ultrastructural changes in fish gills as biomarker to assess small stream pollution. *Tissue & Cell*, 30(6):617-626.
- Porto, J.I., C.S. Araujo, y E. Feldberg, 2005.** Mutagenic effects of mercury pollution as revealed by micronucleus test on three Amazonian fish species. *Environmental Research*, 97(3):287-292.
- Radhakrishnaiah, K., y B. Renukadevi, 1989.** Effect of pesticides on succinate and lactate dehydrogenase activities in the freshwater field crab, *Oziotelphusa senex senex* (Fabricius). Proceedings of the Indian National Science Academy NSBGAM 55B(5/6):339-344.
- Ronisz, D., D.G.J. Larsson, y L. Förlin, 1999.** Seasonal variations in the activities of selected hepatic biotransformation and antioxidant enzymes in eelpout (*Zoarces viviparus*). *Comp Biochem Physiol.*, 124: 271-279
- Sancho, E., M.D. Ferrando, y E. Andreu, 1997.** Inhibition of gill Na⁺, K⁺-ATPase activity in the eel, *Anguilla anguilla*, by fenitrothion. *Ecotox. Environ. Saf.*, 38:132-136.
- Sanders, B., 1990.** Stress proteins: Potential as multitered biomarkers. p. 165. *In:* J.F. McCarthy and L.R. Shugart (Eds). Biomarkers of Environmental Contamination. Lewis Publishers. Boca Raton, USA.
- Sayed I., S. Parvez, S. Pandey, B. Bin-Hafeez, R. Haque, y S. Raisuddin, 2003.** Oxidative stress biomarkers of exposure to deltamethrin in freshwater fish, *Channa punctatus*. *Bloch. Ecotox. Environ. Saf.*, 56:295-301.
- Schwaiger, J., R., y D. Negele, 1998.** Plasma vitellogenin - a blood parameter to evaluate exposure of fish to xenoestrogens. *Acta Vet. Brno*, 67: 257-264.
- Sharma B., y K. Gopal, 1995.** Changes in lactic acid content and activity of lactate dehydrogenase in *Clarias batrachus*, exposed to carbaryl. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 47(1-2):89-95.
- Singh, R.K. y B. Sharma, 1998.** Carbofuran-induced biochemical changes in *Clarias batrachus*. *Pesticide Science*, 53(4):285-290.
- Sipes, I.G., y A.J. Gandolfi, 1991.** Biotransformation of toxicants, p. 88-126. *In:* M.O. Amdur, J. Doull, C.D. Klaassen, Casarett and Doull's toxicology. Pergamon Press.
- Stahlschmidt-Allner, P., B. Allner, J. Römbke, T. Knacker, 1997.** Endocrine disrupters in the aquatic environment. *Environ Science Poll Research* 4(3):155-162.
- Stegeman, J.J., M. Brouwer, T.D.G. Richard, L. Förlin, B.A. Fowler, B.M. Sanders, y P.A. van Veld, 1992.** Molecular responses to environmental contamination: enzyme and protein systems as indicators of chemical exposure and effect, p. 235-335. *In:* R.J. Huggett, R.A. Kimerly, P.M. Mehrle Jr, H.L. Bergman, (Eds.), Biomarkers: Biochemical, Physiological and Histological markers of Anthropogenic Stress. Lewis Publishers, Chelsea, MI, USA.

- Stephensen, E., M. Adolfsson-Erici, M. Celander, M. Hulander, J. Parkkonen, T. Hegelund, J. Sturve, L. Hasselberg, M. Bengtsson, y L. Foerlin, 2003.** Biomarker responses and chemical analyses in fish indicate leakage of polycyclic aromatic hydrocarbons and other compounds from car tire rubber. *Environ. Toxicol. Chem.*, 22(12):2926-2931.
- Takahashi, N., R.H. Dashwood, L.F. Bjeldanes, G.S. Bailey, y D.E. Williams, 1995.** Regulation of hepatic cytochrome P4501A by indole-3-carbinol: Transient induction with continuous feeding in rainbow trout. *Food and Chemical Toxicology*, 33(2):93-172.
- Thomas, P., 1990.** Molecular and biochemical responses of fish to stressors and their potential use in environmental monitoring. *American Fisheries Society Symposium*, 8:9-28
- Thompson, H.M., y P.W. Grieg-Smith, 1991.** Monitoring the effects of agricultural pesticides on wildlife, p. 79-94. In: D.W. Jeffrey, and B. Madden, (Eds.). *Bioindicators and Environmental Management*. Academic Press.
- Thompson, H.M., 1999.** Esterases as markers of exposure to organophosphates and carbamates. *Ecotoxicology*, 8:369-384.
- Tucker, J.D., y R.J. Preston, 1996.** Chromosome aberrations, micronuclei, aneuploidy, sister chromatid exchanges, and cancer risk assessment. *Mutat Research*, 365:147-159.
- Tyler, C.R., B. Van der Eerden, S. Jobling, G. Panter, y J.P. Sumpter, 1996.** Measurement of vitellogenin, a biomarker for exposure to oestrogenic chemicals, in a wide variety of cyprinid fish. *Journal of Comparative Physiology*, 166(7):418-426.
- US NRC, 1989.** Biologic markers in reproductive toxicology. US National Research Council. Washington, DC, National Academy Press.
- van der Oost, R., J. Beyer, y N.P.E. Vermeulen, 2003.** Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13:57-149.
- Varo, I., R. Serrano, E. Pitarch, F. Amat, F.J. Lopez, y J.C. Navarro, 2002.** Bioaccumulation of chlorpyrifos through an experimental food chain: study of protein HSP70 as biomarker of sublethal stress in fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 42(2): 229-235.
- Vassault, A., 1983.** Lactate dehydrogenase, p. 118-126. In: *Methods of Enzymatic Analysis*. Vol. III. Academic Press, NY.
- Walker, M.K., y R.E. Peterson, 1991.** Potencies of polychlorinated dibenzo-p-dioxin, dibenzofuran, and biphenyl congeners, relative to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin, for producing early life stage mortality in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*, 21(3-4):219-237.
- WHO, 1986.** Organophosphorus insecticides: a general introduction. Environmental Health Criteria No. 63. IPCS/WHO. Geneva.
- WHO, 1993.** Biomarkers and risk assessment: concepts and principles. Environmental Health Criteria No. 155. IPCS/WHO. Geneva.
- WHO, 2001.** Biomarkers in risk assessment: validity and validation. Environmental Health Criteria No. 222. IPCS/WHO. Geneva.
- Whyte, J.J. R.E. Jung, C.J. Schmitt, y D.E. Tillitt, 2000.** Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) activity in fish as a biomarker of chemical exposure. *Critical Reviews in Toxicology*, 30(4):347-570.
- Willett, K.L., S.J. McDonald, M.A. Steinberg, K.B. Beatty, M.C. Kennicutt, y S.H. Safe, 1997.** Biomarker sensitivity for polynuclear aromatic hydrocarbon contamination in two marine fish species collected in Galveston Bay, Texas. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(7):1472-1479.
- Winston, G.W., y R.T. Di Giulio, 1991.** Prooxidant and antioxidant mechanisms in aquatic organisms. *Aquat. Toxicol.*, 19, 137-161.

Sobrino-Figueroa, A., A. V. Botello, y S. Villanueva-Fragoso, 2005. Efectos de compuestos genotóxicos de tres sistemas costeros de Veracruz, p. 141-156. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p. .

Efectos de Compuestos Genotóxicos de Tres Sistemas Costeros de Veracruz

**Alma Sobrino-Figueroa ¹, Alfonso V. Botello ²
y Susana Villanueva-Fragoso ²**

¹ Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

² Instituto de Ciencias del Mar y Limnología-UNAM

6

RESUMEN

El presente estudio se centró en la detección de compuestos genotóxicos en agua y sedimento de las lagunas de Pueblo Viejo, Tamiahua y Tampamachoco, con el objeto de evaluar los efectos tóxicos de estos contaminantes en organismos de importancia económica (*Crassostrea virginica* y *Mugil cephalus*) y delimitar áreas potenciales de riesgo ambiental y a la salud humana. Los análisis se realizaron en muestras de tejido de branquia de ostión y de sangre de lisas. Los resultados señalan diferencias evidentes en cuanto al número y el grado de daño genético en las células de los organismos provenientes de cada sistema lagunar, siendo los especímenes de Tampamachoco los que presentaron el mayor número de células con daño. A partir de los resultados obtenidos se detectaron áreas potenciales de riesgo: una localidad de la laguna de Pueblo Viejo (Barranco amarillo), cuatro en la laguna de Tamiahua (Punta Mangle, Cabo Rojito, Boca Río Cucharas, Estero Tanconchín) y una en la laguna de Tampamachoco (La Paloma). Los efectos genotóxicos se correlacionaron con las concentraciones de contaminantes registrados en los sitios (Cd, Cr, Pb y HAPs). En estos lugares, el consumo de organismos proveniente de sitios de cultivo (ostión) y/o por pesca (lisa) pueden a su vez implicar un riesgo a la salud humana.

ABSTRACT

The aim of this study was to detect genotoxic compounds in water and sediments from 3 coastal lagoons (Pueblo Viejo, Tamiahua and Tampamachoco) and to evaluate the toxic effect in native organisms of economical importance (*Crassostrea virginica* and *Mugil cephalus*), as well as, to establish potential areas of environmental and human health risk. Analyses were conducted in oyster gill tissue and lisa blood samples. Significant differences were found between the number and the degree of genetic damage in the organisms cells from each lagoon system, where the organisms from Tampamachoco presented the major number of cells with genetic damage. Potential risk zones were detected in one location in the Pueblo Viejo Lagoon (Barranco amarillo), four in Tamiahua (Punta Mangle, Cabo Rojito, Boca Río Cucharas, Estero Tanconchin) and one in Tampamachoco (La Paloma). The degree of genotoxic effects were correlated with the levels of contaminants registered in the study sites (Cd, Cr, Pb and PAHs). The consumption of organisms from oyster culture and lisa fisheries from these areas, represents a potential risk for environmental and human health.

INTRODUCCIÓN

Los materiales genotóxicos, son aquellos que alteran la información genética de un organismo o población, lo que puede ocasionar la aparición de organismos aberrantes o poco aptos para sobrevivir, además de ocasionar procesos de carcinogénesis (Kruif y Zwart, 1988; Quillardet, P. y M. Hofnung, 1993; Dreisbach y Robertson, 1998). Este tipo de compuestos varían en su composición y grado de toxicidad. En su mayoría son hidrocarburos aromáticos, bifenilos policlorados y dioxinas (Albert *et al.*, 1988; Dreisbach y Robertson, 1998). No obstante también diversos metales presentan este tipo de acción. El cromo en su forma de Cr⁺⁶ (hexavalente) induce la formación de sitios de rotura en la cadena del ADN, además de producir aberraciones cromosómicas (Gauglhofer y Bianchi, 1991); el plomo altera el funcionamiento de los sistemas de reparación del ADN, ocasionando también, aberraciones cromosómicas (Ewers y Schlikoter, 1991). A su vez, el cadmio inhibe los sistemas de reparación del ADN y forma aductos uniéndose a la adenina y purina (Moore, 1991; Stoepler, 1991).

Los efectos que éstos compuestos puede tener dentro de un sistema son críticos si se toma en cuenta el sinergismo con otro tipo de factores, lo que puede ocasionar un daño severo a los organismos sensibles a estos tóxicos (Amalacher, 1961; Ramade 1989). Asimismo, puede afectar la productividad de los ecosistemas acuáticos, lo que puede repercutir en las actividades de tipo económico que se realicen en ellos, como el abatimiento de poblaciones de importancia económica.

Es amplio el desconocimiento de los efectos de los contaminantes sobre los organismos nativos de los sistemas costeros mexicanos. Por ello, este estudio pretende detectar cualitativamente la presencia de contaminantes genotóxicos en muestras de agua y sedimentos de tres lagunas (Pueblo Viejo, Tamiahua y Tampamachoco), ubicadas en el estado de Veracruz y evaluar su efecto en dos especies locales de importancia económica, el ostión *Crassostrea virginica* y el pez *Mugil cephalus* conocido como lisa.

ÁREA DE ESTUDIO

Las lagunas de Pueblo Viejo, Tamiahua y Tampamachoco se localizan en la llanura costera del Golfo de México, entre las poblaciones de Tuxpan y Tampico, al Norte del estado de Veracruz, formando parte de las cuencas hidrológicas de los ríos Tuxpan y Pánuco. El área de estudio esta delimitada por las coordenadas geográficas 20° 57' y 22° 13' Lat N y 97° 19' y 98° 80' Long W (Contreras, 1988). Esta zona constituye una región muy importante de producción petrolera e industrial. Los ríos que desembocan a estos sistemas costeros son utilizados como vías naturales de eliminación de desechos, por lo que el aporte de contaminantes que reciben estos ecosistemas costeros es considerable (Botello *et al.*, 1994).

En la laguna de Tampamachoco se han detectado elevadas concentraciones de cromo en agua que oscilan entre 0.005 a 5.09 µg/g sobrepasando los límites permisibles por la Normas Mexicanas (Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, 1989; Rosas *et al.*, 1983).

Pérez-Hernández *et al.* (1994) encontraron que en los sedimentos de éste cuerpo lagunar, los niveles de algunos metales como plomo y cromo son extremadamente elevados (70.66 y 62 µg/g, respectivamente), en comparación a los encontrados en los otros dos sistemas de estudio. Villanueva y Botello (1998) realizaron una recopilación de los trabajos realizados en Tampamachoco y reportan que la concentración promedio de metales en el sedimento fue (de mayor a menor concentración): Cd (2.06 ± 1.2 µg/g) > Pb (1.86 ± 0.95 µg/g) > Cr (0.89 ± 0.59 µg/g). No obstante en un trabajo previo, se registraron niveles máximos de cadmio, cromo y plomo en sedimentos de 2.2, 34.69 y 44.14 µg/g respectivamente (Botello *et al.*, 1995).

En la laguna de Pueblo Viejo se han registrado niveles promedio de cadmio en el agua de 5.5 µg/l valor que rebasa los límites máximos permisibles establecidos en los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua (0.9 µg/l), siendo este registro el más elevado en compara-

ción a los encontrados en los otros dos sistemas de estudio (Cárdenas, 1990). En los sedimentos de esta laguna se reportan concentraciones promedio de cadmio, cromo y plomo de 2.28, 48.89 y 63.61 $\mu\text{g/g}$ respectivamente, mientras que en la laguna de Tamiahua los registros obtenidos en sedimentos fueron de 1.85, 47.78 y 39.13 $\mu\text{g/g}$, respectivamente (Botello *et al.*, 1995).

Botello y Calva (1998), realizaron una evaluación de los niveles de hidrocarburos aromáticos en los sedimentos de las 3 lagunas, encontrando valores promedio totales de 14.79 $\mu\text{g/g}$ (Pueblo Viejo), 23.91 $\mu\text{g/g}$ (Tamiahua) y 17.92 $\mu\text{g/g}$ (Tampamachoco). Por otro lado, Rosales *et al.* (1979) detectaron endosulfan (0.06 ppb), clordano (0.1 ppb) y DDT (16 ppb) en los sedi-

mentos de la Laguna de Pueblo Viejo, así como dieldrin (1.1 ppb) en Tampamachoco.

En los sistemas lagunares de estudio se realizan importantes actividades de pesca a nivel local y regional, además de cultivo y explotación de ostión (*Crassostrea virginica*), siendo la laguna de Tamiahua el primer productor de este molusco (SEPESCA, 1998). A su vez, la lisa (*Mugil cephalus*) constituye un recurso pesquero de importancia en los sistemas costeros mexicanos; debido a sus hábitos alimenticios de tipo detritívoro, es una especie que bioacumula una gran cantidad de sustancias, principalmente metales pesados (Amalacher, 1961) los cuales pueden ser transferidos a través de la cadena trófica afectando a los consumidores de esta especie, desde aves marinas a incluso el hombre.

MATERIALES Y MÉTODOS

Trabajo de Campo

El estudio se efectuó en tres épocas del año (lluvias, sep 94; secas, mar 95; nortes, oct 95). Se fijó una red de estaciones de recolecta en los tres sistemas (Fig. 1). En cada sitio se tomaron muestras de agua (1 L) con una botella muestreadora Van door y de sedimento (400 g) con una draga Van veen con recubrimiento epóxico; las muestras se conservaron en hielo, para ser transportadas al laboratorio y se conservaron en frío ($< 4^\circ\text{C}$) hasta su procesamiento según lo recomendado por USEPA (1982) y ASTM (1994).

Los ostiones se colectaron por medio del arte de pesca conocido como gafas o rastrillo de los bancos de: La Laja, localizado en la zona norte de la laguna de Tamiahua; La Tapada, en la parte Norte de la laguna de Pueblo Viejo y, en el banco cercano al estero Jacome en la laguna de Tampamachoco (Fig. 1). Los organismos (8.5 ± 1.5 cm de longitud de la concha) se colocaron dentro de bolsas de plástico y, se transportaron en hielo hasta el laboratorio donde se tomaron de inmediato los datos de morfometría y las muestras de tejido (Singh *et al.*, 1988).

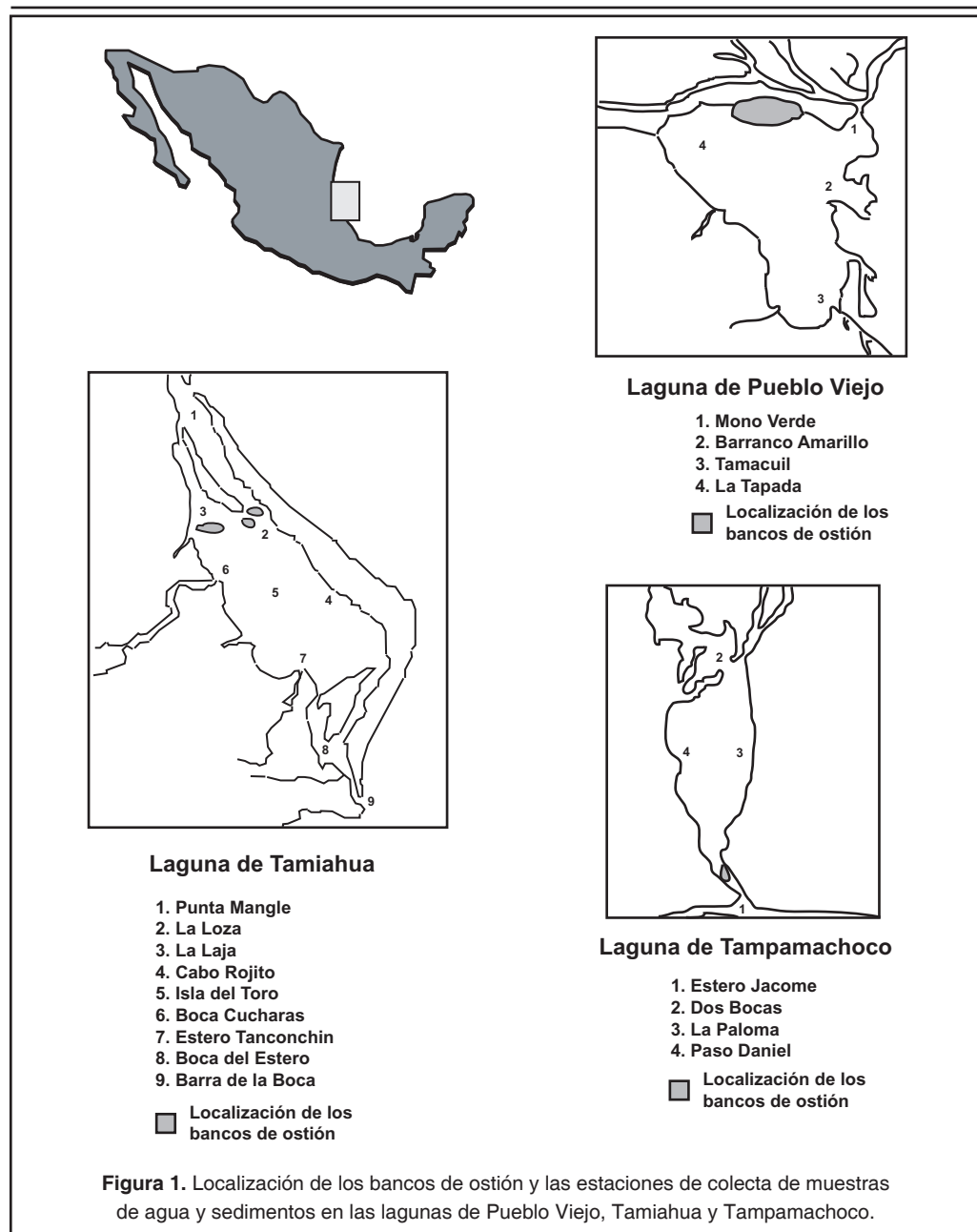
Se capturaron juveniles de lisa *Mugil cephalus* (15 ± 3 cm de longitud total) por medio de un chinchorro en 2 localidades de la laguna de

Pueblo Viejo (Barranco Amarillo y Tamacuil), 7 en Tamiahua (Punta Mangle, La Laja, isla de Burros, Cabo Rojito, isla del Toro, Tanconchín y el Guayabito) y 1 en Tampamachoco (Paso Daniel). Se tomaron muestras de sangre por punción cardiaca con jeringas desechables estériles heparinizadas, las cuales se conservaron en frío (4°C) para ser transportadas al laboratorio. Las muestras se procesaron antes de 24 horas de tomada la alícuota de sangre.

Trabajo de Laboratorio

Determinación de Genotóxicos en las Muestras de Agua y Sedimentos

A las muestras de agua y sedimento recolectadas en las tres diferentes épocas del año se les evaluó de manera cualitativa la presencia de compuestos genotóxicos por medio de la prueba de SOS-Chromotest. Esta prueba consiste en un microbioensayo utilizando una cepa de *Escherichia coli* manipulada genéticamente, a la cual se le insertó un gen que sintetiza β -galactosidasa en el gen SOS de reparación de ADN. La cepa, al estar en contacto con algún agente genotóxico, activa el sistema de reparación SOS el cual a su vez activa la producción



de β -galactosidasa; la presencia y concentración de la enzima, se realiza por medio de un análisis colorimétrico, donde el daño es directamente proporcional a la concentración de la enzima (Quillardet y Hofnung, 1993).

De cada muestra de sedimento se obtuvo un extracto, siguiendo el método descrito por Kwan y Dutka (1990). A cada muestra (300 g) se le adicionó agua MiliQ en proporción 1:1; las mezclas se sonicaron durante 30 minutos en

un baño ultrasónico y se centrifugaron en frío a 2,500 rpm durante 25 min. Los sobrenadantes (elutriados) se colectaron y se utilizaron para la realización de las pruebas de genotoxicidad. Las muestras de agua fueron evaluadas directamente.

Para la determinación de la presencia de compuestos genotóxicos, las muestras de agua y los elutriados de los sedimentos fueron tratados con y sin activación metabólica con la

fracción S-9. La fracción S-9 consiste en un concentrado de enzimas las cuales están implicadas en el proceso de activación (modificación) de compuestos, simulando el proceso ocurrido al entrar los compuestos al organismo y ser biotransformados (Maron y Ames, 1983). Con los resultados obtenidos en los bioensayos se calculó el Potencial de Inducción del SOS (SOSIP), siguiendo las recomendaciones de Quillardet *et al.* (1993).

Paralelamente, se determinó la concentración de metales (cadmio, cromo y plomo) e hidrocarburos policíclicos aromáticos totales (HPAs) en muestras de sedimentos provenientes de los mismos sitios de estudio (Botello, 1995; Botello y Calva, 1998) los cuales permitieron establecer la relación entre los valores de genotoxicidad de los sedimentos (SOSIP) obtenidos en este estudio y los niveles de metales (Cd, Cr y Pb) e hidrocarburos aromáticos, obtenidos por Botello *et al.* (1995) y Botello y Calva (1998) respectivamente. Para ello, se efectuó un análisis de correlación múltiple, donde se determinó el grado de relación entre las variables implicadas (Zar, 1996), por medio del programa de cómputo Stata versión 7.

Evaluación de Daño Genético

Se determinó el daño genético en muestras de sangre de lisa (leucocitos) obtenidas en las 3 diferentes épocas del año (lluvias, secas y nortes) así como en el tejido de la branquia de ostiones recolectados durante lluvias y secas, por medio de la técnica de electroforesis unicelular (ensayo del cometa) (Singh *et al.*, 1988; Tice, 1995). Esta técnica consiste en la evaluación de la integridad del material genético en una muestra de por lo menos 100 células, las cuales se rompen en condiciones alcalinas y con los núcleos obtenidos, se realiza una electroforesis. La migración del núcleo forma una cauda similar a la cola de un cometa, con el material genético dañado, donde la longitud de la cauda del cometa es proporcional al grado de daño que tiene la célula.

Las muestras de tejido de branquia de ostión se disgregaron manualmente en buffer de fosfatos (Tice, 1995). Las muestras de sangre de lisa se centrifugaron a 1000 rpm durante 20 min para obtener la fracción de leucocitos. En cada caso se evaluó la viabilidad celular con azul tripano (Tice, 1995). Posteriormente se tomaron 20 μ l de cada disgregado ó sobrenadante, los cuales se colocaron sobre una capa de agarosa soportada en un portaobjetos esmerilado y posteriormente se aplicó otra capa de agarosa de punto de fusión bajo sobre la muestra. Los portaobjetos con las muestras de células (tres por cada organismo) se colocaron en solución de lisis (NaCl 2.5 M, EDTA 100mM, Tris 10mM, Tritón X100 1% y DMSO 10%) durante 1 h. Después, se colocaron en la cámara de electroforesis en solución buffer (NaOH 10N, EDTA 200 mM, pH 13) y se desarrolló la prueba durante 20 min, a 300 amp y 25 volts. Al terminar, las preparaciones se tiñeron con 75 μ l de bromuro de etidio y se analizaron en un microscopio de epifluorescencia con un filtro de 560 nm. Se calculó la frecuencia de células con y sin estela de una muestra de 100 células por organismo y se determinó el tamaño de las caudas de los cometas en un analizador de imágenes.

Los resultados obtenidos se analizaron mediante la prueba estadística de comparación múltiple no paramétrica de Kruskal Wallis–Newman Keuls, para determinar las diferencias significativas entre época del año y entre las lagunas en estudio, debido a que el número de muestras fue variable y no se cumplen con los requisitos de normalidad (previamente se aplicó un análisis exploratorio con la prueba de Kolmogorov–Smirnov para probar normalidad) (Zar, 1996). Asimismo, se realizó un análisis de correlación múltiple (Zar, 1996) entre los datos de daño genético (longitud de la cauda de las células) y las concentraciones de los metales Cd, Cr y Pb (Botello *et al.*, 1995) e hidrocarburos aromáticos (Botello y Calva, 1998) presentes en los sedimentos de los 3 sistemas bajo estudio. Los análisis se realizaron con el programa Stata versión 7.

RESULTADOS

Determinación de Genotóxicos en Muestras de Agua y Sedimento

Se procesaron un total de 90 muestras de agua de las cuales 43 presentaron actividad genotóxica. A lo largo de las tres épocas del año (secas, lluvias y nortes), los compuestos genotóxicos se detectaron en tres localidades de la laguna de Pueblo Viejo (Barranco Amarillo, Tamacuil, La Tapada), en cinco localidades de la laguna de Tamiahua (Punta mangle, La Laja, Isla del Toro, Boca del río Cucharas y en la boca del estero Tanconchin) y en los sitios de

la Paloma (lugar cercano a una termoeléctrica) y Paso Daniel, en la laguna de Tampamachoco. En Mono Verde (laguna de Pueblo Viejo) y Cabo Rojito (laguna de Tamiahua) solo hubo presencia de genotóxicos en la temporada de nortes mientras que en el estero Jacome (Tampamachoco) se detectaron compuestos con efectos sobre el ADN sólo durante la temporada de secas. Los únicos lugares, en los cuales no se encontraron compuestos con acción sobre el material genético, fueron La Loza ubicado en la laguna de Tamiahua y Dos Canales ubicado en la laguna de Tampamachoco (Tabla 1).

Tabla 1. Presencia de compuestos genotóxicos en las muestras de agua de las lagunas de Pueblo Viejo, Tamiahua y Tampamachoco (con y sin activación metabólica) durante las épocas de secas (1994), lluvias (1994) y nortes (1995).

Epoca	Secas (Mayo 1994)		Lluvias (Septiembre 1994)		Nortes (Marzo 1995)	
	Genotoxicidad con activación	Genotoxicidad sin activación	Genotoxicidad con activación	Genotoxicidad sin activación	Genotoxicidad con activación	Genotoxicidad sin activación
Pueblo Viejo						
1. Mono verde	no	no	no	no	si	si
2. Barranco Amarillo	no	si	no	si	si	si
3. Tamacuil	no	si	no	si	no	si
4. La Tapada	no	si	no	si	no	si
Tamiahua						
1. Punta Mangle	si	si	si	si	no	si
2. La Loza	no	no	no	no	no	no
3. La Laja	no	si	no	si	no	si
4. Cabo Rojito	no	no	np	no	no	si
5. Isla del Toro	no	si	no	si	si	si
6. Boca del Río Cucharas	no	si	no	si	si	si
8. Boca del Estero Tancochín	no	si	no	si	si	si
Tampamachoco						
1. Estero Jacome	no	si	no	no	no	no
2. Dos Canales	no	no	no	no	no	no
3. La Paloma	si	si	si	si	si	si

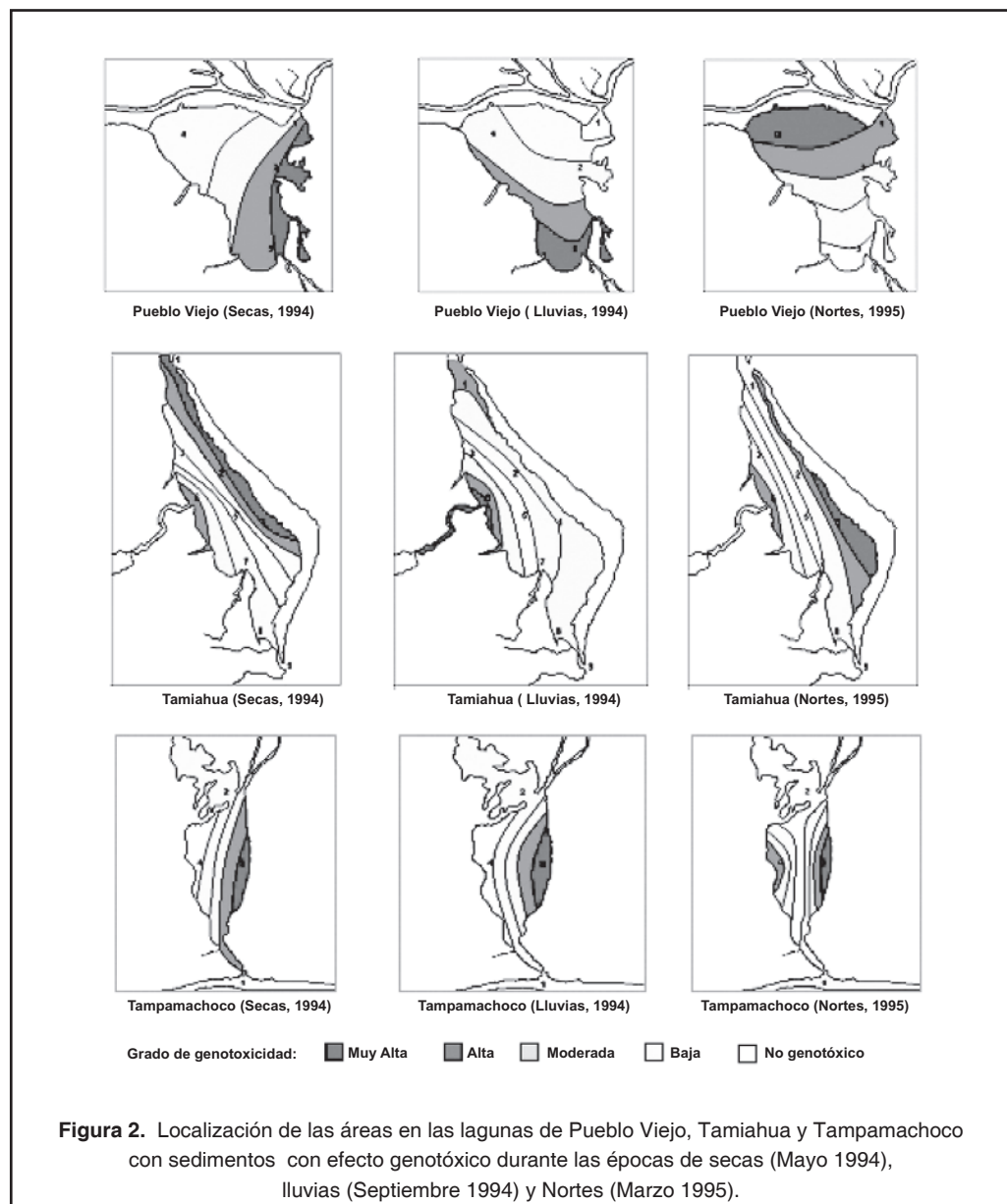
Asimismo, se evaluaron un total de 51 muestras de sedimento. Se detectaron compuestos genotóxicos (con activación metabólica) a lo largo de las tres temporadas del año en 6 localidades: Barranca Amarillo (laguna de Pueblo Viejo); Punta Mangle, Cabo Rojito, boca del río Cucharas y estero Tanconchín (laguna de Tamiahua); y La Paloma (laguna de Tampamachoco) (Tabla 2 y Fig. 2). En la laguna de Pueblo Viejo, no se detectó acción genotóxica en los sedimentos provenientes de Mono Verde durante lluvias y nortes, ni en Tamacuil durante nortes o en La Tapada durante secas y lluvias. A su vez, en la laguna de Tamiahua no se advirtió la presencia de compuestos de letéreos a lo largo del año en los sedimentos

provenientes de La Laja, Isla del Toro y Boca del Estero ni en La Loza durante la se secas y lluvias o en la Barra de la Boca durante lluvias y nortes. En la laguna de Tampamachoco, no se obtuvo efecto genotóxico en los sedimentos provenientes de las localidades del Estero Jacome durante lluvias, de Dos Canales durante secas y nortes y de Paso Daniel durante secas y lluvias (Tabla 2 y Fig. 2).

La relación entre la genotoxicidad (SOSIP) y los niveles de contaminantes presentes en las muestras de sedimento de la laguna de Pueblo Viejo, determinada en el análisis de correlación múltiple, indicó que existe relación significativa entre el efecto genotóxico y los niveles de cro-

Tabla 2. Presencia de compuestos genotóxicos en las muestras de sedimento de las lagunas de Pueblo Viejo, Tamiahua y Tampamachoco durante las épocas de secas (1994), lluvias (1994) y nortes (1995).

Epoca	Secas (Mayo 1994)	Lluvias (Septiembre 1994)	Nortes (Marzo 1995)
Laguna	Genotoxicidad con activación	Genotoxicidad con activación	Genotoxicidad con activación
Pueblo Viejo			
1. Mono verde	si	no	no
2. Barranco amarillo	si	si	si
3. Tamacuil	si	si	no
4. La Tapada	no	no	si
Tamiahua			
1. Punta Mangle	si	si	si
2. La Loza	no	no	si
3. La Laja	no	no	no
4. Cabo Rojito	si	si	si
5. Isla del Toro	no	no	no
6. Boca del río Cucharas	si	si	si
7. Estero Tancochín	si	si	si
8. Boca del Estero	no	no	no
9. Barra de la Boca	si	no	no
Tampamachoco			
1. Estero Jacome	si	no	si
2. Dos Canales	no	si	no
3. La Paloma	si	si	si
4. Paso Daniel	no	no	si



mo y plomo durante las temporadas de secas y lluvias y con la concentración de cromo durante la época de nortes ($p < 0.05$). En la laguna de Tamiahua se observaron relaciones significativas para la concentración de HAPs en la estación de secas, los niveles de cadmio en lluvias y los valores de cromo, plomo y HAPs en nortes ($p < 0.05$). En la laguna de Tampamachoco se observó una relación significativa entre la genotoxicidad y los niveles de cadmio, plomo y HAPs durante la época de secas y con los HAPs durante las temporadas de lluvias y nortes ($p < 0.05$) (Tabla 3).

Evaluación de Daño Genético

Se analizaron un total de 77 alícuotas de sangre obtenidas de las lisas vivas (*Mugil cephalus*). La viabilidad celular en las muestras de leucocitos fue superior al 85%, en todos los casos. Los resultados del análisis del daño genético indican que en la mayoría de los casos existen diferencias evidentes en cuanto al número y el grado de daño de las células de los peces de cada sistema lagunar (Tabla 4). Los organismos provenientes de la laguna de Tampamachoco presentaron el mayor número

Tabla 3. Correlación (r) entre la genotoxicidad (SOSIP) y los niveles de contaminantes registrados en las muestras de sedimentos de las lagunas de Pueblo Viejo, Tamiahua y Tampamachoco en las épocas de secas, lluvias y nortes.

Laguna	Cadmio	Cromo	Plomo	HPAs
Pueblo Viejo				
Secas	-0.973	0.998 *	0.783 *	-0.2318
Lluvias	-0.424	0.997 *	0.9042 *	-0.2168
Nortes	0.2604	0.9995 *	0.4511	-0.3815
Tamiahua				
Secas	-0.1108	-0.9905	-0.5811	0.6558 *
Lluvias	0.9284 *	0.0276	0.4552	0.2502
Nortes	-0.0296	0.8223 *	0.7384 *	0.9833 *
Tampamachoco				
Secas	0.6897 *	-0.1089	0.8062 *	0.8846 *
Lluvias	-0.5692	-0.637	-0.3856	0.7901 *
Nortes	-0.5692	-0.6607	-0.6467	0.9786 *

* Relación significativa (p< 0.05).

Tabla 4. Daño genético en leucocitos de lisa (*Mugil cephalus*) colectadas en las lagunas de Pueblo Viejo, Tamiahua y Tampamachoco durante las épocas de secas (1994), lluvias (1994) y nortes (1995).

Epoca del Año	Laguna	Número de Organismos	Células sin cauda %	Células con cauda %	Longitud de la cauda μm
Secas	Pueblo Viejo	10	20.7	79.3 ^{a1}	31.32 \pm 1.13 ^{a2}
	Tamiahua	12	12.1	56.7 ^{b1}	22.09 \pm 0.49 ^{b2}
	Tampamachoco	8	0	100 ^{c1}	71.88 \pm 13.78 ^{c2}
Lluvias	Pueblo Viejo	8	20.1	77.1 ^{a1}	10.87 \pm 3.25 ^{a1}
	Tamiahua	12	52.7	47.2 ^{b1}	10.48 \pm 6.56 ^{a1}
	Tampamachoco	6	8.3	91.6 ^{c1}	12.6 \pm 2.68 ^{a1}
Nortes	Pueblo Viejo	8	12.2	87.8 ^{a2}	45.31 \pm 2.68 ^{a3}
	Tamiahua	1	0.5	79.6 ^{a2}	31.75 \pm 21.32 ^{a3}
	Tampamachoco	5	0	100 ^{b1}	91.5 \pm 72.4 ^{b3}

Distintas letras denotan diferencias significativas entre lagunas en una misma época (p < 0.05).
Distintos números denotan diferencias significativas entre épocas para una laguna (p < 0.05).

de células con daño (91.6% a 100%), y el mayor tamaño de las estelas (12.6 a 91.4 μm) en las tres épocas del año analizadas. Los especímenes colectados en la laguna de Pueblo Viejo presentaron un 77% , 79% y 87 % de células con lesión en su ADN en las épocas de secas, lluvias y nortes, así como cometas con

longitudes de 10.9, 31.3 y 45 μm respectivamente. Los organismos de la laguna de Tamiahua presentaron el menor número de células con lesiones (47.2 a 79.5%) así como caudas cortas (10.5 a 31.7 μm) en las 3 temporadas analizadas.

Se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre la longitud de los cometas obtenidos de los leucocitos de los peces pertenecientes a cada sistema lagunar en las estaciones de secas y nortes; sin embargo, no se apreciaron diferencias en las dimensiones de las caudas de los cometas de los especímenes colectados en las lagunas durante la época de lluvias ($p > 0.05$) (Tabla 4). De acuerdo a los resultados obtenidos, los organismos con mayor daño en sus leucocitos fueron los peces de Tampamachoco, seguidos por los de Pueblo Viejo y por último los de Tamiahua. A su vez, durante la época de nortes se observaron los efectos más drásticos.

El efecto deletéreo del ADN de los leucocitos de la sangre de *M. cephalus* (longitud de la cauda) se correlacionó significativamente ($p < 0.05$) con los niveles de cadmio y cromo presentes en las muestras de sedimento en la laguna de Pueblo Viejo, mientras que en Tamiahua se estableció con las concentraciones de cadmio y en Tampamachoco con los hidrocarburos aromáticos (Tabla 5).

En el ostión, se procesaron un total de 53 muestras de branquia en las cuales la viabilidad celular fue del 92%. Se observó que existen diferencias evidentes en cuanto al número y el grado de daño de las células, pertenecientes a las muestras de tejido de los peces provenientes de cada sistema lagunar, y entre las épocas del año examinadas ($p < 0.05$). En todos los casos, los organismos provenientes de las tres lagunas presentaron durante la tem-

Tabla 5. Correlación (r) entre el daño genético (longitud de la cauda) en leucocitos de lisa (*Mugil cephalus*) y los niveles de contaminantes registrados en las muestras de sedimentos de las lagunas de Pueblo Viejo, Tamiahua y Tampamachoco.

Laguna	Cadmio	Cromo	Plomo	HPA's
Pueblo Viejo	0.9891*	0.9692*	0.1236	-0.0340
Tamiahua	0.8457*	0.4007	0.4660	0.2210
Tampamachoco	-0.3865	-0.6761	-0.8505	0.9999*

* Relación significativa ($p < 0.05$).

porada de lluvias el número más elevado de células con efecto deletéreo. Los organismos que mostraron el mayor porcentaje con células dañadas (60%) fueron los colectados en la laguna de Tampamachoco, con caudas de hasta 275 μm de longitud. En los ostiones provenientes de la laguna de Pueblo Viejo se detectó un 43% de células dañadas y cometas con tamaños de hasta 215 μm . Asimismo en los especímenes procedentes de Tamiahua se registró el menor número de células con daño (37%) con cometas de 100 μm (Tabla 6). Durante la época de secas, los organismos de Tampamachoco presentaron un 49% (262 μm) de células con daño, los de Pueblo Viejo un 31% (73 μm) y los de Tamiahua 18% (70 μm) (Tabla 6). De manera global, el daño observado en el tejido branquial de los ostiones, procedentes de las lagunas fue (de mayor a menor grado de daño): Tampamachoco > Pueblo Viejo > Tamiahua.

Tabla 6. Daño genético en células de branquia de ostión (*Crassostrea virginica*) colectados en las lagunas de Pueblo Viejo, Tamiahua y Tampamachoco durante las épocas de secas (1994) y de lluvias (1994).

Epoca del Año	Laguna	Número de Organismos	Células sin cauda %	Células con cauda %	Longitud de la cauda μm
Secas	Pueblo Viejo	8	69	31 ^{a1}	73 \pm 42.1 ^{a1}
	Tamiahua	12	82	18 ^{b1}	70 \pm 18.5 ^{a1}
	Tamapmachoco	5	51	49 ^{c1}	262 \pm 32.1 ^{b1}
Lluvias	Pueblo Viejo	10	57	43 ^{a2}	215 \pm 32.1 ^{a2}
	Tamiahua	12	63	37 ^{a2}	100 \pm 21.6 ^{b1}
	Tamapmachoco	5	40	60 ^{b2}	275 \pm 73.4 ^{a1}

Distintas letras denotan diferencias significativas entre lagunas en una misma época ($p < 0.05$).
Distintos números denotan diferencias significativas entre épocas para una laguna ($p < 0.05$).

El análisis de correlación se realizó reuniendo todos los datos de las lagunas y de las épocas de año (debido a que no se contó con datos suficientes) y reveló que existen relaciones significativas ($p < 0.05$) entre el grado de daño genético registrado en las muestras de branquia de ostión y los niveles de HPAs presentes en los sedimentos de las lagunas costeras bajo estudio (Tabla 7).

Tabla 7. Correlación (r) entre el daño genético (longitud de la cauda) en células de la branquia de ostión (*Crassostrea virginica*) y los niveles de contaminantes registrados en las muestras de sedimentos de las lagunas de Pueblo Viejo, Tamiahua y Tampamachoco.

Cadmio	Cromo	Plomo	HPA's
-0.2948	-0.7654	-0.055	0.5415 *

* Relación significativa ($p < 0.05$).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Para determinar el nivel de riesgo y/o la condición de salud de las especies o de un sistema, actualmente se requiere de conjuntar los análisis físicos y químicos de las muestras ambientales con pruebas biológicas que permitan a través de la evaluación de diversas respuestas de los organismos establecer relaciones causales con la concentración de los contaminantes en el medio en que se encuentran (Forbes y Forbes, 1996). En el presente estudio, se utilizaron dos ensayos rápidos para detectar la presencia y los efectos de compuestos de acción genotóxica.

El SOS Chromotest es una prueba más sensible que el ensayo de AMES para detectar la presencia de genotóxicos en extractos de sedimentos (Bombardier *et al.*, 2001). Esta prueba permitió detectar la presencia a lo largo del año de compuestos deletéreos en 10 muestras de agua, de las cuales 3 fueron colectadas en la laguna de Pueblo Viejo, en los lugares conocidos como Barranco Amarillo, Tamacuil y La Tapada. Los dos primeros sitios de estudio reciben influencia de los ríos Pánuco y Tamacuil que descargan en esta laguna (Márquez *et al.*, 1994) por lo que es probable que éstas corrientes aporten compuestos tóxicos al sistema. Por otro lado, el sitio La Tapada se encuentra cercano a un corredor industrial y una cementera, por lo que es factible que éstas sean las fuentes de los compuestos detectados.

En la laguna de Tamiahua, las sustancias con efecto sobre el material genético se detectaron a lo largo del año, en las aguas de 5 localidades: Punta Mangle, La Laja, Isla del Toro, boca del río Cucharas y boca del estero Tancochín. Punta mangle es un sitio cercano a la Boca de

Tampachiche (norte), donde existe tráfico continuo de embarcaciones. La Laja y la boca del río Cucharas son esteros que desembocan en la laguna, en cuyos márgenes existen asentamientos humanos y tráfico continuo de embarcaciones menores, mientras que la Isla del Toro existen asentamientos humanos, pastizales para ganado e incluso una pista de aterrizaje de avionetas (lancheros de la región com. per.).

Por otro lado, en la laguna de Tampamachoco, la presencia de compuestos con acción genotóxica en las muestras de agua colectadas en las localidades de La Paloma y el Paso Daniel, podrían asociarse con la cercanía de estos sitios a la planta generadora de energía eléctrica (termoeléctrica) operada por la CFE.

En las tres épocas de colecta (secas, lluvias y nortes), se detectó la presencia de sustancias genotóxicas en las muestras de sedimentos provenientes de 6 localidades: Barranco amarillo (Pueblo Viejo); Punta Mangle, Cabo Rojito, boca del río Cucharas, estero Tancochín (Tamiahua) y La Paloma (Tampamachoco). Es probable que éstos sitios funcionen como trampas de compuestos tóxicos considerando las características de los sedimentos en estas zonas, el cual varía de limos a arcillas (Marquez *et al.*, 1994), lugares que se consideran como de riesgo para la realización de actividades como el cultivo de organismos, pesca o recreación (EAA, 1977). Si bien los sistemas costeros presentan procesos de autodepuración o lavado durante la época de lluvias (Fergusson, 1990; Van Leeuwen, 1995), este efecto se observó en el presente estudio sólo en las localidades Mono Verde (Pueblo

Viejo), barra de la boca (Tamiahua) y Estero Jacome (Tampamachoco), donde la presencia de compuestos adversos al material genético se observó en secas pero no en lluvias sugiriendo la dilución de las sustancias. Por otro lado, la presencia de compuestos nocivos se observó sólo en la época de lluvias en las localidades de La Tapada (Pueblo Viejo) y Dos Canales (Tampamachoco), lo que podría indicar el arrastre de tóxicos a estos lugares durante esta estación del año.

En el sistema de Pueblo Viejo en la localidad conocida como Barranco Amarillo, el tipo de sedimento predominante es limo-arcilloso y recibe además la influencia de los ríos que alimentan este sistema (el río Pánuco y el río Tamacuil) (Márquez *et al.*, 1994); de tal manera, es probable que éstas corrientes sean las responsables de la introducción de compuestos xenobióticos a la zona, en la que se detectó las concentraciones más elevadas de cromo y plomo (54.9 y 58.61 mg/g respectivamente) del cuerpo lagunar (Botello, 1995). Los resultados obtenidos en Pueblo Viejo sugieren que a lo largo del año, los xenobióticos responsables de la acción dañina sobre el ADN en *Escherichia coli* fueron los metales plomo y cromo mientras que en el tejido de branquia de *Mugil cephalus* son en particular el cadmio y cromo, donde para ambas especies, los niveles de HPAs registrados en sedimentos no ejercen acción genotóxica.

En la laguna de Tamiahua se detectaron compuestos genotóxicos en la boca norte, la zona cercana a la barra y la boca del río Cucharas, localidades con sedimentos conformados por arenas finas y arenas finas-arcillosas (Márquez *et al.*, 1994); a su vez, la zona frente a la boca de Cucharas no presenta circulación evidente durante el año (Márquez *et al.*, 1994) lo cual podría relacionarse con una mayor deposición de sustancias tóxicas, las cuales son resuspendidas durante la época de nortes por los fuertes vientos y lluvias torrenciales característicos de la temporada (Contreras, 1988).

En los sedimentos que presentaron efectos adversos, se registraron concentraciones de metales pesados tales como Cd, Cr, Pb por arriba de los límites máximos permisibles por la ley (Botello, 1995) y se detectaron compuestos carcinógenos en ellos (Botello y Calva, 1998).

Lo anterior concuerda con los resultados obtenidos del análisis de correlación múltiple entre la respuesta de *E. coli* y los niveles de xenobióticos, siendo evidente la relación significativa entre la genotoxicidad y los niveles de HPAs en la temporadas de secas, los niveles de cadmio en lluvias y la mezcla de cromo, plomo y HPAs en nortes. No obstante, la relación directa entre el daño en el ADN en el tejido de branquia de *M. cephalus* se asoció sólo a la presencia de cadmio en los sedimentos.

En la laguna de Tampamachoco se observaron sedimentos con actividad genotóxica en la localidad cercana a la termoeléctrica (La Paloma) y las ubicadas al Oeste (Paso Daniel) y en la porción Norte de éste sistema (Dos Bocas). En estos sitios el tipo de sedimento es arena lodosa y lodos (Márquez *et al.*, 1994). De acuerdo al análisis de correlación múltiple realizado, la genotoxicidad de los sedimentos de estos lugares se atribuyó a la presencia de los metales cadmio, plomo y de los HPAs durante la temporada de secas, mientras que en lluvias y nortes se asoció exclusivamente a los niveles de HPAs. De igual modo, se observó una relación directa entre el daño detectado en la branquia de *M. cephalus* y los niveles de HPAs. Cabe mencionar que en este sistema se registró la concentración más elevada de HPAs (9.39 ppm) en la localidad de La Paloma (frente a la termoeléctrica), en comparación a la detectada en las otras 2 lagunas (Botello y Calva 1998).

Cabe mencionar que las muestras que presentaron efecto genotóxico fueron en su mayoría las que se trataron con la fracción S-9 (con activación metabólica) lo cual indica que los compuestos responsables de este efecto podrían ser hidrocarburos aromáticos, ya que los metabolitos producto del proceso de biotransformación de estos compuestos son genotóxicos (Albert *et al.*, 1988; Dreisbach y Robertson, 1998; Bombardier *et al.*, 2001). Los HPAs no son compuestos naturales sino producidos como resultado de actividades antropogénicas, principalmente por quema de combustibles fósiles (Botello y Calva 1998). Sin embargo los resultados obtenidos en este estudio sugieren que la acción genotóxica está también asociada a la presencia de algunos metales pesados (Cd, Cr y Pb). En este sentido, en la laguna de Pueblo Viejo, los compuestos con acción so-

bre el material genético se relacionaron con la presencia de metales en los sedimentos (Cr y Pb); en la laguna de Tamiahua éstos se asociaron con una mezcla de HPAs y metales (Cd, Cr y Pb), en tanto que para la laguna de Tampamachoco los HPAs son en mayor proporción los responsables de la acción genotóxica de los sedimentos.

Los estudios de tipo integral donde se determinan los niveles de contaminantes presentes en los sedimentos así como su efecto sobre los organismos, aportan información para determinar la calidad ambiental. La calidad ambiental se puede definir como el estado de "salud" del ecosistema y cuyo establecimiento tiene como objeto la protección de los sistemas, ya que se puede inferir su grado de deterioro, las posibles causas que lo originan y proponer medidas adecuadas para mitigar los efectos negativos (Chapman, 1988; Del Valls, 1998).

Investigaciones realizadas con organismos acuáticos (vertebrados e invertebrados) demuestran que el Ensayo Cometa es una herramienta confiable en los estudios de biomonitorio (Verschaeve y Van Gora, 1999; Cox, 2001; Lee y Steinert, 2003). La Prueba o Ensayo Cometa (Electroforesis unicelular) es un método que permite evaluar la integridad del material genético, integridad que es fundamental para las funciones y la supervivencia de los organismos (Lee y Steinert, 2003) y por lo tanto para la estabilidad de las poblaciones.

En este estudio se utilizó el Ensayo Cometa para evaluar el efecto de los genotóxicos presentes en las lagunas bajo estudio sobre 2 especies: el pez lisa (*Mugil cephalus*) y en el ostión (*Crassostrea virginica*), considerado este último como organismo centinela (Gutiérrez-Galindo *et al.*, 1991; Botello *et al.*, 1992; 1994; Villanueva y Botello, 1998). Los resultados del análisis de la integridad genética en los leucocitos de lisa (*Mugil cephalus*) indicaron que los organismos con mayor daño en sus leucocitos (proporción de células con cauda y longitud de la cauda) fueron los peces de la laguna de Tampamachoco, seguidos por los de Pueblo Viejo y por último los de Tamiahua. Este comportamiento es similar al observado en el tejido de branquia de ostión, donde el grado de daño genético observado fue (de mayor a me-

nor daño): Tampamachoco > Pueblo Viejo > Tamiahua.

Los resultados anteriores coinciden con los niveles de contaminantes registrados en los sitios donde se colectaron los organismos, ya que en los tres sistemas de estudio éstos difieren. En la laguna de Tampamachoco se observó una relación directa entre los niveles de HPAs y el daño genético detectado en el tejido de branquia de *Mugil cephalus*. Resultados similares fueron observados por Kammann *et al.* (2001) en células de *Cyprinus carpio*, expuestas a sedimentos contaminados con HPAs. En contraste, en las lagunas de Pueblo Viejo y Tamiahua, el daño genético observado en los leucocitos de *Mugil cephalus* se correlacionó con la presencia de metales; en Pueblo Viejo con el Cadmio y el Cromo mientras que en Tamiahua, exclusivamente con el Cadmio. Un hecho similar es reportado por Tuck (1999) quién observó un efecto deletéreo en células de *Daphnia magna* expuestas a los metales Cd y Cu, siendo mayor el efecto en los organismos expuestos a Cd.

No obstante, en *Crassostrea virginica* el daño genético en las células branquiales se asoció exclusivamente con los niveles de HPAs en sedimentos. Nuestros resultados contrastan con lo reportado por Aruski y Dixon, (2002) quienes observaron un efecto genotóxico sinérgico entre el Cd y xenobióticos como el antraceno, benceno y H₂O₂ en células de branquia de *Mytilus edulis*.

Los resultados obtenidos en este estudio sugieren que la evaluación del daño genético a nivel celular es un biomarcador confiable para detectar efectos adversos en los organismos debidos al efecto de contaminantes y, constituye una herramienta confiable para la evaluación de salud ambiental.

A partir de la integración de los resultados obtenidos por las pruebas de detección de compuestos genotóxicos en sedimentos (SOS Chromotest), de la evaluación del efecto genotóxico de los sedimentos a nivel celular (Ensayo Cometa) y su relación con la concentración de los tóxicos en los sedimentos, es evidente que la calidad ambiental de las lagunas fue (de mayor a menor calidad): Tamiahua > Pueblo Viejo

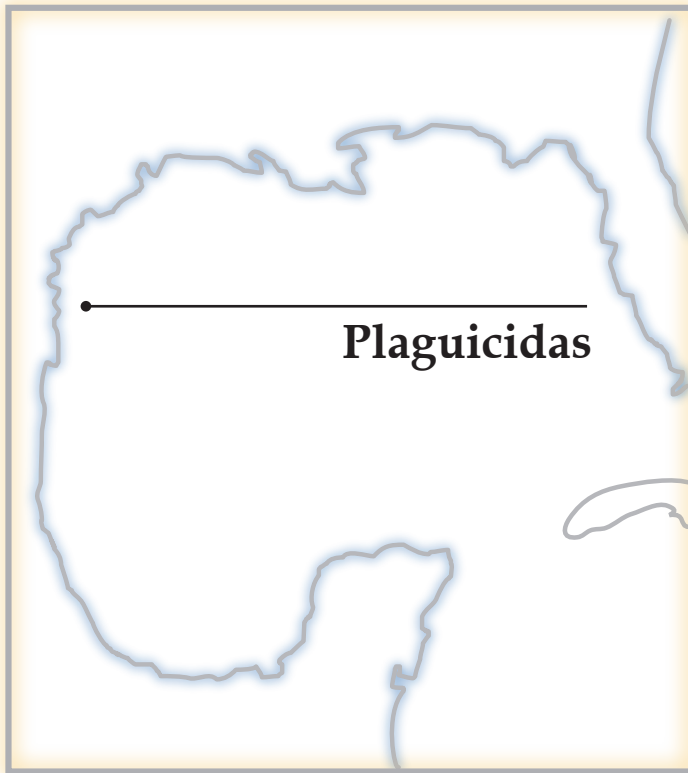
> Tampamachoco. Asimismo, los resultados sugieren que fundamentalmente los HPAs en la laguna de Tampamachoco, los metales Pb y Cr en la laguna de Pueblo Viejo y la mezcla de los metales Cd, Cr, Pb y HPAs en la laguna de Tamiahua podrían ser considerados como contaminantes críticos en éstos sistemas.

Es importante plantear medidas para evitar que aumente el grado de deterioro de estos sistemas, controlando las descargas, para evitar a mediano y largo plazo daños irreversibles en la calidad del ambiente y en las poblaciones naturales.

LITERATURA CITADA

- Albert, A.L. y L.S. Osorio, 1988.** La Toxicología en México. Estado Actual y Perspectivas. Sociedad Mexicana de Toxicología. México. 210 p.
- Amalacher, H., 1961.** Textbook of Fish Diseases. TFH Publications New Jersey. 234 p.
- ASTM, 1994.** Standard guide for collection, storage, characterization and manipulation of sediments for toxicological testing. Philadelphia. 21 p.
- Bombardier M., N. Bermingham, R. Legault, y A. Fouquet, 2001.** Evaluation of an SOS-Chromotest based approach for the isolation and detection of sediment associated genotoxins. *Chemosphere*, 42(8): 31-944
- Botello, V. A., V.G. Ponce, A. Toledo, G. Díaz, y S. Villanueva, 1992.** Ecología recursos costeros y contaminación en el Golfo de México, p. 28-48. *Ciencia y Desarrollo*: 28-48.
- Botello, A.V., G. Ponce-Velez, S. Villanueva-Fragozo, y L.Q. Rueda, 1994.** Contaminación, p. 445-470. *In: G. De la Lanza-Espino y C. Cáceres Martínez. (Eds.) Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano. Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz, B.C.S., 567 p.*
- Botello, A. V., 1995.** Contaminación por hidrocarburos y metales pesados. p. 27-29; 215-230. *In: A. Botello (Responsable) Evaluación Geoquímica Ambiental y Diagnóstico de la Zona Costera de Veracruz: Lagunas de Tamiahua, Pueblo Viejo y Tampamachoco. Informe final de Proyecto de Investigación CONACYT 3232-T9308. 345 p.*
- Botello, A.V., y L.G. Calva, 1998.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Pueblo Viejo, Tamiahua and Tampamachoco lagoons in the Southern Gulf of México. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 60: 96-103
- Cárdenas S.A., B.L. Mendez, y C. Ramírez, 1990.** Estudio preliminar de algunos aspectos biológicos y de contaminación para las especies *Mugil curema* (Valenciennes) *Cathorops melanopus* (Gunther) y *Brevoortia patronus* (Goode) (Pisces Teleostei) en la Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. Tesis Profesional. ENEP-Zaragoza. UNAM México. 112 p.
- Contreras, F., 1988.** Las Lagunas Costeras Mexicanas. 2da Edición. Centro de Ecodesarrollo. México 263 p.
- Cox J., R.L. Hess, J.M. Bettega, C.M. Simões, y C.R. Barardi, 2001.** Use of the comet assay for detection of DNA damage in oyster hemocytes from *Crassostrea gigas* exposed in vivo to stressors. *Virus Review Response*, 6 (2): 17-22
- Chapman, A.M., 1988.** Marine sediment toxicity test. p 391-402. *In: J.J. Lichtenberg, C.I. Winter and L. Fradkin (Eds.). Chemical and Biological Characterization of Sludges, Sediments Dredge Soils and Drilling Fluids. STA. 976 ASTM Philadelphia A.A. 587 p.*
- Del Valls, T.A., J.M. Forja, y A. Gomez-Parra, 1998.** An integrative assessment of sediment quality in littoral ecosystems from the Gulf of Cadiz. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(6): 1073-1084
- Dreisbach, R.H., y W. O. Robertson, 1998.** Manual de Toxicología Clínica. 7 Ed. Manual Moderno. México. 560 p.
- EPA, 1977.** Implementation Manual for Section 103 of Public Law 92-532: Marine Protection Research and Sanctuaries Act of 1972. US Army Corps of Engineers Environmental effects Laboratory, Waterways experiment Section, Vickburg, M.S. 43 p.
- Ewers U., y H.W. Schlikoter, 1991.** Lead, p 971-1014. *In: E. Merian (Ed.) Metals and their Compounds in the Environment. VCH Weinheim. New York. 1567 p.*
- Fergusson, J.E., 1990.** The Heavy Elements Chemistry, Environmental Impact and Health Effects. Pergamon Press. Oxford. 615 p.
- Forbes V. E., y T.L. Forbes, 1994.** Ecotoxicology in Theory and Practice. Chapman and Hall. London. 243 p.
- Gaughhofer, J., y V. Bianchi, 1991.** Chromium. p. 854-876. *In: E. Merian (Ed.) Metals and their Compounds in the Environment. VCH Weinheim. 1567 p.*

- Lee F.R., y S. Steinert, 2003.** Use of the single cell gel electrophoresis/comet assay for detecting DNA damage in aquatic (marine and freshwater) animals. *Mutation Research*, 544: 43-64
- Kammann, U., M. Bunke, H. Steinhart, y N. Theobald, 2001.** A permanent fish cell line (EAC) for genotoxicity testing of marine sediments with the comet assay. *Mutation Research*, 498: 67-77
- Kwan, K.K., y B.J. Dutka, 1990.** Simple two-step sediment extraction procedure for use in genotoxicity and toxicity bioassays. *Toxicology Assessment*, 5: 395-404
- Kruijf, H.A.M., 1988.** Classification of compounds. p. 129-143. In: H.A.M. Kruijf y D. Zwart (Ed) Manual on Aquatic Ecotoxicology. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 289 p.
- Maron M.D., y B.N. Ames, 1983.** Revised methods for the *Salmonella mutagenicity* Test. *Mutation Research*, 113: 173-215
- Márquez A. Z., 1994.** Geología y Sedimentación. p. 29-44. In: A. Botello (Responsable) Evaluación geoquímica ambiental y diagnosis de la zona costera de Veracruz: Lagunas de Tamiahua, Pueblo Viejo y Tampamachoco. Informe final de Proyecto de Investigación CONACYT 3232-T9308. 345 p.
- Moore, W., 1991.** Inorganic Contaminants of Surface Water. Springer-Verlag. New York. 334 p
- Pérez Hernández M. A., F. Contreras, E. Ducoing, y A. García, 1994.** Ictiofauna, hidrología, productividad y algunos parámetros de contaminación de la Laguna de Tampamachoco Ver. Informe Final del Proyecto de Investigación Interdepartamental División C.B.S. UAMI. 234 p.
- Pruski, A.M., y D. R. Dixon, 2002.** Effects of cadmium on nuclear integrity and DNA repair efficiency in the gill cells of *Mytilus edulis* L. *Aquatic Toxicology*, 57:127-37
- Quillardet, A., y M. Hofnung, 1993.** The SOS Chromotest: a review. *Mutation Research*, 297:235-279
- Ramade, F., 1989.** The pollution of the hydrosphere by global contaminants and its effects on aquatic ecosystems. p. 152-183. In: A. Boudou and F. Rybeyre (Eds.). Aquatic Ecotoxicology: Fundamental Concepts and Methodologies. CRC Press Inc. Boca Raton. Florida. 345 p.
- Rosales, M.T.L., A.V. Botello, y E.F. Mandelli, 1979.** PCB's and organochlorine insecticides in oysters from coastal lagoon of the Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 21: 652-656
- Rosas, I., A. Baez, y R. Belmont, 1983.** Oyster *Crasostrea virginica* as indicator of heavy metal pollution in some Lagoons of the Gulf of Mexico. *Water, Air and Soil Pollution*, 20: 127-135.
- Secretaría de Pesca, 1998.** Anuario Estadístico de Pesca 1997. México. 231 p.
- Singh, N.A., D.B. Banner, R.R. Tice, y E.L. Schneider, 1988.** A simple technique for quantification of low levels of DNA damage in individual cells. *Experimental Cell Research*, 84:123-130
- Stoeppler, M., 1991.** Cadmium. p. 803-852. In: E. Merian (Ed.) Metals and their Compounds in the Environment. VCH Weinheim. 1567 p.
- Tice, R.R., 1995.** The single cell gel Comet assay. p. 315-339. In: D.H. Ahillis and S. Venitt (Eds.) Environmental Mutagenesis. Bios Scientific Publishers LTD Oxford, U.K. 541 p.
- Tuk, C.W., 1999.** Use of the comet assay in *Daphnia magna* after in vivo exposure to chemicals. *Comet Newsletter*, 9: 2-4
- USEPA, 1982.** Sampling protocols for collecting surface water, bed sediment, bivalve and fish for priority pollutants analysis. Washington D.C. 109 p.
- Van Leeuwen, C.J., 1995.** Ecotoxicological effects. p. 175-237. In: C. Van Leeuwen (Ed.) Risk Assessment of Chemicals. Kluwer Academic Publishers. Boston. 423 p.
- Verschaeve, U., y L. Van Gora, 1999.** The alkaline comet assay in oysters. *Comet Newsletter*, 9: 8-10
- Villanueva, S.F., y A.V. Botello, 1998.** Metal pollution in coastal areas of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 157: 53-94
- Zar, J.H., 1996.** Biostatistical Analysis. Prentice Hall. New Jersey. 662 p



Plaguicidas

Albert, L.A., y J.A. Benítez, 2005. Impacto ambiental de los plaguicidas en los ecosistemas costeros, p. 157-176. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Impacto Ambiental de los Plaguicidas en los Ecosistemas Costeros

*Lilia A. Albert*¹ y *Jorge A. Benítez*²

¹ Centro de Ecología y Desarrollo, A.C.

² Centro EPOMEX-Universidad Autónoma de Campeche

7

RESUMEN

Los plaguicidas sintéticos son sustancias de amplio uso que están consideradas como contaminantes de alto riesgo para el ambiente. En la presente contribución se hace un análisis de su desarrollo histórico, su clasificación, su importancia con respecto a los criterios de riesgos internacionales y se describen sus principales características fisicoquímicas. Además, se discute el conocimiento que se tiene de estas sustancias en el contexto de las zonas costeras, con especial atención sobre sus fuentes de origen, mecanismo de transporte y degradación y su impacto negativo sobre los ambientes acuáticos.

ABSTRACT

Synthetic pesticides are widely used and considered as highly hazardous environmental pollutants. This paper analyses the historical development of these substances, their classification, their importance with respect to international hazard criteria and describes their most important physicochemical properties. The current knowledge of these chemicals within the context of coastal zones with special attention to their sources, transport and degradation mechanisms and their negative impact on the aquatic environment, is discussed.

INTRODUCCIÓN

La zona costera posee importantes recursos naturales, cuya correcta explotación puede generar notables beneficios económicos y sociales. La preservación de estos recursos solo es posible en la medida en que se proteja el frágil equilibrio de los ecosistemas que los sustentan, por lo que es prioritario vigilar y normar las actividades humanas que puedan alterarlos.

Uno de los fenómenos que actualmente son un obstáculo para la administración y ordenamiento ecológico de las zonas costeras es la contaminación por sustancias sintéticas, también llamadas xenobióticas (*xenos*=extraño y *bios*=vida). El número de contaminantes que llega a estas zonas aumenta conforme se aceleran en ellas el crecimiento urbano y las actividades humanas. Aun no se conocen todos los efectos adversos que estos contaminantes pueden causar, pero los datos con que se cuenta indican que algunos de ellos pueden ser irreparables.

Los plaguicidas sintéticos son un ejemplo típico de los contaminantes xenobióticos que degradan los habitats de importantes recursos bióticos y pueden afectar la totalidad de los ecosistemas, incluyendo al hombre y otros consumidores al final de las cadenas tróficas.

Debido a su amplio uso en el combate de las plagas que atacan a los cultivos y de los vectores que transmiten las enfermedades al hombre y a los animales, en el momento actual los residuos de plaguicidas están ampliamente distribuidos en los ambientes costeros y estuarinos. En términos económicos y sociales, dicha situación es de gran importancia pues esta zona posee habitats esenciales para la reproducción, el crecimiento y la protección de innumerables recursos vivos, muchos de ellos de importancia comercial y, todos, de importancia ecológica.

CONCEPTOS GENERALES

Desarrollo de los Plaguicidas

El hombre ha utilizado plaguicidas desde épocas remotas. La primera etapa de la historia de los plaguicidas abarcó desde antes de Cristo hasta mediados del siglo XIX; en ella se usaron productos naturales como sal común, piretro, tabaco, entre otros. A partir de la Revolución Industrial, la agricultura tuvo cambios de importancia, aumentó la capacidad de producción y almacenamiento, y se requirió la protección de los alimentos en cada etapa del proceso. Como resultado, la naciente industria química lanzó al mercado diversas sustancias inespecíficas para combatir a las plagas. Esa es la segunda etapa en la historia de los plaguicidas y comprende desde mediados del siglo XIX hasta principios del siglo XX. Los nuevos productos tuvieron gran demanda, pues eran baratos y eficaces aunque muchos de ellos son extremadamente tóxicos. A finales del siglo XIX ya se conocían algunos métodos de control biológico de plagas, pero a los agricultores y a las autoridades agrícolas les pareció más fácil, rápido y económico seguir usando los plaguicidas sintéticos.

La tercera etapa en la historia de los plaguicidas se inicia a mediados de la década de 1920, en los Estados Unidos, con la síntesis y uso de los dinitroderivados. Aunque muchos plaguicidas orgánicos se sintetizaron en la década de 1930, y aun antes, su uso se extendió hasta después de 1940. Por ejemplo, a pesar de que el DDT se sintetizó por primera vez en el siglo pasado, sus propiedades insecticidas se reconocieron hasta 1939. Durante la segunda guerra mundial, el DDT se usó para el control de mosquitos y piojos. Después se empezó a utilizar ampliamente en la agricultura y para el control de otros insectos vectores de enfermedades.

A partir del aparente éxito del DDT; se desarrollaron y utilizaron varios insecticidas organoclorados de estructura química similar. Debido a que estos productos eran eficaces, baratos y fáciles de usar, se supuso que, con su ayuda, se podría liberar a la humanidad de todas las plagas que la aquejaban. Esta idea contribuyó a su amplísimo uso.

Los plaguicidas organofosforados fueron desarrollados a partir de las investigaciones sobre gases neurotóxicos que se llevaron a cabo en Alemania durante la Segunda Guerra Mundial, en tanto que los ésteres carbámicos se descubrieron en 1947 y entraron al mercado años después. Aunque los primeros insecticidas piretroides se sintetizaron en la década de 1940 su desarrollo comercial no ocurrió de inmediato. Los herbicidas sintéticos entraron al mercado después de la Segunda Guerra Mundial.

En esta tercera etapa se han desarrollado un número muy elevado de plaguicidas sintéticos incluyendo fungicidas y rodenticidas. En ella han ocurrido numerosas intoxicaciones agudas individuales y masivas y se han advertido diversos problemas ambientales de importancia derivados del uso de estos xenobióticos; entre ellos, su acumulación progresiva en las cadenas tróficas (biomagnificación) y sus efectos nocivos, a corto y a largo plazo, para la estabilidad de los ecosistemas y los seres vivos incluyendo al hombre.

En los países en desarrollo, como México, hubo un retraso en la introducción de estos compuestos, sobre todo, por factores económicos. Estos, y otros factores han favorecido la entrada al mercado nacional de productos peligrosos u obsoletos y de tecnología para fabricarlos. Este retraso se refleja también en el hecho de que en muchos de estos países aun se trata de adoptar sistemas agrícolas del tipo "Revolución Verde", el cual no solo ha probado ya su ineficacia para solucionar los problemas, del hambre en el mundo sino que, además, ha causado innumerables problemas ambientales y de salud.

La mas reciente etapa en la historia de los plaguicidas esta caracterizada por la búsqueda de compuestos menos dañinos para la salud y el ambiente y de métodos diferentes de control de plagas, en particular, los que no usan plaguicidas sintéticos o los usan en cantidades mínimas, como en el manejo integrado de plagas.

En los países desarrollados se trata, cada vez más, de evitar el uso de plaguicidas persistentes o de elevada toxicidad y de sustituirlos por compuestos de menor estabilidad o toxicidad aguda, o bien, que imiten estructuras de pro-

ductos naturales. Es notable en ellos el desarrollo de sistemas de manejo integrado de plagas, así como el énfasis en la "agricultura orgánica", es decir, en discontinuar totalmente el uso de plaguicidas sintéticos y otros agroquímicos.

En cambio, en los países en desarrollo estan sujetos a una variedad de presiones técnicas, económicas y políticas, las cuales propician que continúe el uso de plaguicidas "de primera generación", sin que se le dé todavía importancia suficiente a las consecuencias adversas para el ambiente y la salud que pueden derivar de dicho uso, sobre todo, en el largo plazo.

Clasificación de los Plaguicidas

Los plaguicidas pueden clasificarse de distintas formas, dependiendo por ejemplo, de su estructura química, objetivo del uso, modo de acción, persistencia o toxicidad.

Con base en su estructura química se clasifican en un gran numero de grupos, entre ellos: organoclorados, organofosforados, derivados del ácido carbámico, compuestos organomercuriales derivados del dinitrofenol, derivados clorados del ácido fenoxiacético, derivados de la urea, derivados triazínicos y piretroides.

De acuerdo con el objetivo de su uso, los plaguicidas se clasifican en compuestos: para el control de plagas (insecticidas, acaricidas, nematocidas, rodenticidas); para el control de enfermedades (fungicidas, protectores de semillas, bactericidas, micoplasmicidas, antisépticos); y para el control de malezas (herbicidas, alguicidas y defoliantes).

Si la persistencia se toma como base para la clasificación, los plaguicidas pueden ser: permanentes, persistentes, de persistencia moderada y no moderada.

Por ultimo, conforme a su modo de acción sobre las plagas que atacan, pueden ser sistemáticos y de contacto y, de acuerdo con su especificidad, selectivos y no selectivos.

En la Tabla 1 se resumen los diferentes tipos de clasificación antes mencionados y se señalan algunos ejemplos para cada caso.

Tabla 1. Clasificación de los plaguicidas.		
Criterio	Clasificación	Ejemplos
Por su origen	Naturales Sintéticos	Nicotina, piretrinas, DDT, paration 2,4-D
Por el tipo de plaga que combaten	Insecticidas Herbicidas Funguicidas Molusquicidas Aracnicidas Rodenticidas Nematicidas	DDT, paration, cloropirifos, 2,4-D, paraquat, mancozeb, maneb, metaldehido, dimetoato, rotenolna, bromuro de metilo
Por su persistencia	Baja (0-12 semanas) Moderada (1-18 meses) Alta (hasta 20 años) Permanentes (+ de 20 años)	Malatión Atrazina, 2,4-D DDT Arsenicales, mercuriales
Por su toxicidad aguda (según la DL50 para rata, vía oral)	Extremada Alta Moderada Ligera	Carbofurán, paration, metilico Endrín, disolfoton, endosulfán Carbarilo, bensulide Clorotalonil, mancoizeb
Por sus efectos	A corto plazo A mediano plazo A largo plazo	Paration, carbofurán Endosulfán DDT, lindano
Por su estructura química	Organoclorados Organofosforados Carbámicos Triazínicos Fenoxiacéticos Bipiridílicos Piretroides Ditiocarbámicos Inorgánicos Ftalimidicos Sulfonamidas Bencimidazoles	DDT, endosulfán, lindano Paration, malatión Carbarilo, carbofurán Ametrina 2,4-D Paraquat Permetrina, deltametrina Mancozeb, zineb Azufre, oxiclورو de cobre Captán Bensulide Benomilo

Plaguicidas y Criterios de Riesgo

Los plaguicidas son sustancias de amplio uso; por esto y por su carácter toxico, deben ser estudiados cuidadosamente para definir la magnitud y tipo de su impacto sobre el ambiente y la salud, su movimiento y transformaciones en el ambiente, su presencia en los tejidos vivos y otros puntos similares.

El Secretariado de las Naciones Unidas publicó la "Lista consolidada de productos cuyo uso y/o venta han sido prohibidos, retirados, severamente restringidos o que no han sido aprobados por los gobiernos" (UN, 1991), la cual

contiene sustancias más tóxicas en el mercado. Los plaguicidas sintéticos representan más del 32% del total de los productos incluidos en esa lista.

En el mundo existen actualmente alrededor de 100,000 sustancias sintéticas de uso común. En consecuencia, es imposible obtener información suficiente sobre los efectos adversos de cada una de ellas. Por esto, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) ha tratado de llegar a un consenso acerca de los criterios que deben regir para considerar cuando una sustancia o grupo de sustancias son peligrosas para el ambiente y/

o la salud (UNEP, 1984). A estos se les conoce como criterios de riesgo y son: producción, distribución, y liberación en el ambiente; presencia de sustancias secundarias; persistencia y transformación; bioconcentración, bioacumulación y biomagnificación; población expuesta; toxicidad y grado de exposición; efectos en el ambiente físico y químico. Enseguida se describen brevemente estos criterios y se discuten para el caso de los plaguicidas.

Producción, Distribución y Liberación en el Ambiente

Este criterio se basa en que:

a) A mayor producción de una sustancia, mayor es el riesgo de que cause un impacto global adverso. Para el caso de los plaguicidas, su producción mundial va en aumento y aumentan también los tipos de compuestos así como los fines para los que se usan. De acuerdo con la revisión de Henao *et al.* (1993), el uso de estos productos se incrementó, entre 1970 y 1985, de 1.5 a 3 millones de toneladas en todo el mundo. En muchos países, los sistemas de producción agrícola y de lucha contra los vectores de enfermedades dependen de estos productos de manera excesiva o exclusiva.

b) A mayor número y más amplia distribución geográfica de los centros de producción de una sustancia o grupo de sustancias peligrosas, mayor es el riesgo en el ámbito mundial. Para el caso de los plaguicidas, hay plantas productoras en un gran número de países y prácticamente todos cuentan con plantas formuladoras.

c) Cuanto mayor sea la fracción de una sustancia que se libere finalmente al medio, mayor será el riesgo. En el caso de los plaguicidas, aunque estos productos se utilizan también en áreas cerradas; la mayor cantidad se aplica deliberadamente en el campo o en los cuerpos acuáticos.

d) Entre mayor es el número de las fuentes de una sustancia y mas amplia su distribución, mayor es el riesgo global. Las fuentes de plaguicidas no se restringen a las fábricas productoras o formuladoras, sino que inclu-

yen el transporte, la distribución y almacenamiento, así como la aplicación.

e) La posibilidad de un aumento importante en la producción y venta de estos productos. Los datos disponibles indican que el mercado de los plaguicidas aumenta continuamente y que cada vez se diversifican más sus usos. Henao *et al.* (1993), estiman que la producción mundial de plaguicidas se duplicará en los próximos 10 años.

Presencia de Sustancias Secundarias

Durante la producción industrial de una sustancia se pueden generar productos no deseados, isómeros, subproductos o impurezas que pueden ser, incluso mas tóxicos o peligrosos que la sustancia de interés (Albert, 1990). Los plaguicidas, como grupo, cumplen ampliamente con este criterio, ya que en algunos casos presentan impurezas muy peligrosas. Por otra parte, en general la formulación comercial de los plaguicidas incluye disolventes, coadyuvantes u otras sustancias que pueden ser tóxicas por si mismas. Al respecto, se puede predecir que es muy factible que haya sinergismo de los efectos adversos de los plaguicidas en presencia de dichos compuestos.

Persistencia y Transformación

Cuanto mas persistente sea un compuesto, mayor será el riesgo debido a su uso, ya que aumenta la posibilidad de que se movilice en el ambiente y de que interactúe con los organismos antes de degradarse. Además, su misma persistencia prueba que resiste los mecanismos naturales de transformación y degradación.

La importancia de esta transformación en el ambiente radica en que muchos xenobióticos se pueden transformar en el, o en los seres vivos, para dar otras sustancias que sean mucho mas tóxicas y/o más persistentes que las originales. Algunos grupos de plaguicidas, como los organoclorados y los organometálicos, cumplen con creces este criterio. Es importante recordar que, en general, las legislaciones no solo exigen que la persistencia y otros parámetros, como toxicidad, se establezcan para

el ingrediente activo de los plaguicidas, pero no para sus productos de transformación ambiental o biológica los que, como ya se dijo, pueden ser más persistentes o más tóxicos que el plaguicida en sí.

Bioconcentración y Biomagnificación

Bioconcentración es el proceso por el cual un organismo toma del medio sustancias nutritivas y las almacena en sus tejidos. Así, al estar un organismo por largos periodos en contacto con una o más sustancias xenobióticas, estas se pueden bioacumular en él, esto es, aumentar su concentración en función del tiempo y afectar su fisiología, aunque la población no sufra un daño inmediato evidente. Biomagnificación es el proceso por el que algunas sustancias aumentan su concentración, de manera progresiva, a lo largo de las cadenas tróficas.

Dichos fenómenos, como se verá más adelante, son característicos de algunos grupos de plaguicidas, como los organoclorados, e importantes, en especial, para los organismos de niveles tróficos elevados, como el hombre y las aves rapaces.

Población Expuesta

Si una sustancia está dispersa por todo el planeta, la probabilidad de que parte de cualquier población esté expuesta a ella es elevada, lo que aumenta definitivamente los riesgos asociados con dicha sustancia. Cuanto mayor sea la población expuesta, mayor será el riesgo que presente la sustancia y más importante será su estudio y su control, ya que la magnitud de las consecuencias adversas también será elevada.

Una gran población está expuesta a los plaguicidas a causa de su trabajo; estimaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS) indican que aproximadamente ocurren al año un millón de intoxicaciones, de las cuales el 70% son de tipo ocupacional (Henao *et al.*, 1993). Esto, en sí, sería motivo suficiente para el estudio y control de estos productos; sin embargo, se supone que actualmente la gran mayoría —sino es que la totalidad— de la especie humana, está en contacto con algún tipo de plaguicida o derivado de estos, como ocurre,

por ejemplo, a través de los residuos que se ingieren con los alimentos. Considerando que la dieta de los seres humanos puede ser tan diversa en contenido como en origen geográfico, el control de la exposición a una sustancia cuyos residuos se encuentren en los alimentos es extremadamente difícil, si no es que imposible.

Toxicidad y Grado de Exposición

Para evaluar correctamente el riesgo derivado del contacto con una sustancia se requieren datos sobre: a) su presencia y distribuciones en el ambiente, a partir de los cuales se pueda calcular el grado y el tiempo de la exposición del hombre y otros organismos a ella y b) la toxicidad de la sustancia hacia diversos organismos.

A muchos de los plaguicidas se les reconoce una elevada toxicidad aguda y hay, además, innumerables referencias sobre su toxicidad crónica, así como sobre sus efectos a largo plazo, perinatales y transgeneracionales.

Importancia de los Criterios de Riesgo

De esta revisión somera de las características de los plaguicidas y en el contexto de los criterios de riesgo aceptados internacionalmente se concluye que es prioritario el estudio y control de estas sustancias.

Es evidente que los gobiernos deben analizar cuidadosamente los criterios de riesgo para cada plaguicida antes de otorgarle el registro de uso o renovarlo. Existe información suficiente, tanto en las compañías productoras como en las agencias internacionales, para que la evaluación del riesgo de cada plaguicida sea relativamente fácil y no se justifica que se permita el uso de productos obsoletos o la importación de tecnología peligrosa que puedan significar un riesgo inadmisibles para el ambiente o la salud de la población, ahora y en el futuro.

Características Físicoquímicas y Procesos Relacionados

Como todos los contaminantes, cada plaguicida tiene propiedades que los distinguen de los demás, y determina como se comportará

el compuesto en el medio ambiente y cuales serán sus efectos sobre los organismos.

Presión de Vapor

La presión de vapor de un plaguicida determina su grado de volatilización, por lo que está relacionada con la movilidad atmosférica del compuesto (Madhun y Freed, 1990). Por ejemplo, un plaguicida líquido con una alta presión de vapor tiende a volatilizarse rápidamente. Los estudios en campo han demostrado que, inmediatamente después de la aplicación, los residuos de los plaguicidas sobre las plantas son generalmente menores para compuestos volátiles que cuando, en las mismas condiciones, se aplica la misma dosis de compuestos no volátiles. Es por ello que la presión de vapor permite calcular las pérdidas del plaguicida hacia la atmósfera y corregir las fórmulas y formas de aplicación para un control efectivo de la plaga (Ritcey *et al.*, 1981).

Solubilidad del Agua

Esta propiedad depende, en parte, de la polaridad o de las características eléctricas del compuesto. Si el plaguicida en cuestión se puede ionizar —si es un ácido, una base o una sal— la solubilidad tiende a ser mayor que la de uno menos polar como un organoclorado, un organofosforado o un carbamato. Por tal motivo, los compuestos de baja polaridad tienden a concentrarse tanto en la interfase aire-agua como en la superficie de las partículas coloidales de esta última. Esta característica marca la tendencia de algunos plaguicidas para escapar del agua hacia otro líquido inmiscible, como un disolvente no polar o hacia los organismos acuáticos. De esta relación se parte para calcular el coeficiente de partición, cuya medida refleja como se distribuye un agente químico entre un estado acuoso o hidrofílico o uno lipofílico.

Coefficiente de Partición

Este es un buen índice de la posible adsorción del compuesto por la materia orgánica y los sedimentos en la columna de agua. La concentración de un plaguicida en agua libre

de sedimentos puede resultar mayor que si esta presenta una gran cantidad de arcillas (Madhun y Freed, 1990). Debido a la tendencia de las partículas a precipitarse, los fondos de los cuerpos de agua son considerados como un sustrato ideal para determinar los niveles de concentración de estos contaminantes. Por esta razón, los organismos con hábitos bentónicos (ligados al fondo) pueden recibir un mayor impacto.

Por otra parte, el coeficiente de partición también determina la facilidad con la que un plaguicida, particularmente uno no polar o no ionizable, pueda ser acumulado por un organismo. Esto último se relaciona con la presencia de material lipofílico en los organismos y, como se verá en los siguientes párrafos, es uno de los fenómenos más importantes en la ecotoxicología de estas sustancias.

Bioconcentración y Biomagnificación

En términos generales, estos fenómenos ocurren cuando un agente químico logra atravesar las barreras fisiológicas y es almacenado en los depósitos del organismo (Fig.1). El factor de bioconcentración (FBC) está determinado por la solubilidad del compuesto y por su coeficiente de partición. A mayor solubilidad en agua, el plaguicida puede ser excretado fácilmente y el FBC es menor. Por el contrario, a valores altos de coeficiente de partición, el FBC aumenta.

Si el coeficiente de partición es bajo y la degradación del compuesto alta, este puede eliminarse hasta una concentración cercana al nivel de equilibrio. Si la tasa de excreción o el metabolismo son bajos o si la sustancia es mas soluble en grasa y es fuertemente adsorbida por los constituyentes del cuerpo, la concentración final en el organismo puede ser mas alta que la concentración promedio del medio acuoso en el cual se encuentra el organismo; este proceso se llama *bioconcentración* 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 (Tulp y Hutzinger, 1978; Chiou, 1985).

Por otro lado, un organismo de un alto nivel trófico puede acumular una concentración

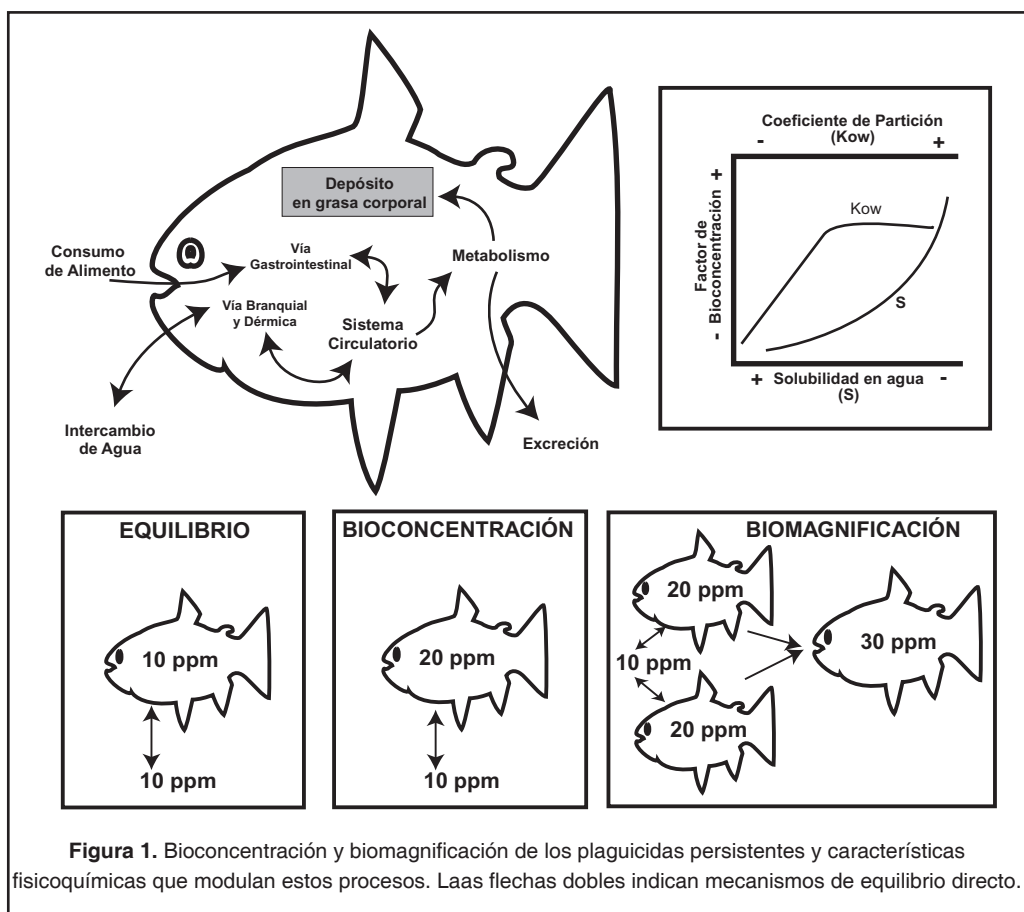


Figura 1. Bioconcentración y biomagnificación de los plaguicidas persistentes y características fisicoquímicas que modulan estos procesos. Las flechas dobles indican mecanismos de equilibrio directo.

mayor que la del medio o la del alimento del organismo que forma la base de la cadena alimentaria. Este proceso de aumento en la concentración del contaminante a lo largo de la cadena trófica es llamado biomagnificación y, al igual que la bioconcentración esta relacionado con el coeficiente de partición del contaminante (Connell, 1988 y 1990; Madhun y Freed, 1990).

Se ha comprobado que altos valores de FBC corresponden a altos valores de toxicidad (Kanazawa, 1981). Por esta razón el fenómeno de bioconcentración es uno de los problemas mas importantes que se presentan en los organismos acuáticos expuestos a plaguicidas persistentes.

En síntesis, puede decirse que la presión de vapor, la solubilidad en agua y el coeficiente de partición están relacionados con la movilidad de los plaguicidas de los plaguicidas en el ambiente, con su grado de adsorción por la materia orgánica y los sedimentos, y con su asi-

milación y su potencial de bioconcentración y biomagnificación.

Desarrollo de Resistencia

La exposición repetida de un organismo a un plaguicida en particular, puede dar como resultado que este se vuelva resistente a dicho compuesto químico. La resistencia puede desarrollarse mediante diversos mecanismos; el mas común es la capacidad bioquímica adquirida por el organismo-plaga para transformar el plaguicida en un producto que no le sea toxico.

Así, los individuos sobrevivientes de una generación, transmiten las características de resistencia a sus descendientes. Este fenómeno ha sido demostrado en muchas especies de animales y se debe a la capacidad de los organismos-plaga para desarrollar líneas genéticas que pueden sobrevivir cuando son expuestas a dosis a las que eran susceptibles las generaciones anteriores (Tabla 2).

Tabla 2. Especies resistentes a diversos insecticidas (1970-1980). Según Dover y Croft, (1984).

Grupos	1970	1980
DDT	98	229
Ciclodiénicos	140	269
Organofosforados	54	200
Carbamatos	3	51
Piretroides	3	22
Fumigantes	3	17
Otros	12	41

De acuerdo con el PNUMA (UNEP, 1987), para 1965 se conocían 182 especies de artrópodos resistentes a diversos compuestos; este número se incrementó a 364 una década después y creció a 432 en 1980. De las especies de insectos recientes a los plaguicidas, identificadas hasta 1980, 59% pertenecen a plagas agrícolas, 38% transmisores de enfermedades del hombre y 3% organismos benéficos (Henao et al, 1993).

A menudo, los insectos que desarrollan resistencia a un plaguicida también son inmunes a otros no relacionados con él; a esto se le llama resistencia cruzada.

Una de las consecuencias del desarrollo de especies resistentes es que, generalmente, los usuarios recurren a mayores dosis de aplicación al uso de mezclas de compuestos para enfrentar el problema; con consecuencias adversas para el ambiente (Henao et al., 1993).

Efectos Ambientales

Los efectos indeseables de los plaguicidas sobre el ambiente se pueden agrupar en los que ocurren: a corto plazo en el ambiente cercano, y a largo plazo en el ambiente lejano. A continuación se discute cada grupo brevemente.

Efectos a Corto Plazo en el Ambiente Cercano

Entre estos se encuentran, por un lado, la contaminación inmediata del ambiente abiótico

(suelo, aguas superficiales y subterráneas y aire) y, por otro lado, la muerte de organismos sensibles a los que no se deseaba afectar con la aplicación de plaguicidas, como los enemigos naturales de las plagas o los insectos benéficos. A corto plazo, los plaguicidas afectan momentáneamente el equilibrio fisiológico de todos los organismos expuestos, incluidos los seres humanos.

Este grupo de efectos incluye las mortandades de aves y peces, frecuentemente en muchas regiones agrícolas que pueden, inclusive, llegar a afectar la diversidad biológica de la zona (Pimentel et al., 1980). En este grupo es de esperar especial interés el impacto adverso sobre los organismos que se encuentran en la base de las redes tróficas, como el plancton, las bacterias nitrificantes y los microorganismos del suelo.

Efectos a Largo Plazo en el Ambiente Cercano

Cuando los plaguicidas son persistentes o permanentes y se utilizan con frecuencia, con cada aplicación se agregan al ambiente nuevos contaminantes que requerirán años para degradarse. Así, aunque el producto deje de usarse en un lugar determinado, los suelos, los sedimentos y los mantos freáticos, quedan contaminados por muchos años y requerirán que se tomen medidas drásticas para regresarlos a su estado original que, en los países en desarrollo, no siempre son costeables o factibles.

Otro efecto que ocurre a mediano y largo plazo en el ambiente cercano es el desarrollo de resistencia en los organismos de la plaga y la aparición de nuevas plagas (plagas emergentes) o de plagas secundarias.

La aparición de especies resistentes y las alteraciones ecológicas y agronómicas resultantes causan cambios en el uso del suelo, y de esto, surgen problemas adicionales. Uno de los más importantes, por sus repercusiones a largo plazo, es la exposición indirecta de la población a los plaguicidas por la ingestión continua de alimentos contaminados con sus residuos, por ejemplo, cuando se establecen cuencas lecheras o productoras de alimentos para animales en regiones en las que previamente se

han usado plaguicidas permanentes o persistentes.

Este cambio en los usos del suelo acelera la transferencia de los residuos de plaguicidas a los eslabones superiores de la cadena trófica; no es posible predecir los efectos adversos que puedan presentarse a largo plazo en la población que consume los alimentos así contaminados.

También puede ocurrir una contaminación irreversible de los suelos y los mantos freáticos, lo que es de importancia en las zonas en donde el agua para consumo humano se obtiene principalmente de pozos.

Efectos adicionales son la reducción de la diversidad biológica, así como la bioacumulación y la biomagnificación de los residuos de los plaguicidas persistentes, por las cuales estos productos llegan a los eslabones superiores de la cadena trófica y se concentran en ellos, contaminando a los alimentos y, eventualmente, a los seres humanos. La mayoría de estos efectos están asociados con la persistencia de los plaguicidas.

Efectos a Largo Plazo en el Ambiente Lejano

Estos requieren que el plaguicida mismo, alguno de sus productos de transformación o de sus contaminantes, sean persistentes. Tal es el caso de los plaguicidas organoclorados, los cuales son muy persistentes, lo que les permite movilizarse en el ambiente, llegar a sitios remotos al de su uso inicial y causar alteraciones en organismos que no se deseaba afectar.

Entre estos efectos está la presencia de plaguicidas en las zonas polares -en donde no se usan-, su biomagnificación a través de las redes tróficas, la extinción de especies y, naturalmente, su presencia en los alimentos, sobre todo de origen animal (McEwen y Stephenson, 1979; Albert, 1990). En este grupo de efectos también debe incluirse la presencia de residuos de plaguicidas en tejidos humanos y en la leche materna (IPCS, 1979; Albert, 1981). Estos problemas han justificado la sustitución de los productos persistentes por otros no persistentes y han causado que el uso de plaguicidas permanentes, como los organomercuriales, se hayan discontinuado prácticamente en todo el mundo.

LOS PLAGUICIDAS EN EL CONTEXTO DE LA ZONA COSTERA

Fuentes de Plaguicidas

Las descargas urbanas e industriales, tanto continuas como ocasionales, son fuentes de plaguicidas para la zona costera. Sin embargo, las actividades agrícolas y las campañas de salud son el principal origen de estos compuestos debido a la amplitud de usos y al manejo de grandes volúmenes. El volumen de los contaminantes que generan estas dos actividades está en función del tipo de plaga, del cultivo o vector, y de las condiciones climáticas imperantes. Estas variables determinan la tasa y frecuencia de aplicación de los plaguicidas y, de manera directa, el grado de peligro que representa la fuente para el medio.

Las tasas de aplicación de los plaguicidas están determinadas por el número de especies que se desea controlar, la resistencia relativa de estas a los compuestos utilizados y la cantidad de generaciones que presenten por año

(Martín, 1973), así como por la persistencia de la actividad biológica del ingrediente activo (Plapp, 1981). De esta manera, el volumen de uso de un plaguicida, puede variar desde unos gramos por hectárea, como en el caso de algunos piretroides, hasta varios kilogramos por hectárea como ocurre con algunos herbicidas e insecticidas.

Dado que la respuesta de una plaga a un determinada calidad de plaguicida es logarítmica, una dosis de aplicación 10 veces más alta elimina solamente el doble de organismos, por lo que se requiere de grandes cantidades del compuesto para la eliminación total de una población. Esta relación tiene graves implicaciones para el medio en algunos cultivos, como frutales y hortalizas, ya que estos requieren de la eliminación de gran parte de las plagas con el fin de obtener productos de mejor apariencia que cumplan con criterios estéticos.

La frecuencia de aplicación de los plaguicidas presenta también marcadas variaciones, en función del tipo de plaga y del cultivo o vector. Por ejemplo, en el caso de las hortalizas y el cultivo del algodón, se requiere de múltiples aplicaciones de distintos compuestos para controlar a los diferentes insectos que los atacan. De igual forma, para el control de áreas con paludismo hiperendémico se requiere de hasta tres aplicaciones anuales para mantener niveles adecuados de morbilidad. En el otro extremo se puede mencionar al control de langosta y diferentes tipos de insectos saltadores, en donde con una o dos aplicaciones cada cierto número de años pueden obtenerse los resultados deseados (Green *et al.*, 1977). Como ejemplo intermedio se pueden mencionar las aplicaciones anuales de herbicidas para un control efectivo de malas hierbas (Madhun y Freed, 1990).

Como ya se mencionó, un problema que resulta de las aplicaciones frecuentes es el desarrollo de resistencia al plaguicida por parte de los organismos o la sustitución de especies susceptibles por otras más tolerantes (Georghiou y Mellón, 1983), lo que trae como consecuencia que se deba utilizar mayores cantidades de plaguicidas para obtener resultados de control similares.

Mecanismos de Degradación y Transporte

Las vías por las cuales un plaguicida se distribuye en el ambiente son bien conocidas, lo que no se conoce muy bien son las cantidades que se distribuyen por cada vía. Esto depende de las propiedades fisicoquímicas del compuesto y de las condiciones ambientales específicas. La figura 2 muestra, de manera conceptual, la interacción de los diferentes mecanismos de transporte y degradación de los plaguicidas en la zona costera. A continuación se describen estos mecanismos y sus principales factores condicionantes.

Degradación Biótica y Abiótica

Una vez que los plaguicidas han sido liberados en el ambiente, sufren varias reacciones físi-

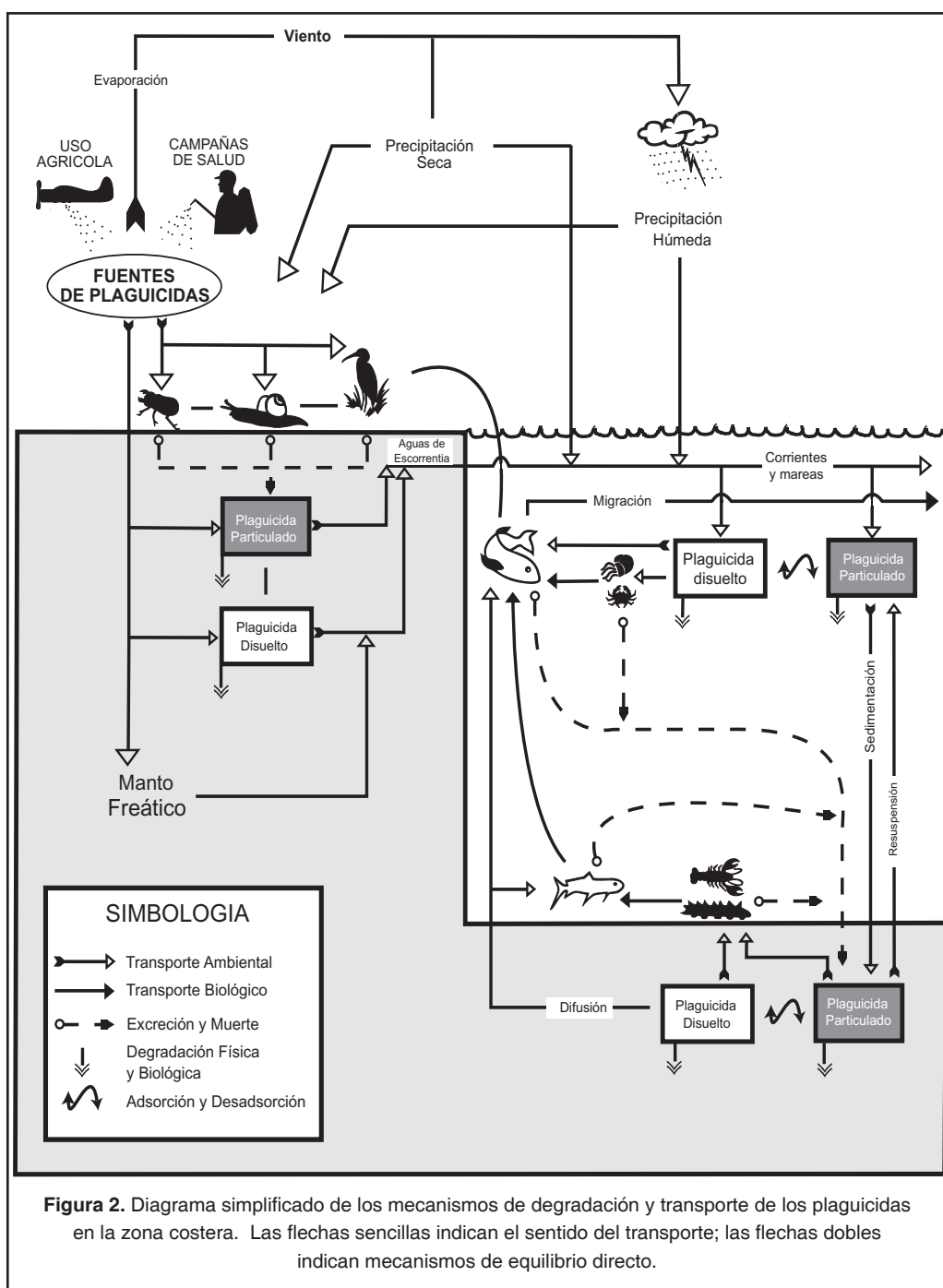
cas, químicas y biológicas que los transforman en otros compuestos. Generalmente resulta difícil determinar cuando un plaguicida se encuentra bajo una transformación biótica o abiótica, ya que en muchos casos ambos procesos ocurren de manera simultánea.

Las transformaciones abióticas tienen un importante papel en el destino final de los plaguicidas en el ambiente. Aún en medios de intensa actividad biológica, como el suelo, las transformaciones abióticas pueden llegar a dominar el comportamiento de estos compuestos (Wolfe *et al.*, 1980 y 1990; Wolfe, 1992).

La luz solar es una de las fuerzas primarias que provocan la degradación de plaguicidas de los diferentes compartimentos. La fotólisis, tanto en el suelo como en el agua, es el proceso en el cual la luz visible o la ultravioleta causan la transformación de estos contaminantes a otras sustancias y se inicia la ruta hacia la mineralización.

Otras reacciones abióticas de los plaguicidas que ocurren en el agua y los sedimentos son la hidrólisis y las reacciones de oxidación y reducción. Los parámetros fisicoquímicos que condicionan la reactividad de los plaguicidas en estos substratos son el pH, la temperatura, las sustancias orgánicas disueltas y particuladas, la presencia de ciertos iones metálicos y el estado de reducción de la columna de agua. (Madhun y Freed, 1990; Wolfe *et al.*, 1990). Las transformaciones abióticas no siempre reducen la actividad biocida de los compuestos. Además, los productos de ciertas transformaciones pueden ser más tóxicos que el plaguicida original.

Por otro lado, la degradación biótica de los plaguicidas se efectúa principalmente por la enorme cantidad y diversidad de microorganismos del suelo y del agua; se calcula que, tan sólo en el suelo, la cantidad de células activas puede ser de 10^{12} por gramo de sustrato (Vasilyeva *et al.*, 1992). Esta degradación ocurre por medio de diversos mecanismos y tiende a reducir la persistencia y toxicidad de los plaguicidas (Tabla 3). Sin embargo, al igual que en las reacciones abióticas, el resultado de tal degradación es un compuesto de estructura diferente, que no siempre es menos tóxico ni menos estable que el que le dio origen.




Transporte Ambiental

Desde el momento en que entran al ambiente, los plaguicidas quedan expuestos a los diferentes flujos de energía, y los movimientos del aire y el agua, que actúan como mecanismos de transporte hacia otros sitios. Las rutas de estos contaminantes pueden ser cíclicas y, sobre

todo en el nivel de meso y macroescala, están condicionadas por los factores ecológicos y climáticos, en tanto que, en la microescala, sus propiedades fisicoquímicas como presión de vapor, solubilidad en agua y coeficiente de partición son determinantes para su transporte y disponibilidad (Gillette *et al.*, 1974; Kenaga, 1975; Torrence y Fosbraey, 1982).

Tabla 3. Transformaciones biológicas comunes en los ambientes acuáticos-terrestres (Según Schnoor, 1992).

Oxidación	$RCH_3 \rightarrow RCH_2OH$
Desalquilación oxidativa	$ROCH_3 \rightarrow ROH+HCHO$
Descarboxilación	$RCOOH \rightarrow R-H+CO_2$
Hidroxilación de anillos aromáticos	$Ar \rightarrow ArOH$
Ruptura de anillos	$Ar(OH)_2 \rightarrow CHOCHCHCOHCOOH$
β -oxidación	$CH_3CH_2CH_2COOH \rightarrow CH_3COOH+CH_3COOH$
Epoxidación	$R_2C=CR_2 \rightarrow R_2C-CR_2$ 
Oxidación de azufre	$R_2S \rightarrow R_2SO$
Oxidación de aminas	$RNH_2 \rightarrow RN=O$
Deshalogenación hidrolítica	$RCHClCH_3 \rightarrow RCHOCH_3+Cl^-$
Deshalogenación reductiva	$RCCl_2R \rightarrow RCHClR+Cl^-$
Deshidrohalogenación	$RCH_2CHClCH_3 \rightarrow RHC=CHCH_3$

Una de las vías principales por la que los plaguicidas son desplazados fuera de las áreas en donde son aplicados, es la atmósfera. Se calcula que entre el 40 y el 80 del volumen que se aplica se pierde por volatilización (Plimmer, 1992). Dependiendo de las condiciones ambientales, diferentes proporciones de estos compuestos se depositan en otras áreas terrestres, o directamente en los cuerpos acuáticos. Esto puede ocurrir por precipitación seca o húmeda, cuando dichos contaminantes son precipitados por la lluvia.

Los plaguicidas que se aplican directamente al suelo para el control de plagas, junto con los que son acarreados de otras regiones por el viento, conforman el compartimento terrestre de estos contaminantes. Dependiendo de sus propiedades fisicoquímicas y de las características del medio, los plaguicidas pueden estar en forma particulada o disuelta. La pérdida por percolación a partir de este compartimento se calcula en 1% (Plimmer, 1992.); parte de esta proporción puede reincorporarse a la superficie cuando el manto freático intersecta la superficie de manera natural, o cuando el agua se extrae para uso humano.

A partir del compartimento terrestre, los plaguicidas pueden ser transportados por las aguas de escorrentía, en solución o suspensión, o bien, ligados a la materia orgánica y a

los sedimentos que son arrastrados por la misma escorrentía. De esta manera, los plaguicidas presentes en la cuenca de drenaje de una laguna costera pueden llegar hasta ella sin necesidad de ser vertidos en los cauces principales (Benítez *et al.*, 1991).

Al llegar a las aguas costeras, los plaguicidas se distribuyen en dos compartimentos: la columna de agua y los sedimentos del fondo. Uno de los factores que contribuyen a esta separación es el fenómeno conocido como trampa de nutrientes. Tal evento se produce durante la mezcla del agua dulce y marina, lo que provoca la floculación y sedimentación de la materia orgánica, los nutrientes y los elementos traza provenientes de los ríos. De esta manera, los plaguicidas ligados a estos elementos se precipitan y pasan al compartimento del fondo.

Tanto en la columna de agua, como en los sedimentos, los plaguicidas pueden estar disueltos o en forma particulada. Y esta forma son tomados por los organismos a través de sus agallas y piel durante la respiración y oralmente con los alimentos. Algunos compuestos son entonces distribuidos a través de varios órganos del cuerpo, biotransformados y parcialmente excretados. Mediante estos mecanismos de excreción, o por la muerte de los organismos, los plaguicidas se incorporan a los sedimentos del fondo, de donde pueden ser re-

suspendidos por los movimientos de la columna de agua.

Los plaguicidas disueltos y particulados de la columna de agua pueden ser acarreados a grandes distancias por las corrientes y mareas. Asimismo, los organismos que acumulan estas sustancias en sus tejidos, pueden transportarlas a otras regiones durante sus desplazamientos migratorios.

Efectos sobre el Ambiente Biótico

Niveles de Impacto

De acuerdo con lo propuesto por McDowell *et al.* (1988), la respuesta de los organismos a los plaguicidas puede manifestarse en cuatro niveles de organización biológica: 1) bioquímico y celular; 2) sistémico, 3) poblacional y 4) de comunidad. En cada caso, la respuesta inicial ante la presencia de plaguicidas es el desencadenamiento de mecanismos para reducir o resistir el impacto del contaminante.

Ejemplos de estos mecanismos son los procesos de biotransformación (en el nivel bioquímico) o la aparición de formas resistentes (en el nivel de poblaciones). Dichos procesos pueden contrarrestar la capacidad dañina del compuesto, a menos que la concentración del contaminante rebase el umbral del sistema y este último sea completamente superado por el efecto perturbador.

No todas las respuestas tienden a causar una degeneración del siguiente nivel de organización y, sólo cuando los mecanismos de compensación o adaptación en un nivel empiezan a fallar, comienzan a aparecer los efectos deletéreos en el siguiente nivel. A continuación se dan ejemplos de los efectos adversos de los plaguicidas en los diferentes niveles de organización:

Bioquímico y Celular

Incluye efectos tales como la bioconcentración en órganos específicos, sobre todo, hígado, riñones y sistema nervioso; la inhibición de la madurez sexual; la inhibición enzimática de la síntesis protéica y de la actividad cerebral (Mi-

yamoto, 1976; Johnson y Finley, 1980; IPCS, 1986a, b y c; Jett, 1986).

Sistémico

Incluye todas las respuestas del organismo completo. Uno de los impactos extremos de los plaguicidas en este nivel es la muerte del organismo. Aparte de la exposición letal directa, han sido reportados efectos subletales para la mayoría de las especies de organismos. Dependiendo del tipo de organismo de que se trate, la exposición a concentraciones subletales de plaguicidas puede causar cambios genéticos, fisiológicos y conductuales.

Entre estos efectos se pueden mencionar el incremento a la tolerancia o resistencia (Collins, 1985; Milio, 1987), el deterioro en la reproducción (Nimmo *et al.*, 1981; Henny *et al.*, 1983), la reducción o inhibición del crecimiento (Nimmo *et al.*, 1981) y la generación de deformidades en la columna vertebral (Mayer *et al.*, 1977). Otros efectos reportados son la pérdida de peso corporal (Grue *et al.*, 1982), la inhibición en la eclosión de huevos (Goodman *et al.*, 1979; King *et al.*, 1984), el adelgazamiento de cascarones y la mortalidad embrionaria (Mendenhall *et al.*, 1983), la alteración de los hábitos alimenticios y la respuesta de evasión (Madhun y Freed, 1990).

Poblacional

Los plaguicidas pueden causar diversas alteraciones en este nivel, entre ellas la disminución de la tasa de natalidad y de crecimiento, el incremento de la tasa de mortalidad y los cambios en la estructura de edades y en el reclutamiento (Nimmo *et al.*, 1981; IPCS, 1986a y b; McDowell *et al.*, 1988).

El impacto adverso de los plaguicidas en este nivel es de gran trascendencia económica y social, ya que numerosas poblaciones de organismos acuáticos son la base de importantes pesquerías. De acuerdo con Pimentel *et al.* (1992), en los Estados Unidos, las pérdidas económicas derivadas de la mortandad de peces por plaguicidas se estiman entre 10 y 24 millones de dólares anuales. Sin embargo, dicho impacto no siempre es obvio y, frecuentemente, tiene un carácter insidioso. La mayoría de los compuestos causa impactos más serios de lo que aparenta, por ejemplo, cambios a me-

diano y largo plazo en el potencial productivo más que efectos de toxicidad aguda.

De Comunidad

Algunas generalizaciones sobre los efectos de los plaguicidas en este nivel pueden mencionarse a partir de lo señalado por Bourdeau y Treshow (1978) para los contaminantes en general:

a) Las exposiciones accidentales agudas provocan un retroceso de la sucesión natural a un estado previo. Este retroceso puede ir acompañado por una disminución de la diversidad. La resistencia a estas perturbaciones no está relacionada con el grado de complejidad de los ecosistemas. De hecho, los ecosistemas simples, especialmente aquellos que se desarrollan en ambientes de estrés, pueden ser más capaces de resistir una perturbación de este tipo. b) La exposición crónica puede causar modificaciones graduales en la estructura de los ecosistemas. Las especies son reemplazadas por otras que pueden sobrevivir a las nuevas condiciones imperantes, con la consecuente alteración de la fisonomía y la biocenosis. Las relaciones tróficas pueden verse alteradas, así como la productividad del ecosistema en general.

Factores Condicionantes

La naturaleza y magnitud del impacto de los plaguicidas sobre el ambiente están influenciadas por diferentes factores entre los que se encuentran: las características del compuesto y del ambiente; los aspectos tróficos y la naturaleza del hábitat afectado; la edad del organismo. A continuación se describen brevemente estos factores.

Características del Compuesto y del Ambiente

Dos características de los plaguicidas que determinan su impacto sobre el ambiente son la toxicidad y la persistencia. El grado y tipo de toxicidad de un compuesto determinará el riesgo de muerte de los organismos o la magnitud de los efectos subletales, dependiendo de la intensidad, frecuencia y duración de la exposición. Por su parte, la persistencia definirá su permanencia en el medio sin menoscabo de su poder tóxico. Ambas propiedades son específicas para cada compuesto y varían grandemente entre las diferentes clases de plaguicidas (Tabla 4).

Entre los factores ambientales más importantes que determinan el grado de impacto de los plaguicidas están la temperatura, el grado de salinidad y la composición química del sistema

Tabla 4. Toxicidad (CL_{50}) y persistencia (vida media) de algunos plaguicidas.

Plaguicida	CL_{50} (mg/l)	VM (semanas)
DDT	0.004	489
Lindano	0.86	84
Paration etílico	1.350	12
Malatión	0.080	1-2
Clorpirifós	0.051	1
Carbarilo	1.900	1
2,4-D	110.000	1-25
Permetrina	0.005	4
Diazinon	0.090	12

CL_{50} = Concentración a la que se muere el 50% de la población de un organismo experimentalmente expuesto a un contaminante. Los datos corresponden al pez *Oncorhynchus mykiss*. (Según WHO/FAO, 1975; Mayer, 1987; Mayer y Ellersieck, 1986.

**VM = Vida media del plaguicida en agua (Según US-FDA, 1981; Wullis y McDowell, 1982; Singh *et al.*, 1991; Muir, 1991; Pait *et al.*, 1992).

acuático (NOAA/OAR, 1989; Schnoor, 1992). Estas variables no sólo modifican las propiedades toxicológicas de los plaguicidas, si no que, además, cuando presentan valores extremos, pueden ser un factor de estrés que haga a los organismos más susceptibles al impacto de los contaminantes.

Factores Tróficos y Naturaleza del Hábitat

Entre los factores tróficos que determinan el grado de impacto de los plaguicidas están el nivel que ocupa el organismo afectado en cadena alimentaria; por ejemplo, la muerte de los organismos que forman el plancton afecta la base de las redes tróficas acuáticas, por lo que el impacto ecológico es mayor. Asimismo, la eliminación de la vegetación natural por efecto de algunos defoliantes reduce la diversidad de especies y disminuye la principal fuente de energía del ecosistema, lo que altera la base de las principales cadenas alimentarias.

Algunas comunidades como manglares, pastos de pantano y pastos marinos, son hábitats críticos para infinidad de organismos, es decir, son indispensables para el desarrollo de cier-

tas etapas biológicas (Lara-Domínguez *et al.*, 1991). Además, en estos ecosistemas existe una estructura trófica muy compleja, en la cual muchos de los organismos que la componen viven cerca del límite de sus intervalos de tolerancia, lo que los hace particularmente sensibles ante cualquier interferencia humana (Odum, 1970).

Edad del Organismo

La susceptibilidad de los organismos a los plaguicidas varía a lo largo de su ciclo de vida. En términos generales, los primeros estadios larvarios y juveniles son más sensibles a la acción tóxica de estos compuestos que los adultos de la misma especie. Esto se ha comprobado en cangrejos (*Cáncer magister*), peces (IPCS, 1984) y aves silvestres (*Anas platyrhynchos* y *Coturnix coturnix japonica*) (Hill y Camardese, 1982; Hudson *et al.*, 1972). Sin embargo, no siempre los organismos más jóvenes son los más susceptibles, por ejemplo Hudson *et al.* (1972) encontraron que las aves juveniles sólo eran más sensibles que los adultas, para seis de los 14 plaguicidas utilizados en el experimento.

CONCLUSIONES

Como se ha visto a lo largo de este capítulo, los plaguicidas incluyen una gran variedad de compuestos que son utilizados muy ampliamente para el control de diversos organismos-plaga. Debido a que la acción de estos contaminantes no es selectiva, su aplicación indiscriminada puede causar serios impactos sobre el ambiente.

A causa de su alta producción, distribución y liberación en el ambiente; la presencia de sustancias secundarias; su persistencia, transformación, capacidad de bioconcentración, bioacumulación y biomagnificación; la población expuesta; su toxicidad y efectos adversos en el ambiente, una gran cantidad de plaguicidas están incluidos en la lista de sustancias químicas peligrosas y fenómenos de importancia global para el ambiente, que ha sido elaborada por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA).

En función de sus propiedades fisicoquímicas, los plaguicidas pueden ingresar a los am-

bientes acuáticos costeros a través de numerosas rutas, entre las que destacan las aguas de escorrentía y la precipitación atmosférica.

La presencia de residuos de plaguicidas en el medio acuático es un problema real que amenaza la estabilidad de estos ecosistemas. Como lo demuestran numerosos trabajos científicos en todo el mundo.

Uno de los impactos extremos de estos contaminantes es la muerte de numerosas especies de importancia ecológica y comercial. Sin embargo, los problemas que causan los plaguicidas no siempre se manifiestan con mortandades masivas de organismos; los impactos más frecuentes - y más graves - son de tipo crónico y subletal, como resultado de la exposición a bajos niveles de concentración de estas sustancias. Estos impactos negativos ocurren en diferentes niveles de organización, desde el nivel celular hasta el de comunidad, y afectan las diferentes partes de la cadena tróficas, desde los niveles más bajos como el

plancton, hasta el tope de la cadena como los peces, las aves y los seres humanos.

Los efectos subletales son especialmente difíciles de detectar y de atribuir a una sola causa. Finalmente, es necesario considerar no sólo el

efecto del compuesto individual, sino también sus interacciones con otros que actúan simultáneamente sobre los organismos, es decir, su potencial de sinergismo, ya que éste es el escenario de exposición más usual.

LITERATURA CITADA

- Albert, L., 1981.** La presencia de residuos de plaguicidas organoclorados en leche materna y el riesgo para la salud. *Bol. of. Sanit. Panam.*, 91(1):15-29
- Albert, L., 1990.** Environmental contaminants in Mexican food, p. 541-577. *In:* J.O. Nriagu and M.S. Simons. Food Contaminations from Environmental Sources. Advances in Environmental Science and Technology. John Wiley and Sons, New York.
- Albert, L., (Coord.) 1990.** Los Plaguicidas, el Ambiente y la Salud. Centro de Ecodesarrollo. México, 331 p.
- Benítez, J., J. Rojas y D. Zarate, 1991.** Hydrological basin criteria applied to pollution and environmental impacts on the coastal zone. *Jaina*, 2(1): 8.
- Bourdeau, P. y M. Treshow, 1978.** Ecosystem response to pollution, p. 313-330. *In:* G.C. Butier (Ed.). Principles of Ecotoxicology. John Wiley and Sons, Toronto.
- Chiou, C., 1985.** Partition coefficients of organic compounds in lipid-water systems and correlation with fish bioconcentration factor. *Environ. Sci. Technol.*, 19:57-62
- Collins, P. 1985.** Resistance to grain protectants in field populations in sawtoothed grain beetle in Southern Queensland. *Aust. J. Exp. Agric.*, 25:683-686.
- Connell, D., 1988.** Bioaccumulation behavior of persistent organic chemicals with aquatic organisms. *Rev. Environm. Contam. Toxicol.*, 101:117-154.
- Connell, D., (Ed.), 1990.** Bioaccumulation of Xenobiotic Compounds. CRC Press, Inc. Boca Ratón, Florida. 219 p.
- Dover, M. y B. Croft, 1984.** Getting though: public policy and the management of pesticide resistance. WRI, Washington, D.C.
- Georghiou, G., y R. Mellón, 1983.** Resistance in time and space. p. 1-46. *In:* G. Georghiou and T. Saito (Eds.) Pest Resistance to Pesticides: Challenges and Prospects. Plenum Press, New York. 550 p.
- Gillet, J. J. Hill, A. Jarvinen y W. Schoor, 1974.** A conceptual model for the movement of pesticides through the environment. US-EPA, EPA-660/3-74-024. U.S. Gov. Print. Office. Washington, D. C. 150 p.
- Goodman, L., D. Hansen, D. Coppage, J. Moure y E. Mathews, 1979.** Diazinon: Chronic toxicity to, and brain acetylcholinesterase inhibition in the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*). *Trans. Am. Fish. Soc.*, 108:479-488
- Green, M., G. Hartiey y T. West, 1977.** Chemicals for Crop Protection and Pest Control. Pergamon Press, Oxford, U.K.
- Grue, C., G. Powell, y M. Mchesney, 1982.** Care of nestling by wild female starlings exposed to an organophosphate pesticide. *J. Appl. Ecol.*, 19:327-335
- Henao, S., J. Finkelman, L. A. Albert, y H.W. de Koning, 1993.** Pesticides and Health in the Americas. División of Health and Environment PAHO/WHO Environmental Series No. 12, Washington D.C. 109p.
- Hill, E., y M. Camardese, 1982.** Subacute toxicity testing with young birds: Response in relation to age and interest variability of LC₅₀ estimates. p. 41-65. *In:* D. Lamb and E. Kenaga (Eds.) Avian and Mammalian Wildlife Toxicology. Second conference ASTMSTP. Am. Soc. Test. Material, Philadelphia. 757 p.
- Hudson, R., R. Tuckery, M. Haegele, 1972.** Effect of age on sensitivity: Acute oral toxicity of 14 pesticides to mallard ducks of several ages. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 22:556-561.
- IPCS, 1979.** DDT and its derivatives. International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 9. Ginebra, Suiza.
- IPCS, 1984.** 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D). International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 29. Ginebra, Suiza, WHO.
- IPCS, 1986a.** Organophosphorus insecticides: A general introduction. Environmental Health Criteria 63, Ginebra, Suiza, WHO.
- IPCS, 1986b.** Carbamate pesticides: A general Introduction. Environmental Health Criteria 64, Ginebra, Suiza, WHO, 137 p.
- IPCS, 1986c.** Kelevan. Environmental Health Criteria 66, Ginebra, Suiza, WHO.

- Jett, D., 1986.** Cholinesterase inhibition in meadow voles following field applications of orthene. *Environ. Toxicol. Chem.*, 5:255-259.
- Johnson, D., 1968.** Pesticides and fisheries: a review of selected literature. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 97:398-424
- Kanazawa, J., 1981.** Measurement of the bioconcentration factors of pesticides of freshwater fish and their correlation with physicochemical properties and acute toxicities. *Pestic. Sci.*, 12:417-424.
- Kenaga, E., 1975.** Partitioning and uptake of pesticides in biological systems, p. 217-273. *In:* R. Haque and V. Freed (Ed.) *Environmental Dynamics of Pesticides*. Plenum Publ. Cop. New York. 620 p.
- King, K., D. White, y C. Mitchell, 1984.** Nest defense behavior and reproductive success of laughing gulls sublethally dosed with parathion. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 33:499-504
- Lara-Domínguez, A.L., A. Yáñez-Arancibia, G. Villalobos Zapata, y E. Rivera-Arriaga, 1991.** Hábitat crítico: Teoría y concepto de ecología funcional en la zona costera. *Jaina*, 2(2): 10
- McDowell, J., M. Moore, y J. Widdows, 1988.** Effects of toxic chemicals in the marine environment: Predictions of impacts from laboratory studies. *Aquatic Toxicology*, 11: 303-311.
- McEwen, F.L., y G.R. Stephenson, 1979.** The Use and Significance of Pesticides in the Environment John Wiley and Sons. New York.
- Madhun, Y.A., y V.H. Freed, 1990.** Impact of pesticides on the environment, p. 429-466. *In:* F.L. McEwen and G.R. Stephenson. *Pesticides in the soil environment*. Soil Science Society of America. Book Series # 2. USA.
- Martín, H., 1973.** The Scientific Principles of Crop. Protection 6th Ed. Edward Arnold Ltd., Publ., London.
- Mayer, F.L., 1987.** Acute Toxicity Handbook of Chemicals to Estuarine Organisms, Washington, D.C. US Department of Commerce, NTIS, 174 p..
- Mayer, F.L., y M.R. Eilersieck, 1986.** Manual of acute toxicity: Interpretation and Data Base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals, US Fish Wildlife Service Resources. Publ. 160. US Government Printing Office. 570 p.
- Mendenhall, V., E. Klass, y M. McLane, 1983.** Breeding success of barn owls (*Tyto alba*) below levels of DDE and dieldrin. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 12:235-240
- Milo, J., P. Koehiery, y R. Patterson, 1987.** Evaluation of three methods for detecting chlorpyrifos resistance in *German cockroach* (Orthoptera: Blattellidae) populations. *J. Econ. Entomol.*, 30:44-46
- Miyamoto, J., 1976.** Degradation, metabolism and toxicity of synthetic pyrethroids. *Env. Health Perspect.*, 14: 1528.
- Muir, D.C.G., 1991.** Dissipation and transformations in water and sediments, p. 187. *In:* R. Grover and A.J. Cesna (Eds.) *Environmental Chemistry of Herbicides Vol. III*. CRC Press, Boca Raton.
- Nimmo, D., T. Hamaker, E. Matthews, y J. Moure, 1981.** An overview of the acute and chronic effects of first and second generation pesticides on an estuarine mysid, p. 3-19. *In:* J. Vemberg (Ed.) *Biological Monitoring of Marine Pollutants*. Academic Press, New York. 530 p.
- NOAA/OAR, 1989.** Toxic organics in the marine environment. Cap. V, p. 40-60. *In:* NOAA/OAR Ocean System Studies Research Strategy II. National Oceanic and Atmospheric Administration. 79 p.
- Odum, W.E., 1970.** Insidious alternation of the estuarine environment. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 99:836-847
- Pait, A.S., A.E. De Souza, y D. R.G. Farrow, 1992.** Agricultural pesticides in coastal areas: a national summary. Strategic Environmental Assessments División, National Oceanic and Atmospheric Administration. Rockville, Maryland. 112p.
- Pimentel, D., D. Andow, R. Dyson Hudson, D. Gallahan, S. Jacobson, M. Irish, S. Kroop, A. Moss, I. Schremer, M. Shepard, T. Thompson, y B. Vinzant, 1980.** Environmental and social cost of pesticides: A preliminary assessment. *Oikos*, 34:1261-40
- Pimentel, D. H. Acquay, M. Biltonen, P. Rice, M. Silva, J. Nelson, V. Lipner, S. Giordano, A. Horowitz, M. D'Amore, 1992.** Environmental and economic cost of pesticide use. *Bioscience*, 42(10): 750-760
- Plapp, F. Jr., 1981.** The nature, modes of action and toxicity of insecticides. p. 3-16. *In:* D. Pimentel (Ed.) *CRC Handbook of Pest Management in Agriculture*. Vol. 3, CRC Press, Boca Raton, Fl. USA
- Plimmer, J. 1992.** Dissipation of pesticides in the environment, p. 79-90. *In:* J. Schnoor (Ed.) *Fate of Pesticides & Chemicals in the Environment*. Environ. Sci. Tech. Wiley-Interscience Series. 436 p.
- Ritcey, G. F. McEwen, H. Braun, y R. Frank, 1981.** Initial pesticide residues in relation to vapor pressure. *Pestic. Sci.*, 12:614-618

- Schnoor, J., 1992.** Chemical fate and transport in the environment, p. 1-24. *In: J. Schnoor (Ed.) Fate of Pesticides & Chemicals in the Environment.* Environ. Sci. Tech. Wiley-Interscience Series. 436 p.
- Singh, G., T.S. Kathpal; W.P. Spencer, y J.S. Dhaukar, 1991.** Dissipation of some organochlorine insecticides in cropped and uncropped soil. *Environmental Pollution*, 70:219-239.
- Tulp, M., y O. Hutzinger, 1978.** Some thoughts on aqueous solubility and partition coefficients of PBC, and the mathematical correlation between bioaccumulation and physico-chemical properties. *Chemosphere*, 7: 849-860.
- UNEP, 1984.** List of environmentally dangerous chemical substances and processes of global significance, Report of the executive director of UNEP to the Twelfth session of its governing council. Ginebra, United Nations Environment Programme. Report N 22:47
- UN, 1991.** Consolidated list of products whose consumption and/or sale have been banned, withdrawn, severely restricted or not approved by governments, 2a. Ed. United Nations Nueva York, 655 pp.
- UNEP, 1987.** The State of the World Environment. United Nations Environment Programme. Nairobi, Kenya.
- US-Food and Drug Administration (USFDA, 1981.** The FDA Surveillance index, National Technical Information Service. US Department of Commerce, Washington, D.C. 257 p.
- Vasilyeva, G.K., I.N. Gogotovy E.G. Surovtseva, 1992.** Adaptation of microorganisms for pesticide degradation, p. 259-273. *In: J. Schnoor, (Ed.) Fate of Pesticides & Chemicals in the Environment.* Environ. Sci. Tech. Wiley-Interscience Series. 436 p.
- Wolfe, N., 1992.** Abiotic transformations of pesticides in natural waters and sediments, p. 5:93-104, *In: J. Schnoor (Ed.) Fate of Pesticides & Chemicals in the Environment.* Environ.Sci. Tech. Wiley-Interscience series. 436 p.
- Wolfe, N., U. Mingelgrin, y G. Miller, 1990.** Abiotic transformations in water, sediments, and soil, p. 103-168. *In: Pesticides in the Soil Environment.* SSSA Book Series No 2.
- Wolfe, N., D. París, W. Steen, y G. Baughman, 1980.** Correlation of microbial degradation rates with chemical structure. *J. Environ. Sci.*, 14:1143-1144.
- WHO/FAO, 1975.** Pesticide Data Sheets No. 18 Chiorpirifos. Ginebra. 6 p.
- Willis, G.H., y L. L. McDowell, 1982.** Pesticides in agricultural runoff and their effects on downstream water quality. *Environ.Toxicol. Chem.*, 1:267-279.

Albert, L.A., y R. Loera Gallardo, 2005. Química y ecotoxicología de los insecticidas, p. 177-190.
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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Química y Ecotoxicología de los Insecticidas

8

Lilia A. Albert ¹ y Rogelio Loera Gallardo ²

¹ Centro de Ecología y Desarrollo, A.C.

² Consultores Ambientales Asociados A.C.

RESUMEN

Se presenta una breve descripción del desarrollo histórico de los plaguicidas y de sus principales clasificaciones, con énfasis en la clasificación conforme a su estructura química. Se detallan los principales grupos de insecticidas: organoclorados, organofosforados, carbámicos y piretroides, con especial atención a sus propiedades físico-químicas y biológicas, tales como persistencia y toxicidad aguda, que puedan causar daños a los organismos acuáticos. Se mencionan algunos de estos daños.

ABSTRACT

A brief description of the historical evolution of pesticides and the most important groups of these chemicals, in particular, those based on chemical structure, is presented. The main groups of insecticides (organochlorines, organophosphates, carbamates and pyrethroids) are described, with particular emphasis on their physicochemical and toxicological characteristics, such as persistence and acute toxicity, which may be hazardous for aquatic life. Some of these hazards are mentioned.

INTRODUCCIÓN

Desde la antigüedad, el hombre ha necesitado combatir a los insectos que atacan sus cultivos. En el pasado, se usaron para este fin, productos naturales como el piretro, sin embargo, el control de insectos no tuvo grandes avances hasta fines del siglo XIX, cuando se introdujeron el keroseno y el azufre. Estos fueron los primeros insecticidas que se usaron de una manera relativamente amplia.

Los primeros plaguicidas sintéticos que se comercializaron fueron insecticidas; esto ocurrió después de 1940, como consecuencia del descubrimiento de las propiedades insecticidas del DDT, la utilidad de este insecticida impulsó a la industria química a la búsqueda de otros productos con propiedades similares, es decir, de alta persistencia, baratos y eficaces contra un gran número de insectos.

Sin embargo, poco después empezaron a surgir los problemas que causaban estos productos; por ejemplo, que atacaban por igual todos los insectos, no desaparecían al final de la cosecha y se desplazaban en el ambiente hasta llegar a sitios remotos de aquellos en los que se habían aplicado. También se empezaron a observar los primeros casos de resistencia, incorporación a la red trófica, biomagnificación y amenaza de extinción para algunas especies, los que se asociaron con estos compuestos.

La búsqueda de nuevos insecticidas sintéticos de baja persistencia y mayor especificidad dio como resultado la identificación o la síntesis y la comercialización de los diversos grupos de compuestos que se describirán en este capítulo.

CLASIFICACIÓN

Los insecticidas se pueden clasificar en: inorgánicos, biológicos y sintéticos. Los principales insecticidas inorgánicos son derivados de plomo, arsénico y cobre; se usaron en cantidades importantes antes de la era del DDT, pero en la actualidad su uso en todo el mundo es prácticamente nulo, debido a sus propiedades indeseables, en particular, su potencial contaminante, su elevada persistencia y sus graves efectos adversos para el ambiente y la salud de aplicadores y consumidores en general.

Los insecticidas botánicos se obtienen de algunas plantas y se utilizan solos, o combinados con otros ingredientes. En general, las cuales son de baja persistencia y de elevado costo, que son las principales limitaciones para su uso masivo. El más conocido de ellos es el piretro, probablemente el insecticida botánico más antiguo que se conoce.

En fechas relativamente recientes se empezaron a usar los insecticidas biológicos, que atacan a las plagas causándoles enfermedades. Uno de los mas conocidos es el *Bacillus thuringiensis* del cual se ha desarrollado algunas cepas específicas para controlar ciertos insectos. Otro insecticida de importancia en este grupo es el virus de la polihedrosis nuclear. Estos productos no contaminan el ambiente, y en general, no alteran el equilibrio ecológico ni afectan la salud del hombre.

En cuanto a los insecticidas sintéticos, sus principales grupos son: organoclorados, organofosforados, carbámicos, piretroides, organometálicos, feromonas y reguladores del crecimiento. De estos se discutirán a continuación solo aquellos para los que ya se ha comprobado que tienen repercusiones adversas importantes en el ambiente.

INSECTICIDAS ORGANOCORADOS

En la mayoría de los países desarrollados estos productos ya han sido sustituidos por insecticidas con propiedades ambientales y toxicológicas

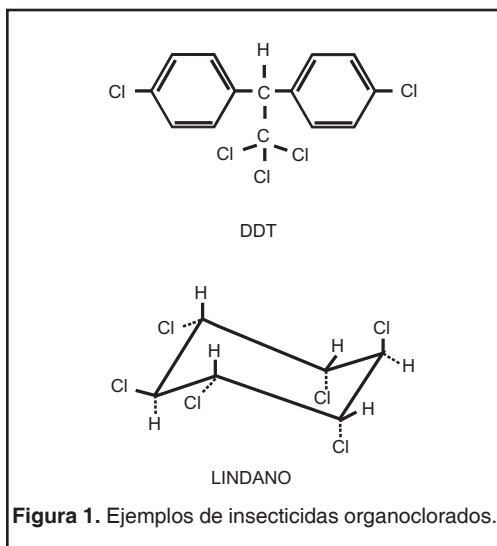
cas menos adversas; sin embargo, en muchos países en desarrollo aun se usan. Debido a su persistencia, los residuos de estos productos

se siguen encontrando en el ambiente y en los seres vivos, particularmente en los que ocupan la parte superior de las cadenas tróficas, como las aves rapaces, los peces carnívoros y los seres humanos.

Los insecticidas organoclorados son derivados halogenados de hidrocarburos: a) acíclicos, b) aromáticos y c) ciclodiénicos (Fig. 1). En general, son insolubles en disolventes polares, solubles en disolventes de baja polaridad, muy estables química y bioquímicamente, su vida media en el ambiente es superior a los diez años. En muchos casos, sus productos de degradación parcial son más estables que el compuesto original.

El principal representante de los derivados de hidrocarburos alicíclicos es el hexaclorociclohexano (HCH ó BHC), el HCH técnico, es una mezcla de ocho isómeros, de los cuales solo el isómero gamma (lindano) tiene actividad insecticida.

El compuesto más importante de los derivados de hidrocarburos aromáticos es el p,p'-dicloro-difenil-tricloroetano (DDT). Este compuesto es muy estable química y bioquímicamente, pero en diversas circunstancias, incluyendo la biotransformación en la mayoría de los organismos, se convierte en p,p'-DDE (DDE), el cual carece de propiedades insecticidas, pero es aun más estable y persistente que el DDT. Las propiedades fisicoquímicas de los análogos del DDT, entre ellos el metoxicloro, DDD TDE y dicofol, son similares.



Entre los insecticidas del grupo de los derivados de los hidrocarburos ciclodiénicos están el aldrín, dieldrin, endrín, heptacloro, endosulfán, mirex, clordecona (kepona) y clordano. El uso de estos productos se ha descontinuado en muchos países debido a sus propiedades ambientales y toxicológicas adversas.

El toxafeno (canfeclor) es una mezcla de canfenos policlorados y aun se utilizan ampliamente en muchos países. No se conoce exactamente cuales sustancias forman parte de él y, por lo mismo, cuales son las propiedades específicas de cada una, también ha sido prohibido en numerosos países.

Mecanismo de Acción y Propiedades

No se ha logrado establecer claramente el modo de acción de los insecticidas organoclorados. Sin embargo, con excepción del dicofol, todos actúan como venenos estomacales y de contacto. Además, el lindano, el metoxicloro y el clordano, tienen acción fumigante. Estos compuestos pueden unirse con las lipoproteínas de la membrana nerviosa y alterar su permeabilidad hacia los iones sodio y potasio.

Persistencia

Una de las propiedades más importantes de los insecticidas organoclorados es su persistencia en el ambiente, tanto biótico como abiótico, pues son muy estables químicamente y solo en condiciones ambientales extremas, se degradan con lentitud. Por esto, se descomponen muy lentamente en el suelo, lo cual aumenta las posibilidades de que entren en la cadena suelo-planta-animal-hombre. En la tabla 1, se muestran algunos valores de vida media en los suelos para plaguicidas organoclorados.

Debido principalmente a su persistencia cuando estos insecticidas se aplican pueden llegar prácticamente a todos los sustratos ambientales, pues son acarreados por el viento, caen con las gotas de lluvia y son transportados por los ríos. Así, estas sustancias y sus productos de biotransformación se han identificado en sitios remotos, como el Ártico y el Antártico, en

Tabla 1. Persistencia de algunos insecticidas organoclorados en suelos. (según McEwen y Stephenson, 1979)

Plaguicida	Vida Media (años)
Aldrín	5
Clordano	8
DDT	10.5
Dieldrin	7
Endrin	10
Heptacloro	4
Lindano	2

donde nunca se han aplicado. En el ambiente, estos compuestos sufren transformaciones químicas y bioquímicas por reacciones abióticas y bióticas; como resultado, se modifica el tiempo que el compuesto y/o sus productos de transformación permanecerán en el ambiente, así como sus efectos, pues muchos de los productos de degradación parcial son más tóxicos o más persistentes que el compuesto original; esto ocurre, por ejemplo con el DDE, el dieldrin y el epóxido de heptacloro.

En mayor o menor medida, todos los suelos absorben estos compuestos; lo que depende del contenido de materia orgánica. Así, los suelos ricos en humus con frecuencia absorben mayor cantidad de insecticidas que los suelos arenosos. Otro factor importante para la absorción es el grado de humedad del suelo.

Por otra parte, el uso indiscriminado de estos insecticidas puede matar "a ciegas" a muchos organismos y alterar a niveles tróficos completos. Entre las especies distintas al blanco que los organoclorados pueden afectar, con frecuencia se encuentran depredadores que funcionan de manera natural como controles biológicos de las poblaciones de insectos-plaga.

Otros graves problemas relacionados con la persistencia de estos productos son: la dispersión, la bioacumulación y la biomagnificación de los insecticidas organoclorados a través de las redes tróficas (Fig. 2). Debido a la biomagnificación se han encontrado concentraciones elevadas de ellos en gran número de organis-

mos vivos, incluyendo al hombre, en particular, en el tejido adiposo y la leche materna.

Resistencia

La resistencia que desarrollan las diferentes plagas a los insecticidas es un grave problema. De 1970 a 1980 las especies de artrópodos resistentes a los insecticidas organoclorados pasaron de ser cerca de 240 a ser más de 400.

Toxicidad sobre Organismos Acuáticos

Es difícil determinar los efectos de los insecticidas organoclorados sobre los organismos acuáticos ya que, en condiciones de campo, aún cuando pueda ocurrir una contaminación masiva, la muerte de estos organismos puede deberse a uno o más factores de los múltiples que intervienen en los ecosistemas acuáticos.

Al respecto se han efectuado algunos estudios con el DDT (Johnson y Finley, 1980; IPCS, 1989a) y se sabe que, en general, éste puede llegar a ser extremadamente tóxico para diversas especies acuáticas. Por ejemplo, en concentraciones muy bajas, disminuye la actividad fotosintética del plancton marino y puede reducir las poblaciones de larvas de camarón expuestas. Las repercusiones de esto sobre los niveles de las cadenas tróficas y el equilibrio de los ecosistemas acuáticos en general son muy graves. Los diferentes estadios de desarrollo de los invertebrados acuáticos son más sensibles al DDT que los adultos y los efectos a largo plazo ocurren luego de exponerse a concentraciones de 10 a 1,000 veces más bajas que las que causan efectos agudos en estos invertebrados. El DDT puede matar a *Daphnia* sp en concentraciones tan bajas como 0.5 microgramos /l y afecta su reproducción (Livingston, 1977).

En peces se han estudiado algunos factores que influyen en la toxicidad de los insecticidas organoclorados sobre especies acuáticas. Por ejemplo, se demostró que un aumento en la temperatura del agua en la cual se encuentra DDT, incrementa la cantidad de esta sustancia que se bioacumula en peces como la trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*). Por otra par-

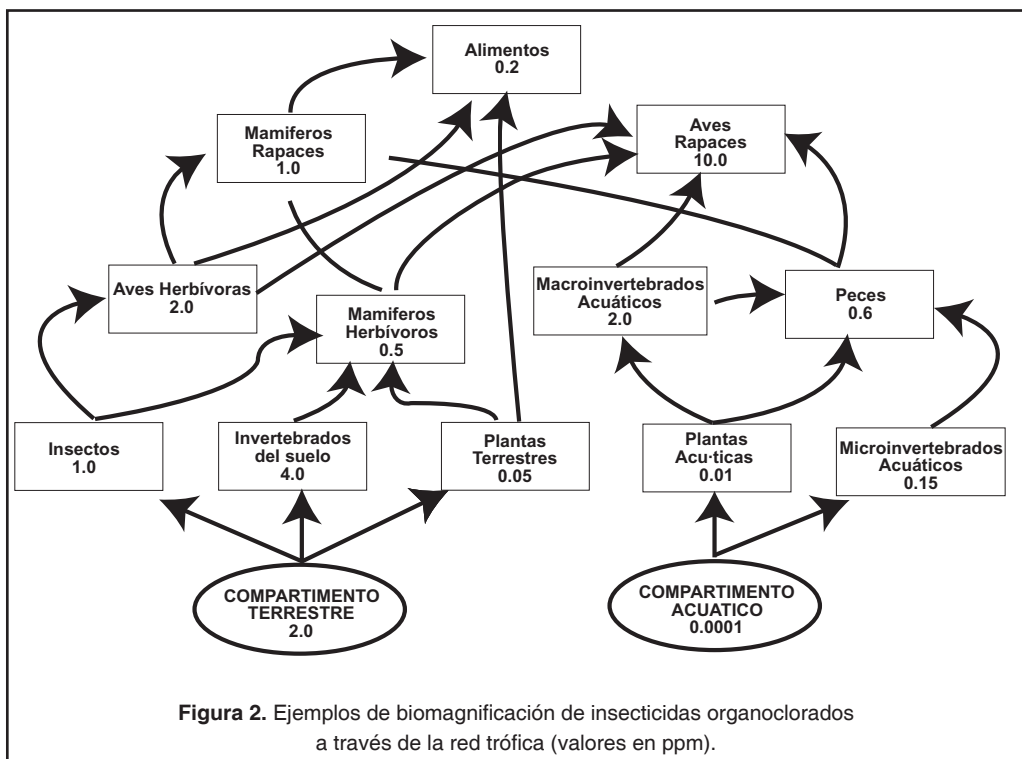


Figura 2. Ejemplos de biomagnificación de insecticidas organoclorados a través de la red trófica (valores en ppm).

te, al aumentar la salinidad, decrece significativamente la cantidad de DDT que los peces toman del medio, pero no se afecta la cantidad de DDE que se bioacumula en sus tejidos. El DDT es tóxico para todas las especies de peces que han sido estudiadas; en general, los peces jóvenes toman más DDT del medio que los adultos de la misma especie. En algunos peces expuestos a altas dosis de DDT se presenta agitación y fotofobia ligera (IPCS, 1989a).

La acumulación de residuos de plaguicidas organoclorados en peces ha sido demostrada y estudiada por numerosos autores. En la tabla 2 se presentan algunos ejemplos representativos para los recursos pesqueros de todo el mundo (Madhun y Freed, 1990).

El programa de aspersión con DDT contra el gusano *Chlorestoneura fimiferona* en el río Yellowstone en 1955 y sobre los bosques de Maine en 1958 tuvo como resultado la muerte de miles de peces de muchas especies. En California, los plaguicidas fueron la causa confirmada de 48 mortandades de peces en 1965 a 1969 (Hunt y Lin, 1970). El número total de peces muertos en estos incidentes fue de más de 40,000 y los organoclorados estuvieron rela-

cionados con la mayoría de los casos (Madhun y Freed, 1990).

La toxicidad de TDE y el DDE no ha sido suficientemente estudiada pero, al menos para la trucha arcoiris, son menos tóxicos que el DDE.

Además de su alta toxicidad aguda, el DDT también causa efectos subletales en peces como ulceraciones dérmicas, lesiones renales y modificaciones conductuales, dificultad para reproducirse y cambios en sus hábitos alimenticios. En algunos casos se pueden generar embriones anormales (IPCS, 1989a; Brown, 1978).

Algunos peces, como el pez mosquito (*Gambusia affinis*) desarrollan tolerancia al DDT; sin embargo, esto no ocurre en todos los peces expuestos por largos periodos a esta sustancia. Al parecer, esto depende de la especie y, posiblemente, de otros factores.

Entre los organismos más afectados por los insecticidas organoclorados están las aves. Los efectos tóxicos de estos insecticidas sobre ellas pueden ser agudos o crónicos y dependen de factores como: temperatura del ambien-

Tabla 2. Residuos de compuestos organoclorados en peces (Según Madhun y Freed, 1990).

Especie	Localidad	Residuos (mg/kg)		
		DDE	∑ DDT	Dieldrin
<i>Dorosoma capedianumo</i>	Mississippi, EUA	13	-	7.5
<i>Sargus vulgaris</i>	Alejandro, Egipto	0.05	0.15	-
<i>Sparus auratus</i>	Mediterraneo, España	0.05	0.07	-
<i>Sariolella violacea</i>	Chile	-	-	3.0
<i>Salmo trutta</i>	España	0.44	1.29	0.69
<i>Gambusia affinis</i>	Louisiana, EUA	2.07	2.89	0.03
<i>Ictalurus furcatus</i>	Texas, EUA	11.2	-	-
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Idaho, EUA	0.62	0.68	0.01
<i>Gadus morrhua</i>	Noruega	0.7	1.11	-
<i>Cottus cognatus</i>	Minnesota, EUA	0.15	0.24	-

te, edad, fisiología, hábitat, régimen alimenticio, y principalmente, especie y nivel en la cadena trófica. Cuando las concentraciones de insecticidas en el ave llegan a cierto nivel crítico, esta no puede controlar los procesos involuntarios, como los latidos del corazón y la respiración, y muere. Si las aves tienen almacenadas en su tejido adiposo concentraciones elevadas de residuos de insecticidas organoclorados, pueden sufrir intoxicación aguda en periodos de tensión; por ejemplo, durante su reproducción, en caso de enfermedad, clima frío, escasez de

alimentos y migraciones, pues, en estos casos simultáneamente con la grasa almacenada se movilizan los plaguicidas acumulados en ellos y llegan al cerebro en altas concentraciones (IPCS, 1989a).

Se ha demostrado que la exposición crónica de las aves a estos insecticidas, a través de la alimentación, ocasiona una baja en sus poblaciones, principalmente debido a cambios fisiológicos y conductuales.

INSECTICIDAS ORGANOFOSFORADOS

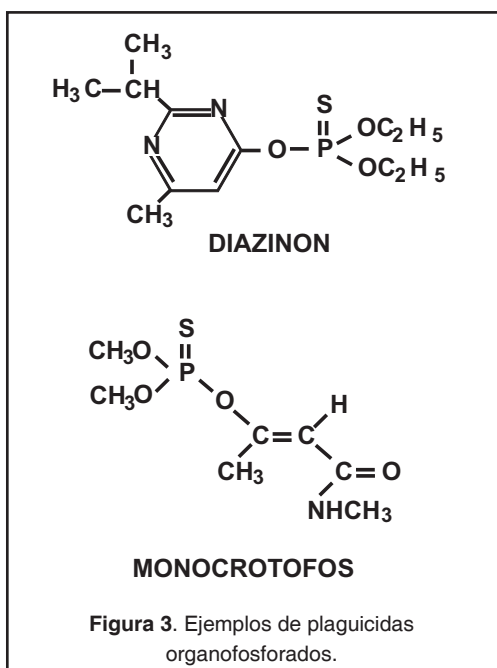
Estos compuestos son usados muy ampliamente como insecticidas, nematicidas y defoliantes. Algunos ejemplos son el diazinón, el monocrotofos, malatión, el paration, el metil paration y el fosdrín (Fig. 3). En general, son poco estables química y bioquímicamente y, por lo tanto, su tiempo de vida ambiental media va de una semana a algunos meses.

Los organofosforados varían tanto en propiedades químicas como biológicas. Su toxicidad aguda para insectos y mamíferos puede ser desde muy baja hasta muy elevada. La mayoría se degradan rápidamente en el ambiente, aunque otros son relativamente estables. En general, tienen baja persistencia en el ambiente, se biodegradan con facilidad, son sensibles a la luz y tienen poca tendencia a acumularse

en la cadena trófica. Algunos son más tóxicos para los enemigos naturales de las plagas que para estas.

Mecanismos de Acción y Propiedades

Los compuestos organofosforados actúan por inhibición de la acetilcolinesterasa, enzima localizada en la sinapsis ganglionar nerviosa de las estructuras neuromusculares, que lleva a cabo la hidrólisis de la acetilcolina para dar colina y ácido acético. Los compuestos organofosforados impiden esta hidrólisis, por lo que la acetilcolina se acumula en las terminaciones del sistema nervioso central y periférico y pro-



duce efectos muscarínicos y nicotínicos sobre el sistema nervioso central. La capacidad de los compuestos organofosforados para actuar como inhibidores de la acetilcolinesterasa depende de la reactividad de dichos compuestos.

Persistencia

Los compuestos organofosforados son poco persistentes en el ambiente. Aunque se usan en grandes cantidades en todo el mundo, sus residuos no se han detectado en el ambiente ni en los tejidos de los seres vivos. En general, no existen datos que indiquen que estos compuestos causen efectos adversos a largo plazo en el ambiente, lo que se atribuye, sobre todo a su poca persistencia. En general, es poco probable que los insecticidas organofosforados se dispersen o contaminen los suelos o mantos freáticos; tampoco es probable que se biomagnifiquen o causen efectos adversos en los organismos que ocupan los niveles superiores en dichas redes.

Resistencia

Entre 1970 y 1980 el número de especies de artrópodos resistentes a los organofosforados aumentó de 54 a 200. El mecanismo de resistencia a los organofosforados se debe, princi-

palmente, a la capacidad de detoxificación que el insecto desarrolla hacia estos productos

Efectos sobre Organismos Acuáticos

La contaminación de cuerpos acuáticos con plaguicidas organofosforados puede ocurrir por la aplicación directa de estos insecticidas para el control de vectores de enfermedades. Algunos compuestos como el paration etílico pueden inhibir la fotosíntesis, afectar el cultivo de interés y también al fitoplancton y, por este medio, alterar las cadenas tróficas desde su base (Mulla *et al.*, 1979; IPCS, 1986a). Entre otros efectos, Butler (1963) encontró que durante la exposición a 1 hora a 1 ppm de paration, el fitoplancton estuarino disminuía 9.9% su actividad fotosintética así como presentaba efectos en otras actividades (Tabla 3). El paration es más persistente que el malatión y ambos pueden permanecer adsorbidos sobre la materia suspendida en los cuerpos acuáticos (Mulla y Mian, 1981).

La exposición a concentraciones de 0.025 y a 0.014 ppm de fentión causa alta mortalidad en: *Acroneuria pacifica* y *Pteronarcys californica* y las poblaciones de *Ephemerella grandis* y de *Gammarus lacustris*. Los tratamientos para eliminar larvas de mosquito con compuestos organofosforados como malatión y paration pueden causar disminución en las poblaciones del cladóceros *Moina micrara* y del copépodo *Cyclops vernalis*; eliminan las poblaciones del copépodo *Diaptomus pallidus*, el rotífero *Asplanchna brightwelli* y el coccidio *Corisella* sp. Si se suspende la exposición, estas poblaciones se recuperan después de dos semanas del tratamiento (Mulla *et al.*, 1979). Por otro lado, el clorpirifós causa disminuciones marcadas en las poblaciones de isópodos. A concentraciones de 0.0032 ppm (concentración originada en las prácticas usuales) causa un 50% de muertes en *Palaemonetes pugio* (camarón) (Mulla *et al.*, 1979).

En general, los moluscos son resistentes al malatión y soportan hasta 26 ppm sin que haya mortalidad en sus poblaciones; sin embargo, las ostras y los ostiones de agua dulce *Anodonta cygnea* expuestas durante 48 h, redujeron su actividad y sus larvas fueron afecta-

Tabla 3. Algunos efectos de malatión y paration sobre fitoplancton y algas acuáticas (Fuente: Butler, 1963).

Organismo	Insecticida	Concentración	Tiempo de Exposición	Parámetro de Respuesta	Respuesta
<i>Gorrium pectorale</i>	Malatión	1 ppm	4 días	Reducción de metabolismo	56.75%
<i>Anacystes nidulans</i>	Palatión	1 ppm	7 días	Alteración del metabolismo	Sin respuesta
<i>Anacystes nidulans</i>	Palatión	1 ppm	7 días	-	50 veces
fitoplancton estuarino	Palatión	1 ppm	4 horas	Reducción de fotosíntesis	9.9%
<i>Chlorella pyrenoidosa</i> densidad 1 microgramo/l	Palatión	1 ppm	7 días	Crecimiento de la población	53% de reducción
<i>Chlorella pyrenoidosa</i> densidad 1000 microgramo/l	Palatión	1 ppm	7 días	Crecimiento de la población	8% de reducción
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Palatión	1 ppm	7 días	Metabolismo	Sin respuesta
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Palatión	1 ppm	7 días	Acumulación	72 veces

das por concentraciones de 0.01 ng/l. los crustáceos *Rhithropanopeus haresii* y *Callinectes sapidus* (cangrejos de importancia comercial) acumularon un total de 99 y 67% de mortalidad a través de 5 etapas de su desarrollo cuando estuvieron expuestos al paration, mientras que el cangrejo de lodo solo acumuló el 32% de mortalidad a lo largo de los 5 estadíos. Las concentraciones utilizadas en estos experimentos fueron similares a las aplicadas para el control de mosquitos por lo que esta actividad puede poner en peligro a estos organismos en las zonas donde se realiza dicho control (Mulla y Mian, 1981).

La toxicidad del malatión es baja para cangrejos y camarones; sin embargo, la aplicación aérea de malatión en una concentración de 360m g/ha tuvo por resultado una mortalidad de 16 al 18% de las especies de camarón *Penaeus aztecus* y *P. setiferus*. Además los estadios juveniles de anfípodos, camarones y cangrejos resultaron ser mas sensibles a este producto. Se ha observado que el malatión es mas toxico para algunos cladoceros, anfípodos de agua dulce, decápodos marinos y larvas de antrópodos acuáticos más que las larvas de los mosquitos (Mulla *et al.*, 1979).

Debido a su alta toxicidad aguda, los insecticidas organofosforados causan mortandad en especies benéficas como los peces y, adicio-

nalmente pueden originar resistencia en las especies de plaga (IPCS, 1986a). En general, a largo plazo los insecticidas organofosforados afectan menos a los peces que los compuestos organoclorado debido, principalmente, a que son muy poco estables en el medio acuoso. Sin embargo, a corto plazo pueden causar efectos adversos importantes como consecuencia de su toxicidad aguda. Entre los compuestos organofosforados más tóxicos para estos organismos está el azinfós metílico, seguido de paration, carbofenotión y diazinón. Hay abundantes informes sobre mortandad de peces en lagos y lagunas, ríos y bahías a causa de derrames a aplicaciones de insecticidas organofosforados (IPCS, 1986a; Johnson y Finley, 1980; Matsumura *et al.*, 1974). El paration y el malatión muestran diversos grados de toxicidad en varias especies de peces, en algunas de las cuales muestran cierto grado de tolerancia al malatión como es el caso de *Pimephales promelas* y *Cyprinodon carpio* que toleran concentraciones de 22 y 1.9 ppm de este compuesto respectivamente. Se ha encontrado acumulación y tolerancia a los residuos de paration de 1.68 y 22 ppm en *Fundulus complanatus* y *Gambusia affinis* (Mulla y Mian, 1981).

El malatión tiene una alta toxicidad para peces de agua dulce en las concentraciones adecuadas para el control de mosquitos. Cuando se aplican 560 g/ha en el campo, el malatión

causa mortalidad y envenenamiento a los peces; en la misma concentración causa el 70% de mortalidad en *Gambusia affinis* (Mulla *et al.*, 1979).

La susceptibilidad de los peces a la toxicidad de clorpirifós es muy variable. En general, los organismos inmaduros son mas susceptibles a los efectos tóxicos de los organofosforados (Mulla y Mian, 1981).

La mayoría de los insecticidas organofosforados tienen una elevada toxicidad aguda para las aves. Por lo general, en las aves intoxicadas no se detectan residuos de estos insecticidas, sino una disminución en los niveles de acetilcolinesterasa en el cerebro. El fentión produce alteraciones en los hábitos alimenticios, en la actividad respiratoria y en la producción de huevos. Los efectos y síntomas de la intoxicación son similares a los que se presentan en el ser humano.

INSECTICIDAS CARBÁMICOS

Los insecticidas carbámicos son ésteres N-metilados y N,N-dimetilados del ácido carbámico. Son insecticidas de amplio espectro y, dependiendo de los sustituyentes de la molécula pueden ser: insecticidas, herbicidas, fungicidas, nematocidas o molusquicidas. Se usan ampliamente en la agricultura, sobre todo, como insecticidas de amplio espectro. Algunos ejemplos son Kevin, baygon, carbarilo, carbofurán, aldicarb y metiocarb (Fig.4).

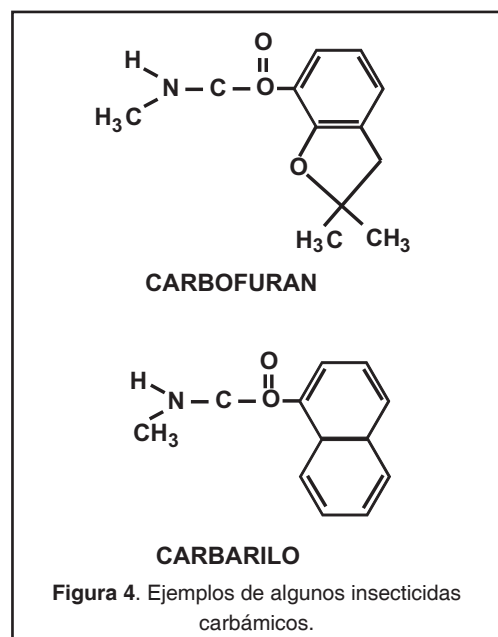
Los compuestos carbámicos son poco persistentes, debido a que la mayoría son inestables en el ambiente.

Mecanismos de Acción y Propiedades

Al igual que los organofosforados, los carbamatos deban su acción biológica a su capacidad para inhibir a la acetilcolinesterasa pero, en este caso, la enzima permanece inactiva por un tiempo menor y se genera rápidamente.

Persistencia

Tal como ocurre con los insecticidas organofosforados, debido a sus características químicas, los carbamatos no tienden a persistir en el ambiente, ya que en la mayoría de los suelos, son degradados rápidamente por los microorganismos mediante oxidación ó hidrólisis. En general, los carbamatos no contaminan los mantos freáticos ni los suelos, ni se dispersan a sitios remotos de aquel en que se emplearon. Sin embargo, debido a la gran variedad de estructuras



en los compuestos de este tipo que se usa en la actualidad, esto no puede generalizarse ya que, por ejemplos, el aldicarb ha contaminado los mantos freáticos (IPCS, 1986b).

Resistencia

Algunas especies de artrópodos han desarrollado resistencia a los insecticidas carbámicos.

Efectos sobre los Organismos Acuáticos

Los compuestos carbámicos suelen ser poco estables en el medio acuático y pueden degra-

darse por acción de la luz y de los microorganismos. Aunque la mayoría de los productos de transformación son menos tóxicos que el compuesto original, algunos pueden ser igualmente tóxicos y, otros, aun más tóxicos que aquel; todo esto contribuye a los efectos adversos de los insecticidas carbámicos sobre los organismos acuáticos. En la Tabla 4, se incluye la concentración letal media (CL_{50}) de algunos carbamatos para diferentes organismos acuáticos. En términos generales, los invertebrados suelen ser más sensibles a los carbamatos que los peces, y el potencial de daño ambiental

por esta causa es considerable; se sabe que el carbofurán es extremadamente tóxico para camarones, cangrejos y peces (NWF, 1986)

Debido a su capacidad de inhibir la acetilcolinesterasa, la mayoría de los insecticidas carbámicos pueden afectar de manera aguda a los animales silvestres, en particular, las aves. Entre otros, el metiocarb y el carbofurán tienen elevada toxicidad para las aves; incluso el primero se emplea como repelente de estos organismos (IPCS, 1986b).

Tabla 4. Concentración letal media (CL_{50}) de algunos carbamatos para organismos acuáticos. (Según Albert L. (Coord.), 1990).

Compuesto	Organismo	Temperatura °C	CL_{50} (mg/l)
Aldicarb	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	12	0.56
Aminocarb	<i>O. mykiss</i>	12	13.5
	<i>Dafnia</i> sp	21	0.01-0.1
Benomilo	<i>O. mykiss</i>	12	1.17
Carbarilo	<i>O. mykiss</i>	12	1.95
	<i>Lepomis macrochirus</i>	18	6.7
	<i>Dafnia</i> sp	16	0.0064
Carbofurán	<i>O. mykiss</i>	12	0.38
	<i>L. macrochirus</i>	18	0.24
Metiocarb	<i>O. mykiss</i>	12	0.8
	<i>L. macrochirus</i>	24	0.21
Metomilo	<i>O. mykiss</i>	12	1.6
	<i>Dafnia</i> sp	21	0.009
Trimetacarb	<i>O. mykiss</i>	12	1.6
	<i>L. macrochirus</i>	18	11.6

PIRETROIDES

Los piretroides son productos de amplio espectro y actúan principalmente por contacto; se usan en agricultura, salud y ganadería, son más caros que los insecticidas de otros grupos aunque, por su gran actividad insecticida, requieren de dosis bajas para controlar las plagas.

Son lipofílicos, insolubles en agua, de estabilidad variable ante la luz y el calor; son degradados con facilidad por los microorganismos. Por la diversidad de su estructura, los piretroides varían considerablemente en sus propiedades y, por su fácil degradación, en general, no causan problemas en el medio, aunque no puede descartarse que los más estables puedan

producir efectos adversos en el ambiente cercano, debido a su relativa persistencia (IPCS, 1989b). Algunos ejemplos de estos insecticidas son aletrina (que fue el primer piretroide sintético), tetrametrina, fenotrina, cipermetrina, permtrina y fenvalerato (Fig.5).

Mecanismo de Acción y Propiedades

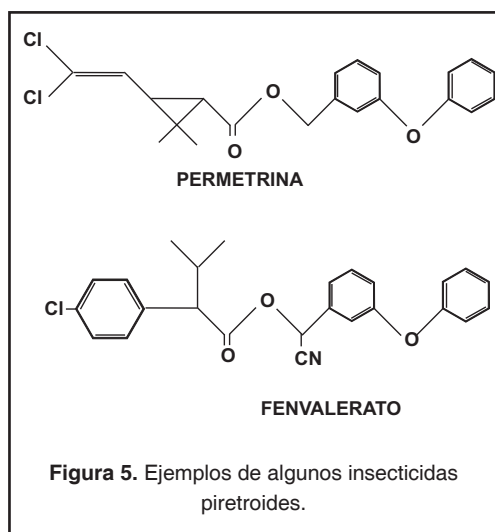
Los piretroides interfieren con las funciones del sistema nervioso al bloquear los impulsos transmitido en el; actúan sobre el axón de los sistemas central y periférico, mediante la interacción con los canales de sodio y/o desplazando al ácido kaínico de sus uniones específicas en los mamíferos y en los insectos.

Persistencia

Por su estructura, los piretroides son degradados con facilidad por los diferentes organismos. También se descomponen fácilmente en presencia de la luz, en las plantas y en los suelos.

En suelos y sedimentos se adsorben fuertemente y no se ha demostrado que tengan tendencia a movilizarse con el agua. Por lo tanto, no persisten en el ambiente por largo tiempo, ni tienden a biomagnificarse. Sin embargo, se pueden bioacumular en los organismos expuestos a ellos, en concentraciones subletales o que no inhiban el metabolismo. La bioacumulación se puede considerar como un efecto subletal de estos insecticidas, pues altera la actividad normal de los organismos (Michel, 1976; Plimmer, 1977).

En ambientes estuarinos la permtrina tiene una vida media menor a 2.5 días y menor a un día en estanques de agua, aunque puede permanecer unida a partículas de suelo arcilloso. La permtrina tiene un factor de bioconcentración de 43 a 570, de 480 y de 600 a 1,000 en *Pteronarcys dorsala*, en *Cyprinodon variegatus* y en *Helisoma trivolvis*. *Pimephales promelas* concentra la permtrina de 1,700 a 3,300 veces y *Crassostrea virginica*, 2,300 veces, aunque estos residuos son eliminados en una semana si se suspende la exposición (Smith y Stratton, 1986). Los piretroides no se biomag-



nifican a lo largo de la cadena trófica, debido a que se hidrolizan y se eliminan rápidamente de los tejidos vivos, sin embargo, puede haber una acumulación de residuos en un organismo durante la exposición aguda o crónica.

Resistencia

Hasta ahora, el mayor problema ambiental causado por los piretroides es el desarrollo de resistencia en los insectos. Existen varios mecanismos fisiológicos para esto, el más importante es la resistencia al efecto rápido de "derribo", que se debe a la disminución de la sensibilidad al tóxico del tejido nervioso del insecto. Este mecanismo también se observa en insectos expuestos al DDT, por lo que es factible que en las zonas en que ha habido un uso intenso de DDT, se desarrolle en forma acelerada la resistencia a los piretroides por mecanismos de resistencia cruzada (Michel, 1976; IPCS, 1989b).

Efecto sobre los Organismos Acuáticos

En general, los invertebrados terrestres son más sensibles que los acuáticos, debido a su gran movilidad y a la dilución de los piretroides en la atmósfera (IPCS, 1989b)

Todos los estadios larvarios de los invertebrados acuáticos son muy sensibles a los piretroides. Esto se ha confirmado para: fenvalerato,

permetrina, cipermetrina, deltametrina, cihalotrina y fenpropatina. Las poblaciones de invertebrados distintos al blanco y de ostrácodos pueden ser totalmente eliminadas hasta dos o tres semanas después del tratamiento con estos insecticidas. La cipermetrina reduce drásticamente el zooplancton cuando se aplica en estanques de concentraciones de aproximadamente 100 g/ha. Las dafnias y copépodos disminuyen sus poblaciones drásticamente por mas de ocho semanas y muchos otros invertebrados entre diez y quince semanas (IPCS, 1986c; 1991).

La aplicación de piretroides para el control de larvas acuáticas de insectos es altamente deletérea para otros invertebrados y pueden dañar severamente el equilibrio ecológico de la zona (IOCU, 1986)

Cuando estos insecticidas se utilizan en programas de control de larvas acuáticas, constituyen un elevado riesgo potencial para los peces. La mayoría de sus valores de CL₅₀ son inferiores a 1.0 ppb y muy similares a los correspondientes a los invertebrados acuáticos. Incluso, algunas especies de peces son mas susceptibles a los piretroides que a los insecticidas organofosforados y carbámicos. En la tabla 5 aparece la CL₅₀ y la EC₅₀ (concentración

letal y ambiental medias, respectivamente) de la permetrina para diversos organismos (Smith y Stratton, 1986).

Se han descrito efectos subletales de los piretroides para los peces, tanto por exposición directa como a través de los alimentos. Estos efectos incluyen: separación del epitelio, necrosis de las agallas e hiperplasia de las células de la mucosa (IPCS, 1991).

Debido a que estos productos son lipofílicos, frecuentemente son adsorbidos a través de las branquias y pueden alterar sus funciones, entre ellas, la respiratoria, la excretora y la secretora. Además, para fenvalerato y cipermetrina se han demostrado alteraciones en el comportamiento de los peces como: rápido movimiento de las agallas, nado errático, alteraciones en el aprendizaje y nado en la superficie de agua (IPCS, 1989b).

Los tratamientos con piretroides cerca de corrientes de agua pueden causar derribo rápido de muchos organismos acuáticos aéreos. Como resultado, los insectos voladores, especialmente los coleópteros pueden reducir sus poblaciones durante varias semanas (Smith y Stratton, 1986).

Tabla 5. Toxicidad de la permetrina para organismos acuáticos (Según Smith y Stratton, 1986).

Compuesto	Especie	EC ₅₀ ppm (µg/g)
Permetrina	<i>Anabaena cylindrica</i>	1.4-8
	<i>A. variabilis</i>	50
Productos de degradación de la permetrina	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	50
	<i>Scenedesmus quadricaudata</i>	50
Permetrina	Fotosíntesis	100
Productos de degradación	Fotosíntesis	30 a 70
		CL50 ppb (µg/kg)
Permetrina	<i>Daphnia magna</i>	0.2 a 0.6
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	
	<i>Pimephales promelas</i>	
	<i>Cypriusodon</i> sp	7.8
	<i>Ictalurus punctatus</i>	
	<i>Gambussia affinis</i>	15.0

Los peces expuestos experimentalmente a dosis subletales de permetrina muestran cambios conductuales, tales como movimiento rápido de las agallas, nado errático, alteraciones en el aprendizaje y nado en la superficie de agua (Smith y Stratton, 1986). Sin embargo, en condiciones ambientales y en las dosis que se aplican generalmente, no se han llegado a observar efectos adversos en peces expuestos. En los casos en que se aplica permetrina en las dosis recomendadas no se han observado efectos en los peces expuestos en el ambiente.

Por otro lado las aves son poco sensibles a los piretroides, además de que rara vez están expuestas a un rociado directo, en el que los valores de CL_{50} se encuentran por arriba de los 1,000 mg/kg. Obviamente, estas concentraciones no se pueden encontrar en una aplicación rutinaria de estos insecticidas, por lo que en general se puede predecir que no habrá efectos letales importantes de estos insecticidas para las aves.

LITERATURA CITADA

- Albert, L. (Coord), 1990.** Los Plaguicidas, el Ambiente y la Salud, CECODES, México, D.F. 331p.
- Brown, W., 1978.** Ecology of Pesticides, Nueva York, Hohn Wiley and Sons, Inc.
- Butler, P.A., 1963.** Commercial fisheries investigations in pesticide wildlife studies. A review of fish and wildlife investigations, 1961-1962. USDI. Fish and Wildlife Serv. Circ. No. 199.
- Hunt, E.G., y J.D. Lin, 1970.** Fish kills by pesticides, p 97-103. In: J.W. Gillett (Ed). The Biological Impact of Pesticides in the Environment. Oregon State Univ. Press. Corvallis. 350 p.
- IOCU, 1986.** The Pesticide Handbook, profiles for action. 2a ed. International Organization of Consumer Unions. Penang Malasia.
- IPCS, 1986a.** Organophosphorus Insecticides: A general introduction. Environmental Health Criteria 63, Ginebra, Suiza, Who, 181 pag.
- IPCS, 1986b.** Carbamate pesticides: A general introduction. Environmental Health Criteria 64, Ginebra, Suiza, WHO, 137 pag.
- IPCS, 1986c.** Kevelan. Environmental Health Criteria 66, Ginebra, Suiza, Who.
- IPCS, 1989a.** DDT and its derivatives. Environmental aspects. Environmental Health Criteria 83, Ginebra, Suiza, WHO.
- IPCS, 1989b.** Cypermethrin. Environmental Health Criteria 82, Ginebra, Suiza, WHO.
- IPCS, 1989c.** Cyhalothrine. Environmental Health Criteria 112, Ginebra, Suiza, WHO.
- Johnson, W.W., y M.T. Finley, 1980.** Handbook of Acute Toxicity of Chemicals to Fish and Aquatic Invertebrates. Washington, D.C. US-Fish and Wildlife Service.
- Livingstone, R.J., 1977.** Review of current literature concerning the acute and chronic effects of pesticides of aquatic organisms. *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, Nov.: 325-351.
- Madhun, Y.A., y V.H. Freed, 1990.** Impact of pesticides on the environment, p. 429-466. In: Pesticides in Soil Environment. Soil Science Society of America Book Series, Madison, WI.
- Matsumura, F., G. Mallory y T.B. Misato, 1974.** Environmental Toxicology of Pesticides 2ª ed. Academic Press. N.Y.
- McEwen F.L., G.R. Stephenson, 1979.** The Use and Significance of Pesticides in the Environment, John Wiley and Sons. Inc. N.Y.
- Michel, E. 1976.** Properties and applications of pyrethroids, env. *Health Perspect.* 14:3-13.
- Mulla. M.S, G. Majory y A.A. Arata, 1979.** Impact of biological and chemical mosquito control agents on non target biota aquatic ecosystems. *Residue Reviews*, 71: 121-173.
- Mulla. M.S, y L. S. Mian, 1981.** Biological and environmental impacts of the insecticides malathion and parathion on non target biota in aquatic ecosystems. *Residue Review*, 78: 101-135.
- Mulla. M.S., L. S. Mian, y J.A. Kawecki, 1981.** Distribution, transport and fate of the insecticides malathion and parathion in the environment. *Residue Reviews*, 81: 1-159.

NWF, 1986. 34 Plaguicidas: es posible su uso seguro? National Wildlife Federation/ INIREB, Washington, D.C.

Plimmer, J., (Ed) 1977. Pesticide Chemistry in the 20th Century. ACS Symposium Series No. 37. American Chemical society. Washington, D.C.

Smith T.M., y G.W. Stratton, 1986. Effects of synthetic pyrethroid insecticides on non target organisms. *Res. Rev.* 97: 93-120.

Barcenas, C., 2005. Química y ecotoxicología de los fungicidas, p. 191-198. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Química y Ecotoxicología de los Fungicidas

Cristina Barcenas

Instituto de Ecología, A.C.

9

RESUMEN

Los fungicidas son sustancias que matan o evitan el desarrollo de los hongos. Debido a que para actuar los fungicidas requieren tener una alta especificidad y eficacia y a que, los hongos desarrollan resistencia hacia ellos con relativa facilidad, se han sintetizado numerosos fungicidas de diversa naturaleza química. Este grupo de plaguicidas es importante debido a que las condiciones ambientales de los países tropicales favorecen el desarrollo de hongos que afectan la producción agrícola, así como la conservación de alimentos, fibras y productos industriales. En este capítulo se resumen las características químicas, el mecanismo de acción y los efectos indeseables en el ambiente de los principales grupos de fungicidas utilizados en diversas actividades humanas.

ABSTRACT

Fungicides are substances that kill or prevent the development of fungi. Since fungicides must be very specific and highly effective, while fungi very easily become resistant to their action, numerous fungicides with diverse chemical natures have been synthesized. This group of pesticides is important since environmental conditions in tropical countries favor the growth of fungi that affect agricultural production as well as the storage of grain, fiber and industrial products. This chapter summarizes chemical characteristics, mechanisms of action and the effects on the environment of the main groups of fungicides used in human activities.

INTRODUCCIÓN

Los fungicidas son sustancias o agentes que matan o evitan el desarrollo de los hongos. Para cumplir con esta función, deben ser de baja fitotoxicidad, fungitóxicos por sí mismos o tener la capacidad de serlo dentro de la espora fungosa, antes de que ésta penetre a la planta; tener la capacidad de penetrar en la espora y alcanzar el sitio principal de acción y adherirse firmemente a las plantas y resistir, así, los efectos del clima (Alpuche, 1990).

Al llegar al sitio crítico, el fungicida ejerce su actividad tóxica sobre el hongo por mecanismos: a) químicos, a través de reacciones con enzimas vitales o por precipitación de proteínas que provocan, finalmente, la muerte de la célula fungosa y b) físicos, que actúan por medio de la dilución de la biofase para inhibir los procesos celulares vitales del hongo (IPCS, 1987).

Debido a la alta eficacia y especificidad que se requiere de un fungicida y a la facilidad con que los hongos se hacen resistentes, se han desarrollado sucesivamente fungicidas de distintos grupos químicos, entre ellos: ditiocarbámicos, quinonas, etilen-bis-ditiocarbámicos, entre otros. Los fungicidas orgánicos se emplean en la actualidad en mayores cantidades que los inorgánicos (Alpuche, 1990).

En este momento, los fungicidas siguen en importancia a los insecticidas y herbicidas por las cantidades que se aplican hoy en todo el mundo; sin embargo, en los países tropicales tienden a igualar en ventas a los insecticidas (Alpuche, 1990).

CLASIFICACIÓN

Con base en el período de aplicación con respecto a la infección que causan los hongos y a la movilidad del producto en los tejidos de la planta, los fungicidas se clasifican en tres grupos: a) de protección, que evitan infecciones probables en el sitio de aplicación, b) de erradicación, que actúan contra una fungus ya establecida en el sitio de aplicación, y c) sis-

témicos, que evitan el desarrollo de enfermedades fúngicas en regiones de la planta lejanas al sitio de aplicación (Alpuche, 1990). De acuerdo con este mismo autor, la clasificación desde el punto de vista químico de los fungicidas aparece en la tabla 1 y las fórmulas de los compuestos de mayor uso aparecen en la figura 1.

FUNGICIDAS INORGÁNICOS

Los fungicidas inorgánicos tienen una larga historia en la lucha contra las fungus que afectan a los cultivos de interés económico. Debido a su modo de acción, muchos siguen siendo útiles. Así, los fungicidas empleados en el siglo pasado no han sido totalmente desplazados por productos más modernos aunque, desde luego, éstos tienen cada vez mayor importancia en el mercado mundial.

Azufre

La cal con azufre y el azufre elemental son muy útiles contra una amplia variedad de fun-

gosis de las plantas. El azufre es fitotóxico para muchas especies de plantas; generalmente se emplea como fungicida de protección, actúa bloqueando algunas enzimas que intervienen en el mecanismo respiratorio del hongo (Alpuche, 1990a).

Efectos en el Ambiente

El azufre es un elemento esencial para la vida; su toxicidad para los mamíferos es muy baja, por lo que la presencia de sus residuos en los alimentos y en el ambiente no se considera importante (Alpuche, 1990).

Tabla 1. Clasificación química de los fungicidas.		
Grupo	Tipo	Ejemplos
Inorgánicos	Azufre	Caldo bordelés
	Derivados del cobre	Sulfato de cobre
Organometálicos	Orgaestánicos	Acetato de fenilestaño
	Organomercuriales	Derivados de alquil-mercurio
	Ditiocarbámicos	Zineb, Mancozeb, Maneb
	Fenólicos	Pentaclorofenol, DNOC
	Ftalímicos	Captán, Foltep, Captafol
Orgánicos	Sulfonamidas	Bensulide
	Bencimidazoles	Benomilo, Tiabendazol
	Quinonas	Cloranilo
	Tiofanatos	Tiofanato
	Oxatiinas	Carboxim

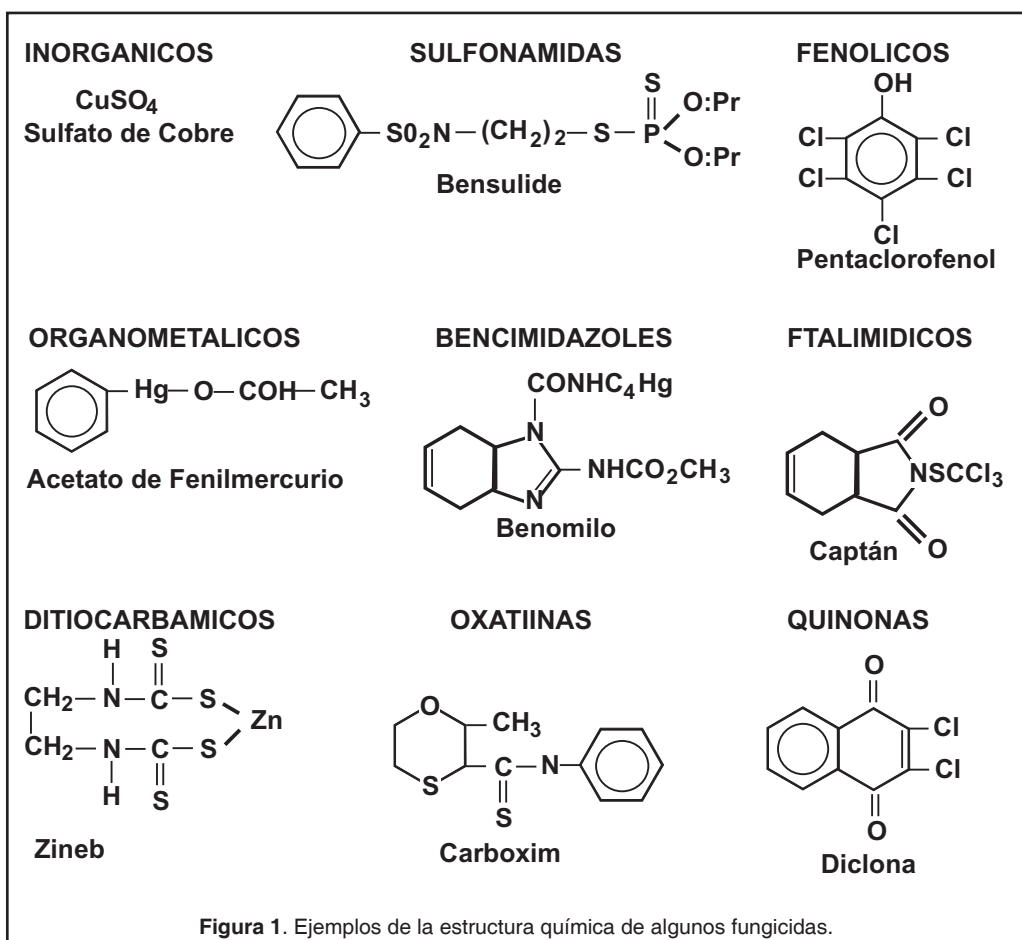


Figura 1. Ejemplos de la estructura química de algunos fungicidas.

Cobre

Entre los derivados del cobre que se emplean como fungicidas están: el sulfato, el oxiclورو, el carbonato, el cobre rojo (óxido cuproso) y el caldo bórdeles, que es una mezcla de sulfato de cobre y cal.

El empleo de los derivados de cobre como fungicidas disminuyó en gran medida como resultado de la introducción de los fungicidas ditiocarbámicos (IPCS, 1988). El sulfato de cobre

fue el primer compuesto usado como protector de semillas y es el más importante de los derivados cúpricos que se emplean como fungicidas; es moderadamente soluble en agua y se ha empleado como preservador de madera desde hace 200 años (Alpuche, 1990a). Se piensa que estos fungicidas actúan como iones cúpricos, inhibiendo una gran variedad de grupos tiol (-SH) en las enzimas; también provocan la coagulación del protoplasma celular y causan la muerte de la espora del hongo.

FUNGICIDAS ORGANOMETÁLICOS

La toxicidad de los metales para los hongos se ha relacionado con su posición en la Tabla Periódica de los Elementos. Dentro de un grupo dado, la toxicidad del metal hacia los hongos aumenta con la masa atómica. La toxicidad relativa de varios cationes metálicos para los hongos tiene el orden: Ag>Hg>Cu>Cd>Cr>Ni>Pb>Co>Zn>Fe>Ca. Aunque el catión metálico más tóxico para los hongos es la plata, los compuestos organomercuriales son los que más se han usado como fungicidas.

Fungicidas Organoestánicos

Estos fungicidas son fitotóxicos, se usan sobre todo para el control del mildiú en las maderas, en productos textiles y en pinturas, por ejemplo, de embarcaciones. También se han empleado mucho como germicidas, para el control del légamo en las fábricas de papel y, con frecuencia, en los hospitales para desinfectar la piel y eliminar el *Staphylococcus* sp (Alpuche, 1990). El acetato de trifenilestaño (acetato de fenilestaño o brestán) tiene un espectro de acción muy amplio y se utiliza especialmente para el control del tizón de la papa y en las enfermedades llamadas "manchas de las hojas" del apio y la remolacha azucarera. El hidróxido de trifenilestaño se emplea contra las royas del azúcar, de la papa, del arroz y del café; otro compuesto importante de este grupo es el óxido de tributil-estaño (Alpuche, 1990). Los compuestos organoestánicos deben su actividad biocida a la acción del estaño como inhibidor o desacoplador de la fosforilación oxidativa dentro de la mitocondria.

Efectos en el Ambiente

Los fungicidas organoestánicos están en proceso de revisión debido a sus efectos ambientales adversos, principalmente la bioacumulación y los daños a la biota acuática (United Nations, 1987).

Fungicidas Organomercuriales

Los compuestos organomercuriales fueron introducidos en las prácticas agrícolas en Europa, alrededor de 1915, para el tratamiento de granos y semillas, con objeto de evitar enfermedades fúngicas antes de la germinación y durante el crecimiento de las plantas. En los años siguientes se desarrollaron e introdujeron al mercado una gran variedad de fungicidas organomercuriales, como sales simples, ó bien, como compuestos más complejos. Los organomercuriales se clasifican en tres grupos: alquil-mercúricos, alcoxilalquil-mercúricos y aril-mercúricos (Alpuche, 1990a).

Efectos en el Ambiente

Los derivados orgánicos del mercurio tienen carácter permanente, se bioacumulan y se biomagnifican. Una vez que un ecosistema ha quedado contaminado por mercurio, este elemento permanece en él definitivamente. La biomagnificación de metilmercurio de origen industrial a través de las redes tróficas acuáticas causó en Japón las primeras intoxicaciones masivas con este compuesto, cuyos síntomas se conocen como enfermedad de Minamata

(Alpuche, 1990). El comportamiento ambiental y toxicológico de los derivados de metilmercurio es independiente de la fuente de este compuesto, ya sea agrícola, industrial o ambiental

y ha sido causa de la prohibición estricta de los fungicidas organomercuriales en casi todo el mundo (Alpuche, 1990).

FUNGICIDAS ORGÁNICOS

Los compuestos orgánicos ocupan un lugar de gran importancia entre los fungicidas actuales; su uso se ha incrementado notablemente en los últimos años, tanto en la agricultura, como en la industria. Pertenecen a una extensa variedad de grupos químicos. Los más importantes de estos son: ditiocarbamatos, derivados fenólicos, derivados ftalimídicos, sulfonamidas, bencimidazoles, tiofanatos, oxatiinas y pirimidinas.

Efectos en el Ambiente

Muchos de estos fungicidas reducen la actividad fúngica del suelo pero, con excepción de los fungicidas organomercuriales y el benomilo, estos efectos suelen ser transitorios y reversibles (Alpuche, 1990). Los fungicidas orgánicos que se emplean en la agricultura por lo general, no son persistentes. Sin embargo, la degradación en el suelo de algunos, como el bis-ditiocarbámico metham, da lugar a contaminantes muy tóxicos, como la dimetil-tiourea y el disulfuro de dimetil-thiuram (Alpuche, 1990). En la Tabla 2 se presenta la vida media de varios fungicidas.

Fungicidas Ditiocarbámicos

Los fungicidas ditiocarbámicos se clasifican en dos grupos principales: los dimetil-ditiocarbámicos, como ferbam, thiram y ziram y los etilen-bis-ditiocarbámicos, entre ellos, nabam, maneb, mancozeb, zineb y metiram. Hay algunas diferencias entre los grupos en cuanto a su eficacia relativa y espectro de actividad; también parece haberla en cuanto al sitio de acción de cada grupo (Alpuche, 1990).

Modo de Acción

Los etilen-bis-ditiocarbamatos puros son inactivos como fungicidas; al ser expuestos al

aire, generan isotiocianatos que actúan como fungicidas en virtud de su capacidad para reaccionar dentro de la célula fungosa con compuestos de tipo tiol que son esenciales para la vida (Alpuche, 1990).

Probablemente, los dimetil-ditiocarbamatos deben su fungitoxicidad a su habilidad para quelar a determinados iones metálicos, especialmente el cobre. Los compuestos etilen-bis-ditiocarbámicos actúan por un mecanismo diferente, que requiere la descomposición oxidativa del producto en la superficie de la hoja, hasta dar productos tales como disulfuro de tiuram, disulfuro de carbono y, posiblemente, diisocianato de etileno (Alpuche, 1990).

Efectos en el Ambiente

Todos los fungicidas ditiocarbámicos contienen un átomo metálico, el cual es un contaminante permanente por definición; en consecuencia, el uso de estos productos aumenta la concentración de dichos metales en los suelos y modifica los ciclos biogeoquímicos respectivos, con todas las consecuencias adversas que se derivan de esto. Algunos de ellos, como maneb y mancozeb, producen residuos que pueden contaminar los recursos hídricos (Somasundaram y Coats, 1991).

Tabla 2. Vida media de algunos fungicidas en el suelo (Alpuche, 1990b).

Compuesto	Concentración mg/kg (ppm)	Vida Media (días)
Nabam	100	16
Cloranilo	2000	17
Thiram	160	38
Ziram	180	445
Captán	250	70
Zineb	800	77

Existen pocos datos acerca de los efectos de los tiocarbamatos en los ecosistemas, pero se sabe que pueden afectar las actividades enzimáticas, la respiración y la nitrificación en los ecosistemas terrestres, cuando se encuentran en concentraciones mayores de 10 mg/kg de suelo seco. En concentraciones más bajas, los organismos del suelo son capaces de metabolizar los tiocarbamatos y sus productos de biodegradación.

La toxicidad aguda y a largo plazo de los tiocarbamatos varía de un compuesto a otro; para peces, la concentración tolerable varía de 5 a 25 mg/l de agua. Los tiocarbamatos representan poco riesgo para aves y abejas (US-FDA, 1981).

Los compuestos etilen-bis-ditiocarbámicos pueden reducir la biomasa microbiana en el suelo y alterar la relación bacterias/hongos (Madhun, 1990). Son poco móviles en el suelo y son biodegradables; sin embargo, sus productos de biodegradación son tóxicos. Así, en el medio acuático, los ditiocarbamatos se descomponen en etilentiourea y otros compuestos análogos con potencial carcinogénico y que son especialmente peligrosos para los peces. El uso de maneb y zineb como fungicidas agrícolas puede provocar la contaminación de cuerpos acuáticos con estos compuestos en concentraciones capaces de causar efectos adversos en peces; especialmente en los estadios juveniles de algunas especies como la trucha arco iris (IPCS, 1988; Lentza-Rizos, 1990).

Fungicidas Fenólicos

La mayoría de estos fungicidas, especialmente los que contienen cloro, son tóxicos para los microorganismos; su acción bactericida, así como sus aplicaciones como fungicidas, son conocidas desde hace mucho tiempo. La mayoría de los fenoles son demasiado fitotóxicos para usarse como fungicidas agrícolas y se emplean principalmente como fungicidas industriales. Por ejemplo, los cresoles contribuyen en gran medida a la acción fungicida del aceite de creosota que se emplea como preservador de la madera; los fenoles clorados -como el pentaclorofenol y sus derivados- se usan ampliamente como biocidas industriales y

para proteger de los hongos a materiales como la madera y los textiles (Alpuche, 1990).

Los dinitrofenoles son plaguicidas muy versátiles, el 2,4- dinitro-orto-cresol (DNOC) fue utilizado por primera vez como insecticida en 1892 y como herbicida selectivo en 1933; es demasiado fitotóxico para emplearse como fungicida foliar. En cambio, el dinocap es un aficida no sistémico y un fungicida de contacto muy eficaz para el control de mildiús polvosos en cultivos hortícolas (Alpuche, 1990).

Modo de Acción

La acción fungicida de estos compuestos depende de su capacidad para desacoplar la fosforilación oxidativa y evitar la incorporación del fosfato inorgánico al ATP sin afectar el transporte de electrones, lo que finalmente provoca que las células mueran (Alpuche, 1990).

Efectos en el Ambiente

Toxicológicamente, los fungicidas fenólicos más importantes son el pentaclorofenol (PCP) y el dinitro-orto-cresol (DNOC). El pentaclorofenol es altamente tóxico y, como resultado de sus propiedades biocidas, afecta adversamente a los organismos en suelo y agua en concentraciones relativamente bajas. Las algas parecen ser el organismo acuático más sensible a los efectos tóxicos del pentaclorofenol, aunque la mayoría de los vertebrados y los invertebrados acuáticos son afectados por él (IPCS, 1987). Este compuesto es acumulado por los organismos acuáticos; los peces de agua dulce presentan factores de bioconcentración superiores a 1000 en comparación con los presentados por los peces marinos que son menores de 100 (Warwick, 1990).

Fungicidas Ftalimídicos

También se les conoce como sulfenimidias. Son fungicidas de contacto muy potentes que contienen el grupo N-triclorometiltio; el ejemplo más conocido es el captan, un fungicida foliar persistente muy eficaz. Subsecuentemente se han desarrollado compuestos análogos como el folpet y el captafol, que también se emplean como fungicidas foliares (Alpuche, 1990).

Modo de Acción

La actividad fungicida de estos compuestos depende, posiblemente, de la ruptura del enlace R-S por reacción con los tióles celulares, a los cuales oxidan dentro de la célula del hongo, al mismo tiempo que liberan productos tóxicos. El captan interactúa con los tióles celulares produciendo tiofosgeno, el cual, al combinarse con enzimas vitales que contienen grupos sulfhidrilo, amino o hidroxilo, envenena al hongo. El folpet ocasiona una inhibición importante de la actividad de la alfa-quimotripsina aislada.

Como esta enzima no contiene grupos tióles, se piensa que puede haber otras reacciones de importancia para la acción de estos compuestos (Alpuche, 1990).

Efectos en el Ambiente

El captafol y sus metabolitos pueden bioacumularse en algunos peces en concentraciones 750 veces mayores a las del medio; en cambio, el captan no posee potencial de bioacumulación. Estos fungicidas son poco móviles en el suelo (Johnson y Finley, 1980).

OTROS FUNGICIDAS ORGÁNICOS**Quinonas**

Un buen número de quinonas se encuentran en las plantas y son también producto del metabolismo de varios tipos de hongos. Algunos miembros de este grupo se usan como fungicidas agrícolas, por ejemplo, la tetraclo-robenzo-quinona o cloranilo, la cual es muy útil para el recubrimiento de semillas, aunque no es tan eficaz como fungicida foliar, ya que se descompone rápidamente con la luz solar. Probablemente, las quinonas deben sus propiedades fungicidas a una reacción de adición con enzimas respiratorias que contienen grupos sulfhidrilo y que ocurre en la célula fungosa (Alpuche, 1990).

importante. Se han empleado principalmente para combatir las royas en los cereales pero, debido a que se necesitan elevadas cantidades del compuesto, existe el peligro de provocar daño por fitotoxicidad en la planta hospedera. Otra desventaja importante es que, más que fungicidas, son fungistáticos (Alpuche, 1990).

Bencimidazoles

Los compuestos representativos de este grupo son benomilo y tiabendazol. Ambos son fungicidas sistémicos de amplio espectro, activos contra muchos hongos patógenos, incluyendo los mildiús polvosos y los patógenos del suelo. El benomilo es un compuesto más activo de este grupo y se emplea mucho como rociado foliar, en el recubrimiento de semillas o directamente en el suelo, para el control del moho gris y otras enfermedades fúngicas (Alpuche, 1990b). La fungitoxicidad de estos productos está claramente asociada con la presencia del anillo de bencimidazol, el cual probablemente sea responsable de la acción fungicida (Alpuche, 1990b).

Fungicidas Sistémicos

La acción fungicida sistémica se ha demostrado en muchos compuestos: sulfonamidas, antibióticos, benzimidazoles, oxatiinas y pirimidinas. En un principio, su descubrimiento tuvo poco impacto en el control a gran escala de enfermedades fungosas, ya que estos productos eran muy caros, no eran suficientemente activos en condiciones de campo, o bien, causaban daños por fitotoxicidad. Hoy varios fungicidas sistémicos son muy empleados en diversos cultivos para el control de las fungosis (Alpuche, 1990).

Los bencimidazoles tienen efectos embriotóxicos, teratogénicos y gonadotóxicos. En el estómago de los mamíferos, pueden formar compuestos N-nitroso, los cuales son mutágenos y carcinógenos potentes (Alpuche, 1990b).

Sulfonamidas

Desde el punto de vista de las propiedades antifúngicas sistémicas, constituyen la clase más

Tiofanatos

Constituyen un grupo relativamente nuevo de fungicidas sistémicos cuya estructura está basada en la tiourea. Los más conocidos son

el tiofanato y el metiltiofanato; ambos son eficaces contra hongos patógenos tales como el mildiú polvoso del manzano, los mildiús de la cebada y el pepino o el tizón de la vaina de arroz (González, 1988). Tienen un alto grado de persistencia en la actividad sistémica, por asimilación a través de las raíces (Alpuche, 1990b).

Oxatilinas

Son compuestos heterocíclicos con propiedades fungicidas sistémicas importantes; algunos

ejemplos son el carboxím y el oxicarboxím. El oxicarboxím tiene actividad sistémica contra las royas en los cereales y en las hortalizas y es útil en el tratamiento de semillas. Estos compuestos inhiben fuertemente el metabolismo oxidativo de la glucosa y el acetato, así como la síntesis del ARN y el ADN, aunque esto puede ser resultado de la falta de energía celular debida a la inhibición de la respiración (Alpuche, 1990b).

LITERATURA CITADA

- Alpuche, L. 1990.** Los funguicidas. Aspectos generales, p. 215-217. *In:* L. Albert (coord.). Los Plaguicidas. El Ambiente y la Salud. Centro de Ecodesarrollo. 331 p.
- Alpuche L. 1990a.** Los funguicidas inorgánicos y organometálico, p. 218-230. *In:* L. Albert (coord.). Los Plaguicidas. El Ambiente y la Salud. Centro de Ecodesarrollo. 331 p.
- Alpuche L. 1990b.** Los funguicidas orgánicos, p. 231-249. *In:* L. Albert (coord.). Los Plaguicidas. El Ambiente y la Salud. Centro de Ecodesarrollo. 331 p.
- IPCS, 1988.** Dithiocarbamate Pesticides. Ethylenethiourea, and Propylenethiourea: A general introduction. Environmental Health Criteria 78, WHO, Ginebra, Suiza, 139 p.
- IPCS, 1990b.** Methylmercury. Environmental Health, Criteria 101. WHO, Ginebra, Suiza, 15 p.
- Johnson, W.W., y M.T Finley, 1980.** Handbook of Acute Toxicity of Chemicals to Fish and Aquatic Invertebrates. US-Fish and Wildlife Service. Washington, D.C.
- Kagan, Y. S., 1985.** Principles of Pesticide Toxicology, GKNT. UNEP/IRPTC. Moscú 98 p.
- Lentza-Rizos, C., 1990.** Ethylenethiourea (ETU) in relation to use of ethylenbisdithiocarbamate (EBDC) fungicides. *Rev. Environm. Contam. Toxicol.*, 115:1-38
- Somasundaram, L., y J.R. Coats, 1991.** Pesticide transformation products in the environment. Cap. 1. *In:* L Somasundaram and J.R. Coats. (Ed.) Pesticide Transformation Products in the Environment, ACS Symposium Series 454, Washington, D.c. 452 p.
- United Nations, 1987.** Consolidated List of Products Whose Consumption and/or Sale Have Been Banned, Withdrawn, Severely Restricted or not Approved by Governments, 2a. Ed., Nueva York, 655 p.
- USFDA, 1981.** The FDA Surveillance Index, National Technical Information Service, us Department of Commerce, Food and Drug Administration, Washington, D.C. 257 p.
- Warwick, F. S., 1991.** The pH dependent accumulation of PCP in aquatic microcosms with sediment, *Aquat. Toxicol.*, 18: 199-217.

Viveros Ruiz, A.D., 2005. Química y ecotoxicología de los herbicidas, p. 199-206. *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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Química y Ecotoxicología de los Herbicidas

Alma Delia Viveros Ruiz

Investigaciones Biotecnológicas, A.C. (INBIOTEC)

10

RESUMEN

En el presente capítulo se presentan las propiedades fisicoquímicas, ecotoxicológicas y modo de acción de los herbicidas más importantes por su amplio uso en la agricultura para el control de malezas. Estos factores son de gran importancia para la evaluación del comportamiento ambiental de dichas sustancias. Entre los compuestos químicos más usados en México para el control de malezas se encuentran los herbicidas derivados del ácido fenoxiacético, tales como el 2,4-D y el 2,4,5-T; los compuestos bipyridílicos, como paraquat y diquat; los herbicidas triazínicos (simazina y atrazina) y los derivados de la urea (monurón y diurón).

ABSTRACT

This chapter discusses the ecotoxicological properties and mechanisms of action of the most important herbicides used for the control of weeds in agriculture. These characteristics are relevant for the assessment of environmental behavior of these compounds. The most important herbicides used to control weeds in México are phenoxyacids such as 2,4-D and 2,4,5-T; bipyridilium compounds (paraquat and diquat), S-triazines (simazine and atrazine) and urea derivatives (monuron and diuron).

INTRODUCCIÓN

Los herbicidas son sustancias que se usan para destruir o controlar el crecimiento de vegetales que se consideran indeseables, principalmente en agricultura, por competir con los cultivos por nutrimentos, agua, luz y espacio o por la fitotoxicidad de algunas de ellas. En general, se considera necesario el uso de herbicidas para controlar el desarrollo de las malezas y evitar un incremento en los costos de producción.

El uso de sustancias como la sal, para el control de la vegetación, se remonta a la antigüedad;

el uso de sustancias químicas más específicas aumentó a fines del siglo XIX, cuando se comprobaron las propiedades herbicidas del caldo bórdeles.

La síntesis de herbicidas orgánicos comenzó en Francia en 1933, con la introducción del 2,4-dinitro-o-cresol (DNOC) y fue a partir del descubrimiento de la actividad herbicida del 2,4-D, en 1944, que se comenzaron a sintetizar y evaluar numerosas sustancias para usarlas como herbicidas.

CLASIFICACIÓN

Los herbicidas se pueden clasificar de acuerdo con su función, modo de acción, momento de aplicación y constitución química (Tabla 1).

Los herbicidas orgánicos son actualmente los compuestos de más amplio uso en la agricultura. En la Tabla 2 se presentan algunos ejemplos de cada grupo. A continuación, se verán con más detalle los grupos de compuestos que son los más importantes, debido a su amplio uso y los peligros que representan para el ambiente.

Herbicidas Fenoxiacéticos

Los ácidos 2,4-dicloro-fenoxiacético (2,4-D) y 2,4,5-tricloro-fenoxiacético (2,4,5-T) son los compuestos representativos de este grupo y, probablemente, fueron hasta hace poco los herbicidas más utilizados en muchos países del mundo (Fig. 1). Se suelen aplicar como sus derivados de tipo éster, amida o como sales. Entre los compuestos de este grupo que fueron importantes por su amplio uso están: silvex,

Tabla 1. Clasificación general de los herbicidas.

Criterio	Clases	Características
Selectividad	Selectivos	Específicos para las malezas, se usan para destruirlas sin causar daño a los cultivos.
	No Selectivos	Destruyen todas las plantas; estos productos, se usan cuando se quiere exterminar por completo todos los vegetales, por ejemplo, en la construcción y el mantenimiento de carreteras y vías férreas.
Mecanismo de Acción	De contacto	Al aplicarse de manera directa a las plantas, las destruyen en forma total o parcial.
	Sistémicos	Se absorben en la porción de la planta que ha sido tratada y ejercen su acción tóxica en otra parte de ella.
Momento de Aplicación	Pre-emergentes	Se usan cuando la maleza aún no ha brotado de la superficie del suelo, independientemente del desarrollo del cultivo.
	Emergentes	Se aplican cuando las plántulas de las malezas brotan de la superficie del suelo.
	Post-emergentes	Se emplean para eliminar las malezas desarrolladas, con o sin la presencia del cultivo.
Naturaleza Química	Inorgánicos	Sales de metales que actúan como herbicidas no selectivos.
	Orgánicos	Principalmente compuestos sintéticos como los fenoxiacéticos, triazínicos, bipiridílicos, derivados de la urea, tiocarbamatos, derivados del ácido benzoico, del uracilo, de la anilina, del ácido picolínico y de la glicina.

Tabla 2. Algunos compuestos de los principales grupos de herbicidas.

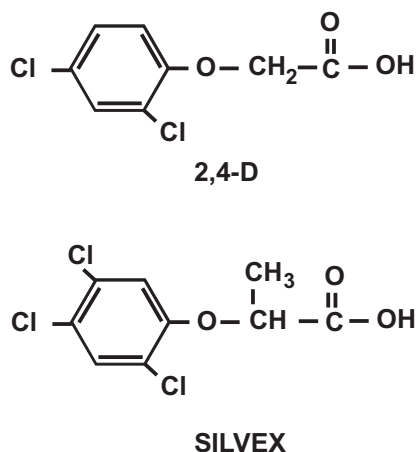
Grupo	Compuesto
Fenoxiacéticos	2,4-D, 2,4,5-T, Silvex
Bipiridídicos	Paraquat, Diquat
Triazínicos	Atrazina, Ametrina, Simazina
Derivados de la urea	Diurón, Linurón, Monurón

ácido 2-metil-4-cloro-fenoxiacético o MCPA y el sulfato 2-(2,4-dicloro-fenoxi) etil sódico o sesona; una mezcla de ésteres del 2,4-D y el 2,4,5-T, conocida como "Agente Naranja", se usó muy ampliamente hace años (IPCS, 1984).

Mecanismos de Acción y Propiedades

Por estar relacionados químicamente con la hormona del crecimiento de las plantas conocida como auxina, estos productos también son llamados "herbicidas hormonales". Sus propiedades herbicidas dependen del número y posición de los átomos de halógeno en la molécula. La mayoría de ellos es de acción sistémica: se absorben por los tejidos y se transportan por la savia hasta llegar a los sitios en los que el consumo de nutrimentos es mayor y en donde ejercen su acción. Su eficacia es óptima cuando la planta está en crecimiento activo (Guenzi, 1974).

En las plantas sensibles a ellos, los efectos se presentan como: curvatura, deformación, adelgazamiento y marchitez de hojas y tallos; el crecimiento se detiene, la planta se pone amarilla y luego muere. Durante este proceso aumenta la respiración de la planta, disminuye la fotosíntesis y los nutrimentos de reserva se consumen con mayor rapidez. Las propiedades fisicoquímicas de los derivados fenoxiacéticos determinan su comportamiento ambiental. Debido a su estructura química, se degradan con rapidez en el ambiente por acción química, física y biológica, por lo tanto no persisten ni se bioacumulan (IPCS, 1989). Los principales factores que intervienen en la degradación son: a) los microorganismos del suelo y agua y b) las condiciones ambientales como temperatura, luz ultravioleta y pH (Plimmer, 1977).

**Figura 1.** Ejemplos de herbicidas fenoxiacéticos.

Toxicidad sobre Organismos Acuáticos

En general, estos compuestos son de baja toxicidad para los microorganismos del suelo y del agua. Las formulaciones a base de ésteres del 2,4-D tienen mayor toxicidad para los organismos acuáticos que las sales o el ácido libre. Hay variaciones en la sensibilidad de las diversas especies hacia las diferentes formulaciones (IPCS, 1989).

El 2,4-D inhibe el crecimiento y la fijación del nitrógeno en algunas algas azul-verdes, que son la fuente de nitrógeno más importante en los suelos tropicales húmedos. Este problema es menor con el uso de formulaciones a base de aminas. Los ésteres derivados del 2,4-D son tóxicos para los peces, en particular para las formas juveniles; por esto, no deben emplearse para el control de malezas acuáticas, ni en aplicaciones terrestres que tengan el potencial de afectar a los sistemas acuáticos, por ejemplo, en las orillas de ríos y lagos (IPCS, 1989).

Se han observado efectos secundarios de la aplicación de 2,4-D en cuerpos acuáticos después de varios meses del tratamiento. En estanques donde se usó este compuesto se observó una diversidad béntica más baja como resultado del incremento en la depredación de ciertos organismos. Esta alta depredación se debió a la eliminación de especies vegetales que servían como refugio para estos organis-

mos (Stephenson y Mackie, 1986). Otro efecto adverso que puede tener la aplicación del 2,4-D, es una ligera acción tóxica sobre los macroinvertebrados debido a la muerte y degradación de macrófitas.

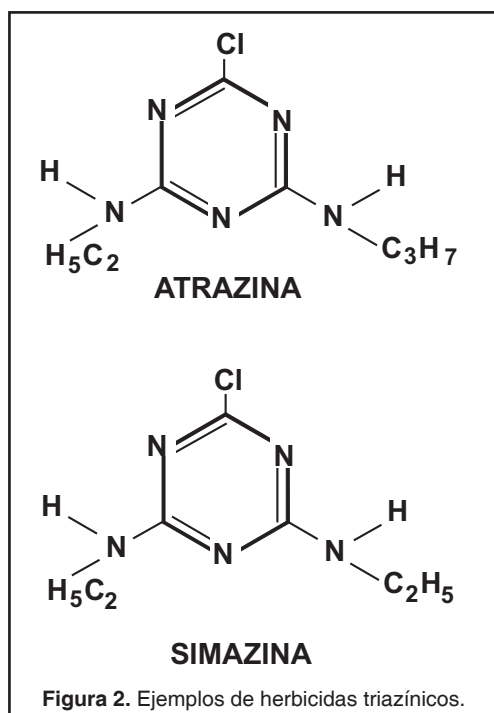
En concentraciones mayores a 10 ppm el 2,4-D afecta a varias especies de animales; en el trabajo de Way (1969), las larvas de *Crassostrea virginica* murieron después de una exposición a 1 ppm de éster butoxietílico-etanol de 2,4-D, y aunque los huevos de este organismo soportaron una exposición a la misma concentración, presentaron efectos deletéreos en su desarrollo.

Estos efectos son alarmantes si se toma en cuenta que las concentraciones recomendables para el control de plantas acuáticas son de 20 a 30 kg por hectárea y dan como resultado concentraciones de de 7.34 a 11.02 ppm aún cuando se distribuyan en un cuerpo acuático de 30 cm de profundidad (Way, 1969).

Los resultados de las investigaciones sobre 2,4-D, sugieren que en las dosis recomendadas de aplicación de herbicidas, el riesgo de toxicidad aguda o crónica para peces y otros organismos es bajo. Sin embargo, en algunos casos, las dosis requeridas para una acción herbicida efectiva, por ejemplo en estuarios, en que no hay dispersión muy rápida, pueden encontrarse local y momentáneamente, concentraciones lo suficientemente elevadas para producir efectos tóxicos en las etapas susceptibles de algunos organismos acuáticos. Otro efecto ambiental importante es el indirecto sobre la diversidad de la vegetación; por esta causa debe evitarse dispersarlos sobre zonas que no son de cultivo.

Herbicidas Triazínicos

La simazina y la atrazina son los compuestos más utilizados de este grupo. Conforme a su construcción química, los compuestos triazínicos se clasifican en: halogenados con simazina y atrazina; metoxilados con prometón y atracón, y tiometilados como simetrina y a metrina. En la figura 2 se muestran algunos ejemplos de herbicidas triazínicos.



Mecanismos de Acción y Propiedades

Actúan como inhibidores de la fotosíntesis y depresores de los procesos de germinación, tanto en zacates, como en malezas de hoja ancha. Su primer efecto en la interferencia con la biosíntesis de los carotenos; los síntomas en la planta incluyen clorosis, tono amarillento y muerte. La mayoría de los herbicidas triazínicos son de acción sistémica y aplicación pre-emergente. Son ampliamente usados para el control selectivo de maleza, sobre todo, en cultivos de caña de azúcar y maíz.

Toxicidad sobre Organismos Acuáticos

Estos compuestos son moderadamente persistentes y pueden contaminar los mantos freáticos. En el medio acuático, los huevecillos y las larvas son los estadios de desarrollo más sensibles a este compuesto. La atrazina produce mutaciones en embriones de *Brachydanio rerio* (Pez cebra) con: alteraciones morfológicas externas de tronco y cola; reducción en la supervivencia de peces jóvenes y en el desarrollo de las larvas; incremento en la incidencia de edema y muerte en la primera semana de desarrollo (George y Nagel, 1990).

Herbicidas Bipiridílicos

Por su amplio uso como herbicidas de contacto, el diquat y el paraquat están entre los herbicidas heterocíclicos mas importantes en la actualidad (Fig. 3) estos compuestos son herbicidas de contacto de carácter básico y sus productos comerciales son los respectivos dibromuros o bicloruros.

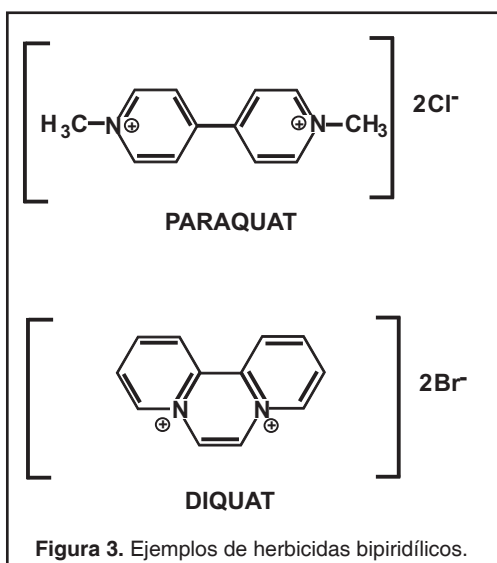


Figura 3. Ejemplos de herbicidas bipiridílicos.

Mecanismos de Acción y Propiedades

Para que los compuestos bipiridílicos ejerzan su acción herbicida son esenciales la luz, el oxígeno y la clorofila. Su actividad se debe a la facilidad con que forman radicales libres estables y solubles en agua que se reoxidan en la planta para dar peróxidos, los cuales son muy tóxicos para sus tejidos (Creminy, 1979).

En comparación con el 2,4-D y el 2,4,5-T, los herbicidas bipiridílicos tienen ciertas ventajas pues, debido a un intercambio iónico con los componentes de la arcilla, se desactivan al entrar en contacto con el suelo, lo cual propicia que se unan firmemente a las partículas de suelo y, en principio, no queden disponibles para una acción posterior (IPCS, 1984) aunque esto ha sido cuestionado.

Por lo anterior, estos herbicidas suelen quedar fijados en los suelos y sedimentos, en donde son degradados lentamente por los microorganismos. Los residuos que quedan en la

superficie de las hojas se degradan con el tiempo. No se han observado efectos significativos de estos herbicidas sobre la fertilidad del suelo (Brown, 1978).

Toxicidad sobre Organismos Acuáticos

La toxicidad del paraquat para los peces no suele representar un riesgo grave y depende de la especie, del tamaño del pez y de la dureza del agua (IPCS, 1984). Un efecto indirecto, asociado con su uso para eliminar las malezas acuáticas, puede ser el aumento de malezas en descomposición en el agua y la consecuente disminución del oxígeno disponible para los peces, lo que puede ser letal para algunas especies (IPCS, 1984).

Herbicidas Derivados de la Urea

A la fecha tienen uso comercial más de veinte productos de este grupo. Los más utilizados son: diurón, monurón y linurón (Fig.4).

Mecanismos de Acción y Propiedades

La acción herbicida de estos compuestos se debe a la fuerte inhibición de la fotosíntesis, la inhibición de la fosforilación oxidativa, las alteraciones en la síntesis de azúcares y en el me-

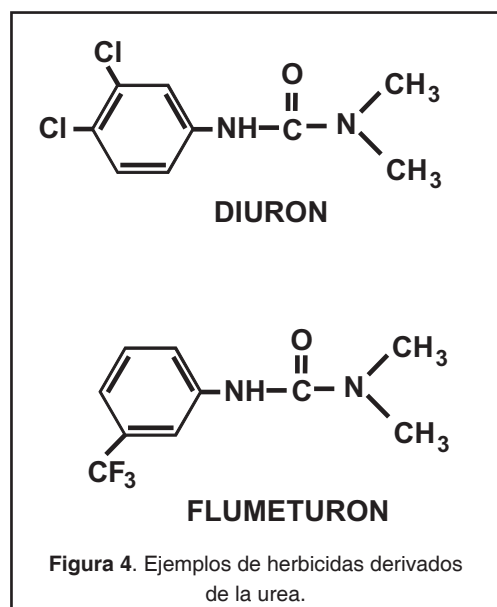


Figura 4. Ejemplos de herbicidas derivados de la urea.

tabolismo de las proteínas. También interfieren en los procesos enzimáticos de las plantas.

Estos herbicidas se degradan en el ambiente por acción de los microorganismos. En general, son moderadamente persistentes; por ejemplo, el tiempo requerido para la degradación total del diurón es de un año a partir de su aplicación; después de este período no se han encontrado residuos de este compuesto en el suelo (Maier-Bode y Hartel, 1981).

Toxicidad sobre Organismos Acuáticos

Estos herbicidas son moderadamente tóxicos para los organismos acuáticos. El diurón inhibe el crecimiento de algunas algas acuáticas y en los peces causa: distrofia y necrosis del epitelio branquial, necrosis del hígado, cambios distróficos de órganos parenquimatosos y células cerebrales (IRPTC, 1991).

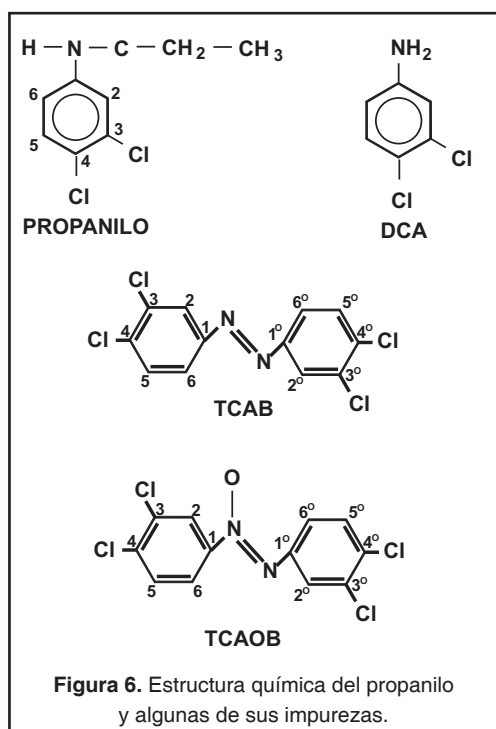
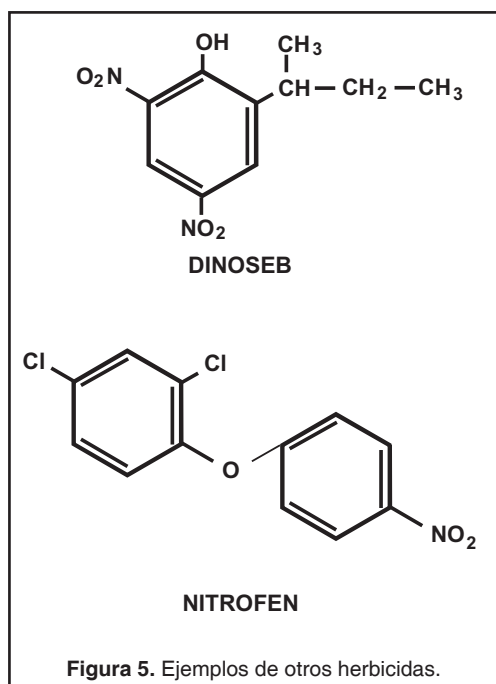
Otros Herbicidas

En vista de la gran variedad de grupos químicos y estructuras que tienen acción herbicida, no es posible discutirlos a todos detalladamente; sin embargo, debe advertirse que en 1986 el uso del dinoseb fueron prohibidos en Estados Unidos por orden de emergencia debido a su potencial para causar defectos congénitos y a su persistencia en los mantos freáticos. Éste y otros herbicidas relacionados con el nitrofen (Fig. 5), han sido prohibidos en varios países (IOCU, 1986).

Entre los herbicidas de mayor uso en la zona costera del Golfo de México, destaca el propanilo, por lo que a continuación se resume la información sobre este compuesto.

Propanilo

La 3',4'-dicloropropioanilida o propanilo (Fig. 6) es una fenilamida utilizada en grandes volúmenes como herbicida selectivo post-emergente para el control de malezas en el cultivo del arroz, es ligeramente persistente y peligroso en el ambiente (González, 1988, CICOPLAFEST,



1991). Este producto puede contener impurezas como el 3,3',4,4'- tetracloroazobenceno (TCAB) y el 3,3',4,4'- tetracloroazoxibenceno (TCAOB), (Pothuluri *et al.*, 1991).

Toxicidad sobre Organismos Acuáticos

El propanilo es un tóxico con efecto agudo para los organismos acuáticos, especialmente para los peces en estadios juveniles; tiene efectos tóxicos en los estadios larvarios de diversas especies y también se ha observado que puede provocarles la muerte o deformidades como edema en la región del pericardio con reabsorción del saco vitelino (Pothuluri *et al.*, 1991).

Según Tucker (1987), el propanilo es un potente inhibidor de la fotosíntesis del fitoplankton. La dicloroanilina (DCA), que es un residuo tóxico del propanilo, permanece en concentraciones lo suficientemente altas para producir efectos tóxicos en las poblaciones de peces aún una semana después de la aplicación del

herbicida (Pothuluri *et al.*, 1991). Popova (1973) encontró una disminución en el crecimiento de organismos expuestos durante 60 días a propanilo sin que los peces se recuperaran al cesar la exposición.

Persistencia

La vida media del propanilo en estanques es de 2 a 6 días y sus productos de degradación (DCA, TCAB y TCAOB) que son compuestos análogos a las TCCD, parecen ser persistentes en el ambiente y en el suelo (Tucker, 1987). Los factores de bioconcentración que se han reportado para propanilo son de 69 a 111 para exposiciones bajas y altas respectivamente (Pothuluri *et al.*, 1991; Rogers, 1970).

LITERATURA CITADA

- Brown, W., 1978.** Ecology of Pesticides, John Wiley and Sons, Inc. New York.
- CICOPLAFEST. 1991.** . Catálogo Oficial de Plaguicidas. Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas. SARH/SEDUE/SS. Mexico D.F 469 p.
- Cremllyn, R., 1979.** Pesticides. John Wiley and Son. New York. pp. 140-148.
- George, G., y R. Nagel, 1990.** Toxicity of lindane, atrazine and deltamethrine to early lite stages of zebra fish. *Ecotoxicol. Environmental Safety*, 20:246-255.
- González, M.A., 1988.** Diccionario de Especialidades Agroquímicas. Ediciones P.L.M. México, D.F. 645 p.
- Guenzi, W. D., 1974.** Pesticides in Soil and Water, Soil Science Society of América, Inc. Wisconsin, USA, 630 p.
- IOCU. 1986.** . The Pesticide Handbook, Profiles for Action International Organization of Consumers Union. 2a. Ed. Penang Malasia. International Organization of Consumer Unions.
- IPCS, 1984.** 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D). Environmental Health Criteria 29, WHO, Ginebra, Suiza.
- IPCS, 1989.** 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D). Environmental Health Criteria 84, WHO, Ginebra, Suiza.
- IRPTC, 1991.** Diurón, información proporcionada por el International Register of Potentially Toxic Chemicals. UNEP, Ginebra, Suiza.
- Maier-Bode, H. y K. Hartel, 1981.** Linuron and monolinuron, *Res. Rev.*, 45:95-124.
- Plimmer, J. (Ed.), 1977.** Pesticide chemistry in the 20th Century. ACS Symposium Series, 37. Washington, DC. American Chemical Society. p. 56-71.
- Popova, G.V., 1973.** Change in the morphophysiological Indices of some fish caused by Stam F-34. *Eksp. Vodn, Toksikol.*, 4: 38-49.
- Pothuluri, J.V., J.A. Hinson, y C.E. Cerriglia, 1991.** Propanil: toxicological characteristics, metabolism and biodegradation potential in soil. *J. Environ. Qual.*, 20(2): 330-347.
- Rogers, C.A., 1970.** Uptake and elimination of simazine by green sunfish *Lepomis cyanellus*. *Weed Science*, 18: 134-136.
- Stephenson, M. y G.L. Mackie, 1986.** Effects of 2,4-D treatment on natural benthic macroinvertebrate communities in replicate artificial ponds. *Aquat. Toxicol.*, 9: 243-257.
- Tucker, C.S., 1987.** Short term effects of propanil on oxygen production by plankton communities from catfish ponds. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 39: 245-250
- Way, J.M., 1969.** Toxicity and hazard to man, domestic animals and wildlife from some commonly used auxin herbicides. *Res. Rev.*, 26: 37-62.

Díaz-González, G., A.V. Botello, y G. Ponce-Vélez, 2005. Plaguicidas organoclorados en pastos y peces de los sistemas Candelaria-Panlau y Palizada del Este, laguna de Términos, Campeche, México, p. 207-224. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Plaguicidas Organoclorados en Pastos y Peces de los Sistemas Candelaria-Panlau y Palizada del Este, Laguna de Términos, Campeche, México

11

**Gilberto Díaz-González ¹, Alfonso V. Botello ²,
y Guadalupe Ponce-Vélez ³**

¹ Universidad Autónoma Metropolitana- Xochimilco

² Universidad Autónoma de Campeche

³ Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

RESUMEN

En este trabajo se presentan los niveles de plaguicidas organoclorados que fueron determinados en la biota (vegetación sumergida, pastos y peces) de los dos principales sistemas estuarinos de la laguna de Términos, Campeche (Candelaria-Panlau y Palizada del Este). Es notorio que algunos compuestos como el endrín, el epóxido de heptacloro y el DDT, muestran relaciones que confirman su ingreso reciente al área de estudio, en tanto otros como el sulfato de endosulfán demuestran que su aplicación no es reciente. Algunos de estos plaguicidas, se presentaron con gran frecuencia y en porcentajes mayores al 60% del total de las muestras. De singular importancia, es la presencia de estos compuestos en tejidos de peces empleados para el consumo humano (*Arius melanopus* y *Chiclasoma sp*) principalmente DDT y endosulfán, los cuales se consideran altamente tóxicos y persistentes y cuyos niveles rebasan las normas ambientales internacionales y nacionales, con el consecuente riesgo a la salud humana.

ABSTRACT

The levels of organochlorinated pesticides in two estuarine systems adjacent to Terminos lagoon (Candelaria-Panlau and Palizada del Este) are presented. Samples of biota (marine vegetation, grasses and fishes) was analyzed. It is noticeable the presence of chlorinated pesticides as Endrin, Heptachlore epoxide and DDT, whose shown relationships that confirm their presence from fresh inputs into the estuaries studied. Also, their frequency is high in most of the 60 % of samples analyzed. Of paramount importance, is the presence of these compounds mainly DDT and Endosulphan, which are highly toxic and persistent in tissues of fishes (*Arius melanopus* and *Chiclasoma sp*) used for human consumption, whose levels of concentration are above the limits of international and national regulations, because their potential risk for public health.

INTRODUCCIÓN

La laguna de Términos, es una de las lagunas costeras más extensas del país, con una superficie aproximada de 2500 km², de gran productividad y situada frente a la sonda de Campeche. Esta laguna y la sonda de Campeche constituyen la zona pesquera más importante del sur del Golfo de México. En años recientes, las actividades ganaderas y agrícolas han cobrado gran importancia y en forma conjunta la explotación petrolera se ha intensificado, así como una extensa y creciente producción arrocerá (Vera-Herrera *et al.*, 1989).

Dos entradas permanentes comunican la laguna de Términos con el Golfo de México: Puerto Real y Carmen (Botello, 1978; Yáñez-Arancibia y Day, 1988). La planicie costera del área de la laguna de Términos está drenada principalmente por cuatro ríos: río Candelaria cuya cuenca se localiza en la península de Yucatán y en su cauce se encuentran grandes cantidades

de carbonato de calcio; río Palizada, forma parte de la red hidrológica de los ríos Mexcalapa, Grijalva y Usumacinta; río Chumpán, se genera en la planicie costera por la unión de los ríos San Joaquín y Salsipuedes; río Sabancuy que desemboca por el oriente y los arroyos Colax, Lagarteros y Chivojá Grande; por el sur los ríos Mamantel, Candelaria y sus afluentes que convergen en la Boca de Balchacah, el Chepe, el Palizada y los arroyos las Peñas y Marentes, que desembocan en la laguna del Este la cual se comunica con la laguna de Términos por el Oeste al igual que lo hacen las lagunas y esteros de Pom, Atasta y Puerto Rico, todos comunicados entre sí (Botello, 1978; Noreña-Barroso *et al.*, 1999). La figura 1 muestra el las estaciones de colecta del presente trabajo

Después de la segunda guerra mundial, los plaguicidas organoclorados, particularmente el DDT, fueron introducidos y usados intensa-

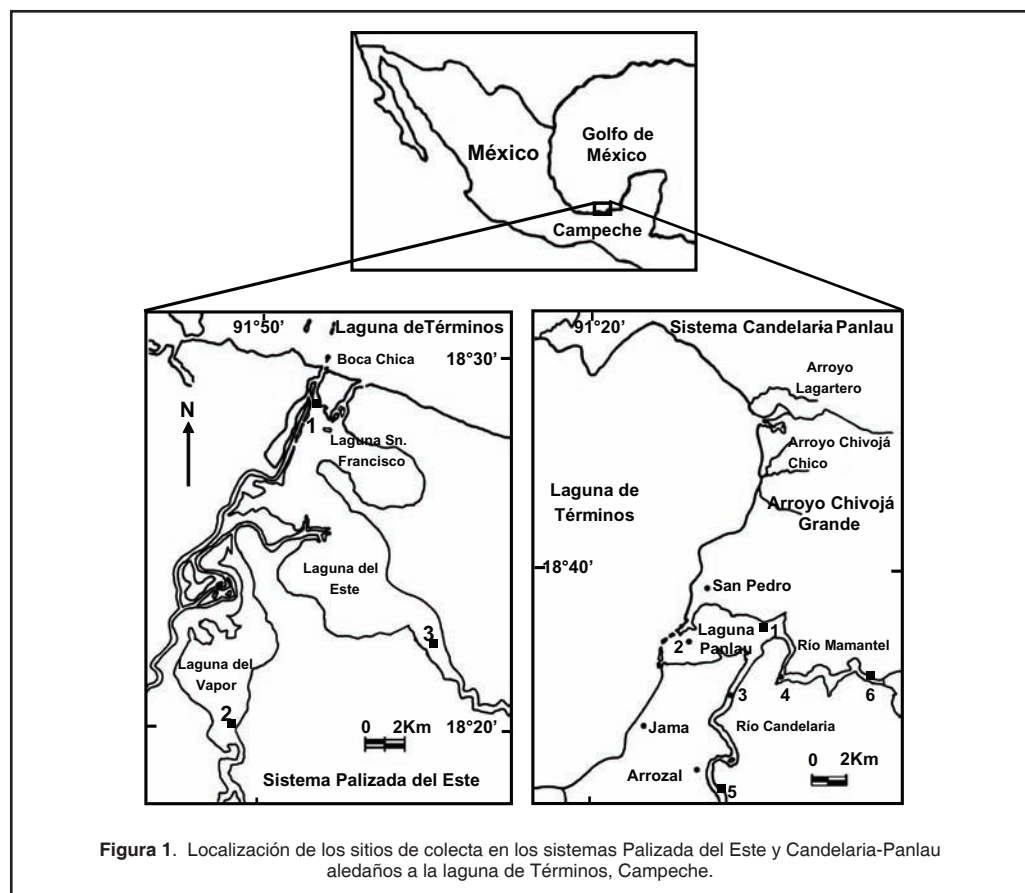


Figura 1. Localización de los sitios de colecta en los sistemas Palizada del Este y Candelaria-Panlau adyacentes a la laguna de Términos, Campeche.

mente en el país para propósitos agrícolas y como parte de campañas internacionales para la erradicación de la malaria (Botello, 2000). Con el incremento de las actividades ganaderas, agrícolas, y campañas de salud pública, los plaguicidas organoclorados han sido dispersados ampliamente en la región, por lo que

el objetivo de esta investigación fué determinar los niveles de estos contaminantes persistentes en peces de importancia comercial ya que son consumidos directamente por la población, así como los pastos marinos que sirven de refugio y fuente de nutrientes para la biota asociada al sedimento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el análisis de plaguicidas clorados se empleó un cromatógrafo de gases con sistema capilar, Hewlett Packard Modelo 5890 A, equipado con Detector de Captura de Electrones, fuente de poder ^{63}Ni , acoplado a un integrador Modelo 3290 A, columna capilar de 30 m x 0.25mmDI x 0.25 μm de grosor de capa, fase Fenil Metil Silicón al 5%, gas acarreador y auxiliar nitrógeno 1 y 30 mL/min; Inyector 260°C, Detector 300°C; programa de temperatura: inicial 170°C, final 290°C, tiempo inicial 4 min, final 5, rampa 8°C/min, purga 0.5 min, modo de inyección split-splitless.

Las muestras de pastos y peces se colectaron en junio de 1988, febrero, marzo y septiembre de 1989; fueron secadas en estufa a 60°C y después molidas y tamizadas en una malla de 250 μm .

Para la determinación de plaguicidas organoclorados en estas matrices biológicas, se usó el Método de Referencia para Estudios de Contaminación Marina No. 14, propuesto por UNEP/IAEA (1986), que consiste en lo siguiente:

Alícuotas de 2 g de tejido se colocaron con 200mL de hexano en Soxhlet por 8 horas,

después de ser reducido a 10 mL, se trató con 3 mL de ácido sulfúrico concentrado para hidrolizar los lípidos, se centrifugó por 10 min a 2500 r.p.m., se transfirió el sobrenadante a un tubo de centrifuga y se rotoevaporó a 1 mL, se eluyó la muestra en una columna de vidrio de 10 cm de largo x 1 cm de DI, empacada con fibra de vidrio, 13 g de florisil desactivado al 1.25% y 2 g de sulfato de sodio anhidro. La muestra extraída se colocó en la columna eluyendo con 7 mL de hexano (fracción 1) luego con 10 mL de dietil éter en hexano al 25% (v/v) (fracción 2); ambas fracciones fueron concentradas y se inyectó 1 μL al cromatógrafo de gases.

La identificación y cuantificación de los plaguicidas se realizó con base en los tiempos de retención y el área de los picos, comparados con el patrón establecido por la mezcla de estándares (catálogo 4-8858, Supelco Inc.) de los siguientes compuestos: αHCH , βHCH , γHCH (lindano), heptacloro, epóxido de heptacloro, aldrín, dieldrín, endrín, endrín aldehído, endosulfán I, endosulfán II, sulfato de endosulfan, p,p'-DDE, p,p'-DDD, p,p'-DDT.

DISCUSIÓN Y RESULTADOS

Sistema Candelaria-Panlau

Pastos

La vegetación costera que emerge en los márgenes de los sistemas fluvio-lagunares está cubierta principalmente por mangles y en la boca del sistema Candelaria-Panlau la vegetación sumergida está representada principalmente por praderas de *Thalassia testudinum*, en

cambio en el interior del mismo se encuentra *Ruppia marítima*. Del mismo modo existen cubiertas de macroalgas del tipo Phaeophyceae como *Gracilaria sp.* (Amezcuca, 1978; Yáñez *et al.*, 1983). Los "ceibadales" o pastos especialmente los de *Thalassia*, *Halodule*, *Ruppia* y *Syringodium*, forman un tipo especial de vegetación en las costas del mundo, ya que sus poblaciones estructuran complejas comunidades, en las que habita una gran variedad de organismos que las utilizan como base nutritiva

al estar formadas por proteínas, carbohidratos, fibras crudas, y algunos aminoácidos siendo los más importantes los ácidos aspártico, glutámico, la arginina, lisina y leucina. Sus rizomas y raíces ayudan en gran parte a la estabilización de partículas sueltas que aumentan considerablemente la proporción del sedimento.

En los pastos del sistema Candelaria-Panlau, se analizaron los plaguicidas de la familia de los DDTs, detectando al progenitor p,p'-DDT en la estación 3 (río Candelaria) en *Ruppia sp.*, con 235.4 ngg⁻¹. Por el contrario, el metabolito p,p'-DDE se reconoció en el 60% de las muestras, encontrando el valor más elevado (184.6 ngg⁻¹) en *Halodule sp.*, de la estación 4 (Panlau), y en este mismo sitio se registró la mínima cantidad de 8.4 ngg⁻¹ para el p,p'-DDD en esta misma fanerógama (Tabla 1).

De acuerdo con Lot-Helgueras (1971) la especie *Halodule wrightii* es más frecuente en áreas someras con sedimento areno-limoso y condiciones ambientales extremas en cuanto a temperatura y salinidad; lo cual coincide con esta investigación, ya que debido a la influencia de los ríos las condiciones ambientales varían frecuentemente.

Las proporciones encontradas de DDT/ Σ DDTs y DDE/ Σ DDTs, dan un cociente de 0.5, aunque el valor es menor de 1, la cantidad máxima encontrada de DDT como compuestos original, pone de manifiesto que estos valores significativos de este plaguicida aromático, sugiere que las aplicaciones de DDT en la zona han sido recientes.

En la familia de los Hexaclorociclohexanos (HCHs) no se detectó γ HCH (lindano), el isómero β HCH registró el valor más alto (49.1 ngg⁻¹), en la estación 4 (Panlau) en *Halodule sp.*, seguido del α HCH con 39.1 ngg⁻¹, en la misma fanerógama. Este isómero α apareció en el 60% de las muestras. Las proporciones α HCH/ Σ HCHs y β HCH/ Σ HCHs registraron un cociente de 0.5, menores a la unidad, sin embargo los valores son de magnitud importantes indicando que se continúan aplicando estos compuestos.

Típicamente la mezcla técnica de los HCHs está compuesta en un 70% por el α HCH, 7% β HCH, 14% γ HCH y el porcentaje restante de otros isómeros; el isómero γ HCH o lindano es

realmente el insecticida y a su vez el más tóxico de la familia, los HCHs han sido ampliamente usados en el pasado y se siguen usando en algunas partes del mundo, los reportes nos dicen que se han dispersado más de 1 millón de toneladas solamente en Asia (Tanabe *et al.*, 1982). Por otra parte se ha encontrado una mayor persistencia del isómero β HCH con respecto al α HCH (Albert, 1996; Prado *et al.*, 2005).

Del grupo de los ciclodienicos, no se encontró heptacloro, sin embargo el epóxido de heptacloro se registró en el 60% de las muestras, la máxima concentración se encontró en la estación 5 sobre el río Candelaria con 90.5 ngg⁻¹ en *Nimphaea sp.*, seguido de la estación 4 en Panlau con 18.6 ngg⁻¹ en *Halodule sp.*, y la menor concentración estuvo en el sitio 3 en el río Candelaria con 8 ngg⁻¹ en *Ruppia sp.*

El aldrín se encontró en el 40% de las muestras analizadas, situándose en primer plano la estación 5 (Río Candelaria) con 266.8 ngg⁻¹ en *Nimphaea sp.*, con una menor concentración localizamos la estación 4 (Panlau) con 39.4 ngg⁻¹ en la fanerógama *Halodule sp.*, y en esta misma especie y en el mismo sitio de colecta, el dieldrín registró 79 ngg⁻¹; el nivel mínimo fue de 4.4 ngg⁻¹ en Panlau para *Ruppia sp.*

El metabolito endrín derivado del isodrín se presentó en el 100% de las muestras analizadas, aportó la más alta concentración en la estación 4 (Panlau) con 805.7 ngg⁻¹ en la fanerógama *Halodule sp.*; para *Ruppia sp.*, el contenido de este plaguicida varió en las estaciones 6 (Río Mamantel), Panlau, 3 (Río Candelaria) con 36.7, 81 y 46.4 ngg⁻¹; finalmente la estación 5 (Río Candelaria) con 46.3 ngg⁻¹ en *Nimphaea sp.* (Tabla 1).

El endrín aldehído apareció con 85.8 ngg⁻¹ en la estación 4 (Panlau) en *Halodule sp.*, representando el 20% de las muestras analizadas. La proporción endrín aldehído/dieldrín_{total} generó un valor de 1, lo cual significa aplicaciones recientes de estos productos.

No se encontraron a los ciclodienicos endosulfán I y endosulfán II, solamente al sulfato de endosulfán con 129.2 ngg⁻¹ en la estación 4 (Panlau), en *Halodule sp.*; la presencia de este metabolito indica que su aplicación no es reciente (Tabla 1).

Tabla 1. Concentración de plaguicidas organoclorados (ngg⁻¹ peso seco) en pastos del Sistema Candelaria-Panlau (Laguna de Términos, Campeche).

Estaciones								
Plaguicidas	Junio			Febrero		— X	D.E.	%
	(06) Río Mamantel <i>Ruppia sp</i>	(05) Río Candelaria <i>Nimphaea sp.</i>	(04) Panlau <i>Halodule sp</i>	Panlau <i>Ruppia sp</i>	(03) Río Candelaria <i>Ruppia sp.</i>			
αHCH	nd	17.9	39.1	nd	19.1	15.22	16.25	76
βHCH	nd	12.7	49.1	nd	nd	12.36	21.26	61
Lindano	nd	nd	nd	nd	nd	-	-	-
Heptacloro	nd	nd	nd	nd	nd	-	-	-
Epóxido de H.	nd	90.5	18.6	nd	8	23.42	38.27	60
Aldrín	nd	266.8	39.47	nd	nd	61.25	116.17	40
Dieldrín	nd	nd	79	4.4	nd	16.68	34.89	40
Endrín	36.7	46.3	805.7	81	46.4	203.23	33.22	100
Endrín ald.	nd	nd	85.8	nd	nd	17.6	38.27	20
Endosulfán I	nd	nd	nd	nd	nd	-	-	-
Endosulfán II	nd	nd	nd	nd	nd	-	-	-
Sulf. Endosul.	nd	nd	129.2	nd	nd	25.84	57.78	20
p,p'-DDE	1.64	19.7	184.6	nd	nd	41.19	80.60	60
p,p'-DDD	nd	nd	8.4	nd	nd	1.68	3.76	-
p,p'-DDT	nd	nd	nd	nd	235.4	47.08	105.27	-
ΣPOs	38.34	453.9	1438.9	85.4	308.9			

αHCH/ΣHCHs= 0.56; βHCH/ΣHCHs= 0.45; aldrín/ΣALD= 0.79; endrín/ΣEND= 0.9;
p,p'-DDT/ΣDDTs= 0.52; p,p'-DDE/ΣDDTs= 0.5; nd<0.01 ngg⁻¹

La poca diversidad de los compuestos organoclorados en esta área puede deberse al tipo de sustrato que conforma el sistema Candelaria-Panlau, de acuerdo con Amezcua-Linares *et al.* (1980) y Páez-Osuna *et al.* (1987), el río Candelaria es el segundo sistema de importancia que fluye a la laguna de Términos y recoge gran parte de las aguas de la provincia carbonatada, encontrando en algunas áreas, como Puerto Real, 70% de carbonato de calcio. Estos sistemas también se caracterizan por presentar mayor transparencia de sus aguas, apoyando esta aseveración, Vázquez-Yáñez (1971) señala que el pasto *Ruppia marítima* característico de aguas salobres, prefiere aguas claras y poco profundas donde forma bancos muy

amplios conocidos como “ceibadales”, coincidiendo con lo reportado en esta investigación ya que el pasto predominante fue *Ruppia sp.*, seguido de *Halodule sp.*, y *Nimphaea sp.*, que toleran menor salinidad que la primera, lo cual indica que se encuentra al fondo del sistema.

De lo anterior se deduce, que a pesar de dominar los carbonatos y poco sedimento fino, algunos plaguicidas persistentes permanecen en cantidades considerables, reflejando una dosificación constante para preservar los cultivos de maíz, arroz y caña de azúcar que más se practican en la zona de estudio, confirmando la alternancia de las épocas de lluvias y estiaje.

Peces

En submuestras de tejido de peces de la especie *Arius melanopus*, se analizaron los DDTs, en primer plano se presentó el precursor p,p'-DDT y la máxima concentración se detectó en la estación 6 (río Mamantel) con 545.96 ngg⁻¹, seguido de 31.84 ngg⁻¹ en Alto Panlau; el metabolito p,p'-DDD registró 29.7 ngg⁻¹ en la estación 4 (Panlau), y valores similares de 24, 19.7 y 14.12 ngg⁻¹ respectivamente en los sitios 5 (río Candelaria), 3 (Panlau) y en la cuenca central (C.C.) de Panlau. Por otro lado, el p,p'-DDE registró valores similares de 65.24 y 67.3

ngg⁻¹ en las estaciones 5 (Río Candelaria), 3 (Panlau), y un valor mínimo en el Alto Panlau con 17 ngg⁻¹ (Tabla 2).

La sumatoria arrojó las siguientes relaciones: p,p'-DDT/ΣDDTs=0.7; p,p'-DDD/ΣDDTs=0.11; DDE/ΣDDTs=0.2, las cuales indican la mayor proporción del p,p'-DDT, sugiriendo una aplicación reciente del producto.

Los HCHs presentaron un 70% de las muestras analizadas en tejido de *A. melanopus*; el valor más alto correspondió a βHCH con 36.33 ngg-1 en la estación 1 (Sistema Candelaria),

Tabla 2. Concentración de plaguicidas organoclorados (ngg⁻¹ peso seco) en *Arius melanopus* del Sistema Candelaria Panlau (Laguna de Términos, Campeche).

Plaguicidas	Estaciones								- X	D.E.	%
	Junio			Septiembre		Febrero					
	(05) Río Candelaria	(06) Río Mamantel	Alto Panlau	(03) Panlau	(04) Panlau	Cuenca Central Panlau	(01) Sistema Candelaria				
αHCH	8.5	26.2	nd	5	nd	1.8	11.7	7.60	9.31	71	
βHCH	7	nd	10.4	3.5	16.4	nd	36.33	10.52	12.80	71	
Lindano	nd	nd	5.54	18.34	1.54	6.13	26.6	8.31	10.26	71	
Heptacloro	5	94.42	22.11	18.5	33.16	nd	43.15	30.91	31.75	85	
Epóxido de H.	1684.4	nd	nd	25.96	93.26	16	66.4	269.43	624.91	71	
Aldrín	3.11	11.2	2.13	29	136.4	5.8	450.6	91.18	165.56	100	
Dieldrín	97	nd	nd	55.68	nd	41	17	30.10	36.83	57	
Endrín	143.6	nd	204.17	111.62	143	141.25	1617	337.23	567.71	85	
Endrín ald.	21.81	nd	40.55	55.83	5	nd	236	51.31	84.19	71	
Endosulfán I	32	nd	37.1	nd	nd	6.7	nd	10.83	16.45	42	
Endosulfán II	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2.86	7.56	14	
Sulf. Endosul.	199.7	nd	12.45	nd	nd	nd	6.5	31.24	74.44	42	
p,p'-DDE	65.24	nd	17	67.3	nd	nd	nd	21.36	31.30	42	
p,p'-DDD	24	nd	nd	19.7	29.7	14.12	nd	12.50	12.59	57	
p,p'-DDT	nd	545.96	31.84	nd	nd	nd	nd	82.54	204.69	28	
ΣPOs	2311.36	677.78	387.31	410.43	458.46	232.8	2511.28				

βHCH/ΣHCHs= 0.4; epóxido de heptacloro/ΣHEPTA= 0.9 aldrín/ΣALD=0.75; endrín/ΣEND= 0.87; Sulfato de endosulfán/ΣENDOS=0.7; p,p'-DDT/ΣDDTs= 0.7; nd<0.01 ngg⁻¹

y valores similares de 16.4 y 10.4 ngg⁻¹ en 4 (Panlau) y en el Alto Panlau. En cuanto al γ HCH (lindano) la mayor concentración fue encontrada en el sitio 1 (Sistema Candelaria) con 26.6 ngg⁻¹ y un valor cercano en la estación 3 (Panlau) con 18.34 ngg⁻¹; también se registraron concentraciones similares en los peces de la Cuenca Central Panlau y del Alto Panlau con 6.13 y 5.54 ngg⁻¹ respectivamente (Tabla 2).

La suma de los tres isómeros ofrecieron las siguientes relaciones α HCH/ Σ HCHs=0.29; β HCH/ Σ HCHs=0.4; γ HCH/ Σ HCHs=0.31, todos menores a 1, aun así se observó un ligero aumento en el β HCH lo cual podría sugerir que dada su frecuencia de aparición de estos compuestos, se siguen aplicando en la zona de estudio.

La frecuencia del heptacloro fue del 85% en tejido muscular de *A. melanopus*, su valor más alto se presentó en la estación 6 (río Mamantel) con 94.42 ngg⁻¹, y en menor concentración estuvieron los peces del río Candelaria (estación 5) con 5 ngg⁻¹, (Tabla 2); continuando con la misma familia ciclodiénica, el epóxido de heptacloro se presentó en un 71% de las submuestras de estos organismos, alcanzando su máxima concentración en la estación 5 (río Candelaria) con 1684.4 ngg⁻¹ (Tabla 2).

Los compuestos de la familia del heptacloro dieron las siguientes proporciones: heptacloro/ Σ HEPTACLOROS= 0.1; epóxido de heptacloro/ Σ HEPTACLOROS= 0.9, valor cercano a la unidad, indicando la degradación del heptacloro y sugiriendo que ha transcurrido un tiempo considerable desde la aplicación de grandes cantidades del producto.

Dentro de la familia de los ciclodiénicos, el aldrín se presentó en el 100% de las submuestras de *A. melanopus*, distinguiéndose por su concentración la estación 1 (Sistema Candelaria) con 450 ngg⁻¹, siguiendo en orden descendente las estaciones 4 (Panlau), 3 (Panlau) y 6 (río Mamantel) con 136.4, 29 y 11.2 ngg⁻¹ (Tabla 2). Con una frecuencia de 57% se presentó el dieldrín, cuyo valor más destacado apareció en la estación 5 (río Candelaria) con 97 ngg⁻¹ en época de lluvias; por otro lado se observaron concentraciones análogas en los sitios 3 (Panlau) y Cuenca Central Panlau con 55.68 y 41.04 ngg⁻¹ respectivamente. La suma de aldrín y diel-

drín, produjo las siguientes relaciones: aldrín/ Σ ALDRÍN=0.75; dieldrín/ Σ ALDRÍN=0.25, advirtiendo un valor cercano a la unidad en el aldrín, indicando que este producto ha sido dispersado recientemente al área de estudio (Tabla 2).

El endrín proveniente del isodrín, ocurrió en un 85%, en muestras de tejido de *A. melanopus*, el valor más importante se localizó en la estación 1 (Sistema Candelaria) con 1617 ngg⁻¹ durante la época de "nortes" (febrero), siguiendo en orden de importancia estuvo Alto Panlau con 204.17 ngg⁻¹ en la época de lluvias (junio-septiembre). Al mismo tiempo, el metabolito endrín aldehído ocurrió con una frecuencia de 71%, manifestándose su valor más alto en la estación 1 (Sistema Candelaria) con 236 ngg⁻¹ durante la época de nortes (febrero). La suma de los metabolitos endrín + endrín aldehído, dieron las siguientes relaciones: endrín/ Σ ENDRÍN=0.87; endrín aldehído/ Σ ENDRÍN=0.13, en las cuales observamos al endrín muy cercano a la unidad, lo cual sugiere que este plaguicida ha sido aplicado recientemente a la zona de estudio (Tabla 2).

El endosulfán I tuvo una frecuencia de 43%, en los peces analizados, y se detectaron valores similares en las estaciones Alto Panlau, 5 (río Candelaria) con 37.1 y 32 ngg⁻¹ en ambos sitios. En cuanto al endosulfán II sólo se registró en el sitio 5 (río Candelaria) con 20 ngg⁻¹. Finalmente el sulfato de endosulfán registró su concentración más notable en la estación 5 ubicada en el cauce del río Candelaria con 199.7 ngg⁻¹, justo al inicio de la época de lluvias (junio-septiembre), la sumatoria de los compuestos del endosulfán, dieron las siguientes relaciones: endosulfán I/ Σ ENDOSULFÁN=0.24; endosulfán II/ Σ ENDOSULFÁN=0.06; sulfato de endosulfán/ Σ ENDOSULFÁN=0.7, en las cuales se observa un alto valor en el sulfato de endosulfán, lo cual indica que hay degradación de los compuestos y que el tiempo transcurrido desde la última aplicación del precursor endosulfán I ha sido considerable.

A pesar de que fué mayor número de estaciones muestreadas durante la época de lluvias (junio-septiembre) y menor número en la época de nortes (febrero), se observó una cierta analogía en las concentraciones de ambas épocas, eso es comprensible ya que en ambas situaciones hay fenómenos de turbulencia, que

permiten mantener en constante actividad la columna de agua, aumentando la accesibilidad de los plaguicidas organoclorados a los organismos que habitan el sistema. Según Moriarty (1975) muchos contaminantes pueden estar asociados con partículas y los efectos de turbulencia pueden incrementar el tiempo de exposición; sin embargo la tasa de entrada a los organismos dependerá del estado físico del contaminante.

La especie *A. melanopus* según Amezcua-Linares (1978) se encuentra en cifras significativas en los 4 sistemas fluvio-lagunares, presentando su mayor densidad en Candelaria-Panlau y Pom-Atasta, próximos a las bocas de la Laguna de Términos asociado a bancos de ostión y depredando sobre *Crassostrea virginica*. El mismo autor señala que *A. melanopus* en ciertas épocas del año se convierte en consumidor de tercer orden, es decir exclusivamente carnívoro. Con base en lo anterior este organismo podría ser el ideal para monitorear compuestos organoclorados justamente en la época de lluvias (previa al desove), cuando esta especie tiene mayor contenido de lípidos.

En lo que respecta al precursor p,p'-DDT, de acuerdo con Murty (1986) este plaguicida aromático es raramente registrado en muestras ambientales ya que por lo general el metabolito p,p'-DDE es el principal componente de los Σ DDTs, sin embargo Butler *et al.* (1979) afirman que cuando el p,p'-DDT es alto, indica una contaminación reciente, captada a través de la materia particulada o directamente del sedimento como sucede en los organismos bentónicos. Esta aseveración coincide con lo encontrado en esta investigación, ya que los valores para el p,p'-DDT fueron mayores.

El p,p'-DDE fue tres veces menor que su progenitor, el p,p'-DDT y el p,p'-DDD seis veces menor, el valor total del DDT (Σ DDTs) fue de 814.86 ngg⁻¹ peso seco, por otro lado Stout *et al.* (1981) reportan que los máximos valores de Σ DDTs encontrados en tejido muscular de los peces roca y sable de la bahía de Santa Mónica, California, estuvieron en un rango de 4-15 μ gg⁻¹ peso seco, de 4 a 15 veces arriba del límite establecido por la FDA (0.06 μ gg⁻¹ peso seco). Por otro lado Mearns *et al.* (1988) explican que la FDA ha establecido límites permisibles para consumo humano de 5 μ gg⁻¹ peso

húmedo (1 μ gg⁻¹ peso seco) de Σ DDTs, así mismo Albert (1988) informa que valores elevados de DDT puede deberse al uso continuo de este compuesto en el país, ya que todavía en 1986 se producían en México cerca de 4,000 toneladas anuales. De lo anterior se desprende que los valores aquí representados no rebasan los límites establecidos por la FDA; sin embargo, éste tipo de contaminación puede agravarse cuando los organismos son consumidos por amplios sectores de la población.

En cuanto a la familia de los hexaclorociclohexanos (HCHs), sobresalió el β HCH con una suma total de 73.63 ngg⁻¹, valores similares totales 58.15 y 53.2 ngg⁻¹ se registraron en γ HCH (lindano) y α HCH, las concentraciones parciales más dominantes se observaron en la época de nortes (febrero). Hay una variedad de factores que determinan la presencia de los HCHs, una de ellas es que su presión de vapor es de 9.4×10^{-6} mm de Hg a 20°C, nueve veces mayor que el DDT por lo que se convierte en uno de los compuestos más solubles de los organoclorados, dadas estas propiedades, Ray *et al.* (1985) afirman que los HCHs se han aplicado en cantidades masivas en todo el mundo, y que debido a ese uso intensivo son los plaguicidas clorados más abundantes observados en las áreas atmosféricas marinas; sin embargo esta frecuencia se centra en el promedio de partición entre α y γ HCH, Mearns (1988) reporta que el γ HCH, fue encontrado en el 16% de peces estuarinos entre 1980-1981 en el área de los Angeles, California y el Río Colorado cerca de la frontera con México, en un intervalo de 2-30 ngg⁻¹ peso seco.

El heptacloro y su epóxido se vieron incrementados durante el periodo de lluvias (junio-septiembre) en dos órdenes de magnitud en relación a la época de "nortes" (febrero). Al parecer el lavado de las tierras influye en gran medida en estas concentraciones; Wan *et al.* (1989) informan que el DDT, HCH y heptacloro se usan con frecuencia en tierras donde se cultiva forraje para ganado lechero, caña de azúcar, frutales y producción de hortalizas. Esto podría explicar los altos valores encontrados, ya que esta zona debido a la fertilidad de sus suelos es adecuada para este tipo de cultivos.

En cuanto a los límites de tolerancia para el heptacloro en peces destinados al consumo

humano, Mearns *et al.* (1988) señalan que el criterio de la FDA para este ciclodiénico es de $0.3 \mu\text{gg}^{-1}$ peso húmedo ($0.06 \mu\text{gg}^{-1}$ peso seco). El heptacloro en la estación 6 ubicada en el río Mamantel durante la época de lluvias, sobrepasa en una orden de magnitud la norma establecida por la FDA; en cambio el epóxido de heptacloro rebasó la norma en varias órdenes de magnitud en la estación 5 (río Candelaria) en la época de lluvias, las estaciones restantes están en el límite.

Las concentraciones de aldrín fueron más altas en la época de "nortes" que en la de lluvia, sin embargo los datos son muy heterogéneos, de acuerdo a Schoor (1981) en contadas ocasiones se encuentran altos valores de aldrín, debido a que es rápidamente metabolizado a dieldrín y esto ocurre sólo cuando la aplicación es reciente, esto probablemente justifica la heterogeneidad de los valores. Mearns (*op cit*), en el Proyecto de Vigilancia Béntica en el Sureste del Golfo de México y Costa Pacífica en 1984 detectaron valores promedio de 0.2ngg^{-1} peso seco.

Por otro lado el dieldrín alcanzó valores altos en la época de lluvias y ligeramente menores en época de "nortes", sin embargo se observaron concentraciones más uniformes en relación al aldrín; históricamente, el dieldrín ha sido el ciclodieno detectado con más frecuencia en peces de zonas costeras, en 10,000 muestras de tejido muscular Mearns y colaboradores (1988) encontraron un intervalo desde 1 hasta 312ngg^{-1} peso seco, 5 veces el límite de tolerancia de la FDA de 60ngg^{-1} peso seco; en este trabajo, el dieldrín rebasó el límite de la FDA, únicamente en la estación 5 (río Candelaria) en la época de lluvias. De acuerdo a Brown (1978) el dieldrín se usó intensivamente para controlar las plagas del arroz en California causando la muerte de 60,000 peces en un año.

El plaguicida endrín ha sido el compuesto que a lo largo de esta investigación ha ocupado lugares importantes en el área de estudio, la concentración más notable se presentó en época de "nortes" con 1617ngg^{-1} , aunque es un caso aislado, ya rebasa en forma considerable los límites de tolerancia de la FDA, sin embargo en la época de lluvias los valores fueron de menor concentración pero más homogéneos, rebasando de 1 a 3 veces la norma de esta agencia.

McEwen y Stephenson (1979) aseveran que el endrín es el más tóxico de los ciclodiénicos, con un LD50 oral para ratas de aproximadamente 7mgkg^{-1} y una toxicidad dérmica de 10mgkg^{-1} . Por otro lado Brown (*op cit*) reporta que el endrín fue considerado como el mayor factor de muerte extensiva de peces en la parte baja del río Mississippi en el otoño de 1960.

En lo relativo al endosulfán, el valor más notable se observó en el metabolito sulfato de endosulfán con 199.7ngg^{-1} peso seco, Mearns *et al.* (1988) informan que el endosulfán I, II y el sulfato, se observaron en 4,500 muestras de peces marinos y estuarinos de Moss Landing Monterey, la concentración más alta en peces marinos de endosulfán total fue de 280ngg^{-1} peso seco.

En relación a la presente investigación, el intervalo de valores en endosulfán I y endosulfán II fue de $6.7\text{-}37.1 \text{ngg}^{-1}$ peso seco, en cambio el sulfato de endosulfán presentó valores de 6.5 a 199.7ngg^{-1} peso seco, los altos valores encontrados en esta zona como ya se señaló, se deben probablemente al intenso cultivo de arroz y para preservarlo se utilizan grandes cantidades de este producto. Por otro lado McEwen y Stephenson (1979) afirman que a pesar de que el endosulfá es altamente tóxico para los peces, no se bioacumula en los tejidos como lo hacen el endrín heptacloro, epóxido de heptacloro y cuando se ha detectado al sulfato de endosulfán en tejido de animales, se ha comprobado que permanece solo por breves periodos de tiempo.

Sistema de Palizada del Este

Vegetación Sumergida

Con base en los estudios de Vera-Herrera *et al.* (1988), el sistema Palizada además de constituir el principal aporte dulceacuícola de la laguna de Términos, posee grandes comunidades de vegetación acuática, así como mangles de tipo ripariano, considerados como los de mayor desarrollo del continente. Por otro lado, los mismos autores señalan que los grupos florísticos de los sistema costeros, actúan como filtros de sedimentos, nutrientes y contaminantes,

disminuyendo los aspectos negativos de los contaminantes y reciclando los nutrientes para transformarlos en materia orgánica; Páez-Osuna *et al.* (1987) estimaron para 1981 una descarga anual de 6000 millones de m³ y una carga de sólidos suspendidos del orden de 57, 200 millones de gramos.

En el sistema Palizada se analizaron los plaguicidas de la familia de los DDTs entre ellos el p,p'-DDT fue encontrado en el 20% de las muestras, localizándose en la estación 3 (laguna del Vapor) con 54 ngg⁻¹ en la hidrofita *Vallisneria americana*, por otro lado se observó la ausencia de este compuesto en el resto de las estaciones. En cuanto al metabolito p,p'-DDE se detectó en el 60% de las muestras, la concentración más alta se encontró en la estación 3 (laguna del Vapor) con un valor de 109.8 ngg⁻¹ peso seco en *V. americana*. Por último dentro de la misma familia se detectó la presencia del metabolito p,p'-DDD en el 40% de las muestras. Las relaciones de la Σ DDTs y sus metabolitos, se obtuvieron los siguientes valores: p,p'-DDT/ Σ DDTs=0.18, p,p'-DDE/ Σ DDTs=0.67, p,p'-DDD/ Σ DDTs=0.15, donde se observa al p,p'-DDE con un valor cercano a la unidad, confirmando la degradación del predecesor DDT a DDE por algunos organismos como peces, cuyos productos de excreción probablemente son incorporados a los pastos, (Tabla 3).

Para la familia de los HCHs se observó que el α HCH se presentó en el 80% de las estaciones localizándose el valor más elevado en la estación 2 (laguna del Este) con 24.22 ngg⁻¹ en *V. americana*. Del mismo modo, el β HCH apareció en el 100% de las estaciones, el valor más importante correspondió a la estación 2 (laguna del Este) con 47 ngg⁻¹. En la familia de los hexaclorociclohexanos (HCHs) la concentración más elevada del compuesto γ HCH (lindano), se encontró para la estación 2 (laguna del Este) con 20 ngg⁻¹ y con 19 ngg⁻¹ para la estación 3 (laguna del Este). De las relaciones calculadas para la familia de los HCHs, se obtuvieron las siguientes proporciones: α HCH/ Σ HCHs=0.35, β HCH/ Σ HCHs=0.39, γ HCH/ Σ HCHs=0.25; se observa un valor más alto para β HCH (0.39), sugiriendo degradación de los compuestos y a su vez la aplicación reciente de los mismos (Tabla 3).

Los compuestos clorados analizados más abundantes fueron los ciclodiénicos, bajo esta denominación se agrupa a aquellos insecticidas que se caracterizan por una estructura química similar, que consiste fundamentalmente en un anillo cíclico, con doble enlace y puente metilénico, el cual puede estar unido o no a otro anillo, u otros grupos. Todos estos productos pueden obtenerse a través de la síntesis de Dield-Alder o ciclodiénica (Barrera, 1976).

Dentro de esta familia el heptacloro fue reconocido en el 60% de las estaciones, obteniéndose su máxima concentración en la estación 2 (laguna del Este), con 63.65 ngg⁻¹, siguiendo la estación 3 (laguna del Vapor) con un valor de 44.73 ngg⁻¹. En cuanto al metabolito epóxido de heptacloro aunque en menores concentraciones que su predecesor, se detectó en el 80% de las estaciones, su valor más notable se localizó en la estación 2 en la laguna del Este con 16.5 ngg⁻¹ en *V. americana* (Tabla 3). La información que se desprende de la Σ HEPTACLOROS con cada uno de los plaguicidas individuales de la familia es la siguiente: heptacloro/ Σ HEPTACLOROS=0.75, epóxido de heptacloro/ Σ HEPTACLOROS=0.25, estas proporciones sugieren que el heptacloro ha sido aplicado recientemente al área ya que su cociente está cercano a la unidad (Tabla 3).

Dentro de la familia de los ciclodiénicos el progenitor aldrín se presentó en el 60% de las estaciones, en la hidrofita *V. americana*, destacándose en la 3 de la laguna del Vapor, con un valor de 188.6 ngg⁻¹. Por lo que respecta al metabolito dieldrín, éste se presentó únicamente en la estación 2 (laguna del Este) con 58.7 ngg⁻¹ en la especie *V. americana*. De la suma de ambos compuestos, aldrín/ Σ ALDRÍN=0.84 cercano a la unidad, sin embargo la proporción dieldrín/ Σ ALDRÍN=0.15, indicando la reciente aplicación del predecesor aldrín a la zona de estudio (Tabla 3).

El plaguicida endrín proveniente del isodrín, fue el compuesto más frecuente ya que apareció en el 100% de las estaciones, los valores preponderantes se localizaron en las estaciones 2 (laguna del Este), época de lluvias, 2 (laguna del Vapor), estación 3 (laguna del Este), época de secas con 437 ngg⁻¹, 401.6 ngg⁻¹ y

Tabla 3. Concentración de plaguicidas organoclorados (nng⁻¹ peso seco) en pastos del Sistema Palizada del Este (Laguna de Términos, Campeche).

Estaciones								
Plaguicidas	Junio			Marzo		\bar{X}	D.E.	%
	(01) Boca Chica	(02) Laguna del Este	(03) Laguna del Vapor	(03) Fondo Laguna del Este	(03) Laguna del Este			
	<i>Typha latifolia</i>	<i>Vallisneria americana</i>						
α HCH	18.88	24.22	21.89	nd	5.30	23.06	17.99	80
β HCH	7.08	47	12.14	12.27	8.94	17.49	16.64	100
Lindano	nd	20	nd	12	19	10.20	9.81	60
Heptacloro	nd	63.65	44.73	nd	21	25.88	28.04	60
Epóxido de H.	13.62	16.5	nd	8.94	3.84	8.58	6.79	80
Aldrín	nd	95.9	188.6	nd	37.22	64.34	79.77	60
Diendrín	nd	58.7	nd	nd	nd	11.74	26.25	20
Endrín	45.4	437	401.6	24.38	107	203.08	200.10	100
Endrín ald.	nd	nd	130.6	nd	84.73	43.07	61.16	40
Endosulfán I	nd	16	79.11	nd	11.75	21.37	33.05	60
Endosulfán II	nd	38	nd	nd	nd	7.60	16.99	20
Sulf. Endosul.	nd	nd	102.9	nd	68.91	64.36	48.56	40
p,p'-DDE	19.32	74	109.8	nd	nd	40.62	49.13	60
p,p'-DDD	nd	21.9	23.98	nd	nd	9.18	12.59	40
p,p'-DDT	nd	nd	54	nd	nd	10.80	24.15	20
Σ POs	104.30	912.96	1169.35	57.59	367.69			

α HCH/ Σ HCHs= 0.35; β HCH/ Σ HCHs= 0.39; heptacloro/ Σ HEPTA=0.75; aldrín/ Σ ALD=0.84; endrín/ Σ END= 0.82; sulfato de endosulfán/ Σ ENDOS= 0.55; p,p'-DDE/ Σ DDTs= 0.67; nd<0.01 ngg⁻¹

107 ngg⁻¹, en *V. americana*. En relación al metabolito endrín aldehído, éste se presentó en las estaciones 3 (laguna del Vapor), 3 (laguna del Este) con valores de 130.6 y 84.73 ngg⁻¹, en la hidrófita *V. americana*. A través de la suma de estos compuestos, se obtuvieron las siguientes relaciones: endrín/ Σ ENDRÍN=0.82; endrín aldehído/ Σ ENDRÍN=0.17, lo cual indica la degradación de los compuestos y por otro lado revela aplicaciones recientes del endrín al área (Tabla 3).

Se presentó en el 60% de las submuestras de la hidrófita sumergida *V. americana*, manifestando su máxima expresión en la estación 3 en la Laguna del Vapor con 79.11 ngg⁻¹. En cuan-

to al metabolito endosulfán II, su frecuencia de aparición fue del 20% la hidrófita sumergida *V. americana*, con 38 ngg⁻¹. Posteriormente el metabolito sulfato de endosulfán apareció sólo en un 40% en submuestras de esta planta con una concentración moderada de 102.9 ngg⁻¹. En cuanto a las proporciones de la suma del precursor endosulfán y sus metabolitos, se tiene lo siguiente: endosulfán I/ Σ ENDOSULFÁN=0.32, endosulfán II/ Σ ENDOSULFÁN=0.12, sulfato de endosulfán/ Σ ENDOSULFÁN=0.56, se observó una relación mayor con el sulfato lo cual indica que el predecesor endosulfán se aplicó desde hace un tiempo considerable en el área de estudio (Tabla 3).

Las altas concentraciones de plaguicidas observadas en submuestras de pastos del Sistema Palizada del Este, se incrementaron en la época de lluvias, destacándose en primer plano la estación 3 de la laguna del Vapor en *V. americana*, los compuestos que permanecieron constantes en el periodo de lluvias y sequía fueron endrín y β HCH; el compuesto menos frecuente fue el p,p'-DDT.

Por otra parte como ya se señaló, el Sistema Palizada del Este es la mayor entrada de agua dulce a la Laguna de Términos, Vera-Herrera (1988) y Fuentes Yaco (1990) reportan variaciones de salinidad de 0.42-6.38‰, alcanzando su valor más alto en el mes de junio. Los autores citados señalan que debido al dominio dulceacuícola, *V. americana* aporta el 90% de la biomasa. Marchais y Caprais (1985) afirman que hay una significativa correlación entre los contaminantes y los parámetros ambientales como alta turbidez, material suspendido y salinidades menores de 28‰, esta información se relaciona íntimamente con la presente investigación y quizá esto explique el comportamiento de los plaguicidas citados.

Peces

De acuerdo con los estudios de Rojas-Galavíz *et al.* (1988) de 7,469 individuos de peces capturados en el Sistema Palizada, las especies dominantes fueron: *Arius melanopus*, *Anchoa mitchilli*, *Eugerres plumieri*, *Bairdiella chrysoura*, *Bairdiella ronchus*, *Petenia splendida*, *Micropogonias furnieri/undulatus*, *Dorosoma petenense*, *Diapterus rhombeus*, *Diapterus auratus*, *Sphoeroides nephelus*, *Centropomus paralellus*, *Sphoeroides testudineus*, *Dasyatis sabina* y *Cynoscion nebulosus*. El grupo de peces anotados utilizan al Sistema Palizada en varios estadíos de su ciclo de vida; sin embargo a pesar de que observaron que las especies de *Cichlasoma spp.* son abundantes, las capturas mostraron cantidades insignificantes.

Se analizaron en su mayoría submuestras de músculo del género *Cichlasoma spp.* y en una sola estación la especie *Arius melanopus*; se monitorearon 15 plaguicidas, de los cuales el progenitor p,p'-DDT se presentó en el 71% de las muestras, surgiendo su valor más importante en la estación 3 de la laguna del Este

con 2632.6 ngg⁻¹, y en la Laguna del Vapor con 2407.2 ngg⁻¹, ambas en la época de lluvias. El metabolito p,p'-DDE ocurrió con una frecuencia de 86%, su máxima concentración se registró en la estación 3 en la laguna del Vapor con 29.26 ngg⁻¹, seguido de la estación 17 en el cauce del Palizada con 16.61 ngg⁻¹ ambas en *Cichlasoma spp.* El metabolito p,p'-DDD apareció en el 57% de las muestras evaluadas, valores similares se encontraron en las estaciones 1 (Boca Chica) en *A. melanopus* con 33.61 ngg⁻¹, 17 (Palizada) en *Cichlasoma spp.* con 28.8 ngg⁻¹. De la suma del progenitor más sus metabolitos se desprenden las siguientes relaciones: p,p'-DDT/ Σ DDTs=0.99, p,p'-DDE/ Σ DDTs=0.005, p,p'-DDE/ Σ DDTs=0.008, observándose un valor cercano a la unidad en el p,p'-DDT, sugiriendo aplicaciones recientes de este plaguicida (Tabla 4).

Los hexaclorociclohexanos (HCHs) se manifestaron en un 71% de las muestras analizadas. Por otro lado el β HCH ocupó el 42% de las muestras detectadas, valores semejantes se registraron en las estaciones 1 (Boca Chica) y 17 (Palizada) con 39.42 y 22.6 ngg⁻¹ respectivamente. En contraste, el γ HCH apareció con una frecuencia del 57%, y concentraciones en el mismo orden de magnitud se observaron en las estaciones 1 de Boca Chica, 17 de Palizada con 31.22 y 26.18 ngg⁻¹ en el periodo de lluvias. La suma de los isómeros aportaron las siguientes proporciones: α HCH/ Σ HCHs=0.44, β HCH/ Σ HCHs=0.27, γ HCH/ Σ HCHs=0.29; los cocientes generados sugieren una degradación de los compuestos, y el dominio del α HCH indica aportaciones frescas de estos compuestos (Tabla 4).

Con respecto a la familia de los plaguicidas clodiénicos, el heptacloro ocupó el 71% de las muestras, su valor más significativo fue encontrado en la estación 1 (Boca Chica) con 106.18 ngg⁻¹ durante el periodo de lluvias. El valor más bajo se localizó en la estación 2 de la laguna del Este con 12.38 ngg⁻¹ en la temporada de lluvias. El metabolito epóxido de heptacloro, apareció en el 42% de las estaciones, su valor más notable se registró en la estación 17 de Palizada con 309.1 ngg⁻¹ en el lapso de lluvias. La sumatoria del progenitor más su metabolito, ofrecieron las siguientes proporciones: heptacloro/ Σ HEPTACLOROS=0.38, epóxido de heptacloro/ Σ HEPTACLOROS=0.62, donde

se pudo observar que el epóxido de heptacloro rebasa 1.6 veces a su progenitor, lo cual indica que la aplicación del heptacloro no es reciente (Tabla 4).

En la familia de los ciclodiénicos, el aldrín ocurrió en el 85% de las estaciones del sistema Palizada, su máxima concentración se presentó en la estación 10 en el fondo de la laguna del Vapor con 560.41 ngg^{-1} en la temporada de secas, finalmente el valor más bajo registrado se encontró en la estación 1 (Boca Chica) en la temporada de lluvias con 1.74 ngg^{-1} . El metabolito dieldrín se presentó en un 28% de las muestras, concentraciones similares se encontraron en las estaciones 17 (Palizada) en *Cichlasoma spp.*, 1 (Boca Chica) en *A. melanopus*, con 7.53 y 6.47 ngg^{-1} respectivamente. La sumatoria del precursor aldrín más su metabolito dieldrín proporcionaron las siguientes relaciones: $\text{aldrin}/\Sigma\text{ALDRÍN} = 0.98$, $\text{dieldrin}/\Sigma\text{ALDRÍN} = 0.019$, de las cuales se observa que el aldrín está muy cerca de la unidad, sugiriendo que este compuesto ha sido aplicado recientemente (Tabla 4).

Aldrín y dieldrín han sido prohibidos en la mayoría de los países desarrollados, pero en otros, el aldrín todavía es usado para eliminar termitas, la exposición aguda causa efectos adversos, entre ellos dolor de cabeza, dolor muscular, convulsiones, pérdida de conciencia y posiblemente muerte; el dieldrín es 40 a 50 veces más tóxico que el DDT (WFPFA, 2000).

Siguiendo con la familia mencionada, se tiene en primer plano al endrín proveniente del isodrín que se presentó en el 57% de las estaciones del Sistema Palizada, su valor más notable se localizó en la estación 10 (fondo de laguna del Este) en el periodo de secas con 2286.4 ngg^{-1} . En lo que respecta al metabolito endrín aldehído, éste apareció en el 71% de las muestras, su valor más notable se detectó en la estación 2 (laguna del Este) en *Cichlasoma spp.*, con 253.31 ngg^{-1} , menores concentraciones se observaron en el sitio 1 (Boca Chica) en la época de lluvias en la especie *A. melanopus* con 47.26 ngg^{-1} . La suma de los metabolitos endrín más endrín aldehído dieron los siguientes resultados: $\text{endrín}/\Sigma\text{ENDRÍN} = 0.88$, $\text{endrín aldehído}/\Sigma\text{ENDRÍN} = 0.12$, donde se aprecia que el cociente del endrín tiene un valor semejante a

la unidad y esto indica la aplicación reciente del endrín al área de estudio (Tabla 4).

Finalmente en la familia de los ciclodiénicos el endosulfán I se presentó con una frecuencia del 57% en las estaciones del sistema Palizada, su mayor concentración se generó en la estación 3 (laguna del Vapor) con 99 ngg^{-1} en el periodo de lluvias. En lo que respecta al endosulfán II su frecuencia de ocurrencia fue del 14% cuya única concentración se registró en la estación 17 (Palizada) con 35.8 ngg^{-1} , así mismo el sulfato de endosulfán registró en la misma estación una concentración de 49.7 ngg^{-1} ambas en *Cichlasoma spp.* De la suma del precursor y sus metabolitos se obtuvieron las siguientes relaciones: $\text{endosulfán I}/\Sigma\text{ENDOSULFÁN} = 0.64$, $\text{endosulfán II}/\Sigma\text{ENDOSULFÁN} = 0.15$, $\text{sulfato de endosulfán}/\Sigma\text{ENDOSULFÁN} = 0.21$; de los cocientes proporcionados se observó que el endosulfán I fue mayor que los otros metabolitos, lo cual sugiere aplicaciones relativamente recientes a la zona de estudio (Tabla 4).

De acuerdo con los resultados apuntados con anterioridad, se pudo discernir tres épocas, lluvias (junio-septiembre), luego un periodo de transición entre "nortes" y principio de secas (febrero) y secas (marzo), sin embargo el número de estaciones fue mayor para la época de lluvias y menor para las restantes, con base en estas observaciones era de esperarse que las concentraciones de plaguicidas organoclorados en el Sistema Palizada fueran superiores al periodo de transición y al de secas, pero al parecer hay una cierta semejanza sobre todo en el mes de septiembre, en el que los compuestos p,p'-DDT, heptacloro más sus respectivos metabolitos e isómeros de HCH, siguieron un comportamiento homogéneo. Por el contrario, en la época de transición y secas el proceso se invierte, aparecen el aldrín, endrín y el endosulfán I en altas concentraciones y, aunque esporádicas, si sumáramos las aportaciones rebasaríamos proporcionalmente en dos órdenes de magnitud a la época de lluvias. La explicación de este comportamiento aparentemente anómalo se debe a que realmente el sistema Palizada no sufre cambios bruscos en la sequía como en otras áreas, ya que siguen permaneciendo zonas anegadas y el flujo de los ríos aunque reducido sigue ocurriendo.

Tabla 4. Concentración de plaguicidas organoclorados (ngg-1 peso seco) en peces del Sistema Candelaria del Este (Laguna de Términos, Campeche).

Estaciones										
Plaguicidas	Junio			Sep.	Febrero	Marzo		X	D.E.	%
	(01) Boca Chica	(01) Laguna del Este	(03) Laguna del Vapor	(17) Palizada	(01) Boca Chica	(03) Laguna del Este	(10) F. Laguna del Vapor			
	<i>Chichlasoma spp</i>				<i>A. melanopus</i>	<i>Chichlasoma spp</i>				
αHCH	75.64	nd	4	9	24.98	2.14	nd	16.54	27.49	71
βHCH	39.42	nd	nd	22.6	nd	9.73	nd	10.25	15.41	42
Lindano	31.22	nd	10.64	26.18	8.30	nd	nd	10.91	12.97	57
Heptacloro	106.18	12.38	48.7	35.72	33.26	nd	nd	33.75	36.99	71
Epóxido de H.	nd	nd	nd	309.10	nd	44.07	26.75	54.27	113.71	42
Aldrín	1.74	nd	89	50.26	3.99	10.8	560.41	102.31	204.68	85
Dieldrín	nd	nd	nd	7.53	6.47	nd	nd	2.0	3.43	28
Endrín	nd	nd	85.87	493	319.5	nd	2286.4	3312.11	8369.05	57
Endrín ald.	nd	253.31	78.64	nd	47.26	29.32	15.45	60.57	89.44	71
Endosulfán I	nd	nd	99	19.3	22.38	11.10	nd	21.68	35.77	57
Endosulfán II	nd	nd	nd	35.8	nd	nd	nd	5.11	13.53	14
Sulf. Endosul.	nd	nd	nd	49.7	nd	nd	nd	7.10	18.78	14
p,p´-DDE	nd	nd	29.26	16.61	7	nd	nd	7.55	11.41	42
p,p´-DDD	nd	nd	12.08	28.8	33.61	14.45	nd	1271	14.05	57
p,p´-DDT	1131.57	888	2407.2	1450.3	2045.8	2632.6	nd	1507.92	927.9	85
ΣPOs	1385.77	1153.7	2864.48	2553.97	2552.56	2754.21	2889.01			

αHCH/ΣHCH= 0.44; epóxido de heptacloro/ΣHEPTA= 0.62; aldrín/ΣALD=0.98; endrín/ΣEND= 0.88; endosulfán I/ΣENDOS=0.64; p,p´-DDT/ΣDDTs= 0.99; nd<0.01 ngg⁻¹

Los organismos acuáticos y en particular los peces, pueden acumular residuos de plaguicidas clorados directamente del agua a través de sus procesos respiratorios y alimenticios, por lo que es adecuado seleccionar para evaluaciones ecológicas aquellas especies que estén cerca del tope de la cadena trófica (Moriarty, 1975). En lo que se refiere a las especies de peces analizadas, *Cichlasoma spp.*, son omnívoros bien adaptados al medio, en cuanto a *A. melanopus*, consumen crustáceos, pequeños peces y demás fauna béntica, Rojas-

Galavíz *et al.* (1988) reportan que *Cichlasoma spp.*, y *A. melanopus* son residentes permanentes del sistema Palizada, ubicando al primero, como típicamente dulceacuícola y las restantes como estuarinas.

La información que se genera del sistema Palizada proviene en su mayoría de *Cichlasoma spp.* y debido a su permanencia en aguas dulces recibe en forma directa las descargas de los ríos, convirtiéndose así, en invaluable fuente de referencia de los proba-

bles contaminantes antes de que se distribuyan a las áreas salobres y posteriormente a las de mayor salinidad. Quizás esto explique los altos valores encontrados del precursor p,p'-DDT, estos datos se ven favorecidos al observar mayores concentraciones de compuestos en *Cichlasoma spp.*, que en *A. melanopus* en el periodo de transición "nortes"/secas. Por otra parte Galassi *et al.* (1981) aseveran que los caracteres físicos y condiciones ambientales de los cuerpos de agua son factores importantes que determinan los niveles de los contaminantes en los peces. Picer *et al.* (1978) reportan que en los ambientes dulceacuícolas el DDT es acumulado más extensivamente que los PCBs, además afirman que en el ambiente marino ocurre lo contrario, las mismas especies acumulan más PCBs que DDT. Esto ocurre con los salmones del río Miramichi de Canadá después que han migrado al mar. Sin embargo, los valores encontrados ya rebasan en una orden de magnitud, la norma de la FDA de $1 \mu\text{gg}^{-1}$ peso seco. Según Gardner *et al.* (2003) la producción de DDT ha disminuido de 80,000 toneladas por año en los 60s a 25 toneladas por año en los 90s.

Los HCHs dominaron durante la época de lluvias, sobresaliendo el α HCH con 75.64 ngg^{-1} , Barrera (1976) reporta que en los procesos comunes de obtención del β HCH, el isómero gamma (lindano) constituye alrededor del 12 al 15% y el resto está constituido por los demás isómeros, de los que α es el predominante (60-70%), además debido a su presión de vapor de 9.4×10^{-6} mm de Hg, se le ha usado en cultivos industriales en conjunción con el DDT el cual tiene una presión de vapor 1.9×10^{-7} mm de Hg. Probablemente esto explique el comportamiento del α HCH y por otro lado el γ HCH es el isómero más tóxico del grupo el cual se encontró en una cantidad promedio de 10.91 ngg^{-1} .

El heptacloro dominó en la temporada de lluvias alcanzando un máximo valor de 106.18 ngg^{-1} , Mearns *et al.* (1988) reportan que el epóxido de heptacloro ocurre con mayor frecuencia que el heptacloro, esto se concluye después de que se analizaron varias muestras correspondiente a los años 1960-1970, y tomando en cuenta las normas de la FDA para consumo humano, el epóxido de heptacloro en promedio rebasa en dos órdenes de magnitud la norma de dicha agencia. Del mismo modo,

debido a la presión de vapor 3×10^{-4} mm de Hg, este compuesto aumenta sus posibilidades de permanecer por largo tiempo en el sistema, y no es de extrañarse que su epóxido se encuentre en altas concentraciones en el periodo de secas.

Dentro del espacio de esta investigación se observó que el aldrín se presentó en cantidades significativas sobre todo en los peces, sin embargo, Butler y Shutzman (1978) reportan que en 144 muestras de peces estuarinos encontraron un máximo de 50 ngg^{-1} peso seco, muy cercano a la norma de la FDA de 60 ngg^{-1} , por otro lado el máximo valor encontrado en esta investigación fue de 560.41 ngg^{-1} justamente en el periodo de secas, rebasando en varias órdenes la norma establecida por la FDA. Aunque el aldrín no se reporta en alguna preservación de cultivos agrícolas, se sigue aplicando junto con el DDT en las campañas de la SSA contra la malaria y otros vectores causantes de epidemias similares, Brown (1978) afirma que el aldrín tiene acción neurotóxica y ataca el sistema nervioso central de los insectos, probablemente por la formación compleja de transferencia/carga dentro de las membranas presinápticas. En relación a los datos discutidos, el dieldrín se presentó en concentraciones mínimas, muy por debajo de la norma de la FDA. A pesar de que el endrín ocurrió en el 57% de las muestras analizadas, se encontraron valores de 2286.4 ngg^{-1} ocurrido en la temporada de secas en la estación 10 (fondo laguna del Vapor), ya que según Ali *et al.* (1987) el endrín está considerado ser el más tóxico de todos los organoclorados comerciales.

Por otro lado el endosulfán al parecer es el compuesto que más se aplica en los cultivos de los lugares estudiados, ya que su presencia es común en las muestras analizadas, en el sistema Palizada, los compuestos endosulfán I y II se presentaron en forma muy semejante, en concentraciones graduales oscilando entre 11.1 y 99 ngg^{-1} rebasando ligeramente la norma de la FDA. Andrade *et al.* (1975) afirman que desde hace algunos años el arroz se ha cultivado intensamente en las regiones de Jonuta, Tabasco y Palizada, Campeche. Vera-Herrera *et al.* (1978) reportan que el río Palizada es la principal fuente de sedimentos terrígenos al Sistema, además de que el río Palizada inicia su curso 7 km aguas arriba de

la población de Jonuta, Tabasco, transcurriendo por terrenos aluviales pantanosos. Según Barrera (1976) los metabolitos del endosulfán son muy persistentes en las plantas, pero no se almacenan en las grasas, debido a ello, su uso está ampliamente generalizado y lo más importante es que sustituye a compuestos más tóxicos como el endrín.

Los resultados obtenidos durante esta investigación revelan el riesgo ambiental existente en ambientes costeros sometidos a la influencia de las actividades agropecuarias imperantes en la región, ya que la normatividad mexicana señala que está prohibido el uso de compuestos clorados como el Aldrín y sus derivados, y restringida la aplicación de DDT y lindano (γ HCH) ya que solamente es competencia del sector gubernamental utilizarlos para cam-

pañas sanitarias en el control del paludismo (CICOPLAFEST, 1998). Por otro lado, dentro de la legislación ambiental de nuestro país, las normas oficiales mexicanas vigentes (NOM-027-SSA1-1993) relacionadas con la presencia de residuos de plaguicidas en productos pesqueros destinados al consumo humano, establecen que tales organismos no deben contener este tipo de compuestos ni aquellos que estén contemplados en el catálogo oficial de plaguicidas; de esta forma queda patente el impacto ambiental derivado de la presencia y los niveles de los plaguicidas organoclorados y otros xenobióticos sobre las especies tanto comestibles como ecológicamente importantes de la zona costera del Golfo de México con el peligro latente para la salud humana expuesta a estas sustancias tóxicas.

LITERATURA CITADA

- Albert, L., 1996.** Persistent pesticides in México. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 147:1-46.
- Ali A. Z. Douabul, M.Uthanna, Al-Omar, S. Al-Obaidy, y Nehlaal-Ogaily, 1987.** Organochlorine pesticide residues in fish from the Shatt Al-Arab river, Iraq. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 38: 674-680.
- Amezcuca-Linares, F., 1978.** Ecología y Estructura de las Comunidades en los Sistemas Fluvio-Lagunares asociados a la Laguna de Términos (Campeche, México). Tesis Doctoral, CCH, UACPyP Especialización, Maestría y Doctorado en Ciencias del Mar. 120p.
- Andrade, V. N., García y H. Sánchez, 1975.** Geografía Uno. Ed. Trillas. México. 301p.
- Barrera, C., 1976.** Pesticidas Agrícolas, 3ª Edición; Ediciones Omega, S.A., Barcelona, España.
- Botello, A. V., 1978.** Variaciones de los parámetros hidrológicos en las épocas de sequía y lluvias (mayo y septiembre, 1974) en la Laguna de Términos. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 5(1): 159-178.
- Botello, A.V., L. Rueda-Quintana, G. Díaz-González, y A. Toledo, 2000.** Persistent organochlorine pesticides (POPs) in coastal lagoons of the subtropical Mexican Pacific. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 64: 390-397.
- Brown, A. W. A., 1978.** Ecology of Pesticides. John Wiley and Sons (Eds). New York. 525p.
- Butler, P. A., y R.L. Schutzman, 1979.** Bioaccumulation of DDT and PCB in tissues of marine fishes. *In: L.L. Marking and R.A. Kimerle.* (Eds.). Aquatic Toxicology, ASTM STP 667, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 212 p.
- CICOPLAFEST, 1998.** Catálogo Oficial de Plaguicidas. SEMARNAP, SECOFI, SAGAR y SSA. México, 519 p.
- Fuentes-Yaco, C., 1990.** Dinámica hidrológica y análisis de parámetros físico- químicos en el Ecosistema Fluvio-deltaico-lagunar-Estuarino del Río Palizada, Campeche. Tesis de maestría en Ciencias del Mar (Oceanografía biológica y pesquera) CCH-UACPyP-UNAM.
- Galassi, S., G. Gandolfi, y G. Pachetti, 1981.** Chlorinated hydrocarbons in fish from the river Po (Italy). *Science Total Environment*, 20:231.
- Gardner, S.C., M.P. Dawn, R.A., Wesselman, y J.A. Juárez, 2003.** Organochlorine contaminants in sea turtles from the Eastern Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 46 : 1082-1089.
- Ingle, R., 1971.** Comunidades del Mar, Fauna y Flora del litoral. Editorial Bruguera, S.A. México.
- Marchand, M., y J.C. Caprais, 1985.** Hydrocarbons and halogenated hydrocarbons in coastal waters of the English Channel and the North Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 16(2): 78-81.

- McEwen, F. L., y G.R. Stephenson, 1979.** The Use and Significance of Pesticides in the Environment, John Willey and Sons (Eds), INC. USA.
- Mearns, A. J., M. B. Matta, S. Debra, F.B. Michael, S. Gary, y A. W. William, 1988.** PCB and chlorinated pesticide contamination in US. Fish and Shellfish: A. Historical Assessment Repor. NOAA. Technical Memorandum NOSS OMA 39: 139.
- Moriarty, F., 1975.** Organochlorine Insecticides: Persistent Organic Pollutans. Academic Press.
- Murty, A. S., 1986.** Toxicicity of Pesticides to Fish, Vol. I C.R.C. Press, INC, Boca Ratón, Florida.
- Noreña-Barroso, E., G. Gold-Bouchot, O. Zapata-Pérez, y J.L. Sericano, 1999.** Polynuclear aromatic hydrocarbons in american oysters *Crassostrea virginica* from the Terminos Lagoon, Campeche, México. *Marine Pollution Bulletin*, 38(8): 637-645.
- Paez-Osuna, F., D. Valdéz Lozano, H. Alexander, H. Fernández-Pérez, y J.I. Osuna-López, 1987.** Niquel y plomo en las fracciones disueltas y particulada del sistema fluvio-lagunar de la laguna de Términos, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 14(1): 79-86.
- Picer, M., N. Picer, y M. Ahel, 1978.** Chlorinated pesticide and PCB residues in fish and mussels of east coastal water of the middle and north Adriatic Sea, 1974-1975. *Pesticides Monitoring Journal*, 12: 102.
- Prado, G., G. Díaz, M. Noa, I. Méndez, I. Cisneros, F. Castoreña, y M. Pinto, 2005.** Niveles de pesticidas organoclorados en leche humana de la Ciudad de México. *Agro Sur*, 32(2): 60-69.
- Ray, P. K., A. K. Prosad, y R. Nandan, 1985.** Pesticides-Major Environmental problem. *Science and Culture*, 51: 363-1173.
- Schoor, J. L., 1981.** Fate a transport of Dieldrin in Coralville resorvoir: Residues in fish and water following a pesticides ban. *Science*, 211: 840-842.
- Stout, V. F., y F.L. Beezhold, 1981.** Chlorinated hydrocarbons levels in fishes and shellfishes of the northwestern Pacific Ocean, including the Hawaiian islands. *Marine Fisheries Review*, 43(1):1-13.
- Tanabe, S., R. Tatsukawa, M. Kawano, y H. Hidaka, 1982.** Global distribution and atmospheric transport of chlorinated hydrocarbons: HCH (BHC) isomers and DDT compounds in the Western Pacific, Eastern Indian and Antarctic Oceans. *Journal of Oceanographic Society*, 38:137-148.
- UNEP/FAO/IAEA, 1986.** Determination of DDT's and PCB's in selected marine organisms by packed column gas chromatography. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 14, Rev. 1.
- Vázquez-Yáñez, C., 1971.** La vegetación de la laguna de Mandinga, Veracruz. *Anales del Instituto de Biología, UNAM. 42 Ser. Botánica*, (1): 49-94.
- Vera-Herrera, F., y J.L. Rojas-Galavíz, 1989.** Plan Nacional de Contingencia para combatir y controlar derrames de hidrocarburos y otras sustancias nocivas en el mar, Anteproyecto a evaluar a largo plazo.
- Wan, H., F. R. Higginson, C.R. Harris, y K. W. McDougall, 1989.** Organochlorine insecticide in soils used for vegetable and tropical fruit production in the Cudgen-Duranbah area of New South Wales. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 42.
- WFPHA, 2000.** Persisten organic pollutants and human health. World Federation of Public Health Associations. Washington.
- Yáñez-Arancibia, A., A. Lara-Domínguez, P. Chavance, y D. Flores-Hernández, 1983.** Environmental behaviour of Terminos lagoon ecological system, Campeche, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 10(1):137-176.
- Yáñez-Arancibia, A., y J.W. Day, 1988.** Ecological characterization of the Terminos lagoon. In: A. Yáñez-Arancibia y J. W. Day, (Eds). *Ecología de los Ecosistemas Costeros en el Sur del Golfo de México: La Región de la Laguna de Términos*. Universidad Nacional Autónoma de México. 518 p.

Alegria, H., F. Wong, T. Bidleman, M. Salvador Figueroa, G. Gold-Bouchot, S. Waliszewski, V. Ceja Moreno, y R. Infanzon, 2005. Ambient air levels of organochlorine Pesticides in air in southern Mexico, p. 225-236. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Ambient Air Levels of Organochlorine Pesticides in Air in Southern Mexico

Henry Alegria¹, Fiona Wong², Terry Bidleman³, Miguel Salvador Figueroa⁴, Gerardo Gold-Bouchot⁵, Stefan Waliszewski⁶, Victor Ceja Moreno⁵, Raul Infanzon⁶

¹California Lutheran University, ²Meteorological Service of Canada,

³Centre for Atmospheric Research Experiments, ⁴Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de Chiapas, ⁵CINVESTAV-Merida,

⁶Institute of Forensic Medicine, University of Veracruz

RESUMEN

México tiene una larga historia de uso de plaguicidas organoclorados para la agricultura y la salud pública, y muchos de aquellos compuestos que ya no son usados fueron prohibidos muy recientemente. Estudios anteriores han detectado la presencia de los plaguicidas organoclorados en agua, sedimentos y organismos en México. En este estudio se colectaron muestras de aire quincenalmente en cuatro localidades: Tapachula, Chiapas (en 2000-2001 y 2002-2003), una granja de café en Chiapas, a una altura de 1300 m (en 2002-2003), un sitio rural en Tabasco y un sitio urbano en Veracruz (2003-2004). Los DDTs fueron los compuestos más abundantes en cada sitio, con concentraciones muy altas comparadas con las encontradas en la mayoría de los sitios estudiados en los Estados Unidos y Canadá. Esto se debe posiblemente a las grandes cantidades de DDT que se usaron en esta región, tanto en la agricultura como en las campañas antipalúdicas. Las concentraciones de DDT en aire fueron mayores en Chiapas y Veracruz que en Tabasco, lo que concuerda con las cantidades usadas en cada estado. Las proporciones *p,p'*-DDT:*p,p'*-DDE sugieren fuentes más recientes en Chiapas y Tabasco que en Veracruz. Las concentraciones de Toxafeno y Endosulfán fueron también generalmente altas en Tapachula. Los clordanos parecen haber disminuido un orden de magnitud entre los años 2000-2001 y 2002-2003. El análisis de las trayectorias del aire sugiere un transporte atmosférico de los plaguicidas organoclorados a escala regional. Consecuentemente, el transporte y depositación atmosféricos pueden ser parcialmente responsables de la detección de los plaguicidas en áreas costeras. Este mecanismo de transporte puede también contribuir a la contaminación de los alimentos y por tanto a la exposición de los seres humanos a los plaguicidas. Esta es la primera investigación sobre plaguicidas en aire en México, y en el futuro se tendrá una mejor cobertura espacial y tendencias temporales de concentraciones de plaguicidas en aire. El próximo trabajo también incluirá plaguicidas usados actualmente, análisis de suelos y análisis más detallado de compuestos "marcadores" para ayudar a elucidar las rutas de transporte atmosférico.

ABSTRACT

Mexico has a history of usage of OC pesticides for agricultural and public health purposes, and many of those that are no longer used were banned quite recently. Previous studies have detected OC pesticides in water, sediment and organisms in Mexico. In this study, ambient air samples were collected on a biweekly basis at four locations: Tapachula, Chiapas (in 2000-2001 and 2002-2003), a coffee farm in Chiapas located at an elevation of 1300 m (in 2002-2003), a rural site in Tabasco and an urban site in Veracruz (2003-2004). DDTs were the most abundant compounds found at each site, and concentrations were greatly elevated over those reported at most locations in the United States and Canada. This is probably due to the large quantities of DDTs used in the region for both agricultural and public health purposes. Air concentrations of DDTs were higher in Chiapas and Veracruz than in Tabasco, corresponding to the quantities used in each state. The proportions of *p,p'*-DDT:*p,p'*-DDE suggested fresher sources of DDTs in Chiapas and Tabasco than in Veracruz. Levels of toxaphene and endosulfans were also generally high in Tapachula. Chlordanes in Tapachula appear to have dropped by an order of magnitude between the 2000-2001 and 2002-2003 campaigns. Air parcel back trajectory analysis suggests atmospheric transport of OC pesticides on a regional scale. Consequently, atmospheric transport and deposition may be partly responsible for the detection of OC pesticides in coastal areas. This transport mechanism may also contribute to contamination of food sources and thus human exposure to pesticides. This is the first investigation of airborne pesticides in Mexico, and additional work will be carried out in the future to obtain better spatial coverage and temporal trends in air concentrations. Future work will also include current-use pesticides, soil analysis and more detailed investigation of "marker" compounds to help elucidate atmospheric transport pathways.

INTRODUCTION

Mexico began using organochlorine (OC) pesticides intensively in the 1940s in order to satisfy agricultural needs (Gonzalez-Farias, 2004). Due to the dramatic increase in demand for these pesticides from the agriculture and public health sectors, in 1959 Mexico began producing them to supplement the large quantities still being imported (Gonzalez-Farias, 2004). Exact quantities of OC pesticides used in Mexico are difficult to ascertain, but they have been substantial. For example, a recent report estimated that between 1969 and 1979, approximately 9,000 tonnes of this class of pesticides was used each year, of which over 85 percent was produced locally (Gonzalez-Farias, 2004 and references therein). The most widely used OC pesticides were DDTs (3,900 tonnes per year), toxaphene (2,000 tonnes per year), hexachlorobenzene (1,600 tonnes per year) and endrin (300 tonnes per year) (Gonzalez-Farias, 2004 and references therein). Lopez-Carrillo *et al.* (1996) reported that consumption of DDT in Mexico for both agriculture and public health applications fluctuated, peaking at 8,000 – 9,000 tonnes per year in 1971 - 1972, declining steadily until the mid-1980s, followed by an increase to the early 1990s (Table 1). Diaz-Barriga *et al.* (2003) reported similar trends: annual

usage of over 4,000 tonnes in the late 1950s – early 1960s followed by periods of decrease and increase until usage (mostly for vector disease control) declined into the mid- to late 1990s (Table 1). Under the North American Regional Action Plan (NARAP), Mexico agreed to phase out DDT by 2002, but reported complete phase-out in 2000. The use of DDT for public health declined from 1,400 tonnes in 1993 to less than 300 tonnes in 1999 (NACEC, 2004). (www.cec.org/programs_projects/pollutants_health/smoc/smoc-rap.cfm?varlan=english).

Chlordanes were used extensively in agriculture in Mexico for many years. In 1997, Mexico restricted the use of chlordanes to urban applications as a termiticide. Under the NARAP for chlordanes, Mexico ended its use in 2003 (Moody, 2003). Toxaphene was legally used in the region until the 1990s (Carvalho *et al.*, 2003; Castillo *et al.*, 1997). Cumulative usage in Mexico has been estimated at 71,000 tonnes (Li and Macdonald, 2004).

As with quantities used, it is also difficult to determine exact usage patterns by regions or states in Mexico. The scarcity of information regarding this issue has been pointed out by pre-

Table 1. Estimated quantities of DDTs used in Mexico.

	Lopez-Carrillo <i>et al.</i> (1996)		Diaz-Barriga <i>et al.</i> (2003)
1971 - 1972	8,000-9,000 tonnes	1950s-early 1960s	>4,000 tonnes
1974 - 1981	3,000-4,000 tonnes	1962	>1,000 tonnes
1982 - 1984	500-1,000 tonnes	1964 - 1967	2,000 tonnes
1985 - 1991	1,500-2,000 tonnes	1968	1,500 tonnes
		1971	>3,000 tonnes
		1983 - 1987	<500 tonnes
		1990 - 1992	1,300 tonnes
		mid late 1990s	<500 tonnes

vious reports (Gonzalez-Farias, 2004). Despite this, researchers have been able to use crop production data to identify five main regions in which pesticides have historically been applied in large quantities: Baja California, Sonora-Sinaloa, Jalisco-Michoacan, Oaxaca-Chiapas, and Tamaulipas-Veracruz (Gonzales-Farias, 2004). In addition, DDTs were used extensively in vector-disease control programmes. Sixty percent of Mexico is susceptible to malarial transmission. Consequently, large quantities of DDTs were used in public health campaigns over large areas of the country.

Gonzalez-Farias (2004) also highlighted the paucity of information regarding the impact of pesticides in coastal areas, pointing out that

there were only 20 published reports with such information up to the early 2000s. Since then, a few other reports have appeared (*e.g.* Hernandez-Romero *et al.*, 2004). However, even the few reports published have indicated the presence of OC pesticides in coastal environments, providing evidence of their persistence. These studies have detailed levels of OC pesticides in water, sediment and/or organisms. Among the OC pesticides detected most frequently were the DDTs, lindane, heptachlor epoxide, hexachlorobenzene, aldrin, dieldrin, endrin and endosulfans (Gonzalez-Farias, 2004 and references therein; Hernandez-Romero *et al.*, 2004; Diaz-Barriga *et al.*, 2003 and references therein; Waliszewski *et al.*, 1998).

ATMOSPHERIC TRANSPORT AND DEPOSITION OF OC PESTICIDES

Many OC pesticides are known to persist in the environment long after their application and have also been shown to be capable of undergoing long-range atmospheric transport (Wania and Mackay, 1996). Persistent organic pollutants (POPs) may be transported over long distances in single episodic events as well as via a series of short steps in a process called the "grasshopper effect" (Gouin *et al.*, 2004; Wania and Mackay, 1996).

A field of investigation that has not been previously explored in Mexico is the determination of OC pesticide concentrations in air and their atmospheric transport and deposition on a regional scale. Considering the ongoing or very

recent use of OC pesticides in the country, it is quite probable that they are undergoing atmospheric transport within the country. Diaz-Barriga *et al.* (2003) recently pointed out the need for a monitoring programme for DDTs in air, especially since atmospheric transport may be a significant route to human exposure.

In this report we detail the results of sampling campaigns carried out in southern Mexico to measure ambient air concentrations of OC pesticides. In addition to concentrations, air parcel back trajectories were examined to determine sources and possible transport pathways of the OC pesticides detected.

SAMPLING COLLECTION AND PREPARATION

Several sampling campaigns were carried out to determine the ambient air concentrations of OC pesticides in Chiapas, Veracruz and Tabasco, Mexico. In Chiapas, air samples were collected on a biweekly basis during two periods: from August 2000 to June 2001 in Tapachula (Alegria *et al.*, 2005); and from October 2002 to August 2003 in Tapachula and at a coffee farm at an elevation of 1200-1300 m. In Tabasco and Veracruz, air samples were collected on a biweekly basis from September 2003 to August 2004.

Figure 1 shows the locations and dates of sampling. Tapachula is a city of approximately 250,000 inhabitants located in a highly agricultural part of the state and has an average elevation of 93 m. Samples were collected from the roof of a private residence located about 5 km from the city centre. The coffee farm in Chiapas was located at an elevation of 1200 – 1300 m and approximately 40 km from Tapachula. The farm grows coffee organically and has not used pesticides for well over two decades. Samples were collected from the roof of one of the farm buildings. Samples in Tabasco were collected from a pole located at a fish farm in a rural part of the state. Samples

in the port city of Veracruz (population approximately 1 million). were collected from the roof of a private residence.

Sampling was carried out for 24 h every 14 days. Samples were collected with a high-volume sampler in which ~500 m³ air was drawn through a 10-cm diameter glass fibre filter followed by a polyurethane foam (PUF) trap consisting of one or two 8.0 cm diameter x 7.5 cm thick plugs. Filters and PUFs were stored in a freezer until analysed.

Filters and PUF plugs were soxhlet-extracted together overnight (16 h) with petroleum ether. Prior to extraction, PUF plugs were fortified with a mixture containing 20 ng each of α -HCH-d₆, ¹³C₁₀-heptachlor *exo*-epoxide (HEPX), ¹³C₁₀-*trans*-nonachlor (TN) and ¹³C₁₂-dieldrin, and 100 ng of p,p'-DDT-d₈ which served as surrogates for assessing method recoveries for each sample. Extracts were concentrated by rotary evaporation, blown down with a gentle stream of nitrogen and exchanged into isooctane. Extracts were cleaned up and fractionated on a column of neutral Al₂O₃ (1 g, 6% deactivation with deionized water) overlain with 1 cm anhydrous Na₂SO₄. The column was pre-eluted

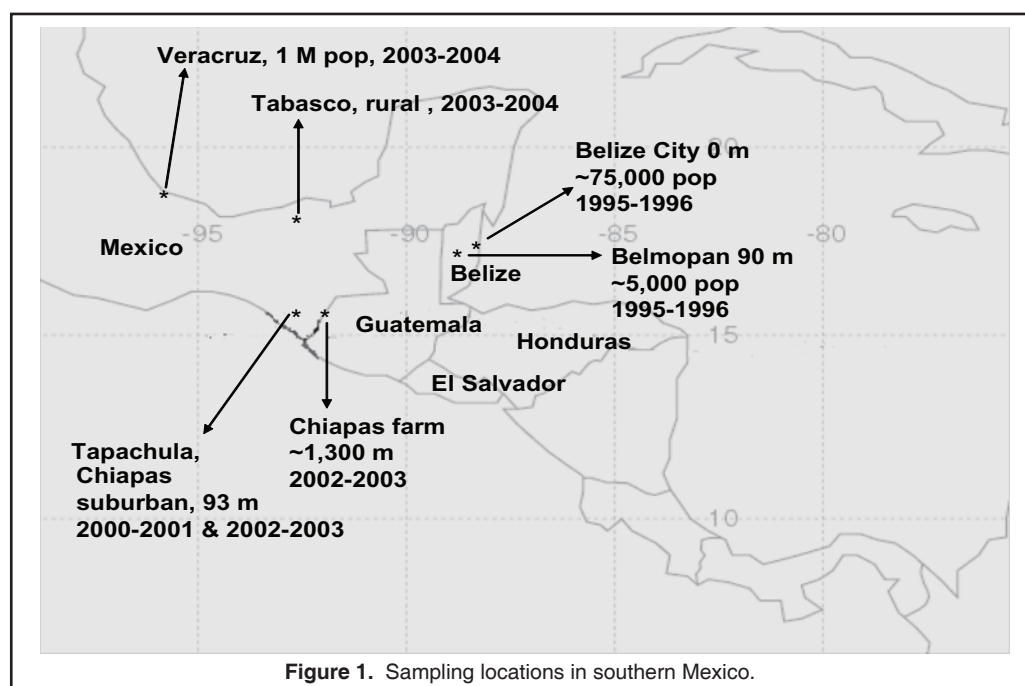


Figure 1. Sampling locations in southern Mexico.

ted with 10 mL dichloromethane followed by 10 mL petroleum ether. Extracts were applied in ~ 1mL isooctane and the column was eluted with 15 mL 5% dichloromethane/petroleum

ether. The eluate was concentrated by nitrogen blow down and solvent-exchanged into isooctane. Volumes were adjusted to ~ 1mL and $^{13}\text{C}_{10}$ -PCB105 was added as an internal standard just prior to analysis.

ANALYSIS

OC pesticides (except toxaphene) were quantified by gas chromatography – electron capture negative ion mass spectrometry (GC-ECNIMS) on an Agilent 6890GC-5973 MS detector with a DB-5 capillary column (J&W, 60m x 0.25 mm i.d., 0.25 μm film thickness). Total toxaphene was quantified on a Hewlett – Packard 5890 GC – 5989B MS Engine, using the same

type of column, as the sum of the 7-Cl, 8-Cl, and 9-Cl homologues. The detectors in both instruments were operated in the selective ion monitoring mode to enhance sensitivity. Specific details for the monitored ions and operating conditions can be found elsewhere (Alegria *et al.*, 2000; Jantunen *et al.*, 2000). Calibration standards were routinely run with each batch of samples.

al., 2000; Jantunen *et al.*, 2000). Calibration standards were routinely run with each batch of samples.

QUALITY CONTROL

Recovery experiments were carried out two ways. As pointed out above, surrogates were added to PUF plugs prior to extraction. Average recoveries of these surrogates ranged from 84% to 105%. Clean PUF plugs were spiked with a mixture containing the target pesticides and treated as samples. Average recoveries agreed with the above results, being greater than 80% for all pesticides. .

Front and back PUF plugs were analysed separately to assess breakthrough of gas-phase OC pesticides. Breakthrough was significant only for α -HCH. Breakthrough, expressed as $100 \times \text{PUF2/PUF1}$, averaged 52% for α -HCH, 15% for γ -HCH (lindane), and less than 2-5% for the other pesticides. Results for these pes-

ticides are reported as the sum of both PUF traps in cases where two PUFs were used. Concentrations of α -HCH are not reported due to possible incomplete collection.

Field and laboratory blanks were run. No peaks matching the target compounds were found on blank PUFs, so limits of detection (LOD) for each pesticide were calculated by finding the lowest detectable concentration of the pesticide injected on the analytical instrument (instrumental detection limit, IDL) and calculating the limit of detection as: $\text{LOD} = (\text{average IDL}) + (3 \times \text{standard deviation})$. LODs ranged from $0.06 \text{ pg } \mu\text{L}^{-1}$ (*trans*-chlordane) to $7 \text{ pg } \mu\text{L}^{-1}$ (p,p'-DDT). These LODs correspond to $0.1 - 14 \text{ pg m}^{-3}$ for a nominal air volume of 500 m^3 and a final extract volume of $1000 \mu\text{l}$. The quantita-

tion limit for total toxaphene (24 pg m^{-3}) was based on the lowest concentration of technical toxaphene standard employed ($12 \text{ pg } \mu\text{l}^{-1}$).

RESULTS AND DISCUSSIONS

Concentrations and Air Trajectory Analysis

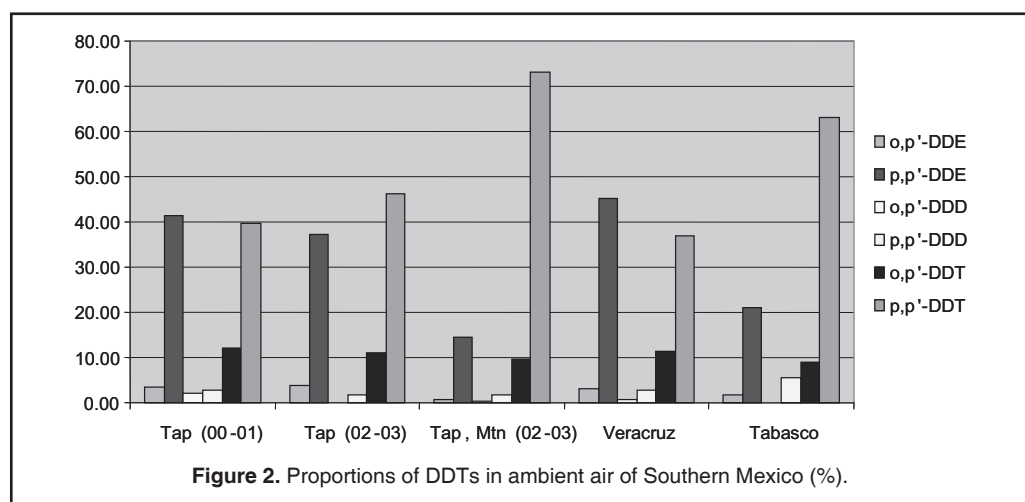
Table 2 summarizes the results from the different sampling locations and periods for selected OC pesticides. Alegria *et al.* (2005) present further discussion of the 2000-2001 campaign

in Tapachula. Levels of ΣDDTs (p,p'-DDT + o,p'-DDT + p,p'-DDE + o,p'-DDE + p,p'-DDD + o,p'-DDD) were in the order: Chiapas mountain site > Veracruz > Tapachula > Tabasco. DDT was used much more extensively in Chiapas and Veracruz for agriculture (in fact, Chiapas was the last state allowed to legally use DDT in agriculture) than in Tabasco, so it is tempting to attribute the concentrations seen air to simple recycling from soils (Mora, 1997; Gonzalez-Farias, 2004; Diaz-Barriga *et al.*, 2003). However,

Table 2. Mean concentration of OC pesticides in ambient air Southern Mexico.

	Tapachula 2000-01 n=18	Tapachula 2003-04 n=14	High-Alf farm 2002-03 n=19	Veracruz City 2003-04 n=20	Rural Site 2003-04 n=13
ΣDDT	997±358	523±190	2310±785	1200±490	238±246
γHCH	76±25	39±19	11±7	49±26	38±28
ΣChlordanes	190±195	14±17	7.9±6.5	12±4	7.3±1.9
Dieldrin	15±11	3.0±1.2	11±7	2.6±2.0	0.6±1.5
ΣEndosulfans	367±296 ^a	309±326	225±155	98±71	93±59
Toxaphene	505±126	155±103	65±38	NA ^b	NA

^aEndo-I only
^bNA= not available



an analysis of the proportions of ΣDDT components indicates that at least some of the DDTs measured in air are likely due to continued usage in the region. As shown in figure 2, the percentages of “new” DDT (as indicated by p,p'-DDT concentrations compared to ΣDDTs) were in the order Chiapas mountain site ~ Tabasco > Tapachula > Veracruz. Thus, ambient air in the mountain site in Chiapas contained not only the highest concentrations of DDTs, but the “freshest, with p,p'-DDT accounting for >70% of ΣDDTs.” On the other hand, levels of DDTs in Veracruz were second highest, but the relatively low proportion of p,p'-DDT (37%) suggests the most weathered source. While the levels of DDTs were lowest in Tabasco, the DDT profile resembles the Chiapas mountain site (63% p,p'-DDT) which suggests a fresh source.

In an effort to determine the potential sources of DDTs measured in air in the different sampling stations, air parcel back trajectories were calculated (at several altitudes) using the U.S. National Atmospheric and Oceanic Administration (NOAA) Hysplit4 model (available online at www.arl.noaa.gov/ready/open/hysplit4.html). There did not appear to be a clear difference in DDT levels or patterns depending on the air pathway. However, Tabasco was impacted more than Veracruz by air that had passed over Central America. The mountain site in Chiapas was also impacted significantly by air that had passed over Central America and, as in Tabasco, the DDT signature suggests a fresh source. It is possible that continued usage in neighbouring countries may explain the “fresher” signatures in Tabasco and the Chiapas mountain site. On the other hand,

the high levels of DDTs in Veracruz may be a result of recycling from local soils, especially considering the large quantities used in the state for agriculture and in the city for public health purposes. Waliszewski *et al.* (1998, 2001) have shown a decline in *p,p'*-DDT over time in human adipose tissue from samples taken in Veracruz, supporting the hypothesis of exposure to weathered sources over time. The results of air parcel back trajectories cannot discard the possibility of continued local usage of DDTs in areas with a "fresher" DDT signature and high concentrations. During the sampling periods in Chiapas, for example, we obtained anecdotal evidence from local farmers of continued DDT uses in agriculture.

Concentrations of lindane (γ -HCH) were uniformly higher than α -HCH, probably due to the more extensive and recent use of the former in the region. Levels of lindane were similar at all the sampling stations except the mountain site in Chiapas, which showed lower levels.

Total endosulfans (Σ ENDO = endosulfans I and II, and endosulfan sulphate) were higher in Chiapas (both sites) than in Tabasco and Veracruz. Endosulfan is still being used in agriculture, which probably explains the higher levels in Chiapas and even in rural Tabasco compared to the urban site in Veracruz.

Total chlordane compounds (Σ CHLOR = heptachlor + trans-chlordane + cis-chlordane + trans-nonachlor) were slightly higher at the urban sites (Tapachula and Veracruz) compared to the rural sites (Tabasco and mountain site in Chiapas). Interestingly, levels in the same site in Tapachula were much higher during 2000 – 2001 than in 2002 – 2003. Whether this reflects decreased usage in Mexico of chlordanes for termiticidal purposes is unclear.

Generally, the air survey results correspond to pesticide residues found in water, sediments and organisms in the region. In Chiapas, the most prevalent OC pesticides detected in coastal sediments were the DDTs, chlordanes, endosulfans, dieldrin and aldrin (Gonzalez-Farias, 2004; Rueda *et al.*, 1997) and in coastal lagoons DDTs (Hernandez-Romero *et al.*, 2004). In Veracruz, the most prevalent OC pesticides were DDTs, endosulfans, dieldrin and aldrin in sediments and DDTs, chlordanes, en-

dosulfans, aldrin and lindane in organisms (Gonzalez-Farias, 2004). In Tabasco, results in sediment and organisms were similar to those of Veracruz (Gonzalez-Farias, 2004 and references therein). The above surveys report the presence of aldrin and dieldrin. Dieldrin was found in the air at low levels at all sites, but aldrin was below detection. However, both aldrin and dieldrin were major OC pesticides found in air samples collected in Belmopan, Belize during 1995-96 (Alegria *et al.*, 2000), and dieldrin was also high in Belmopan in 2000-01 (Shen *et al.*, 2005).

Significance and Implications

Coastal areas such as the Gulf of Mexico represent very important economic and ecological regions. The presence of pesticides thus constitutes a serious problem. Although few, the studies that have been published do indicate that coastal areas of Mexico have been impacted by pesticides, including OC pesticides. The prevailing hypothesis is that OC pesticides in coastal areas (water, sediment and organisms) are the result of surface runoff from nearby agricultural lands and local use in public health campaigns. To our knowledge, there is no published study on atmospheric transport and deposition on a regional scale and its possible role in transporting OC pesticides to coastal areas of Mexico.

The results from this study are the first to show the presence of OC pesticides in the ambient air of southern Mexico, including the Gulf of Mexico region. Therefore, there is the distinct possibility that some of the pesticides detected in coastal areas were atmospherically transported and deposited. When one considers the higher temperatures in tropical regions (conducive to volatilisation of pesticides) and the high precipitation rates (which lead to efficient wet deposition of pesticides) this transport mechanism must be taken into account when examining sources of pesticides in the coastal region and further out into the Gulf.

Previous studies have indicated the presence of DDTs in shrimp (Albert, 1996), bovine milk and butter (Waliszewski *et al.*, 2003), bovine fat (Waliszewski *et al.*, 2004a) and other foods from

Mexico. This suggests that consumption of contaminated foods is likely an exposure route for people in Mexico. Considering the prevalence of pesticides in ambient air (especially DDTs), atmospheric transport and deposition to waters, land and vegetation (Waliszewski *et al.*, 2004b) may explain the presence of some OC pesticides in foods.

Diaz-Barriga *et al.* (2003) pointed out in a recent report that although there has been a reduction in the use of DDT for public health purposes in recent years, concentrations in human breast milk did not decrease at a study site between 1994 and 1997. Although some OC pesticides (*e.g.* DDTs) may no longer be used in given areas, regional atmospheric transport and "recycling" of residues from soil reservoirs into the atmosphere may provide an exposure route (indirectly via foods, for example) that maintains concentrations or slows down the declines that one would expect.

Another consideration is that the southern Mexico region may represent a source region for some OC pesticides to continental North America. Levels of DDTs, toxaphene and endosulfans were high enough to support this hypothesis. Table 3 compares the levels of selected OC pesticides measured in this study with those in the Great Lakes, Canadian

Arctic and southern United States. DDTs, and especially p,p'-DDT, were elevated in southern Mexico in comparison to most sites in the United States and Canada. Comparably high levels of p,p'-DDE have been reported in some agricultural regions of the southern United States. Toxaphene was elevated in Tapachula compared to the Great Lakes and the Canadian Arctic, although the levels were similar to those in the southern United States. Toxaphene and p,p'-DDE have been reported to volatilize from agricultural soils in the latter region (Bidleman and Leone, 2004a,b). Endosulfan levels in Tapachula and at the high altitude farm, were compared to other North American regions where the pesticide is used (Burgoyne and Hites, 1993; Hoh and Hites, 2004, Wallace and Hites, 1996). Air concentrations in Veracruz and Tabasco were lower than in Chiapas, but within the range reported for the Great Lakes and comparable to the southern United States. Lindane (γ -HCH) levels in southern Mexico were generally comparable to other North American sites. Air concentrations of chlordane in Tapachula during 2000-01 were comparable to those in the southern United States, while levels in Tapachula and the other Mexican sites during 2002-04 were lower and more typical of the Great Lakes region.

It is important to realize, however, that the processes may be more complex than simple one-

Table 3. Comparison of selected OC pesticide levels in Southern Mexico with other North American sites (pg m⁻³).

	Chiapas TAP 2000-01	Chiapas TAP 2002-03	Chiapas High-Alt Farm 2002-03	Veracruz 2003-04	Tabasco 2003-04	Canadian Arctic 1993-97 ^a	Great Lakes 1995-2003 ^b	Southern USA 1996-2003 ^c
p,p'-DDT + p,p'-DDE	808	437	2021	975	202	0.5	3.3-32	3.6-670
γ -HCH	76	39	11	49	38	8.6	21-62	30-135
Σ Chlordanes	190	14	7.9	12	7.3	2.0	4.7-41	59-400
Dieldrin	15	3	11	2.6	0.6	1.1	1.9-24	19-38
Toxaphene	505	186	65	NA ^d	NA	5.0	3-70	81-1400
Endosulfan-I	367	266	180	83	78	4.2	13-220 ^e	10-130 ^e

^aHung *et al.* (2002); Macdonald *et al.* (2000). ^bShen *et al.*, 2004, 2005; Buehler *et al.*, 2002, 2004; James *et al.*, 2001; Hoh & Hites, 2004, Jantunen & Bidleman, 2003. ^cJantunen *et al.*, 2000; Shen *et al.*, 2004, 2005; Hoh & Hites, 2004; James & Hites, 2002; Park *et al.*, 2001; Offenber *et al.*, 2004; Coupe *et al.*, 2000; Bidleman *et al.*, 1998.
^dNA = not available ^e Σ ENDOS.

way (northward) movement of pesticides from Mexico. Some of the air parcel back trajectories indicated that, on occasions, southern Mexico receives air from the southern United

States, an area where certain OC pesticides (e.g. DDTs, chlordanes, toxaphene) were used in large quantities in the past and relatively high levels are still found in the air today.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the students at the Universidad Autonoma de Chiapas and CINVESTAV – Merida for help in sample collection. We gratefully acknowledge the NOAA Air Resources Laboratory (ARL) for the provision of the HYSPLIT transport and dispersion model and/or READY website (<http://www.arl.noaa.gov/ready.html>) used

in this publication. This work was supported in part by the U.S. Environmental Protection Agency (Great Lakes National Program Office, Melissa Hulting, Program Manager, Grant GL975592) and the North American Commission for Environmental Cooperation.

LITERATURE CITED

- Albert, L.A. 1996.** Persistent pesticides in Mexico. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 147: 1-44.
- Alegria, H.A., T.F. Bidleman, and M. Salvador Figueroa, 2005.** Organochlorine pesticides in the ambient air of Chiapas, Mexico. *Environmental Pollution*, submitted.
- Alegria, H.A., T.F. Bidleman, and T.J., Shaw, 2000.** Organochlorine pesticides in ambient air of Belize, Central America. *Environmental Science and Technology*, 34: 953-58.
- Bidleman, T.F., H.A. Alegria, B. Ngabe, and C. Green, 1998.** Trends of chlordane and toxaphene in ambient air of Columbia, South Carolina. *Atmospheric Environment*, 32: 1849-1856.
- Buehler, S., I. Basu, and R.A. Hites, 2004.** Causes of variability in pesticide and PCB concentrations in air near the Great Lakes: a historical perspective. *Environmental Science and Technology*, 38: 414-422.
- Buehler, S., I. Basu, and R.A. Hites, 2002.** Gas-phase polychlorinated biphenyl and hexachlorocyclohexane concentrations near the Great Lakes: a historical perspective. *Environmental Science and Technology*, 36: 5051-5056.
- Burgoyne, T.W., and R.A. Hites, 1993.** Effects of temperature and wind direction on the atmospheric concentrations of α -endosulfan. *Environmental Science and Technology*, 27: 910-914.
- Carvalho, F.P., S. Montenegro-Guillen, J.P. Villeneuve, C. Cattini, I. Tolosa, I., J. Bartocci, M. Lacayo-Romero, and A. Cruz-Granja, 2003.** Toxaphene residues from cotton fields in soils and in the coastal environment of Nicaragua. *Chemosphere*, 53: 627-636.
- Castillo, L.E., E. de la Cruz, and C. Ruepert, 1997.** Ecotoxicology and pesticides in tropical aquatic ecosystems of Central America. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16: 41-51.
- Coupe, R.H., M.A. Manning, W.T. Foreman, D.A. Goolsby, and M.S. Majewski, 2000.** Occurrence of pesticides in rain and air in urban and agricultural areas of Mississippi, April-September, 1995. *Science of the Total Environment*, 248: 227-240.
- Diaz-Barriga, F., V. Borja-Aburto, S. Waliszewski, and L. Yanez, 2003.** L. DDT in Mexico. p. 371-388 Vol 3. Persistent Organic Pollutants. In: Fiedler, H. (ed.). *The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer-Verlag.
- Gonzalez-Farias, F., 2004.** Pesticides in the coastal zone of Mexico. p. 311-337. In: M.D. Taylor, S.J. Klaine, F.P. Carvalho, D. Barcelo, J. Everaarts (Eds.). *Pesticide Residues in Coastal Tropical Ecosystems*. Taylor & Francis.
- Gouin, T., D. Mackay, K.C. Jones, and T. Harner, 2004.** Evidence for the "grasshopper" effect and fractionation during long-range atmospheric transport of organic contaminants. *Environmental Pollution*, 128: 139-148.
- Hernandez-Romero, A.H., C. Tovilla-Hernandez, E.A. Malo, E.A., and R. Bello-Mendoza, 2004.** Water quality and presence of pesticides in a tropical coastal wetland in southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 1130-1141.

- Hoh, E., and R.A. Hites, 2004.** Sources of toxaphene and other organochlorine pesticides in North America as determined by air measurements and potential source function contribution analysis. *Environmental Science and Technology*, 38: 4187-4194.
- Hung, H., C.J. Halsall, P. Blanchard, H.H. Li, P. Fellin, G. Stern, and B. Rosenberg, 2002.** Temporal trends of organochlorine pesticides in the Canadian Arctic atmosphere. *Environmental Science and Technology*, 36: 862-868.
- James, R.R., and R.A. Hites, 2002.** Atmospheric transport of toxaphene from the southern United States to the Great Lakes region. *Environmental Science and Technology*, 36: 3474-3481.
- James, R.R., J.G. McDonald, D.M. Symonik, D.L. Swackhamer, and R.A. Hites, 2001.** Volatilization of toxaphene from lakes Michigan and Superior. *Environmental Science and Technology*, 35: 3653-3660.
- Jantunen, L.M., and T.F. Bidleman, 2003.** Air-water gas exchange of toxaphene in Lake Superior. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22: 1229-1237.
- Jantunen, L.M., T.F. Bidleman, T. Harner, and W.J. Parkhurst, 2000.** Toxaphene, chlordane, and other organochlorine pesticides in Alabama air. *Environmental Science and Technology*, 34: 5097-5105.
- Li, Y-F., and R.W. Macdonald, 2004.** Sources and pathways of selected organochlorine pesticides to the Arctic and the effect of pathway divergence on HCH trends in biota: A review. *Science of the Total Environment*, submitted.
- Lopez-Carrillo, L., L. Torres-Arreola, L. Torres-Sanchez, F. Espinosa-Torres, C. Jimenez, M. Cebrian, S. Waliszewski, and O. Saldate, 1996.** Is DDT use a public health problem in Mexico? *Environmental Health Perspectives*, 104: 584-588.
- Macdonald, R.W. et al., 2000.** Contaminants in the Canadian Arctic: 5 years of progress in understanding sources, occurrence and pathways. *The Science of the Total Environment*, 254: 93-234.
- Moody, J., 2003.** North America eliminates use of chlordane. Trio Newsletter 4, North American Commission for Environmental Cooperation, Montreal. <http://www.cec.org/trio/stories/index.cfm?ed=9&ID=111&varlan=english>
- Mora, M., 1997.** Transboundary pollution: Persistent organochlorine pesticides in migrant birds of the southwestern United States and Mexico. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16: 3-11.
- North American Commission for Environmental Cooperation, 2004.** History of DDT use in North America to 1997. http://www.cec.org/files/pdf/POLLUTANTS/HistoryDDTe_EN.PDF
- Offenberg, J.H., Y.Y. Naumova, B.J. Turpin, S.J. Eisenreich, M.T., Morandi, T. Stock, S.D. Colome, A.M. Winer, D.M. Spektor, J. Zhang, and C.P. Weisel, 2004.** Chlordanes in the indoor and outdoor air of three U.S. cities. *Environmental Science and Technology*, 38: 2760-2768.
- Park, J.S., T. Wade, and S. Sweet, 2001.** Atmospheric deposition of organochlorine contaminants to Galveston Bay, Texas. *Atmospheric Environment*, 35: 3315-3324.
- Rueda, L., A.V. Botello, G. Diaz, 1997.** Presencia de plaguicidas organoclorados en dos sistemas lagunares del estado de Chiapas, Mexico. *Rev Int Contam Ambient*, 13: 55-61.
- Shen, L., F. Wania, Y.D. Lei, C. Teixeira, D.C.G. Muir, and T.F. Bidleman, 2004.** Hexachlorocyclohexanes in the North American atmosphere. *Environmental Science and Technology*, 38: 965-975.
- Shen, L., F. Wania, Y.D. Lei, C. Teixeira, D.C.G. Muir, and T.F. Bidleman, 2005.** Atmospheric distribution and long-range transport behavior of organochlorine pesticides in North America. *Environmental Science and Technology*, 39: 409-420.
- Waliszewski, S.M., S. Gomez-Arroyo, R. Infanzon, O. Carvajal, R. Villalobos-Pietrini, P. Trujillo, and M. Maxwell, 2004a.** Persistent organochlorine pesticide levels in bovine fat from Mexico. *Food Additives and Contaminants*, 21: 774-780.
- Waliszewski, S.M., O. Carvajal, R.M. Infanzon, P. Trujillo, A. Aguirre, and M. Maxwell, 2004b.** Levels of organochlorine pesticides in soils and rye plant tissues in a field study. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, 52: 7045-7050.
- Waliszewski, S.M., R. Villalobos-Pietrini, S. Gomez-Arroyo, and R.M. Infanzon, 2003.** Persistent organochlorine pesticides in Mexican butter. *Food Additives and Contaminants*, 20: 361-367.
- Waliszewski, S.M., A.A. Aguirre, R.M. Infanzon, C.S. Silva, and J. Silicco, 2001.** Organochlorine pesticide levels in maternal adipose tissue, maternal blood serum, umbilical blood serum and milk from inhabitants of Veracruz, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40: 432-438.

-
- Waliszewski, S.M., A.A. Aguirre, R.M. Infanzon, J. Rivera, and R. Infanzon, 1998.** Time trend of organochlorine pesticide residues in human adipose tissue in Veracruz, Mexico: 1988 – 1997 survey. *The Science of the Total Environment*, 221: 201-204.
- Wallace, J.C., and R.A. Hites, 1996.** Diurnal variations in atmospheric concentrations of polychlorinated biphenyls and endosulfan: Implications for sampling protocols. *Environmental Science and Technology*, 30: 444-446.
- Wania, F., and D. Mackay, 1996.** *Environmental Science and Technology*, 30: 390A-396A.

Morales Rodríguez, M.M., y V. M. Cobos-Gasca, 2005. DDT y derivados en huevos de la tortuga de Carey *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766), en las costas del estado de Campeche, México, p. 237-248. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

DDT y Derivados en Huevos de la Tortuga de Carey *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766), en las Costas del Estado de Campeche

13

Magally M. Morales Rodríguez, Víctor M. Cobos-Gasca

Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, UADY

RESUMEN

En el presente trabajo se utilizó como centinela a la tortuga marina *Eretmochelys imbricata*, especie omnívora que arriba a las playas del estado de Campeche cada año a depositar sus huevos, para evaluar la variación temporal de la concentración de DDT y DDE entre los años 1999 y 2000. Únicamente se encontraron diferencias significativas en el caso del primer plaguicida, siendo menor la concentración para el año 2000 ($p < 0.05$). Las concentraciones de DDT y DDE encontradas aparentemente no afectan el éxito reproductivo, ya que no hubo relación alguna entre estas y el número de huevos eclosionados, así como también entre el número de crías con malformaciones y las concentraciones observadas.

ABSTRACT

Because its omnivorous diet and annual migration to beaches of Campeche, the marine turtle *Eretmochelys imbricate* was used as a sentinel organism to monitor the temporal variability of the concentrations of DDT and DDE between 1999-2000. Significant differences were obtained only in the case of DDT with lower concentrations in 2000 ($p < 0.05$). The concentrations of both pesticides apparently do not affect the reproductive success of the turtles, because there is not any relationship between these and the number of eclosions, as well as with the number of emerging individuals

INTRODUCCIÓN

El DDT o dicloro-difenil-tricloroetano es un plaguicida organoclorado, sintetizado por Zeidler en 1874, cuyas propiedades insecticidas fueron descubiertas por Müller hasta 1939 (Cremlyn, 1986). Este compuesto es muy estable y sus características lo hacen persistente en el ambiente, facilitando su dispersión, bioacumulación y biomagnificación a través de las redes tróficas. Debido a esto último, se han encontrado concentraciones muy altas en gran número de organismos vivos, incluyendo al hombre, sobre todo en tejido adiposo y en leche materna (Albert, 1990; Albert *et al.*, 1996).

En México, el DDT se ha utilizado para el control del vector del paludismo. Algunos estados como Campeche, presentan ciertas características que los hacen propicios para el desarrollo del mosquito transmisor de dicha enfermedad, razón por la cual se han aplicado cantidades considerables de DDT cada año.

Estudios realizados en aves, peces, reptiles y mamíferos marinos han determinado que los organoclorados afectan el desarrollo del embrión (Smith y Cole, 1973; Bishop *et al.*, 1991; Roylance *et al.*, 1985; citado en Rybitski, 1995), en aves ictiófagas se ha observado que las concentraciones de organoclorados están relacionados con un incremento de la mortalidad en embriones y malformaciones congénitas (Kubiak *et al.*, 1989; Gilbertson *et al.*, 1991). Por lo que es importante evaluar la presencia de estos compuestos en los organismos.

La tortuga de carey (*Eretmochelys imbricata*) es una especie que actualmente se encuentra protegida. Presenta una dieta omnívora por lo que puede ingerir DDT a través del alimento y acumularlo en su organismo. Durante el proceso de formación del huevo, esta sustancia puede ser transferida por la madre hacia el. Debido a esto, el huevo puede ser utilizado como un indicador de la contaminación ambiental y en las poblaciones de tortugas. Según Blus (1982) y King (1989) la presencia de altas concentraciones de residuos de DDT en el huevo es indicativo de contaminación reciente, en tanto que mayores concentraciones de DDE indican una contaminación no reciente, efectuada de manera indirecta. Con base en lo expuesto con ante-

rioridad, el objetivo del presente trabajo fue determinar la variación temporal de DDT y DDE en huevos de tortuga de carey de los campamentos tortugueros de la costa del estado de Campeche así como establecer si existe relación entre la concentración de estas sustancias y la proporción de huevos eclosionados.

Uso del DDT y sus Efectos en los Seres Vivos

En México se empezó a utilizar el DDT en la década de los 50s tanto en campañas de salud como en el control de plagas agrícolas. Durante el periodo 1957-1999 se aplicaron solo en campañas de salud 69,545.4 toneladas de DDT, además de lo aplicado en las 500,000 has de algodón cultivadas anualmente durante el periodo de mayor producción, el cual coincide con el uso intensivo del este plaguicida.

El uso del DDT en la agricultura fue prohibido en 1991, sin embargo, en las campañas de salud contra el paludismo este podía ser empleado, aunque su aplicación ya no era intensiva, ya que en 1989 se elaboró el Plan de Acciones Intensivas Simultáneas (PAÍS) cuya estrategia era eliminar simultáneamente al plasmodio en los humanos y al mosquito anófeles, tomando en cuenta la biología del vector y los focos de persistencia. Además, se empezaron utilizar otros plaguicidas como carbamatos y organofosforados, de tal forma que la aplicación del DDT se realizaba únicamente cuando se presentaba un caso de paludismo en la localidad (ISAT, 2000).

A través de la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, México, Canadá y Estados Unidos llegaron a un acuerdo para mantener bajo control a la malaria sin el uso del DDT, gracias al esfuerzo conjunto, en el año 2000 se prohíbe el uso de este plaguicida en las campañas de salud contra el paludismo (CEC, 2000). Sin embargo, hasta diciembre del mismo año, México aún contaba con 86 700 kg de DDT almacenados en 21 bodegas, por lo que se desarrolló un programa de manejo de residuos (ISAT, 2000).

Benítez y Bárcenas (1996) reportan que en 1992 se programó la aplicación de 100 toneladas de ingredientes activos para el control de vectores de enfermedades humanas, en los estados del Golfo de México con mayor incidencia de paludismo, cuyo plaguicida más utilizado para este fin fue el DDT, representando un 99% del volumen total. Los mayores volúmenes de los ingredientes activos se aplican en los estados de Veracruz, Tabasco y Campeche correspondiendo al 50%, 25% y 25%, respectivamente.

Se ha observado que la exposición crónica al DDT y sus metabolitos afecta el éxito reproductivo de las aves; interfiere en el metabolismo del calcio, causando la ruptura prematura de los huevos y la muerte de los polluelos (Arias *et al.*, 1990; Robert *et al.*, 1999). En aves que se alimentan de peces marinos se ha observado que las concentraciones de organoclorados están relacionados con un incremento de la mortalidad en embriones y malformaciones congénitas (Kubiak *et al.*, 1989; Gilbertson *et al.*, 1991). Estudios realizados en peces, reptiles y mamíferos marinos demuestran que los organoclorados afectan el desarrollo del embrión (Smith y Cole, 1973; Bishop *et al.*, 1991; Roylance *et al.*, 1985; Martineau *et al.*, 1987, citado en Rybitski, 1995).

Otros efectos del DDT a largo plazo son la carcinogenicidad, mutagenicidad y la teratogenicidad. Estudios realizados en ratones de laboratorio han demostrado un incremento en la presencia de tumores en hígado de individuos expuestos a dosis elevadas de estas sustancias (Arias *et al.*, 1990).

Generalidades de la Tortuga de Carey (*E. imbricata*)

La tortuga carey *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus 1766) se distribuye en los mares tropicales y subtropicales del Océano Atlántico, Pacífico e Índico. Es la más costera de todas las especies y vive en aguas cristalinas, con abundante fauna bentónica, arrecifes coralinos y mantos de algas o pastos marinos. Es omnívora, se alimenta especialmente de esponjas las cuales equivalen al 98% de la ingesta, lo demás varía entre celenterados, tunicados,

crustáceos, moluscos y algas (Bjorndal, 1997; Carr, 1978), condición que la hace susceptible a adquirir los contaminantes presentes en el ambiente donde se alimenta.

La tortuga *E. imbricata* se reproduce cada dos o tres años, pero, el ciclo puede ser modificado por las condiciones ambientales. Puede desovar hasta cinco veces en la misma temporada, ovopositando en promedio 143 huevos por desove. La anidación se da cuando la tortuga hembra emerge y recorre la playa hasta localizar un sitio seco, donde construye el nido, ovoposita y retorna al mar (Marquez, 1996; CCC, 1996b). Estudios en hembras reproductoras en Buck Island (Islas Vírgenes de los Estados Unidos de América) indican que entre los episodios de anidación, estas tortugas fijan residencia temporalmente en ciertas zonas de aguas poco profundas, a 3 km como máximo de sus respectivas playas de anidación, este comportamiento nos permite evaluar la contaminación presente en estas zonas, ya que se presume que los contaminantes encontrados en los huevos, provienen de la ingesta de alimento en el momento de la formación de estos. Cuando la hembra termina de anidar, abandona la zona adyacente a las playas de anidación para regresar a su zona de residencia habitual fuera del periodo reproductivo (Starbird *et al.*, 1999).

Según Kuchling (1999) el huevo de tortuga esta compuesto en un 68.8 % de agua, entre 23.5 % y 33.8% de lípidos neutros (no polares). Muchos de los compuestos organoclorados como el DDT son lipofílicos, y se pueden almacenar en lípidos neutros como los triglicéridos (Rybitski *et al.*, 1995). Es probable que cuando se transporten los nutrientes de la ingesta hacia el huevo para formar el vitelo, los contaminantes también sean transportados. Por lo tanto, es importante saber dónde se alimentan las tortugas cuando ocurre la vitelogénesis, este proceso en *E. imbricata* ocurre en las playas del estado de Campeche cuando las hembras llegan a dichas playas para aparearse y anidar, aproximadamente para el mes de febrero (V. Guzmán, com. pers.).

México posee una de las poblaciones más importantes de tortuga carey en el Caribe (Márquez, 2001; Márquez, 1996). Ante el grave deterioro de las poblaciones de tortuga marina, se decretó su protección a partir del 30 de

mayo de 1990, fecha en que entró en vigor la veda total y permanente de esta especie bajo la Norma Oficial Mexicana (NOM- 059- ECOL/ 94) en la que se considera como especie amenazada.

A la península de Yucatán arriban cinco especies de tortuga marina, de las cuales tres anidan en Campeche; la tortuga carey, la blanca y la lora. Los sitios de anidación cubren casi toda la costa litoral del estado de Campeche, incluyendo algunas playas del interior de la laguna de Términos y algunos islotes de la sonda de Campeche, los cuales suman en total 150 km (Corbalá-Bermejo, 2001).

En el estado de Campeche se han registrado más del 52% del total de las anidaciones de tortuga de carey que se realizan en la península de Yucatán. Las actividades de conservación desarrolladas en este estado durante 24 años, demuestran que es el aportador más importante de nidos de tortuga carey en la península de Yucatán, pues el número de anidaciones ha aumentado de manera importante, ya que de menos de 1,000 anidaciones que ocurrieron en 1977, aumentó a más de 2,000 anidaciones en el 2001, y con picos mayores de 3,000 anidaciones en los años 1999 y 2000 (Guzmán-Hernández, 2001).

DDT en el Ambiente y en Huevos de Tortuga

Diversos estudios se han realizado para detectar la presencia de residuos de DDT y derivados en sedimentos marinos y en organismos acuáticos. Díaz-González y Rueda-Quintana (1996) determinaron la presencia p, p'-DDT y derivados en muestras de sedimento y ostión *Crassostrea virginica* de las lagunas del Carmen, Machona y Alvarado en el estado de Tabasco, detectando residuos de estas sustancias en ambas muestras y encontrando en el ostión concentraciones subletales que podrían afectar negativamente a la pesquería de este molusco.

La determinación de plaguicidas en sedimentos de la sonda de Campeche durante la época de lluvia y de estiaje comprendida entre los años 1999 y 2000, ha sido determinada por

Domínguez-Maldonado (2003). Dichos estudios revelan la presencia de residuos de DDT's a una concentración mediana de 1.30+0.68 durante la época de lluvias, siendo esta menor en la época de estiaje aunque presenta esta última una tendencia en la concentración de estas sustancias que va de la costa hacia mar adentro. Sin embargo, estas concentraciones son relativamente bajas comparadas con las detectadas por Gold *et al.* (1993) en sedimentos del río Palizada.

Por otra parte, Bishop *et al.* (1996) determinó la variación geográfica y temporal en la concentración de organoclorados, en huevos de tortuga común mordedora (*Chelydra serpentina serpentina*) y de gaviota plateada (*Larus argentatus*), colectados en los mismos sitios de la cuenca del Gran Lago en Ontario, Canadá durante diferentes años, encontrando diferencias significativas en la concentración entre sitios y entre años de compuestos tales como DDE, hexaclorobenzeno, dieldrín y mirex. Además, los patrones de variación temporal de los contaminantes en ambas especies fueron diferentes, esto puede ser explicado por diferencias en la dieta de ambas especies.

Estudios realizados en tortugas del Mar Mediterráneo y del Océano Atlántico por McKenzie *et al.* (1999), encontraron que la concentración de los organoclorados varía según el tejido, presentando una disminución en la concentración de residuos de acuerdo al siguiente patrón: tejido adiposo subcutáneo > hígado > huevos > crías > músculo > riñón. Aunque el tejido adiposo es preferible, el hígado y el huevo son recomendados como bioindicadores. Rybitski *et al.* (1995) determinó en tortugas del Atlántico el mismo patrón y una relación con el tipo de lípido presente en cada tejido analizado, siendo mayor la concentración en tejidos con abundantes grasas neutras como los triglicéridos.

Clark y Krynitsky (1985) por su parte, incubaron artificialmente huevos de tortuga cahuama (*Caretta caretta*) para evaluar si los residuos de DDE variaban durante la incubación. Los resultados obtenidos determinaron una media de 0.099 ppm de residuos de DDE en el huevo, la cual fue considerada como no dañina para la salud de esta especie, y encontraron que la concentración de esta sustancia no disminuyó

durante el tiempo de incubación, por lo que sugirieron que el plaguicida no se metabolizó o la concentración de su derivado era muy pequeña para ser detectada.

La determinación de residuos de DDT y derivados en huevos de tortuga en la costa del estado de Campeche, ha sido realizada por Alejo-Molina (2001), en muestras colectadas en los campamentos tortugeros de: Isla Arena, Isla del Carmen, San Lorenzo, Chenkán y Chacahito, ubicados en la costa del estado de Campeche. Dicho estudio no detectó concentración alguna de residuos en muestras del campamento de San Lorenzo, esto debido a la nula actividad agrícola observada en el área, así como a la ausencia de ríos que drenen hacia la costa de ese lugar. De los otros campamentos muestreados, el de Chacahito fue el que presentó la concentración más alta (0.02014 $\mu\text{g/g}$) de DDE en uno de los huevos

y para el DDT fue en el campamento Isla del Carmen (0.0056 $\mu\text{g/g}$). También determinó que existía variación geográfica en la concentración de DDE, entre los campamentos Chacahito y Chenkán.

Estudios realizados en cuanto a la relación del tamaño y peso del cuerpo de la tortuga, el número de huevos y el peso de la nidada con la concentración de plaguicidas organoclorados y bifenilos policlorados en los huevos de la tortuga común mordedora (*Chelydra serpentina serpentina*), Bishop *et al.* (1994) no encontraron relación alguna, por lo que sugirió que la variación de la concentración de los compuestos por nidada esta relacionada con las preferencias alimenticias y sitios de forrajeo, pues es muy probable que vía de entrada de los plaguicidas sea de la ingesta realizada durante la formación del huevo.

ÁREA DE ESTUDIO

El estado de Campeche se encuentra situado en el sureste de la República Mexicana, formando parte de la península de Yucatán, cuya localización es al norte 20°51', al sur 17°49' de latitud norte; al este 89°09', al oeste 92°28' de longitud oeste (Fig. 1). Los campamentos donde se realizaron los muestreos se localizan entre las coordenadas 18° 60' y 20° 65' latitud norte, y los 90° 40' y 91° 80' longitud oeste (Guzmán- Hernández, 2001).

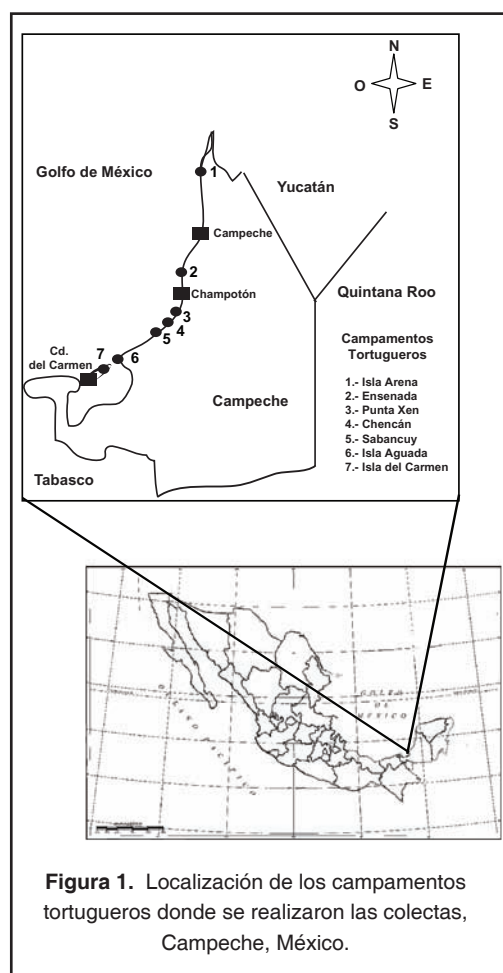
El clima predominante en el estado de Campeche, es cálido subhúmedo con lluvias en verano con diferentes subtipos, de acuerdo con la cantidad de lluvias que presenten; la precipitación pluvial anual varía entre los 1000 mm a 1500 mm, las temperaturas fluctúan entre 26° C la mínima y 29°C la máxima (Flores y Espejel, 1994).

Los diferentes tipos de vegetación que existen en la entidad se establecen siguiendo una determinada transición que va de mayor humedad en el sur y suroeste del estado a menor precipitación en el norte. En consecuencia, hacia la parte sur aparece la selva alta subperennifolia, hacia el centro-norte las precipitaciones disminuyen y se desarrolla la selva mediana subperennifolia, al norte del estado las lluvias disminuyen aún más y la época seca es más marcada y larga, ahí prospera la selva baja caducifolia; también podemos encontrar selva inundable, sabana hacia el sur, manglares a lo largo del litoral y petenes al norte (Flores y Espejel, 1994).

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras se obtuvieron de 7 campamentos tortugeros ubicados en la costa del estado de Campeche durante el mes de julio del año 2000 (Fig. 1), con la autorización del Instituto de Ecología bajo el oficio No. DOO.02.5449 El muestreo se llevó a cabo durante la temporada

de anidación de *E. imbricata* que comprende los meses de abril a septiembre. Para la toma de muestras en cada campamento se seleccionaron al azar tres nidos, en cada uno se colectaron al azar dos huevos que no eclosionaron, obteniéndose 6 huevos por cada campamento,



siendo 42 huevos la colecta total para la realización de este estudio. Aunque para las especies de reptiles, el analizar un huevo por nidada es suficiente en estudios de determinación de plaguicidas organoclorados (Russell *et al.*, 1979), se analizaron dos huevos por nido para contar con una réplica.

Los huevos colectados se colocaron en bolsas de plástico, se etiquetaron y se colocaron en neveras para evitar su descomposición y fueron trasladarlas al laboratorio de Biología Experimental de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, para su posterior análisis. Los datos del número de crías con malformaciones y el número de huevos eclosionados por nido, fueron proporcionados por los investigadores de la SEMARNAT responsables de los campamentos tortugueros.

Los plaguicidas se extrajeron de la yema de huevo y se analizaron mediante la técnica propuesta por Skaare (1991), utilizando columnas de Octadecyl C_{18} de 5 ml activadas previamente con 5 ml de acetato de etilo y 5 ml de alcohol metílico, usando hexano como eluyente. Una vez obtenido el filtrado se procedió a concentrar la muestra en un rotavapor Büchi R-114 con baño B- 480, con un matraz pirex 24/40, hasta sequedad. A continuación se redisolvió con 1 ml de hexano y el extracto se colocó en un vial color ámbar de 2 ml con tapa de teflón. Las muestras se analizaron en un cromatógrafo de gases Perkin- Elmer equipado con un monitor PE Nelson modelo 1022 y un detector de captura de electrones de Ni 63. Las condiciones del cromatógrafo fueron las siguientes: temperatura del horno $240^{\circ}C$, temperatura del inyector $250^{\circ}C$, temperatura del detector $300^{\circ}C$, presión de la columna 8 psi, fase estacionaria AT-502.2 y como gas acarreador nitrógeno. Los estándares empleados fueron para el DDT, o, p'- DDT Supelco PS- 698; para el DDE, DDE 72- 559 Polyscience Corporation. Ambos fueron pesados en una balanza Sartorius AG- 54. La concentración del plaguicida se determinó mediante la relación de las áreas obtenidas en las muestras con la del estándar.

En el análisis estadístico de los datos, los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas para las distribuciones de las variables concentración de DDT y DDE, fueron probados mediante la prueba de Kolmogorov- Smirnov y la prueba de Levene, respectivamente. Como la distribución de la concentración de DDT no cumplió con los supuestos, se aplicaron pruebas no paramétricas.

Para relacionar la concentración de DDT con la proporción de huevos eclosionados se aplicó el coeficiente de correlación de Spearman, el cual es empleado cuando se tiene una población con dos variables de interés, y estas no poseen una distribución normal (Zar, 1999). En el caso del DDE, se calculó el coeficiente de correlación de Pearson. En el cálculo de la proporción de huevos eclosionados se eliminaron los huevos no viables. En ambas pruebas se consideraron solo los datos obtenidos de los campamentos Chencan, Isla Aguada, Sabancuy e Isla del Carmen, pues solo de ellos se tenía la información correspondiente para poder hacer el análisis.

El análisis previo de la variación geográfica de la concentración de DDT por medio de la prueba Kruskal-Wallis resultó no significativa, por lo que se aplicó la prueba U de Mann-Whitney para probar diferencias significativas en las concentraciones de DDT entre los años 1999 y 2000. Dicha prueba se basa en los rangos de dos muestras independientes y es el análogo no paramétrico de la prueba t para comparar dos tratamientos, excepto que la normalidad e igualdad de varianzas pueden ser violadas seriamente (Zar, 1999; Zolman, 1993).

Para determinar la variación temporal de la concentración de DDE se empleó un análisis de varianza en un diseño anidado, el cual es recomendado cuando se tienen dos o más factores y los niveles de uno son similares pero

no idénticos para diferentes niveles del otro factor (Zar, 1999). Con este análisis, se elimina el efecto de la variación entre campamentos al anidar este factor en el factor año. Los datos empleados para determinar la variación temporal de ambos plaguicidas pertenecen a los campamentos isla Aguada, Chencan y Sabancuy, ya que solo estos valores se tenían en común para ambos años. Los niveles correspondientes al año 1999 fueron tomados de Alejo-Molina (2001).

El valor de alfa empleado para la toma de decisiones en cada una de las pruebas aplicadas fue de 0.05. El paquete estadístico utilizado en el análisis de los datos fue el STATISTICA para Windows, versión 4.3.

RESULTADOS

Los resultados obtenidos revelan que de 21 nidos analizados en el 23.81% de ellos no se detectó residuos de DDT y DDE y el 76.09% restante, presentaba residuos de uno de los dos compuestos o ambos contaminantes (Fig. 2). Cabe destacar que solo en el campamento de Isla Arena se detectó residuos de DDT (0.408 µg/gr p.f.), en solo uno de los huevos.

De la lectura de las muestras se observó que los campamentos con mayor concentración de DDT fueron Punta Xen, seguido por Ensenada Xpicop. Con respecto al DDE, las concentraciones más altas se encontraron en los campamentos de ensenada Xpicop e isla Aguada.

La prueba de Spearman no detectó una relación lineal entre la concentración de DDT y la proporción de huevos eclosionados ($r_s = 0.1745$, $p > 0.05$) (Fig. 3). A su vez, la correlación de Pearson determinó que no existe relación lineal entre la concentración del DDE y la proporción de huevos eclosionados ($r = 0.2407$, $p > 0.05$).

Con respecto a la variación de las concentraciones de DDT entre los años 1999 y 2000, estas resultaron diferentes ($U = 867$, $p < 0.05$), siendo menor la concentración para el último año (Tabla 1). Lo anterior no se observó para el caso del DDE ya que el análisis estadístico

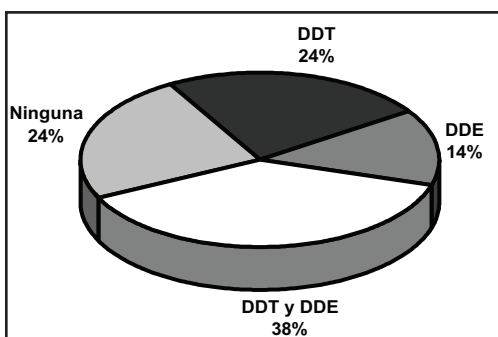


Figura 2. Porcentaje de la presencia de los plaguicidas registrados en cada huevo analizado por nido para los 7 campamentos de la costa del estado de Campeche donde se realizaron los muestreos.

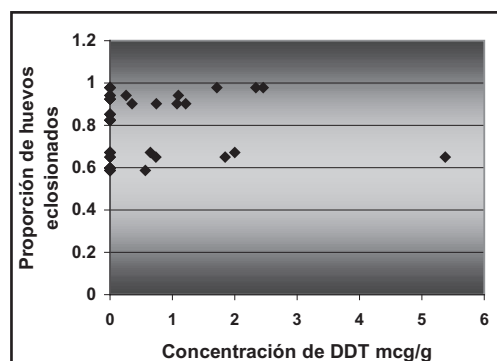


Figura 3. Dispersión de la concentración de DDT encontrada en los huevos analizados para la prueba de Spearman, (mcg/g= µg/g).

Tabla 1. Concentraciones medias de DDT y DDE presentes en huevo de tortuga de cada uno de los campamentos utilizados en la determinación de la variación temporal de estos plaguicidas. Los datos que correspondientes al año 1999 fueron tomados de Alejo Molina (2000).

Campamento	Concentración Media de DDE del año 1999 ($\mu\text{g/g p. f.}$)	Concentración Media de DDE del año 2000 ($\mu\text{g/g p. f.}$)	Concentración Media de DDT del año 1999 ($\mu\text{g/g p. f.}$)	Concentración Media de DDT del año 2000 ($\mu\text{g/g p. f.}$)
Isla Aguada	2.2078	2.9586	0.5880	0.4732
Chencan	0.8847	1.4491	3.9947	0.4819
Isla del Carmen	2.9358	1.4162	5.6173	0.4733
Concentración media total	2.0094	1.9413	3.4	0.4761

aplicado dio como resultado que las concentraciones medias anuales entre los años que se compararon, no presentaban diferencias signi-

ficativas entre años al igual que entre los campamentos (Tabla 2).

Tabla 2. Comparación de la concentración de DDE encontrada en huevos de tortuga entre los años 1999 y 2000 de tres campamentos tortugueros del estado de Campeche.

Factor	GL Factor	CM Factor	GL Error	CM Error	F	P
Año	1	0.000060	85	0.010158	0.005912	0.938890
Campamento	4	0.007881	85	0.010158	0.775832	0.543940

DISCUSIÓN

Si consideramos que la vía de entrada de los compuestos organoclorados a las tortugas marinas es a través de su dieta y durante esta (a través de los procesos reproductivos, como la vitelogenénesis) a los huevos, la cantidad de contaminantes que podrían acumular va a depender de la especie de tortuga, su hábitat y la localización geográfica de la misma (Mckenzie *et al.*, 1999; Bishop *et al.*, 1994; Bishop *et al.*, 1996). La presencia de residuos de DDT y DDE en el huevo de tortuga puede ser explicada con base en el proceso de biomagnificación ya que estos compuestos están pasando del sedimento a la cadena trófica, pues se han encontrado residuos de DDTs en sedimentos de la sonda de Campeche, en el Área de Exclusión Petrolera ubicada frente a la laguna de Términos en el mismo año de estudio (Domínguez-Maldonado, 2003). Sin embargo, no se encontró variación geográfica significativa de estos compuestos entre los campamentos analizados, esto probablemente se deba a que

los sitios de forrajeo de las tortuga presentan una distribución homogénea de estos contaminantes. Esto concuerda en parte con lo observado por Domínguez-Maldonado (2003) en la distribución espacial de DDTs en sedimentos de la Sonda de Campeche, para el cual no presenta un gradiente definido de concentraciones en muestras tomada en noviembre de 1999, sin embargo observo una tendencia en la temporada de secas de abril de 2002 que va de la costa hacia mar, presentándose las mayores concentraciones cercanas a la costa.

Dado que la contaminación presente en la costa de Campeche es de origen antropogénica, siendo uno de los aportes de plaguicidas al medio marino los sistemas de ríos que drenan al Golfo de México, la variación en la presencia de DDT y DDE por nido (Fig. 2), sería indicativo de que en algunos lugares muy específicos cercanos a la costa o al cauce de los ríos, se sigue utilizando DDT mientras que en otros su

uso se ha eliminado pues parte de este compuesto se ha transformado o se ha degradado completamente en el ambiente. Por otra parte, alteraciones en los aportes de agua proveniente de los ríos, debido a cambios en los niveles de precipitación pluvial de la región, podrían modificar la concentración de estos compuestos en el sedimento marino.

Las muestras que no registraron niveles detectables de DDT, podrían deberse a la existencia de niveles muy bajos de este compuesto en los sitios de forrajeo durante la temporada de anidación de la tortuga (Podreka *et al.*, 1988). La ausencia de residuos de DDT y DDE en las muestras del campamento de Isla Arena podría deberse a que no hay aportes importantes de agua que drenen estas sustancias hacia la costa, ni existen grandes poblaciones costeras que requieran la aplicación de este plaguicida en el control del mosquito transmisor del paludismo, además la actividad agrícola en esta área es casi nula. Similares resultados obtuvo Alejo-Molina (2001) en el campamento de San Lorenzo el cual se encuentra ubicado cerca del campamento de isla Arena y presenta las mismas características de dicho campamento.

Los campamentos donde se observó que una mayor concentración de DDT (Punta Xen y Ensenada Xpicop), están cerca de la desembocadura del río Champotón, el cual podría estar vertiendo al mar DDT aplicado en los poblados cercanos a dicho río. Con respecto al DDE, las concentraciones más altas detectadas en los campamentos de ensenada Xpicop e isla Aguada, se localizan cerca de ciudades muy perturbadas como Champotón y Ciudad del Carmen y cerca de sistemas de ríos como el San Pedro-San Pablo, Grijalva-Usumacinta, laguna de Términos y el río Champotón, lo cual ocasiona que el uso de estas sustancias en estas ciudades y en la región esté siendo vertida al mar ocasionando altos niveles de plaguicidas en la costa y por ende en las tortugas.

No se presentó una correlación significativa entre la concentración de los plaguicidas y la proporción de huevos eclosionados. Sin embargo, en el caso del DDE se pudo observar una tendencia a la disminución de la proporción de huevos eclosionados por efecto de este contaminante, lo que sugiere que si la concentración de éste aumentara con el tiempo podría

afectar dicha proporción. Esto sería poco probable pues Bishop *et al.* (1994) demostró que mientras mas grande es la tortuga menor es la concentración de organoclorados en el huevo, por otra parte, la prohibición del uso del DDT en México desde el año 2000 (CEC, 2000), permitirá un descenso en los niveles de estas sustancias o la estabilidad de la concentración a largo plazo tal y como ha sido observada en la tortuga común mordedora (Bishop *et al.*, 1996).

La ausencia de crías con malformaciones o huevos detenidos en alguna fase embrionaria apoya la premisa que las concentraciones encontradas son pequeñas como para causar algún efecto negativo. Además, el hecho de no haber encontrado efectos negativos, podría deberse a que las tortugas marinas no son tan sensibles a la acción del DDT y DDE, ya que las concentraciones de DDE reportadas en este trabajo son similares a las registradas por autores los cuales no encontraron efectos adversos en la reproducción (Podreka *et al.*, 1988). Otro mecanismo de acción puede presentarse al momento de la eclosión, cuando la cría movilice esta sustancia lipídica que necesita para sobrevivir mientras encuentra alimento (Mckenzie *et al.*, 1999).

Se piensa que las especies cuya determinación del sexo depende de la temperatura ambiental puede verse afectadas por disruptores endocrinos, tales como el DDE. Sin embargo, la evidencia es contrastante, pues hay estudios que apoyan esta premisa (Kelce *et al.*, 1996) mientras que en otros no se encontraron efectos adversos (Portelli *et al.*, 1999; Podreka *et al.*, 1998) Las concentraciones DDE registradas en este trabajo concuerdan con las de Portelli *et al.* (1999) y Clark y Krynitsky (1985). Aunque en este trabajo no se realizó una evaluación explícita de este efecto, podemos suponer que esta sustancia no afectara el proceso de desarrollo de las tortugas debido a su baja concentración.

En cuanto a la variación temporal, se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones anuales de DDT, siendo esta variación consistente con la obtenida en otros estudios (Ormerod y Tyler, 1994), aunque no se observaron diferencias significativas en la concentración de DDT's para los mismos años en el sedimento marino de un área fuertemen-

te influenciada por los aportes de los ríos en la Sonda de Campeche. Sin embargo la media de las concentraciones de DDT's para esta zona es ligeramente menor para el año 2000 (Domínguez-Maldonado, 2003), esto apoya el supuesto de que el aporte de residuos de DDT y DDE en el huevo de las tortugas proviene del alimento que ingieren estas durante la época de anidación, el cual a su vez es tomado del sedimento por las algas bentónicas.

La concentración de DDE no mostró alguna variación temporal significativa, debido a que este compuesto es mas estable que el DDT, y un año es un tiempo muy corto para observar una disminución significativa, que generalmen-

te se aprecia en estudios de monitoreo más largos (Bishop *et al.* 1996). Sin embargo, se observa que la concentración media de DDE disminuyó para el año 2000.

Se observa que la concentración de DDT y DDE en huevos de tortuga varía a lo largo de la costa. Dicha concentración va desde la Laguna de Términos, presenta un pico en el campamento ubicado en Ensenada Xpicop y disminuye hacia Isla Arena, por lo que es de esperarse que la distribución de la contaminación por DDT's en el sedimento marino de la costa del estado de Campeche siga este mismo patrón, presentando la costa del norte del estado, concentraciones muy bajas o nulas.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En conclusión podemos decir que las concentraciones de DDT y DDE reportadas en este trabajo no afectaron la proporción de huevos eclosionados de *E. Imbricata*. Presentan además, diferencias significativas en algunos campamentos tortugueros, esto al parecer relacionado a que tan cerca esta el campamento de una población importante y de la existencia de ríos.

La concentración de DDT determinada en los campamentos tortugueros de Chenkan, isla Aguada e isla del Carmen entre los años 1999 y 2000, es menor estadísticamente para este último. Sin embargo, la concentración de DDE observada entre los mismos campamentos para los mismos años, no presentó diferencias significativas.

La concentración de DDT y DDE en el huevo de tortuga va a depender de que esta sustancia esté presente en las áreas donde forrajea.

Se recomienda hacer un estudio de residuos de compuesto organoclorados en huevos de tortuga, en un mayor número de nidos, abarcando todos los campamentos tortugueros que se ubican a lo largo de la costa del estado de Campeche, a la vez realizar la determinación de estos compuestos en sedimentos a lo largo de la costa y de ser posible en organismos, colectados en estos mismos sitios, que sirvan de alimento a las tortugas. Todo esto con el fin de tener un conocimiento más amplio acerca de este problema y de relacionar la contaminación presente en el sedimento marino con la presencia de estas sustancias en el huevo de tortuga.

LITERATURA CITADA

Albert, L., 1990. Riesgos de los plaguicidas en la salud, p. 65-78. *In:* L. A. Albert Ed. Los Plaguicidas, el Ambiente y la Salud. México: Centro de Ecodesarrollo.

Albert, L., y L. Alpuche-Gual, 1990. Riesgos de los plaguicidas para el ambiente, p. 55-63. *In:* L. A. Albert (Ed.) Los Plaguicidas, el Ambiente y la Salud. Centro de Ecodesarrollo. México.

Albert, L., R. Loera-Gallardo, y C. Bárcenas, 1996. Química y ecotoxicología de los insecticidas, p. 125-137. *In:* A. V. Botello, J.L. Rojas, J.A. Benítez, y D. Zárate

(Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. 666 p.

Alejo-Molina, S., 2001. Determinación de DDT y derivados en huevos de tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*, Linneus 1766) en los campamentos tortugueros de la costa del estado de Campeche, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia-UADY. México.

- Arias, J., D. Rojas, G. Dierkmeie, C. Riera, y N. Cabrera, 1990.** Plaguicidas organoclorados. Serie Vigilancia 9. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Organización Mundial de la Salud. p. 97.
- Benítez, J., y C. Bárcenas, 1996.** Sistemas fluviolagunares de la laguna de Términos: hábitats críticos susceptibles a los efectos adversos de los plaguicidas, p. 187-201. *In:* A. V. Botello, J.L. Rojas, J.A. Benítez, y D. Zárate (Eds). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. 666 p.
- Bishop, C.A., G.P. Brown, R.J. Brooks, D.R. Lean, y J.H. Carey, 1994.** Organochlorine contaminant concentrations in eggs and their relationship to body size, and clutch characteristics of the female common snapping turtle (*Chelydra serpentina serpentina*) in Lake Ontario, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 27:82-87.
- Bishop, C., R.J. Norstrom, R.J Brooks, y K.E. Pettit, 1996.** Temporal and geographic variation of organochlorine residues in egg of the common snapping (*Chelydra serpentina serpentina*) (1981- 1991) and comparisons to trends in the herring gull (*Larus argentatus*) in the Great Lakes Basin in Ontario, Canada. *Archive Environmental Contamination and Toxicology*, 31:512- 524.
- Bjorndal, K. A., 1997.** Foraging ecology and nutrition of sea turtles, p. 199-231. *In:* P.L. Lutz and J.A. Musick (Eds.). The Biology of Sea Turtles. CRC Press, New York.
- Blus, L. J., 1982.** Further interpretation of the relation of organochlorine residues in brown pelican eggs to reproductive success. *Environmental Pollution*, 28:15-33.
- Carr, A., 1978.** Handbook of Turtles: The Turtles of the United States, Canada and Baja California. Cornell University. USA. pp. 365- 381.
- CCC, 1996a.** Sea turtles: behavior patterns. Available from: URL: <http://www.cccturtle.org/behav.htm>
- CCC, 1996b.** Sea turtles: Species information - sea turtle species of the world. Available from: URL: http://www.ccc.org/species_class.htm
- CEC, 2000.** Programa regional de acción y demostración de alternativas sustentables para el control del vector del paludismo en el uso del DDT en México y América Central. www.cec.org/files/PDF/POLLUTANTS/PAEDDT-Pub_TTL_ES.pdf
- Clark, D.R Jr., y A. Krinitsky, 1985.** DDE residues and artificial incubation of loggerhead sea turtle eggs. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 34:121-125.
- Cremllyn, R., 1986.** Plaguicidas Modernos y su Acción Bioquímica. Limusa. México. 81 p.
- Díaz- González, G., y L. Rueda- Quintana, 1996.** Niveles de concentración de plaguicidas organoclorados en las lagunas del Carmen, Machona y Alvarado, p. 177-185. *In:* A. V. Botello, J.L. Rojas, J.A. Benítez, y D. Zárate (Eds). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. México: EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. 666 p.
- Domínguez-Maldonado, J.A., 2003.** Determinación de plaguicidas en las temporadas de lluvias y de estiaje en la Sonda de Campeche. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química-UADY, México. 58 pp.
- Flores, J.S., y I. Espejel, 1994.** Tipos de vegetación de la Península de Yucatán. Etnoflora yucatanense. Fascículo 3. Universidad Autónoma de Yucatán. México. 135 p.
- Gilbertson, M., T. Kubiak, J. Ludwing, y G. Fox, 1991.** Great Lakes embryo mortality, edema, and deformities syndrome (GLEMEDS) in colonial fish-eating birds: similarity to chick-edema disease. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 33: 455- 520.
- Gold-Bouchot, G., T. Silvia H. y O. Zapata, 1995.** Organochlorine pesticide residues concentrations in biota and sediments from rio Palizada, México. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 54:554-561.
- Guzmán-Hernández, V., 2001.** Evaluación de las poblaciones de tortugas marinas de Campeche: sinopsis de la protección e investigación 1977-2001, con reporte de investigación 2001. Informe Técnico de Investigación. Centro Regional de Investigación Pesquera de Ciudad del Carmen.
- ISAT, 2000.** Diagnóstico situacional del uso del DDT y el control de la malaria; Informe regional para México y Centroamérica. Disponible en URL: http://www.cec.org/files/PDF/POLLUTANSN/InfregDDTb_es.pdf
- King, F. A., 1988.** Food habitat and organochlorine contaminant in the diet of alivaceros cormorants in Galveston Bay, Texas. *Southwestern Naturalist*, 43:338-343.
- Kelce, W. R., C. R. Stone, S. C. Laws, L.E. Gray, J. A. Kempainen, y E. M. Wilson, 1995.** Persistent DDT metabolite p, p'-DDE is a potent androgen receptor antagonist. *Nature*, 375:581- 585.

- Kubiak, T.J., H.J. Harris, L.M. Smith, T.R. Schwartz, D.L. Stalling, J.A. Trick, L. Sileo, D.E. Docherty, y T.C. Erman, 1989.** Microcontaminants and reproductive impairment of the forster's tern on Green Bay, Lake Michigan-1983. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 18: 706- 727.
- Marquéz, R., 2001.** Las tortugas de México, p. 33-49. In: A. Corbala, D. F. Hernandez, R. Márquez, M. Medina- García, J. Mireles-Rangel, y M. Sahagun-Arcila (Ed.). Las Tortugas Marinas en Campeche, Campeche, México: El Fénix.
- Márquez, R., 1996.** Las Tortugas Marinas y Nuestro Tiempo. Fondo de Cultura Económica. México. pp.22-98.
- Mckenzie, C., B. J. Godley, R.W. Furness, D.E. Wells, 1999.** Concentrations and patterns of organochlorine contaminants in marine turtles from Mediterranean and Atlantic waters. *Marine Environmental Research*, 47: 117-135.
- Ormerod, S.J., y S.J. Tyler, 1992.** Patterns of contamination by organochlorines and mercury in the eggs of two river passerines in Britain and Ireland with reference to individual PCB congeners. *Environmental Pollution*, 76(3):233-43.
- Podreka, S., A. Georges, B. Maher, y C.J. Limpus, 1998.** The environmental contaminant DDE fails to influence the outcome of sexual differentiation in the marine turtle *Chelonia mydas*. *Environmental Health Perspectives*, 106(4):1-7.
- Portelli, M.J., S.R. De Solla, R. J. Brooks, y C.A. Bishop, 1999.** Effect of dichlorodiphenyltrichloroethane on sex determination of the common snapping turtle (*Chelydra serpentina serpentina*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43: 284- 291.
- Rybitski, M., R. Hale, y J. Musick, 1995.** Distribution of organochlorine pollutants in Atlantic sea turtles. *Copeia*, (2):379-390.
- Robert, G.A., A.K. Miles, J.A. Estes, y F.C. Isaacs, 1999.** Productivity, diets and environmental contaminants in nesting bald eagles from the Aleutian Archipelago. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (9): 2054- 2062.
- Rusell, J., T. Earl, W. Robertson, y P. Patty, 1979.** Organochlorine residues in eggs of the endangered american crocodile (*Crocodylus acutus*). *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 23: 87- 90.
- Skaare, J.U., K. Ingebrigtsen, A. Aulie y T.Y. Kanui, 1991.** Organochlorines in crocodile eggs from Kenya. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, 47: 126-130.
- Starbird, C.H., Z. Hillis-Starr, J.T. Harvey, y S.A. Eckert, 1999.** Internesting movements and behavior of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) around Buck Island Reef National Monument, St. Croix, U. S. Virgin Islands. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 237-243.
- Zar, J.H., 1999.** Biostatistical Analysis. 4a. Edición. Prentice Hall, Inc. New Jersey.
- Zolman, J., 1993.** Biostatistics: Experimental Desing and Statistical Inference. Oxford University Press. Oxford.

Rendón von Osten, J., M. Memije Canepa, y N. A. Ek Moo, 2005. Plaguicidas orgánicos persistentes (POPs) en sedimentos de la costa sur de Campeche, México, p. 249-260. *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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Plaguicidas Orgánicos Persistentes (POPs) en Sedimentos de la Costa Sur de Campeche, México

14

**Jaime Rendón-von Osten ¹, Martín Memije Canepa ¹
y Nery A. Ek Moo ²**

¹ Centro EPOMEX-Universidad Autónoma de Campeche.

² Secretaría de Marina, Campeche

RESUMEN

Los plaguicidas organoclorados son compuestos orgánicos persistentes que han sido prohibidos o restringido su uso debido a su toxicidad a largo plazo, persistencia, bioacumulación y que pueden ser transportados largas distancias. México se comprometió a reducir paulatinamente, el uso de compuestos persistentes, hasta lograr su eventual eliminación en el 2006. En este sentido se tomaron muestras de sedimento en el área localizada en el suroeste del Golfo de México extendiéndose a lo largo de la costa, desde la desembocadura del río Grijalva y el río Usumacinta hasta la desembocadura del río Chumpán dentro de la laguna de Términos. Se identificaron y cuantificaron en los sedimentos 9 tipos de plaguicidas organoclorados siendo estos: α -HCH, γ -HCH, aldrín, epóxido de heptacloro (E.H.), *o,p'*-DDD, *o,p'*-DDE, *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDT y metoxicloro. Las concentraciones más altas las presentó el *o,p'*-DDE, seguido del *o,p'*-DDD. Por su parte, el *p,p'*-DDT estuvo presente en 8 de 19 estaciones. Se encontró una correlación entre el carbono orgánico y la concentración Σ -DDT en sedimentos de la zona de estudio ($r = 0.525$; $p < 0.05$). De acuerdo a las concentraciones determinadas en la laguna de Términos durante el año 2000 y comparadas con los resultados de este estudio, se puede concluir que las concentraciones de compuestos organoclorados se han incrementado en 2 y hasta en 100 veces más.

ABSTRACT

The organochlorinated pesticides (POPs) are organic compounds that due to their toxicity, persistence and bioaccumulation have been prohibited or restricted in most countries. Mexico as part of NAFTA, was committed to eliminate their use and production in 2006. In this work are presented the results of analysis for POPs in 19 samples of sediments from the southeast Gulf of Mexico (Grijalva up to Usumacinta rivers and Chumpán river in Terminos Lagoon). Nine different POPs (HCH and its metabolites, aldrin, heptachlor epoxide, DDT and its metabolites and metoxicloro) were identified and analyzed. DDE was the compound with the highest concentrations followed by the DDD. The compound DDT was present in 8 sampling sites, showing a positive relationship with the content of organic carbon ($r=0.525$; $p < 0.05$). In accordance with previous reports from Terminos Lagoon in 2000, the DDT concentrations have been increased up to two orders of magnitude.

INTRODUCCIÓN

Los plaguicidas organoclorados (POCs) son compuestos que se emplearon extensamente en el mundo para combatir y controlar diversos tipos de plagas, principalmente, insectos tales como los mosquitos transmisores de enfermedades como la malaria o dengue. A nivel mundial, se reportan de 300 a 500 millones de casos de malaria cada año, ocasionando un millón de muertes. En México, casi el 60% del territorio es susceptible a la malaria o dengue, el cual es habitado por 45 millones de personas, por lo que el uso del DDT ha sido muy intenso en estas áreas y representa un riesgo potencial a la salud humana (López-Carrillo *et al.*, 1996). Hay otros compuestos organoclorados que son ingredientes activos de varios productos que aún se emplean en casas y jardines, y algunos utilizados para controlar plagas ambientales, de materiales de construcción y agrícolas (Reigart y Roberts, 1999).

Las principales características de los POCs es que son compuestos tóxicos, persistentes, bioacumulables y pueden viajar a grandes distancias, ya que generalmente son semivolátiles y, por lo tanto, las corrientes de aire pueden arrastrarlos, depositarlos en el suelo y volver a volatilizarse, para ser llevados de nuevo y repetir el ciclo. Asimismo, pueden ser arrastrados por corrientes de agua dulce y marina y de este modo, pueden afectar poblaciones alejadas del lugar donde se emitieron (EPA, 2002).

Cuando los plaguicidas son aplicados, el sedimento es un compartimiento ambiental que funciona como depósito de diversos compuestos que son arrastrados por la escorrentía que drena al cuerpo de agua al cual pertenece la cuenca, por lo que se ha determinado la presencia de residuos de compuestos organoclorados en sitios cercanos a la escorrentía proveniente de zonas de cultivos (Carvalho *et al.*, 2002). Se ha reportado que la escorrentía del drenaje de campos agrícolas puede, en ocasiones, causar mortalidad de peces y camarones. Asimismo, los sedimentos constituyen un gran depósito de plaguicidas, principalmente, de organoclorados (Carvalho *et al.*, 2002).

Debido a lo anterior, estos compuestos han sido prohibidos en diversos países, como es el

caso del DDT, que es uno de los 12 productos químicos incluidos en un acuerdo internacional para minimizar y eliminar los contaminantes orgánicos persistentes, adoptado por 127 gobiernos en el año 2001. La Agencia para la Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA) ha suspendido drásticamente la disponibilidad de un buen número de insecticidas organoclorados, en especial el DDT, aldrín, dieldrin, heptacloro, mirex y clordano (EPA, 2002).

Canadá y Estados Unidos prohibieron el DDT en los años 1970s, pero seguía siendo utilizado para controlar la malaria en México. En 1997, Canadá, Estados Unidos y México acordaron un Plan de Acción Regional de América del Norte sobre el DDT, como una forma de cooperar y compartir experiencias en la eliminación de esta sustancia (CEC, 1997).

En México se ha detectado la presencia de plaguicidas organoclorados en diversos substratos, desde ecosistemas terrestres hasta costeros, en los cuales se han encontrado muy diversas concentraciones (Albert, 1996).

En el Golfo de México se han llevado a cabo diversos estudios acerca de la presencia de contaminantes orgánicos persistentes principalmente para las costas de Estados Unidos, así, Maruya *et al.* (1997) realizaron un estudio en 281 estaciones ubicadas en el Golfo de México en el periodo de 1993–1994, en el cual se reportó que en 11 estaciones resultaron positivas ante la presencia de PCBs excediendo en una concentración de 4 ng/g y solo 4 del total de las muestras (1.4% aproximadamente) presentaron organoclorados con una concentración de 20 ng/g. De 1986 a 1987, se realizaron estudios en las lagunas costeras del Golfo de México en donde se recolectaron muestras durante un año, se tuvo como resultado que el DDT se encontró en la mayoría de las estaciones y la mayor fracción de dicho compuesto estaba en forma de DDD (Sericano *et al.*, 1990).

En el caso de las costas mexicanas del Golfo de México los estudios se han enfocado principalmente en lagunas costeras pero muy poco sobre áreas marinas. Se han determinado con-

centraciones altas de compuestos organoclorados como heptacloro, aldrin, dieldrin y *p,p'*-DDT en sedimentos del sur del Golfo de México (Botello *et al.*, 1992). Por otra parte, en la laguna de Mecocan, Tabasco el rango de concentraciones de plaguicidas organoclorados en sedimentos fue de 6 a 370 µg/kg (Armenta y Elizalde, 2003). En la laguna de Términos se han detectado la presencia de plaguicidas organoclorados en algunos de sus sistemas fluvio-lagunares (Gold *et al.*, 1993) así como en la misma laguna (Botello *et al.*, 1992; Rendón von Osten *et al.*, 2000).

Durante varios años se empleó DDT en el sureste de México como medio para controlar el dengue, por lo que se llegó a emplear hasta 10 toneladas anuales de DDT entre los estados de Tabasco y Campeche (Benítez y Barcenás, 1996). Actualmente el programa de control de la malaria mediante compuestos no organoclorados ha sido exitoso, por lo que México dejó de usar el DDT dos años antes de lo proyectado (CEC, 1997).

A pesar de lo anterior, debido a las características fisicoquímicas de los POCs es posible detectar aún residuos de estos compuestos en diversos compartimentos ambientales dentro de los que destacan los sedimentos. La ventaja de analizar sedimentos como medio o matriz

para evaluar las concentraciones de residuos de POCs es que el substrato es el primer nivel trófico para los organismos acuáticos, si se analizan núcleos a diversas profundidades se puede hacer un análisis histórico, el cual integra en tiempo la presencia de los contaminantes debido a la precipitación o sedimentación de los compuestos y, al realizar una georreferenciación, se pueden realizar la integración en espacio a través de múltiples muestreos en los mismos sitios (van Metre *et al.*, 1997).

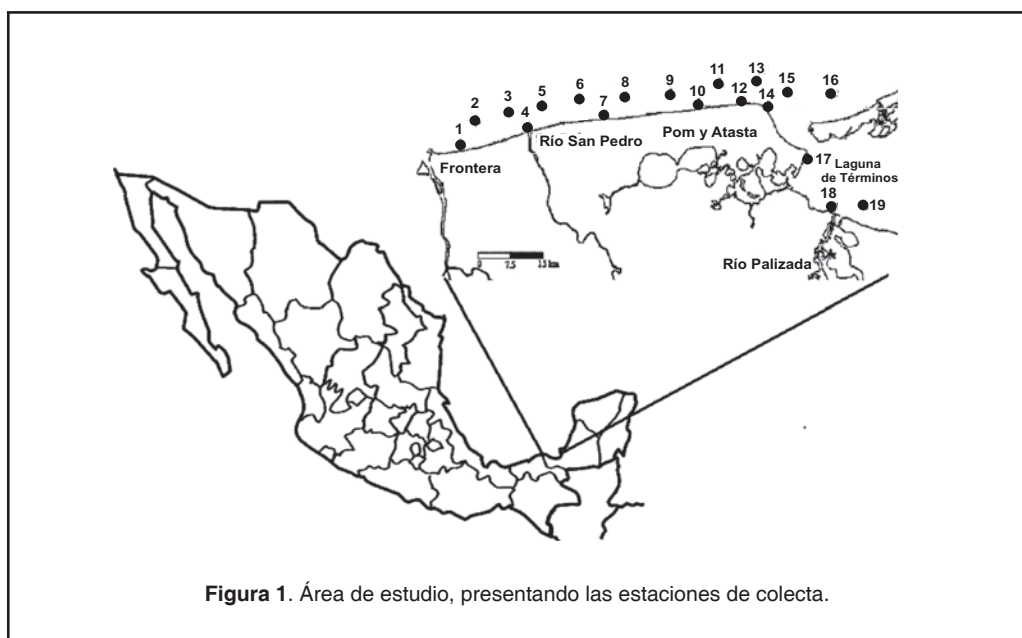
Las descargas de los ríos Usumacinta, Grijalva, San Pedro, Palizada, Boca Chica, Chumpán y Candelaria pueden ser que arrastren y depositen residuos de plaguicidas organoclorados en el Golfo de México debido a que estos compuestos fueron empleados en los municipios aledaños. Asimismo, la importancia de esta región es que en estas áreas habita el camarón siete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), el cual es un recurso pesquero de relevancia económica en la costa Sur del Golfo de México (Wakida y Nuñez, 2003), por lo que el objetivo del presente estudio fue determinar los residuos de plaguicidas organoclorados en sedimentos de la costa Sur del Golfo de México, así como establecer su posible relación entre porcentaje de materia orgánica y la concentración de los residuos de POCs.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza en el Suroeste del Golfo de México y se extiende a lo largo de la costa, desde la desembocadura del río Grijalva y el río Usumacinta hasta la desembocadura del río Chumpan dentro de la laguna de Términos, incluyendo la parte interior de la plataforma continental (Fig. 1). Esta área se seleccionó debido a que esta porción es la distribución geográfica del camarón siete barbas (*Xiphopheneaus kroyeri*) y cuya economía es muy importante para la región (Wakida y Nuñez, 2003). Debido a lo anterior, los sitios de muestreo se seleccionaron de acuerdo a la presencia del camarón siete barbas y el cual es abundante solamente en aguas someras, de cerca de 27 m, y las abundancias más altas se encuentran a menos de 18 m, especialmente en fondos lodosos o arenosos

La laguna de Términos se localiza en el sur de Golfo de México, entre los meridianos, 91° 10' 00" y 91° 52' 00" longitud oeste y los paralelos 18° 23' 00" y 18° 23' 00" de la latitud norte. Tiene un área de 1700 Km² de superficie aproximadamente. Presenta dos bocas permanentes que la comunican con el mar, la boca de Puerto Real y la boca del Carmen (Ayala-Castañares, 1963). Se encuentra separada del mar abierto por una barrera o cordón de arena litoral llamada Isla del Carmen; que es una isla de barrera arenosa calcárea de 38 Km. de longitud y un ancho promedio de 1.5 Km (Yáñez-Correa, 1971) (Fig. 1).

En el periodo invernal se manifiesta un peculiar fenómeno meteorológico que es parte activa del proceso costero que opera a lo largo



de la costa de Tabasco y Campeche: el desplazamiento hacia el sur de masas de aire frío que generan fuertes vientos llamados “nortes”. Este fenómeno no solo es el responsable de la precipitación y baja temperatura que empeora durante el invierno, si no que afecta al oleaje y las corrientes a lo largo de la costa en forma tal, que el nivel del mar aumenta hasta casi un metro por encima de su nivel normal. Mientras que para la laguna, la región presenta tres tipos de clima, que son regulados por la magnitud de las lluvias la descarga de los ríos, los vientos prevalecientes y la temperatura ambiente: la época de secas de febrero a mayo, la época de lluvias persistentes de junio a septiembre, y la época de nortes o tormentas de invierno con algunas lluvias esporádicas de octubre a enero (Fuentes-Yaco *et al.*, 2001).

El clima es cálido húmedo con lluvias en verano (de junio a septiembre), la temperatura promedio es de 27 a 28°C. La precipitación pluvial anual alcanza valores de 1100 a 2000 mm, siendo los meses de junio a noviembre el pe-

riodo de mayor precipitación y en menor grado de noviembre a enero, la precipitación más baja sucede al final del invierno y principios de primavera. Los vientos dominantes y el oleaje a lo largo de la costa Tabasco-Campeche provienen principalmente de los cuadrantes del Noroeste y del Sureste. La altura de las olas alcanza promedios de 0.5 a 0.9 m, en 3 y 5 m de agua, hacia mar abierto de la Isla del Carmen (Yáñez-Correa, 1971).

El río Usumacinta y sus tributarios, constituyen el sistema más grande de ríos que influyen en el área: drenan casi 60,000 km², a partir de la parte montañosa entre Chiapas y Guatemala; el río Grijalva es otro de los grandes sistemas que drenan casi 50,000 km². El Usumacinta descarga en el Golfo de México, principalmente a través del río Grijalva, pero tiene al mismo tiempo otros dos tributarios que son el río Palizada que descarga en la laguna, a través del estero de Boca Chica y el río San Pedro, que es el único ramal que descarga directamente en el Golfo (Yáñez-Correa, 1971).

MATERIAL Y MÉTODOS

Se ubicaron 19 estaciones de muestreo (Fig. 1) que fueron seleccionados en función de las descargas de los ríos y de la presencia de camarón siete barbas (*X. kroyeri*).

El material sedimentario se obtuvo mediante una draga van Veen provista de una cuerda de seda de 10 m. Inmediatamente después de extraer las muestras, fueron colocadas en papel

aluminio y, posteriormente, en bolsas negras y se colocaron en neveras. Los sedimentos se congelaron para evitar que la materia orgánica se degradara. Los sedimentos se llevaron a sequedad a 60°C para su posterior análisis de plaguicidas organoclorados y de materia orgánica.

Análisis de Plaguicidas

Organoclorados

Todo el material de vidrio fue lavado y enjuagado con agua destilada, secado en una estufa a 120°C por 4 hrs y, antes de realizar el análisis, se enjuagó con acetona y hexano (grado HPLC). El Florisil, sulfato de sodio, algodón y papel filtro se purificaron en un equipo Soxhlet con 250 mL de acetona:hexano 1:1 (HPLC) durante 4 hrs.

La acetona, hexano y diclorometano utilizados en este análisis fueron de la marca EM SCIENCE, con grado de pureza del 99.9 % adecuados para el análisis de residuos de plaguicidas. La activación del sulfato de sodio y Florisil se llevó a cabo mediante el secado y calcinación. El sulfato de sodio se calcinó a 600°C por 72 horas y el Florisil a 260°C, luego se llevaron a temperatura ambiente y se almacenaron en frascos de vidrio previamente lavados.

El método empleado para la extracción y purificación de los COPs fue a través de adaptaciones a los métodos de UNEP/IOC/IAEA (1988).

Se pesaron 25 g de sedimento seco y se colocaron en cartuchos de papel filtro, el cual contenía trazas de cobre. Dicho cartucho se sometió al tubo de reflujo del equipo Soxhlet, llevándose a cabo la extracción con 250 mL de hexano y cloruro de metileno 1:1 (HPLC) durante 8 hrs. Los extractos se concentraron usando un Rotavapor - BÜCHI, luego se recuperaron con 2 mL de hexano (HPLC), agregándole gotas de mercurio, posteriormente es transferido a viales y almacenados a congelación para su previa purificación.

La purificación se llevo a cabo mediante una columna cromatográfica empacada con Florisil, y una capa de sulfato de sodio. El extracto se eluyó con hexano, con una mezcla cloruro de metileno: hexano (1:1) y cloruro de metileno, respectivamente. La fracción obtenida fue evaporada hasta su totalidad y se recuperó con hexano (HPLC), para ser analizados en un cromatógrafo Varian 3800 con detector de captura de electrones.

Se empleo una mezcla de los estándares de α -HCH, γ -HCH, δ -HCH, aldrín, epóxido de heptacloro (E.H.), *o,p'*-DDD, *p,p'*-DDD, *o,p'*-DDE, *p,p'*-DDE, *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDT, mirex y metoxicloro. La cuantificación de los compuestos, tanto en las muestras como en los estándares, se determinó mediante la utilización del Software Star-Varian.

Como parte del control de calidad, durante el análisis se realizaron análisis blancos, duplicados y de recuperación, obteniéndose en este ultimo una recuperación mayor al 90%.

Análisis de Materia Orgánica

La determinación de porcentaje de materia orgánica se llevó a cabo mediante el método de Gaudette *et al.*, (1974), en el cual una porción de la muestra se oxida con dicromato de potasio en ácido sulfúrico y posteriormente, el exceso de dicromato se titula con una solución de sulfato de amonio ferroso.

Análisis Estadístico

Para determinar si existe relación significativa entre las concentraciones de plaguicidas organoclorados en sedimentos y el porcentaje de materia orgánica se aplicó un análisis de correlación simple a través del software Statistica V5.5 (StatSoft Inc., 2000).

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Materia Orgánica en Sedimento

En la figura 2 se muestra el porcentaje de materia orgánica (M.O.) presente en los sedimentos colectados en la zona de estudio.

El contenido de materia orgánica presente en las diferentes estaciones muestra un comportamiento relativamente heterogéneo con rangos mínimos de 0.3% en la estación 4 y máximos de 2.3% en la estación 5; el porcentaje promedio de materia orgánica en sedimentos fue de 1.2% (+/- 0.6 SD).

Como se puede observar en la figura 2, la distribución de materia orgánica fue más alta en la desembocadura del río Usumacinta y ríos San Pedro y San Pablo, y posteriormente fue disminuyendo conforme se distanciaba de las desembocaduras de los ríos hasta llegar a la estación 10. Posteriormente el porcentaje de materia orgánica se va incrementando hasta llegar a la influencia de la desembocadura del río Palizada, estaciones 17, 18 y 19. Lo anterior indica que los ríos son los principales contribuyentes de materia orgánica hacia el Golfo de México.

Rendon-von Osten *et al.* (2000) reportaron un porcentaje de materia orgánica de 1.71% como máximo en la laguna de Términos y, por

otra parte, Botello *et al.*, (2000) en el estudio realizado en la laguna costera de Chantuto-Panzacola de Chiapas, reportaron un máximo de 10.2% de materia orgánica. Esta diferencia se puede deber al periodo de muestreo y a la circulación del agua, ya que gran cantidad de los sedimentos aluviales inorgánicos transportados en suspensión por los ríos que drenan la región y a los procesos mezclados entre masas de agua dulce y salina en los canales de intermareas es suficientemente grande para retardar el depósito de los sedimentos en suspensión (Yañez-Correa, 1971), de igual manera puede ser afectado por el tipo de sedimento, tal es el caso que cerca de la Isla del Carmen existen sedimentos con altos porcentajes de carbonatos de calcio y alto contenido orgánico, debido a la fuente de sedimentos terrígenos acarreados por las descargas de los ríos y provenientes de la laguna (Vargas, 1980).

Plaguicidas Organoclorados (POCs) en Sedimentos

Se identificaron y cuantificaron en los sedimentos 9 tipos de plaguicidas organoclorados siendo estos: α -HCH, γ -HCH, aldrín, epóxido de heptacloro (E.H.), *o,p'*-DDD, *o,p'*-DDE, *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDT y metoxicloro. En la figura

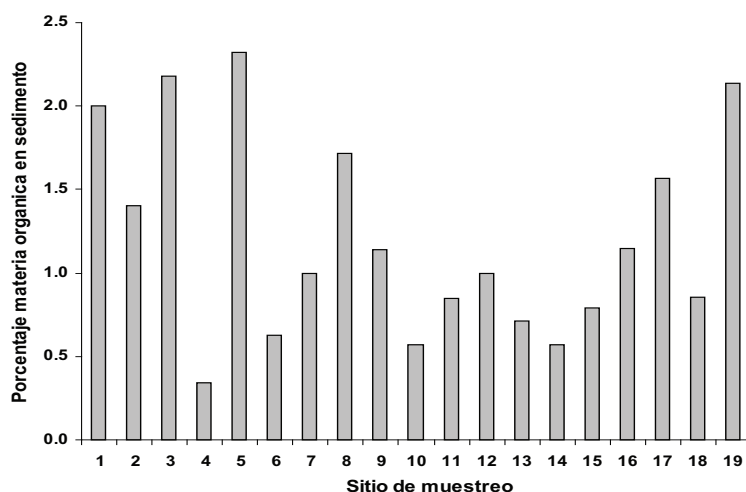


Figura 2. Porcentaje de materia orgánica en sedimentos colectados en la costa sur del estado de Campeche.

3 se muestra el número de compuestos organoclorados determinados en sedimentos de cada sitio de muestreo.

En los sedimentos colectados en la parte sur del Golfo de México, se presenta una gran variedad de POCs. Aunque estos compuestos se encuentran distribuidos de manera heterogénea en toda el área de estudio (Fig. 4), se puede observar que en las estaciones 14 y 18 se presentaron el mayor número de POCs con un máximo de 5 compuestos seguido de la es-

taciones 7 y 9 en la zona marina y, 17 y 19, en la laguna de Términos con 4 compuestos cada una. La presencia de residuos de plaguicidas en la zona marina puede ser que provengan del aporte de los ríos San Pedro y San Pablo, y en la Laguna sea por el aporte los sistemas fluvio-lagunares.

Los POCs presentes en la estación 18, se puede deber a la cercanía que tiene a la costa y a la descarga directa del río Palizada, asimismo en la estación 14 se puede deber a todas

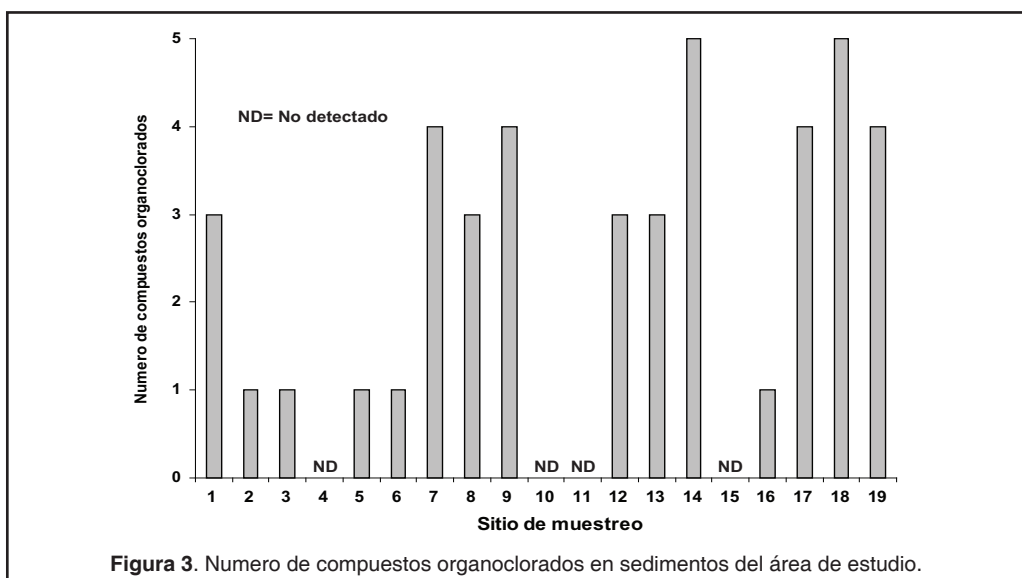


Figura 3. Numero de compuestos organoclorados en sedimentos del área de estudio.

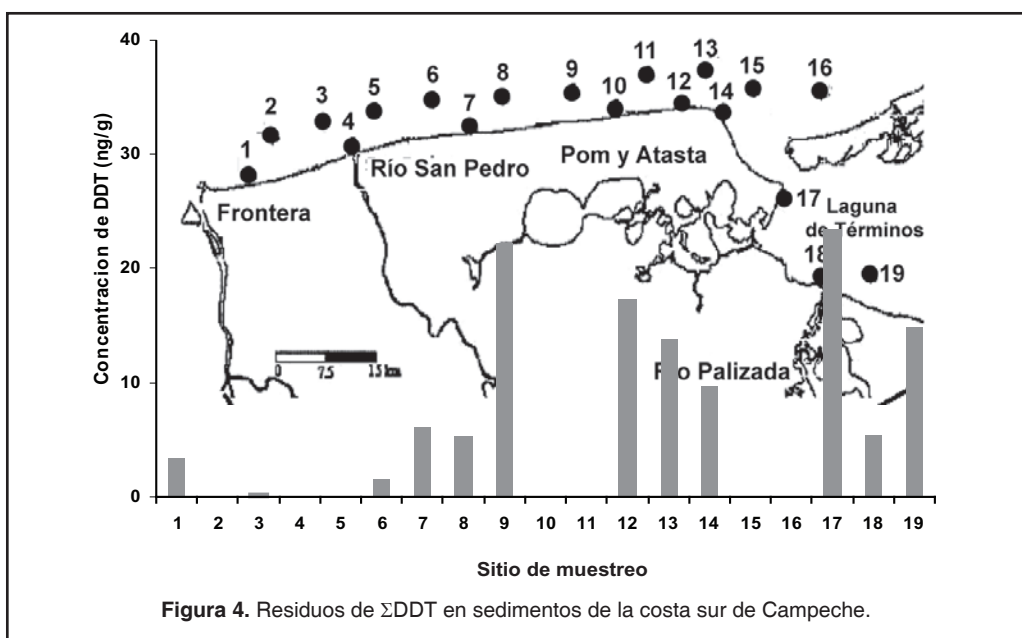


Figura 4. Residuos de Σ DDT en sedimentos de la costa sur de Campeche.

las descargas que se tiene de los demás ríos que desembocan en la laguna de Términos y que por el movimiento del aire, hace que todo esta descarga salga por boca del Carmen y se conjunte en donde se encuentra dicha estación.

En el caso de las estaciones 4, 10, 11 y 15 no presentaron residuos de POCs, los cuales coinciden con la zona intermedia del área de estudio así como con la boca del Carmen, en donde la corriente es más intensa y la posible sedimentación es alterada. Por otra parte, la cantidad de materia orgánica presente en el sedimento de dicha área es de 0.4, 0.75, 0.57, y 0.85 respectivamente, lo cual tendrían baja probabilidad de que los POCs se adhieran al sedimento.

Los compuestos presentes en los sedimentos fueron α -HCH en una estación (1/19) y el γ -HCH en tres sitios (3/19); asimismo se determinó aldrín y epóxido de heptacloro, ambos en 2/19, y el metoxicoloro en 4/19. Para los derivados aromáticos se encontró el p,p' -DDT en 10/19,

Con relación a las concentraciones de POCs en sedimento se determinó que los valores más altos los presentó el o,p' -DDE con un máximo de 17.25 ng/g (E-17) y un mínimo de 2.02 ng/g (E-1), seguido del o,p' -DDD con un máximo de 8.70 ng/g en la estación 13 y un mínimo de 1.07 ng/g en la estación 1. Por su parte, el p,p' -DDT estuvo presente en 8 de 19 estaciones con un máximo de 3.23 ng/g (E-17) y un mínimo de 0.25 ng/g (E-19).

En un estudio realizado en 1998 en la Laguna de Términos (Rendón-von Osten *et al.*, 2000), se reportó al o,p' -DDD con una concentración de 0.0014 a 2.9 ng/g, al o,p' -DDE con una concentración de 0.052×10^{-3} a 2.8 ng/g, el o,p' -DDT tuvo una concentración de 0.56×10^{-3} a 3.2 ng/g. Realizando una comparación entre el estudio antes mencionado y el presente, se observa que las concentraciones se han incrementado de manera significativa, ya que las concentraciones de o,p' -DDD aumentaron el triple y el o,p' -DDE aumentó 6 veces. Asimismo, se determinó el γ -HCH el cual estuvo presente en 2/19 estaciones, y las concentraciones fueron de 2.09 ng/g en la estación 5 y de 0.73 ng/g en la 2.

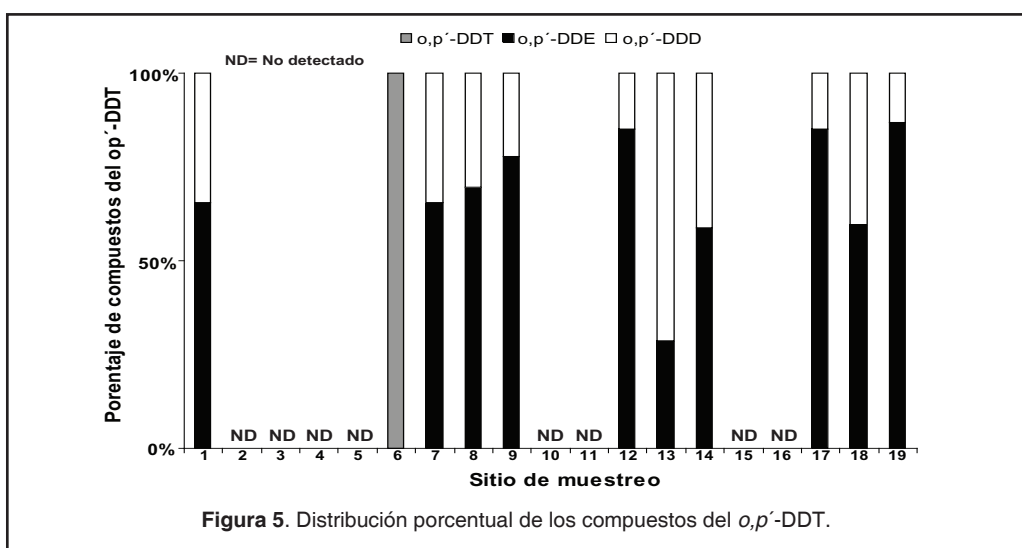
Se puede inferir que la presencia de los plaguicidas organoclorados, se deba al uso indiscriminado que se dio a estos productos en estas áreas, ya que la vida media del DDT es de alrededor de 10.5 años, (WHO/IPCS, 1989), así como también a la contribución por las lluvias, transporte de materiales y descarga fluvial por la interacción con la materia presente.

La cantidad y presencia de los diferentes tipos de POCs en los sedimentos de la parte sur del Golfo de México es variable, esto puede deberse al tipo de sedimento que se encuentra en cada estación. Según Rosales y Álvarez (1978), cada tipo de sedimento es un complicado sistema, con características determinadas por su origen, el rango de su tamaño de partícula y materia coloidal, así como el tipo de flora y fauna que estén presentes en el sedimento. Se ha encontrado que la adsorción de DDT en los sedimentos aumenta en función de la cantidad de humus en la materia orgánica contenida en el sedimento. Esto puede explicar la presencia de POCs en lugares en donde no existen descargas directas tal como en la estación 14 en donde se encontró con más frecuencia este tipo de compuesto ya que en la región de boca del Carmen, el sedimento es principalmente limo, además de que este sitio es el efluente total de todas las descargas de la laguna de Términos (Vázquez *et al.*, 1988).

Con relación a los productos de degradación del DDT, los compuestos que más se encontraron fueron los del o,p' -DDT y, como se observa en la figura 5, el mayor porcentaje lo presenta el o,p' -DDE (> 60%) seguido del o,p' -DDD, ya que solo la estación 6 no presentó estos productos y solo el producto original, el o,p' -DDT. Lo anterior puede indicar que ya no usa el DDT y, por lo tanto, solo se tienen los productos de degradación, los cuales, poseen casi la misma vida media que el DDT, por lo que aún se espera que se encuentren residuos de DDE y DDD durante los próximos años.

Correlación entre Carbono Orgánico y POCs

La presencia de POCs en el sedimento no se debe solo a las descargas presentes en cada sitio, ya que la amplia distribución y persistencia



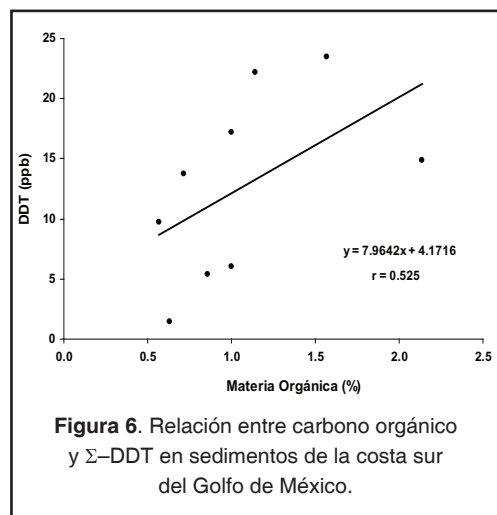
que tienen los compuestos organoclorados los hacen contaminantes que se pueden encontrar en casi todos los compartimentos ambientales (ATSDR, 2002). De los factores que modulan la presencia de POCs en sedimento destacan las características de este sustrato en cada área de estudio, y principalmente el contenido de materia orgánica. En la figura 6 se observa la correlación que existe entre carbono orgánico y Σ -DDT en sedimentos de la zona de estudio ($r = 0.525$; $p < 0.05$).

La figura 6 muestra que a mayor concentración de materia orgánica se tiene mayor concentración de DDT, esta misma correlación se ha encontrado en otros estudios llevados a cabo en sedimentos estuarinos (Gil y Vale, 1999).

Comparación con otros Sitios

Con el propósito de tener una referencia acerca del nivel de contaminación por POCs en los sedimentos de la zona de estudio se realizó una comparación con otros ecosistemas costeros. La tabla 1 muestra las concentraciones de POCs en sedimentos de algunas lagunas costeras nacionales e internacionales.

Tanto en Nicaragua como en México se encontraron residuos de plaguicidas organoclorados en diferentes concentraciones. Sin embargo, las lagunas de Chiapas tienen las concentraciones más altas de estos plaguicidas debido



principalmente a que en la zona del Soconusco se emplearon, durante mucho tiempo, grandes cantidades de estos compuestos en los cultivos de algodón.

De acuerdo a las concentraciones determinadas en la Laguna de Términos (Rendón von Osten *et al.*, 2000) comparadas con las de este estudio, se identificó que el número y las concentraciones de los POCs, el α HCH, aldrín, epóxido de heptacloro, o,p'-DDT y el o,p'-DDE incrementaron sus concentraciones desde 2 hasta 1,000 veces más la concentración encontrada en nuestro estudio, lo cual puede indicar que se presenten procesos de transporte y deposición de estos compuestos en este ecosistema. Además es importante mencionar que en el 2000 se reportó el compuesto Mirex

Tabla 1. Concentración de POCs (ng g⁻¹) en sedimentos de diferentes sitios.

Plaguicida Organoclorado	Carvalho <i>et al.</i> , 1999 Laguna Costera de Nicaragua	Botello <i>et al.</i> , 2000 Laguna Chantuto -Panzacola y Carretas-Pereira Chiapas, México	Rendon-von Osten <i>et al.</i> 2000 Laguna de Términos, México	Este estudio 2003 Sur costa de Campeche, México
α -HCH	0.004 - 0.085		1.3E-03 – 2.9	0.086
γ -HCH	0.005 - 0.64	22	3.7E-04 - 1.1	0.74 - 2.23
Aldrín	0.004 - 0.083	151	2.0E-03 – 0.1	3.62 - 45.99
Metoxicloro	0.004 - 30.33		3.0E-03	2.7 - 6.07
Heptacloro		23		
Epóx Heptacloro		113	2.2E-03 – 3.3E-02	0.47 - 1.02
Endosulfan II		250		
Mirex			N.D. – 12.6	
<i>o,p'</i> -DDT	0.004 - 9.2		5.6E-04 – 3.2	0.236
<i>o,p'</i> -DDD	0.017 - 5.6		1.4E-03 – 2.9	1.07 - 8.70
<i>o,p'</i> -DDE	0.005 - 2.5		5.2E-04 – 2.8	14.936
<i>p,p'</i> -DDT	0.06 - 32.2		8.0E-05 – 2.1	0.34 - 3.023
<i>p,p'</i> -DDE		22		

en la laguna de Terminos, el cual fue utilizado para el control de hormigas, y en este estudio no se identificó este compuesto. De manera general se puede decir que las concentraciones se han incrementado en casi todos los compuestos, pero de manera significativa los

productos de degradación como el *o,p'*-DDE y *o,p'*-DDD hasta en cuatro y tres veces más respectivamente. Lo anterior confirma que los productos de degradación se están incrementando y que muy posiblemente el uso de DDT ha disminuido y/o se ha restringido severamente.

CONCLUSIONES

Se puede inferir en este estudio que los ríos que desembocan en la laguna de Términos, arrastran POCs que quizás fueron empleados en las localidades aledañas y que, por sus características de persistencia, se encuentran en el sedimento. Otra posible fuente de residuos de POCs que no debe descartarse es el transporte atmosférico, ya que se ha demostrado que estos compuestos son transportados a largas distancias (Duce, 1998; Schmidt-van Dorp, 1991).

En este estudio se identificaron nueve tipos de residuos de POC's en sedimentos: α -HCH, γ -HCH, aldrín, epóxido de heptacloro, *o,p'*-DDD, *o,p'*-DDE, *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDT y metoxi-

cloro, y los resultados permiten señalar que la cantidad de residuos de POCs presente en los sedimentos varían en número y concentraciones, y se encuentran correlacionados con la cantidad de materia orgánica presente en los sedimentos de cada sitio. Asimismo, las concentraciones encontradas en el presente estudio indican que estas se incrementaron hasta en 300 veces en un lapso de cinco años, como es el caso para el *o,p'*-DDE.

Los POCs encontrados en este estudio, se encuentran dentro de la docena sucia (lista de productos extremadamente peligrosos) la cual fue establecida mundialmente por diferentes organizaciones no gubernamentales.

Los principales productos que se encontraron y que se encuentran dentro de dicha lista son el DDT con una concentración promedio de 6.15 ng/g, el aldrín con 24.80 ng/g y el α y γ HCH que se encontró con un promedio de 0.89 ng/g. Es importante mencionar que algunos de los plaguicidas organoclorados, como el DDT, producen efectos estrogénicos en ciertos organismos aún a bajas concentraciones (Guillette *et al.*, 1994), con lo cual pone en riesgo el futuro de las poblaciones expuestas a estos compuestos.

A pesar de que hay un uso escaso y restringido de POCs se encontraron concentraciones que pudieran representar riesgo para organismos tales como el camarón. En la Comisión de Cooperación Ambiental (CCA-NAFTA), México se comprometió a reducir paulatinamente, el uso de compuestos persistentes, llegando a un 80% para el año 2001 y logrando su eventual eliminación en el 2006 o antes (CEC, 1997). Debido a lo anterior, es necesario llevar a cabo, continuamente monitoreo de residuos de POCs con el fin de verificar si se cumple con lo establecido por México en la CCA.

AGRADECIMIENTOS

Las muestras de sedimento de la costa sur de Campeche fueron tomadas por la Dra. Julia Ramos en el proyecto «Caracterización ecológica, biológica, pesquera y social del camarón siete

barbas (*Xiphophenaeus kroyeri*) de la costa sur del Golfo de México» CONACYT-SISIERRA 20020202.

LITERATURA CITADA

- Albert, LA., 1996.** Persistent pesticides in Mexico. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 147:1-44.
- Armenta-Arteaga, G., y M. Elizalde-Gonzalez, 2003.** Contamination by PAHs, PCBs, PCPs and heavy metals in the Mecoacan lake estuarine water and sediments after oil spilling. *J. Soils Sed.*, 3(1):35-40.
- ATSDR, 2002.** Toxicological Profile for DDT, DDE, and DDD. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Update. Atlanta, GA. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. 497 p.
- Ayala-Castañares, A., 1963.** Sistemática y distribución de los foraminíferos recientes en la Laguna de Términos, Campeche, México. *Bol. Inst. Geol. UNAM* p. 67.
- Benítez, J.A., y C.Barcénas, 1996.** Patrones de uso de los plaguicidas en la zona costera del Golfo de México p. 155-167. *In:* A.V. Botello, J.L. Rojas, J.A. Benítez, y D. Zárate D., (Eds). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche, México. 666 p.
- Botello, A.V., G. Ponce, A. Toledo, S. Díaz G, y S. Villanueva, 1992.** Ecología, recursos costeros y contaminación en el Golfo de México. *Ciencia y Desarrollo*, 17:28-48.
- Botello, AV., Q. Rueda, G. Díaz, y A. Toledo, 2000.** Persistent organochlorine pesticides in coastal lagoons of the subtropical Mexican Pacific. *Bull Environment. Contam. Toxicol.*, 64:394-397
- Carvalho, F.P., S. Montenegro, J.P. Villeneuve, C. Cattini, J. Bartocci, M. Lacayo, y A. Cruz, 1999.** Chlorinated hydrocarbons in coastal lagoons of the Pacific coast of Nicaragua. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 36: 132-139
- Carvalho, F.P., F. Gonzalez-Farias, J.P. Villeneuve, C. Cattini, M. Hernandez-Garza, L.D. Mee, y S.W. Fowler, 2002.** Distribution, fate and effects of pesticide residues in tropical coastal lagoons of Northwestern Mexico. *Environ. Technol.*, 23(11): 1257-1270.
- CEC, 1997.** Plan de Acción Regional de América del Norte para el Manejo del DDT, Grupo de Trabajo de América del Norte para el Manejo Racional de Sustancias Químicas, Subgrupo de Trabajo para el Manejo de DDT y Clordano. Montreal: Comisión para la Cooperación Ambiental, www.cec.org/programs_projects/pollutants_health/smoc/ddt.cfm?varlan=espanol.
- Duce, R.A., 1998.** The input of atmospheric chemicals to the ocean. *WMO Bull.*, 47(1):51-60.
- EPA, 2002.** Persistent Organic Pollutants: A Global Issue, A Global Response. United States Environmental Protection Agency. EPA 160-F-02-001. 23 p.

- Fuentes-Yaco, C., D.S. de Leon, M.A. Monreal-Gomez, y F. Vera-Herrera, 2001.** Environmental forcing in a tropical estuarine ecosystem: the Palizada river in the southern Gulf of Mexico. *Mar Freshwat Res.*, 52(5): 735-744.
- Gaudette, H.E., L.T. Flight, y D.M. Folger, 1974.** A inexpensive method for the determination of organic carbon in recent sediments. *J. Sedim. Petrol.*, 44:249-253.
- Gil, O., y C. Vale, 1999.** DDT concentrations in surficial sediments of three estuarine systems in Portugal. *Aquatic Ecology*, 33:263-269.
- Gold-Bouchot, G., H.T. Silva, y O. Zapata, 1993.** Chlorinated pesticides in the Rio Palizada, Campeche, México. *Mar. Poll. Bull.* 26 (11): 648-650.
- Guillette, L.J., T.S. Gross, G.R. Masson, J.M. Matter, F. Percival, y A.R. Woodward, 1994.** Developmental abnormalities of the gonad and abnormal sex hormone concentrations in juvenile alligators from contaminated and control lakes in Florida. *Environ Health Perspect*, 102:681-688.
- López-Carrillo, L., L. Torres, L. Torres, F. Espinosa, C. Jiménez, M. Cebrían, S. Waliszewski, y O. Saldate, 1996.** Is DDT use a public health problem in Mexico?. *Environmental Health Perspectives*, 104:584-588.
- Maruya, K., B.G. Loganathan, K. Kannan, K.S. McCumber, y R.F. Lee, 1997.** Organic and organometallic compounds in estuarine sediments from the Gulf of México (1993-1994). *Estuaries* 20(4):700-709.
- Reigart, R.J., y J.R. Roberts, 1999.** Insecticidas de cloruros orgánicos sólidos, p.63-66. *In: Reconocimiento y Manejo de los Envenenamientos por Plaguicidas.* EPA. 5/ta. Edición.
- Rendón-von Osten, J., L. Alpuche, y M. Memije, 2000.** Distribución espacio temporal de plaguicidas organoclorados en sedimentos de la laguna de Términos, Campeche, *Camp. Resúmenes del VII Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar.* p 24
- Rosales, L., y R. Álvarez, 1978.** Niveles actuales de hidrocarburos organoclorados en sedimentos de lagunas costeras del Golfo de México. Congreso Nacional de Oceanografía. Abril 1978.
- Schmidt-van Dorp, A.D., 1991.** Protection of the North Sea Ecosystem Water Science and Technology. *WSTED4*, 24(10):339-340.
- Sericano, J.L., E.L. Atlas, T.L. Wade, y J.M. Brooks, 1990.** NOAA's Status and trends mussel watch program: Chlorinated pesticides and PCBs in oysters (*Crassostrea virginica*) and sediments from the Gulf of Mexico, 1986-1987. *Marine Environmental Research*, 29(3): 161-203.
- StatSoft Inc., 2000.** Statistica for Windows, Version 5. 5. Tulsa, OK, USA.
- UNEP/IOC/IAEA, 1988.** Determination of DDT's and PCBs in selected marine organisms by capillary column gas chromatography. Reference Methods for Marine Pollution Studies No.40. United Nations Environment programme. Nairobi.
- van Metre, P.C., E. Callender, y C.C. Fuller, 1997.** Historical trends in organochlorine compounds in river basins identified using sediment cores from reservoirs. *Environ. Sci. Technol.*, 31(8):2339-2344.
- Vargas, M.I., 1980.** Aspectos Ecológicos y Estructura de Comunidades de Peces en áreas de Vegetación Litoral y Sumergida *Rhizophora mangle – Thalassia testudinum* de la Laguna de Términos, Campeche. Tesis Profesional, Fac. de Ciencias Univ. Nal. Autón. México.
- Vázquez, F., H. Dorantes, H. Alexander, y A. Frausto, 1988.** Estudio hidrológico de las aguas costeras, frente a las bocas de la laguna de Términos, Campeche. en dos épocas climáticas diferentes. Parte I. *An. Inst. Cienc. Del Mar y Limnol.*, 15(2): 183-194.
- Wakida A., y G. Núñez, 2003.** Análisis de la pesquería del camarón siete barbas *Xiphopenaeus kroyeri* en Campeche, México. Memorias del III Foro de camarón del Golfo de México y Mar Caribe. pp: 31-33.
- WHO/IPCS, 1989.** DDT And its derivatives - Environmental aspects. Environmental Health Criteria 83. World Health Organization and International Programme on Chemical Safety.
- Yáñez-Correa A., 1971.** Procesos Costeros y Sedimentos Recientes de la Plataforma Continental al Sur de la Bahía de Campeche. Bol. Soc. Geol. Mexicana Univ. Nal. Autón. México.



Hidrocarburos

Botello, A.V., 2005. Características, composición y propiedades fisicoquímicas del petróleo, p. 261-268. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Características, Composición y Propiedades Fisicoquímicas del Petróleo

Alfonso V. Botello

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

15

RESUMEN

En esta contribución se describen las propiedades físicas y químicas para los diferentes componentes de los hidrocarburos del petróleo como los alcanos, los compuestos aromáticos y los polares. Se analiza el nivel del conocimiento sobre la contaminación por petróleo en áreas costeras del Golfo de México y Caribe.

ABSTRACT

In this contribution the main chemical and physical properties are described for the different groups of petroleum hydrocarbons as the alkanes, aromatic and polar compounds. The level of knowledge on petroleum pollution in coastal areas with emphasis in the Gulf of Mexico and Caribbean is discussed.

INTRODUCCIÓN

El estudio de la contaminación por petróleo en los océanos mundiales y zonas costeras enfrenta dos aspectos opuestos de las actividades humanas: primero la alteración de los ecosistemas marinos y costeros originada por las operaciones de extracción, refinación, transporte, almacenamiento y uso del petróleo como la principal fuente de energía, y segundo la innegable necesidad de preservar y proteger a los recursos marinos para nuestros usos actuales y los de las generaciones futuras (NRC, 1985).

Durante la pasada década se han reportado notables avances relacionados con las investigaciones sobre la presencia, destino y efectos del petróleo en el ambiente marino, de tal manera que los conceptos y suposiciones del comportamiento del petróleo en el mar hoy son completamente diferentes a los que se tenían en 1975. Actualmente es bien reconocido y estudiado que el petróleo en los mares está sujeto a la acción de una serie de factores físicos, químicos y biológicos, los cuales varían en importancia y ejercen su efecto de manera distinta sobre los diferentes componentes del petróleo y que además de su interacción, resulta sumamente complejo el definir las fuentes de los hidrocarburos que están presentes en los sistemas costeros.

Por ejemplo, en latitudes frías o templadas la turbulencia y la degradación bacteriana presentan un efecto mayor que la disolución y procesos de dispersión del petróleo, en tanto que en aguas tropicales la oxidación fotoquímica y la transformación microbiana son los factores más importantes para la degradación y el intemperismo del mismo (Harvey, 1987). Por desgracia, estas nuevas conclusiones fueron comprobadas solamente después de infortunados accidentes y derrames de petróleo en zonas costeras, siendo dignos de mencionarse por su magnitud, los provocados por las embarcaciones "Florida" en Buzzards, Massachusetts (630 toneladas), el "Arrow" en Chedabucto Bay, Nova Scotia (10,000 toneladas), el "Amoco Cadiz" en las costas de Francia (50,000 toneladas) y muy recientemente el "Exxon Valdez" en las costas de Alaska (> 100,000 toneladas).

Especial mención merecen los derrames en el Golfo de México del Pozo Ixtoc-I en las costas de Campeche. Se consideró el mayor a escala mundial y en donde durante 9 meses se derramaron en las aguas marinas más de 3'100,000 barriles de petróleo crudo. En este contexto debe resaltarse que los aportes de petróleo en los océanos también pueden provenir de otras fuentes, como son el transporte atmosférico, la quema de hulla y madera, así como la combustión de automotores, la cual produce hidrocarburos aromáticos policíclicos semejantes a los contenidos en el petróleo crudo. Recientemente se ha determinado que el aporte de petróleo en los mares no está restringido a las zonas de exploración y producción, sino también a los sitios donde existan filtraciones naturales del fondo oceánico y muchas otras áreas que antes se consideraban prístinas, las cuales están sujetas a una posible contaminación proveniente de la movilización y el transporte marítimo del petróleo; así como las descargas de desechos municipales e industriales de las ciudades o puertos cercanos a ellas (Atwood *et al.*, 1988).

Como el Golfo de México se sitúa geográficamente dentro de la cuenca del Gran Caribe es necesario mencionar que esta región es una de las más grandes productoras de petróleo en el mundo. Las principales áreas de producción incluyen: Louisiana, EUA; costas de Texas, EUA; bahía de Campeche, México; lago Maracaibo, Venezuela y Golfo de Paria, Trinidad y Tobago; las cuales están consideradas además, como zonas de alto riesgo para accidentes petroleros (Fig. 1) (Rodríguez, 1981). La producción de petróleo en la plataforma marina del Gran Caribe fue de más de 400,000 toneladas métricas por día en 1978 y desde entonces ha tenido una significativa expansión, sobre todo por las operaciones de México, Venezuela y Trinidad-Tobago. Así, se considera que actualmente son transportados en la región más de 5 millones de barriles de petróleo (BP) por día lo cual genera un intenso tráfico de tanqueros (Fig. 2), estimándose que las descargas de petróleo por el lavado de buques-tanque en el Gran Caribe podría ser de aproximadamente 7 millones de barriles/año (IMCO, 1979). Otros

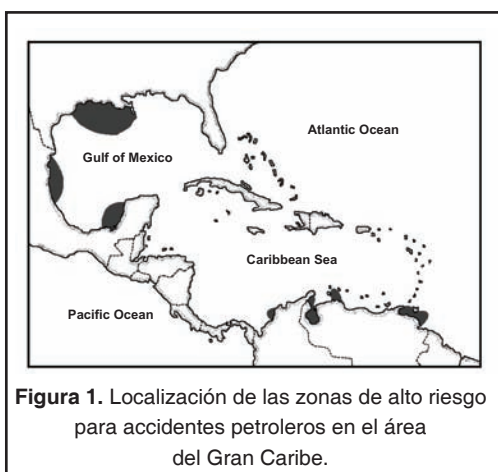


Figura 1. Localización de las zonas de alto riesgo para accidentes petroleros en el área del Gran Caribe.

aportes importantes son la carga y descarga de buques-tanque en los puestos marítimos, así como la liberación del lastre el cual comúnmente lleva petróleo emulsionado con agua.

También en el área del Gran Caribe están localizados importantes sitios de filtraciones naturales de petróleo, como las costas de Texas, EUA y Tamaulipas, México; las costas de Venezuela y la cordillera de Barbados (NAS, 1985). Su contribución relativa de petróleo en el ambiente marino de la región no está del todo conocida, pero sin duda es significativa en algunas áreas como la porción Oeste del Golfo de México, Trinidad y Barbados (NAS, 1985).

A partir de 1975, México desarrolló su tecnología de explotación petrolera en la plataforma marina del Golfo de México y por ende, desde entonces intensifica su producción siendo en la actualidad mayor a los 3 millones de BP/día; de los cuales el 75% proviene de las plataformas de la Sonda de Campeche y desde ahí es movilizado por ductos submarinos a boyas flotantes de carga (Cayo Arcas, Campeche) o a puertos de almacenaje (Dos Bocas, Tabasco) y puertos de transformación y refinación (Coatzacoalcos, Veracruz y Salina Cruz, Oaxaca). Conjuntamente a esto se crean puertos industriales (Altamira, Tamaulipas y Coatzacoalcos, Veracruz) con industrias conexas a la transformación y refinación del petróleo lo cual trajo consigo un impresionante y acelerado desarrollo industrial de la región costera del Pacífico y el Golfo de México, originándose a la vez problemas de contaminación en la zona costera con sus consecuentes impactos y efectos sobre los valiosos recursos que habitan estos ecosistemas.

Por todo lo anterior, la contaminación por petróleo, está considerada como uno de los principales problemas ambientales en la cuenca del Gran Caribe y por ende de la zona costera del Pacífico y Golfo de México, la cual se incrementa día con día debido al uso del petróleo como el principal recurso energético del planeta.

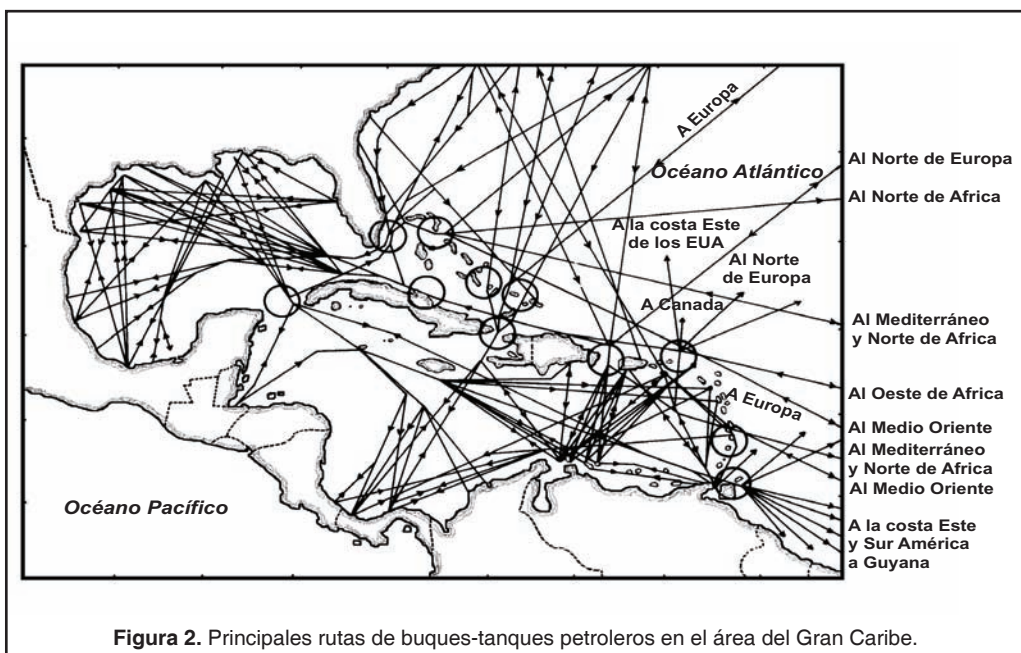


Figura 2. Principales rutas de buques-tanques petroleros en el área del Gran Caribe.

CARACTERÍSTICAS Y COMPOSICIÓN QUÍMICA

Las fuentes por las cuales los hidrocarburos son introducidos al ambiente marino son numerosas y el número de los componentes individuales en los diferentes tipos de petróleo es muy grande, esto crea enormes retos al analista químico para su identificación y caracterización. También el dilema de interpretación se agrava, debido a la alteración del petróleo, ya sea por mecanismos fisicoquímicos (foto-oxidación, evaporación, dilución) o bien por el efecto de los microorganismos que están presentes en la columna de agua o los sedimentos. Así, la composición química de los petróleos de las diferentes regiones productoras, y aun los provenientes de una misma región varían ampliamente, ya que contienen miles de diferentes compuestos químicos originados y ensamblados durante su diagénesis o formación geoquímica.

Los principales componentes del petróleo son los hidrocarburos (compuestos químicos que contienen únicamente hidrógeno y carbono), los cuales representan el 50-98% en relación a la composición total (Clark y Brown, 1977).

El carbono (80-87%) y el hidrógeno (10-15%) son los principales y más abundantes elementos en el petróleo, aunque otros como el azufre (0-10%), nitrógeno (0-1%) y el oxígeno (0-5%) están presentes en cantidades menores ya sea en su forma elemental o bien como constituyentes heterocíclicos y grupos funcionales. También se reportan algunos metales traza como Vanadio, Níquel, Hierro, Aluminio y Cobre, cuya concentración va dependiendo del tipo de petróleo crudo y la región en donde se formó.

Así, los hidrocarburos del petróleo consisten en compuestos saturados de cadena líneal (alcanos), compuestos acíclicos (cicloalcanos) y compuestos aromáticos conteniendo cuando menos un anillo bencénico en su estructura molecular (Fig 3.).

Los alcanos a su vez pueden ser saturados de cadena líneal o isoalcanos de cadena ramificada con la fórmula general (C_nH_{2n+2}) y con átomos de carbono desde C_1 hasta C_{40} y en

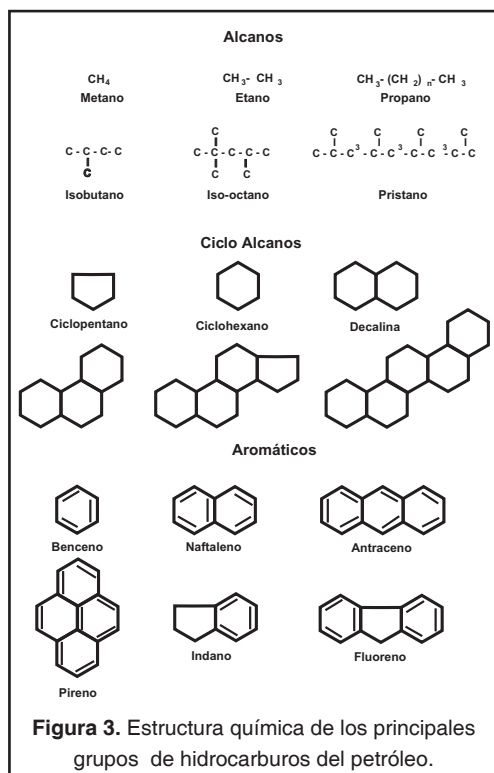


Figura 3. Estructura química de los principales grupos de hidrocarburos del petróleo.

ocasiones se han reportado cadenas con más de 60 átomos de carbono (Posthuma, 1977).

Por encima de 13 átomos de carbono (C_{13}) el grupo más importante de cicloalcanos son los hidrocarburos isoprenoides, conformados por unidades de isopreno, siendo el Pristano (C_{19}) y el Fitano (C_{20}) los más abundantes en los petróleos, aunque se han reportado series isoprenoides hasta con 40 átomos de carbono.

Los alcanos cíclicos consisten de compuestos en los cuales todos o algunos de los átomos de carbono están arreglados molecularmente formando anillos. La gran mayoría de estos compuestos cíclicos contienen una serie de constituyentes de importancia menor y que a semejanza de los isoprenoides también están formados por precursores específicos ya sea de plantas o animales (Posthuma, 1977) y además son empleados como "marcadores moleculares" de gran uso e importancia en estudios geoquímicos y del comportamiento de derrames (Albaigés y Albrecht, 1979).

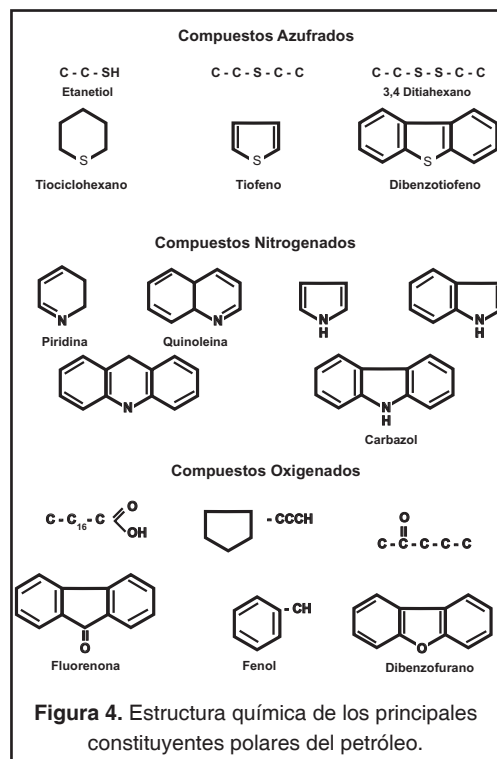
Los hidrocarburos aromáticos son usualmente menos abundantes que los saturados y contienen uno o más anillos bencénicos íntimamente ligados o conectados en su estructura molecular, estos pueden presentarse como no-sustituídos o bien presentar una sustitución en un átomo de hidrógeno por grupos metilo, denominándose a este proceso *alquilación* y la cual se da con mayor grado en los hidrocarburos aromáticos de dos (naftalenos) o tres (antraceno y fenantreno) anillos bencénicos. El grupo de los hidrocarburos aromáticos policíclicos lo conforman aquellos compuestos cuya estructura molecular se origina por la unión de 3 o más anillos bencénicos, siendo ejemplos de estos: pireno, criseno, benzoantraceno, benzopireno, benzofluoreno, benzofluoranteno y perileno (Fig. 3).

Los constituyentes polares del petróleo (Fig. 4) pueden ser agrupados en seis clases de acuerdo a Posthuma (1977): a) compuestos con azufre; b) compuestos con nitrógeno; c) porfirinas d) compuestos con oxígeno; e) asfaltenos y f) metales pesados.

Los compuestos azufrados comprenden al grupo más importante de los constituyentes polares y aunque el azufre se encuentra unido a grupos orgánicos también puede estar presentes concentraciones tan altas como el 1% de la composición total

Los organosulfurados consisten de tioles, disulfuros, sulfuros, sulfuros cíclicos y tiofenos. Debe hacerse notar que los benzotiofenos y dibenzotiofenos son importantes constituyentes en las fracciones de alto peso molecular en muestras ambientales (Jewell, 1980).

El nitrógeno esta presente en todos los petróleos crudos en forma básica y no-básica. Los compuestos básicos comprenden a las piridinas, quinoleinas, benzoquinoleinas y acridinas en tanto lo no-básicos son los pirroles, indoles, carbazoles y benzocarbazoles (Clark y Brown, 1977; Posthuma, 1977). Las porfirinas son moléculas conteniendo nitrógeno derivadas de la clorofila y se forman por la unión de 4 anillos pirrólicos, se presentan también como complejos organometálicos de vanadio y níquel.



El oxígeno en los petróleos crudos (0-2%) se encuentran principalmente en las fracciones de destilación por encima de 400°C, y constituye parte de los fenoles, ácidos carboxílicos, cetonas, ésteres, lactonas y éteres.

El petróleo contiene también una fracción significativa de (0-20%) de materiales de alto peso molecular (1,000 a 10,000) constituido por moléculas mixtas de hidrocarburos con algunos compuestos polares, a los cuales se les denominan asfaltenos. Su estructura es muy compleja y está formada por 10 a 20 anillos con cadenas laterales de hidrocarburos alifáticos y nafténicos las cuales contribuyen a las propiedades del petróleo durante su formación geoquímica.

Finalmente, el vanadio y níquel son los elementos metálicos más abundantes en el petróleo y en ocasiones alcanzan concentraciones a las mil partes por millón. Pueden estar presentes ya sea como metales libres o bien formando complejos en los núcleos de las porfirinas (Clark y Brown, 1977).

PROPIEDADES FÍSICOQUÍMICAS

Alcanos

En la tabla 1 se enlistan las principales constantes físicas de la mayoría de los alcanos. Es notable que, tanto los puntos de ebullición como los de fusión, se incrementan a medida que aumentan los átomos de carbono en la molécula de estos. Excepto por aquellos más sencillos, el punto de ebullición se incrementa de 20 a 30°C por cada átomo de carbono que se agrega a la cadena y este aumento se mantiene no solo para los alcanos, sino también

para sus series homologas. Por otro lado, el incremento en su punto de fusión no es tan regular, ya que las fuerzas intramoleculares en un cristal no dependen solamente del tamaño de las moléculas, sino también de que tanto se acoplen estas a los láctices del cristal (Morrison y Boyd, 1973).

Los primeros 4 n-alcanos son gases (metano, etano, propano y butano), los 13 siguientes (C₅ al C₁₇) son líquidos y todos aquellos con 18 o más átomos de carbono en su molécula son

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de los principales n-alcanos y cicloalcanos.

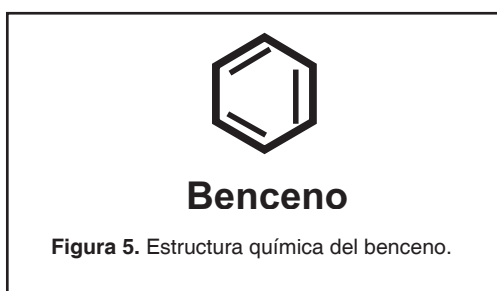
Nombre	Fórmula	Punto de Fusión °C	Punto de Ebullición °C	Densidad g/ml
Alcanos				
Metano	CH ₄	-183	-162	-
Etano	CH ₃ CH ₃	-172	-88.5	-
Propano	CH ₃ CH ₂ CH ₃	-187	-42	-
n-Butano	CH ₃ (CH ₂) ₂ CH ₃	-138	0	-
n-Pentano	CH ₃ (CH ₂) ₃ CH ₃	-130	36	0.626
n-Hexano	CH ₃ (CH ₂) ₄ CH ₃	-95	69	0.659
n-Heptano	CH ₃ (CH ₂) ₅ CH ₃	-90.5	98	0.684
n-Octano	CH ₃ (CH ₂) ₆ CH ₃	-57	16	0.703
n-Nonano	CH ₃ (CH ₂) ₇ CH ₃	-54	151	0.718
n-Decano	CH ₃ (CH ₂) ₈ CH ₃	-30	174	0.730
n-Undecano	CH ₃ (CH ₂) ₉ CH ₃	-26	196	0.740
n-Dodecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₀ CH ₃	-10	216	0.749
n-Tridecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₁ CH ₃	-6	234	0.757
n-Tetradecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₂ CH ₃	5.5	252	0.764
n-Pentadecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₃ CH ₃	10	266	0.769
n-Hexadecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₄ CH ₃	18	280	0.775
n-Heptadecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₅ CH ₃	22	292	-
n-Octadecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₆ CH ₃	28	308	-
n-Nonadecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₇ CH ₃	32	320	-
n-Eicosano	CH ₃ (CH ₂) ₁₈ CH ₃	36	-	-
Cicloalcanos				
Isobutano	(CH ₃) ₂ CHCH ₃	-159	-12	-
Isopentano	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ CH ₃	-160	28	0.620
Neopentano	(CH ₃) ₄ C	-17	9.5	-
Isohexano	(CH ₃) ₂ CH(CH ₂) ₂ CH ₃	-154	60	0.654
3-metilpentano	(CH ₃) ₂ CH(CH ₃)CH ₂ CH ₃	-118	63	0.676
2,2 Dimetilbutano	(CH ₃) ₃ CCH ₂ CH ₃	-98	50	0.649
2,3 Dimetilbutano	(CH ₃) ₂ CHCH(CH ₃) ₂	-129	58	0.668

sólidos. Son solubles en disolventes no polares como el benceno, éter y cloroformo e insolubles en agua y otros disolventes con alta polaridad, y también actúan como disolventes de compuestos de baja polaridad. Su densidad se incrementa con el tamaño de la molécula, pero tiende a mantenerse en un nivel de 0.8 g/ml siendo por lo tanto, menos densos que el agua.

Hidrocarburos Aromáticos

Estos compuestos tienen por lo menos, un anillo de 6 átomos de carbóno, el cual presenta a su vez un sistema continuo de dobles enlaces conjugados. Las reacciones características de un hidrocarburo aromático son del tipo de *substitución electrofílica* (iónicas) esto marca un contraste con las reacciones de adición electrofílica de los alquenos (Morrison y Boyd, 1973).

El más conocido y mejor estudiado de los hidrocarburos aromáticos es el benceno, al cual se le considera como la base de los miembros de la familia de compuestos aromáticos. De



acuerdo con la determinación de su análisis elemental y los datos de peso molecular, la fórmula molecular del benceno es C_6H_6 , en donde los seis átomos de hidrogeno ocupan posiciones equivalentes y se encuentran unidos a cada uno de los átomos de carbono. A partir de estos datos se puede concluir que el benceno tiene el esqueleto estructural de la figura 5.

Propiedades Físicas

Todos los hidrocarburos aromáticos son líquidos o sólidos a temperatura ambiente y sus puntos de ebullición están cercanos a los de los cicloalcanos correspondientes.

Los hidrocarburos aromáticos son poco polares o no polares. Los enlaces polares de otras moléculas pueden tener una débil atracción hacia los electrones de los anillos aromáticos; por este motivo, algunos compuestos que no se disuelven en los alcanos son fácilmente solubles en los hidrocarburos aromáticos. De aquí el extensivo uso de estos como disolventes industriales y en el laboratorio.

En la tabla 2 se anotan las principales propiedades físicas de algunos compuestos aromáticos.

La unión de dos anillos bencénicos produce hidrocarburos aromáticos policíclicos como el Naftaleno (2 anillos), Antraceno y Fenantreno (3 anillos), Pireno (4 anillos) y Benzo-pireno (5 anillos). Algunos de estos compuestos se han investigado extensivamente con relación a sus propiedades cancerígenas como es el caso de 3-4 benzopireno (Fig. 4).

LITERATURA CITADA

- Albaigés, J., y P. Albrechr, 1979.** Fingerpriting marine pollutant hydrocarbons by computerized gas chromatography mass spectrometry. *Intern J. Environ. Anal. Chem.*, 6: 171-190.
- Atwood, K.D., JF. Burton, E.J. Corredor, R.G. Harvey, J.A. Mata, A.V. Botello, y A.B. Wade, 1988.** Petroleum pollution in the Caribbean. *Oceanus*, 30 (4): 25-32.
- Clarck, R.C. y D. W. Brown, 1977.** Petroleum, properties and analices in biotic systems, p 1-89. *In*: D.C. Malins (Ed). Effects of Petroleum on Artic and Subartic Marine Environments and Organisms Vol. 1. Academy Press, New York.
- Harvey, R. G., 1987.** A personal overview of oil in the marine environment. *Caribb Jour. Sci.*, 23: 5-9.
- Intergovernmental Maritime Consultative Organization (IMCO), 1979.** Report on Suty. IV. Clean tanks or ballast prior to vessel sailing. IMCO Paper MP XIII 6 London.
- Jewell D.M. 1980.** The role of nonhydrocarbons in the analysis of virgin and biodegraded petroleum, p. 219-235. *In*: L. Petrakis and F.DT. Weiss, (Eds). Petroleum in the Marine Environment. Advances in Chemistry, Series Nº 185, American Chemical Society, Washington D.C.

Tabla 2. Principales propiedades físicas de algunos compuestos aromáticos.

Nombre	Fórmula	Punto de Fusión °C	Punto de Ebullición °C	Densidad a 20°C (g/ml)
Benceno	C ₆ H ₆	5.5	80	0.874
Tolueno	C ₆ H ₅ CH ₃	-95	111	0.862
Etilbenceno	C ₆ H ₅ CH ₂ CH ₃	-95	136	0.863
Propilbenceno	C ₆ H ₅ CH ₂ CH ₂ CH ₃	-100	1259	0.858
Isopropilbenceno	(CH ₃) ₂ CHC ₆ H ₅	-96	152	0.858
O-Xileno	O-(CH ₃) ₂ C ₆ H ₄	-25	144	0.876
m-Xileno	m-(CH ₃) ₂ C ₆ H ₄	-48	139	0.860
p-Xileno	p-(CH ₃) ₂ C ₆ H ₄	13	138	0.857
1,2,3 Trimetilbenceno	1,2,3-O-(CH ₃) ₃ C ₆ H ₃	-25	176	0.890
1,2,5 Trimetilbenceno	1,2,5-O-(CH ₃) ₃ C ₆ H ₃	-44	169	0.872
Estireno	C ₆ H ₅ CH-CH ₂	-31	145	0.901
Bifenilo	C ₆ H ₅ -C ₆ H ₅	-69	255	-
Naftaleno	C ₁₀ H ₈	80	218	0.975

Koons C.B. 1973. Chemical composition: a control on the physical and chemical processes acting on petroleum in the marine environment. *In*: Background papers for a workshop on inputs, fates and effect of petroleum in the marine environment. Vol II National Environment Science. Washington D.C.

Morrison, T.R. y N.R. Boyd, 1973. Organic Chemistry, 3rd edition. Allyn and Bacon Eds. Boston, Mass, USA 1258 p.

NAS, 1985. Petroleum in the Marine Environment. National Academy of Science, Workshop on inputs, fates and the effects of petroleum in the marine environment. Airlie House. Virginia. May 21-25, 1973. 107 p.

National Research Council, 1985. Oil in the Sea, Inputs, Fates and Effects. National Academy Press. Washington D.C.

Posthuma, J. 1977. The composition of petroleum. *Rapp. P.V. Reun. Cons. It. Explor. Mer.*, 171: 7-16.

Rodriguez A. 1981. Marine and coastal environmental stress in the Wider Caribbean Region. *Ambio*, 10:283-294.

Ponce Vélez, G., y A. V. Botello, 2005. Niveles de hidrocarburos en el Golfo de México, p. 269-298.
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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Niveles de Hidrocarburos en el Golfo de México

Guadalupe Ponce Vélez y Alfonso V. Botello

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

16

RESUMEN

En este capítulo se presenta la información existente desde hace más de veinte años sobre las concentraciones de hidrocarburos en su forma dispersa en la columna de agua de ríos, lagunas, estuarios y las áreas costeras de la región del Golfo de México y del Mar Caribe, incluyendo la presencia de los hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos y organismos costeros. Se analiza brevemente el posible impacto que tuvo en los ecosistema costeros de la región el derrame petrolero del pozo Ixtoc-I y de forma complementaria, se discute la importancia de evaluar el carbono isotópico con el fin de caracterizar las fuentes principales de materia orgánica en el sureste del Golfo de México

ABSTRACT

The information previously generated on levels of dissolved/ dispersed hydrocarbons in rivers, coastal lagoons and coastal areas of the Gulf of Mexico is presented, including the concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and biota. Also, the impacts of the Ixtoc-I oil spill in the Campeche Bay are discussed, as well as the importance in to measure the carbon isotope ratios to characterize the main sources for organic matter in the southeast Gulf of Mexico.

INTRODUCCIÓN

La zona costera que abarca áreas protegidas como lagunas, estuarios, ríos, bahías, constituye uno de los principales recursos naturales de los países litorales. En estas regiones se da una interacción importante y poco conocida entre los diversos ecosistemas que coexisten bajo un amplio margen de condiciones físicas, químicas y biológicas; juegan un papel determinante en el desarrollo económico y social de las naciones que las poseen, incidiendo directamente en la producción de alimentos a través de la pesca y la acuicultura, el transporte, la construcción y la administración de puertos e industrias y de forma más reciente en el crecimiento y expansión de las zonas urbanas y recreativas.

El impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas costeros ha sido poco entendido y se ha subestimado; existe una aceptación generalizada de la capacidad finita de las aguas costeras para amortiguar las presiones del hombre y sus actividades, además de reconocer la complejidad del impacto provocado por las mismas, por lo que todos los recursos vivos o no presentes en la zona costera, no pueden considerarse disponibles para utilizarlos indiscriminadamente.

Actualmente existen algunos aspectos significativos relacionados con la interacción del hombre en el ambiente costero y marino:

- 1) Los cambios ambientales pueden desencadenarse en período relativamente corto.
- 2) Puede evitarse el deterioro ambiental si se consideran modificaciones y medidas de mitigación acorde con las actividades humanas realizadas en la zona costera.
- 3) A través de la generación de conocimiento pueden derivarse beneficios importantes para los ecosistemas costeros y marinos.

El Golfo de México es uno de las regiones petroleras más grandes del mundo. La porción sureste es altamente productiva de petróleo y contiene más del 80% de las reservas total del crudo (Brooks, 1990). La exploración en la cuenca del sureste, que abarca Salina Cruz,

Chiapas, Tabasco, Campeche y Macuspana, comenzó a finales de 1920s y los principales descubrimientos ocurrieron en los 1950s para la cuenca Salina y en los 1970s e inicios de los 1980s para las áreas de Chiapas-Tabasco y Campeche; con excepción de la cuenca Macuspana, la cual es básicamente de gas, todas las cuencas son de petróleo. Los recursos petroleros de estas cuencas están concentrados en el área de la Sonda de Campeche, la cual tiene más del 95% de las reservas así como la producción total de México (Guzmán-Vega y Mello, 1999).

A partir de la década de los 1950s donde iniciaron las actividades petroleras en la zona norte del Golfo de México, ha ocurrido un crecimiento acelerado de las mismas y es en estos últimos 25 años donde la importancia de este energético ha sido de tal magnitud que la economía del país depende en un alto porcentaje de las reservas, venta y distribución de este recurso. Se deben considerar seriamente sus consecuencias negativas actuales y futuras y simultáneamente conservar esta invaluable riqueza para las próximas generaciones de mexicanos.

Sin duda, la contaminación marina por petróleo y sus derivados en las costas mexicanas es el problema de mayor importancia ecológica en la actualidad. Esto se debe a que nuestro país es uno de los principales productores y exportadores de petróleo y sus derivados para Latinoamérica, Estados Unidos, Canadá, Europa y Asia; en el Golfo de México se localizan las más grandes provincias petroleras del mundo, cuyos recursos se estiman entre 2.24 y 21.9 bbl de petróleo crudo y de 5.48 a 44.4 tct de gas natural (Foote *et al.*, 1983); en octubre de 2003 se alcanzó la producción máxima de petróleo con la cifra de 3'688,000 barriles, generando un ingreso de 341 mil millones de pesos para este mismo año lo cual representó el 54% de las ventas totales nacionales, es importante mencionar que la empresa paraestatal Petróleos Mexicanos destinó 19 mil millones de pesos para el rubro ambiental.

Así, este litoral mexicano no sólo es la región de mayor importancia en la producción y pro-

cesamiento de hidrocarburos en el Continente Americano sino que se trata también de la mayor área de perforaciones en la plataforma continental en el mundo; las principales rutas de salida de los productos petroleros se extienden en las terminales marítimas del área de Campeche, Tabasco y Veracruz y se moviliza a través del estrecho de la Florida hacia la costa Este de los Estados Unidos, Canadá, el Norte de Europa y algunos sitios del Mediterráneo. De igual forma, el petróleo mexicano es movilizado hacia el Sur mediante el Canal de Yucatán hacia los puertos de Centroamérica en Belice, Guatemala, Honduras, Costa Rica, Panamá y utilizando el Canal de Panamá hacia El Salvador y Nicaragua (Fig. 1). Debido a esta intensidad de actividades de transporte del petróleo, las descargas y el lavado de buques-tanque, son la mayor fuente de contaminación por petróleo en los ambientes costeros del Golfo de México (Botello *et al.*, 1992).

Dentro de los hidrocarburos existen aquellos de tipo biogénico, esto es, sintetizados por la biota y en el mar, los microorganismos, el plancton (fito y zooplancton), las algas bentónicas y los peces son ejemplos de grupos de organismos que sintetizan hidrocarburos. Existen los hidrocarburos diagenéticos provenientes de una transformación microbiana o química que ocurre en los sedimentos a partir de moléculas biogénicas precursoras como terpenos, esteroides, carotenos; los componentes principa-

les de este tipo de hidrocarburos son: alifáticos, cicloalcanos, esteroides, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y triterpenos pentacíclicos. Las ceras vegetales terrestres, las erupciones volcánicas, la combustión de la biomasa y las filtraciones naturales de petróleo, contribuyen al aporte natural de los hidrocarburos tanto alifáticos como aromáticos; el grupo alifático abarca tanto n-alcanos, alcanos ramificados, isoprenoides y compuestos cíclicos incluyendo biomarcadores geoquímicos, tales como los hopanos y esteroides y cuyo análisis sirve para identificar la "huella digital" de los derrames de petróleo, y nos provee datos adicionales sobre el origen de los hidrocarburos y la degradación ambiental de los derrames (Tolosa *et al.*, 2004).

Los HAPs son importantes en los hidrocarburos diagenéticos y algunos de estos compuestos policíclicos también existen en el petróleo; son una categoría que representa un riesgo ambiental importante debido a su potencial carcinogénico hacia los mamíferos (Benlahcen *et al.*, 1997; Boffeta *et al.*, 1997). Como ejemplo de diagenéticos están el perileno y el retono que se presentan en sedimentos anóxicos como resultado de la transformación de precursores de plantas superiores (Hites *et al.*, 1980).

En mar abierto, las concentraciones de hidrocarburos generalmente son bajas y su origen

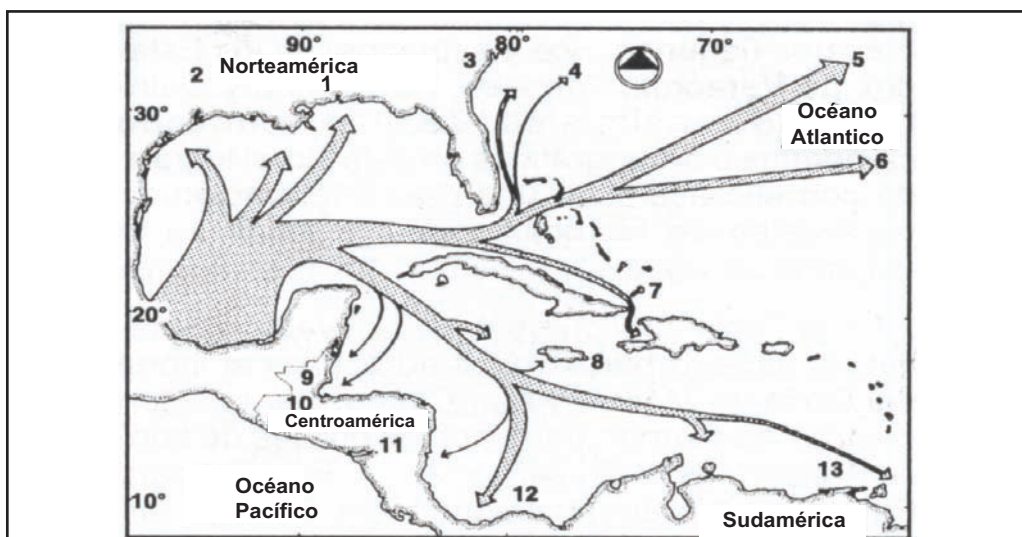


Figura 1. Principales rutas marítimas en el Golfo de México y Mar Caribe utilizadas para la exportación de petróleo crudo mexicano de la Sonda de Campeche.

no siempre puede ser determinado con facilidad. Por otro lado, en la zona costera los hidrocarburos pueden presentarse en concentraciones altas indicando procesos de contaminación por petróleo resultado posiblemente de filtraciones naturales, derrames accidentales, desechos de refinerías y lavado de buques-tanque, así como vía atmosférica (Ponce, 1995).

Los hidrocarburos pueden originarse de la combustión incompleta de la materia orgánica en las chimeneas, los motores automotrices y los procesos industriales, así como de emisiones petrogénicas derivadas de procesos no relacionados con la combustión (Notar *et al.*, 2001). Actualmente se asume que los HAPs son principalmente pirolíticos y que en el medio costero y marino provienen de fuentes antropogénicas como: descargas urbanas, vertimientos accidentales de los buques-tanque, de la plataformas y pozos petroleros y cada fuente otorga un patrón característico de poliaromáticos que permite identificar los procesos que los generaron (Benlahcen *et al.*, 1997; Soclo *et al.*, 2000).

La vigilancia de la contaminación por hidrocarburos en el ambiente acuático puede basarse en el análisis tanto del agua, como de las partículas suspendidas, los sedimentos y la biota (Farrán *et al.*, 1987). De esta forma el análisis de los hidrocarburos alifáticos y aromáticos en sedimentos y organismos así como los disueltos en la columna de agua, aporta valiosa información sobre los niveles de estos compuestos en los ambientes costeros y de las posibles fuentes de origen de los mismos.

La mayoría de los HAPs son contaminantes distribuidos ampliamente en el ambiente marino; cada año ingresan al medio marino alrededor de 230,000 toneladas de estos compuestos y esta clase de sustancias se han estudiado de forma muy intensa debido al carácter carcinogénico y mutagénico que presentan (Baumard

et al., 1998). Los HAPs de bajo peso molecular, formados por 2 y 3 anillos aromáticos tienen una toxicidad aguda, mientras que algunos de los más pesados muestran potencial cancerígeno (Witt, 1995). Los contaminantes orgánicos que se encuentran en diversos ambientes, indican que estos sitios corren el riesgo de presentar efectos deletéreos y tienen la potencialidad de afectar la salud humana (Hong *et al.*, 1995; Tolosa *et al.*, 2004).

Los contaminantes orgánicos hidrofóbicos como los HAPs, que ingresan a la zona costera, se asocian con partículas y coloides en la columna de agua, floculan y sedimentan hacia la interfase agua-sedimentos (Means *et al.*, 1980); de esta forma, los sedimentos y las partículas asociados a los contaminantes, están disponibles para la biota y se bioacumulan en el tejido lipídico de los organismos (Pereira *et al.*, 1992). Los invertebrados bentónicos filtradores tales como los ostiones y mejillones, pueden servir como bioindicadores e integradores de los contaminantes orgánicos hidrofóbicos ya que no cuentan con una actividad enzimática para metabolizar xenobióticos como son los HAPs o bien cuando la presentan es incipiente lo que favorece que estos organismos bioacumulen estas sustancias sin alterarlas (Wade *et al.*, 1988) y pueden proveer información útil acerca del potencial de biomagnificación en la cadena de alimentación hacia los niveles tróficos superiores tales como peces, aves y mamíferos (Pereira *et al.*, 1992).

En zonas donde existen filtraciones naturales de gas y petróleo como es el caso del Norte del Golfo de México, las comunidades bentónicas que ahí habitan están íntimamente relacionadas con estos eventos y basan su metabolismo en la quimiosíntesis bacteriana cuya fuente de energía son compuestos reducidos como el H₂S y CH₄ y pueden además incorporar diferentes tipos de hidrocarburos, entre ellos algunos aromáticos policíclicos (Botello, 1996).

HIDROCARBUROS EN AGUA

Desde la década de los 70s se ha investigado el comportamiento del petróleo en los sistemas costeros del Golfo de México, iniciando programas de vigilancia de los ecosistemas donde se contempló el análisis de la columna de agua

debido a la importancia que representa al ser el medio donde se llevan a cabo las interacciones entre los componentes bióticos y abióticos incluidos los contaminantes. Los estudios realizados sobre este aspecto han incluido ambien-

tes como lagunas, ríos y estuarios así como la zona marina adyacente y oceánica; en la tabla 1 se presenta la recopilación de estas investigaciones, y puede observarse que al comparar las concentraciones reportadas con el criterio de calidad establecido por la UNESCO en 1976 para hidrocarburos dispersos de $10 \mu\text{g L}^{-1}$,

Los niveles de este grupo de compuestos orgánicos fluctúan alrededor de este valor, excepto lo reportado para la laguna de Términos, Camp., donde alcanza un promedio de $48 \mu\text{g L}^{-1}$ con un máximo de $319 \mu\text{g L}^{-1}$, este ecosistema lagunar estuarino se localiza en la zona de plataforma petroleras marinas ya que se encuentra a sólo 80 Km de distancia con la estructura de extracción más cercana, además recibe descargas secundarias del gran sistema fluvial Grijalva-Usumacinta a través de los ríos Palizada, San Pedro y San Pablo, contri-

buyendo con una gran cantidad de materia orgánica particulada y disuelta (Páez-Osuna *et al.*, 1987). En segundo lugar se encuentra el río Tuxpan, Ver., con $20 \mu\text{g L}^{-1}$ y en esta región costera existe un tráfico marítimo intenso durante todo año, al igual que la zona del río Coatzacoalcos, Ver., donde además las actividades industriales, específicamente las relacionadas con el petróleo, favorecen el contenido de estos hidrocarburos.

El desarrollo analítico en el campo ambiental, particularmente el de los hidrocarburos del petróleo ha hecho que los criterios de calidad disminuyan sus niveles sensiblemente y en la actualidad existen dos concentraciones utilizadas como referencia: la emanada de la US EPA (1988) con un valor de $0.03 \mu\text{g L}^{-1}$ y la considerada como concentración máxima permisible en la Unión Europea de $0.2 \mu\text{g L}^{-1}$ (Law *et al.*,

Tabla 1. Niveles de hidrocarburos dispersos en las aguas del Golfo de México y Mar Caribe. Valores en $\mu\text{g L}^{-1}$.

Localidad	Año	Concentración Promedio (Intervalo)	Autores
Río Tuxpan, Veracruz	1983	20(10-50)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Río Tonalá, Veracruz	1983	9 (0.3-18)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Río Coatzacoalcos, Veracruz	1982-1983	14 (2-62)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Laguna del Ostión, Veracruz	1982-1983	12 (7-17)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Puerto de Veracruz	1981	14 (<0.01-43)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Laguna del Carmen, Tabasco	1980	4 (3-5)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Laguna Machona, Tabasco	1980	7 (2-11)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Laguna Mecoacán, Tabasco	1980	5 (4-7)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Laguna Mecoacán, Tabasco	1993	0.93 (0.22-2.8)	Díaz-González <i>et al.</i> , 1994
Laguna de Términos, Campeche	1984-1985	48 (<0.01-319)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Laguna Bojórquez, Q. Roo	1984-1985	4.4	Celis <i>et al.</i> , 1987
Golfo de México	1983-1985	11 (<0.01-49)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Caribe Mexicano	1983-1985	15 (<0.01-46)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Sonda de Campeche	1987-1988	8.8	Botello <i>et al.</i> , 1997
Criterio de calidad para aguas costeras no contaminadas, UNESCO	1976	10	UNESCO, 1976
Criterio de calidad ambiental USEPA		0.03	Law <i>et al.</i> , 1997
Concentración máxima permisible en la Unión Europea		0.2	Law <i>et al.</i> , 1997

1997). Estos niveles de referencia dejan fueran a todos los datos reportados en la tabla 1, incluyendo los más recientes como son los trabajos de Díaz-González *et al.* (1994) y Botello *et al.* (1997) efectuados en la laguna Mecoacán, Tab., y en la Sonda de Campeche, respectivamente.

En relación a la presencia de hidrocarburos en mar abierto tanto en la región del Golfo de México como del Caribe Mexicano, existen áreas localizadas donde los niveles de estos compuestos rebasan con mucho los criterios actuales y además superan el valor de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ de la UNESCO (1976) de hace casi 30 años; estos sitios específicos están en la Sonda de Campeche, frente a la laguna de Términos en donde se ubican las plataformas petroleras, otro más frente al puerto de Veracruz (Fig. 2) y diversos en el Mar Caribe, hacia el canal de Yucatán (Fig. 3) evidenciando el efecto que tiene el tráfico de buques-tanque proveniente del Caribe Central y con dirección hacia Norteamérica y Europa.

De forma global, el estado de Campeche ocupa el primer lugar en las concentraciones de hidrocarburos dispersos en aguas costeras y marinas de los estudios realizados hasta el momento con un promedio de $48 \mu\text{g L}^{-1}$, en segundo lugar se encuentra el Caribe Mexicano con $15 \mu\text{g L}^{-1}$, después el estado Veracruz con $13.8 \mu\text{g L}^{-1}$, el Golfo de México en su parte oceánica en cuarto lugar con $11 \mu\text{g L}^{-1}$, le sigue la Sonda de Campeche con $8.8 \mu\text{g L}^{-1}$, Tabasco y Quintana Roo comparten el sexto sitio con 4.3 y $4.4 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, todos ellos muy distantes de los criterios de calidad de USEPA y Unión Europea ya mencionados (Fig. 4).

Resalta el hecho de que el Caribe Mexicano ocupa un segundo lugar en el contenido de hidrocarburos, ya que es una región donde de forma natural no existe el energético, por lo tanto no se llevan a cabo las actividades humanas relacionadas con su exploración y explotación; sin embargo es un área expuesta a un tráfico cada vez más intenso de embarcaciones transportadoras del hidrocarburo provenientes de Aruba, Curazao, Maracaibo, Trinidad y Tobago ya que utilizan al Canal de Yucatán como ruta frecuente para llevar a América del Norte. Otra característica de la zona es que la Corriente del Caribe favorece que los desechos producidos a

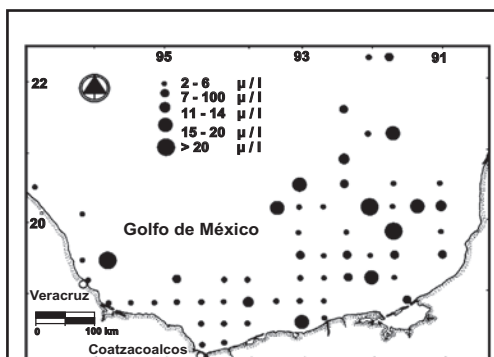


Figura 2. Hidrocarburos dispersos en el Golfo de México. Tomado de Celis *et al.* (1987).

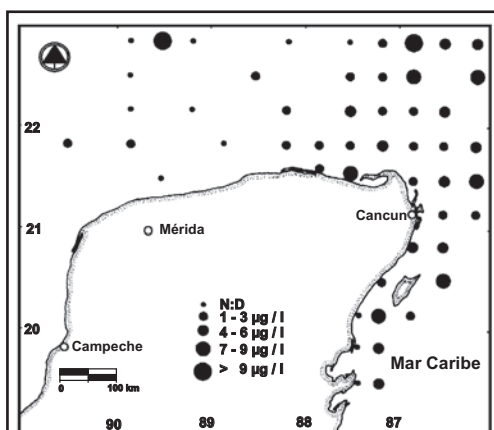


Figura 3. Hidrocarburos dispersos en el Caribe Mexicano. Tomado de Celis *et al.* (1987).

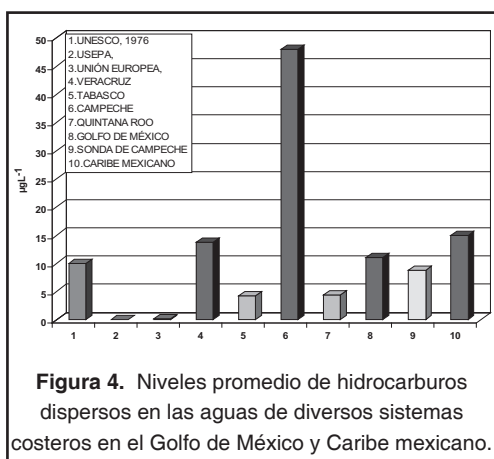


Figura 4. Niveles promedio de hidrocarburos dispersos en las aguas de diversos sistemas costeros en el Golfo de México y Caribe mexicano.

gran distancia de nuestro país, alcance las costas mexicanas a través del Canal de Yucatán y la corriente del Golfo.

La mayoría de los HAPs que son la parte evaluada en los hidrocarburos dispersos, son contaminantes distribuidos ampliamente en el ambiente marino; cada año ingresan al medio marino alrededor de 230,000 toneladas de estos compuestos y esta clase de sustancias se han estudiado de forma muy intensa debido al carácter carcinogénico y mutagénico que presentan (Baumard *et al.*, 1998). Los HAPs de bajo peso molecular, formados por 2 y 3 anillos aromáticos tienen una toxicidad aguda, mientras que algunos de los más pesados muestran potencial cancerígeno (Witt, 1995). Los contaminantes orgánicos que se encuentran en diversos ambientes, indican que estos sitios corren el riesgo de presentar efectos deletéreos y tienen la potencialidad de afectar la salud humana (Hong *et al.*, 1995; Tolosa *et al.*, 2003).

Una gran variedad de sustancias orgánicas, incluyendo los contaminantes antropogénicos, son transportadas hacia los ecosistemas costeros vía descarga de los ríos; la distribución y el destino de los contaminantes en el agua, los sedimentos y la biota en los estuarios, están influenciados por diversos factores tales como la salinidad, el pH, la materia particulada suspendida, las corrientes, las mareas y la variabilidad estacional meteorológica (Jaffé, 1991; Fernandes *et al.*, 1997), así como de las propiedades que las sustancias tengan, particularmente para los compuestos hidrofóbicos como los HAPs, son de suma importancia la magnitud de los coeficientes de reparto octanol/agua (K_{ow}) y de adsorción sobre el carbono orgánico (K_{oc}); debido a que ambos coeficientes son altos para este grupo de xenobióticos, los poliaromáticos tienden a adsorberse en los sedimentos, con la subsecuente bioacumulación en organismos tales como crustáceos y moluscos bivalvos que carecen de sistemas enzimáticos

eficientes para depurarlos, es factible que la ruta principal de exposición del bentos sea el agua intersticial y el agua circundante para la fauna pelágica marina como los peces (Law *et al.*, 1997).

Las mediciones de estos compuestos en la matriz acuosa, en la mayoría de los casos no pueden ser concluyentes debido a los cambios que ocurren en las descargas, las variaciones en el dominio de determinadas fuentes y/o de emisiones locales irregulares; esto es particularmente cierto para las aguas fluviales, ya que por ejemplo se han observado fluctuaciones entre 2 y 3 órdenes de magnitud en la carga total de HC en dos ríos cercanos a Barcelona en España (Solanas *et al.*, 1982).

En ambientes costeros y marinos, las descargas fluviales son una fuente importante de HAPs lo que significa que los niveles de poliaromáticos en los ríos y estuarios serán mayores que los encontrados en mar abierto donde se han reportado valores entre 0.024 y 0.045 $\mu\text{g L}^{-1}$ para el agua de mar (Desiderie *et al.*, 1984), contrastando con los niveles de 1 $\mu\text{g L}^{-1}$ mencionados por Shriadah (1999) donde lo considera como típico del agua de mar sin contaminación importante por petróleo y en áreas afectadas por este energético, como aquellas dentro de las rutas de los buques-tanque, las concentraciones pueden llegar hasta 500 $\mu\text{g L}^{-1}$. En contraste, existen criterios de calidad ambiental para proteger a los consumidores humanos de productos biológicos acuáticos colectados en ambientes con una posible contaminación por HAPs los cuales establecen niveles de 0.03 $\mu\text{g L}^{-1}$ para la ΣHAPs (US EPA, 1988), y máximo permisible de 0.2 $\mu\text{g L}^{-1}$, por la Unión Europea (Law *et al.*, 1997), que debido a la escasez de niveles de referencia para calidad ambiental deben ser tomados en consideración cuando se realizan evaluaciones a los ecosistemas acuáticos.

HIDROCARBUROS EN SEDIMENTOS

Los sedimentos son un componente importante en los ecosistemas acuáticos y en ellos pueden acumularse sustancias tóxicas mediante mecanismos complejos de adsorción físicos y químicos y dependen de la naturaleza

de la matriz sedimentaria y las propiedades de los compuestos adsorbidos. Los procesos de adsorción, que involucran un intercambio dinámico entre los materiales absorbidos y el agua, está influenciado por diversos parámetros fisi-

coquímicos y químicos como el pH, el potencial oxidoreductor, el oxígeno disuelto, el contenido de carbono orgánico e inorgánico. Otro factor importante está representado por la presencia, en fase acuosa, de algunos aniones y cationes que pueden enlazar o coprecipitar los contaminantes suspendidos o disueltos; este último factor es indicativo del complicado fenómeno involucrado en la dinámica y el destino de los contaminantes en el agua no comprendido todavía. Algunos aspectos tales como el papel del contenido de material orgánico en los sedimentos sobre la adsorción de contaminantes hidrofóbicos no iónicos y la influencia de la concentración del sulfuro sobre los iones metálicos enlazados han sido clarificados (De Bartolomeo *et al.*, 2004).

Una gran cantidad de sedimentos de ambientes acuáticos cercanos a centros urbanos, contienen concentraciones altas de contaminantes ambientales. Estos contaminantes pueden acumularse en la biota residente y ser incorporados en las cadenas alimenticias marinas o costeras. La relación entre los niveles de contaminantes en sedimentos y los asociados a la biota ha recibido recientemente mucho interés, especialmente en relación al dragado y depósito de este tipo de sedimentos (Pruell *et al.*, 2000). Los contaminantes ambientales en los sedimentos acuáticos frecuentemente ocurren en mezclas complejas. Conforme estos compuestos pasan de los sedimentos hacia las cadenas alimenticias, los cambios ocurren en las concentraciones relativas o las distribuciones de contaminantes.

Los sedimentos juegan un papel clave en el ambiente acuático y en los ciclos biogeoquímicos; los contaminantes que entran a estos ecosistemas pueden almacenarse en este compartimento y concentrarse en él, especialmente cuando son hidrofóbicos y resistentes a la degradación química o biológica y ejercen efectos tóxicos sobre la fauna indígena de los sedimentos. Sin embargo, los sedimentos pueden actuar como una fuente de contaminantes para el ambiente acuático; los hidrocarburos, particularmente los HAPs están entre estos contaminantes (Verrhiest *et al.*, 2001). Los sedimentos contaminados en ambientes acuáticos pueden afectarlos, incluyendo sus recursos y la salud humana; ciertamente tienen efectos económicos como la evaluación de la

contaminación y la necesidad de la remediación sedimentaria (Chapman *et al.*, 2002).

Aplicar el concepto de que los sedimentos actúan como trampas de contaminantes, mejora la integración de los eventos que toman lugar en la columna de agua. A este respecto, los sedimentos han sido utilizados para estudiar la contaminación por petróleo en zonas costeras (Gearin *et al.*, 1976; Farrington y Tripp, 1977; Keizer *et al.*, 1978; Venkatesan *et al.*, 1980; Grimalt *et al.*, 1986). Sin embargo, los HC pueden provenir de fuentes diferentes, como ríos, descargas atmosféricas, efluentes urbanos e industriales, accidentes de tanqueros o derrames intencionales de los mismos, entre otros y la identificación de ingresos crónicos a estas áreas costeras puede solamente ser obtenida de la composición particular de estos recursos (Farrán *et al.*, 1987).

El destino y comportamiento de los contaminantes orgánicos en los sedimentos están gobernados por diferentes factores incluyendo las características de estos sedimentos, las propiedades de los compuestos y los factores ambientales tales como la temperatura y la precipitación. Los destinos posibles de los contaminantes que entran el ambiente acuático incluyen biodegradación, volatilización, enlace a las fases sólidas y la transferencia a los organismos. La persistencia de ciertos contaminantes orgánicos está relacionada con la hidrofobicidad de los mismos; hay indicios de que la hidrofobicidad está dada por la solubilidad del compuesto de que se trate y de su coeficiente de reparto octanol/agua (Kow) (Reid *et al.*, 2000). La mayoría de los contaminantes de interés son reactivos a las partículas, con una tendencia a adsorberse a las partículas suspendidas y eventualmente depositarse en los sedimentos (Santschi *et al.*, 2001).

Históricamente, los sedimentos marinos son considerados como el último reservorio para diversos tipos de contaminantes antropogénicos. Sin embargo, estudios recientes han demostrado que durante las últimas décadas, la regulación ambiental ha dado como resultado la reducción de los desechos terrestres, pero el reservorio de sedimentos marinos podría actuar como una fuente no puntual, y tiene el potencial para proveer de contaminantes en un lugar determinado provocando efectos adversos a los organismos y a la salud humana a través

de la transferencia trófica. Existe la necesidad de evaluar diversos problemas potenciales tales como el grado de contaminación de los sedimentos, los procesos involucrados en la liberación de contaminantes a partir de éstos y los efectos biológicos derivados para incrementar el esfuerzo de la regulación. Los contaminantes orgánicos pueden encontrarse en diversos ambientes y sus propiedades indican que ellos tienen efectos deletéreos a largo plazo y son de riesgo potencial a la salud humana; sin embargo, debido a su complejidad química y sus niveles traza en el ambiente, no se han estudiado tan intensamente como el grupo de los metales (Hong *et al.*, 1995).

El destino del petróleo crudo derramado en ambientes marinos o terrestres depende de un gran número de factores fisicoquímicos y biológicos que incluyen evaporación, lavado, fotoxidación, biodegradación y la naturaleza del sedimento. La combinación de estos procesos, llamado "intemperismo", reduce la concentración de los hidrocarburos en los sedimentos y representa un gran obstáculo para identificar el petróleo derramado (Munoz *et al.*, 1997).

Los sedimentos pueden considerarse tanto como una fuente de contaminantes persistentes en el ambiente acuático, así como el almacén de los mismos, eliminándolos de la columna de agua y evitando con esto su biodisponibilidad. Para evaluar los sedimentos acuáticos con respecto a sus efectos adversos sobre el ecosistema, no son suficientes realizar paralelamente pruebas biológicas o químicas. Por ejemplo, la química de los sedimentos puede proveer información sobre la contaminación, pero falla en predecir los efectos biológicos, así como al evaluar la toxicidad de los sedimentos hacia la biota de interés no pueden identificarse los causantes de la misma (Hollert *et al.*, 2002).

El análisis de sedimentos es de gran utilidad para detectar la presencia de contaminantes en los ecosistemas acuáticos. Dentro de éstos, los hidrocarburos almacenados en los sedimentos costeros y marinos pueden derivarse de diversas fuentes: del agua intersticial, de los microorganismos, del detritus vegetal acuático y terrestre, de la erosión, del petróleo, de los incendios forestales, de los escurrimientos urbanos, de las emisiones vehiculares, entre otros.

Se han establecido diferentes criterios para evaluar la calidad sedimentaria en función de los niveles de hidrocarburos que contengan, por ejemplo, en la década de los 70s, para zonas costeras consideradas libres de contaminación por hidrocarburos se estableció un valor de $70 \mu\text{g g}^{-1}$ como máximo para los hidrocarburos totales, una gran familia de estos compuestos ya que abarca tanto los de tipo alifático o parafínico y los poliaromáticos de mayor riesgo ambiental; actualmente se utilizan los criterios de calidad sedimentaria calculados por Long y colaboradores en 1995 a partir de diferentes investigaciones sobre la toxicidad intrínseca de los sedimentos hacia diversas especies bentónicas y para el grupo de HAPs establecieron un intervalo entre 4 y $44 \mu\text{g g}^{-1}$ donde por debajo del límite inferior conocido como ERL (Low range effect por sus siglas en inglés) los efectos adversos a la biota son esporádicos o no existen mientras que por arriba del límite superior conocido como ERM (Medium range effect por sus siglas en inglés) el daño al bentos es frecuente; cabe mencionar que en el intervalo ($>\text{ERL} <\text{ERM}$) los efectos deletéreos biológicos son probables.

La composición de los hidrocarburos fósiles en los sedimentos varía en función del tiempo de almacenamiento que tengan y de la composición original de donde se derivaron. Los tiempos de residencia de estos compuestos en los sedimentos puede variar de 3 a 10 años dependiendo de la velocidad de degradación de éstos; en el caso particular de los HAPs, a nivel experimental se ha valorado la vida media de compuestos como el fenantreno obteniéndose valores entre 100 a más de 450 horas en pruebas de susceptibilidad a luz UV así como el hecho de que la fotólisis por radiación UV actúa preferentemente sobre los HAPs de mayor peso molecular como el benzo(a)pireno y se complementa con el proceso de remoción microbiana que transforma más eficientemente a los poliaromáticos de menor peso molecular como aquellos formados por 3 anillos bencénicos (Guieysse, 2004). En las zonas costeras tropicales, la degradación es mucho mayor que en las templadas por la presencia en demasía de nutrientes, luz, temperatura, oxígeno y sustrato, así como de una comunidad microbiana abundante y diversa, además de la fotoxidación que puede generar tasas de degradación elevadas; sin embargo, se ha visto que

los fotoproductos de los HAPs al ser más oxigenados como las cetonas y los ácidos carboxílicos (Mallakin *et al.*, 2000), frecuentemente son más tóxicos que sus compuestos originales (Bertilsson y Widenfalk, 2002).

Algunas de las ventajas de analizar los sedimentos acuáticos son: concentran contaminantes por períodos 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, son fáciles de obtener, coleccionar, repetir los análisis en los mismos sitios de interés para diagnosticar las tendencias de contaminantes. También pueden aportar información sobre áreas problemáticas de contaminación y brindan datos del estado previo a un evento antropogénico, esto es, dan el registro del nivel basal de compuestos de interés y de la variabilidad de las condiciones ambientales.

Dentro de sus desventajas están las siguientes: las concentraciones de los contaminantes en este compartimento ambiental están bajo la influencia de una intrincada red de interacciones y transformaciones que pueden modificarlas incluso antes de su almacenamiento en los sedimentos; en diversas zonas, los procesos de erosión y sedimentación pueden ocasionar un registro geológico fragmentado, por ejemplo, en áreas costeras de depósito lento, la perturbación biológica puede alterar la historia deposicional de los contaminantes. El mecanismo de concentración de xenobióticos por la biota no existe en los sedimentos en la misma medida, lo cual dificulta el registro de los aportes antropogénicos a diversas distancias del origen.

En la tabla 2 están concentrados diversos estudios realizados a lo largo del Golfo de México y Mar Caribe, con el objetivo todos ellos, de evaluar los niveles de hidrocarburos del petróleo en su forma total (HCT) (Alifáticos

Tabla 2. Niveles de hidrocarburos dispersos en las aguas del Golfo de México y Mar Caribe. Valores en μgL^{-1} .

Localidad	Año	Concentración Promedio (Intervalo)	Autores
Laguna Madre, Tamaulipas	-	26	Botello <i>et al.</i> , 1996
Laguna Pueblo Viejo, Veracruz	-	53	Botello <i>et al.</i> , 1996
Laguna Tamiahua, Veracruz	-	31	Botello <i>et al.</i> , 1996
Río Tonalá, Veracruz	1982	1189(18-1829)	Botello, y Páez, 1986
Río Coatzacoalcos, Veracruz	1982	680 (89-2623)	Botello, y Páez, 1986
Laguna del Ostión, Veracruz	1982	120 (16-575)	Botello, y Páez, 1986
Laguna de Alvarado, Veracruz	1982	18 (10-30)	Botello <i>et al.</i> , 1987
Sistema Lagunar Carmen-Machona, Tab.	1979-1980	46.6 (7-150)	Botello <i>et al.</i> , 1983
Laguna Mecocacán, Tabasco	1979-1980	112.2 (11-1060)	Botello <i>et al.</i> , 1983
Plataforma Continental Tabasco	1989	1.2 (0.5-3.4)	Botello <i>et al.</i> , 1991
Laguna de Términos, Campeche	1982	37 (10-50)	Botello y Macko, 1982
Laguna de Términos, Campeche	-	85	Becerra, 1984
Plataforma Continental Campeche	1978-1981	43.3 (3-715)	Botello <i>et al.</i> , 1987
Laguna Bojórquez, Quintana Roo	1981	12 (8-18)	Botello y Macko, 1982
Laguna Nichupté, Quintana Roo	1985	102 (24-298)	Botello <i>et al.</i> , 1986
Plataforma Continental de Quintana Roo	1984	70 (51-121)	Botello <i>et al.</i> , 1987
Golfo de México (PROGMEX)	1983-1984)	94 (27-293)	Botello <i>et al.</i> , 1987

+ Aromáticos) presentes en los sedimentos costeros y marinos de cada área seleccionada. Los sedimentos de los ecosistemas costeros del norte del Golfo de México, mostraron concentraciones bajas de HCT, con promedios entre 25 y 50 $\mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los fluviales como los ríos Tonalá y Coatzacoalcos y estuarios como la laguna del Ostión en el Sur de Veracruz, ocuparon los tres primeros lugares con 1189, 680 y 120 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente, superando al criterio establecido por UNESCO (1976) de 70 $\mu\text{g g}^{-1}$ en varias órdenes de magnitud, lo cual pone de manifiesto el impacto de las actividades relacionadas con la industria petrolera desarrolladas en esta región mexicana desde la década de los 60s sobre los ecosistemas acuáticos aledaños; en función de éstos niveles de hidrocarburos totales, los sistemas veracruzanos mencionados pueden considerarse como áreas críticas por la contaminación por petróleo, particularmente el río Tonalá, ya que comparativamente a nivel mundial, las concentraciones encontradas en él superan a las reportadas para lugares con un alto grado de industrialización y flujo petrolero como Nueva York en Estados Unidos, el Golfo de Omán en Arabia Saudita y el Puerto Western en Australia (Botello *et al.*, 1987).

En términos generales puede señalarse que de los reportes concentrados en la tabla 2, el 50% rebasó este criterio de calidad para zonas costeras no contaminadas por hidrocarburos fósiles; algunas de las lagunas costeras de Tabasco como el sistema Carmen-Machona y Mecoacán también registraron niveles promedio altos entre 50-100 $\mu\text{g g}^{-1}$ con máximos por arriba de 1000 $\mu\text{g g}^{-1}$ manifestando los aportes continuos de estos compuestos derivados de las actividades rutinarias de exploración, perforación y transporte de este energético; puede mencionarse que para el caso de la laguna Mecoacán en Tabasco, es más crítica la situación ambiental ya que en ella se localiza la terminal petrolera Dos Bocas con una capacidad de almacenamiento de aproximadamente 6 millones de barriles de petróleo crudo por lo que los desechos derivados de su movilización tienen como destino final el ecosistema lagunar.

En este orden de ideas, la laguna de Términos en Campeche también registra un proceso de contaminación por hidrocarburos fósiles ya que en un primer registro hecho en 1982 por Botello

y Macko, su nivel un promedio fue de 37 con un máximo de 50 $\mu\text{g g}^{-1}$ y 3 años después, Becerra (1984) encontró un incremento a un promedio de 85 $\mu\text{g g}^{-1}$, este estuario está ubicado en una región donde la extracción y otras actividades petroleras no se realizan o fueron mínimas en el pasado, sin embargo, este rubro antropogénico es intenso en mar abierto, frente a esta laguna se sitúan las plataformas petroleras de PEMEX en la Sonda de Campeche, la más cercana está aproximadamente a 80 km de la laguna de Términos y representan la fuente de aporte de estos compuestos que llegan a la costa y a los sistemas acuáticos que ahí se encuentran por acción de las corrientes costeras y los vientos dominantes.

En la zona oceánica del Golfo de México, la región evaluada con mayor interés e intensidad ha sido la Sonda de Campeche debido a la gran cantidad de actividad petrolera que ahí existe y a partir de la catástrofe del derrame del pozo Ixtoc-I en 1979. En la evaluación final sobre el destino de los miles de barriles de petróleo crudo vertidos al Golfo de México, Botello *et al.* (1987) concluyeron que la composición de los hidrocarburos en los sedimentos oceánicos previa al derrame correspondía principalmente a detritus vegetal terrestre y marino como manglares y fitoplancton y considerando el tiempo de depósito de estas moléculas, es probable que después del evento existan hidrocarburos antropogénicos de tipo pirolíticos y petrogénicos además de los biogénicos y la presencia de compuestos aromáticos policíclicos de riesgo ambiental como el benzo(a)pireno, el benzo(a)antraceno y el criseno (Botello *et al.*, 1991).

En el Caribe Mexicano, se han evaluado tanto ecosistemas costeros como lo existente en la plataforma continental marina y resalta el comportamiento de los dos sistemas estuarinos que rodean a Cancún con sus concentraciones contrastantes ya que mientras laguna Bojórquez presentó un promedio de 12 $\mu\text{g g}^{-1}$ (con un máximo de 18 $\mu\text{g g}^{-1}$), laguna Nichupté lo registró de 93 $\mu\text{g g}^{-1}$, por lo que es importante continuar monitoreando esta región de nuestro país debido a sus características turísticas importantes para México así como por la fragilidad de sus ecosistemas costeros, y poder conservar ambas cosas ya que un manejo inadecuado del turismo acarrea como consecuencia

el uso indiscriminado de lanchas cuyo combustible termina en el fondo del estuario y de los organismos que ahí habitan. La zona marina del Caribe en su evaluación durante los 80s, mostró un promedio de HCT de $70 \mu\text{g g}^{-1}$ con un máximo de $121 \mu\text{g g}^{-1}$ probablemente debido a que esta área mexicana forma parte de la ruta de movilización de petróleo crudo mediante buques tanque provenientes del Gran Caribe Central con destino a Norteamérica y Europa.

De forma general, en la figura 5 puede apreciarse el comportamiento de los niveles promedio por entidad federativa del Golfo de México referenciados al criterio de 1976 de la UNESCO ya mencionado; el estado de Veracruz, con sus sistemas costeros ya descritos, ocupa el primer lugar en el contenido de HCT sedimentarios con una concentración promedio de $348.5 \mu\text{g g}^{-1}$, superando hasta en 4 veces lo registrado para la zona oceánica del Golfo de México ($90 \mu\text{g g}^{-1}$), así como el límite de $70 \mu\text{g g}^{-1}$ para sedimentos costeros no contaminados por hidrocarburos. Tabasco, Campeche y Quintana Roo presentaron valores promedio similares, alrededor de $50 \mu\text{g g}^{-1}$, resaltando el hecho de que el Caribe Mexicano tiene un contenido similar de estos compuestos a zonas petroleras por excelencia como las del sureste del golfo; Tamaulipas en el norte de este litoral ocupó el último lugar con niveles de HCT bajos, tres veces menor al criterio de UNESCO.

La composición molecular de los HCT en los sedimentos acuáticos muestra diferencias claras entre los provenientes de zonas estuarinas con aquellos presentes en áreas marinas del sur del Golfo de México; por ejemplo el perfil

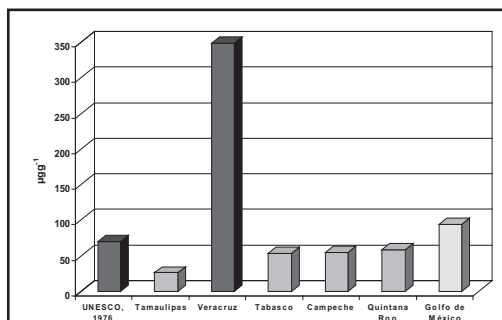


Figura 5. Niveles promedio de hidrocarburos totales en sedimentos costeros y marinos del Golfo de México y Caribe Mexicano.

del grupo de alcanos o parafinas en áreas fluvioestuarinas como los ríos Coatzacoalcos y Tonalá en el sur de Veracruz (Fig. 6), muestra una mezcla compleja de hidrocarburos biogénicos y petrogénicos sin un dominio claro del grupo de carbono impar y una zona cromatográfica no resuelta, características típicas de hidrocarburos del petróleo que contrasta con el comportamiento observado por sedimentos marinos provenientes de la Sonda de Campeche antes de suceder la catástrofe del pozo Ixtoc-I (Fig. 7) (Botello *et al.*, 1987).

Cabe mencionar que estudios posteriores realizados en esta misma región del sureste mexicano han reportado patrones moleculares similares entre la región marina con los ambientes estuarinos como la mezcla compleja no resuelta y la presencia de alcanos como el nC_{18} y el nC_{20} típicos del intemperismo que sufren los hidrocarburos antropogénicos (González, 1990), por lo que es necesario llevar a cabo evaluaciones detalladas del tipo de hidrocarburos y sus características específicas para poder dar un dictamen confiable sobre el origen dominante de estos compuestos.

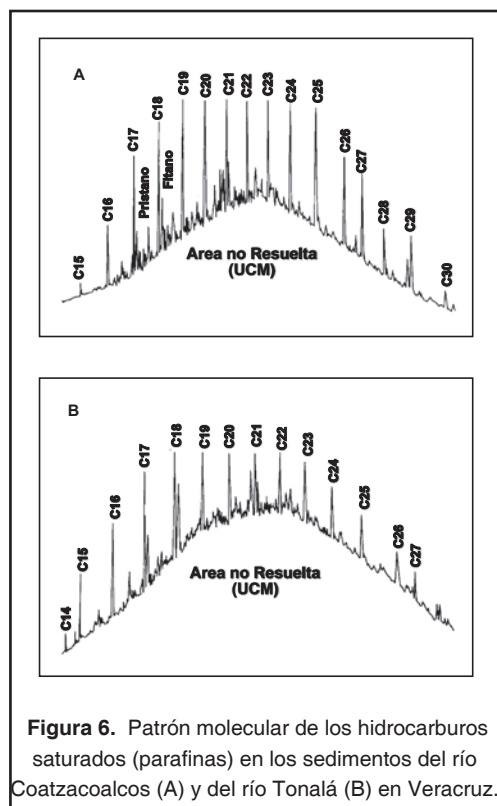


Figura 6. Patrón molecular de los hidrocarburos saturados (parafinas) en los sedimentos del río Coatzacoalcos (A) y del río Tonalá (B) en Veracruz.

Debido a la gran importancia económica que para el país representa la región de Coatzacoalcos-Minatitlán en el sur de Veracruz y sobre todo por las diversas y abundantes actividades humanas que se desarrollan en sus

inmediaciones, en los años de 1982 y 1987 se realizó un estudio multidisciplinario coordinado por el Centro de Ecodesarrollo (Botello y Páez-Osuna, 1986) donde el aspecto de contaminación fue una pieza clave del mismo; entre los objetivos de esta evaluación ambiental de la región del Coatzacoalcos estuvo la cuantificación de hidrocarburos del petróleo en los compartimientos ecológicos que componen los ecosistemas estuarinos y lagunas del área. Cabe señalar que fue el primer estudio de su tipo en la región del Golfo de México y son de suma importancia los resultados obtenidos ya que no ha vuelto a realizarse un diagnóstico similar pese al riesgo tan elevado que existe para este ambiente en particular, derivado de las actividades petroleras y afines y que en los últimos tiempos ha empezado a dejar sentir sus consecuencias deletéreas.

En la tabla 3 están resumidos los resultados más relevantes respecto a la composición de HCT encontrada en los sedimentos de los ríos Tonalá, Coatzacoalcos y la laguna del Ostión; sobresale el hecho de la proporción tan cercana entre la fracción parafínica y la aromática encontrada en el bajo Coatzacoalcos ya que normalmente los poliaromáticos existen en niveles de una a dos órdenes de magnitud por debajo de los alifáticos o parafinas y durante el ciclo evaluado los HAPs superaron el criterio de calidad de la NOAA hasta por 25 veces, inclusive, sus niveles mínimos estuvieron

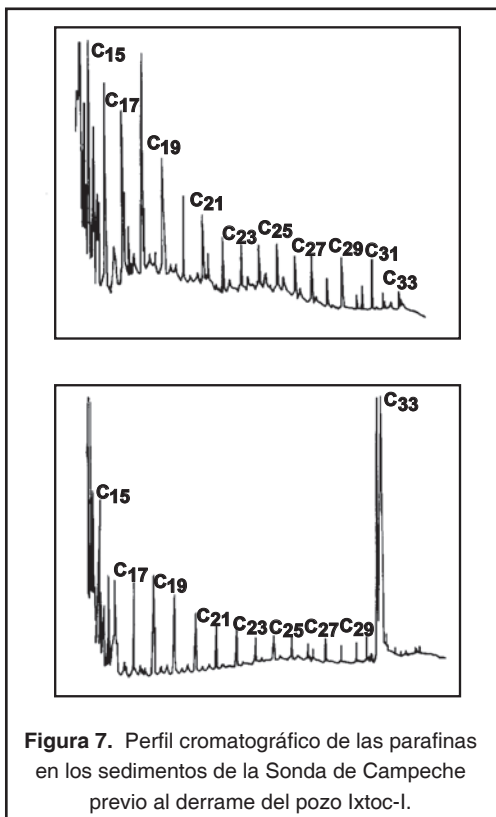


Figura 7. Perfil cromatográfico de las parafinas en los sedimentos de la Sonda de Campeche previo al derrame del pozo Ixtoc-I.

Tabla 3. Hidrocarburos fósiles en sedimentos recientes de la región del río Coatzacoalcos, Tonalá y Laguna del Ostión, Veracruz. Concentraciones evaluadas gravimétricamente (μg^{-1}).

Localidad	Intervalo de Concentración			HCT Promedio
	Fecha de Colecta	Saturados	HAPs	
Río Coatzacoalcos				
Marzo, 1982	11-597	47-1025	184-1053	457
Junio, 1982	73-1048	107-635	443-1544	780
Febrero, 1983	113-1562	41-1061	179-2623	802
Río Tonalá				
Agosto, 1983	3-1356	17-1466	17-1829	1148
Laguna del Ostión				
Octubre, 1982	27-513	23-87	81-576	154
Marzo, 1983	11-76	5-223	16-287	85
Datos reportados por Botello y Páez (1986)				

por arriba de este criterio, lo cual debió tomarse como una gran señal de alarma para llevar a cabo medidas de control de los desechos que llegan al río y no utilizarlo como un área de descarga de sustancias tóxicas provocando la alteración ecológica subsecuente. El río Tonalá presentó un comportamiento similar al del río Coatzacoalcos, y con el grupo poliaromático de mayor preocupación ya que los niveles máximos fueron superiores y en la misma dimensión el riesgo intrínseco de su presencia, lo cual es una consecuencia directa de las actividades petroleras que se realizan en sus márgenes desde hace varias décadas, principalmente por las petroquímicas de "La Venta" y "Cinco Presidentes", lugares donde se obtuvieron las concentraciones más elevadas de hidrocarburos fósiles llegando hasta más de $1800 \mu\text{g g}^{-1}$. La laguna del Ostión tuvo un registro de menores concentraciones de HAPs respecto a los dos ríos mencionados, sin dejar de lado que existió un máximo de $223 \mu\text{g g}^{-1}$ lo cual también da información del impacto de estos compuestos en el estuario y sobre el bentos de forma directa.

Comparativamente a nivel mundial, los ríos Coatzacoalcos y Tonalá son equiparables a zonas costeras con un alto grado de industrialización o una gran concentración urbana como Phillips en Australia, Nueva York y la Costa Atlántica de Estados Unidos, donde el tráfico de buques comerciales y petroleros, el asentamiento de plantas y complejos petroquímicos e industrias colaterales, aportan cantidades considerables de hidrocarburos fósiles muchos de los cuales se almacenan en el fondo por períodos largos (Parker, 1974; Burns y Smith, 1982; Farrington *et al.*, 1983).

HAPs

Los HAPs son importantes en los hidrocarburos diagenéticos y algunos de estos compuestos policíclicos también existen en el petróleo; son una categoría que representa un riesgo ambiental importante debido a su potencial carcinogénico hacia los mamíferos (Benlahcen *et al.*, 1997; Boffeta *et al.*, 1997). Como ejemplo de diagenéticos están el perileno y el reteno que se presentan en sedimentos

anóxicos como resultado de la transformación de precursores de plantas superiores (Hites *et al.*, 1980).

Los hidrocarburos aromáticos pueden originarse de la combustión incompleta de la materia orgánica en las chimeneas, los motores automotrices y los procesos industriales, así como de emisiones petrogénicas derivadas de procesos no relacionados con la combustión (Notar *et al.*, 2001). Actualmente se asume que los HAPs son principalmente pirolíticos y que en el medio costero y marino provienen de fuentes antropogénicas como: descargas urbanas, vertimientos accidentales de los buques-tanque, de la plataformas y pozos petroleros y cada fuente otorga un patrón característico de poliaromáticos que permite identificar los procesos que los generaron (Benlahcen *et al.*, 1997; Soclo *et al.*, 2000).

De forma general, los HAPs se caracterizan por su baja hidrosolubilidad y de baja a moderada volatilidad y varía su vida media de 1 semana a 2 meses para ambientes acuáticos, de 2 meses a 2 años en suelos y de 8 meses a 6 años en sedimentos; el Kow de los HAPs se incrementa con la masa molecular y va en un intervalo de aproximadamente 3.0 a 7.0 indicando una alta hidrofobicidad para los de alto peso molecular (Kalf *et al.*, 1997).

Los HAPs son hidrofóbicos en la naturaleza y tienden a adsorberse rápidamente sobre el material suspendido y sedimentarse para constituir un reservorio en los sedimentos; estos compuestos pueden producir una variedad de efectos toxicológicos (Beg *et al.*, 2001).

La mayoría de los HAPs son contaminantes distribuidos ampliamente en el ambiente marino; cada año ingresan al medio marino alrededor de 230,000 toneladas de estos compuestos y esta clase de sustancias se han estudiado de forma muy intensa debido al carácter carcinogénico y mutagénico que presentan (Baumard *et al.*, 1998). Los HAPs de bajo peso molecular, formados por 2 y 3 anillos aromáticos tienen una toxicidad aguda, mientras que algunos de los más pesados muestran potencial cancerígeno (Witt, 1995). Los contaminantes orgánicos que se encuentran en diversos ambientes, indican que estos sitios corren el riesgo de pre-

sentar efectos deletéreos y tienen la potencia-
lidad de afectar la salud humana (Hong *et al.*,
1995; Tolosa *et al.*, 2003).

Los contaminantes orgánicos hidrofóbicos
como los HAPs, que ingresan a la zona cos-
tera, se asocian con partículas y coloides en
la columna de agua, flocculan y sedimentan
hacia la interfase agua-sedimentos (Means *et al.*,
1980); de esta forma, los sedimentos y las
partículas asociados a los contaminantes, es-
tán disponibles para la biota y se bioacumulan
en el tejido lipídico de los organismos (Pereira
et al., 1992). Los invertebrados bentónicos fil-
tradores tales como los ostiones y mejillones,
pueden servir como bioindicadores e integra-
dores de los contaminantes orgánicos hidrofó-
bicos ya que no cuentan con una actividad en-
zimática para metabolizar xenobióticos como
son los HAPs o bien cuando la presentan es in-
cipiente lo que favorece que estos organismos

bioacumulen estas sustancias sin alterarlas
(Wade *et al.*, 1988) y pueden proveer informa-
ción útil acerca del potencial de biomagnifica-
ción en la cadena de alimentación hacia los
niveles tróficos superiores tales como peces,
aves y mamíferos (Pereira *et al.*, 1992).

En la Tabla 4 se presentan los resultados de
diversas investigaciones donde se han evalua-
do los niveles de HAPs en sedimentos coste-
ros y marinos de diferentes áreas del Golfo de
México desde finales de la década de los 80's.

A diferencia de las concentraciones mostra-
das en la tabla 2 donde se reportaron máximos
superiores a 1000 $\mu\text{g g}^{-1}$, los valores promedio
de poliaromáticos fluctuaron entre 0.01 a 42 $\mu\text{g g}^{-1}$
con excepción del trabajo de Sharma *et al.*
(1997) que reportan un promedio de 692 $\mu\text{g g}^{-1}$
superando por mucho el resto de las investiga-
ciones. Los sistemas costeros de Veracruz han

Tabla 4. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en sedimentos costeros y marinos
del Golfo de México y Caribe Mexicano. Valores en $\mu\text{g g}^{-1}$.

Localidad	Año	Concentración Promedio (Intervalo)	Autores
Plataforma Continental de Tamaulipas	1999	4.5 (0.2-29.6)	Ponce , en prensa
Laguna Madre, Tamaulipas	1994	(2.6-692)	Sharma <i>et al.</i> , 1997
Laguna Salada, Veracruz	1997-1999	6.7 (1.1-11.6)	Botello <i>et al.</i> , 2001
Laguna el LLano, Veracruz	1997-1999	5 (0.6-12.4)	Botello <i>et al.</i> , 2001
Laguna la Mancha, Veracruz	1997-1999	6.7 (3.8-11.3)	Botello <i>et al.</i> , 2001
Laguna Mandinga, Veracruz	1997-1999	5.7 (2.2-18.2)	Botello <i>et al.</i> , 2001
Laguna Tampamachoco, Veracruz	1994-1995	4.5 (0.7-9.4)	Botello y Calva, 1998
Laguna Tamiahua, Veracruz	1994-1995	3.4 (0.6-8.1)	Botello y Calva, 1998
Laguna Pueblo Viejo, Veracruz	1994-1995	3.7 (2.1-5.2)	Botello y Calva, 1998
Laguna de Sontecomapan, Veracruz	1992	11.7 (<0.01-41.5)	Calva <i>et al.</i> , 2002
Plataforma Continental Veracruz	1999	3.3 (0.1-12.4)	Ponce <i>et al.</i> , en prensa
Sistema Lagunar Carmen-Machona, Tabasco	1989-1990	2.84 (0.01-1.23)	Vázquez Botello <i>et al.</i> , 1993
Laguna Mecoacán, Tabasco	1989-1990	2.89 (0.01-0.89)	Vázquez Botello <i>et al.</i> , 1993
Plataforma Continental Tabasco	19889	1.1 (0.5-3.1)	Botello <i>et al.</i> , 1991
Plataforma Continental Campeche	1989-1990	0.25 (0.09-0.47)	Vázquez Botello <i>et al.</i> , 1993
Laguna Nichupté, Quintana Roo	1985	54 (4-189)	Botello, 1986 (OEA)
NOAA, USA (ERL-ERM)	1995	4.02-44.8	Long <i>et al.</i> , 1995

sido los más evaluados y de ellos la laguna de Sontecomapan localizada en la región de los Tuxtlas considerada como un posible ambiente prístino, tuvo el promedio más alto con $11.7 \mu\text{g g}^{-1}$ con un máximo de $41.5 \mu\text{g g}^{-1}$ valor que está muy cerca del criterio superior de calidad sedimentaria (ERM = $44 \mu\text{g g}^{-1}$) calculado por Long *et al.* (1995) para que los efectos adversos al bentos se presenten de forma frecuente lo cual pone de manifiesto el hecho de la amplia distribución que puede tener este grupo de hidrocarburos a pesar de que los ecosistemas acuáticos no tengan un aporte de los mismos en sus inmediaciones, pudiendo ser el transporte atmosférico y fluvial los mecanismos de entrada a estos ambientes.

El comportamiento mostrado por la mayoría de las concentraciones promedio de HAPs en los sedimentos costeros veracruzanos es homogéneo, inclusive con lo reportado por Ponce *et al.* (en prensa) para la plataforma continental sur del mismo estado, mientras que en Tamaulipas surge el contraste entre los niveles encontrados en la laguna Madre y la plataforma continental ya que tuvieron intervalos diferentes, y los máximos con una diferencia de 25 veces, siendo lo reportado para el ecosistema lagunar mayor (Tabla 3); utilizando los criterios de calidad sedimentaria de la NOAA, se observa que los valores máximos reportados para cada sitio fueron superiores al ERL de $4 \mu\text{g g}^{-1}$ por lo que es necesario continuar con programas de vigilancia en relación a la contaminación por petróleo.

Para el estado de Tabasco, el patrón es similar entre los niveles de HAPs en los ecosistemas lagunares y en su plataforma continental sin diferencias importantes al igual que lo reportado para este ambiente marino en Campeche, entidades con una intensa actividad petrolera desarrollada desde hace varias décadas, por lo que hasta la fecha de los estudios realizados, estas concentraciones no representan peligro para el bentos y el ecosistema en general. Sin embargo, cuando se conoce la composición molecular de estos hidrocarburos poliaromáticos, se cuenta con datos más precisos sobre la presencia o no de compuestos con características tóxicas que representan un riesgo ambiental; tal es el caso del benzo(a)pireno, el dibenzo(a,h)antraceno, el benzo(a)antraceno y el criseno, así como aquellos derivados metila-

dos indicadores de petróleo crudo, puede evaluarse con mayor precisión el posible impacto que las actividades humanas relacionadas con este energético tendrían sobre el ecosistema. De esta forma la presencia de algunos de ellos como el criseno y el benzo(a)antraceno en la zona marina de Tabasco, son evidencia de las actividades petroleras de diversa índole y su impacto sobre este ecosistema ya que estos compuestos han sido registrados a profundidades considerables pasando por una serie de factores que pudieron transformarlos y sin embargo llegaron al fondo marino, almacenándose y estando disponibles para la biota que ahí habita.

De forma comparativa al considerar las concentraciones promedio de HAPs por cada estado del litoral del Golfo de México (Fig. 8), se presenta el mismo patrón que el mostrado por los HCT, Veracruz ocupa el primer lugar en los niveles de poliaromáticos en sedimentos con $5.6 \mu\text{g g}^{-1}$ y lo contrastante es el hecho de que Tamaulipas ocupa ahora el segundo lugar ($4.5 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que para los hidrocarburos totales se ubicó como la zona con el contenido menor, esto pone de manifiesto el cuidado y el análisis crítico que debe tenerse al evaluar los componentes de los hidrocarburos, así como el riesgo ambiental de lo que se está analizando. El sureste del golfo, particularmente Tabasco y Campeche tuvieron concentraciones promedio de HAPs por debajo del criterio mínimo para encontrar efectos adversos al bentos.

La fuente principal de estos HAPs presentes en los diversos ambientes costeros y marinos del Golfo de México son los procesos pirolíticos, originados por los procesos de combustión de combustibles fósiles a altas temperatu-

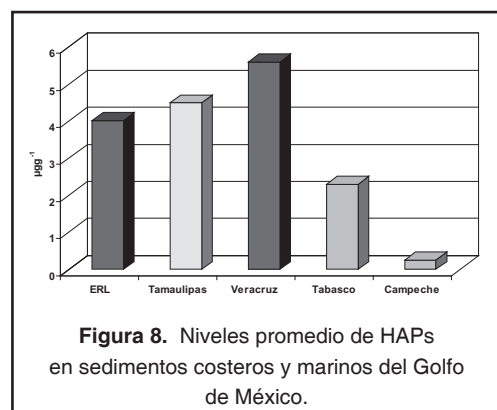


Figura 8. Niveles promedio de HAPs en sedimentos costeros y marinos del Golfo de México.

ras. Comparativamente con otras regiones del mundo, las concentraciones de HAPs registradas para diversos ambientes del Golfo de México son equiparables con áreas costeras bajo la presión de una intensa explotación y tráfico de buques petroleros como la Costa Oeste y la bahía de Boston en Estados Unidos, el estuario Gironde y la bahía Arcachon en Francia y fueron superiores a lo reportado por Al-Saad (1987) para el Golfo Árabe hasta por más de una orden de magnitud por lo que es importante mencionar que al comparar diversos trabajos es relevante considerar el método y los controles de calidad utilizados para no caer en comparaciones inválidas.

El Caso del Ixtoc I

La problemática desencadenada a partir del derrame del Ixtoc I en 1979 ha sido tratada con detalle por Jernelov y Linden (1981), Botello y Castro (1980), Soto *et al.* (1982), Botello y Páez-Osuna, (1986), entre otros, apuntando en resumen a la visión siguiente: el vertimiento de 30,000 barriles diarios de petróleo durante 10 meses dio un aporte global de 3'100,000 barriles de crudo o aproximadamente 475,000 toneladas métricas del mismo en el Golfo de México; se estimaron los diversos mecanismos de transformación sufridos por el crudo identificando a la evaporación hacia la atmósfera adyacente y al hundimiento hacia el fondo oceánico como los principales mecanismos de transformación del crudo con 48 y 24% respectivamente. Sin embargo, aunque en menor magnitud existieron depósitos en playas mexicanas (6%) y norteamericanas (3%), así como una cantidad pequeña que fue biodegradada (12%), quemada *in situ* (3%) y removida mecánicamente (5%), por lo que se generó una controversia importante sobre los alcances y la severidad de la contaminación del litoral y los ecosistemas costeros existentes (Jernelov y Linden, 1981; Botello y Páez-Osuna, 1986).

En este sentido, existe información detallada sobre las concentraciones de hidrocarburos en especies de importancia comercial donde no se han considerado como críticas, al igual que las características isotópicas de tales organismos evidenciando una fuente biogénica

del carbono orgánico en esta biota (Jernelov y Linden, 1981; Soto *et al.*, 1982).

La evaluación del reservorio sedimentario realizado durante el evento del Ixtoc I, manifestó que los niveles de hidrocarburos alifáticos o parafinas estuvieron dentro del intervalo establecido para zonas costeras no contaminadas por petróleo además de presentar un grupo de parafinas biogénicas dominante; la magnitud de las concentraciones fue alta solamente en sitios cercanos e influenciados directamente por el derrame decreciendo significativamente conforme se incrementaba la distancia del siniestro (Botello *et al.*, 1996).

De esta forma resalta la importancia de realizar un análisis detallado y de alta calidad en lugares marinos o costeros donde ocurran eventos de esta naturaleza ya que puede tenderse a maximizar el daño y el impacto ecológico de los mismos así como incurrir en subestimaciones de tales procesos.

El Carbono Isotópico

La evaluación de este parámetro geoquímico es importante debido a la información que proporciona en relación a la composición natural o antropogénica de matrices sedimentarias o biológicas y poder discernir la importancia de una o de otra.

La fuente biológica de la materia orgánica sedimentaria puede inferirse a partir de estudios químicos detallados sobre la estructura de las moléculas individuales extraídas de los sedimentos; esta información ayuda a conocer las relaciones establecidas entre los materiales biogénicos y los compuestos diagenéticamente alterados; otra forma de conocer el origen biológico y la importancia ecológica de los organismos existentes es utilizando marcadores isotópicos del C, N, O, H y S en la materia orgánica y sustancias inorgánicas que han sido procesadas por la biota (Fogel y Cifuentes, 1993).

Los isótopos de carbono nos permiten reconocer el origen de las fuentes orgánicas de carbono como los carbonatos, CO₂ atmosférico, marino y terrestre. También nos provee

información valiosa sobre el origen y la transformación de la materia orgánica a partir de la discriminación ^{13}C que hacen las plantas durante el proceso de la fotosíntesis entre aquellas con metabolismo C_3 y las de tipo C_4 (Yeh y Wang, 2001).

Las diferencias naturales en la composición isotópica de los compuestos abióticos y biológicos de interés ecológico son el resultado de factores que influyen en el fraccionamiento. Entre los factores más reconocidos podemos citar: la fuente de procedencia, limitantes de difusión, selectividad enzimática y las interacciones entre los compuestos. Esta variación natural o fraccionamiento depende asimismo del equilibrio termodinámico y de los procesos cinéticos que afectan al isótopo.

La materia orgánica sedimentaria y los petróleos contienen complejos de compuestos llamados marcadores biológicos; de la misma forma que los fósiles geológicos preservan la morfología de los organismos, los marcadores biológicos conservan la estructura molecular de los compuestos que constituyen a la biota. Ambos marcadores reflejan la contribución biológica y las condiciones fisicoquímicas de los ambientes de depósito. Las características biológicas incluyen la materia orgánica derivada de los organismos presentes en la columna de agua, en la interfase agua-sedimentos y las comunidades bacterianas dentro de los sedimentos. La materia orgánica transportada al sitio de depósito es también parte del complejo. La naturaleza del ambiente de depósito, su salinidad y el contenido de oxígeno disuelto, también se refleja en los marcadores biológicos. Por tanto, la distribución de estos marcadores en los petróleos puede servir como huellas digitales diagnósticas, que proporcionan información acerca de las condiciones paleoambientales prevalecientes. La geoquímica molecular puede ayudar en averiguar el ambiente de depósito de la roca madre de donde se originó el petróleo mediante los tipos de contribuciones de la biota en sus petróleos relacionados (Guzmán-Vega y Mello, 1999).

La aplicación de la Isotopía Estable ha sido muy exitosa en disciplinas como la Geoquímica, la Sedimentología y sobre todo la Oceanografía, pero ha sido muy lenta en estudios ambientales debido al desconocimiento

del campo, su costo de análisis y la dificultad técnica que representa; sin embargo es una poderosa herramienta para comprender procesos biológicos, cadenas alimenticias y tipos de dietas de organismos marinos, los flujos y transferencias de contaminantes orgánicos y procesos metabólicos.

Aún más, su uso cubre expectativas en las disciplinas que visualizan sistemas integrales como: la fijación de nitrógeno, el paleoclima, los flujos de gases y partículas atmosféricas, así como el origen y las fuentes de contaminantes de tipo orgánico como los hidrocarburos del petróleo, los plaguicidas y los bifenilos policlorados.

El estudio del carbono orgánico en ambientes acuáticos provee información importante sobre el reciclaje del carbono continental; el carbono orgánico particulado (COP) fluvial consiste parcialmente de compuestos detríticos y también pueden ser producto de la actividad fitoplanctónica del sitio siendo esta producción de COP esencial ya que influye el ciclo del carbono acuoso al consumir carbono inorgánico disuelto (CID) (Barth *et al.*, 1998).

Los estuarios urbanizados son particularmente vulnerables a la contaminación por desechos orgánicos de fuentes domésticas e industriales; el ingreso de nutrientes ricos en materia orgánica pueden promover la producción primaria de la columna de agua provocando un consumo excesivo de oxígeno durante la respiración microbiana de las células fitoplanctónicas muertas y estos procesos a su vez dar como resultado la muerte de peces, invertebrados que representan pesquerías económicamente importantes. Una forma de distinguir entre las fuentes de los materiales orgánicos que contribuyen a la materia orgánica particulada (MOP) en los estuarios es mediante la medición directa de los isótopos estables del carbono ($\delta^{13}\text{C}$) en los constituyentes orgánicos (Andrews *et al.*, 1998).

Para el sureste del Golfo de México, especialmente en la región conocida como la cuenca Sureste comprendida desde el río Coatzacoalcos hasta la Sonda de Campeche, se ha evaluado la importancia del aporte de estos caudales al medio oceánico ya que por ejemplo el Coatzacoalcos aporta entre 80 y

1400 m³ s⁻¹. Esta área, la Sonda de Campeche fue extensamente evaluada después del derrame del pozo Ixtoc I para poder determinar el impacto de este evento en los ecosistemas costeros (Boehm *et al.*, 1983; Jernelov y Linden, 1981). Sin embargo, se ha puesto poca atención a la evaluación del ingreso crónico terrestre y particularmente, las fuentes rivereñas. La entrada continental a la Sonda de Campeche, originada principalmente en los sistemas fluviales de Veracruz y Tabasco los cuales drenan del agua dulce de la orografía local (Sierra de Santa Marta y Sierra Madre de Oaxaca), hacia las lagunas litorales como la del Ostión y Mezcalapa o directamente sobre el mar a través de los ríos Coatzacoalcos y Tonalá. La caracterización de la contaminación en la zona del Coatzacoalcos tiene mucho interés desde varios puntos de vista; primero, porque este río sustenta una actividad industrial importante la cual incluye la refinería más grande de América Latina, así como una gama de industrias relacionadas con la petroquímica incluyendo aquellas plantas de ácido sulfúrico dando como resultado que las aguas del río se presenten usualmente como ácidas (pH promedio de 3-4 con valores máximos de 1-2) además de valores importantes de metales pesados en toda el área (Páez-Osuna *et al.*, 1986); segundo, debido a que en esta región del Golfo el perfil costero es relativamente somero ya que la plataforma continental es muy prominente, las contribuciones alóctonas pueden tener tiempos de residencia mayores comparado con lo que ocurre en áreas oceánicas regulares (Farrán *et al.*, 1987).

Botello *et al.* (1996) presentan los resultados de una gran investigación realizada a finales de los 1970s e inicio de los 1980s donde la evaluación del carbono isotópico se realizó como

uno de los parámetros geoquímicos importantes para diagnosticar la contribución petrogénica del carbono orgánico en la composición sedimentaria de la Sonda de Campeche; identificaron tres ambientes sedimentarios: una región que recibe los aportes del material orgánico proveniente de los ríos Grijalva-Usumacinta y de los sistemas lagunares Carmen-Machona y Mecocacán ($\delta^{13}\text{C}$ -22.7), otra área con un origen típicamente marino ($\delta^{13}\text{C}$ -21) frente a la laguna de Términos y una tercera zona comprendida en la porción carbonatada de la Sonda de Campeche con valores de carbono isotópico menores a los reportados para sedimentos marinos típicos ($\delta^{13}\text{C}$ -19.8). Concluyen que los datos isotópicos demuestran un dominio de fuentes continentales o marinas biogénicas más que la presencia importante de componentes antropogénicos o petrogénicos.

Para la región del Coatzacoalcos, se tiene reporte de los niveles de carbono isotópico en los sedimentos obtenidos durante 1982 y mostraron que estuvieron en el intervalo de indicadores de contaminación por petróleo crudo ($\delta^{13}\text{C}$ -27.6 a -28.8) característica geoquímica que fue corroborada con el análisis de los hidrocarburos alifáticos de la zona donde presentaron evidencia cromatográfica de un origen dual ya que el primero de ellos evidencio la contribución del petróleo crudo y la segunda fuente provino del aporte vegetal terrestre, por lo que puede concluirse que la composición isotópica de los sedimentos del río Coatzacoalcos demuestra que la materia orgánica está altamente influenciada por el ingreso de componentes petrogénicos lo cual revela un problema de contaminación importante con la existencia de materiales de combustibles fósiles (Farrán *et al.*, 1987).

HIDROCARBUROS EN ORGANISMOS

Una vez que el petróleo se ha introducido a los sistemas costeros, es importante evaluar los posibles destinos que sufrirá este energético ya que estará expuesto a los factores abióticos que contribuyen a su eliminación de la columna de agua, ya sea por evaporación o bien por adsorción a los materiales orgánicos con la subsecuente sedimentación y en esta última ruta de destino, es cuando el petróleo o sus

componentes tóxicos interactúan con los organismos que se encuentran en la matriz acuosa, siendo el fitoplancton uno de los grupos más vulnerables a estos compuestos y de suma importancia por el sostenimiento de la cadena alimenticia.

Dentro del grupo de los hidrocarburos del petróleo, existen componentes que son más

fáciles de degradar que otros cuya persistencia puede ser de años; la susceptibilidad a la degradación microbiana está en función de la configuración molecular, por ejemplo, los hidrocarburos lineales como los alcanos sufren una biodegradación más rápida al igual que aquellos que tienen una longitud de cadena mayor, ya que su hidrosolubilidad aumenta y la microbiota los toma como fuente directa de carbono, mientras que los constituidos por ciclos o estructuras aromáticas, así como los que presentan configuraciones ramificadas son más resistentes a estos mecanismos de biodegradación por la energía que se necesita para romper los enlaces de estos ciclos y que los organismos no están dispuestos a gastar teniendo la fuente de carbono disponible alternativa.

Se han estudiado las posibles vías de ingreso de los hidrocarburos a los organismos, puntualizándose las siguientes: 1) Adsorción e ingestión de partículas que contienen estos compuestos, 2) Consumo activo de los hidrocarburos disueltos o dispersos y 3) Bioacumulación de los hidrocarburos presentes en el agua circundante.

Debido a que los HC 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 o marino, para seguir la ruta de la floculación, sedimentación y depósito iniciando el proceso de almacenamiento en el fondo del sistema y ser consumidos por la biota bentónica o permanecer sin cambios en los sedimentos costeros por largo tiempo.

El estudio en particular de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) representa suma importancia debido a las propiedades carcinogénicas y mutagénicas de algunos de ellos y por esto están incluidos en las listas de contaminantes prioritarios de diversas agencias internacionales relacionadas con el cuidado del ambiente (Myers *et al.*, 1998). Por ejemplo, se ha observado que en aquellos experimentos de exposición de peces al benzo(a)pireno las concentraciones de este compuesto en el hígado son aproximadamente 100 veces más altas que las registradas en el músculo (Varanasi *et al.*, 1987). Los HAPs en peces pueden metabolizarse rápidamente a productos intermedios

en el hígado y estos subproductos quedar unidos al DNA hepático o bien formar conjugados y ser transferidos a la bilis (Livingstone, 1998; D'Adamo *et al.*, 1997). Existen estudios donde la presencia de HAPs en órganos de peces se ha relacionado a episodios recientes de exposición a sitios contaminados (Pointet y Milliet, 2000).

La absorción de estos compuestos orgánicos persistentes por los seres humanos puede ocurrir a través de la piel, la respiración y especialmente por la ingestión de alimentos contaminados (Safe, 1998; Schlummer *et al.*, 1998), aunque, desafortunadamente, existen numerosos ejemplos de contaminación accidental; las primeras dos formas de absorción, contribuyen con menos del 10%; la tasa de acumulación diaria depende en más del 90% de la dieta, de la cual aproximadamente el 90% es de origen animal. Los productos pesqueros, en general, representan una pequeña cantidad (aprox. 10%) de la dieta a pesar de que este porcentaje representa la ruta principal de contaminación para el hombre (Harrison, 1998).

Los efectos que pueden llegar a producir los hidrocarburos del petróleo en la biota costera y marina son diversos y están sujetos a una gama de factores ambientales como son la composición misma del energético derramado, la concentración y el tiempo a los cual los organismos están expuestos, el intemperismo del petróleo, la forma en que se presente el petróleo (solución, emulsión, suspensión, disperso o adsorbido), el grupo biológico al que pertenezca la especie que esté expuesta, la etapa del ciclo de vida que presente, las presiones ambientales como las condiciones climáticas, las fluctuaciones térmicas y de salinidad del agua, las corrientes y el oleaje, las maniobras de control ante un derrame y de limpieza del mismo, entre otros.

De forma general puede decirse que el daño biológico provocado por el petróleo o sus derivados es más severo si ocurre en un área costera como las lagunas y los estuarios o la zona intermareal ya que estos ecosistemas albergan etapas biológicas vulnerables como huevos, larvas y juveniles por ser sitios importantes de reproducción, crianza y alimentación de diversas especies oceánicas.

Los organismos poseen mecanismos de defensa ante la presencia de xenobióticos de gran toxicidad y la potencia de éstos varía dependiendo del grupo biológico de que se trate; por lo que las respuestas de la biota son variadas, entre las que pueden mencionarse: interferencia con los procesos celulares provocando la muerte (efecto letal), alteración de las actividades fisiológicas o conductuales sin llegar a provocar la muerte (efectos subletales), generación de cáncer debido a la incorporación del petróleo o sus derivados, interferencia mecánico-visual para la búsqueda del alimento o el escape de los depredadores, cambios en la composición y diversidad específica debido a la alteración del hábitat, entre otros.

Dentro de los organismos seleccionados como "sentinelas" para valorar la calidad ambiental de un ecosistema costero y marino, están los moluscos bivalvos los cuales han formado parte de redes internacionales para la vigilancia de los contaminantes en estos ambientes acuáticos (NOAA, 1993; O'Connor y Beliaeff, 1995). Estos organismos son sésiles, filtradores, características que contribuyen a la acumulación de sustancias contaminantes en mayor nivel del que se presenta en el agua circundante. Por esta dinámica, la medición de los contaminantes en los tejidos de los bivalvos puede utilizarse para estimar los tipos y las cantidades relativas de los xenobióticos en la columna de agua; se ha reconocido desde hace tiempo que los bivalvos usados para indicar una exposición química pueden también evaluarse para deducir efectos potenciales (Bayne *et al.*, 1980; Oliver *et al.*, 2001). Debido a su capacidad de acumular contaminantes, los bivalvos pueden presentar cambios subletales que dependerán tanto del compuesto tóxico como de los mecanismos fisiológicos desencadenados para impedir el daño químico.

La variabilidad propia de las especies hace difícil valorar el impacto de un derrame petrolero sobre el ecosistema ya que las presiones ecológicas naturales provocan cambios en la composición poblacional y la diversidad de las comunidades, de igual forma la carencia de información ambiental previa a eventos accidentales por hidrocarburos dificulta una evaluación de los daños producidos a los organismos por este tipo de eventos catastróficos. Dentro de los efectos que puede provocar el petróleo en

los organismos costeros y marinos, pueden mencionarse aquellos que ocurren sobre el grupo de los peces y sus repercusiones pesqueras, siendo los más evidentes los de tipo letal que ocurren en zonas cercanas a derrames de gran magnitud o cuando suceden en áreas restringidas ya que alteran el funcionamiento de las branquias, provocando muerte masiva por asfixia, además existen aquellos subletales reflejados en los cambios de hábitos alimenticios, migratorios, reproductivos, entre los más relevantes.

Los derivados refinados del petróleo son componentes más agresivos que el petróleo crudo y se han observado efectos deletéreos importantes sobre las pesquerías en áreas donde han ocurrido estos vertimientos, por ejemplo en Alaska en 1970, el barco Tampico Maru en California en 1957, el buque-tanque Florida en Massachusetts en 1969, el Exxon Valdez en Alaska en 1989, y recientemente el Prestige en España en 2004, por mencionar los de mayor renombre internacional.

De esta forma es patente que la biota es el componente más sensible y frágil del ecosistema, expuesta a sufrir las alteraciones ambientales provocadas por las diversas actividades humanas y particularmente la zona costera es una región altamente sensible a estos impactos ya que conjunta características ambientales terrestres, marinas y atmosféricas especiales que le confieren una gran importancia ecológica y por ende económica para los países que la poseen. En México ha habido un incremento en los estudios encaminados a evaluar y diagnosticar el estado de salud de esta zona costera debido principalmente a la evolución de las pesquerías y poder contribuir al entendimiento de este proceso para poder diferenciar entre las causas naturales de los decrementos en las capturas pesqueras y aquellas de tipo antropogénico con el fin de tomar las medidas necesarias evitando un agotamiento de los recursos naturales costeros y marinos.

Es importante mencionar aquellos estudios mexicanos donde se han considerado a los organismos como medio para valorar la carga contaminante, particularmente de hidrocarburos que han alcanzado el litoral del Golfo de México; en la tabla 5 se presentan algunos de los trabajos publicados y accesibles hasta la fe-

Tabla 5. Niveles de HAPs en moluscos bivalvos del Golfo de México. Valores en $\mu\text{g g}^{-1}$.

Localidad	Año	Promedio	Autores
Laguna Pueblo Viejo, Veracruz	1975	2 ^a	Botello, 1978
Laguna Tamiahua, Veracruz	1975	15 ^a	Botello, 1978
Laguna Alvarado, Veracruz	1975	0.6 ^a	Botello, 1978
Río Coatzacoalcos, Veracruz	1986	0.12 ^b	Botello <i>et al.</i> , 1987
Isla Pajaritos, Veracruz	1986	0.13 ^c	Botello <i>et al.</i> , 1987
Laguna Carmen-Machona, Tabasco	1975	34 ^a	Botello, 1978
Laguna Carmen, Tabasco	1979-1980	45 ^a	Botello <i>et al.</i> , 1983
Laguna Machona, Tabasco	1979-1980	41 ^a	Botello <i>et al.</i> , 1983
Laguna Mecoacán, Tabasco	1979-1980	45 ^a	Botello <i>et al.</i> , 1983
Laguna Carmen, Tabasco	1992-1993	0.23 ^a	Gold-Bouchot <i>et al.</i> , 1997
Laguna Machona, Tabasco	1992-1993	0.4 ^a	Gold-Bouchot <i>et al.</i> , 1997
Laguna Mecoacán, Tabasco	1992-1993	0.22 ^a	Gold-Bouchot <i>et al.</i> , 1997
Laguna de Términos, Campeche	1991	0.32 ^a	Gold-Bouchot <i>et al.</i> , 1995
Laguna de Términos, Campeche	1991	17.3 ^a	Noreña-Barroso <i>et al.</i> , 1999

^a *Crassostrea virginica* (ostión); ^b *Rangia flexuosa* (almeja); ^c *Polymesoda caroliniana* (almeja chica).

cha donde se evaluaron diversas especies de moluscos bivalvos; la mayoría de ellos versa sobre el ostión *Crassostrea virginica* como indicador de posibles problemas de contaminación por petróleo. Resalta el hecho de que los ostiones provenientes de los sistemas costeros de Tabasco fueron los que presentaron los niveles de HAPs más altos entre 34 y 45 $\mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los de las lagunas de Tamiahua y Términos tuvieron concentraciones equiparables, contrastando el tipo de escurrimientos 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 las márgenes del sistema acuático, 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 costeras pueden transportar sus desechos hasta la zona costera adyacente.

Cabe resaltar que existe una gran discrepancia entre los niveles reportados por Botello y colaboradores en 1983 para *C. virginica* de Tabasco y los datos generados por Gold-

Bouchot *et al.* (1997) para la misma especie extraídos de los mismos sistemas lagunares; esto puede deberse a eventos puntuales de derrames de petróleo y pirólisis de sus componentes ya que los primeros reportes tienen una fecha de captura de los bivalvos que data entre 1979 y 1980 fecha en que ocurrió el desastre del pozo Ixtoc-I pudiendo llegar a la zona costera aquellos componentes más persistentes como los HAPs; otro factor que puede contribuir a diferencias tan grandes en las concentraciones de estos xenobióticos puede ser la fineza analítica de los métodos que han ido depurándose a lo largo de los últimos años; este hecho se presenta también para la laguna de Términos donde la diferencia de niveles varía hasta en 55 veces y los datos fueron generados por el mismo grupo de investigadores durante la misma fecha de captura, por lo que puede pensarse en una variabilidad muy grande en la acumulación de estos compuestos orgánicos en los tejidos de estos bivalvos y que pueden existir eventos de exposición a hidrocarburos muy puntuales en el tiempo y el espacio, reflejándose en una fuerte acumulación por parte de los organismos. Comparativamente con los ostiones, las dos especies de almejas que se reportan para la región del río Coatzacoalcos al

sur de Veracruz, registró niveles similares de HAPs, siendo los menores respecto a los demás trabajos mencionados;

Uno de los primeros trabajos en valorar el impacto de los hidrocarburos sobre la biota costera fue el desarrollado por Botello y colaboradores en 1986 en la región del Bajo Coatzacoalcos analizando especies de peces y crustáceos importantes por su comercialización y consumo tanto local como regional; en la tabla 6 se presentan las concentraciones de HC saturados o parafinas, de HAPs y la suma de ambas fracciones químicas representada por los HC totales de 7 especies de peces y 3 de crustáceos colectadas a lo largo de las márgenes del cauce principal del Coatzacoalcos como de sus afluentes y efluentes.

Resalta el hecho de los niveles bajos de HAPs, llegando a no poder detectarlos ($<0.01 \mu\text{g g}^{-1}$) en las mojarra y los roncós, con un máximo de $0.9 \mu\text{g g}^{-1}$ en el crustáceo conocido como mayacaste chico (*Macrobrachium acanthurus*). Es importante mencionar que

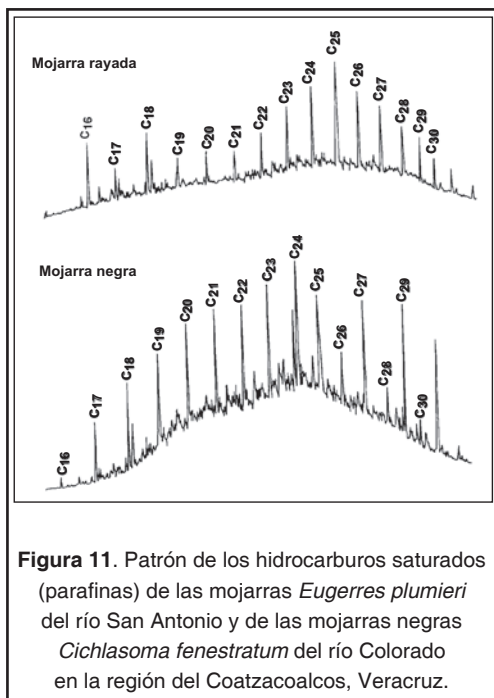
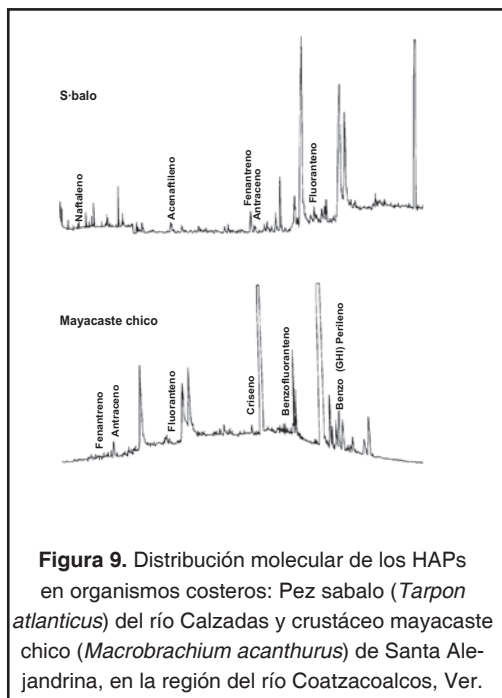
Neff (1982) reporta la existencia de un intervalo entre 0.2 y $10 \mu\text{g g}^{-1}$ donde se ha observado una toxicidad aguada para organismos acuáticos a nivel celular, provocada por alteraciones metabólicas como la inhibición fotosintética y el retraso en la división celular; en este sentido, si bien los niveles de HAPs reportados en estos organismos de la zona del Coatzacoalcos no son elevados, si es importante mantener una vigilancia permanente para valorar los incrementos que pudieran ocurrir y que representen señales de alarma para los consumidores, ya que en su composición química se detectaron compuestos como fluoranteno, benzofluoranteno, criseno y benzo(ghi)perileno (Fig. 9) que han estado evaluándose por su potencialidad tóxica y probable carcinogénesis.

El grupo de las parafinas o hidrocarburos saturados tiene valores mayores que los aromáticos, comportamiento normal por su similitud con la composición biológica de los organismos; del grupo biótico evaluado, la mojarra *Cichlasoma mecki* proveniente del río Colorado ocupó el primer lugar con $3 \mu\text{g g}^{-1}$ y las especies

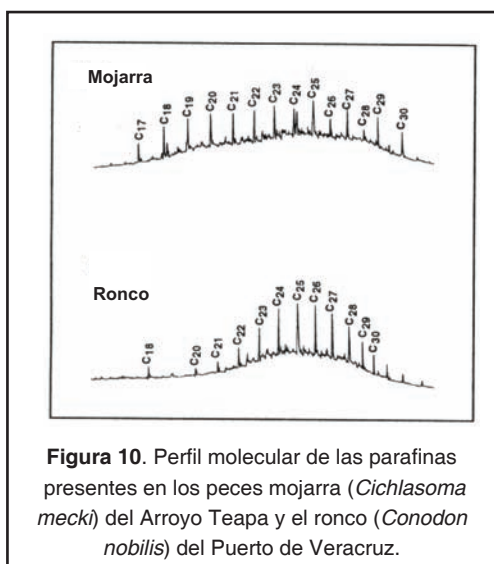
Tabla 6. Niveles de HCs en crustáceos y peces del río Coatzacoalcos, Veracruz y la Sonda de Campeche. (Valores en $\mu\text{g g}^{-1}$).

Nombre Científico	Nombre Común	Localidad	Saturados	HAPs	Totales
<i>Cichlasoma mecki</i>	Mojarra	Arroyo Teapa	0.47	<0.01	0.47
<i>Mugil curema</i>	Lebrancha	Isla Pajaritos	1.52	0.04	1.56
<i>Cichlasoma fenestratum</i>	Mojarra negra	Boca San Francisco	0.69	<0.01	0.69
<i>Menticircus americanus</i>	Ratón	Litoral	0.28	0.02	0.30
<i>Cichlasoma fenestratum</i>	Mojarra negra	Río San Antonio	1.20	0.11	1.31
<i>Conodon nobilis</i>	Ronco amarillo	Puerto comercial	1.84	<0.01	1.84
<i>Conodon nobilis</i>	Ronco amarillo	Litoral	1.47	<0.01	1.47
<i>Tarpon atlanticus</i>	Sabalo	Río Calzadas	1.07	0.40	1.47
<i>Cichlasoma mecki</i>	Mojarra	Río Colorado	3.00	0.08	3.08
<i>Eugerres plumieri</i>	Mojarra rayada	Río San Antonio	0.84	0.01	0.85
<i>Cichlasoma fenestratum</i>	Mojarra negra	Río San Francisco	1.17	<0.01	1.17
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	Mayacaste chico	Santa Alejandrina	0.70	0.9	1.60
<i>Callinectes bocourti</i>	Jaiba	Río Coatzacoalcos	0.88	0.02	0.90
<i>Macrobrachium carcinus</i>	Mayacaste grande	Santa Alejandrina	1.54	0.02	1.56

Datos reportados por Botello y Páez-Osuna (1986)



restantes tuvieron entre 0.3 y 1.8 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Tabla 6). El análisis cromatográfico muestra que la composición de este grupo de hidrocarburos varía en las especies analizadas, por ejemplo existieron aquellos organismos donde el origen dominante de estos HC es biológico como en la mojarra *C. mecki* y en el ronco *Conodon nobilis* (Fig. 10), mientras que en la mojarra rayada *Eugerres plumieri*, en la mojarra negra *C. fenestratum*, y en el sabalo *Tarpon atlanticus*, el origen de las parafinas es mixto ya que se aprecia la mezcla compleja no resuelta (UCM por sus siglas en inglés), así como la presencia del C_{18} típico del petróleo crudo y del C_{17} y del C_{19} derivados del fitoplancton (Fig. 11).



Con los resultados obtenidos en esta evaluación del río Coatzacoalcos en 1986, se llegó a la conclusión de la importancia de haber registrado concentraciones de compuestos derivados del petróleo en esta región costera ya que normalmente lo que se valora son los efectos letales de este energético como son las mortandades masivas de peces que dan como consecuencia una reducción en los volúmenes de captura de especies comerciales y se dejan de lado aquellas alteraciones subletales sobre todo en las etapas del ciclo de vida más frágiles como son las larvianas y las juveniles, sin dejar de lado la de huevecillos de estos organismos.

Es así, que al realizar investigaciones para conocer y cuantificar el grado de alteración en los ecosistemas costeros y marinos provocado por las actividades humanas relacionadas con la industria petrolera, debe contemplarse el factor tiempo de forma preponderante ya que diversas alteraciones biológicas requieren un periodo largo para que puedan evidenciarse, medirse y pueden ser el resultado de un proceso crónico de contaminación que en la mayoría

de los casos no se le da la importancia que tiene ya que son de llamar la atención los eventos de mayor magnitud aunque sean puntuales.

Las mayores pesquerías del mundo están concentradas en áreas con una productividad biológica alta como la zona costera y es ahí donde se encuentran localizados los yacimientos petroleros por lo que la actividad industrial de este rubro se establece sobre estos ecosistemas frágiles con el riesgo de provocar

un impacto ambiental importante cuando no se planifican estos establecimientos y su manejo. Este ha sido el caso del Golfo de México, ya que su explotación petrolera marina se ha ubicado en las regiones litorales donde habitan los recursos pesqueros más importantes de peces, crustáceos y moluscos del litoral atlántico de nuestro país con la subsecuente contaminación de estos organismos y la alteración ecológica de las comunidades, los ecosistemas y el ser humano.

LITERATURA CITADA

- Al-Saad, H.T., 1987.** Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in surficial sediments from shatt Al-Arab river and the Northwest region of the Arabian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 18: 248-251.
- Andrews, J.E., A.M. Greenaway, y P.F. Dennis, 1998.** Combined carbon isotope and C/N ratios as indicators of source and fate of organic matter in a poorly flushed, tropical estuary: Hunts Bay, Kingston Harbour, Jamaica. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46: 743-756.
- Barth, J.A.C., J. Veizer, y B. Mayer, 1998.** Origin of particulate organic carbon in the upper St. Lawrence: isotopic constraints. *Earth and Planetary Science Letters*, 162: 111-121.
- Baumard, P., H. Budzinsky, P. Garrigues, J.C. Sorbe, T. Burgeot, y J. Bellocq, 1998.** Concentrations of PAHs (Polycyclic aromatic hydrocarbons) in various marine organisms in relation to those in sediments and to trophic level. *Marine Pollution Bulletin*, 36(12): 951-960.
- Bayne, B.L., D.A. Brown, F. Harrison, P.D. Yevich, G. Varela, y D.L. Webber, 1980.** Mussel health, p. 163-235. *In: The International Mussel Watch*. National Academy of Sciences, Washington, DC.
- Becerra, T.N.C., 1984.** Determinación de la concentración de hidrocarburos en *Crassostrea virginica* en la laguna de Términos, Campeche. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM.
- Beg, M.U., T. Saeed, S. Al-Muzaini, K.R. Beg, T. Al-Obaid, y A. Kurian, 2001.** Extraction, fractionation, and toxicity determination of organic contaminants in sediment from coastal area receiving industrial effluents in Kuwait. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67: 881-888.
- 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.
- Bertilsson, S., y A. Widenfalk, 2002.** Photochemical degradation of PAHs in freshwaters and their impact on bacterial growth-influence of water chemistry. *Hydrobiologia*, 469: 23-32.
- Boehm, P.D., D.L. Fiest, I. Kaplan, P. Mankiewicz, y G.S. Lewbel, 1983.** A natural resources damage assessment study: The Ixtoc I blowout, p. 507-516. *In: Proceedings of the 1983 Oil Spill Conference*. American Petroleum Institute, Washington, D.C.
- Boffetta, P., N. Jourenkova, y P. Gustavsson, 1997.** Cancer risk from occupational and environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Cancer Causes and Control*, 8: 444-472.
- Botello, A.V., 1978.** Presencia de hidrocarburos fósiles en sistemas costeros y estuarinos del Golfo de México. Tesis Doctoral. Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. México. 155p.
- Botello, A.V., 1996.** Características, composición y propiedades fisicoquímicas del petróleo, p. 203-210. *In: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J.A. Benítez y D. Zárate-Lomelí (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México, 666p.
- Botello, A.V., y S. Castro, 1980.** Chemistry and natural weathering of various crude oil fractions from the IX-TOC-I oil spill. Proceedings of Symposium on Preliminary results from september 1979. Research/Pierce IXTOC-I Cruise U.S. Department of Commerce. NOAA. OMPA. Boulder, Colorado, USA. 591p.

- Botello, A.V., y S. Macko, 1982.** Presencia de hidrocarburo fósiles (n-parafinas) en sedimentos recientes de lagunas costeras en el Pacífico de México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*, 7(1): 159-168.
- Botello, A.V., A.J. Goñi, y A.S. Castro, 1983.** Levels of organic pollution in coastal lagoons of Tabasco State, Mexico; I: Petroleum hydrocarbons. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 31(3): 271-277.
- Botello, A.V., y O.F. Pérez 1986.** El Problema Crucial: La Contaminación. Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos. Centro de Ecodesarrollo. México. 180p.
- Botello, A.V., M. Mendelewicz, y S. Villanueva, 1986.** Impacto ambiental de los hidrocarburos fósiles en dos sistemas costeros del Caribe Occidental (México-Costa Rica). Informe Técnico OEA-CONACYT-UNAM. 73p.
- Botello, A.V., S. Villanueva, y M. Mendelewicz, 1987.** Programa de vigilancia de los hidrocarburos fósiles en sedimentos del Golfo de México y Caribe Mexicano 1978-1984. *Caribbean Journal of Science*, 23(1): 29-40.
- Botello, A.V., C. González, y G. Díaz, 1991.** Pollution by petroleum hydrocarbons in sediments from continental shelf of Tabasco state, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 47: 565-571.
- Botello, A.V., G. Ponce-Vélez, A. Toledo, G. Díaz-González, y S. Villanueva, 1992.** Ecología, recursos costeros y contaminación en el Golfo de México. *Ciencia y Desarrollo*, XVIII (102): 28-48.
- Botello, A.V., G. G. Díaz, F.S. Villanueva, y S. Salazar, 1993.** Presence of PAH's in coastal environments of the southeast Gulf of Mexico. Suppl. Vol. 3 of The Journal of Polycyclic Aromatic Compounds, p. 397-404. In: Polycyclic Aromatic Compounds, Synthesis, Properties, Analytical Measurements, Occurrence and Biological Effects. Proceedings of the 13th International Symposium on Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Garrigues, P. y M. Lamote (Eds.). Gordon & Breach Sciences Publishers. Bordeaux, Francia. 1264p.
- Botello, A.V., G. Ponce-Vélez, y S. Macko, 1996.** Niveles de concentración de hidrocarburos en el Golfo de México, p. 225-253. In: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J.A. Benítez y D. Zárate-Lomelí (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México, 666 p.
- Botello, A.V., F.S. Villanueva, y G.G. Díaz, 1997.** Petroleum pollution in the Gulf of Mexico and Caribbean Sea. *Review of Environmental Contamination and Toxicology*, 153: 91-118.
- Botello, A.V., y B. L. G. Calva, 1998.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Pueblo Viejo, Tamiahua, and Tampamachoco Lagoons in the southern Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 60:96-103.
- Botello, A.V., B.L.G. Calva, y V.G. Ponce, 2001.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from coastal lagoons of Veracruz state, Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67: 889-897.
- Brooks, J., 1990.** Classic petroleum provinces. p. 1-8. In: J. Brooks (Ed.). Classic petroleum provinces. Geological Society Special Publication 50.
- Burns, A.K., y J.L. Smith, 1982.** Hydrocarbons in Victorian coastal ecosystem (Australia): Chronic petroleum input to Western port and port Phillips Bays. *Arch. Environmental Contamination and Toxicology*, 11: 129-140.
- Calva, B.L.G., A.V. Botello, y I. Wong-Chang, 2002.** Sedimentary record of PAH in a tropical coastal lagoon from the Gulf of Mexico. *Hidrobiológica*, 12(2): 137-146.
- Celis, L., A.V. Botello, M. Mendelewicz, y G. Díaz, 1987.** Actividades del proyecto CARIPOL en la zona costera de México: I. Hidrocarburos disueltos. *Caribbean Journal of Science*, 23(1): 11-18.
- Chapman, M.P., T.K. Ho, R.W. Munns Jr., K. Solomon, y P.M. Weinstein, 2002.** Issues in sediment toxicity and ecological risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 271-278.
- D'Adamo, R., S. Pelosi, P. Trotta, y G. Sansone, 1997.** Bioaccumulation and biomagnification of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic organisms. *Marine Chemistry*, 56: 45-49.
- De Bartolomeo, A., L. Poletti, G. Sanchini, B. Sebastiani, y G. Morozzi, 2004.** Relationship among parameters of lake polluted sediments evaluated by multivariate statistical analysis. *Chemosphere*, 55: 1323-1329.
- Desiderie, P.G., L. Lepri, y D. Heimler, 1984.** Concentration, separation and determination of hydrocarbons in sea water. *Journal of Chromatography*, 284: 167-178.
- Díaz-González, G., A. Vázquez-Botello, y G. Ponce-Vélez, 1994.** Contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP's) disueltos en la laguna Meacoacán, Tabasco, México. *Hidrobiológica*, 4(1-2): 21-27.
- Farrán, A., J. Grimalt, J. Albaigés, A.V. Botello, y S.A. Macko, 1987.** Assessment of petroleum pollution in a Mexican river by molecular markers and carbon isotope ratios. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6): 284-289.

- Farrington, J.W., y B.W. Tripp, 1977. Hydrocarbons in western North Atlantic surface sediments. *Geochemica and Cosmochemica Acta*, 41: 1627-1641.
- Farrington, J.W., E.D. Goldberg, R.W. Risebrough, J.H. Martin, y T. Bowen, 1983. US Mussel Watch 1976-1978: An overview of the trace metal, DDE, PCB, hydrocarbon and artificial ratio-nuclide data. *Environmental Science and Technology*, 17: 490-496.
- Fernandes, M.B., M. A. Sicre, A. Boireau, y J. Tronczynski, 1997. Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distributions in the Seine River and its estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 34(11): 857-867.
- Fogel, M.L., y L.A. Cifuentes, 1993. Isotope fractionation during primary production. p. 73-94. In: M.H. Engel, and S.A. Macko (Eds.), *Organic Geochemistry, Principles and Applications*. Plenum Press, New York.
- Foote, R.Q., R.G. Martin, y R.B. Powers, 1983. Oil and gas potential of the maritime boundary region in the Central Gulf of Mexico. *The American Association of Petroleum Geologist Bulletin*, 67(7): 1047-1065.
- Gearing, P., J.N. Gearing, T.F. Lytle, y J.S. Lytle, 1976. Hydrocarbons in 60 northeast Gulf of Mexico shelf sediments: a preliminary study. *Geochemica and Cosmochemica Acta*, 47: 2115-2119.
- Gold-Bouchot, G., M. Zavala-Coral, O. Zapata-Pérez, y V. Ceja-Moreno, 1997. Hydrocarbon concentrations in oysters (*Crassostrea virginica*) and recent sediments from three coastal lagoons in Tabasco, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 59: 430-437.
- Gold-Bouchot, G., E. Noreña-Barroso, y O. Zapata-Pérez, 1995. Hydrocarbon concentrations in the american oyster, *Crassostrea virginica*, in Laguna de Términos, Campeche, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 54: 222-227.
- González, E.C., 1990. Determinación de los niveles de hidrocarburos alifáticos y aromáticos en sedimentos recientes de la plataforma continental de los estados de Tabasco y Campeche, México. Tesis Profesional. ENEP-Zaragoza, UNAM. 108 p.
- Grimalt, J., J.M. Bayona, y J. Albaigés, 1986. Chemical markers for the characterization of pollutant inputs in the coastal zones. I.C.S.E.M. Reports 1984, p. 533-543.
- Guieysse, B., B. Viklund, A.Ch. Toes, y B. Mattiasson, 2004. Combined UV-biological degradation of PAHs. *Chemosphere*, 55: 1493-1499.
- Guzmán-Vega, M., y M.R. Mello, 1999. Origin of oil in the Sureste Basin, Mexico. *The American Association of Petroleum Geologist Bulletin*, 83(7): 1068-1095.
- Harrison, H., 1998. Time trends in human dietary exposure to PCDDs, PCDFs and PCBs in the UK. *Chemosphere*, 37: 1657-1670.
- 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, and F.T. Weiss (Eds.) *Petroleum in the marine environment*, Advances in Chemistry Series 185. American Chemical Society, Washington, D.C.
- Hollert, H., S. Heise, S. Pudenz, R. Brüggemann, W. Ahlf, y T. Braunbeck, 2002. Application of a sediment quality triad and different statistical approaches (Hasse diagrams and fuzzy logic) for the comparative evaluation of small streams. *Ecotoxicology* 11: 311-312.
- Hong, H., L. Xu, L. Zhang, J.C. Chen, Y.S. Wong, y T.S.M. Wan, 1995. Environmental fate and chemistry of organic pollutants in the sediment of Xiamen harbor and Victoria harbor. *Marine Pollution Bulletin*, 31: 229-236.
- Jaffé, R., 1991. Fate of hydrophobic organic pollutants in the aquatic environment: a review. *Environmental Pollution*, 69: 237-257.
- Jernelov, A., y O. Linden, 1981. IXTOC-I: A case study of the world's largest oil spill. *Ambio*: 299-306.
- Kalf, F.D., T. Crommentuijn, y J.E. van de Plassche, 1997. Environmental quality objectives for 10 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36: 89-97.
- Keizer, P.D., J. Dale, y D.C. Gordon Jr., 1978. Hydrocarbons in surficial sediments from the Scotian shelf. *Geochemica and Cosmochemica Acta*, 42: 165-172.
- Law, R.J., V.J. Dawes, R.J. Woodhead, y P. Matthiesen, 1997. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in seawater around England and Wales. *Marine Pollution Bulletin*, 34(5): 306-322.
- Livingstone, D.R., 1998. The fate of organic xenobiotics in aquatic ecosystems: quantitative and qualitative differences in biotransformation by invertebrates and fish. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 120: 43-49.
- Long, E.R., D.D. Macdonald, S.L. Smith, 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.
- Mallakin, A., B.J. McConkey, G. Miao, B. McKibben, V. Snieckus, D.G. Dixon, y B.M. Greenberg, 1999. Impacts of structural photomodification on the toxicity of environmental contaminants: anthracene photooxidation products. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43(2): 204-212.

- Means, J.C., S.G. Wood, J.J. Hassett, y W.L. Banwart, 1980.** Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. *Environmental Science and Technology*, 14: 1524-1528.
- Munoz, D., M. Guiliano, P. Doumenq, F. Jacquot, P. Scherrer, y G. Mille, 1997.** Long term evolution of petroleum biomarker in mangrove soil (Guadeloup). *Marine Pollution Bulletin*, 34(11): 868-874.
- Myers, M., L. Johnson, O. Olson, C. Stehr, B. Horness, T. Collier, y B. McCain, 1998.** Toxicopathic hepatic lesions as biomarkers of chemical contaminant exposure and effects in marine bottomfish species from the Northeast and Pacific Coasts, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 37: 92-113.
- Neff, J.W., 1982.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment sources, fates and biological effects. Am. Pet. Inst.
- NOAA, 1993.** Sampling and analytical methods of the National Status and Trends Program, National Benthic Surveillance and Mussel Watch Projects 1984-1992. National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NOS ORCA 71.
- Noreña-Barroso, E., G. Gold-Bouchot, O. Zapata-Pérez, y J.L. Sericano, 1999.** Polynuclear aromatic hydrocarbons in american oysters *Crassostrea virginica* from the Terminos Lagoon, Campeche, Mexico. *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.
- O'Connor, T.P., y B. Beliaff, 1995.** Recent trends in coastal environmental quality: Results from the Mussel Watch Project. National Status and Trends Program, U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, MD.
- Oliver, M.L., S.W. Fisher, T.J. Winstead, L.B. Hemmer, y R.E. Long, 2001.** Relationships between tissue contaminants and defense-related characteristics of oysters (*Crassostrea virginica*) from five Florida bays. *Aquatic Toxicology*, 55: 203-222.
- Páez-Osuna, F., A.V. Botello, y F.S. Villanueva, 1986.** Heavy metals in Coatzacoalcos estuary and Ostion lagoon, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 17: 516-519.
- Páez-Osuna, F., L.D. Valdez, M.H. Alexander y P.H. Fernández, 1987.** Trace metals in the fluvial system of Terminos Lagoon, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 18: 294-297.
- Parker, P.L., 1974.** Effects of pollutants on marine organisms NSF/IDOE, Workshop on effects of pollutants on marine organisms. Sidney British Columbia, Canada. August 11-14. 46 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.
- Pointet, K., y A. Milliet, 2000.** PAHs analysis of fish whole gall bladders and livers from the Natural Reserve of Camargue by GC/MS. *Chemosphere*, 40: 293-299.
- Ponce, V.G., 1995.** Evaluación de los niveles de metales pesados e hidrocarburos aromáticos polinucleares en la zona costera del Golfo de México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. 157 p
- Ponce-Vélez, G., A.V. Botello, y G. Díaz-González, en prensa.** Organic and inorganic pollutants in marine sediments from northern and southern continental shelf of the Gulf of Mexico. *International Journal of Environment and Pollution*.
- Pruell, R.J., B.K. Taplin, D.G. McGovern, R. McKinney, y S.B. Norton, 2000.** Organic contaminant distributions in sediments, polychaetes (*Nereis virens*) and American lobster (*Homarus americanus*) from a laboratory food chain experiment. *Marine Environmental Research*, 49: 19-36.
- Reid, B.J., K.C. Jones, y K.T. Semple, 2000.** Bioavailability of persistent organic pollutants in soils and sediments – a perspective on mechanisms, consequences and assessment. *Environmental Pollution*, 108: 103-112.
- Safe, S.H., 1998.** Development validation and problems with the toxic equivalency factor. Approach of risk assessment of dioxins and related compound. *Journal of Animal Science*, 76: 134-141.
- Santschi, P.H., B.J. Presley, T.L. Wade, B. Garcia-Romero, y M. Baskaran, 2001.** Historical contamination of PAHs, PCBs, DDTs, and heavy metals in Mississippi River Delta, Galveston Bay and Tampa Bay sediment cores. *Marine Environmental Research*, 52: 51-79.
- Schlummer, M., G.A. Moser, y M. McLachlan, 1998.** Digestive tract absorption of PCDD/Fs, PCBs, and HCB in humans: Mass balance and mechanistic consideration. *Toxicology Appl Pharmacology* 152: 128-137.
- Sharma, K.V., K. Rhudy, R. Brooks, S. Hollyfield, y G.F. Vazquez, 1997.** Petroleum hydrocarbons in sediments of upper Laguna Madre. *Marine Pollution Bulletin*, 34(4): 229-234.

- Soclo, H.H., P.H. Garrigues, y M. Ewald, 2000.** Origin of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Marine Sediments: Case Studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) Areas. *Marine Pollution Bulletin*, 40(5): 387-396.
- Solanas, A.M., C. Parés, C. Marfil, y J. Albaigés, 1982.** A comparative study of chemical and microbiological monitoring of pollutant hydrocarbons in urban aquatic environments. *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 12: 141-151.
- Soto, A.L., G.A. Gracia, y A.V. Botello, 1982.** Study of the penaeid shrimp population in relation to petroleum hydrocarbons in Campeche Bank. Proceedings of the 33th annual meeting of the Gulf of Mexico. *Caribbean Fisheries Institute*. 81-100.
- Tolosa, I., S. de Mora, S.M. Reza, J.P. Villeneuve, J. Bartocci, y Ch. Cattini, 2003.** Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 48(1-2): 44-60.
- UNESCO, 1976.** Guide to operational procedures for the IGOS pilot project on marine pollution (petroleum). Monitoring Manual and guides No. 7.
- USEPA, 1988.** Ambient aquatic life water quality criteria for phenanthrene. U. S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratories, Duluth, 43p.
- Varanasi, U., J. Stein, M. Nishimoto, W. Reichert, y T. Collier, 1987.** Chemical carcinogenesis in feral fish: uptake, activation, and detoxification of organic xenobiotics. *Environmental Health Perspectives*, 71: 155-170.
- Venkatesan, M.I., S. Brenner, E. Ruth, J. Bonilla, y I.R. Kaplan, 1980.** Hydrocarbons in age-dated sediment from two basin in the Southern California Bight. *Geochemica and Cosmochemica Acta*, 44: 789-802.
- Verrhiest, G., B. Clément, y G. Blake, 2001.** Single and combined effects of sediment-associated PAHs on three species of freshwater macroinvertebrates. *Ecotoxicology*, 10: 363-372.
- 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 Mexico status and trends program: Trace organic contaminant distribution in sediments and oysters. *Estuaries* 11: 171-179.
- Witt, G., 1995.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediment of the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 3: 237-248.
- Yeh, H.W., y W.M. Wang, 2001.** Factors affecting the isotopic composition of organic matter: (1) Carbon isotopic composition of terrestrial plant materials. *Proceedings of the National Science Council, Republic of China (B)* 25(3): 137-147.

Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en Sedimentos de la Bahía de Chetumal

Teresa Alvarez Legorreta y Ricardo Sáenz Morales

El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal

17

RESUMEN

En 1998 se colectaron muestras de sedimentos en 45 sitios de la Bahía de Chetumal, para determinar los niveles de contaminación y distribución de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), en base al tamaño de grano de los sedimentos. Las concentraciones más altas de HAPs se encontraron en la parte sur cercana a New river ($20.57 \mu\text{g g}^{-1}$), al norte de la bahía ($33.39 \mu\text{g g}^{-1}$) y en la parte central ($25.78 \mu\text{g g}^{-1}$). La composición molecular de los hidrocarburos indica que son de origen pirogénico. En general dominaron en el sistema los sedimentos arenosos, en tanto que las arenas finas y medianas se distribuyeron en la parte central de la bahía. No hubo correlación entre HAPs con el tamaño de grano en la parte sur, debido probablemente a las descargas provenientes de la ciudad de Chetumal, del río Hondo y del río Nuevo. Las condiciones hidrológicas fueron diferentes en las porciones norte y sur de la bahía, debido a la formación de un gradiente de salinidad. Por lo que se considera que la distribución de los HAPs en la parte norte se debió a las condiciones hidrológicas y las características del sedimento, mientras que en la parte sur fuentes localizadas y condiciones hidrológicas determinaron su distribución.

ABSTRACT

In 1998 sediment samples were collected in 45 sites of Chetumal Bay, to determine contamination levels and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) on basis of grain size. The highest HAPs concentrations were in the southern part near to New river ($20.57 \mu\text{g g}^{-1}$), other in the northernmost of the bay ($33.39 \mu\text{g g}^{-1}$) and the last one in the middle of the bay ($25.78 \mu\text{g g}^{-1}$). Molecular composition of hydrocarbons indicate that their source were pyrogenic. In the system dominated sandy sediments in general, and the distribution of muddy sand and sandy mud were in central part of the bay. No correlation between PAH with grain size in the southern part of the bay, probably due to wastewater of the Chetumal City, and inputs from Hondo river and New river. Hydrological conditions were different in the northern and southern regions of the bay due to salinity gradient. Therefore, in the northern part the distribution of PAH is governed by hydrological conditions and sedimentary characteristics, while in the southern part, the distribution was governed by hydrological conditions and sources localized.

INTRODUCCIÓN

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) se encuentran entre los grupos de contaminantes orgánicos más ampliamente distribuidos en el ambiente, cuyo origen puede ser de fuentes naturales, petrogénicas o pirogénicas. Son contaminantes de gran interés ambiental debido a las propiedades mutagénicas y carcinogénicas de algunos de sus compuestos (Farrington, 1991). Se considera que las actividades antropogénicas son la fuente principal de contaminación por hidrocarburos, y que estas pueden ser puntuales como las descargas urbanas, o no puntuales como el transporte atmosférico, el cual llega a ser tan importante que puede explicar la presencia de HAPs en suelos y sedimentos de sitios alejados de las fuentes puntuales (Pralh *et al.*, 1984). De esta manera, se produce una mezcla de hidrocarburos que complica la identificación de sus fuentes, por lo que diversos autores han utilizado el patrón de composición de hidrocarburos para identificar el origen de estos compuestos en el ambiente acuático (Thompson y Eglinton, 1978; Gerritse, *et al.*, 1995).

Estudios anteriores en la bahía de Chetumal revelaron la presencia de HAPs en sitios alejados de la zona urbana (Ortiz *et al.*,

1997; Noreña-Barroso *et al.*, 1998). La ciudad de Chetumal esta localizada en la costa Occidental de la bahía y se considera como la principal fuente de contaminación al sistema, debido a la descarga de aguas residuales en el drenaje pluvial y a las filtraciones de las fosas sépticas al manto freático. La otra fuente de contaminantes es el río Hondo que desemboca al sur de la bahía, en el que se ha reportado la presencia de plaguicidas organoclorados en sedimentos, debido a la actividad agrícola que se desarrolla en las riberas de México y Belice (Ortiz *et al.*, 1997). En 1996, la investigación de la muerte masiva de bagres de la especie *Ariopsis assimilis* en la bahía, demostró la presencia de HAPs en el hígado de los bagres y en los sedimentos (Ortiz, Sáenz y Zavala, 1997).

Estos estudios se han llevado a cabo en áreas cercanas a la ciudad considerando pocos sitios alejados de esta fuente, por lo que el presente estudio se enfocó a la determinación de niveles de HAPs en sedimentos superficiales de la bahía de Chetumal en una red de 45 estaciones de muestreo, con el objetivo de explicar su distribución espacial tomando en cuenta parámetros como profundidad y tamaño de grano de los sedimentos.

ÁREA DE ESTUDIO

La bahía de Chetumal se localiza en el estado de Quintana Roo en el sureste de México, y comparte la parte sur de su superficie con el país de Belice. Tiene 67 km de longitud y 20 km en su parte media más ancha, cuenta con un área total de 1,100 km² (Fig. 1) y tiene en su parte sur un canal de comunicación con el mar de 19 km de ancho. La ciudad de Chetumal se localiza en la costa occidental de la bahía, cuya zona urbana abarca 10 km de costa en la que se llevan a cabo actividades de pesca y recreativas. Debido a que el sistema mantiene una importante población de manatíes, ha sido declarada como área protegida. Presenta ca-

racterísticas estuarinas debido a las descargas de agua dulce del río Hondo y de las filtraciones de agua subterránea. Los flujos netos de corrientes de agua dentro del sistema tienen una dirección norte, determinados por los vientos este y sureste prevalecientes, ocasionando la formación de un gradiente de salinidad hacia el norte (Fig. 2). Estas características le confieren a la bahía un comportamiento hidrodinámico complejo, que puede influir en los procesos sedimentarios y determinar la distribución espacial de los contaminantes orgánicos asociados a los sedimentos.

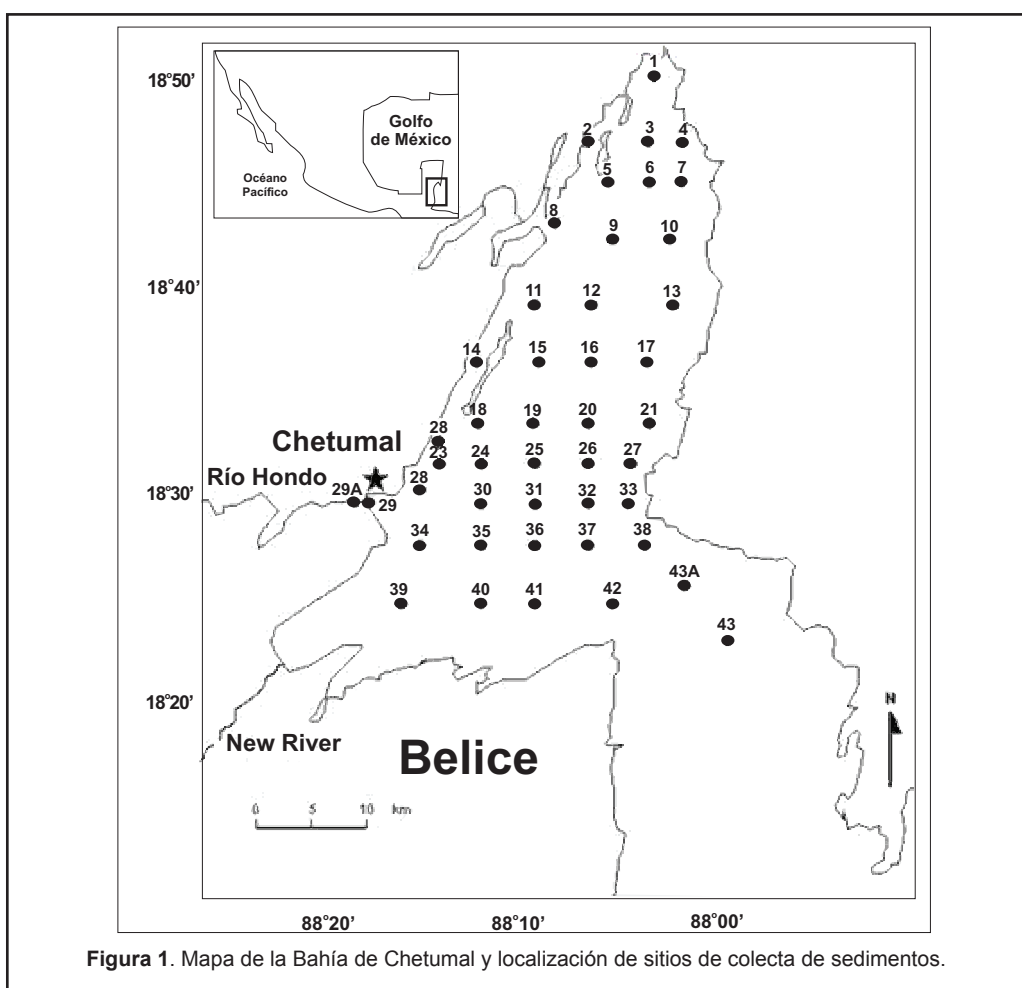


Figura 1. Mapa de la Bahía de Chetumal y localización de sitios de colecta de sedimentos.

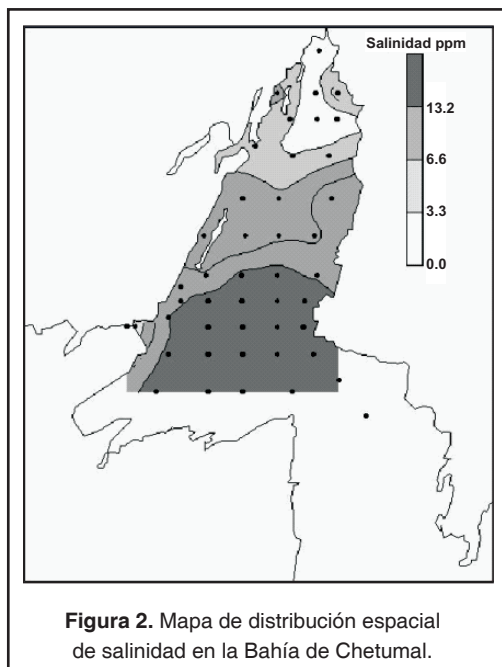
MATERIALES Y MÉTODOS

En septiembre de 1998, se colectaron sedimentos superficiales en la bahía de Chetumal en 45 estaciones (Fig.1). En cada sitio se midió la profundidad y se tomaron por buceo libre muestras de la capa superficial de 2 cm de sedimento, almacenadas en frascos de vidrio previamente lavados con solventes grado HPLC y cubiertas con papel aluminio lavado. Las muestras se conservaron en hielo hasta su traslado al laboratorio en donde se liofilizaron. En cada muestra se analizó el contenido de HAPs y la distribución de tamaño de grano.

Para la determinación de HAPs se siguió el método de CARIPOL-IOCARIBE (1986). Todos los solventes empleados fueron grado HPLC. Muestras de 10 g de sedimento seco fueron digeridas en un aparato Soxhlet con 100 ml

de metanol e KOH, durante 8 horas. Al mismo tiempo se analizó una muestra de sedimento limpio a la que se le añadió una solución estándar que contenía una mezcla de 16 HAPs para determinar el porcentaje de recuperación de los compuestos individuales. Además, por cada lote de 5 muestras se corrió un blanco como control de calidad, y los valores reportados fueron corregidos con los blancos.

La cuantificación de HAPs se hizo en un cromatógrafo de gases Perkin-Elmer modelo Autosystem, con un detector de ionización de flama y una columna capilar (Rtx-5 % difenil-95% dimetil polisiloxano) de 30 m de largo. El programa de temperaturas fue de 90°C (0.5 min) hasta 180°C a 8 °C min⁻¹, de 180°C hasta 245°C a 5 °C min⁻¹, y de 245°C hasta 300°C



2°C min⁻¹. Para la identificación de los compuestos en las muestras, se utilizó un estándar (Chem Service) con una mezcla de 16 HAPs (Tabla 1).

La distribución de tamaño de grano en muestras de sedimentos secos se determinó mediante el tamizado mecánico durante 15 minutos, a través de 13 tamices que abarcaron

Tabla 1. Lista de compuestos individuales de HAPs.	
Abreviación	Compuestos
N	Naftaleno
Acy	Acenaftileno
Ac	Acenafteno
F	Fluoreno
Ph	Fenantreno
An	Antraceno
Ft	Fluoranteno
P	Pireno
B(a)An	Benzo(a)antraceno
C	Criseno
B(b)Ft	Benzo(b)fluoranteno
B(k)Ft	Benzo(k)fluoranteno
B(a)P	Benzo(a)pireno
IP	Indeno(123-cd)pireno
DB(ah)An	Dibenzo(ah)antraceno
B(ghi)Per	Benzo(ghi)perileno

desde arenas gruesas a limos (apertura de malla de -0.75 a 4 ϕ) El tamaño medio de grano se calculó de acuerdo a Folk (1969).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Distribución de Tamaño de Grano

La distribución de tamaño de grano se presenta en la tabla 2. El tipo de sedimento dominante fue el arenoso, ya que la arena tuvo el porcentaje más alto en todas las estaciones (> 70%); la fracción de arenas finas fluctuó entre 5 y 20%. Las estaciones 8, 18 y 33 localizadas en la boca de la Laguna Guerrero, sur de la isla Tamalcab y suroeste de la bahía, respectivamente, presentaron fragmentos de concha y los valores más bajos de arenas finas. La figura 3 muestra la distribución espacial del tamaño medio de grano, en la que se observa un gradiente que va del centro hacia el este, norte y oeste de la bahía. En el eje central del sistema, también se aprecia un cinturón de arena fina ($\geq 1.8 \phi$) que coincide con la zona más profun-

da. Esta área se encuentra rodeada por otro cinturón de sedimento más grueso (1.3 a 1.8 ϕ) que se extiende a casi toda la bahía de norte a sur, mientras que en las costas este y oeste el tamaño de los sedimentos fue de 0.3 a 0.8 ϕ . Este patrón de distribución del tamaño de grano coincide con el reportado por de Jesús *et al.* (2000), a pesar de que su método de muestreo involucró la colecta de sedimentos en núcleos de 10 cm de profundidad, lo cual implica que sus resultados reflejan procesos sedimentarios a plazos más largos.

En la figura 4 se presenta un mapa de la bahía con su batimetría, en este se observa que el eje central tiene una profundidad de 3 a 5 m, en el que coincide la presencia de sedimentos de arenas finas y muy finas.

Tabla 2. Distribución de tamaño de grano y concentración de HAPs en sedimentos de la Bahía de Chetumal. (*porcentaje de fragmentos de conchas).

Estación	Tipo de Sedimento (%)			Media Tamaño del Grano	Total HAPs (μg^{-1})
	Arena	Muddy Sand	Sandy mud	ϕ	
1	82.53	16.80	0.67	1.74	4.04
2	93.72	5.78	0.50	0.90	1.62
3	76.65	23.35	1.03	2.12	2.89
4	89.31	10.73	0.45	1.87	3.95
5	83.02	15.87	1.10	1.80	6.42
6	82.36	15.80	1.84	2.17	10.97
7	79.43	19.93	0.64	2.05	6.13
8	7.96*0.58	0.97	---	0.29	1.33
9	94.81	4.58	0.61	0.8	3.35
10	88.89	10.44	0.67	1.71	15.85
11	85.78	13.52	0.70	1.28	1.06
12	80.86	18.53	0.61	1.88	17.12
13	82.52	17.33	0.15	1.10	5.35
14	94.82	4.43	0.82	0.90	0.96
15	95.82	3.89	0.28	0.78	1.92
16	84.43	15.29	0.28	2.18	25.78
17	93.55	6.00	0.44	1.07	0.003
18	24.79*74.32	0.84	0.04	-0.43	0.05
19	82.20	17.44	0.35	2.18	11.52
20	76.53	22.90	0.57	2.39	9.31
21	84.57	14.96	0.47	1.83	2.79
22	93.82	5.93	0.25	1.43	1.45
23	91.37	8.40	0.23	1.70	2.12
24	82.23	14.68	1.09	1.94	8.85
25	86.50	13.32	0.18	2.04	19.31
26	93.10	6.56	0.34	1.84	10.46
27	95.13	4.72	0.15	1.42	3.58
28	77.66	21.41	0.93	2.34	9.52
29	96.12	3.15	0.73	1.20	0.98
29A	88.78	10.89	0.33	1.68	1.10
30	81.95	17.28	0.78	1.52	7.98
31	95.25	3.85	0.87	0.80	4.01
32	80.35	19.02	0.63	1.91	0.72
33	12.08*83.47	4.05	0.41	0.11	5.34
34	90.39	8.58	1.03	1.58	1.17
35	89.80	9.64	0.56	1.87	19.87
36	85.24	13.99	0.77	1.86	16.23
37	79.97	22.26	0.77	2.38	12.40
38	82.73	17.25	---	1.40	1.73
39	80.42	17.91	1.67	1.91	20.57
40	91.33	8.26	0.41	1.79	6.92
41	94.65	5.21	0.15	1.46	11.77
42	85.06	14.81	0.14	2.23	17.08
43	889.18	9.89	0.93	0.90	5.05
43A	82.85	16.04	1.11	2.04	33.39

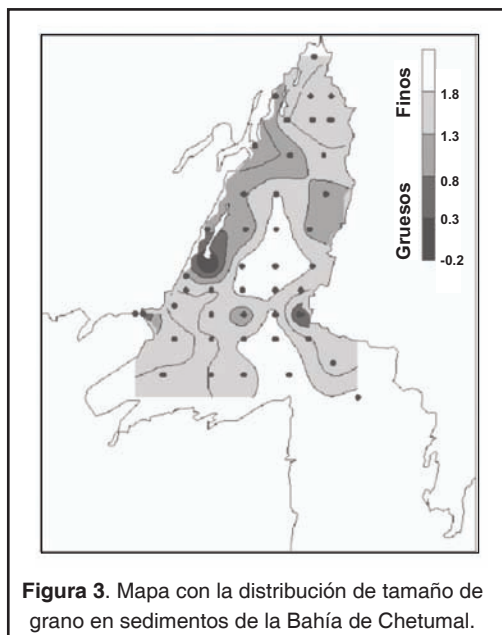


Figura 3. Mapa con la distribución de tamaño de grano en sedimentos de la Bahía de Chetumal.

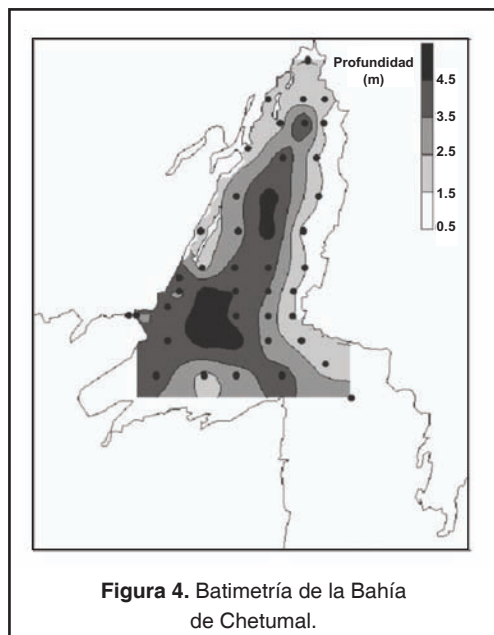


Figura 4. Batimetría de la Bahía de Chetumal.

La hidrología de los estuarios está determinada por la entrada de ríos, mareas, olas y fuerzas meteorológicas, que constituyen factores importantes que modifican las características de la distribución y acumulación de sedimentos (Nichols y Biggs, 1985). En el sur de la bahía de Chetumal desembocan dos ríos, el río Hondo mencionado anteriormente y New river localizado unos kilómetros más al Sur, en el territorio de Belice. La influencia del río Hondo se ha observado en diversos estudios, tal es el caso de Ortiz-Hernández y Sáenz- Morales (1999) quienes reportaron que el contenido de materia orgánica en los sedimentos decreció conforme aumentó la distancia de la desembocadura; y de Jesús-Navarrete *et al.* (2000) que encontraron valores más altos de carbón orgánico (9.17 %) en la parte sur de la bahía, que en la parte norte (5.37 %) y concluyeron que la causa fue la carga del río Hondo y las descargas de aguas residuales de la ciudad de Chetumal. Por otro lado, en la parte sur del sistema existen condiciones de alta energía causadas por la mezcla de agua dulce y marina, situación que no se presenta en la parte norte.

Distribución de HAPs

Las concentraciones de HAPs totales en sedimentos de la bahía fueron de 0.003 a 33.39 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Tabla 2), las cuales son más altas que las

reportadas por Noreña *et al.* (1998). Sin embargo, en ambos estudios se observa una tendencia similar en algunos de los sitios, por ejemplo en la estación 10 localizada en la costa noreste de la bahía, en donde se encontró el nivel más alto de HAPs (15.85 $\mu\text{g g}^{-1}$ este estudio y 8.91 $\mu\text{g g}^{-1}$ en Noreña *et al.* *Op.Cit.*).

En relación con la concentración de los HAPs individuales (Tabla 3), se encontró que los compuestos con mayor distribución en la bahía fueron benzo(k)fluoranteno que estuvo presente en 84 % de las estaciones con la concentración promedio más alta (6.10 $\mu\text{g g}^{-1}$); seguido de benzo(a)pireno (82%) con un nivel promedio más bajo de 3.47 $\mu\text{g g}^{-1}$. En tanto que benzo(b)fluoranteno fue el segundo compuesto con la concentración promedio más alta (4.71 $\mu\text{g g}^{-1}$), aunque con un porcentaje de ocurrencia bajo (18%). Estos compuestos son considerados como importantes carcinógenos (Thompson y Eglinton, 1978; Lamparczyk *et al.*, 1998). En el análisis de la frecuencia de detección de compuestos en la bahía, se encontró que las estaciones de la parte norte presentaron los porcentajes de presencia más altos comparados con la parte sur, dividiendo en dos al sistema.

Al analizar la distribución de HAPs en la bahía por su composición, también se encuentra que existen diferencias entre las partes norte y sur del sistema; ya que en el norte hay pre-

Tabla 3. Concentración de HAPs individuales ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos superficiales de la Bahía de Chetumal. (Ver tabla 1 para abreviaturas).

Est.	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs)							
	N	Acy	Ac	F	Ph	An	Ft	P
1	0.03	--	--	--	0.001	0.02	2.63	0.01
2	--	--	--	--	--	--	1.18	--
3	--	0.01	0.20	0.07	0.07	--	0.06	0.09
4	0.04	0.004	0.01	0.06	0.06	0.06	0.22	0.18
5	--	--	0.02	0.06	0.06	0.44	0.13	0.23
6	0.03	0.002	--	0.05	0.05	0.05	0.13	0.25
7	--	0.01	0.01	0.09	0.09	0.09	0.09	0.12
8	--	--	0.03	0.03	0.03	0.02	0.25	0.20
9	--	--	--	--	--	--	0.05	--
10	--	0.03	0.01	0.04	0.04	0.03	0.03	0.11
11	--	0.01	0.004	0.03	0.03	0.03	0.21	0.11
12	0.07	0.06	0.04	0.47	0.47	0.47	0.62	1.02
13	--	--	0.03	0.01	0.01	0.02	0.08	0.14
14	--	--	--	--	--	0.39	0.16	0.03
15	--	0.04	0.01	0.02	0.09	0.09	0.30	0.36
16	--	--	0.01	0.05	0.46	0.31	1.25	1.24
17	--	--	--	--	--	--	--	0.003
18	--	--	0.003	--	--	--	--	0.04
19	--	--	0.08	0.08	0.19	0.12	0.33	--
20	0.08	--	0.12	0.08	0.15	0.08	0.31	0.13
21	--	--	--	--	--	--	0.09	--
22	--	--	--	--	--	--	0.08	--
23	--	--	--	--	--	--	0.11	--
24	--	--	--	0.07	0.11	0.07	0.22	0.07
25	--	--	--	--	--	--	--	--
26	--	--	--	0.07	--	--	0.22	--
27	--	--	--	--	0.06	--	0.07	--
28	--	--	0.06	0.06	0.19	0.15	0.22	0.08
29	--	--	--	--	--	--	0.17	0.10
29A	--	--	--	--	--	--	0.18	0.16
30	--	--	0.07	0.08	0.16	--	0.24	0.06
31	--	--	--	--	--	--	0.13	--
32	--	--	--	--	--	--	--	--
33	--	--	--	--	--	--	0.18	--
34	--	--	--	--	--	--	--	--
35	--	--	--	--	--	--	--	--
36	--	--	--	--	0.07	--	0.32	--
37	--	--	--	--	0.07	--	0.31	--
38	--	--	--	0.30	--	--	--	--
39	--	--	--	--	0.23	0.08	0.23	--
40	--	--	--	--	--	--	0.10	--
41	--	--	--	--	0.09	0.07	0.34	0.11
42	--	--	--	--	0.16	0.10	0.70	0.18
43	--	--	0.39	--	--	--	0.29	4.37
43A	--	--	0.10	0.08	0.69	0.84	3.11	3.44

--= No detectado

Tabla 3 (Continuación). Concentración de HAPs individuales ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos superficiales de la Bahía de Chetumal. (Ver tabla 1 para abreviaturas).

Est.	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs)							
	B(a)An	C	B(b)Ft	B(K)Ft	B(a)P	IP	DB(ah)An	B(ghi)Per
1	0.66	--	0.04	--	0.57	0.04	0.02	0.03
2	0.44	--	--	--	--	--	--	--
3	0.36	0.03	0.22	0.11	0.95	0.24	0.12	0.41
4	0.04	0.09	--	2.96	0.02	0.18	0.05	0.03
5	0.02	0.09	--	4.78	0.39	0.11	0.08	0.01
6	0.01	0.04	--	9.20	1.01	0.09	0.05	0.05
7	--	0.04	4.88	0.44	0.22	0.03	0.04	0.04
8	--	0.04	0.54	0.15	0.06	0.02	--	--
9	0.05	--	--	2.78	0.47	--	--	--
10	0.03	0.03	14.72	0.54	0.01	0.06	0.13	0.08
11	--	0.02	--	0.44	--	0.08	0.03	0.05
12	0.12	0.10	12.46	0.54	0.26	0.25	0.31	0.33
13	0.01	0.03	4.53	0.24	--	0.07	0.14	0.02
14	--	--	--	--	0.38	--	--	--
15	0.01	0.03	0.33	0.18	0.17	0.14	0.10	0.07
16	0.03	0.07	--	19.48	1.65	0.36	--	0.90
17	--	--	--	--	--	--	--	--
18	--	--	--	--	--	--	--	--
19	--	--	--	7.87	2.00	0.38	--	0.46
20	--	0.11	--	6.28	1.68	0.18	--	0.12
21	--	0.08	--	2.28	0.35	--	--	--
22	--	--	--	1.26	0.11	--	--	--
23	--	--	--	1.70	0.20	0.11	--	--
24	--	0.07	--	6.88	0.68	0.37	--	0.31
25	--	--	--	17.00	1.88	0.17	--	0.26
26	--	--	--	9.13	0.74	0.14	--	0.16
27	--	--	--	3.17	0.28	--	--	--
28	0.069	0.10	--	7.28	0.93	0.22	--	0.15
29	0.26	0.09	--	0.29	--	--	--	0.08
29A	0.08	0.07	--	0.46	--	--	--	0.15
30	--	0.09	--	6.69	0.36	0.17	--	0.08
31	--	--	--	2.95	0.93	--	--	--
32	--	--	--	0.62	0.10	--	--	--
33	--	--	--	4.56	0.32	0.29	--	--
34	--	--	--	1.03	0.14	--	--	--
35	--	--	--	18.20	0.82	0.21	--	0.65
36	--	0.10	--	14.75	0.31	--	--	0.67
37	0.32	0.22	--	9.87	0.96	0.28	--	0.39
38	--	--	--	--	1.43	--	--	--
39	--	0.07	--	18.34	1.23	0.23	--	0.14
40	--	--	--	6.23	0.59	--	--	--
41	--	0.10	--	10.00	0.81	0.13	--	0.12
42	0.11	0.15	--	13.31	1.51	0.14	0.43	0.28
43	--	--	--	--	--	--	--	--
43A	0.85	0.47	--	19.91	1.82	0.39	0.92	0.79

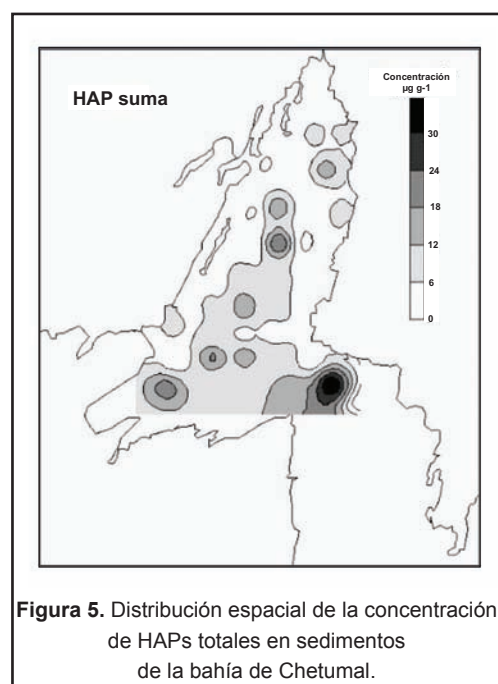
--= No detectado

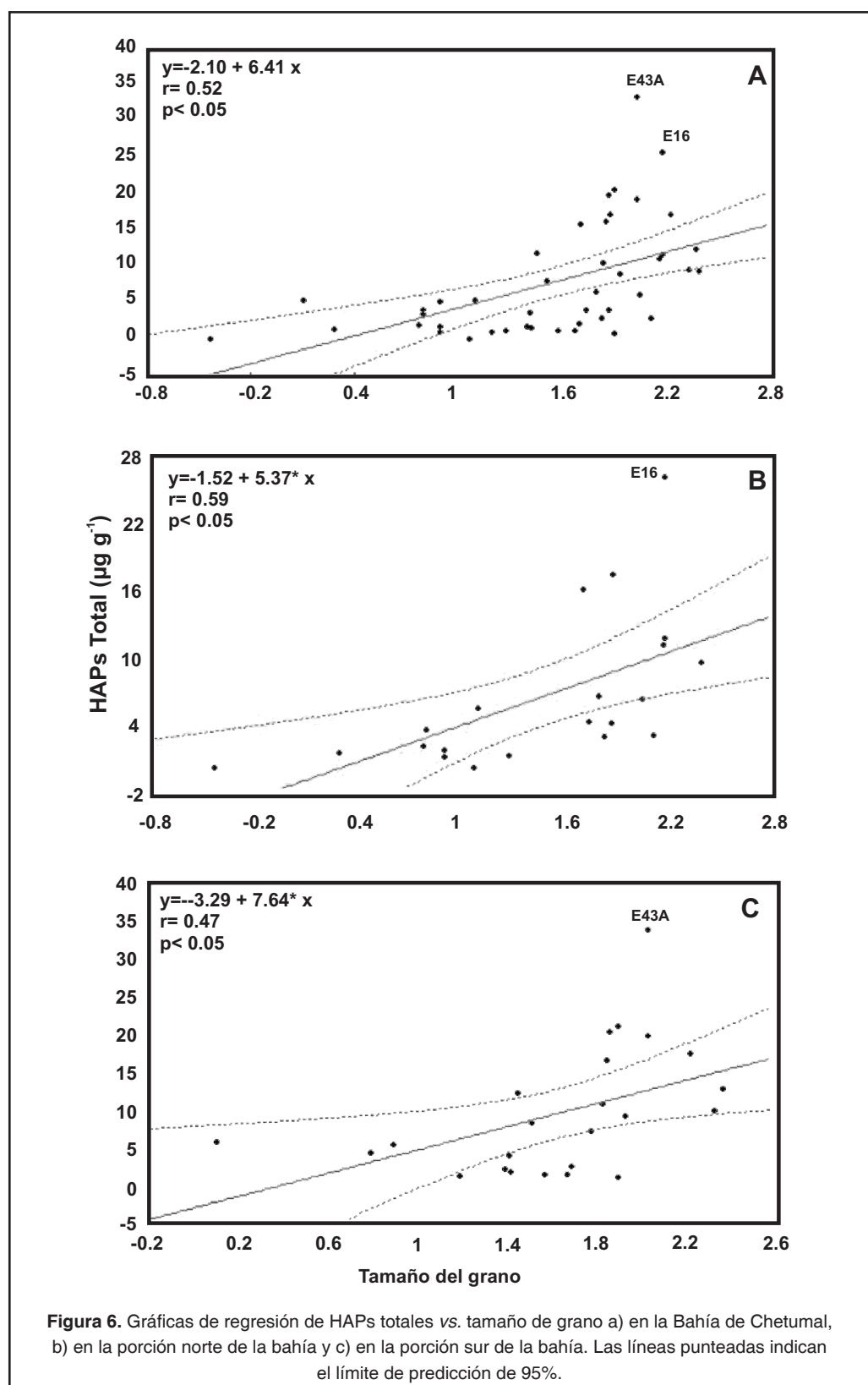
dominancia de los compuestos de bajo peso molecular (2 y 3 anillos) con concentraciones totales de $35.39 \mu\text{g g}^{-1}$ con respecto a los niveles de $11.64 \mu\text{g g}^{-1}$ en la zona Sur; en tanto que los compuestos de alto peso molecular (4 y 5 anillos) predominan por su concentración en la zona sur con valores totales de $205.77 \mu\text{g g}^{-1}$ comparado con $117.39 \mu\text{g g}^{-1}$ encontrados en la zona Norte. Por otra parte, se observa que para todo el sistema la concentración total de compuestos de 4 y 5 anillos ($323.16 \mu\text{g g}^{-1}$) fue más alta que la de 2 y 3 anillos ($47.03 \mu\text{g g}^{-1}$). Como se mencionó antes, los compuestos de alto peso molecular más representativos fueron benzo(a)pireno, benzo(k)fluoranteno y benzo(b)fluoranteno. No obstante que los HAPs de bajo peso molecular se encontraron en bajas concentraciones deben tenerse presentes, debido a que también tienen una toxicidad aguda significativa (Witt, 1995). La predominancia de aromáticos de alto peso molecular encontrada en la bahía de Chetumal, indica que los HAPs son de origen pirogénico, lo cual coincide con lo reportado por Noreña *et al.* (1998). Al respecto, Gauss y Hamdy (1991) apuntaron que la predominancia de compuestos de alto peso molecular 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); y el benzo(a)pireno está relacionado con la quema de carbón y madera, y ha sido utilizado como marcador de descargas industriales en sedimentos (Mather y Aislabie, 1992). Además, la predominancia de HAPs de alto peso molecular en sedimentos, también puede deberse 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).

La concentración media de HAPs totales de la bahía de Chetumal fue de $7.87 \mu\text{g g}^{-1}$ (DS = 7.66). El 51% de las estaciones presentó concentraciones arriba de $5 \mu\text{g g}^{-1}$ con un intervalo de 0.05 a $33 \mu\text{g g}^{-1}$. Es posible que la parte Sur del sistema este influenciado por las descargas de aguas residuales de la ciudad de Chetumal y los escurrimientos de los ríos Hondo y Nuevo, debido a que la concentración promedio de HAPs en la parte Sur fue de $8.98 \mu\text{g g}^{-1}$, más alta que en la parte Norte de $6.30 \mu\text{g g}^{-1}$. No obstante estas bajas concentraciones de HAPs

encontradas en sedimentos de la bahía, su exposición crónica puede resultar en efectos subletales para los organismos acuáticos que habitan en ella. En un estudio realizado en este mismo sistema, Vidal (1997) encontró que el hígado del bagre *Ariopsis assimilis* tenía células cancerosas, señalando al benzo(a)pireno como la causa probable. Mientras que Ortiz *et al.* (1997) reportaron niveles de HAPs en el hígado de esta especie de bagre de hasta $18 \mu\text{g g}^{-1}$, incluyendo altos niveles de aromáticos de 2 a 3 y de 4 a 6 anillos.

La distribución espacial de HAPs totales mostró la misma tendencia que la distribución de tamaño de grano de los sedimentos (Fig. 5). Se observó una relación significativa entre HAPs totales con el tamaño de grano (Fig. 6a). La ubicación de las estaciones 16 y 43a fuera de la línea de regresión, se debe a que presentan concentraciones altas de HAPs. Cuando el análisis se hizo dividiendo nuevamente al sistema en Norte y Sur, también se encontraron relaciones significativas (Figs. 6b y 6c). Las bajas correlaciones encontradas se deben a la predominancia de partículas gruesas en la bahía, las cuales tienen una baja afinidad a los HAPs. Al respecto Karickhoff, Brown y Scott (1979) encontraron que las propiedades de absorción de la fracción de arena para metoxicloro y pireno eran reducidas, debido al bajo porcentaje de





materia orgánica que estaba asociado a esta fracción. No obstante lo anterior, al comparar las figuras 3a, 3b y 4 se observa que existe un patrón que indica que en las regiones más pro-

fundas de la bahía de Chetumal, se depositan las partículas más finas de sedimentos a los que se asocian las concentraciones más altas de HAPs.

CONCLUSIONES

La Bahía de Chetumal esta dominada por sedimentos arenosos. En general la fracción de arena fina ($> 5 \phi$) y las concentraciones más altas de HAPs, se encontraron en el eje central de la bahía, que corresponde a la zona más profunda. Este patrón podría atribuirse a los efectos de las corrientes de agua que arrastran las arenas finas dentro de la depresión de la parte central del sistema. A pesar de que el muestreo se llevó al cabo en la temporada de lluvias, se observó una clara influencia marina que formó un gradiente de salinidad; lo cual le confirió al agua de la bahía características geoquímicas distintas, dado por el intercambio de agua dulce del río Hondo y el agua salada del mar Caribe, en la parte sur del sistema.

Los niveles de HAPs encontrados en sedimentos de la bahía, se encuentran debajo del límite de $70 \mu\text{g g}^{-1}$ establecidos por la UNESCO (1976) para sitios considerados como no contaminados. Sin embargo, el contenido de HAPs en sedimentos debería recibir mayor atención, debido a sus propiedades carcinogénicas y a su toxicidad aguda.

En la parte sur de la bahía, la distribución de HAPs es influenciada por las entradas de ríos y por las condiciones hidrológicas, dado el gradiente de salinidad; mientras que en la parte norte su distribución es gobernada por las corrientes que fluyen hacia el norte y por características sedimentarias.

LITERATURA CITADA

- Botello, A.V. 1996.** Características, composición y propiedades fisicoquímicas del petróleo, p. 203-210. In: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J.A. Benítez, y D. Zárate-Lomelí, Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche, México. 666 p.
- CARIPOL/IOCARIBE, 1986.** Programa para el análisis de hidrocarburos del petróleo en sedimentos y organismos marinos. Manual CARIPOL para el análisis de hidrocarburos del petróleo en organismos marinos y sedimentos marinos. Subcomisión IOCARIBE/COI. Cartagena, Colombia.
- de Jesus-Navarrete, A., R.J.J. Oliva, B.V. Valencia, y L.N. Quintero, 2000.** Distribución de los sedimentos en la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. *Hidrobiología*, 10(2):00
- Farrington J.W. 1991** Biogeochemical processes governing exposure and uptake of organic pollutant compounds in aquatic organisms. *Environmental Health Perspectives*, 90: 75-84
- Folk, R. L. 1969.** Petrología de las rocas sedimentarias, Trad. Schlaepfer, C. y R. M. Schmitter. Instituto de Geología UNAM México. pp. 100-128.
- Gerritse, R., F. Hernandez, A.S. Murria, P.J. Wallbrink, y G. Brunskill, 1995.** Distributions, phosphorus and ^{137}Cs in sediment profiles from Ellen Brook in Western Australia. *Marine and Freshwater Research*, 46: 843-851.
- Karickhoff, S., D.S. Brown, y T.A. Scott, 1979.** Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Research*, 14: 241-248.
- Lamparckzyk, H., R. J. Ochocka, J. Gryzbowski, J. Halkiewics, y A. Radecki, 1998.** Parameters related to pollution by n-alkenes and PAH in Baltic water and sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 19: 222-226.
- Mather, W.A., y J. Aislabie, 1992.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in nearshore marine sediments of Australia. *Science of the Total Environment*, 112:143-164.
- Nichols, M.M., y R.B. Biggs, 1985.** Estuaries, p. 87-176. In: A.Davies Jr., Coastal Sedimentary Environments. Second Ed.. Springer-Verlag.
- Noreña-Barroso, E., O. Zapata-Perez, V. Ceja-Moreno, y G. Gold-Bouchot, 1998.** Hydrocarbons and organochlorine residue concentrations in sediments from bay of Chetumal, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 61(1): 81-87.

- Ortiz, M.C., J. R. Sáenz, and M.A. Zavala, 1997.** Hidrocarburos aromáticos, p. 32-34. *In:* M. C. Ortiz. Estudio Emergente sobre la Mortandad de Bagres en la Bahía de Chetumal. Secretaría de Infraestructura, Medio Ambiente y Pesca, Gobierno del Estado de Quintana Roo, El Colegio de la Frontera Sur.
- Ortiz, M.C., M.R. Sáenz, A.V. Botello, y G.G. Díaz, 1997.** Presencia de plaguicidas en la población rural y su impacto ecológico en el río Hondo, Quintana Roo, México. Informe final ECOSUR-CONACyT.
- Ortiz-Hernández, M.C., y R. Sáenz-Morales, 1999.** Effects of organic material and distributions of fecal coliforms in Chetumal Bay, Quintana Roo, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 55:423-434.
- Pralh, F.G., E. Crecellus, and R. Carpenter, 1984.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in Washington coastal sediments: An evaluation of atmospheric and riverine routes of introduction. *Environmental Science & Technology*, 18:687-693.
- Thompson, S., and G. Eglinton, 1978.** Composition and sources of pollutant hydrocarbons in the Severn Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 9:133-136.
- Vidal, M. V., 1997.** Estudio de la mortalidad del bagre *Ariopsis assimilis* en la Bahía de Chetumal. Informe Final. CINVESTV-IPN Unidad Mérida.
- Witt, G. 1995.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediment of the Baltic sea. *Marine Pollution Bulletin*, 31: 237-248.

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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Hidrocarburos en Agua y Sedimentos de la Laguna de Chelem y Puerto Progreso, Yucatán, México

18

**Irma Sueli Valenzuela Sánchez, Gerardo Gold-Bouchot
y Víctor Ceja Moreno**

CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida

RESUMEN

Este estudio, realizado en la laguna de Chelem y Puerto Progreso, Yucatán, no cuenta con antecedentes que puedan servir para realizar una comparación de su evolución en el tiempo; en Puerto Progreso existe un estudio realizado por Álvarez-Herrera (1993), quien determinó en parte del puerto concentraciones de hidrocarburos en sedimento, reportando concentraciones por debajo de los criterios establecidos para sedimentos costeros no contaminados (70 µg/g). En este trabajo se realizaron tres muestreos: en la época de nortes, secas y lluvias, ubicándose 29 estaciones de muestreo en Chelem y Progreso. Las concentraciones promedio obtenidas del muestreo realizado en nortes para hidrocarburos totales en agua fue de 35.34 µg/L para la laguna de Chelem, y en sedimentos 169.76 µg/g, para Progreso los hidrocarburos totales en agua fueron de 27.11 µg/L en promedio y para sedimentos 10.42 µg/g; en el muestreo realizado en secas los hidrocarburos totales en agua de Chelem fue de 7.07 µg/L y para sedimentos fue 544.07 µg/g, en Progreso el promedio de los hidrocarburos totales en agua fue de 7.13 µg/L y para sedimentos 16.62 µg/L. En el muestreo correspondiente a la época de lluvias los resultados obtenidos en Chelem para hidrocarburos totales en agua fue de 5.23 µg/L y para sedimentos 254.53 µg/g, para Progreso los hidrocarburos totales en agua fue de 2793.41 µg/L y para sedimentos 23.25 µg/g. Los criterios establecidos para aguas costeras no contaminadas en el Golfo de México y Mar Caribe son de 10 µg/L y para sedimentos 70 µg/g. Los resultados obtenidos frecuentemente rebasan estos valores, por lo que hay preocupación por el posible efecto que estos compuestos pueden tener sobre la salud de los organismos y los ecosistemas. Estos resultados pueden ser útiles como línea base ante el inicio de actividades exploratorias de PEMEX, en la región.

ABSTRACT

There are no previous studies to compare the results obtained here, only some hydrocarbon concentrations obtained by Álvarez-Herrera (1993), who analyzed beach sediments and found concentrations below the 70 µg/g criterion widely used for coastal unpolluted sediments. Samples were taken at 29 sampling stations in Chelem lagoon and Progreso during the three extreme weather seasons: dry, rain and cold fronts (known locally as "nortes"). Average concentrations during the "nortes" season were, for dissolved hydrocarbons 35.34 µg/L at Chelem and 27.11 µg/L at Progreso, and 169.76 µg/g for sediments at Chelem and 10.42 µg/g at Progreso. During the dry season average concentrations were, for dissolved hydrocarbons, 7.07 µg/L at Chelem and 7.13 µg/L at Progreso, whereas for sediments the concentrations were 544.07 µg/g at Chelem and 16.62

µg/g at Progreso; during the rainy season the average concentrations were, for dissolved hydrocarbons, 5.23 µg/L at Chelem and 2793.41 µg/L at Progreso, and for hydrocarbons in sediments, 254.53 µg/g at Chelem and 23.25 µg/g at Progreso. The water quality criterion for the Gulf of Mexico and Caribbean Sea is 10 µg/L, and for sediments it is 70 µg/g. Our results frequently are above these limits, and there is concern for the health of these ecosystems and the organisms living in them. These results can be used as a baseline to assess the possible impacts of the recently announced exploratory program by PEMEX, in the region.

INTRODUCCIÓN

El efecto producido en la zona costera y en general en el ambiente marino causado por el petróleo y sus derivados, ha sido de gran interés científico a nivel mundial. Los derrames o accidentes petroleros ocurridos en zonas templadas y frías han sido estudiados y documentados, demostrándose sus efectos nocivos a corto plazo sobre las comunidades marinas. Los daños no sólo dependen de la cantidad vertida, sino también del lugar, época del año y tipo de petróleo.

Por el contrario, en las zonas tropicales y subtropicales no existe suficiente información sobre este problema, lo que a menudo dificulta realizar una evaluación correcta de los impactos del petróleo en los ecosistemas marinos y costeros. El potencial tóxico del petróleo varía significativamente entre los petróleos crudos y los productos de refinación, dependiendo del tipo de componentes que estén presentes en ellos; así, los compuestos más tóxicos y dañinos son los más volátiles -que en un derrame se evaporan fácilmente- y en un mar tropical, donde las temperaturas del agua más altas y con un alto nivel de radiación solar, los hidrocarburos se intemperizan gradualmente en relación directa al tiempo de exposición en el medio marino (Mendoza y Cornejo, 1995), por lo que el riesgo ambiental recae en aquellos componentes menos volátiles cuyo tiempo de residencia en la columna de agua es mayor antes de su depósito en los sedimentos, ya que el agua no acumula los hidrocarburos, sino que sirve como medio de transporte desde donde son introducidos hasta el lugar donde son sedimentados, siendo el destino final y la zona de almacenamiento de todos los contaminantes en los océanos y zonas costeras, y además, los sedimentos ofrecen un registro cronológico de los eventos ocurridos en dichos ecosistemas.

Los compuestos del petróleo al ser introducidos al ambiente acuático sufren interaccio-

nes con el medio donde se transforman estos compuestos; estas interacciones a su vez son reguladas por las condiciones climáticas y meteorológicas de la zona, las corrientes costeras, la acción de las mareas y el oleaje, entre otras (Botello, 1994). Investigar los procesos de circulación en un cuerpo de agua es importante, ya que se pueden estimar y prevenir posibles efectos nocivos producidos por las actividades antropogénicas, ya que comúnmente los contaminantes en el mar como los hidrocarburos, sólidos suspendidos y en el fondo, así como líquidos disueltos, se desplazan bajo la influencia del viento, oleaje, mareas y corrientes llegando a estancar y acumular en zonas de relativa calma como dársenas portuarias, estuarios, marismas, playas y bahías.

Los hidrocarburos en el agua se presentan en dos formas: disueltos y dispersos. En los dispersos se pueden encontrar desde pequeñas agrupaciones coloidales hasta partículas de mayor tamaño como las breas y alquitranes, que flotan en el agua y contribuyen con fracciones que se disuelven en la columna de agua durante su intemperización.

Los hidrocarburos disueltos comprenden los compuestos más solubles como los gases (C_1 a C_4), las parafinas ligeras (C_5 a C_{11} aproximadamente), que son líquidos muy volátiles, y algunos hidrocarburos aromáticos (bencenos, naftalenos y policíclicos). El término "hidrocarburos disueltos" se refiere en términos generales a una "dilución o dispersión molecular" de los hidrocarburos en el agua, ya que éstos se encuentran libres en la columna de agua o adsorbidos sobre materia orgánica y partículas inorgánicas en suspensión. La dispersión del petróleo en el agua está sujeta a las olas y la turbulencia en la superficie, actuando sobre el petróleo para fraccionarlo en pequeñas partículas que permanecen en suspensión hasta dispersarse formando una delgada capa iridis-

cente o bien sufrir biodegradación y por último sedimentación.

Debido a la naturaleza hidrofóbica de los hidrocarburos aromáticos policíclicos, se acumulan en sedimentos de grano fino, por lo que los sedimentos podrían considerarse como un reservorio para la acumulación de hidrocarburos aromáticos policíclicos, el origen de estas concentraciones pueden ser debidas a numerosas fuentes incluyendo deposición atmosférica, filtración marina de hidrocarburos del petróleo, producción en la costa o transportación del petróleo. La concentración de HAP en sedimentos puede estar sobre un intervalo de varias órdenes de magnitud (desde unos pocos $\mu\text{g}/\text{kg}$ hasta g/kg), dependiendo de la proximidad de actividades industriales, corrientes y aguas de descarga (Juhasz y Naidu, 2000).

Las fuentes principales de hidrocarburos en la zona costera de acuerdo con Loury y Michel, (1980) y GESAMP, (1993) son:

- a. Vertidos que proceden de los barcos tanto en el mar como en los puertos, estos aportan un 45% incluyendo los accidentes, los vertidos de las bodegas, la limpieza de las cisternas de los barcos y los derrames de las terminales de petróleo).
- b. Los vertidos terrestres acarreados por los ríos, los cuales aportan aproximadamente un 34%.
- c. Las precipitaciones atmosféricas que aportan un 10%
- d. Los vertidos procedentes de la explotación y exploración del petróleo en el mar, que contribuyen con el 11% restante.

En la década de los 70s no se había considerado el riesgo que presentaba la salud humana al ingerir alimentos marinos contaminados con compuestos aromáticos; sin embargo, una evaluación detallada de los riesgos carcinogénicos debidos a la contaminación de organismos marinos, así como los riesgos secundarios a los humanos a través de la dieta fue solicitada por un grupo de expertos convocados por GESAMP en 1985 (citado por Silva-Íñiguez, 1995), quienes concluyeron que cuando los compuestos carcinogénicos presentes en los

organismos marinos no han sido metabolizados o destruidos "*post mortem*" durante su cocción, existe riesgo de inducción de cáncer en los humanos que los consuman.

Actualmente el Dr. Anthony Dipple del Instituto Nacional de Cáncer de los Estados Unidos, indicó que es preocupante la exposición a los hidrocarburos ya que pueden causar alteraciones en el ADN. Estos compuestos al encontrarse ampliamente difundidos en el ambiente, cada vez se les relaciona más con el aumento de casos de cáncer, principalmente en niños, en cuya población se han incrementado las leucemias. El Dr. Dipple también indicó que los hidrocarburos son metabolizados a diol epóxidos que reaccionan con residuos de guanina y adenina en el ADN, que pueden ser muy activos y generar efectos carcinogénicos (Dipple, 2004).

En cuanto al efecto que producen los hidrocarburos en los organismos marinos hay diferencias notables en el comportamiento de diferentes organismos ante la contaminación con petróleo. Los moluscos bivalvos (almejas, mejillones), por ejemplo, muestran muy baja capacidad de eliminación del contaminante y, aunque muchos organismos (algunos peces, por ejemplo) no sufren daños importantes con concentraciones del producto de hasta 1,000 ppm, algunas larvas de peces se ven afectadas por niveles tan bajos como 1 ppm.

Uno de los problemas actuales de la laguna de Chelem y puerto Progreso es el poco conocimiento que se tiene en cuanto a la calidad de sus aguas y sedimentos, y la importancia que tiene el realizar estudios que determinen si puede considerarse que la presencia de hidrocarburos están en intervalos considerados peligrosos, tanto para la biota que habita en esta zona como para la salud de los pobladores, ya que existen actividades como la extracción del caracol "chivita" *Melongena corona bispinosa*, un invertebrado del grupo de los moluscos, muy comercializado en la comunidad pesquera. Aunado a esto, las actividades marítimo-portuarias, industrias, y zonas urbanas, que han derivado en dragados en la dársena, disminuyendo el flujo de el agua y otros cambios drásticos que pueden impactar de manera negativa en esta zona ya sea a corto, mediano o largo plazo.

METODOLOGÍA

Hidrocarburos en Sedimentos

La técnica para la extracción de hidrocarburos en sedimentos está basada en la de Sericano *et al.*, (1990) y Wade *et al.* (1993), que se usa por el programa National Status and Trends de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA, por sus siglas en inglés).

Preparación de las Muestras

Se secan los sedimentos en horno a una temperatura no mayor de 60°C, se homogenizan en un mortero y se pasan por un tamiz de 0.5 mm. Para el procedimiento de extracción se pesa una muestra de 20 g y se coloca en un dedal de extracción. Se agrega cloruro de metileno a un matraz de fondo plano, se agregan cuerpos de ebullición y se lleva a reflujo durante 10 horas. Se evapora el cloruro de metileno en un baño maría, utilizando una columna Snyder hasta obtener un volumen del extracto de alrededor de 5 ml.

Se purifica el extracto mediante una cromatografía en columna, con sulfato de sodio, alúmina y sílica gel. Se obtienen dos fracciones: fracción 1 (alifáticos), y fracción 2 (aromáticos y plaguicidas). Se evaporan ambas fracciones utilizando columnas Snyder y se trasvasan

cuantitativamente a viales, y se evaporan mediante un flujo suave de nitrógeno hasta 100 µl o menos.

Las fracciones se analizan por cromatografía de gases utilizando un detector de ionización de llama en un cromatógrafo Hewlett-Packard 5890 Series II utilizando una columna de 200 µm X 30 m de 5% fenil-metil silicona.

Hidrocarburos en Agua

Se basa en la técnica descrita para hidrocarburos en sedimentos, usando los mismos reactivos con el mismo tratamiento (a excepción del cobre).

Se toman muestras de agua en frascos de vidrio ámbar de 4 litros, se extraen con hexano y se concentra con un rotoevaporador. El extracto se purifica mediante cromatografía en columna con alúmina, gel de sílice y de sulfato de sodio. Las fracciones se concentran con un flujo suave de nitrógeno y se analizan por cromatografía de gases utilizando una columna de 200 µm X 30 m de 5% fenil-metil silicona y un detector de ionización de llama y usando nitrógeno como gas acarreador.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio fue la laguna de Chelem, que se encuentra al Norte de la península de Yucatán, separada del mar por una isla de barrera, en donde se localiza la población de Progreso. Es un embalse que fue inducido en 1969 por la apertura de un canal que tiene una longitud de 1,180 m y una profundidad de 3 m; tiene una forma alargada paralela a la costa, su anchura es de 0.925 km, su longitud es de 14.7 km con un área aproximada de 13.60 km², es muy somera y se encuentra separada del mar por una barra caliza y arenosa donde se asientan la ciudad de Progreso y las poblaciones de Chelem y Yukalpetén (Aguilar y Gómez, 1982), y el puerto de Progreso; el municipio de Progreso tiene una superficie de 270.10 kilómetros cuadrados, está ubicado en la parte Norte de la

península de Yucatán, sobre el litoral del Golfo de México.

Su cabecera está situada geográficamente a 21°18' latitud norte y 89°39'30" longitud oeste. Puerto Progreso es el principal puerto de altura y cabotaje de la península. Por su importancia, en otros tiempos fue el 3er. puerto del Golfo de México. Tiene al Norte, el Golfo de México, al Este el municipio de Chicxulub, al Sur Mérida y Ucú y al Oeste, Hunucmá. Está a 2 m sobre el nivel del mar.

Se ubicaron 16 estaciones de muestreo en la laguna de Chelem, 11 en el lado Este de la laguna y 5 del lado Oeste (Fig. 1). En Progreso se ubicaron 12 estaciones de muestreo, 6 de

cada lado del muelle del puerto de altura para el muestreo realizado en Febrero, en los siguientes muestreos de mayo y agosto se ubicó

una estación más en el lado Oeste de Progreso (Fig. 1).

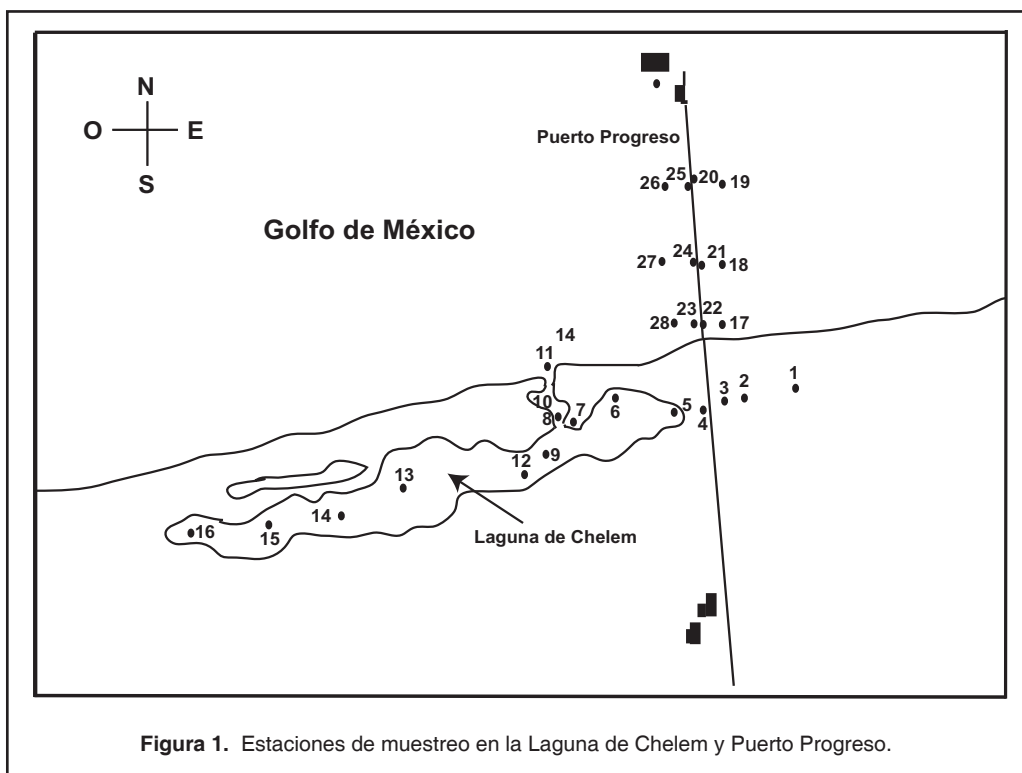


Figura 1. Estaciones de muestreo en la Laguna de Chelem y Puerto Progreso.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Hidrocarburos Disueltos-Dispersos

Se presentan en la tabla 1 los resultados de los hidrocarburos disueltos-dispersos durante la época de nortes (febrero 2002). El valor máximo en esta época para hidrocarburos alifáticos fue de 15.38 $\mu\text{g/l}$ en la estación 25 en Progreso (Oeste), para HAPs fue 2.36 $\mu\text{g/l}$ en la estación 25 de Progreso, la UCM fue de 199.9 $\mu\text{g/l}$ en la estación 14 de Chelem (Oeste) y para los hidrocarburos totales la máxima fue de 211.7 $\mu\text{g/l}$ en la estación 14 de Chelem. Los valores máximos obtenidos para esta época en hidrocarburos alifáticos fue de 1.506 $\mu\text{g/l}$ en la estación 28 de Progreso (Oeste), para los HAPs fue de 0.188 $\mu\text{g/l}$ en la estación 9 de Chelem (Este), la UCM fue de 30.76 $\mu\text{g/l}$ para la estación 24 de Progreso (Este) y los hidrocarburos totales fueron de 31.63 $\mu\text{g/l}$ en la estación 24 de Progreso.

En la tabla 2 se presentan las concentraciones de los hidrocarburos disueltos/dispersos en la época de secas (mayo de 2002). Los valores mínimos para la época de secas para los alifáticos estuvieron por debajo del límite de detección ($< 0.162 \mu\text{g/l}$) en varias estaciones al igual que para los HAPs (límite de detección $< 0.003 \mu\text{g/l}$); la UCM mínima fue de 2.165 $\mu\text{g/l}$ en la estación 4 de Chelem (Este) y los hidrocarburos totales fueron de 2.423 $\mu\text{g/l}$ para la estación 17 de Progreso (Este). Los valores promedio obtenidos para hidrocarburos totales en las diferentes zonas fueron para la zona Este de la laguna de Chelem 7.7 $\mu\text{g/l}$, y para la zona Oeste 6.4 $\mu\text{g/l}$; para el puerto de Progreso en la zona Este fue de 2.4 $\mu\text{g/l}$ y para el Oeste 11.8 $\mu\text{g/l}$.

En la tabla 3 se muestran las concentraciones de hidrocarburos disueltos-dispersos obteni-

Tabla 1. Hidrocarburos disueltos-dispersos ($\mu\text{g/l}$) en época de nortes (Febrero, 2002).

Estación	Lugar	Alifáticos	HAPs	UCM	Total
1	Chelem	1.9	0.145	2.693	4.228
2	Chelem	0.761	0.036	2.203	3
3	Chelem	1.91	0.051	10.77	12.73
4	Chelem	1.27	0.459	69.02	70.75
5	Chelem	0.917	ND	6.632	7.55
6	Chelem	0.848	ND	4.841	5.69
7	Chelem	1.366	0.17	29.47	31.01
8	Chelem	1.433	ND	10.64	12.08
9	Chelem	0.798	ND	9.152	9.95
10	Chelem	0.998	0.184	37.1	38.28
11	Chelem	0.789	0.158	12.61	13.56
12	Chelem	3.461	0.11	20.18	23.76
13	Chelem	1.6	0.172	11.88	13.68
14	Chelem	11.81	ND	199.9	211.7
15	Chelem	0.745	ND	3.487	4.232
16	Chelem	0.824	ND	4.362	5.186
17	Progreso	0.715	ND	3.705	4.42
18	Progreso	0.751	0.042	5.36	6.153
19	Progreso	1.01	0.148	8.772	9.93
20	Progreso	0.727	0.065	5.765	6.558
21	Progreso	0.676	0.004	5.501	6.181
22	Progreso	0.698	0.222	3.611	4.531
23	Progreso	1.135	0.047	15.13	16.31
24	Progreso	0.875	0.168	7.213	8.257
25	Progreso	15.38	2.36	143.3	161
26	Progreso	1.042	0.172	7.914	9.128
27	Progreso	0.72	ND	3.946	4.658
28	Progreso	1.447	0.29	86.38	88.12

ND: No Detectado (<0.162 $\mu\text{g/l}$ para alifáticos, <0.003 $\mu\text{g/l}$ para HAPs)

das durante la época de lluvias (Agosto 2002). Los valores máximos obtenidos para esta época fueron, para los hidrocarburos alifáticos de 4.324 $\mu\text{g/l}$ en la estación 23 de Progreso (Oeste), para HAPs 0.124 $\mu\text{g/l}$ en la estación 21 de Progreso (Este), la UCM reportó un máximo de 38,994 $\mu\text{g/l}$ en la estación 23 de Progreso y

los hidrocarburos totales 38,998 $\mu\text{g/l}$ en la estación 23 de Progreso. En el caso de los HAPs, se encontraron valores mínimos (ND, por debajo del límite de detección del método) para todos los compuestos en 26 estaciones, tanto de Chelem como Progreso. Los valores promedio de hidrocarburos totales para la zona Este de

Tabla 2. Hidrocarburos disueltos-dispersos ($\mu\text{g/l}$) en época de secas (Mayo, 2002).

Estación	Lugar	Alifáticos	HAPs	UCM	Total
1	Chelem	1.173	ND	5.685	6.858
2	Chelem	0.944	0.11	4.008	5.062
3	Chelem	1	ND	12.05	13.05
4	Chelem	0.763	ND	2.165	2.928
5	Chelem	1.367	0.151	5.348	6.715
6	Chelem	0.557	ND	2.188	2.745
7	Chelem	0.62	ND	3.325	3.945
8	Chelem	0.756	ND	3.946	4.702
9	Chelem	0.872	0.188	18.42	19.48
10	Chelem	1.309	ND	12.2	13.51
11	Chelem	0.973	ND	4.76	5.733
12	Chelem	0.551	ND	2.853	3.404
13	Chelem	1.038	ND	3.727	4.765
14	Chelem	ND	ND	7.306	7.306
15	Chelem	1.332	ND	7.982	9.314
16	Chelem	1.478	ND	5.926	7.404
17	Progreso	ND	ND	2.423	2.423
23	Progreso	ND	ND	4.206	4.206
24	Progreso	0.866	ND	30.76	31.63
25	Progreso	0.472	ND	22.24	22.71
26	Progreso	0.505	ND	3.1	3.605
27	Progreso	0.16	ND	4.122	5.038
28	Progreso	1.506	ND	4.722	6.228
29	Progreso	1.185	ND	8.254	9.439

ND: No Detectado (<0.162 $\mu\text{g/l}$ para alifáticos, <0.003 $\mu\text{g/l}$ para HAPs)

Chelem fue de 8.7 $\mu\text{g/l}$ y para la zona Oeste 1.7 $\mu\text{g/l}$; para Progreso en la zona Este 11.1 $\mu\text{g/l}$ y para la zona Oeste 5575.7 $\mu\text{g/l}$.

La figura 2 muestra los HAPs más abundantes durante la época de nortes; los más comunes fueron los de mayor peso molecular, es decir, los de mayor número de anillos, pues estos compuestos persisten por más tiempo en el ambiente por su lenta degradación; los más abundantes fueron el fluoranteno (cuatro anillos), benzo (a) antraceno y benzo (e) pireno de

4 y 5 anillos, respectivamente. Su presencia indica procesos de combustión, también se encontró el perileno (5 anillos) que indica procesos diagenéticos. En la época de secas los más abundantes fueron el benzo (a) antraceno y el fluoreno (tres anillos). En la época de lluvias los más comunes fueron benzo(a)antraceno, fluoreno y benzo(a)pireno (cinco anillos). Los HAPs se destacan por su alta toxicidad aún en concentraciones muy bajas (1-1,000 $\mu\text{g/l}$) (Botello *et al.*, 1981) y algunos son carcinogénicos y mutagénicos (Albert, 1990; Jenssen,

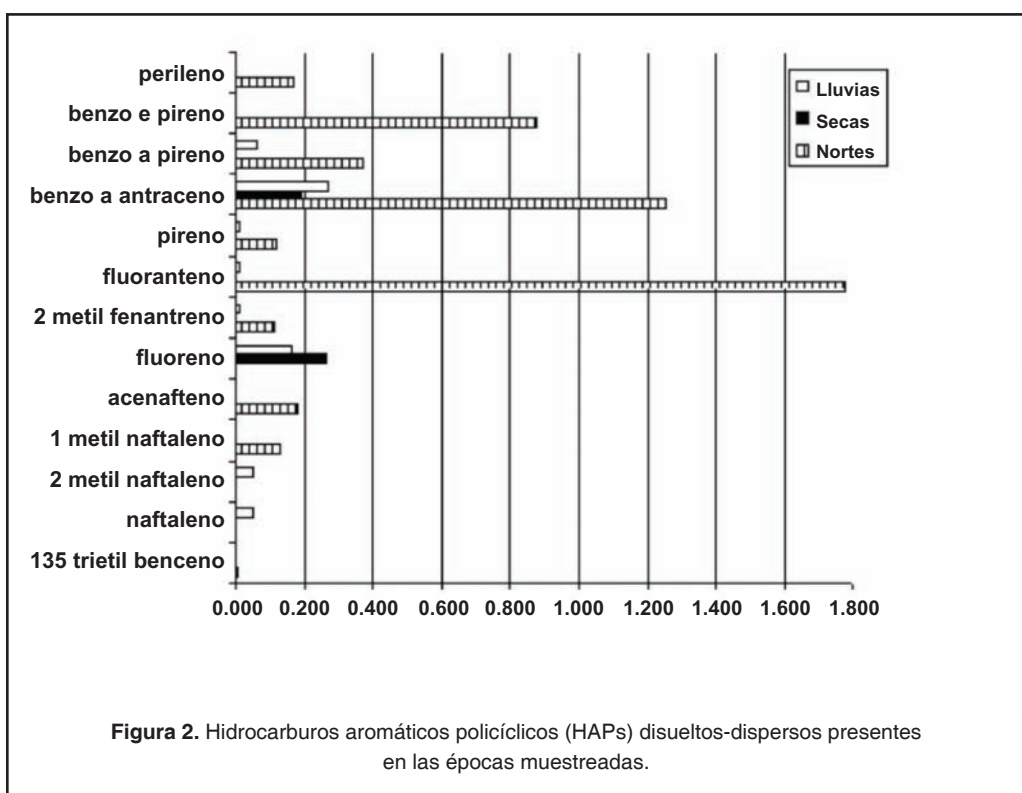
Tabla 3. Hidrocarburos disueltos-dispersos ($\mu\text{g/l}$) en época de lluvias (Agosto, 2002).

Estación	Lugar	Alifáticos	HAPs	UCM	Total
1	Chelem	ND	ND	ND	ND
2	Chelem	ND	0.063	ND	0.063
3	Chelem	ND	ND	ND	ND
4	Chelem	0.39	0.082	ND	0.472
5	Chelem	ND	0.018	4.074	4.092
6	Chelem	ND	0.039	4.723	4.762
7	Chelem	1.168	0.12	16.1	17.39
8	Chelem	0.1	0.039	38.88	39.02
9	Chelem	ND	ND	ND	ND
10	Chelem	ND	0.006	22.18	22.19
11	Chelem	ND	0.025	6.923	6.948
12	Chelem	ND	ND	1.883	1.883
13	Chelem	ND	ND	0.64	0.64
14	Chelem	0.07	ND	ND	0.07
15	Chelem	0.113	0.077	0.416	0.606
16	Chelem	ND	ND	5.67	5.67
17	Progreso	ND	0.013	0.612	0.625
18	Progreso	ND	ND	2.861	2.861
19	Progreso	0.232	ND	ND	0.232
20	Progreso	ND	ND	47.21	47.21
21	Progreso	0.18	0.124	ND	0.304
22	Progreso	ND	ND	15.62	15.52
23	Progreso	4.324	ND	38994	38998
24	Progreso	ND	ND	ND	ND
25	Progreso	ND	ND	4.773	4.773
26	Progreso	ND	ND	15.21	15.21
27	Progreso	0.466	0.013	ND	0.479
28	Progreso	ND	ND	10.46	10.46
29	Progreso	ND	ND	ND	ND

ND: No Detectado (<0.162 $\mu\text{g/l}$ para alifáticos, <0.003 $\mu\text{g/l}$ para HAPs)

1994). Cabe mencionar que durante la época de nortes se detectó una máxima de 2.36 $\mu\text{g/l}$ de HAPs en la estación 25 de la zona Oeste de Progreso.

En cuanto a la hidrodinámica de la laguna de Chelem, en un estudio hidrográfico realizado por Aguilar y Gómez (1982) en la laguna, muestra que en la zona al canal de acceso (es-



taciones 11 a la 9) sí presenta un cambio eficiente de agua con el mar, pero ineficiente con el resto de la laguna, lo que explica la tendencia de que los hidrocarburos se acumulen en el resto de la laguna.

En México no existe ninguna norma oficial que establezca límites permisibles para estos compuestos, sólo la UNESCO en 1976 encontró que la concentración promedio normal es de 10 µg/l de hidrocarburos totales para aguas costeras no contaminadas con hidrocarburos para el Gran Caribe, que incluye al Golfo de México. En cuanto a los HAPs la NOAA (Buchman, 1999) estableció valores guía o de referencia, que proponen un valor de la calidad del agua marina; estos valores se pueden observar en la tabla 4. Estos datos no representan una norma oficial o legal. Durante la época de nortes los valores promedio que excedieron este criterio (UNESCO) fueron, en la laguna de Chelem en la zona Este para hidrocarburos totales con una concentración de 18.97 µg/l; para el Oeste 51.71 µg/l y para puerto Progreso la zona Oeste con 47.92 µg/l. El 42.85% de las muestras están por arriba del criterio de 10 µg/l de hidrocarburos totales disueltos/dispersos para aguas costeras no contaminadas.

Ninguno de los HAPs detectados en las muestras de agua tomadas durante las épocas de nortes, secas y lluvias (febrero, mayo y agosto del 2002, respectivamente), excedieron los criterios propuestos por la NOAA (Tabla 4) para agua marina, pero las concentraciones de los compuestos encontrados podrían aumentar en el futuro por las actividades antropogénicas (marítimo-portuarias, pesqueras, industriales, urbanas) que se desarrollan en la zona.

La presencia de estos HAPs puede relacionarse con las diferentes actividades propias de la zona de estudio, y pueden ser acumuladas en el ambiente, sobre todo en la laguna de Chelem por su baja energía y a que prácticamente no hay intercambio de agua con el mar a excepción de la dársena de Yucalpetén (Zizumbo-Villareal, 1989).

Para el análisis estadístico se realizó una prueba de ANOVA para datos no-paramétricos de Kruskal-Wallis y dio como resultado que para las diferentes épocas climáticas existen diferencias significativas entre todos los compuestos analizados, es decir las concentraciones obtenidas de alifáticos, HAP, UCM y los hidrocarburos totales en agua varían en las

Tabla 4. Valores de referencia de la NOAA para HAPs en agua.

HAPs Detectados en Agua	Valores de Referencia (µg/l)*
Acenafteno	0.97
Benzo(a)pireno	0.3
Benzo(a)antraceno	0.3
Fluoranteno	0.04
Fluoreno	0.3
2-metil naftaleno	0.3
Naftaleno	2.35
Pireno	0.3
HAP's totales	0.3

épocas de nortes, secas y lluvias, los valores obtenidos de “P” en esta prueba fueron menores a 0.05 (Fig. 3). Con esta misma prueba, se obtuvieron las diferencias entre los lugares, es decir, Chelem y Progreso y entre zonas (Este y Oeste) para los diferentes compuestos y no existieron diferencias significativas, esto quiere decir que las concentraciones de los compuestos encontrados son homogéneos para toda la laguna de Chelem y Progreso (Fig. 3).

Hidrocarburos en Sedimentos

En la tabla 5 se muestran los resultados para hidrocarburos en sedimento durante la época de nortes (Febrero 2002). Los valores máximos obtenidos para esta época son: hidrocarburos alifáticos 3.866 µg/g para la estación 3 de Chelem (Este), para HAPs fue de 1.057 µg/g para la estación 3 de Chelem, la UCM fue de 2094 µg/g para la estación 10 de Chelem y para los hidrocarburos totales la máxima concentración fue de 2097 µg/g en la estación 10 de Chelem (Este). Los valores mínimos obtenidos en el muestreo realizado durante la época de nortes fueron para los hidrocarburos alifáticos por debajo del límite de detección (<0.15 µg/g) en la estación 18 de Progreso (Este), para los HAPs no se detectó ningún compuesto en la estación 17 de Progreso (Este), la UCM mínima por debajo del límite de detección (<0.582 µg/g) fue en la estación 18 de Progreso, y para los hidrocarburos totales fue también ND (<0.582 µg/g) en la estación 18 de Progreso. El valor promedio para cada zona fue para la Laguna de Chelem en el Este 320.4 µg/g y para el Oeste 19.04µg/g; para el puerto de Progreso en la zona Este el promedio fue de 5.7 µg/g y para el Oeste de 15.1µg/g. La tabla 6 muestra las concentraciones de hidrocarburos en sedi-

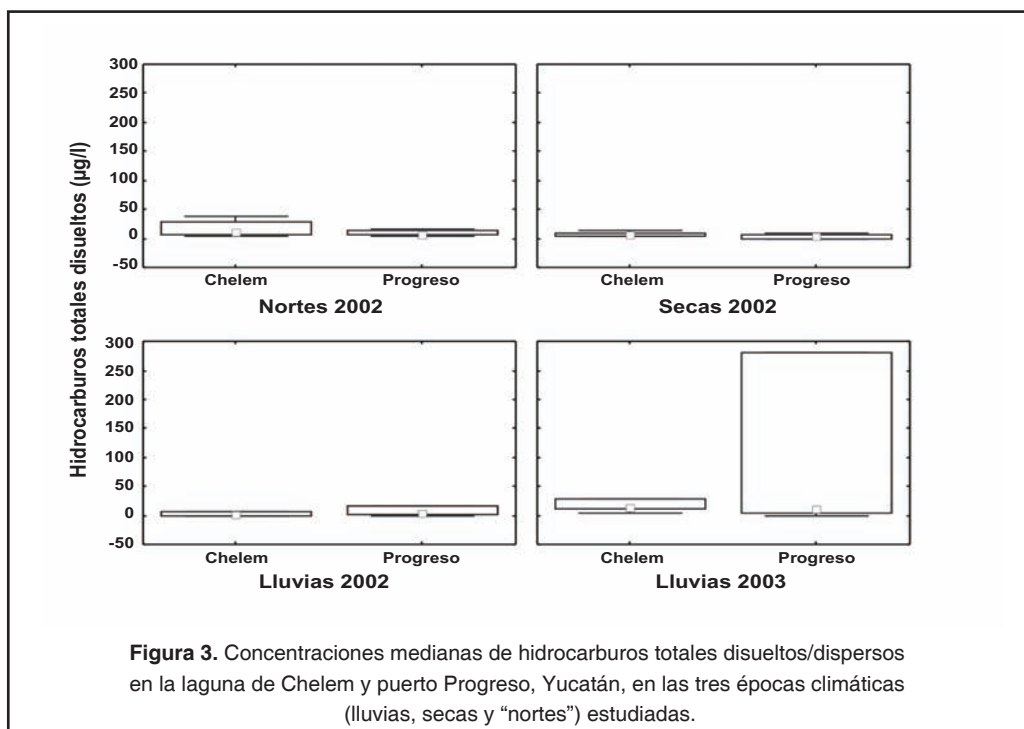


Figura 3. Concentraciones medianas de hidrocarburos totales disueltos/dispersos en la laguna de Chelem y puerto Progreso, Yucatán, en las tres épocas climáticas (lluvias, secas y “nortes”) estudiadas.

Tabla 5. Hidrocarburos en sedimentos ($\mu\text{g/g}$) para la época de nortes (Febrero).

Estación	Lugar	Alifáticos	HAPs	UCM	Total
1	Chelem	0.631	0.626	15.27	16.527
2	Chelem	1.461	0.551	26.41	28.42
3	Chelem	3.866	1.057	58.5	63.42
4	Chelem	1.747	0.87	14.76	17.37
5	Chelem	0.955	0.386	9.038	10.37
6	Chelem	0.898	0.52	60.93	62.34
7	Chelem	0.716	0.953	515.8	517.4
9	Chelem	1.003	0.504	68.65	70.15
10	Chelem	3.001	0.617	2094	2097
12	Chelem	0.731	0.348	44.35	45.42
13	Chelem	0.74	0.194	2.182	3.116
14	Chelem	0.524	0.392	26.2	27.11
15	Chelem	0.288	0.415	8.141	8.844
16	Chelem	0.905	0.553	9.276	10.73
17	Progreso	ND	ND	5.488	5.488
18	Progreso	ND	ND	ND	ND
20	Progreso	0.343	ND	10.9	11.243
23	Progreso	0.29	ND	16.84	17.13
25	Progreso	0.473	0.514	29.03	30.01
26	Progreso	0.454	0.354	9.611	10.41
27	Progreso	0.707	ND	15.74	16.44
28	Progreso	ND	ND	1.356	1.356

ND: No Detectado (<0.15 $\mu\text{g/g}$ alifáticos e HAPs, 0.303 UCM, 0.582 total)

mento obtenidas para la época de secas (Mayo 2002).

Los valores máximos obtenidos en esta época para hidrocarburos alifáticos fue de 4.319 $\mu\text{g/g}$ en la estación 24 de Progreso (Oeste), para los HAPS de 2.113 $\mu\text{g/g}$ en la estación 18 de Progreso (Este), la UCM máxima fue de 10,966 $\mu\text{g/g}$ en la estación 10 de Chelem (Este) y para los hidrocarburos totales de 10,996.2 $\mu\text{g/g}$ en la estación 10 de Chelem. Los valores mínimos para los alifáticos se ubicaron por debajo del límite de detección (< 0.15 $\mu\text{g/g}$) en la estación 11 de Chelem (Este, canal de acceso), para los HAPS ND (< 0.15 $\mu\text{g/g}$) en las estaciones 15 y 17 de Progreso (Este), la UCM mínima fue

de 2.535 $\mu\text{g/g}$ en la estación 18 de Progreso y para los hidrocarburos totales de 5.228 $\mu\text{g/g}$ en la estación 18 de Progreso. Las concentraciones promedio obtenidas para las diferentes zonas fueron para la laguna de Chelem en la zona Este 1067.9 $\mu\text{g/g}$ y para el Oeste 20.1 $\mu\text{g/g}$; para el puerto de Progreso en la zona Este el valor promedio fue de 16.3 $\mu\text{g/g}$ y para el Oeste 16.8 $\mu\text{g/g}$.

En la tabla 7 se muestran las concentraciones obtenidas de hidrocarburos en sedimentos en el muestreo realizado en la época de lluvias (Agosto 2002). Los valores máximos obtenidos durante esta época fueron para hidrocarburos alifáticos 6.762 $\mu\text{g/g}$ en la estación 4 de Chelem

Tabla 6. Concentración de hidrocarburos en sedimentos ($\mu\text{g/g}$) época de secas.

Estación	Lugar	Alifáticos	HAPs	UCM	Total
1	Chelem	3.329	0.225	34.91	38.46
2	Chelem	0.313	1.198	16.68	18.19
3	Chelem	1.945	0.71	53.09	55.74
4	Chelem	1.187	1.352	6.171	8.71
5	Chelem	1.667	1.128	22.91	25.7
6	Chelem	1.558	1.538	131.4	134.4
7	Chelem	0.194	1.617	409.6	411.4
8	Chelem	0.95	0.675	37.02	38.64
9	Chelem	3.639	1.764	35.22	40.62
10	Chelem	0.23	ND	10966	10966.2
11	Chelem	ND	1.452	7.847	9.299
12	Chelem	1.187	0.615	31.78	33.58
13	Chelem	1.43	1.272	7.127	9.829
14	Chelem	3.539	1.709	19.26	24.47
15	Chelem	4.309	ND	14.89	19.19
16	Chelem	1.476	1.266	10.99	13.73
17	Progreso	2.319	ND	7.56	9.879
18	Progreso	0.58	2.113	2.535	5.228
19	Progreso	3.599	ND	13.1	16.69
21	Progreso	2.933	0.952	29.89	33.77
24	Progreso	4.319	0.512	12.3	17.13
27	Progreso	3.874	0.404	14.18	18.45
29	Progreso	0.424	ND	14.45	14.87

ND: No Detectado (<0.15 $\mu\text{g/g}$ alifáticos e HAPs)

(Este), para los HAPs de 55.3 $\mu\text{g/g}$ en la estación 12 de Chelem (Oeste), la UCM máxima de 2,361 $\mu\text{g/g}$ en la estación 10 de Chelem (Este) y para los hidrocarburos totales fue de 2,365 $\mu\text{g/g}$ en la estación 10 de Chelem. Los valores mínimos fueron para los alifáticos ND (< 0.15 $\mu\text{g/g}$) en varias estaciones tanto de Chelem como Progreso, para HAPs fue de 0.497 $\mu\text{g/g}$ en la estación 20 de Progreso (Este), la UCM ND (< 0.303 $\mu\text{g/g}$) en varias estaciones de Chelem y Progreso (8 estaciones) y el mínimo para hidrocarburos totales se mantuvo por debajo del límite de detección (0.582 $\mu\text{g/g}$) en la estación 20 de Progreso. Las concentraciones

promedio para Chelem en la zona Este fue de 428.2 $\mu\text{g/g}$ y para la zona Oeste fue de 80.8 $\mu\text{g/g}$; para Progreso el promedio en el Este fue de 6.01 $\mu\text{g/g}$ y para la zona Oeste fue de 40.4 $\mu\text{g/g}$.

En la figura 4 se muestran los HAPs encontrados en las diferentes épocas de muestreo. Los HAPs detectados en muestras de sedimento colectadas durante las tres épocas climáticas en el área de estudio, van desde el 1,2,4-trietil-benceno, compuesto aromático de un anillo, hasta el dibenzo(ah)antraceno, de 5 anillos. Las mayores concentraciones de HAPs se de-

Tabla 7. Concentración de hidrocarburos en sedimentos ($\mu\text{g/g}$) época de lluvias.

Estación	Lugar	Alifáticos	HAPs	UCM	Total
1	Chelem	1.622	4.024	66.64	72.28
2	Chelem	5.889	4.586	82.69	93.16
3	Chelem	ND	7.179	67.16	74.33
4	Chelem	6.762	4.585	23.99	35.33
5	Chelem	ND	6.289	37.71	43.99
6	Chelem	1.191	2.495	175.7	179.3
7	Chelem	2.85	7.476	881.1	891.4
9	Chelem	0.629	13.2	85.12	98.94
10	Chelem	2.174	2.067	2361	2365
12	Chelem	4.906	55.3	288.6	348.8
13	Chelem	1.871	3.066	28.82	33.75
14	Chelem	2.829	3.161	3.07	9.06
15	Chelem	1.543	2.488	ND	4.031
16	Chelem	4.031	4.397	ND	8.428
17	Progreso	3.125	22.63	ND	25.75
18	Progreso	0.645	1.834	ND	2.479
19	Progreso	ND	0.652	ND	0.652
20	Progreso	ND	0.497	ND	ND
21	Progreso	ND	0.706	ND	0.706
25	Progreso	0.362	1.688	157.48	59.53
26	Progreso	0.199	0.692	10.39	11.28
27	Progreso	ND	1.928	ND	1.928
29	Progreso	4.65	1.465	83.08	89.19

ND: No Detectado (<0.15 $\mu\text{g/g}$ alifáticos e HAP's)

tectaron en la época de lluvias y predominaron los de mayor peso molecular en ésta y en las demás épocas. A causa de la baja solubilidad de estos compuestos en agua y elevada en sustancias lipídicas, se acumulan en los organismos y en la materia orgánica de partículas y sedimentos, pudiendo permanecer así largos periodos de tiempo, garantizando su biodisponibilidad. La lentitud con que son degradados estos compuestos provocan su acumulación en plantas, peces e invertebrados acuáticos y terrestres, incorporándose a la cadena alimentaria (Antón y Lizaso, 2001). Generalmente son tóxicos y su origen es debido principalmente a

procesos de combustión de carburantes fósiles, residuos y madera.

Los resultados de hidrocarburos en sedimentos muestran una mayor concentración promedio en la laguna de Chelem, sobre todo en la parte Este, lo que indica una acumulación de éstos que para todas las épocas en esta zona, sobrepasaron el criterio establecido para sedimentos costeros no contaminados de $70 \mu\text{g/g}$ (UNESCO, 1976), y como ya se mencionó, la laguna presenta un recambio de agua pobre y los compuestos tienden a acumularse. Sólo en la época de lluvias la zona Oeste de Chelem

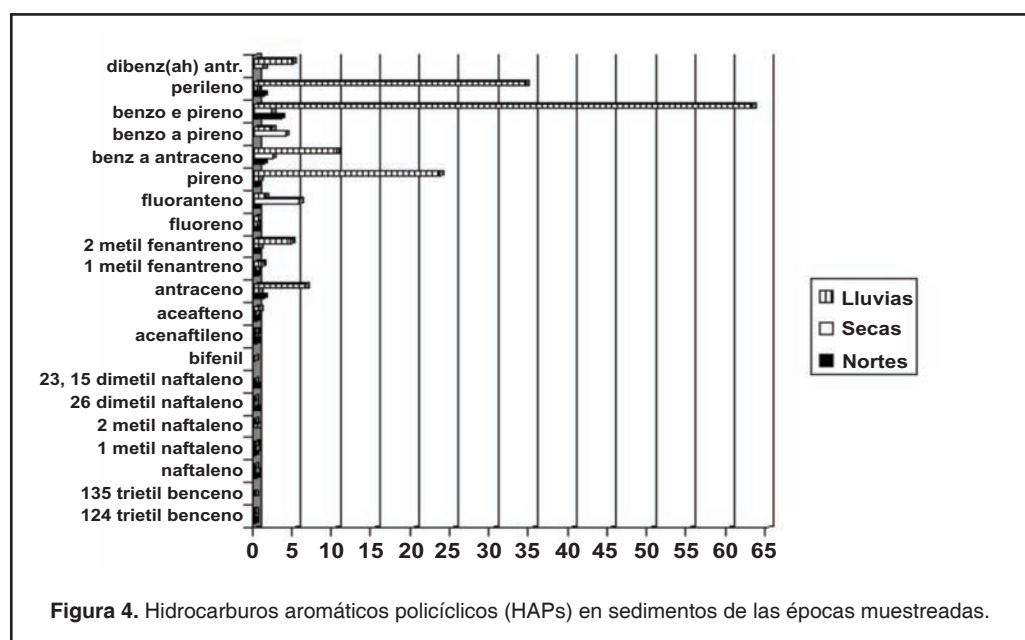


Figura 4. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en sedimentos de las épocas muestreadas.

también está por arriba de este criterio. Como se observa en la figura 3, la concentración total de HAP para todas las zonas y épocas, presenta compuestos de mayor peso molecular (4 y 5 anillos) sobre todo en la época de lluvias. Cabe mencionar, que hubo un aumento considerable de éstos en la zona Oeste de Chelem en la época de lluvias; una de las mayores concentraciones encontradas fue cerca del canal de acceso y puerto de abrigo Yucalpetén, que por la presencia de embarcaciones y las industrias entre otras actividades y por los escurrimientos pluviales, pudieron aumentar siendo la tendencia a concentrarse los de mayor peso molecular en todas las épocas. Esto resulta preocupante debido a que algunos HAPs, por ejemplo el benzo(a)pireno, son carcinogénicos, y esto es un peligro latente para la fauna de la zona como para la salud humana, ya que se consumen productos que son extraídos de estos lugares.

Varios autores han reportado HAPs en sedimentos considerados no contaminados (Aizenshtat, 1973; Overton y Laseter, 1978; citados por López-Veneroni, 1989); Anderson y Gossett (1986; citados por GESAMP, 1993) y sugieren una concentración de 5 µg/g de HAPs totales como límite permisible en sedimentos marinos; la NOAA (Buchman, 1999) estableció unas guías o referencias que proponen una clasificación de valores para varios de estos compuestos en sedimentos marinos (Tabla 8):

Durante la época de lluvias se detectaron las mayores concentraciones de HAPs en un intervalo desde 0.497 µg/g en la estación 20 de la zona Este de Progreso hasta 55.293 µg/g en la estación 12 de la zona Oeste de la laguna de Chelem; la mayoría de estas concentraciones podrían considerarse alarmantes y dado lo anterior, muchas de estas concentraciones están por arriba de 5 µg/g y pueden ser dañinas para la biota. El antraceno estuvo presente en todas las épocas de muestreo, su mayor concentración se detectó en la estación 4 de Chelem con 0.99 µg/g en la época de lluvias; de acuerdo a los valores propuestos por la NOAA (Tabla 8), la mayoría de las concentraciones detectadas de este compuesto no están dentro de los intervalos considerados causantes de los efectos. El fluoranteno fue más abundante en la época de secas, también fue detectado en muestras de agua, y ya ha sido descrito anteriormente, solo cabe mencionar que en sedimentos puede permanecer estable por décadas o más (Irwin *et al.*, 1997). Su mayor concentración se detectó en la estación 18 con 0.81 µg/g (Progreso Este). De acuerdo a los valores de la tabla 8 (NOAA), se detectaron concentraciones de este compuesto en los intervalos de efectos medios y en el nivel del umbral.

El pireno se encontró en todas las muestras analizadas en la época de secas, pero sus mayores concentraciones se detectaron en la épo-

Tabla 8. Valores críticos propuestos por la NOAA para sedimentos.

Compuesto	TEL	ERL	ERM	PEL	AET
Acenafteno	0.006	0.016	0.5	0.088	0.13 E
Acenaftileno	0.005	0.044	0.64	0.127	0.071 E
Antraceno	0.046	0.085	1.1	0.245	0.28 E
Benzo(a)pireno	0.088	0.43	1.6	0.763	1.1 E
Benzo(a)antraceno	0.074	0.261	1.6	0.692	0.96 E
Dibenz(a,h)antraceno	0.006	0.063	0.26	0.134	0.23 OM
Fluoranteno	0.112	0.6	5.1	1.493	1.3 E
Fluoreno	0.021	0.019	0.54	0.144	0.12 E
2-Metil naftaleno	0.02	0.07	0.67	0.201	0.064 E
Naftaleno	0.034	0.16	2.1	0.39	0.23 E
Pireno	0.152	0.665	2.6	1.397	2.4 E

TEL.- Efecto en el nivel del umbral (amenaza no potencial); **ERL.-** Intervalo efecto bajo; **ERM.-** Intervalo efecto medio (concentración media); **PEL.-** Niveles probables de efectos; **AET.-** Efectos aparentes en el umbral.
E: Larvas de equinodermos; **O:** Larvas de ostras; **M:** Bioensayo Microtox.

ca de lluvias, en la estación 17 (Progreso Este) se encontró una concentración de 22.31 µg/g. Se detectaron concentraciones, sobre todo la mencionada anteriormente que están en los intervalos de efectos (Tabla 8), ya que puede haber consecuencias desde 0.66 µg/g. El benzo(a)antraceno estuvo presente en las tres épocas climáticas, sobre todo en nortes y lluvias, la mayor concentración se encontró en la época de lluvias en la estación 12 (Chelem Oeste) con una concentración de 3.41 µg/g. Se pueden ver efectos biológicos, sobre todo en invertebrados bentónicos, y según el criterio de la NOAA (Buchman, 1999) desde 0.26 µg/g puede haber daños (Tabla 8). El benzo(a)pireno estuvo presente en todas las épocas climáticas, la mayor concentración se encontró en la estación 18 con 1.08 µg/g (Progreso Este) en la época de secas, y de acuerdo a la NOAA (Tabla 8) el valor más bajo al que puede haber efectos es 0.43 µg/g. El benzo(e)pireno fue encontrado en muestras de sedimento al igual que en las de agua, por lo que ya ha sido descrito anteriormente. Este compuesto se encontró en todas las épocas climáticas, sus mayores concentraciones fueron en la época de lluvias, la mayor concentración fue 50.86 µg/g y se registró en la estación 12 de la laguna de Chelem. 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.

El dibenzo(ah)antraceno, solo se encontró en las épocas de secas y lluvias, la mayor concentración encontrada fue de 2.21 µg/g en la estación 14 de la laguna de Chelem y de acuerdo a la NOAA propone un valor de 0.063 µg/g (Tabla 8), en el cual puede haber efectos sobre los organismos. El naftaleno y sus homólogos se detectaron en bajas concentraciones, solo el 2 metilnaftaleno se detectó a una concentración de 0.32 µg/g en la estación 16 del Oeste de la laguna de Chelem en la época de secas (mayo 2002), y de acuerdo a la NOAA (Tabla 8), la concentración más baja a la que puede haber efectos es 0.07 µg/g. El acenaftileno se detectó en altas concentraciones en la época de nortes (febrero 2002) en las estaciones 25 y 4 con 0.09 y 0.06 µg/g, respectivamente, y de acuerdo a los datos de la NOAA (Tabla 8) la más baja concentración a la que puede haber efectos en los organismos es 0.044 µg/g. El acenafteno se detectó en altas concentraciones en casi toda el área de estudio en la época de lluvias (agosto 2002), en la estación 12 de Chelem Oeste se registró una concentración de 0.05 µg/g, la NOAA reporta que el valor más bajo para provocar daños a organismos es de 0.016 µg/g (Tabla 8), el total

de este compuesto en la laguna de Chelem y puerto Progreso fue de 0.475 $\mu\text{g/g}$; en la época de nortes se encontró por arriba del valor mínimo de la NOAA en las estaciones 4, 6 (Chelem) y 26 (Progreso) con concentraciones de 0.016, 0.025 y 0.02 $\mu\text{g/g}$, respectivamente; en la época de secas se detectó en la estación 6 nuevamente (0.018 $\mu\text{g/g}$).

De acuerdo a los criterios de la NOAA, el fluoreno provoca efectos desde 0.019 $\mu\text{g/g}$ (Tabla 8), y durante la época de nortes se detectó en altas concentraciones, siendo la más alta de 0.071 $\mu\text{g/g}$ en la estación 10 (puerto de abrigo de Yucalpetén, Chelem) y el total en toda el área de estudio fue de 0.225 $\mu\text{g/g}$; en el muestreo de mayo (lluvias) la mayor concentración fue de 0.107 $\mu\text{g/g}$ en la estación 24 de

Progreso; en la época de secas se detectó por arriba del criterio de la NOAA en toda el área de estudio, siendo la mayor cantidad detectada de 0.068 $\mu\text{g/g}$ en la estación 3 de Chelem (Este) y el total fue de 0.394 $\mu\text{g/g}$.

Se realizó un análisis estadístico con una prueba de ANOVA no-paramétrica de rangos de Kruskal-Wallis con los datos obtenidos de hidrocarburos en sedimentos, y los resultados indican, como se analizó anteriormente en la figura 3, que existen diferencias entre las épocas de nortes y secas con lluvias en los HAPs; esta diferencia significativa que dio el análisis estadístico puede apreciarse en la figura 5. El análisis estadístico mostró diferencias significativas entre Chelem y Progreso para todas las fracciones de hidrocarburos.

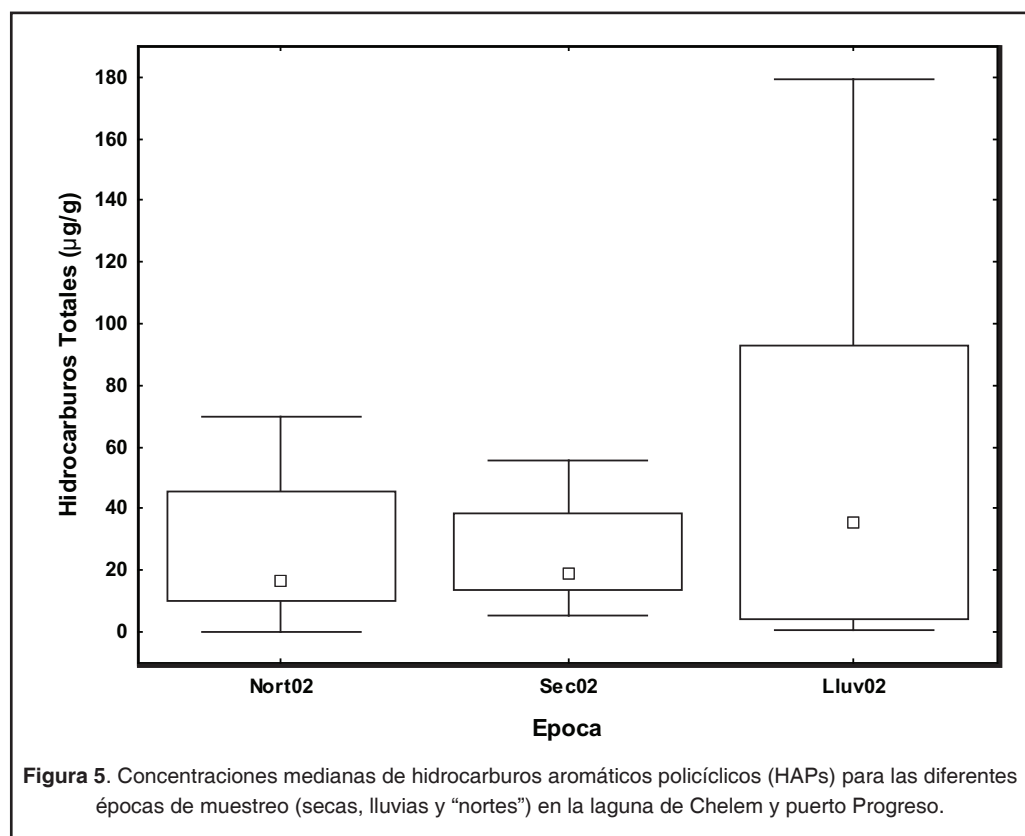


Figura 5. Concentraciones medianas de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) para las diferentes épocas de muestreo (secas, lluvias y "nortes") en la laguna de Chelem y puerto Progreso.

CONCLUSIONES

El municipio de Progreso, como en muchas otras zonas costeras, presenta asentamientos urbanos, actividad marítima, industrial, pesquera y turística, que contribuyen al deterioro

del ambiente acuático. En el presente trabajo se encontró que durante las épocas de nortes y lluvias los valores promedio de hidrocarburos disueltos totales, tanto en la laguna de Chelem

como en puerto Progreso, estuvieron por arriba del criterio establecido de 10 µg/l.

Al ser la laguna de Chelem un cuerpo de agua costero con una pobre circulación y recambio del agua con el mar, tiende a acumular contaminantes y por lo tanto también hidrocarburos, sobre todo en los sedimentos, cuyas concentraciones promedio de hidrocarburos totales sobrepasaron el criterio establecido para sedimentos costeros no contaminados (70 µg/g) para las tres épocas climáticas estudiadas.

Se encontraron HAPs de alto peso molecular (4 y 5 anillos) tanto en agua como en sedimentos, y éstos últimos en concentraciones altas que sobrepasan los criterios establecidos de GESAMP (1993) de 5 µg/g y de la NOAA (Buchman, 1999) para algunos HAPs, sobre todo en la época de lluvias. El origen de estos puede ser causado por las diferentes actividades de la zona, principalmente las relacionadas con embarcaciones, ya que el aceite de motor después de ser usado presenta una alta concentración de HAPs. Los HAPs tienen un origen principalmente pirogénico, ya que las concentraciones de los compuestos de 4 y 5 anillos fueron mayores que los de 2 y 3 anillos.

En Progreso, por ser una zona costera abierta, con mayor influencia de corrientes, olas y mareas, no tiende a concentrar los hidrocarburos en los sedimentos; en agua se encontraron concentraciones consideradas altas de hidro-

carburos, sobre todo en la zona oeste que principalmente se deben a que la hidrodinámica del lugar hace que permanezcan más tiempo por la presencia de una barrera física (el muelle del puerto de altura) que influye en la intensidad de las corrientes, ya que generalmente la corriente tiene dirección de este a oeste.

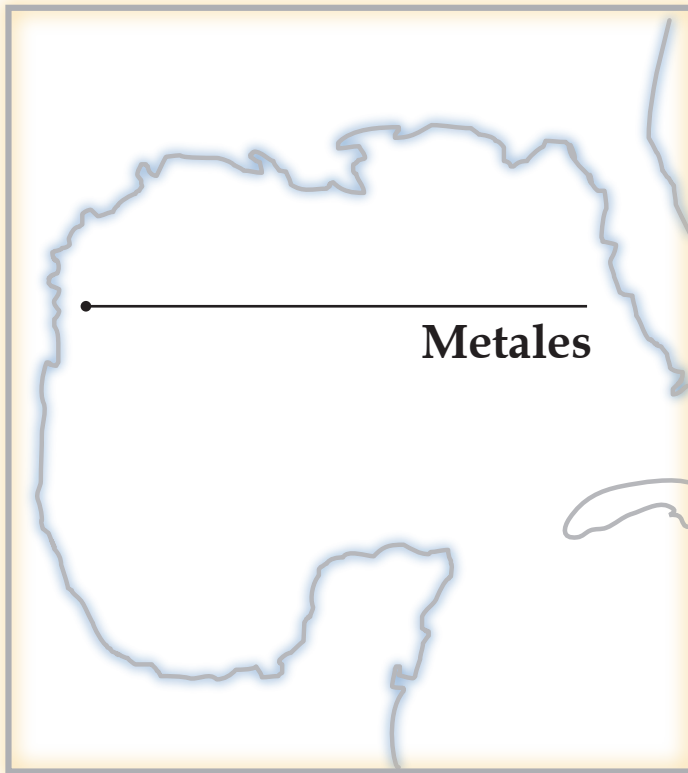
Los resultados obtenidos en este estudio son causa de preocupación por las relativamente altas concentraciones de hidrocarburos observadas, tanto en agua (disueltos/dispersos) como en sedimentos. Las altas concentraciones de hidrocarburos disueltos/dispersos en época de lluvias indica un origen terrestre, posiblemente el arrastre de residuos en tierra, como indica que los compuestos detectados sean pirogénicos. También en sedimentos se encontraron concentraciones por encima de los criterios establecidos por la NOAA.

Finalmente, este estudio cobra mayor importancia por el anuncio reciente de PEMEX de iniciar un programa exploratorio en la plataforma continental al norte de la península de Yucatán, que incluye la perforación de varios pozos exploratorios en el litoral. Aunque por ahora no se sabe si este programa se va a realizar, pues la empresa retiró la manifestación de impacto ambiental que había presentado a la SEMARNAT, estos resultados pueden ser incluidos en una línea de base para determinar en el futuro el posible impacto de las actividades petroleras en el litoral del Estado de Yucatán.

LITERATURA CITADA

- Aguilar A., D. M. del R., y C., N. A. Gómez del S., 1982.** Estudio hidrográfico de la laguna de Chelem, Yucatán. Tesis de Lic. Universidad de Yucatán. Facultad de Química.
- Albert, L. 1990.** Curso Básico de Toxicología Ambiental. Editorial Limusa. México. Segunda Edición. 311 pp
- Antón, A., y J. Lizaso, 2001.** Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos. Fundación Ibérica para la Seguridad Alimentaria.
- Botello, A. V., S. A. Castro, y A. P. de la Torre, 1981.** Niveles actuales de hidrocarburos disueltos en los sistemas lagunares del estado de Tabasco. Informe final presentado al Centro de Desarrollo, A. C. Universidad Nacional Autónoma de México. Centro de Ciencias del Mar y Limnología.
- Botello V. A., S. Villanueva F., G. Ponce V., L. Rueda Q., G. Barrera, 1994.** La Contaminación en las Zonas Costeras de México.
- Buchman, M. F., 1999.** NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA HAZMAT Report 99-1, Seattle WA, Coastal Protection and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. Disponible en: www.response.restoration.noaa.gov/cpr/sediment/squirt/squirt.html.
- Dipple, A., 2004.** <http://web.ncifcrf.gov/research/Dipple/publications.html>
- GESAMP, 1993.** Impact of Oil and Related Chemicals and Cuastes on the Marine Environment. Reports and Studies No. 50.

- Irwin, R.J., M. VanMouwerik, L. Stevens, M.D. Seese, y W. Basham, 1997.** Environmental Contaminants Encyclopedia. National Park Service, Water Resources Division, Fort Collins, Colorado. Distributed within the Federal Government as an Electronic Document (Projected public availability on the internet or NTIS: 1998). Disponible en: www.miliarium.com/Paginas/Prontu/Tablas/Quimica/Contaminantes.htm
- Jenssen, M. B., 1994.** Review Article: Effects Of Oil Pollution, Chemically Treated Oil, And Cleaning On The Thermal Balance Of Birds. *Environmental Pollution*, 86: 207-215.
- Juhasz, A. L., y R. Naidu, 2000.** Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo(a)pyrene. Science Direct. Disponible en: www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6VG6-40X8HKC-7&_user=494672&_cover
- López-Veneroni, D. G., 1989.** Presencia y caracterización de hidrocarburos en sedimentos recientes de la plataforma continental de Michoacán y Guerrero. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Lourd, L., y P. Michel, 1980.** La Polución de las Aguas Marinas. Ed Omega. 250 p.
- Mendoza, R. V. M., y J. Cornejo V., 1995.** Oceanología. Unidad de Educación en Ciencia y Tecnología del Mar. Año 3. Vol. 1 No. 5. Enero-Marzo.
- Sericano, J. L., El Atlas, T. L. Wade, J. M. Brooks. 1990.** NOAA's Status and Trends Mussel Watch Program: Chlorinated pesticides and PCB's in oysters (*Crassostrea virginica*) and sediments from the Gulf of Mexico, 1986-1987. *Marine Environmental Research* 29: 161-203.
- Silva-Íñiguez, L., 1995.** Factores de vulnerabilidad en sistemas litorales de Baja California (México): Bahía de Salsipuedes, Bahía de Todos Santos y Punta Cabras. Tesis de Maestría. CICESE.
- Unión de Grupos Ambientalistas, 2004. Disponible en:** www.union.org.mx/guia/actividadesyagravios/residuos.htm
- Wade, T., Brooks J., Kennicutt M., McDonald T., Sericano J., Jackson T., 1993.** GERG trace organic contaminant analytical techniques. p. 121-139. *In: Sampling and Analytical Methods of the National Status and Trends Program, National Benthic Surveillance and Mussel Watch Projects 1984-1992 (IV), Comprehensive Description of Trace Organic Analytical Methods, NOAA Technical Memorandum NOS ORCA. 71.*
- Walker, C. H., S. P. Hopkin, R. M. Sibly y D. B. Peakall, 1996.** Principles of Ecotoxicology. Taylor & Francis Eds. London. 193 p.



Páez-Osuna, F., 2005. Fuentes de metales en la zona costera marina, p. 329-342. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Fuentes de Metales en la Zona Costera Marina

Federico Páez Osuna

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

19

RESUMEN

La mayoría de los metales son ampliamente utilizados en las diversas ramas de la industria en la región costera del Golfo de México, incluidas las del refinado del petróleo y la producción de fertilizantes. Las operaciones de perforación petrolera se caracterizan por la liberación descontrolada de petróleo y algunas veces son catastróficas por lo que se toman algunas precauciones para prevenirlas. Sin embargo, ocasionalmente ocurren accidentes y grandes cantidades de petróleo y metales pueden ser introducidos al mar. Las actividades mineras constituyen también otra de las fuentes principales de suministro de metales en la zona del Golfo de México, debido a que en ella se localizan más de cincuenta centros mineros. Adicionalmente, los efluentes domésticos son otra fuente importante al aportar hacia los ríos descargas enriquecidas de Ni, Cr, Cu, Pb, Zn, Cd y Ag.

ABSTRACT

The most of the metals are extensively used in several ranges of industries in the coastal region of the Gulf of Mexico, including the oil refineries and the production of fertilizers. The drilling oil operations are characterized by the uncontrolled release of oil and sometimes are catastrophic and precautions are taken to prevent them. However, accidents occur occasionally and great quantities of oil and metals may be released to the sea. The mining activities constitute also other considerable source of metals; in the the Gulf of Mexico area are located more of fifty mining centers. Additionally, the domestic effluents are other important sources due these effluents are discharged on the rivers enriched of Ni, Cr, Cu, Pb, Zn, Cd and Ag.

CLASIFICACIÓN DE LAS FUENTES

Entre los contaminantes más intensamente estudiados en el ambiente costero están los metales potencialmente tóxicos, un grupo de elementos con pesos atómicos que varía entre 63.546 y 200.590, caracterizado por poseer una distribución electrónica externa similar. Los metales potencialmente tóxicos pueden ser subdivididos en dos categorías: (1) metales de transición, tales como el cobalto, cobre, manganeso y zinc, los cuales son esenciales para el metabolismo en bajas concentraciones, pero pueden ser tóxicos en concentraciones elevadas; y (2) los metales y metaloides, tales como el plomo, cadmio, mercurio, arsénico, selenio y estaño, los cuales generalmente no son requeridos para el metabolismo y son tóxicos en bajas concentraciones.

Los metales entran al océano costero a través de diversas rutas, mayormente, a través del aporte fluvial, atmosférico, depositación y numerosas actividades antropogénicas. La transferencia de los metales hacia la zona costera y marina involucra la transferencia física de cada metal disuelto o particulado por medio del transporte de advección del agua. La retención de los metales de la zona costera se presenta a través de una variedad de procesos físicos, químicos y biológicos (Fig. 1).

Por otro lado, existe una variedad de criterios para clasificar a las fuentes que suministran o movilizan a los metales en el ambiente marino y costero. Se tienen criterios muy simples como es el de considerar las actividades que

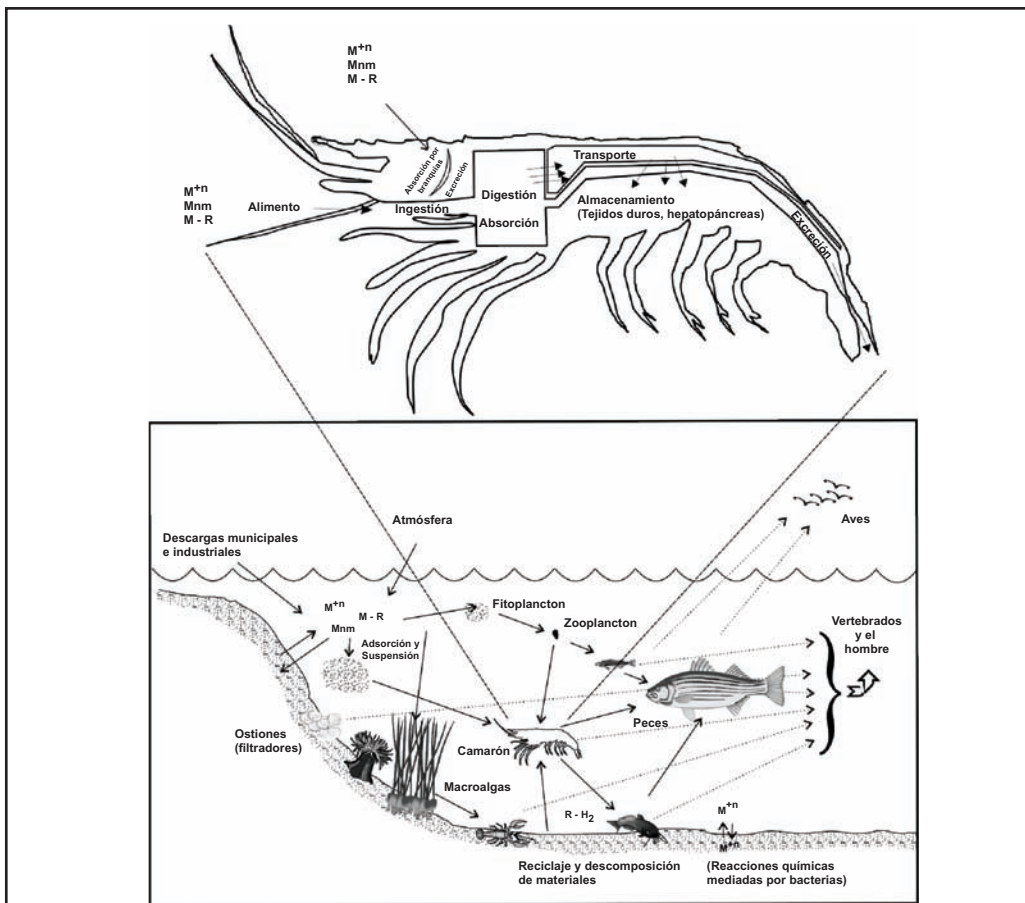


Figura 1. Rutas y bioacumulación de los metales pesados en el ambiente costero y lagunar M^{+n} ión metálico libre, $M^{+n} m$ pares iónicos, M-R complejos metálicos. (Tomado de Páez-Osuna y Frías-Espericueta, 2001).

involucran o no al hombre (fuentes antropogénicas y naturales), o bien las fuentes que están o no identificadas y localizadas (puntuales y no-puntuales). Igualmente existen estudios que consideran en particular el tipo de proceso que origina la movilización o emisión de los metales hacia el ambiente. Como quiera que sea, se ha logrado establecer que los metales llegan al mar, vía los procesos naturales y mediante las actividades humanas a través de las aguas de escurrimiento, ríos, deposición directa, vía atmosférica y desde el mismo fondo marino. Los principales procesos que aportan metales al ambiente acuático son el intemperismo o meteorización de las rocas, la degasificación, el volcanismo terrestre y submarino, y los procesos relacionados con los sedimentos marinos. Para la mayoría de los metales, se tiene que la fuente dominante hacia el medio marino son las aguas de escurrimiento (incluidos los ríos), siendo la excepción el caso de algunos elementos como el mercurio y el plomo, cuya ruta atmosférica es importante y significativa, particularmente, cuando se consideran los ingresos que llegan hasta el océano abierto (Fig. 1) (Simpson, 1994).

Wittmann y Forstner (1975) dividen en cinco diferentes tipos de fuentes a partir de las cua-

les se genera la contaminación por metales en el ambiente:

- (1) El intemperismo geológico
- (2) Los procesos industriales minero-metalúrgicos
- (3) La producción de cemento y consumo de combustibles fósiles
- (4) La utilización de metales y componentes metálicos
- (5) La lixiviación de los metales desde los depósitos de desperdicios sólidos y basura en general.

Esta clasificación, no obstante ser ilustrativa en cuanto al origen de los metales que más tarde genera problemas potenciales de contaminación, es sin embargo, limitada en lo referente a la información cuantitativa que existe en relación a las dos últimas fuentes enlistadas. A continuación se discuten las principales fuentes de suministro de metales para la zona costera del Golfo de México.

INTEMPERISMO GEOLÓGICO

El conocimiento actual que se tiene sobre el intemperismo es esencialmente cualitativo, y ello se debe, por una parte a la complejidad con que se producen los procesos físicos y químicos que intervienen en este y por el otro, a la dificultad de relacionar el tiempo con las observaciones de dichos procesos.

Considerando el destino que puede tener el material intemperizado, Siegel (1974) presenta tres tipos de productos básicos de la desintegración y descomposición de materiales de la corteza terrestre:

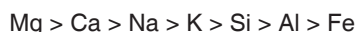
- (1) **Material detrítal** (o detrítico) que puede ser erosionado y transportado a zonas de depositación temporales o finales.
- (2) **Material soluble o particulado** que se incorpora al sistema hidrológico y se mantiene en forma soluble o en suspen-

sión coloidal hasta que reacciona químicamente para formar sólidos o interactuar físicamente para constituir masas coloidales más grandes.

- (3) **Material detrítal, soluble y en suspensión** el cual permanece en el sitio de intemperización o en las cercanías de éste y se desarrolla como parte del suelo residual.

La movilidad relativa de un elemento puede ser definida como la velocidad comparativa a la cual se moviliza el elemento desde su fuente en la roca original hasta el ambiente estable de una cuenca sedimentaria (Anderson y Hawkes, 1958). La movilización está en función de la naturaleza de la roca original, el tipo de proceso químico que actúa y las condiciones físicas y químicas que se tienen en el ambiente.

Comparando la roca intemperizada y la no intemperizada con relación a la composición del contenido mineral de las aguas que transportan los productos del intemperismo, Anderson y Hawkes (1958) encontraron el siguiente orden de movilidad para los siguientes elementos:



Harris y Adams (1965) encontraron que la composición mineralógica es el factor principal y dominante que controla la movilidad relativa de metales como el calcio, sodio, potasio, rubidio y torio durante el intemperismo; el calcio y sodio se hallan concentrados en los minerales máficos y la plagioclasa, de manera tal que éstos elementos son liberados y movilizados durante los estadios tempranos del intemperismo. El potasio y rubidio se hallan concentrados en la ortoclasa y el torio en los minerales resistentes, por lo que estos tres metales son movilizados solamente en los estadios intermedio y final del intemperismo. Por su parte, metales como el litio, cobre, manganeso y zinc, son ge-

neralmente enriquecidos como resultado de la interacción con los minerales arcillosos.

A pesar de que el intemperismo natural de las rocas y suelos de la corteza terrestre conduce al establecimiento de los niveles básicos o de referencia, en determinadas regiones existen zonas específicas donde hay depósitos metalíferos en los que se tienen niveles de concentración elevados de ciertos metales, tanto en el agua como en los sedimentos asociados. En algunos casos, se tienen mapas geoquímicos sobre la distribución y concentración de metales de interés comercial. Estos mapas regionales han sido compilados para algunas áreas y están basados en datos analíticos de los elementos de interés, reflejando así la composición natural de los suelos y rocas. Por ejemplo, en el Golfo de California, el mapa geoquímico de la plata ha permitido establecer un nivel básico en los sedimentos superficiales de <1.5 ppm, aunque se presentan algunas zonas con concentraciones superiores que llegan a exceder las 4 ppm (Páez-Osuna, 1988).

EFLUENTES MINERO-INDUSTRIALES Y DOMÉSTICOS

Efluentes de la Minería

Los efectos severos que producen los efluentes de la explotación de las minas sobre la calidad del agua en ríos y lagos, así como en la biota que en ellos habitan, han sido bien documentados y conocidos desde principios de éste siglo (Forstner y Wittmann, 1979). Entre los principales metales involucrados en incidentes graves a inicios de ésta centuria sobresalen los provocados por el plomo, zinc, arsénico y cobre. En la actualidad y con el advenimiento de nuevas y modernas técnicas de extracción y procesamiento de los minerales, así como a consecuencia de la demanda mundial de ciertos metales, el hombre moviliza cada vez un mayor número y volumen de éstos.

En la tabla 1 se presenta una lista que permite tener una idea cuantitativa de la magnitud de cada metal que es movilizado anualmente a nivel global en el planeta. En dicha tabla se puede demostrar la influencia de las actividades realizadas por el hombre sobre la movilización de los metales en la corteza terrestre. Es evidente que la actividad minera está incremen-

tando la movilización de la mayoría de los elementos de una manera significativa, sobre la producida por el intemperismo geológico natural. El cobre por ejemplo, el cual es un elemento que es tóxico –bajo ciertas formas químicas y concentraciones elevadas– en el ambiente acuático, está siendo movilizado diez veces más de lo estimado por los mecanismos del intemperismo natural. Otros metales, altamente tóxicos como el mercurio y la plata parecen ser movilizados en flujos menores, pero que de cualquier forma rebasan a los procesos naturales. Es indispensable señalar que no todos los metales movilizados por las actividades inducidas por el hombre, representan necesariamente un riesgo inmediato para el ambiente acuático, aunque el potencial para transformarse en contaminantes de las aguas es extremadamente elevado en algunos casos. La tabla 1 incluye también una estimación de la masa total de cada metal presente en los océanos. El riesgo que provoca la movilización de los metales puede ser estimada comparando la tasa de extracción del metal con el contenido correspondiente del metal en los océanos (Phillips, 1980). Con base a este criterio, se tiene que el plomo,

Tabla 1. Tasas de movilización de algunos metales involucrados en el intemperismo, la minería e inventario en los océanos. Tomada parcialmente de Phillips (1980).

Elemento	Tasa Geológica (Toneladas /año 10 ³)	Minería (Toneladas /año 10 ³)	Total en los Océanos (10 ⁶ Toneladas)
Hierro	25000	395000	4110
Manganeso	440	8150	2740
Cobre	375	6000	4110
Zinc	370	5320	6850
Níquel	300	481	2740
Plomo	180	3200	41
Molibdeno	13	74	13700
Plata	5	9	137
Mercurio	3	10.5	68
Estaño	1.5	227	14
Antimonio	1.3	65	274
Cadmio	-	17	68

hierro y estaño, muestran al parecer un elevado potencial de contaminación, mientras que el zinc y cobre exhiben una menor amenaza; mercurio y cadmio, todavía menos, y níquel y molibdeno más baja que los demás. Sin embargo, cuando además de la movilización, se considera la toxicidad relativa de los metales, hay un consenso en la literatura, sobre los metales que representan un mayor riesgo, el cual recae en el mercurio, plomo, cadmio, zinc y cobre.

Sobre un contexto global de la región del Golfo de México y áreas adyacentes, la deposición de desechos en la industria minero-metalúrgica puede ser un serio problema (UNEP, 1982). Las actividades mineras en la región incluyen a la Bauxita (37.4% de la producción mundial, 1967-1976, en Jamaica, Surinam y Guyana), oro y mercurio, particularmente, en la República Dominicana, plata en México y Honduras, níquel, 74% de la producción mundial es generada por Cuba y República Dominicana y en cantidades menores el plomo, zinc, manganeso, molibdeno y tungsteno. En la región se hallaban en operación a principios de los ochentas, 56 centros mineros (UNEP, 1982), sin embargo, se carece de información disponible sobre el impacto de las operaciones en el ambiente marino de la zona o de la descarga de los efluentes al mar.

Efluentes Industriales

Existe una numerosa cantidad de efluentes industriales que contribuyen al enriquecimiento de los metales en el ambiente acuático. La tabla 2 permite ilustrar a los principales metales utilizados según el tipo de industria. En la mayoría de los metales enlistados se tiene que éstos son empleados ampliamente en diversas ramas industriales como es la del refinado del petróleo, la producción de acero y la relacionada con la producción de fertilizantes. En cambio, otras industrias como la textil y las tenerías funcionan sobre la base de un metal específico (en éste caso es el cromo), o bien el multicitado ejemplo del mercurio cuya descarga provenía en la bahía de Minamata (Japón) de una planta manufacturera de plásticos.

Con objeto de evaluar los aportes relativos de los distintos efluentes según el tipo de industria se han realizado estudios, donde mediante el análisis y la determinación de las concentraciones de metales en diferentes tipos de efluentes industriales, por ejemplo Klein *et al.* (1974), en la ciudad de New York, demuestran que la industria de las pieles y teñido descarga en general agua de desecho concentrada en cobre, cromo, níquel, zinc y cadmio. La industria del procesamiento del pescado, tiene al parecer la

Tabla 2. Metales empleados según el tipo de industria.

	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Ni	Sn	V	Zn
Celulosa y papel		X	X		X		X	X			X
Petroquímica	X	X		X	X		X		X	X	X
Química	X	X		X	X		X		X		X
Fertilizantes	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Refinerías del petróleo	X	X	X	X			X	X			X
Acero	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X
Fundidora no-ferrosa	X	X	X		X		X				X
Motriz	X	X	X		X				X		
Cemento		X								X	X
Textil		X									
Tenerías		X									
Termoeléctrica		X	X								X

Modificada de Förstner y Wittmann, (1979)

peculiaridad de desechar aguas enriquecidas en zinc. Este último tipo de actividad en el Golfo de México puede ser notoria e importante de considerar si se toma en cuenta el número de plantas de este tipo que existen en la zona costera de la región.

Efluentes Domésticos

De manera general se considera que las aguas de desecho doméstico constituyen, la fuente más grande de metales en los ríos y lagos (Forstner y Wittmann, 1979). Estos efluentes consisten de (1) aguas no-tratadas o tratados sólo mecánicamente; (2) sustancias las cuales han pasado a través de los filtros y plantas de tratamientos biológico, ya sea solubilizadas o bien como partículas finamente divididas; y (3) sustancias que son servidas mediante un emisor y que descargan en la zona costera, ya sea en la orilla o aguas adentro.

Las partículas sólidas de las aguas residuales provocan apreciable enriquecimiento de varios metales en la carga de los sólidos suspendidos en las aguas naturales. Forstner y Wittmann (1979) en su revisión, presentan la siguiente concentración promedio para los sólidos particulados residuales: níquel, 60 ppm;

romo, 240 ppm; cobre, 700 ppm; plomo 450 ppm; zinc, 2600 ppm; cadmio, 10 ppm; plata, 20 ppm; siendo en los últimos cinco metales las concentraciones de quince a doscientas veces más elevadas que las correspondientes a las rocas de la corteza terrestre. Este enriquecimiento se debe a la corrosión que ocurre dentro de la red urbana de suministro de agua, y en el caso particular de la plata, al uso fotoquímico del metal, por lo que pudiera considerarse éste último más bien una fuente industrial y no doméstica.

El empleo de los detergentes también se ha señalado que provoca riesgos de contaminación por metales. Angino *et al.* (1970) encontraron que la mayoría de los detergentes con enzimas contienen cantidades importantes de metales (Fe, Mn, Cr, Co, Zn, Sr, y B) y en el caso de varios de los detergentes se ha detectado la presencia de arsénico en niveles que oscilan entre 31 y 73 ppm. Debido a que las aguas de desecho que contienen detergentes se incorporan al sistema de drenaje urbano y a que la mayoría de las plantas de tratamiento no separan al arsénico, este elemento puede constituirse en un serio riesgo para la salud en aquellos sistemas donde se recicla el agua.

Territorialmente, México es en su mayoría un país rural, al igual que el resto de

Latinoamérica. Los bosques, áreas agrícolas, pastizales, zonas de agostaderos, desiertos y selvas, constituyen los más grandes contribuyentes potenciales de fuentes no-puntuales de metales, que pueden conducir a la contaminación ambiental de los sistemas acuáticos. En los Estados Unidos de Norteamérica, llama la atención el que los cultivos de los suelos se consideran responsables de la erosión del suelo en un 95-99% (Mc Elroy *et al.*, 1975), y se ha declarado que el contaminante que más afecta la calidad del agua es la erosión del suelo. En México se ha reconocido, hasta muy recientemente este problema, ante la elevada degradación que presentan los suelos agrícolas, cerca del 60% de 200 millones de hectáreas que tiene el territorio nacional presentan diversos grados de erosión. La Secretaría de Agricultura ha planeado por tal motivo revisar la legislación correspondiente, para ejecutar acciones tendientes a la conservación del suelo. Con relación a

los metales, es de esperar que muchos de los suelos erosionados puedan estar enriquecidos con elementos de alto riesgo por la aplicación principalmente de fertilizantes. Los fertilizantes fosforados se caracterizan frecuentemente porque contienen niveles altos, especialmente, de cadmio, manganeso, hierro y zinc.

Con relación al Golfo de México, existe una escasa información concerniente al aporte de metales a través de la aplicación de fertilizantes. En tal sentido, se ha señalado (Forstner y Wittmann, 1979), por ejemplo, que el uranio, un elemento relacionado también con la presencia de fertilizantes fosforados, presentó en las aguas del río Mississippi concentraciones que exceden por más de veinte veces a las del río Amazonas. Spalding y Sackett (1972) estimaron una aplicación anual de 2.6×10^5 kg de U_3O_8 en las tierras de cultivo de la porción estadounidense del Golfo de México.

EMISIONES ATMOSFÉRICAS

Los procesos naturales y los relacionados con las actividades humanas, producen particulados atmosféricos con contenidos metálicos importantes. Dependiendo de las condiciones prevalecientes, estos particulados pueden ser transportados por los vientos a grandes distancias; sin embargo, estos materiales están sujetos a eventos que finalmente los depositan en la litosfera por precipitación directa, pluvial o incluso nevadas.

De los numerosos estudios que existen sobre el papel que juega el transporte atmosférico como fuente de metales pesados, sobresale el aporte del plomo, el cual se ha logrado demostrar su presencia en los hielos del Polo Norte y Groenlandia, donde se han detectado concentraciones de $0.200 \mu\text{g Pb/kg}$ de hielo (Murozumi *et al.*, 1969). También se ha encontrado un enriquecimiento característico del plomo en las capas superficiales del océano mundial. Lo anterior pone de manifiesto el hecho de que la contribución atmosférica lejos de suponerse insignificante en ciertas regiones del hemisferio norte, llega a ser incluso la principal fuente de suministro de algunos metales.

Los metales son liberados hacia la atmósfera en forma particulada y como parte de vapo-

res, durante la quema de los combustibles fósiles (carbón mineral, petróleo, gas natural) y de la industria cementera y minero metalúrgica. Bertine y Goldberg (1971) y Goldberg (1976) realizaron las primeras estimaciones sobre los flujos antropogénicos hacia la atmósfera, posteriormente Lantzy y Mackenzie (1979) extendieron y depuraron tales cálculos. En la tabla 3 se muestra la magnitud de los flujos para 20 elementos metálicos.

La importancia del flujo antropogénico para cualquier metal está dada por el factor de interferencia, el cual es calculado a partir del total de las emisiones antropogénicas entre el total de las emisiones naturales por cien. En la tabla 3 se tiene que los siguientes elementos: Sn, Cu, Cd, As, Se, Sb, Mo, Ag, Hg y Pb, poseen un valor del factor de interferencia considerablemente mayor al 100%. Estos elementos se denominan atmófilos y se definen como aquellos en los que su masa, que se transporta a través de la atmósfera es mayor que la correspondiente a la movilizada a través de los ríos y aguas de escurrimiento. La mayoría de los elementos atmófilos son volátiles y presentan óxidos metálicos con puntos de ebullición relativamente bajo (Stumm y Morgan, 1981). Otro aspecto que se conoce de elementos tales como el

Tabla 3. Fuentes naturales y antropogénicas de las emisiones atmosféricas a nivel mundial.

Elemento	Flujo del Polvo Continental	Flujo del Polvo Volcánico	Flujo de los Gases Volcánicos	Emisiones del Particulado Industrial	Flujo de los Combustibles Fósiles	Emisiones Totales, Industriales+ Combustibles Fósiles	Factor de Interferencia Atmosférica
Al	356,500	132.50	8.4	40,000	32,000	72,000	15
Ti	23,000	12.00	-	3,600	1,600	5,200	15
Sm	32	9	-	7	5	12	29
Fe	190,000	87.750	3.7	75,000	32,000	107,000	39
Mn	4,250	1,800	2.1	3,000	160	3,160	52
Co	40	30	0.04	24	20	44	63
Cr	500	84	0.005	650	290	940	161
V	500	150	0.050	1,000	1,100	2,100	323
Ni	200	83	0.0009	600	380	980	346
Sn	50	2.4	0.005	400	30	430	821
Cu	100	93	0.012	2,200	430	2,630	1,363
Cd	2.5	0.4	0.01	40	15	55	1,897
Zn	250	108	0.14	7,000	1,400	8,400	2,346
As	25	3	0.1	620	160	780	2,786
Se	3	1	0.13	50	90	140	3,390
Sb	9.5	0.3	0.013	200	180	380	3,878
Mo	10	1.4	0.02	100	410	510	4,474
Ag	0.5	0.1	0.0006	40	10	50	8,333
Hg	0.3	0.1	0.001	50	60	110	27,500
Pb	50	8.7	0.012	16,000	4,300	20,300	34,583

Modificada de Lantzy y Mackenzie (1979), véase el trabajo original para las suposiciones y la discusión de las fuentes de información. Todos los flujos son en unidades de 10^8 g. año⁻¹.

mercurio, arsénico, selenio, estaño y plomo, es que pueden ser metilados y liberados hacia la atmósfera en forma de vapores y que el mercurio, arsénico, y selenio específicamente, son movilizados como vapores inorgánicos durante la combustión del carbón mineral. En contraste, elementos como el aluminio, titanio, manganeso, cobalto, cromo, vanadio y níquel, son denominados litófilos debido a que su masa que se transporta hacia los océanos por las aguas de escurrimiento excede a la transportada atmosféricamente.

Lantzy y Mackenzie (1979), señalan que es necesaria una mayor información e investigación para interpretar los datos de la tabla 3 y poder establecer balances globales para los elementos atmófilos. Sin embargo, hay argumentos que permiten inferir que el mercurio, arsénico y selenio (y quizá otros metales atmófilos) poseen flujos significativos desde la atmósfera a la superficie del mar.

El caso de las plantas termoeléctricas, sólo parece tener repercusión a nivel regional, en cuanto a constituirse como fuente de metales hacia el ambiente. De igual manera, las fuentes geotérmicas y las erupciones volcánicas, provocan también una notable contaminación atmosférica en regiones donde éstas se presentan. Durante el proceso de fundición que se lleva a cabo en la industria metalúrgica ocurre

también la contaminación atmosférica por metales, en tal proceso se emiten particulados, los cuales frecuentemente se hallan constituidos por materiales tóxicos que terminan precipitándose más tarde en el ambiente. En la tabla 3, es evidente observar el papel y significado que tienen las erupciones volcánicas en el contexto global; sobresalen por éstas fuentes los flujos del aluminio, titanio, hierro y manganeso.

FUENTES ESPECIALES

Existe una variedad de fuentes aportadoras de metales pesados las cuales no pueden ser explícitamente subdivididas como fuentes puntuales o no-puntuales. Tal es el caso de la corrosión del hierro, que ocurre cuando la oxidación atmosférica provoca una disolución del hierro en presencia de la humedad, la cual actúa como un electrolito. Así, la corrosión es acelerada en la zona costera donde el viento que transporta las sales aumenta la conductividad del electrolito, y facilita el flujo de la corriente en lo que puede ser referido como una celda voltaica, con disolución anódica (la corrosión) y la depositación catódica (el "moho"). La liberación de gases ácidos (tales como el SO_2 , NO_2 , HCl , etc), en la atmósfera genera precipitaciones ácidas que actúan como electrolitos en la corrosión electroquímica.

Se tiene por otra parte, las operaciones de perforación petrolera que se caracterizan por que requieren de sustancias químicas, que contienen elementos que pueden generar un problema de contaminación potencial entre las cuales estaría la de contribuir con metales en los fondos marinos, constituyen una fuente especial también. Sobre este asunto no se cuenta con información disponible que permita evaluar y discutir la magnitud de estas actividades, que son de consideración si se toma en cuenta

la frecuencia y la magnitud de las operaciones de perforación petrolera en el Golfo de México. Evidentemente esto permite señalar y resaltar lo indispensable que es investigar este tipo de actividad en la región.

El tributil estaño, cuya utilización es muy amplia como componente activo de las pinturas marinas anti-incrustantes, es gradualmente liberado desde las superficies de las embarcaciones, donde es aplicado. A pesar de su vida media ambiental breve, éste puede alcanzar concentraciones relativamente altas en el agua de mar, particularmente en las bahías y puertos donde permanecen los navíos por periodos que pueden ser suficientes, si se considera además que las aguas de estos puertos semicerrados son más reactivas. El tributil estaño es extremadamente tóxico para algunos organismos marinos y ha causado daños severos a las pesquerías del ostión en Inglaterra y Francia. Debido a la falta de información es difícil de evaluar que el tributil de estaño sea o no un contaminante problema en el Golfo de México, pero habiéndose encontrado niveles muy elevados de este compuesto en el tejido de ostiones de Galveston Bay, Texas (Wade *et al.*, 1988), ello supone la necesidad de una evaluación urgente del tributil estaño en la región (Mee, 1989).

USOS DEL CADMIO, MERCURIO Y PLOMO

Independientemente de que muchos de los aspectos sobre las fuentes para los metales se pueden generalizar, es evidente que existen diferencias significativas sobre los mecanismos por los cuales se transfieren al ambiente marino algunos de estos elementos en parti-

cular. De acuerdo a la toxicidad y movilización relativa de los metales, existen antecedentes diversos en la literatura, que revelan que el cadmio, mercurio y plomo, son los que revisten una mayor atención y preocupación entre los científicos y la población en general. En esta

sección se presenta una breve revisión de los usos principales de estos tres metales y la producción mundial de los mismos.

En la tabla 4 se presenta un resumen de los usos más importante que se han compilado en los Estados Unidos para el cadmio, plomo y mercurio (Laws, 1981). A pesar de tratarse de un país con mayor desarrollo que Latinoamérica, y con datos de hace más de veinte años, la información es válida en cuanto a los usos enumerados, pues permite tener una mayor claridad sobre la magnitud de los mismos, y bien se puede aplicar a México.

Con una producción mundial que actualmente rebasa las 17,000 toneladas al año, el cadmio es empleado principalmente en el galvanizado de diferentes objetos metálicos hechos de acero, hierro, cobre y otras aleaciones con objeto de prevenir la corrosión. Le siguen en uso, la producción de pigmentos a base de ciertos

compuestos de cadmio (sulfuro de cadmio y seleniuro de cadmio), que se emplean en una amplia variedad de productos como el plástico, vidrio, hule, cerámica y textiles. Enseguida sobresale el uso del cadmio, como estabilizador térmico en plásticos para retardar la degradación a consecuencia de temperaturas elevadas. Después, y en menor proporción el cadmio se emplea combinado con el bismuto, plomo, estaño, níquel, cobre y plata en la producción de aleaciones para una variedad de aplicaciones; en menor escala, también se consume en la producción de baterías recargables de níquel y cadmio. Las fuentes de exposición son el viento, agua, los alimentos y el tabaco. Los cigarros son la mayor fuente de exposición de cadmio y el alimento representa la ruta principal de ingreso para los humanos.

Finalmente, hay una gama muy amplia de aplicaciones menores que incluyen la fabricación de fungicidas empleados ampliamente en la agricultura, parte de aparatos y equipos, tubos de televisores y pantallas de rayos X.

Tabla 4. Principales usos del cadmio, mercurio y plomo.

Cadmio	
Galvanizado (45%)	Aleaciones (7.5%)
Pigmentos (21%)	Baterías (3%)
Estabilizadores plásticos (15.1%)	Otros (8.4%)
Mercurio	
Aparatos eléctricos (42.2%)	Preparaciones dentales (3.1%)
Producción de cloro y sosa (24.7%)	Catalizadores (2%)
Pinturas (12.1%)	Otros (7.9%)
Dispositivos de medición (7.8%)	
Plomo	
Productos metálicos (12.3%)	Pigmentos (7.1%)
Soldadura (4.2%)	Gas antidetonante (16.1%)
Baterías (56.3%)	Otros (4%)

() Porcentaje relativo a su uso en Estados Unidos hace 25 años (Laws, 1981).

Los principales países productores de mercurio son España, Italia, Unión Soviética, China, México y los Estados Unidos. Su principal uso recae en formar partes de piezas de aparatos eléctricos diversos, en las luces de neón, baterías, rectificadores, transistores, entre otros. Una proporción muy importante del mercurio se consume en la producción de cloro y sosa cáustica, en la que se utilizan como cátodo en el proceso electrolítico en el cual se obtiene cloro (Cl₂) e hidróxido de sodio (NaOH) a partir de una solución de cloruro de sodio. Otro uso que probablemente en la actualidad se ha reducido, es el de formar parte de las pinturas anti-incrustantes y a prueba de enmohecimiento. Contrariamente al uso anterior, en la actualidad se ha incrementado el empleo del mercurio en las preparaciones dentales y dispositivos de medición en manómetros y termómetros. Sin embargo, el uso que seguramente en estas últimas tres décadas se ha acelerado es el relacionado con la producción de cloruro de polivinilo (PVC) y otras fibras sintéticas donde el mercurio actúa como catalizador en los procesos de formación. Finalmente, se pueden citar otros usos que incluyen a la industria farmacéutica, a la del papel y celulosa, de amalgamas y purificación de metales.

El plomo es obtenido primordialmente de los yacimientos de galena (PbS). Existen evidencias históricas que indican que este metal fue empleado por los egipcios en el año 1500 a.c., los romanos lo utilizaron extensivamente en sus acueductos y en la producción de recipientes para cocina. En la actualidad la producción mundial de plomo debe superar los 3.2 millones de toneladas al año.

México y Perú son los países productores más importantes de Latinoamérica (CRM, 1988). En 1978, la producción de plomo refinado alcanzó un máximo de 225,472 toneladas y en años recientes, la producción se ha mantenido en un nivel superior a las 180,000 toneladas por año (Albert y Badillo, 1991). De 1983 a 1987, México ocupó el sexto lugar mundial como productor del metal. Albert y Badillo, (1991) han estimado que entre un 50-60% de la producción de plomo en México, es utilizada como óxido y empleada en diversos procesos industriales, de los cuales sobresale en particular la manufactura de baterías y producción de tetraetilo de plomo; lo cual en proporción (%) es similar al tipo de uso que se hacía del elemento hace veinticinco años en los Estados Unidos.

Con un consumo del orden de los 1.5 millones de toneladas al año (US Dept. of the Interior, 1978), Estados Unidos empleaba el metal principalmente en la producción de baterías (56.3%) y como antidetonante (16.1%). Sin embargo, en los últimos diez años se ha dado una tendencia a aumentar el uso del metal en la fabricación de baterías y disminuir su aplicación como antidetonante de las gasolinas, esto último ha sido consecuencia de que en varios países se ha cambiado el status legal (EPA, 1977) relacionado con el uso de aditivos de plomo para las gasolinas.

Sobre una base nacional en México el consumo de gasolina con plomo se comenzó a incrementar marcadamente en los años cuarentas con un máximo en los setentas empezando su reducción a finales de los años ochentas (INEGI, 1999), esto gracias a una política de las autoridades para disminuir la exposición y los niveles de este contaminante en la atmósfera. La introducción de gasolina sin plomo comenzó en 1990, aunque todavía en 1997 estuvo disponible en el país gasolina con bajo contenido de plomo (Rosas-Jaramillo y Rodríguez-Martínez, 2001).

Otra proporción importante del plomo se consume en la fabricación de productos metálicos que incluyen a las municiones, bronce, latón, recubrimiento de cables, metales para cojinetes, vaciado de metales y tuberías.

La fabricación de pigmentos, aunque con una tendencia a reducirse, constituye otra vía de consumo del plomo. En el período de 1954-1967, un total de 2,038 niños fueron tratados solamente por exponerse y consumir pinturas a base de plomo en la ciudad de New York, de estos niños, 128 murieron (Craig y Berlin, 1971). Con base en lo anterior, la Food and Drug Administration (FDA), limitó el uso de las pinturas sobre una concentración de 5,000 ppm de plomo en las superficies residenciales accesibles a los niños (Waldron y Stöfen, 1974). Con el advenimiento y el desarrollo de pigmentos no-tóxicos se ha dado la tendencia de sustituir cada vez más a los compuestos de plomo.

Finalmente una menor proporción del plomo es utilizada en una gran variedad de productos que incluyen el esmaltado, galvanizado, blindaje y reactivos químicos.

EVALUACIÓN DE LAS FUENTES DE CONTAMINACIÓN METÁLICA

Los metales se presentan en diferentes formas en el ambiente acuático. Los principales reservorios abióticos de los metales son: la columna de agua, los sedimentos suspendidos, y depositados y el agua intersticial. Cuando se alteran las condiciones redox se puede provocar un incremento en las concentraciones de metales y así por procesos de difusión, compactación y bioturbación afectar la concentración de los mismos en las aguas sobreyacentes.

La columna de agua y los sedimentos suspendidos (si el metal va disuelto) de alguna manera son los receptores primarios de los desechos metálicos. La mayoría de la información generada sobre los niveles de metales pesados transportados por las aguas naturales se ha generado analizando el material retenido al hacer pasar un determinado volumen de agua por membranas de 0.95µm de diámetro de poro. En la tabla 5 se presentan los porcenta-

Tabla 5. Porcentaje de metales pesados transportados y asociados con el material suspendido en algunos ríos de los Estados Unidos y México.

Ríos	Fe	Mn	Cu	Cd	Co	Pb
Palizada (a)	99.6	95.8	64.4	19.7	13.6	74.2
Candelaria (a)	87.9	89.7	25.0	22.3	10.0	18.2
Cruces (a)	90.8	40.0	38.7	53.8	89.0	81.0
Piñas (a)	96.8	78.3	8.7	36.0	53.3	37.8
Mississippi (b)	99.0	98.0	90.0	83.0	97.6	-
Ríos contaminados de USA (c)	98.0	-	63.0	-	-	84.0
Promedio Ríos del Mundo (d)	99.8	98.0	81.0	-	97.5	98.0

(a) Calculados de Páez-Osuna *et al.* (1987a), (1987b); (b) Calculados de la información dada por Trefry y Presley (1976); (c) Tomada de Kopp y Comer (1968); (d) Sobre una escala global (Martín y Meybeck, 1979).

jes de metales transportados asociados al material suspendido en algunos ríos que se consideran contaminados en Estados Unidos (Kopp y Comer, 1968), y otros más que descargan en el Golfo de México. Los datos de esta tabla indican que los metales se transportan asociados predominantemente al material suspendido. La excepción la constituyen los ríos pequeños, tales como Las Cruces y El Piñas, o bien, el río Candelaria cuya característica es que se halla asociado a un ambiente carbonatado. Los valores del río Mississippi son los más cercanos al promedio de los ríos del mundo. Los porcentajes de metales asociados al material suspendido son una expresión de la vulnerabilidad de las rocas hacia un elemento determinado, más que una estimación de la solubilidad (Martín y Meybeck, 1979), y depende de la geoquímica regional del área y el clima. En metales como el cobalto, cadmio y cobre, se nota una tendencia a transportarse mayormente en la fracción disuelta en ríos cuya cuenca de drenaje se caracteriza por la presencia de carbonatos (río Candelaria), o zonas pantanosas (río Cruces y Piñas).

Con objeto de identificar y localizar la fuente que suministra los metales a los cuerpos de agua receptores (ríos, lagos, lagunas, estuarios y mares marginales) frecuentemente se hace una diferenciación entre fuentes puntuales y no-puntuales. Las zonas rurales generalmente se consideran como fuentes no-puntuales debido a que los aportes de los metales se generan desde grandes extensiones de área. En las zo-

nas urbanas por su parte se tiene la posibilidad de tener a los dos tipos de fuentes, aunque en las áreas industrializadas es común localizar y caracterizar las descargas de los efluentes que provocan la contaminación metálica.

Diversas investigaciones han permitido establecer que el análisis de los sedimentos puede ser particularmente útil en la detección de las fuentes de contaminación y en la selección de sitios críticos para el muestreo rutinario de contaminantes que están siendo descargados en las aguas y que no permanecen disueltos debido a que ellos son rápidamente adsorbidos por el material particulado, pudiendo así escapar a la detección en el análisis de agua. Durante los períodos de flujo reducido o cuando se mezclan las aguas dulces con las del mar, los materiales suspendidos son depositados en el lecho de los estuarios o el mar, incorporándose finalmente en los sedimentos del fondo. Cuando se logra establecer la distribución lateral y espacial, las fuentes locales de contaminación pueden ser determinadas y evaluadas. Esta información ayuda a identificar descargas clandestinas o disimuladas de fábricas o de otro tipo de actividades. Bajo condiciones favorables también es factible detectar las fuentes de contaminación aún después de un cierto tiempo de haberse dado. Adicionalmente, es posible deducir el desarrollo y la evaluación de la intensidad de la contaminación metálica a partir del análisis de la columna sedimentaria. En determinados lugares, algunos núcleos "fechados" preservan la secuencia histórica de la con-

taminación y permiten estimar el nivel básico de referencia, así como las variaciones de los aportes de un contaminante sobre un período extendido en decenas o cientos de años (Páez-Osuna y Osuna-López, 1987; Ruiz-Fernández *et al.*, 2003; 2004).

LITERATURA CITADA

- Albert, L.A. y F. Badillo, 1991.** Environmental lead in México. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 17: 1-49.
- Anderson, D.H. y H.E. Hawkes, 1958.** Relative mobility of the common elements in weathering of some squists and granite areas. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 14: 204-210.
- Angino, E. E., L.M. Magnuson, T. C. Waugh, O.K. Galle y J. Bredfeldt, 1970.** Arsenic in detergents possible danger and pollution hazard. *Science*, 168: 389-390.
- Bertine, K.K. y E.D. Goldberg, 1971.** Fossil fuel combustion and the major sedimentary cycle. *Science*, 178: 233-235.
- Craig, P.P. y E. Berlin, 1971.** The air of poverty. *Environment*, 3: 2-9.
- Consejo de Recursos Minerales (C.R.M.), 1988.** Sumario Estadístico de la Minería Mexicana 1983-1987. México D. F.
- EPA, 1977.** Environmental Protection Agency, Code of Federal Regulations, Part 80. Regulations of fuels and fuels additives, Washington, D. C.
- Forstner, U. y G.T.W. Wittmann, 1979.** Metal Pollution in the Aquatic Environment. Springer Verlag, New York. 485 p.
- Goldberg, E.D., 1976.** The Health of the Oceans. UNESCO Press., Paris, 172 p.
- Harris, R. C. y J.A.S. Adams, 1965.** Geochemical and mineralogical studies on the weathering of granitic rocks. *American Journal of Science*, 264: 146-173.
- INEGI, 1999.** Anuario Estadístico de los Estados Unidos Mexicanos 1988-1989. Instituto Nacional de Estadística, Geografía
- Klein, L.A., M. Lang, N. Nash y S.L. Kirschner, 1974.** Source of metals in New York City waste-water. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 46: 2653-2662.
- Kopp, J.F. y R.C. Corner, 1968.** US Federal Water and Control Administration, 67 p.
- Lantzy, R.J. y F.T.Mackenzie, 1979.** Atmospheric trace metals: global cycles and assesment of man's impact. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 43: 511-525
- Laws E.A., 1981.** Aquatic Pollution. J. Wiley Sons. New York. 454 p.
- Martin, J.M. y M. Meybeck, 1979.** Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Marine Chemistry*, 7: 173-206.
- Mc Elroy, A. D. S.Y. Chiu, J.W. Nebgen, A. Aleti y E. Vondegrift, 1975.** Water pollution from non-point source. *Water Research*, 11: 675-681.
- Mee, L.D., 1989.** Trace metal contamination in the Wider Caribbean Region. Marine Environmental Studies Laboratory, IAEA. 13 p.
- Murozumi, J., T.J. Chow y C. Pattereson, 1969.** Chemical concentrations of pollution aerosols, terrestrial dusts and sea salts in Greenland and Antarctica snow strata. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 33: 1247-1294.
- Páez-Osuna, F., 1988.** Geoquímica de los metales pesados en los sedimentos del Mar de Cortés. Tesis doctoral, UACPyP del CCH, Univ. Nal. Auton. México, 391 p.
- Páez-Osuna, F. y M.G. Frías-Espericueta, 2001.** Bioacumulación, distribución y efectos de los metales pesados en los peneidos, p. 245-269. *In:* F. Páez-Osuna (Ed.) Camaronicultura y Medio Ambiente. UNAM, El Colegio de Sinaloa, México, D.F.
- Páez-Osuna F., y J.I. Osuna-López, 1987.** Acumulación de metales pesados en Mitla: una laguna costera tropical. *Ciencias Marinas*, 13: 97-112.
- Páez-Osuna, F., D.S. Valdez-Lozano, H.M. Alexander y H. Fernández, 1987a.** Trace metals in the fluvial system of Terminos Lagoon México. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6): 294-297.
- Páez-Osuna, F., S. Valdez-Lozano, H.M. Alexander, H. Fernández-Pérez y J.I. Osuna-López, 1987b.** Níquel y plomo en las fracciones disueltas y particuladas del sistema fluvio-lagunar de la Laguna de Términos, México. *An. Instit. De Ciencias del Mar y Limnología*, 14: 79-86.
- Phillips, D.J., 1980.** Quantitative Aquatic Biological Indicators. Applied Science Publishers London, 488 p.

- Rosas-Jaramillo, J.A. y N. Rodríguez-Martínez, 2001.** Gasolinas IV. Evolución de requerimientos de la calidad de los productos petroleros. <http://www.franquiciapemex.com/octanaje/13gas.htm>.
- Ruiz-Fernández, A.C., F. Páez-Osuna, M.F., Soto-Jiménez, C., Hillaire-Marcel, y B. Ghaleb, 2003.** Historical trends of metal pollution recorded in the sediments of Culiacán river estuary, Northwestern Mexico. *Applied Geochemistry*, 18: 577-588.
- Ruiz-Fernández, A.C., F. Páez-Osuna, J. Urrutia-Fucugauchi, M., Preda, I. Rahault, 2004.** Historical trace metal fluxes in the México City metropolitan zone as evidenced by a sedimentary record from the Espejo de los Lirios lake. *Journal of Environmental Monitoring*, 6: 473-480.
- Simpson, J.H., 1994.** Introduction to the North Sea Project, p. 1-4. *In*: H. Charnock, K.R. Dyer, J.M. Hurthnace, P.C. Liss, J.S. Simpson and P.B. Tett (Eds.). *Understanding the North Sea System*. Philos. Trans. R. Soc. London, Ser. A. 343.
- Siegel, F. R., 1974.** *Applied Geochemistry*. John Wiley & Sons. New York. 365 p.
- Spalding, R.F., y W.M. Sackett, 1972.** Uranium in runoff from the Gulf of Mexico distributive province: anomalous concentration. *Science*, 175: 629-631.
- Stumm, W. y J.J. Morgan, 1981.** *Aquatic Chemistry*. John Wiley & Sons, New York. 780 p.
- Trefry, J.H. y B.J. Presley, 1976.** Heavy metal transport from the Mississippi river to the Gulf of México, p.39-76. *In*: H.L. Windom H.L. and R.A. Duce (Eds), *Marine Pollutant Transfer*, Lexington Books, United States.
- UNEP, 1982.** *Development and Environment in the Wider Caribbean Region. A synthesis*. UNEP, Nairobi, 41 p.
- US Department of Interior, 1978.** *Minerals yearbook*. Vol. 1. U.S Goberment printing offic, Washington, D. C. 1484 p.
- Wade, T.L., B. García- Romero y J. Brooks, 1988.** Tributyltin contamination in bivalves from United States coastal estuaries. *Environmental Science and Technology*, 22(12): 1488-1493.
- Waldron, H. A. y D. Stofen, 1974.** *Sub-clinical Lead Poisoning*. Academic Press. New York, 224 p.
- Wittmann, G.T.W. y U. Forstner, 1975.** Metal enrichment of sediments in inland waters-the Hartbeesport Dam. *Water SA*, 1: 76-82.

Páez-Osuna, F., 2005. Efectos de los metales, p. 343-360. *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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Efectos de los Metales

Federico Páez-Osuna

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

20

RESUMEN

La toxicidad de los metales está influenciada por factores de tipo fisicoquímico (salinidad, pH, Eh, dureza) y biológico (edad, talla, hábitos alimenticios, madurez). Los efectos de éstos elementos en los organismos se asocian con perturbaciones de los sistemas enzimáticos en los compartimentos intracelulares. El cadmio se acumula en los tejidos y lesiona principalmente los mecanismos de regulación de iones. El cobre al igual que el mercurio y el zinc se ha observado que provoca un efecto inhibitorio importante en el metabolismo respiratorio de crustáceos, en los bivalvos se han notado diversos efectos subletales, que van desde la disminución del ritmo cardíaco, deformaciones de la concha, hasta una disminución de la movilidad de los gametos. El manganeso tiene poca significancia como contaminante en el medio acuático, en cambio recientemente el tributil-estaño ha llamado seriamente la atención, debido a los efectos nocivos que produce; deformidades en el crecimiento, muerte de huevecillos, reducción significativa en los procesos de desove y en el crecimiento después de la fijación de las larvas de ostión. El mercurio es el metal típicamente bioacumulado en los componentes de la cadena alimentaria, niveles bajos en el agua ($\mu\text{g/L}$) reducen la biomasa y la diversidad de las comunidades algales; en crustáceos, los efectos del mercurio son más pronunciados que los provocados por otros metales. Los efectos crónicos y agudos del plomo incluyen daños histopatológicos, deformidades, neuro-toxicidad, anemia hemolítica e inhibición de la síntesis de la hemoglobina y ocurren en peces aún en concentraciones del orden de $8 \mu\text{g/L}$ en el agua.

ABSTRACT

The metal toxicity is influenced by water physicochemical characteristics as salinity, pH, Eh and hardness and biological factors as age, size, feeding habits and maturity. The effects of these elements on the organisms are associated with perturbations on the enzymatic system into the cell compartments. Cadmium is accumulated into the tissues and injures mainly the ion regulation mechanisms. Copper, as well as mercury and zinc, has been observed that causes an important inhibitory effect of the respiratory metabolism of the crustaceans and it has been noted several sublethal effects on bivalves, from the decrease of cardiac rhythm to a reduction of the gametes mobility. Manganese has small significance as contaminant of the aquatic environment; on the other hand, recently tributyl-tin has been noted seriously due to harmful effects that are produced on oysters, as deformity during growing, egg mortality, significant reduction of spawning processes and growing, after the larval fixation. Mercury is the metal typically bioaccumulated into the food chain components and low levels in

water ($\mu\text{g/L}$) are enough to reduce the algae community biomass and diversity; in crustaceans, the mercury effects are more pronounced than those promoted by other metals. The chronic and acute effects of lead include histopathological lesions, deformities, neurotoxicity, haemolytic anaemia and inhibition of the haemoglobin synthesis in fishes, even in water levels as low as $8 \mu\text{g/L}$.

INTRODUCCIÓN

A diferencia de otras sustancias como los plaguicidas y los radioisótopos artificiales, los metales se hallan presentes formando parte de los seres vivos y de la corteza terrestre. Los efectos adversos de los metales dependen de su interacción con los organismos o las comunidades en su totalidad. Existe un balance muy delicado entre los organismos y el ambiente, el cual está determinado por la utilización de los metales en los procesos catalíticos que ocurren en la célula y la bioacumulación de estos niveles tóxicos. Este balance está influenciado no solamente por la abundancia y disponibilidad de los metales en la corteza terrestre, sino también por las transformaciones que sufren estos elementos a consecuencia de las alteraciones fisicoquímicas y biológicas que provocan y/o aceleran las actividades humanas.

Existe una numerosa cantidad de factores que tienen influencia sobre la toxicidad de los metales en los organismos acuáticos. En primera instancia éstos pueden dividirse en factores de tipo fisicoquímico y de tipo biológico. Los primeros involucran a todos aquellos parámetros que afectan a la especiación química de los metales, con la presencia de otros metales y de otros contaminantes (plaguicidas, hidrocar-

buos del petróleo). Los factores biológicos que influyen o que tienen relación con los efectos de los metales están estrechamente vinculados con las condiciones propias de los organismos como son la edad, talla, peso, sexo, estadio, madurez gonádica, capacidad de adaptación, hábitos alimenticios, entre otros. En la tabla 1 se muestran algunas de las variables que influyen sobre la forma química de los metales, que a su vez influyen en la toxicidad de los mismos, por ello los factores que afectan a la especiación química, también influyen indirectamente en los efectos fisiológicos y toxicológicos que producen los metales sobre los organismos.

Los efectos de los metales en los organismos en general se caracterizan por las perturbaciones que sufren una amplia variedad de sistemas enzimáticos en los compartimentos intracelulares. Estas manifestaciones tóxicas han sido observadas en todos los animales estudiados, incluyendo a los organismos acuáticos y al hombre mismo.

Organismos marinos como los peces, por ejemplo, varían en su respuesta hacia los metales, la única generalización que se hace en tal sentido, es la referente a que los salmónidos

Tabla 1. Factores que afectan la especiación química y que influyen en la toxicidad de los metales en el ambiente acuático (Modificado de Stumm y Morgan, 1984).

Variables	Comentarios
pH, alcalinidad, ligandos orgánicos e inorgánicos	Cambios en la distribución de las especies que influyen en la formación de complejos; cambios en la capacidad de adsorción.
Densidad de organismos	Reduce la disponibilidad de metales y cambia la distribución de las especies a causa de la adsorción sobre las superficies celulares y/o acomplejamiento de los exudados de la biota
Concentración de partículas y coloides	Los metales son secuestrados por partículas de los óxidos de hierro, manganeso y aluminio y de las arcillas.
Potencial Redox	Afecta el estado de oxidación de los metales; la disponibilidad y la movilización de ciertos metales como el manganeso, lo cual frecuentemente ocurre más fácilmente en potenciales redox reducibles.

tienden a ser más sensibles que los ciprinidos (Alabaster, 1971). Una de las primeras hipótesis que se manejan para explicar la toxicidad de los metales en peces, es que, ésta es originada por la asfixia que sobreviene de la coagulación de las mucosidades sobre las branquias

(Jones, 1964), la cual parece ser justificada en altas concentraciones, pero no para concentraciones menores, donde esta hipótesis es ciertamente una sobre-simplificación (Alabaster y Lloyd, 1980).

EFFECTO DE LOS METALES EN ORGANISMOS ACUÁTICOS

Aluminio

La información generada experimentalmente en la literatura es contradictoria, ello se debe probablemente a causa de las amplias variaciones en el pH, originadas por la presencia del aluminio. Un rasgo importante de las propiedades químicas del aluminio es la tendencia a formar sales solubles (Al^{+3}) en medio ácido y compuestos aluminatos solubles ($Al(OH)_4^-$) en medio alcalino. Entre un intervalo de pH de 6.5 – 7.5 se forma el hidróxido insoluble $Al(OH)_3$. Debido a que el aluminio soluble es el principal factor en la toxicidad aguda, la toxicidad real de los compuestos del aluminio dependerá del pH, entre otros factores (Freeman y Everhart, 1971).

En principio, es difícil tener efectos tóxicos a pH neutros, mientras que en aguas alcalinas o ácidas debe de suceder lo contrario. Pormann (1981) sugiere que la mortalidad de peces en aguas sujetas a precipitación ácida, puede ser atribuida al incremento de la toxicidad de compuestos del aluminio que ocurren naturalmente.

A mediados de los ochenta, se dio a conocer la presencia de la calmodulina, una proteína que regula el calcio, en las branquias y moco de los peces (Flik *et al.*, 1984); la calmodulina se enlaza selectivamente al aluminio inorgánico mononumérico provocando cambios en la proteína, estos cambios dan lugar a una reducción en la capacidad de la calmodulina para mediar la actividad de la ATPasa y fosfodiesterasa dependiente del calcio (Siegel y Haug, 1983). Dado el involucramiento de la calmodulina en numerosas rutas bioquímicas, su interacción con el aluminio puede ser una lesión clave en el síndrome ampliamente definido de la toxicidad del aluminio (Siegel y Haug, 1983).

Arsénico

El arsénico y sus compuestos son ampliamente distribuidos en la naturaleza, y existen principalmente en dos estados de oxidación: arsenito (+III) y arsenato (+V). Los compuestos orgánico e inorgánico son usados en la fabricación de los plaguicidas, como fungicida, insecticida y herbicida. Sus compuestos son emitidos a la atmósfera a través de fuentes naturales e industriales.

El intervalo de concentraciones registrado en las aguas naturales es de $0.5 \mu g L^{-1}$ a más de $5000 \mu g L^{-1}$. Para aguas dulces es menor de $10 \mu g L^{-1}$. Cantidades muy pequeñas pueden encontrarse en los alimentos, con altas concentraciones en los alimentos marinos, principalmente en los crustáceos, con niveles por arriba de $30 \mu g g^{-1}$ peso seco.

Casi todo el arsénico presente en los alimentos marinos es arsénico orgánico, el cual es considerado mucho menos tóxico que el arsénico inorgánico. Se ha estimado que la media del arsénico total ingerido por los alimentos (excluyendo los crustáceos) es de aproximadamente $30 \mu g/persona/día$.

El arsénico inorgánico puede provocar efectos agudos, subcutáneos y crónicos. La base sobre la tolerancia máxima provisional semanal en un adulto de entrada recomendada por la WHO/FAO es de $15 \mu g/kg/semana$ para una exposición crónica.

La información relacionada sobre el efecto del arsénico en los animales marinos esta muy dispersa. En experimentos con larvas de peces, Applegate *et al.* (1957) encontró un CL_{50} (24 horas) de $5 mg/l$, mientras que estudios desarrollados en Estados Unidos por la

Environmental Protection Agency (EPA, 1980), señalan un CL_{50} (96 horas) de 14.9 y 16.0 mg/L para *Apelis quadricus* y el juvenil *Menidia menidia*. Recientemente Taylor *et al.* (1985), encontraron un valor de CL_{50} (96 horas) muy similar de 28.5 y 27.3 mg L⁻¹ en los peces *Limanda limanda* y *Chelon labrosus*, respectivamente, las pruebas se hicieron empleando arsénico trivalente y previo al efecto letal ambas especies experimentaron problemas menores en la respiración, y en el caso de *Chelon labrosus* ésta mostró cierta decoloración de la epidermis. Por su parte, los invertebrados marinos, parecen tener una sensibilidad similar debido a que la mayoría presenta una respuesta tóxica aguda en 5 mg L⁻¹ (Taylor, 1981a).

Estudios llevados a cabo por la FDA y la National Marine Fisheries Services en crustáceos reportan niveles de arsénico total entre 1.1 ppm a 30 ppm (en base a peso húmedo).

La Organización Mundial de la Salud (WHO/FAO, 1989) sugiere una ingestión semanal máxima tolerable para un adulto (PTWI) de arsénico inorgánico de 0.015 mg As/kg peso del cuerpo para alimentos y no más de 20 µg/L en el agua potable (WHO, 1983).

Cadmio

El cadmio es ampliamente distribuido en niveles muy bajos en el medio ambiente. Hasta donde se sabe se considera un metal no esencial para los humanos, plantas y animales. El cadmio se acumula principalmente en el hígado y riñón de los organismos y se tiene conocimiento que lesiona principalmente los mecanismos de regulación de los iones más que afectar las funciones respiratorias nerviosas (Hellowell, 1989). Evidencias recientes en estudios de hipocalcemia inducida por cadmio, sugieren que la reducción de las concentraciones de calcio en el plasma debe ser la responsable directa de la mortalidad (Roch y Maly, 1979). No obstante que el cadmio puede ser eliminado de los tejidos después de dosis intermitentes o una simple exposición, grandes cantidades absorbidas pueden ser rápidamente adquiridas, pero lentamente eliminadas, así los organismos pueden sobrevivir a exposiciones de períodos cortos y grandes dosis para morir subsecuentemente.

El cadmio es absorbido por el cuerpo humano lentamente, con un tiempo de vida medio estimado de 10-30 años.

En una investigación sobre la toxicidad aguda del cadmio en el pez estuarino *Ambassis commersoni* se observó malformación de los ojos, la cual condujo a la muerte de los organismos (Pragatheeswaran *et al.*, 1989), adicionalmente se notó un agotamiento casi total del contenido de glucógeno en los músculos y el hígado, además de cambios en la conducta antes de perecer los peces. Estos últimos aspectos han sido previamente observados en otras especies como *Heteropneustes fossilis* (Sastry y Subhadra, 1982; Larson y Haux., 1982) y *Salmo gairdneri* (Larson *et al.*, 1984).

Ooi y Law (1989) encontraron que la extensión de los cambios histológicos en el riñón del pez marino *Mylio macrocephalus* después de administrarles cadmio, esta relacionada con el tiempo de exposición y el número de dosificaciones. Una dosis de 7.5 µg/kg en el organismo administrado intra-peritonealmente fue lo suficientemente fuerte para producir lesiones renales severas en el pez, las observaciones al microscopio revelan una deformación temprana de los bordes del riñón, atrofia en el citoplasma basal y picnosis nuclear en los tubulos, así como cambios necróticos en los corpúsculos renales.

En comparación con otros organismos se han realizado pocos estudios sobre los diversos aspectos de la toxicidad del cadmio en crustáceos, solamente en estos últimos años se han efectuado estudios al respecto. Burton y Fisher (1990) investigaron los efectos del cadmio en el camarón *Palaemonetes pugio*, y observaron que este metal es ligeramente más tóxico en los juveniles que en los adultos. La CL_{50} (48 horas) para los camarones juveniles fue de 1.3 mg/L un nivel cuatro veces menor al obtenido por Eisler (1971) para adultos de *Panulirus bulgaris*. Eisler (1985) en su revisión sinóptica del cadmio en peces e invertebrados, señala que los crustáceos decápodos son el grupo marino más sensible en pruebas a corto plazo. El cadmio se ha observado que también provoca efectos adversos en los cangrejos, por ejemplo en las especies *Uca annulipes* y *Uca triangularis* se ha notado una respuesta inhibitoria en la tasa de respiración de estos crustáceos, siendo

después del mercurio, el cadmio, el metal que provoca los efectos más pronunciados (Uma-Devi y Prabhakara-Rao, 1989).

Ramírez *et al.* (1989) estudiaron los efectos del cadmio en la respiración y sobrevivencia del cangrejo *Callinectes similis*, una especie que se halla presente en las costas del Golfo de México; la CL_{50} (96 horas) encontrada fue de 6.35 mg/L y 73.69 mg/L para el cadmio, el cual es menor al presentado (11.6 mg/L) por Frank y Robertson (1979) en *Callinectes sapidus* la diferencia puede ser explicada, por el hecho de que los primeros autores realizaron sus pruebas con el agua del medio (lagunar en ese caso) y los segundos con agua artificial, o bien se trata de diferencias propias de cada especie.

Ramírez *et al.* (1989) señalan que en todas las concentraciones probadas, el cadmio produjo un incremento en el consumo de oxígeno, lo cual ha sido interpretado como resultado de un aumento en la actividad locomotora y en el sistema de ventilación. Estos resultados hacen sugerir a los autores, que ocurre una alteración en los mecanismos que controlan la transferencia de oxígeno, la cual puede ser el resultado de una reducción en la eficiencia de la transferencia de oxígeno sobre las branquias, o bien, de una constricción vascular en las capilaridades branquiales, lo cual a su vez provoca una cierta irregularidad en el intercambio de gases. Dhavale *et al.* (1988) estudiaron las características de la actividad de la Na^+/K^+ -ATPasa en el hepatopáncreas y branquias del cangrejo *Scylla serrata* expuesto a concentraciones agudas y subletales de cloruro de cadmio por periodos definidos. En resumen, los autores indican que la inhibición de la actividad de la Na^+/K^+ -ATPasa puede ocurrir en los tejidos de los cangrejos después de ser expuestos a concentraciones agudas y subletales de cloruro de cadmio por periodos definidos. La inhibición de esta enzima transportadora de iones que esta íntimamente relacionada con la osmoregulación, permite explicar parcialmente la toxicidad del cadmio en cangrejos.

Un incremento en la actividad de la enzima acetilcolinesterasa fue observado en los ganglios torácicos del cangrejo *Barytelphusa guerini* a los 4 días que fue expuesto a concentraciones subletales de Cd, pero después

de 15 días esta enzima fue inhibida (Reddy y Venugopal, 1993). Posteriormente, Devi y Fingerman (1995) encontraron que la actividad de la misma enzima decreció en el decápodo *Procambarus clarkii* a partir de 24 horas de exposición, sugiriendo que la inhibición de la unión de la acetilcolina a sus receptores es el mecanismo primario de la neurotoxicidad del Cd.

En crustáceos como en otros organismos, el metabolismo de los carbohidratos es de gran importancia para la obtención de la energía necesaria para cualquier actividad metabólica (crecimiento, reproducción, osmoregulación, etc.). Fingerman *et al.* (1996) señalan que la exposición crónica de las poblaciones al Cd puede alterar significativamente la hormona CHH, que es la reguladora del metabolismo de los carbohidratos en crustáceos, e inducir cambios degenerativos en el hepatopáncreas que dan como consecuencia una reducción de la síntesis de las enzimas digestivas.

En estudios experimentales sobre el efecto del cadmio en el cultivo de algas (diatomeas) *Asteriomella formosa*, se encontró que 2 mg/L del metal redujeron el crecimiento de estas, mientras que poblaciones expuestas a más de 10 mg/L inhiben su crecimiento en un día (Conway, 1978). En estudios de campo de comunidades de plancton, se encontró que la fotosíntesis del fitoplancton y la producción primaria es reducida por concentraciones tan bajas del cadmio como de 0.2 mg/L y la comunidad del zooplancton es afectada en su estructura en concentraciones de 5 mg/L o menos (Marshall y Mellinger, 1980).

Cobre

El Cu junto con otros metales pesados, es un elemento esencial para la vida de los organismos, ya que forma parte de la estructura de más de 30 enzimas y otras moléculas biológicamente importantes (Harris, 1991).

Este es uno de los metales más estudiados y por ende en el que se ha generado una mayor cantidad de información. Su toxicidad es atribuida principalmente al ión Cu (II), el cobre forma complejos fácilmente con una gran variedad de

sustancias que se hallan tanto en aguas limpias y contaminadas, también es absorbido con cierta facilidad por el material suspendido (oxidihidroxido de hierro y manganeso, minerales arcillosos, materia orgánica, entre otros). Estas propiedades y las dificultades relacionadas con la separación de las especies químicas influyen y tienen que ver con la variabilidad de los resultados que se encuentran en la literatura.

Welch *et al.* (1989) investigaron los cambios de conducta de Tilapia mozambique (*Oreochromis mossambicus*) en relación a la temperatura y su exposición al cobre. Los autores concluyen que los ensayos de temperatura preferenciales son indicadores sensitivos de la toxicidad crónica del cobre, y pueden ser utilizados para detectar cambios en los patrones de conducta que resultan de la exposición a los contaminantes acuáticos.

Uma-Devi y Prabhakara-Rao (1989), observaron que al igual que el mercurio, cadmio y zinc, el cobre provoca un efecto inhibitorio importante en el metabolismo respiratorio de cangrejos (*Uca annulipes* y *Uca triangularis*), es interesante lo señalado por los autores en el sentido de que el efecto fue más pronunciado en organismos que procedían de una zona no contaminada, que en los provenientes de un ambiente contaminado, ello permite suponer una cierta capacidad de adaptación de los organismos en general y sobre esta base es importante conocer la historia u origen de una población para poder establecer cuantitativamente la respuesta hacia un metal o cualquier otro contaminante.

Hebel *et al.* (1997) observaron daños ultraestructurales provocados por el Cu, en las células de las branquias de *Carcinus maenas* manifestado por una hiperplasia y necrosis, teniendo tales daños consecuencias sobre la regulación iónica y osmótica, así como en los procesos fisiológicos de la respiración y circulación.

En el caso de los vertebrados marinos, los datos sobre la CL_{50} (96 horas) cubren un amplio rango de valores desde 0.1 ppm para *Pseudopleuronectes americanus* (EPA, 1980b) a 20 ppm para *Fundulus heteroclitus* (La Roche, 1974). Los efectos del cobre sobre los inverte-

brados marinos son usualmente en concentraciones de 0.01 y 1.0 ppm (Taylor, 1979).

El efecto de la contaminación del cobre sobre la producción de lipofucsina ha sido estudiada en el elasmobranquio *Torpedo marmorata* (Aloj-Totaro *et al.*, 1985). La correlación del nivel de contaminación del cobre con el porcentaje de citoplasma ocupado por gránulos de lipofucsina, ha permitido demostrar que el cobre induce un deterioro celular. Adicionalmente Aloj-Totaro *et al.* (1986) han descrito el efecto del cobre sobre las mitocondrias del sistema nervioso central del mismo elasmobranquio, encontrándose una degeneración que consistió en modificaciones estructurales y funcionales en las mitocondrias de la neuronas de varias áreas del sistema nervioso central.

Respecto a los efectos subletales existen algunos estudios referentes sobre todo del bivalvo molusco *Mytilus edulis*, una de las especies más investigadas en los últimos veinticinco años, desde que se propuso como bioindicador de la contaminación costera (Goldberg, 1975). En las investigaciones recientes se muestran distintos tipos de efectos subletales en el mejillón, que van desde una disminución del ritmo cardiaco y de la tasa de filtración (Grace y Gainey, 1985), deformaciones de la concha (Sunila y Lindstrom, 1985) hasta disminución de la movilidad e inhibición respiratoria de los gametos (Earnshaw *et al.*, 1986).

En otras especies marinas como las diatomeas se ha observado por ejemplo en *Nitzschia clasterium* y *Asterionella glacialis*, una disminución de la división celular y de la fotosíntesis; incluso se logró demostrar que la adición al medio algal de iones trivalentes (como aluminio, hierro y cromo) o divalentes (como manganeso y cobalto) proporcionan una considerable protección contra la toxicidad del cobre (Stauber y Florence, 1987).

En el caso de los nauplios (estadio II) de *Balanus improvisus*, Lang *et al.* (1981) observaron irregularidades en el desarrollo y en la conducta natatoria de éstos, así como alteración de la fotoquinesis, y el fototactismo, cuando las larvas se expusieron a 10 y 100 ppm de cobre.

Cromo

El cromo se encuentra distribuido en el aire, agua, suelo y en la corteza terrestre. La forma trivalente y sus sales son usualmente la forma más estable. Las sales de la forma hexavalente son las menos estables y más reactivas biológicamente (Hellawell, 1989). Las altas concentraciones de cromo en el ambiente se deben a las emisiones industriales, las descargas de efluentes industriales, los lodos de perforación, la combustión de combustibles fósiles, y la incineración de los sólidos municipales. En el medio marino, son las formas hexavalentes Cr^{+6} las que forman las especies dominantes (Bruland, 1983). Virtualmente todos los alimentos contienen cromo en niveles de 0.5 ppm peso húmedo. La estimación diaria de ingreso de cromo en humanos es de 0.03 a 0.1 mg/persona/día. El cromo trivalente es esencial para los seres humanos y se requiere de tal elemento para tener un balance normal en el metabolismo del colesterol, la insulina y la homeostasis de la glucosa. La deficiencia de cromo esta asociada con el decremento a la tolerancia a la glucosa, en algunas formas de diabetes y en decesos cardiovasculares.

La National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) de Estados Unidos reporta en el Proyecto Mussel Watch para mejillones y ostiones de 169 sitios, una concentración promedio de cromo de 0.25 ppm con base a peso húmedo (NOAA, 1989).

La toxicidad asociada con el cromo se debe principalmente a una exposición industrial a los compuestos de cromo hexavalente. Esta forma irrita la piel y la sensibiliza. Cuando los trabajadores en la producción de cromatos y de pigmentos con cromo se exponen a concentraciones de 0.1 mg/m³ en el aire, pueden desarrollar cierta incidencia de cáncer en la piel.

Altas concentraciones de cromo en el medio ambiente son debidas a las emisiones industriales, a los efluentes de las descargas domésticas, a los desechos urbanos, a la incineración de sólidos municipales y a los desechos peligrosos.

En peces marinos, el cromo hexavalente provoca problemas respiratorios y decoloración en sus tejidos. Taylor *et al.* (1985) encontraron una

CL₅₀ (96 hr) de 47 ppm en las especies de peces *Limanda limanda* y *Chelon labrosus*. El intervalo de 5-100 ppm es representativo de la mayoría de los niveles de respuesta aguda presentados en la literatura, para las dos especies químicas del cromo (Cr^{+3} y Cr^{+6}) en todos los tipos de organismos marinos. La mayor parte de los datos sobre vertebrados marinos se relacionan generalmente a una sola especie, que es *Fundulus heteroclitus*, sin embargo, el rango de las concentraciones sobre los efectos agudos para todas las especies es casi tan amplio como el intervalo de todas las demás especies y varían desde 1.0 ppm para la CL₅₀ (10 días) (Negilski, 1976) a más de 100 ppm para la CL₅₀ (96 hr) (Eisler y Hennekey, 1977).

En cuanto al estudio de efectos subletales existen pocos trabajos al respecto. Kranz y Gercken (1987) encontraron en el pez *Pleuronectes platessa* evidencia sobre alteraciones histológicas que consistieron en un aumento en el número y una reducción en el tamaño de los centros melanomacrofagos en las células del tejido esplénico, así como un aumento en el contenido de melanina, cuando fueron expuestos los especímenes por 27 días en $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ a 0.5 y 2.0 ppm.

Manganeso

El manganeso no parece ser muy significativo como contaminante en el medio acuático, rara vez se le encuentra en concentraciones que exceden 1 mg/L y debido a que su tolerancia para la vida acuática varía de 15 a 1,000 mg/L no se considera un problema en aguas dulces (Hellawell, 1989). Sin embargo, donde se efectúan operaciones de dragado o limpieza de canales que promueven condiciones redox reducidas, es bien conocida la movilidad que tiene este elemento y por lo tanto puede enriquecer las aguas, al menos localmente en niveles preocupantes.

El permanganato de potasio (KMnO_4) es un agente oxidante el cual es comúnmente empleado en los sistemas acuáticos para mejorar la disponibilidad de oxígeno, tratar infecciones, parásitos y controlar la población algal (Phelps *et al.*, 1977; Tucker y Boyd, 1977; Jee y Plum, 1981). La concentración media letal en el pez

Chanos chanos del permanganato (en un tiempo de exposición de 96 horas) es de 1.47 mg/L en salinidades de 30 partes por mil, una temperatura de 27°C, pH de 8 y una concentración de oxígeno mayor a los 6 mg/L (Cruz y Tamse, 1989). La conducta de los peces después de la adición de KMnO_4 , es evitativa, exhibiendo movimientos rápidos de tipo opercular e incrementando la actividad natatoria. En concentraciones subletales de KMnO_4 los peces mostraron un ligero incremento en sus movimientos y en concentraciones letales reaccionaron moviéndose más rápido seguido por un ennegrecimiento de la porción dorsal del cuerpo (Cruz y Tamse, 1989). Los valores de la CL_{50} en ensayos de agua dulce han sido mayores (Hinton y Eversale, 1978; Tucker, 1987) que los realizados en agua salobre (Cruz y Tamse, 1989), aunque ello está en función principalmente del contenido de material oxidable presente en el agua, más que a la salinidad.

Estaño

Referirse a este elemento, es remitirse a los efectos que producen los compuestos orgánicos del estaño; en estos sobresalen de manera especial los relacionados con el tributil estaño. Este es un algicida de amplio espectro, fungicida e insecticida. Utilizado generalmente en la agricultura y de manera especial en la fruticultura (Ellis, 1991). No fue sino, hasta en la década de los sesenta que se introdujo en el ambiente marino, como componente activo de las pinturas anti-incrustantes empleadas en las embarcaciones marinas. Cuando es utilizado en las pinturas marinas, el tributil estaño es liberado en el agua, provocando toxicidad aguda y subletal en los organismos a los que no se dirige tal acción.

Durante la década de los setenta, se reconoció como una importante causa de pérdidas en las granjas ostrícolas, debido a que el tributil estaño, provoca deformidades en el crecimiento y muerte de los huevecillos de los organismos (Ellis, 1991). Una reducción significativa en el proceso de desove en el reclutamiento larval, y el crecimiento posterior a la fijación, ha sido observada en el ostión *Crassostrea gigas* en presencia del tributil estaño (Waldock y Thain, 1983). Estas generalizaciones y otros

estudios, permiten sugerir que los moluscos son el grupo taxonómico más sensible a la exposición crónica de niveles bajos de tributil estaño (Laughlin *et al.*, 1998).

Mercurio

Uno de los metales que sin duda ha recibido considerable atención como tóxico, es el mercurio, lo cual en parte se debe al caso de los decesos de Minamata (Japón) y al descubrimiento de la conversión microbiana del mercurio inorgánico a metil-mercurio, compuesto altamente tóxico (Jensen y Jernelov, 1969). El problema se debe a la capacidad que tienen las algas y otras plantas acuáticas de acumular y consecuentemente concentrar niveles ambientales bajos del metal, el cual es posteriormente bioacumulado por los componentes subsiguientes de las cadenas alimenticias (Helawell, 1989).

El Hg existe en el ambiente marino tanto en las formas orgánicas e inorgánicas (Storelli *et al.*, 1998), de estas el metil-Hg es por mucho el compuesto más tóxico y el más común de los compuestos organo-mercuriales; además las emisiones antropogénicas del metil-Hg son raras, pero éste es formado en los sedimentos acuáticos por metilación bacteriana del Hg inorgánico, y la mayoría de este Metil-Hg, así formado atraviesa rápidamente la membrana celular, debido a su alta afinidad por lípidos y una vez dentro ejerce su efecto tóxico (Christie y Costa, 1984). Con respecto al Hg inorgánico, hay evidencia de que interactúa con los fosfolípidos de la membrana celular para formar complejos estables; estos complejos pueden dañar o cambiar las propiedades físicas de la membrana celular y provocar disfunciones en la célula (Fingerman *et al.*, 1996).

El mercurio inorgánico tienen una toxicidad aguda para peces en niveles de 1 mg/L, y exposiciones por más de diez días de 10 a 20 $\mu\text{g/L}$, se sabe que son fatales. Sin embargo, los datos publicados varían ampliamente y a veces son contradictorios. En estudios de la toxicidad del cloruro mercúrico en juveniles de *Pimephales promelas*, la CL_{50} para cuatro y siete días fue de 168 y 74 $\mu\text{g/L}$ de mercurio respectivamente (Snarski y Olson, 1982); el crecimiento fue

retardado y algunos peces fueron severamente atrofiados y sufrieron de escoliosis en exposiciones de menos de 4 µg/L en 41 semanas, asimismo se observó que el desove es inhibido en niveles de exposición de 1 µg/L y el mismo es reducido en concentraciones incluso de 0.3 µg/L de mercurio.

En estudios artificiales con varias comunidades presentes Sigmon *et al.* (1977) observaron que niveles de 0.1 y 1.0 µg/L de mercurio provocan una reducción de los miembros algales, de la biomasa y de la diversidad de las comunidades, pero no pudieron detectar efectos en los invertebrados presentes.

Con relación a crustáceos, es escasa la información que se tiene sobre los efectos en particular del mercurio; recientemente, Uma-Devi y Prabhakara-Rao (1989) observaron que este metal es el que provoca los efectos más pronunciados (en comparación al cobre, cadmio y zinc) en la inhibición de las tasas de respiración en dos especies de cangrejos *Uca annulipes* y *Uca triangularis*.

Níquel

El pez marino *Chelon labrosus* cuando fue expuesto a níquel, previo a la respuesta letal, mostró la presencia de manchas oscuras y dificultades respiratorias menores (Taylor *et al.*, 1985). La CL₅₀ (96 hr) obtenida en este estudio fue de 118 mg/L de níquel, la cual es comparable a la encontrada en otros organismos. Para *Fundulus heteroclitus*, la CL₅₀ (96 hr) fue de 100 mg/L (Eisler y Hennekey, 1977; Dorfmann, 1977) y para *Pseudopleuronectes americanus* la CL₅₀ (96 hr) fue de 36 mg/L (Taylor *et al.*, 1985). Los efectos del níquel sobre especies de invertebrados cubren un intervalo muy amplio que va desde 0.3 mg/L de CL₅₀ (48 hr) para *Mercenaria mercenaria* (Calabrese y Nelson, 1974) a más de 100 mg/L para *Carcinus maenas* (Portmann y Wilson, 1971).

Plomo

Gran parte del interés de los especialistas en metales se dirige hacia el plomo, como se explica en la sección anterior, se trata de un metal no-esencial y uno de los más movilizados por el

hombre. La mayoría de las sales del metal son poco solubles, de allí que la toxicidad aguda sea imposible de observarse bajo condiciones naturales, al igual que otros metales su toxicidad está influida por la dureza de las aguas, pH, y la presencia de materiales orgánicos entre otros.

Los datos publicados sobre el efecto del plomo en invertebrados marinos (Taylor, 1981b) indican que la concentración de exposición debe ser mayor a 1 ppm, para que pueda ser observada cualquier respuesta tóxica aguda. En el caso de los vertebrados *Fundulus heteroclitus* ha sido uno de los organismos más estudiados, y se muestran valores de CL₅₀ (96 hr) mayores a 100 mg/L (Jackim *et al.*, 1970; Dorfmann, 1977), mientras que un número alto de respuestas subletales han sido detectados en concentraciones entre 1 y 10 mg/L (Taylor *et al.*, 1985). Esta última investigación presenta un valor de 4.5 mg/L de plomo disuelto para la CL₅₀ (96hr) de los peces *Limanda limanda* y *Chelon labrosus*, los autores lo explican en función de que en las investigaciones previas no se llevaba un control analítico de la composición de las soluciones de prueba, lo cual es crítico cuando se trata de este metal, debido a que es extremadamente poco soluble en aguas salinas.

Las actividades toxicológicas directas del plomo orgánico e inorgánico en peces han sido estudiadas, entre otros, por Grandjean (1984) y Hodson *et al.* (1984). Los efectos crónicos y agudos del plomo incluyen efectos histopatológicos, deformidades neurotoxicidad, anemia hemolítica e inhibición en la síntesis de hemoglobina, estos efectos ocurren en peces, aun en concentraciones tan bajas del elemento en el agua como de 8 µg/L (Davies *et al.*, 1976).

Debido a que el Pb es un metal electropositivo, tiene una alta afinidad por los grupos sulfhidrilo y enzimas que dependen de esos grupos son inhibidas en presencia del Pb. Además, como metal divalente, es similar en algunos aspectos al Ca y puede competir en los procesos celulares tales como la respiración al nivel de las mitocondrias y algunas funciones neurológicas (Landis y Yu, 1999). Por otro lado, también se sabe que el Pb actúa con los ácidos nucleicos, provocando un incremento o decremento en la síntesis proteica.

Zinc

El zinc forma parte integral de ciertas enzimas como la anhidrasa carbónica, carboxipeptidasa y varias hidrogenasas. Entre los metales, al Zn se le considera de relativa baja toxicidad para los invertebrados acuáticos (Bianchini y Carvalho de Castillo, 1999).

Existe una extensa información sobre la toxicidad del zinc, especialmente en peces han sido preparadas revisiones por Alabaster y Lloyd (1980); Apear (1981) y Taylor (1981c).

En crustáceos, se ha observado la disminución de la actividad de la Na^+K^+ -ATPasa en las branquias posteriores de *Chasmagnathus granulata* en concentraciones de 0.05 mg/L. Sin embargo, este efecto no ha sido observado en otras especies como *Homarus americanus*, *Carcinus maenas* y *Eriocheir sinensis* cuando fueron expuestos a Zn (Haya *et al.*, 1983).

A concentraciones letales el Zn induce daños citológicos en las branquias y la causa fisiológica de la muerte puede estar relacionada con el rompimiento de los procesos respiratorios y

osmoreguladores, puesto que el Zn inhibe el transporte de Cl^- a través del epitelio de las branquias (Páez-Osuna y Frías-Espericueta, 2001).

En peces marinos, la CL_{50} (96 hr) oscila entre 4.0-100 mg/L y los efectos del zinc en general en los invertebrados marinos ocurren sobre un rango de concentraciones menor de 1-10 mg/L (Taylor, 1981c). Entre los efectos previos a la respuesta letal en peces se tiene la presencia de manchas oscuras y problemas respiratorios menores.

En el caso de crustáceos como el cangrejo *Uca annulipes* y *Uca triangularis*, Uma-Devi y Prabhakara-Rao (1989) observaron que al igual que otros metales, el zinc también provoca un efecto inhibitorio en las tasas de respiración de los organismos.

Hearnshaw *et al.* (1986) observaron que al igual que el cobre, el zinc provoca también cierta inhibición respiratoria y un decremento en la movilidad de los gametos del mejillón *M. edulis*.

EFFECTO DE LOS METALES A NIVEL CELULAR

La presente sección se refiere a los efectos de los metales en términos de las alteraciones de la bioquímica de los diferentes compartimentos intracelulares en un intento por extrapolar los resultados bioquímicos para la interpretación de los mecanismos celulares de toxicidad metálica. La revisión está basada principalmente en la compilación de Viarengo (1985), Simkiss y Mason (1983) y George (1990).

Los sistemas de detoxificación son numerosos, sin embargo, entre los mejor entendidos George (1990) señala cuatro que involucran a los metales: (1) proteínas que se enlazan a los metales; (2) secuestro de metales en los lisosomas; (3) captura de metales en gránulos de calcio; y (4) captura de metales en células especializadas de invertebrados.

El mecanismo de captura metálica por las células todavía no ha sido completamente elucidado; la evidencia indica que los metales cruzan las membranas celulares esencialmente

por un proceso de transporte pasivo, aunque también puede presentarse la endocitosis. Estudios recientes han demostrado que las proporciones correctas entre el zinc en el medio externo, el zinc enlazado a las membranas y el zinc en el ambiente interno son esenciales en el mantenimiento de la estructura y función de las membranas celulares.

En el caso del cadmio y el plomo, estos reaccionan con grupos fosfato de la bicapa de lípidos, antes de ser acomplejados por ligandos intracelulares, además, en peces el mercurio y el cadmio son capaces de romper el balance iónico y alterar las características de permeabilidad de las membranas celulares. Estos metales afectan los movimientos pasivos de los iones, así como el transporte activo, ya sea por la inhibición directa de la actividad de la ATPasa, o como un efecto secundario, por ejemplo, por reducción de la disponibilidad del ATP (Bouquegneau y Pilles, 1979).

Cuando los metales pasan por la membrana celular estos reaccionan con el componente citosólico, y usualmente son acomplejados en diferentes formas (por quelación, formación de sales, enlaces sulhidrílicos) a compuestos citosólicos tales como ligandos altamente específicos (metalotioneinas), sustratos, productos de la actividad enzimática, o enzimas mismas (Viarengo, 1985).

Los metales pueden unirse a grupos funcionales de proteínas, tales como los grupos imidazol, sulfhidril, carboxil, amino y péptidos. Dos posibles mecanismos moleculares, han sido identificados para la toxicidad metálica relacionada con enzimas (Viarengo, 1985): (a) El metal tóxico desplaza un metal benéfico desde el sitio activo de la enzima; (b) El metal tóxico se enlaza a un sitio desactivándolo sobre la molécula, alterando la función catalítica de la enzima.

Aunque parecen no ser suficientemente claros los resultados, se ha encontrado que algunas enzimas son inhibidas por iones metálicos (por ejemplo la levulinato deshidrogenasa en animales expuesto al plomo) y así son consideradas indicadores potenciales de la toxicidad metálica subletal (Jackim, 1975), sin embargo, en la mayoría de los casos de animales expuestos *in vivo*, éstos muestran variaciones contradictorias y hasta cierto punto limitadas, también con referencia a la actividad de enzimas que pertenecen a la misma ruta bioquímica; estos resultados han sido difíciles y complicados de interpretar, por lo que se requiere mayores avances y esfuerzos en este sentido.

La información relativa a las variaciones de la actividad enzimática que catalizan reacciones, es algo limitada. En su revisión Viarengo (1985) ejemplifica el caso descrito por Webb (1979) donde este ha demostrado que el cadmio altera el metabolismo de la glucosa en ratas tratadas con el metal, afectando la actividad de enzimas limitantes, tales como la glucosa-6-fosfatasa, fructosa-1, 6-difosfatasa, piruvato-carboxilasa, etc. Pero este efecto es consecuencia principalmente de la alteración del status hormonal de los animales. Esto enfatiza que se debe de tener cuidado en la interpretación de efectos *in vivo* de los metales. Adicionalmente, Viarengo (1985) señala que los organismos pertenecientes a diferente Phylum frecuentemente mues-

tran diferencias en aspectos importantes de su bioquímica y su fisiología, y por esta razón, es quizás imposible describir los efectos de un metal en términos de las alteraciones del metabolismo intermedio del grupo heterogéneo de organismos acuáticos.

Los metales pueden interactuar con las proteínas del núcleo celular, alterando la estructura compleja de la cromatina o la actividad catalítica de las enzimas involucradas en el metabolismo del DNA y del RNA. Se ha observado que los iones metálicos *in vitro* pueden unirse directamente a los ácidos nucleicos, ya sea a los grupos fosfato, a la hidroxilribosa o a las bases heterocíclicas (Heichhorn, 1973).

Experimentos diversos han demostrado que los cationes unidos a los grupos fosfato del DNA estabilizan la doble hélice de la macromolécula, pero por lo contrario, inducen la despolimerización y favorecen la hidrólisis del RNA. El enlace de los metales con las bases altera la capacidad de unión complementaria de hidrógenos, lo cual implica que los cationes metálicos podrían afectar la correcta replicación o transcripción del DNA, así como la fidelidad de la traslación de mRNAs durante el proceso de la síntesis de proteínas a nivel de ribosomas. Aunque es válida la extrapolación, es fundamental señalar que éstos resultados *in vitro* han sido confirmados *in vivo*.

Entre las proteínas mejor estudiadas y conocidas están las metalotioneinas, que son una clase de proteínas solubles, de bajo peso molecular (6-7 KDa), caracterizadas por su elevada afinidad hacia los cationes metálicos, carecen de aminoácidos aromáticos e histidina y poseen un inusual contenido alto (22-35% mol) de cisteína. Estas metaloproteínas están ampliamente distribuidas en plantas y animales. Su papel fisiológico podría ser el relacionado con el control del metabolismo del zinc y cobre, ya sea a través del enlace de las cantidades en exceso de cationes divalentes que penetran dentro de la célula, o bien para permitir una redistribución de estos metales entre las apoenzimas apropiadas (Viarengo, 1985). Cuando el cadmio, el mercurio, o el exceso de cobre ingresan en las células, las metalotioninas son capaces de desplazar al zinc desde tioneinas presentes normalmente en el citosol.

Si las concentraciones de metales incorporados dentro de la célula es alto y los metales saturan el "pool" fisiológico de tioneinas (Zn-Cu), entonces el exceso de cationes puede estimular la síntesis de nuevas tioneinas actuando a nivel nuclear o por estimulación de la transcripción de tioneína m-RNA en el nivel de los ribosomas (Viarengo, 1985). No obstante, que la concentración del metal en la célula puede ser anormalmente alto, la mayor parte está presente en una forma no-tóxica enlazada a tioneinas neosintetizadas. La toxicidad ocurrirá cuando la velocidad de síntesis de metalotioneinas sea excedida con respecto al ingreso de metales, o bien cuando se halla rebasado y producido el máximo nivel de tioneinas en la célula.

A las metalotioneinas se les atribuyen funciones que incluyen a la destoxificación, almacenamiento y regulación de los metales pesados, por tanto su inducción puede significar exposición a concentraciones excesivas de iones metálicos en las células y por ello diversos autores han propuesto utilizar a las metalotioneinas como un indicador bioquímico específico para la detección temprana de los efectos perjudiciales provocados por la exposición metálica (Engel y Roesijadi, 1976; Pavicic *et al.*, 1987; Bibiano y Langston, 1991); sin embargo la inducción de las metalotioneinas como una herramienta de monitoreo ha sido raramente demostrada, debido principalmente a las dificultades analíticas al determinar las concentraciones de la proteína, no es sino recientemente que surgen las primeras investigaciones; Langston *et al.* (1989), demostraron que la inducción de las metalotioneinas en el mejillón *Mytilus edulis* es una respuesta biológica cuantificable a los niveles subletales de cadmio. Adicionalmente se ha encontrado que existe una marcada variabilidad interespecífica en la producción neta de metalotioneinas, incluso entre los miembros del mismo Phylum, después de ser expuestos a concentraciones elevadas de cadmio (Langston *et al.*, 1989).

Cuando las metalotioneinas enlazadas al Cu por ejemplo, se presentan en cantidades significativas, estas se polimerizan y acumulan en los lisosomas. La relación entre las metalotioneinas y los lisosomas ha sido investigada en el mejillón *Mytilus edulis* y se ha propuesto una hipótesis para explicar las diferencias en la distribución subcelular del Cd, Cu y Zn, basada en

la susceptibilidad de su degradación de las metalotioneinas a la fracción lisosomal y el tiempo de renovación lisosomal en diferentes tejidos.

Los estudios *in vivo* de los efectos del cobre y cadmio sobre la glándula digestiva del mejillón han permitido demostrar que una de las primeras alteraciones para ser detectada a nivel lisosomal, es la pérdida de estabilidad de la membrana. El hecho de que algunos metales se acumulen en los lisosomas, puede también estimular el proceso de peroxidación de lípidos y consecuentemente influir en la formación de gránulos de lipofucsina. Para la homeostasis de los metales se ha propuesto que las lipofuscinas son capaces de acomplejar metales, debido al incremento de la acidez del componente lipídico y a la contribución de la fracción proteínica asociada. En el riñón de mejillones expuestos al cadmio, los metales pueden unirse a formaciones de lipofuscinas, durante un periodo inicial, de una manera débil en la cual los cationes metálicos permanecen en equilibrio con los metales presentes en el citosol de la célula. Debido a la naturaleza de la lipofucsina, este producto de peroxidación es transformado en un polímero insoluble que incluye parte del metal enlazado, el cual entonces se vuelve indisponible para la célula. Por consecuencia, los metales incrementan la peroxidación lipídica lisosomal, alterando así la fisiología normal de estos órganos y al mismo tiempo acrecentando la cantidad de gránulos de lipofucsina que pueden atrapar metales tóxicos en forma relativamente estable.

Los lisosomas también juegan un importante papel en el catabolismo y la eliminación de metalotioneinas; la destoxificación metálica en la glándula digestiva de mejillones expuestos a cobre y cadmio, han ayudado a demostrar que como otras proteínas citosólicas, las tioneinas (Cu-Zn) (Cd -Zn) son tomadas por los lisosomas. Durante el período de destoxificación, las tioneinas presentes en las células de la glándula digestiva de mejillones expuestos al cobre, son acumuladas como un polímero insoluble en los lisosomas y subsecuentemente eliminadas por exocitosis de los cuerpos residuales.

Por otra parte, se ha demostrado que en las células de organismos expuestos a metales tales como el cadmio, mercurio y cobre, estos son capaces de reducir la velocidad de síntesis

sis de RNA, y también por influir en la unión de polirribosomas en el retículo endoplásmico y probablemente daños a los ribosomas mismos. Los metales también reducen la actividad microsonal del citocromo P-450 y la oxidasa terminal del sistema multienzimático de las oxidases de funciones mixtas (MFO). Estos sistemas enzimáticos juegan un papel importante en las transformaciones de muchos compuestos orgánicos xenobióticos.

Las mitocondrias son capaces de acumular concentraciones elevadas de calcio por un proceso de transporte activo, y también tienden a acumular otros cationes metálicos, tales como zinc, hierro, manganeso, cadmio y mercurio. Los resultados *in vitro* e *in vivo* han permitido demostrar que concentraciones extremadamente bajas de metales pueden inhibir la fosforilación oxidativa. La información al respecto indica que las mitocondrias pueden ser consideradas como uno de los más importantes objetivos de los metales tóxicos en las células. Sin embargo, no es suficientemente claro el mecanismo de interacción con los metales tóxicos, incluso se ha propuesto a las mitocondrias también como un posible sitio de peroxidación lipídica y el involucramiento de los metales se ha relacionado con la estimulación de este proceso, pudiéndose considerar como un efecto general de los metales en la alteración de la fisiología de los organelos.

En muchos tejidos de los moluscos se acumulan grandes cantidades de metales, y no hay evidencia de que se liberen, por lo cual se puede considerar que estos depósitos son parte de un sistema de desintoxicación en el que participan proteínas y células específicas (Simkiss y Mason, 1983).

Las concreciones o gránulos intracelulares de 0.5 a 2 μm de diámetro están constituidos por fosfatos de calcio y magnesio, y son particularmente comunes en crustáceos y moluscos, aunque también han sido encontrados en organismos desde la amiba hasta el hombre mismo. Los gránulos son encontrados dentro de vesículas en el sistema del retículo endoplásmico/

Sistema de Golgi, usualmente, en los tejidos del canal alimentario y el riñón; son insolubles, y ello se debe a la presencia de pirofosfatos, uratos y oxalatos. Acumulan también Al, Ba, Co, Mn, Pb y Zn, por lo tanto, los gránulos son importantes en la acumulación y destoxificación de diversos metales, especialmente Zn en balanos y almejas.

Los tiempos de excreción de metales desde los gránulos es muy variable; de 3 a 7 días en el hepatopáncreas de moluscos, mientras que en otros animales se excretan en episodios, por ejemplo, en cangrejos, se realiza a través del exoesqueleto, por ende la muda juega un papel relevante en la excreción de metales.

Además de las metalotioneínas que se ha sugerido que actúan como moléculas reguladoras del cobre y zinc y como desintoxicadoras del cadmio y del mercurio, se ha identificado a las células desintoxicadoras, las cuales se localizan principalmente en dos tejidos, el riñón y/o las glándulas digestivas. Lo anterior ha sido demostrado por medio del análisis de tejidos frescos de muchos moluscos, en los que se observó que en esos tejidos se acumulan muchos metales (Bryan, 1973; Williamson, 1979) y que sus concentraciones están por encima de los requerimientos normales del organismo, por lo que debieron tenerse efectos tóxicos, los cuales no ocurren debido a que los metales son aislados en gránulos resistentes, de tal modo que no afectan las actividades normales de las células (Simkiss, 1981). Entre las células especializadas se han señalado a los hemocitos de los invertebrados, los cuales se ha observado que son similares a los macrófagos de mamíferos. Son amiboides y se mueven dentro y fuera de los tejidos donde ellos fagocitan materiales extraños, células muertas y proteínas desnaturalizadas. Se cree que los amibocitos transportan metales desde los sitios de captura a los tejidos de almacenamiento o al riñón para su eventual excreción. Las células del tejido conectivo también se han relacionado con la captura de metales como el plomo; en estas células se han descubierto depósitos granulares de CaCO_3 de 0.5 a 2 μm de diámetro.

LITERATURA CITADA

- Alabaster, J. S., 1971.** The comparative sensitivity of coarse fish and trout to pollution. Proc. 4th. Br. Coarser Fish Conference. Liverpool, 1969, 224 p.
- Alabaster, J. S. y R. Lloyd, 1980.** Water Quality Criteria for Freshwater Fish. London, F.A.O., 346 p.
- Aloj-Totaro, E.F. A. Pisonti y P. Gless, 1985.** The role of copper level in the formation of neuronal lipofuscin in the spinal ganglio of Torpedo m. *Marine Environmental Research*, 15: 153-163.
- Aloj-Totaro, E.F., A. Pisonti, P. Gless y A. Continillo, 1986.** The effect of copper pollution in mitochondrial degeneration. *Marine Environmental Research*, 18: 245-253.
- Applegate V.C., J.H. Howell, A.E. Hall y M.A. Smith, 1957.** Toxicity of 4346 chemicals to larval lampreys and fishes. Fish Wild Service, Report 207, 157 p.
- Bebiano, M.J., y W.J. Langston, 1991.** Metallothionein induction in *Mytilus edulis* exposed to cadmium. *Marine Biology*, 108: 289-309.
- Bellavere, C., y J. Gorbi, 1981.** A comparative analysis of acute toxicity of chromium copper and cadmium to *Daphnia magna*, *Biomphalaria glabrata* and *Brachydanio rerio*. *Environmental Technology Letters*, 2: 119-128.
- Bianchini, A., y P. Carvalho del Casthilo, 1999.** Effects of zinc exposure on oxygen consumption and gill Na, K ATPase of the estuarine crac *Chasmagnathus granulata* Dana, 1851 (Decapada-Gropsidae). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 62: 63-69.
- Bouquegneau, J.M., y R. Pilles, 1979.** Osmoregulation and pollution of aquatic medium, p. 563-580. In: R. Gilles (Ed.), Metabolism of Osmoregulation in Animals. Elsevier, New York.
- Bruland G.W., 1983.** Trace elements in seawater, p. 159-221. In: J.P. Riley y R. Chester (Eds.), Chemical Oceanography, Academic Press, New York.
- Bryan, G.W., 1973.** The occurrence and seasonal variation of trace metals in the scallops *Pecten maximus* (L) and *Chlamis opercularis* (L). *Journal of Marine Biological Association of UK*, 53: 145-166.
- Burton, D.T. y D.J. Fisher, 1990.** Acute toxicity of cadmium copper, zinc, ammonia, 3,3-dichlorobenzidine, 2,6-dichloro 4-nitroaniline, methylene chloride and 2,4,6-trichlorophenol to juvenile grass shrimp and killfish. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 44: 776-783.
- Calabrese A., y D.A. Nelson, 1974.** Inhibition of embryonic development of the hard clam (*Mercenaria mercenaria*) by heavy metals. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 11: 92-99.
- Conway, H.L., 1978.** Sorption of arsenic and cadmium and their effects on growth micronutrient utilization and photosynthetic pigment composition of *Asterionella formosa*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 35: 286-294.
- Christie, N.T. y M. Costa, 1984.** *In vitro* assessment of the toxicity of metal compounds. IV. Disposition of metals in cells: Interactions with membranes, glutathione, metallothionein, and DNA. *Biological Trace Element Research*, 6: 139-158.
- Cruz, E.R., y C.T. Tamse, 1989.** Acute toxicity of potassium permanganate to milkfish fingerlings, *Chanos chanos*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 43: 785-788.
- Davies, P.H., J.P. Goettl, J. Sinley y N.F. Smith, 1976.** Acute and chronic toxicity of lead to rainbow trout, *Salmo gairdneri* in hard and soft water. *Water Research*, 10: 199-206.
- Devi, M., y M. Fingerman, 1995.** Inhibition of acetylcholinesterase activity in the central nervous system of the red swamp crayfish *Procambarus clarkia*, by mercury, cadmium and lead. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 55: 746-750.
- Dhvale D.M. V.B Masurekar, y B.A. Girindhar, 1988.** Cadmium induced inhibition of Na⁺/K⁺ ATPase activity in tissues of Crab *Scylla serrata* (Forsk.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 40: 759-763.
- Dorfman, D., 1977.** Tolerance of *Fundulus heteroclitus* to different metals in salt water. *Bulletin NJ Academic of Sciences*, 22: 21-23.
- Earnshaw M.J., S. Wilson, H.B. Akberali, R.D. Butler y K.R.M. Marriott, 1986.** The action of heavy metals on the gametes of the marine mussel, *Mytilus edulis* (L)-III the effect of applied copper and zinc on sperm motility in relation to ultrastructural damage and intracellular localization. *Marine Environmental Research*, 20: 261-278.
- Eichhorn G. L., 1973.** Complexes of polynucleotides on nucleic acids p. 1210-1245. In: G.L. Eichhorn (Ed). Inorganic Chemistry Vol. 2. Elsevier Scientific Amsterdam.

- Eisler R., 1971.** Cadmium poisoning in *Fundulus heteroclitus* (Pisces: Cyprinodontidae) and other marine organisms. *Journal Fish Research Board Canadian*, 28: 1225-1234.
- Eisler R., 1985.** Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrate: a synoptic review. Biol. Rep. 85 (1.2) U.S. Fish and Wildlife Service Laurel, Maryland.
- Eisler, R., y R.J. Hennekey, 1977.** Acute toxicities of cadmium, chromium, mercury, nickel and zinc to estuarine macrofauna. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 6:315-323.
- Ellis D.V., 1991.** New dangerous chemicals in the environment: Lesson from TBT. *Marine Pollution Bulletin*, 22: 8-10.
- EPA. 1980a.** Ambient water quality criteria for arsenic. Report PB82-117327.
- EPA. 1980b.** Ambient water quality criteria for copper. Report 440/5-80-036.
- Fingerman, M., M. Devi, P.S. Reddy, y R. Katyayani, 1996.** Impact of heavy metal exposure on the nervous system and endocrine-mediated processes in crustaceans. *Zoological Studies*, 35: 1-8.
- Flik G., J.H. Van Rigs, y S.E Wendelaar-Borga, 1984.** Evidence for to presence of calmodulin in fish mucus. *European Journal of Biochemistry*, 138:651-654.
- Frank, P.M., y P.B. Robertson, 1979.** The influence of salinity on toxicity of cadmium and chromium to the blue crab. *Callinectes sapidus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 21: 74-76.
- Freeman, R.A., y W.H. Everhart, 1971.** Toxicity of aluminium hydroxide complexes in neutral and basic media to rainbow trout. *Transactions of the American Fisheries Society*, 100: 644-658.
- George, S.G., 1990.** Biochemical and cytological assessments of metal toxicity in marine animals, p. 123-142. *In: Heavy Metals in the Marine Environment*. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida.
- Goldberg. E.D., 1975.** The mussel watch a first step in global, marine pollution monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 6: 111-119.
- Grace, A., y L.C. Gainey, 1987.** The effect of copper on the heart rate and filtration rate of *Mytilus edulis*. *Marine Pollution Bulletin* 18: 87-91.
- Grandjean, P., 1984.** Biological effects of organo lead compounds, CRC Press, Boca Raton, FL 297 p.
- Harris, E.D., 1991.** Copper transport: an overview. *Proc. of the Society for Experimental Biology and Medicine*, 192: 130-140.
- Haya, K., B.A. Waiwood, y D.W. Johnston, 1983.** Adenylate energy charge and ATPase activity of lobster (*Homarus americanus*) during sub-lethal exposure to zinc. *Aquatic Toxicology*, 3: 115-126.
- Hebel, D.K., M.B. Jones, y M.H. Depledge, 1997.** Responses of crustaceans to contaminant exposure: a holistic approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 177-184.
- Hellawell, J.M., 1989.** Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier Applied Science, London, 546 p.
- Hinton, M.J. y A.G. Eversole, 1978.** Toxicity of ten commonly used chemicals to American eel. *Proc. Annual Conf. Southeast. Assoc. Fish. Wild Agencies* 32: 599-604.
- Hodson, P.V., B.R. Blunt, y D.M. Whittle, 1984.** Monitoring lead exposure to fish. *In: V.W. Cairns, P.V. Hodson and J.O. Nriagu (Eds). Contamination Effects of Fisheries*. John Wiley and Sons Ltd, New York.
- Jackim, E., J. M. Hamlin, y S. Sanis, 1970.** Effects of metal poisoning of five liver enzymes in the kill fish (*Fundulus heteroditus*). *Journal Fish Research Board Canadian*, 27:383-390.
- Jee, L. K. y J.A. Plumb, 1981.** Effects of organic load on potassium permanganate as a treatment for flexibacter columnaris. *Transactions of the American Fisheries Society*, 110: 86-89.
- Jensen, S. y A. Jernelov, 1969.** Biological methylation of mercury in aquatic organisms. *Nature*, 33: 753.
- Jones, J.R.E., 1964.** Fish and River Pollution. London, Butter Warth, 185 p.
- Kranz, H., y J. Gercken, 1987.** Effects sublethal concentrations of potassium dichromate on the occurrence of splenic metano macrophage centers in juvenile plaice. *Pleuronectes platessa*. *Journal of Fish Biology*, 31: 75-81.
- La Roche, G., 1974.** Toxic responses in aquatic organisms. *Industrial Pollution*, 101-107.
- Landis, W.G., y M.H. Yu, 1999.** Introduction to Environmental Toxicology. Lewis Publishers, New York. 390 p.

- Langston, W.J., M.J. Bebianno, y M. Zhou, 1989.** A comparison of metal-binding proteins and cadmium metabolism in the marine molluscs *Littorina littorea* (Gastropoda), *Mytilus edulis* and *Macoma balthica* (Bivalvia). *Marine Environmental Research*, 28: 195-200
- Larson, A., y C. Haux, 1982.** Altered carbohydrate metabolism in fish exposed to sublethal levels of cadmium. *H. Environmental Biological*, 3: 71-81.
- Larson, A., C. Haux, M.L.J. Sjobeck, y G. Lithner, 1984.** Physiological effects of an additional stressor on fish exposed to a simulated heavy metal containing effluent from a sulfide ore smelter. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 8: 118-128.
- Laughlin R.B., R.G. Gustafson y P. Pendoley, 1989.** Acute toxicity of tributyltin (TBT) to early life history stages of the hard shell clam, *Mercenaria mercenaria*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 42: 352-358.
- Marshall, J.S. y D.L. Mellinger, 1980.** Dynamics of cadmium- stressed plankton communities. *Canadian Journal of Fish Aquatic Sciences*, 37: 403-414.
- Negiliski, D. S., 1976.** Acute toxicity of zinc, cadmium and chromium to the marine fishes yellow-eyed mullet (*Aldrichetta forsteri*) and the small-mouthed hardhead. *Australian Journal of Marine Freshwater Research*, 27: 137-149.
- Ooi, V.E.C., y F.K. Law, 1989.** Changes induced by cadmium in the kidney of black sea bream, *Mylio macrocephalus* (Teleostei). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 43: 769-775.
- Pavicic J.M., I. Skreblin, B. Raspor, M. Branica M. Tusek-Znidric, I. Kregar, y P. Stegnar, 1987.** Metal pollution assessment of the marine environment by determination of metal-binding proteins in *Mytilus sp*. *Marine Chemistry*, 22: 235-248.
- Phelps, R. P. J.A. Plumb, y C.W. Harris, 1977.** Control of external bacterial infections of blue-gills with potassium permanganate. *Progress in Fish Culture*, 39: 142-143.
- Pormann, G., 1981.** The acidification of Norway. *Ambio*, 10: 150-151.
- Portmann, J.E., y K.W. Wilson, 1971.** Toxicity of 140 substances to the brown shrimp and other marine animals. MAFF Shellfish Information Leaflet 22, 76 p.
- Pragatheeswaran V., B.Loganathan, R. Natarajan, y V.K. Venugopalan, 1989.** Cadmium induced malformation in eyes of *Ambassis commeroni*. *Curier*.
- Ramírez, P.G. Barrera y C. Rosas, 1989.** Effects of chromium and cadmium upon respiration and survival of *Callinectes similes*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 43: 850-857.
- Reddy, S.L.N., y N.K. Venugopal, 1993.** Effect of cadmium on acetylcholinesterase activity and oxygen consumption in a freshwater field crab, *Barytelphusa guerini*. *Journal of Environmental Biology*, 14: 203-210.
- Redpath, K.J., 1985.** Growth inhibition and recovery in mussels (*Mytilus edulis*) exposed to low copper concentrations. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 65: 421-433
- Roch, M., y E.J. Maly, 1979.** Relationship of calcium-induced hypocalcemia with mortality in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and the influence of temperature on toxicity. *Journal Fish Research Board Canadian*, 36: 1297-1303.
- Sastry, K.V., y K.M. Subhadra, 1982.** Effects of cadmium on some aspects of carbohydrate metabolism in a freshwater catfish, *Heteropneustes fossilis*. *Toxicology Letters*, 14: 45-55.
- Siegel N., y A. Haug, 1983.** Aluminium interaction with calmodulin: evidence for altered structure and function from optical and enzymatic studies. *Biochimica and Biophysical Acta*, 744: 36-45.
- Sigmon C.F., H.J. Kania, y R.J. Beyers. 1977.** Reductions in biomass and diversity resulting from exposure to mercury in artificial streams. *Journal of Fisheries Research Board Canadian*, 34: 493-500.
- Simkiss, K., 1981.** Cellular discrimination processes in metal accumulating cells. *Journal of Exploration Biology*, 194: 317-327.
- Simkiss K., y A.Z. Mason, 1983.** Metal ions: metabolic and toxic effects, p. 102-103. *In: Hochachka P.W. (Eds). The Mollusca Environmental Biochemistry and Physiology*. Academic Press, New York.
- Snarski, V.M. y G.F. Olson, 1982.** Chronic toxicity and bioaccumulation of mercury chloride in the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Aquatic Toxicology*, 2: 143- 156.
- Spear, P.A., 1981.** Zinc in the aquatic environment: chemistry, distribution and toxicology. National Research Council of Canada, Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. Ottawa. Report NRCC No. 17509
- Stauber, L.J., y T.M. Florence, 1987.** Mechanism of toxicity of ionic copper and copper complexes to algae. *Marine Biology*, 94: 511-519.

- Storelli, M.M., E. Ceci, y G.O. Marcotrigiano, 1998.** Comparison of total mercury, methylmercury and selenium in muscle tissues and in the liver of *Stenella coeruleoalba* (Meyen) and *Caretta caretta* (Linnaeus). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 61: 541-547.
- Stumm, W., y J.J. Morgan.** 1984. Aquatic Chemistry. John Wiley and Sons, New York, 720 p.
- Sunila, I., y R. Lindstrom, 1985.** Survival growth and shell deformities of copper and cadmium exposed mussels (*Mytilus edulis* L) in brackish water. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 21: 555-565.
- Taylor, D., 1979.** A summary of the data on the toxicity of various materials to aquatic life. Part. V. Copper, Brixham Lab. Rep BL/A/1900. ICIPLC.
- Taylor D., 1981a.** A summary of the data on the toxicity of various materials to aquatic life. Part. 9, Arsenic. Brixham Lab. Rep BL/A/2098. ICIPLC.
- Taylor D., 1981b.** A summary of the data on the toxicity of various materials to aquatic life. Part. 10, Lead. Brixham Lab. Rep BL/A/2126. ICIPLC.
- Taylor D., 1981c.** A summary of the data on the toxicity of various materials to aquatic life. Part. 13, Zinc. Brixham Lab. Rep BL/A/2143. ICIPLC.
- Taylor D., B.G. Maddock y G. Marce, 1985.** The acute toxicity of nine grey list metals (arsenic, boron, chromium, copper, lead, nickel, tin, vanadium, and zinc) to two marine fish species: Dab (*Limanda limanda*) and grey mullet (*Chelon labrosus*). *Aquatic Toxicity*, 7: 135-144.
- Tucker, C. S., 1987.** Acute toxicity of potassium permanganate to channel catfish fingerlings. *Aquaculture*, 60: 93-98.
- Tucker S.C., y C.E. Boyd, 1977.** Relationship between potassium permanganate treatment and water quality. *Transactions of the American Fisheries Society*, 106: 481-488.
- Uma-Devi, V. y Y Prabhakara-Rao, 1989.** Heavy metal toxicity to fiddler crabs. *Uca annulipes* Latreille and *Uca triangularis* (Milne Edwards): respiration on exposure to copper, mercury, cadmium and zinc. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 43: 165-172.
- Viarengo, A.M., 1985.** Biochemical effects of trace metals. *Marine Pollution Bulletin*, 16: 153-158.
- Waldock, M.J. y J.E. Thain, 1983.** Shell thickening in *Crassostrea gigas*: Organotin antifouling or sediment induced?. *Marine Pollution Bulletin*, 14(11): 411-415.
- Webb, M., 1979.** The Chemistry, Biochemistry, and Biology of Cadmium. Elsevier, Amsterdam, 328 p.
- Welch, T.J., J.R. Stauffer y R.P. Morgan, 1989.** Temperature preference as an indicator of the chronic toxicity of cupric ions to Mozambique tilapia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 43: 761-768.
- Williamson, P., 1979.** Opposite effects of age and weight on cadmium concentrations of a gastropod mollusc. *Ambio*, 8: 30-31.

Guzmán Amaya, P., S. Villanueva F., y A.V. Botello, 2005. Metales en tres lagunas costeras del estado de Veracruz, p. 361-372. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Metales en Tres Lagunas Costeras del Estado de Veracruz

**Patricia Guzmán Amaya ¹, Susana Villanueva F. ²
y Alfonso V. Botello ²**

¹ Instituto Nacional de la Pesca

²Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

21

RESUMEN

Se determinó la concentración de cadmio, cobre, cromo, níquel, plomo y zinc en sedimento (total y biodisponible) y en ostión *Crassostrea virginica* de las lagunas de Alvarado, Mandinga y Tamiahua, Veracruz. Se cuantificó el porcentaje de carbono orgánico en sedimento y se midió el pH superficial del agua. El cadmio total en sedimento de la laguna de Tamiahua y el níquel en las tres lagunas se encontraron por encima de los valores que en sedimento producen efectos biológicos adversos o V.S.E.B. de 1.2 y 20.9 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente (Long *et al.*, 1995). Las concentraciones promedio de cadmio en ostión de Tamiahua y Alvarado rebasaron el límite que establece la FDA para moluscos bivalvos (3.7 $\mu\text{g g}^{-1}$); las de cobre y plomo en ostión de las tres lagunas estuvieron por encima del límite máximo permisible promedio de 32.5 $\mu\text{g g}^{-1}$ de la FAO y de 1.7 $\mu\text{g g}^{-1}$ de la FDA, respectivamente. El cadmio y plomo en el ostión de las tres lagunas excede los límites de 0.5 y 1.0 $\mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente, que marca la NOM-031-SSA1-1993 (D.O.F., 1995). Los promedios de cromo en Tamiahua y Mandinga sobrepasaron el límite de 13 $\mu\text{g g}^{-1}$ que marca la FDA para moluscos bivalvos. Un análisis de regresión por pasos permite ver que en Mandinga la concentración de cadmio, cromo, plomo y zinc en ostión está relacionada con la concentración de estos metales en sedimento (total y biodisponible), el pH y el %CO₂, en Alvarado esta influencia se observa sólo para plomo en ostión.

ABSTRACT

Cadmium, copper, chromium, nickel, lead and zinc concentrations were determined in sediments (total and bioavailable fractions) and the oyster *Crassostrea virginica* from three different lagoons (Alvarado, Mandinga and Tamiahua) in Veracruz. Organic carbon percentages in sediments and surface water pH were also determined. Total cadmium concentration in sediments from Tamiahua lagoon and nickel from all three lagoons were found above the value established as a reference for adverse biological effects or V.S.E.B (Long *et al.*, 1995), defined as 1.2 and 20.9 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectively. Mean cadmium concentration in oysters from Tamiahua and Alvarado were found above the maximum established for bivalve mollusks (3.7 $\mu\text{g g}^{-1}$, FDA-USA). Copper and lead in oysters from all the three lagoons were higher than the maximum allowed limit of 32.5 $\mu\text{g g}^{-1}$, proposed by FAO, and 1.7 $\mu\text{g g}^{-1}$ proposed by FDA, respectively. Respect of national legislation, cadmium and lead in oysters exceed the limit defined of 0.5 and 1.0 $\mu\text{g g}^{-1}$, according to NOM-031-SSA1-1993 (D.O.F., 1995). Chromium mean concentration in Tamiahua and Mandinga were greater than 13 $\mu\text{g g}^{-1}$, maximum limit defined by FDA for bivalve mollusks. Regression analyses highlighted that Cd, Cr, Pb and Zn in oysters from Mandinga,

are related to total and bioavailable metal concentrations and CO percentage in sediments, and pH in water. Oysters from Alvarado lagoon showed this relationship only for lead.

ANTECEDENTES

Una de las actividades que más impacta el medio acuático en México es la agricultura y las aguas de desecho doméstico, además de la actividad industrial cuyo problema de contaminación más frecuente son los metales (Jiménez, 1995), que en forma crónica no causan daños tan obvios o críticos como otros contaminantes, y tal vez tengan a largo plazo un mayor impacto ambiental, lo que resulta en una atención inadecuada del problema (Mandelli, 1979).

Veracruz es uno de los estados costeros con mayor porcentaje de escorrentía, lo que permite el acarreo de desechos desde puntos distantes hacia el mar, con importantes implicaciones de contaminación en sus aguas, ya que los desechos que se vierten a las cuencas llegan a la costa, en su mayor parte sin tratamiento al-

guno (OCDE, 1998). Los organismos bentónicos como el ostión son los más susceptibles de ser afectados debido a su estrecha interacción con los sedimentos, organismo que constituye una importante pesquería en los estados de Veracruz y Tamaulipas.

La contaminación por metales en las lagunas costeras afecta diversas pesquerías, por lo que el estudio de los recursos debe abordarse de forma integral; tomando en consideración que la pesca en México es preferentemente costera (el 95% del total de las embarcaciones en el Golfo de México están dedicadas a la pesca ribereña); que de acuerdo con la CONABIO (1998) las lagunas en estudio se consideran como áreas prioritarias marinas, de alta biodiversidad y amenazadas y por la importancia de la pesquería en el estado de Veracruz.

ÁREA DE ESTUDIO

Los sistemas lagunares de Alvarado, Mandinga y Tamiahua se localizan en el estado de Veracruz. Las áreas en que se ubican de acuerdo con la clasificación de CONABIO (1998) son: sistema lagunar de Alvarado, laguna Verde-Antón Lizardo y Pueblo Viejo-Tamiahua. Los problemas que presentan en común son contaminación (agroquímicos, fertilizantes, desechos industriales, aguas negras, etc.) y tala de manglar. Las actividades económicas alrededor de la laguna de Alvarado se basan en la pesca de camarón, robalo y jaiba; su problemática se debe al incremento de la erosión y acarreo de sedimentos, daño ambiental por embarcaciones pesqueras; contaminación por desechos sólidos y de ingenios azucareros (Contreras y Castañeda, 1995; CONABIO, 1998; DOF, 2000).

En Mandinga se realizan actividades turísticas, hoteleras, industriales, petrolera y pesquera (ostión, jaiba y lisa). Su problemática se debe a dragados, alteración de cuencas con cambios hidrológicos, influencia de la planta nucleoelectrónica y contaminación por petróleo. La economía en Tamiahua se basa en la pesca de ostión, lisa y camarón, además de la explotación petrolera. Presenta fuertes problemas de contaminación, alteraciones que datan de más de 50 años, como eutroficación de la laguna; contaminación por descargas de agua dulce y petróleo; arrastres, basura y otros desechos sólidos, descargas termales (salobres e industriales) y dragados (CONABIO, 1998).

MÉTODO

Se determinaron las concentraciones de cadmio, cobre, cromo, níquel, plomo y zinc en sedimentos (totales y biodisponibles) y ostiones de las lagunas de Alvarado, Mandinga y Tamiahua.

Se realizaron muestreos estacionales: nortes (finales de septiembre a principios de marzo), secas (mediados de marzo a mayo) y lluvias (de junio a agosto) en un período que va de

marzo de 1998 a noviembre de 1999. En Alvarado y Mandinga se consideraron 6 estaciones de muestreo y en Tamiahua 9 (Figs. 1, 2 y 3).

La extracción de metales en tejido de organismos se hizo mediante el método de la IAEA (1984), metales totales en sedimento por el de Agemian y Chau (1976) modificado por Páez-Osuna (1988). Para la obtención de la fracción biodisponible se trataron las muestras de sedimento con ácido acético al 25% según el método de Luoma y Jenne (1976), Malo (1977), Agemian y Chau (1976) y Loring (1979). Para la determinación de Carbono Orgánico Total (COT) se empleó la técnica descrita por Gaudette *et al.* (1974).

Las concentraciones de metales en ostión para cadmio, cromo, níquel y plomo se compararon con los Niveles Críticos para Consumo de Moluscos de la FDA (1993), ya que los Estados Unidos son el principal país importador de productos pesqueros mexicanos (SAGARPA, 2000); el cobre ($32.5 \mu\text{g g}^{-1}$) y zinc ($718 \mu\text{g g}^{-1}$) se compararon con un promedio de los valores máximos permitidos que la FAO registra para diversos países (Nauen, 1983). Los resultados entre lagunas se analizaron estadísticamente mediante la prueba de distribución de Lilliefors (Kolmogorov-Smirnov) y la Prueba de Kruskal Wallis.

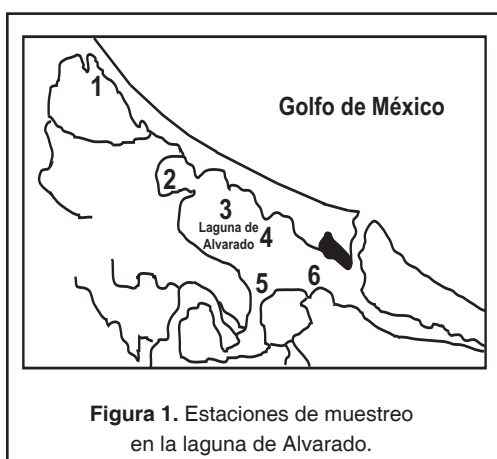


Figura 1. Estaciones de muestreo en la laguna de Alvarado.



Figura 2. Estaciones de muestreo en la laguna de Mandinga.

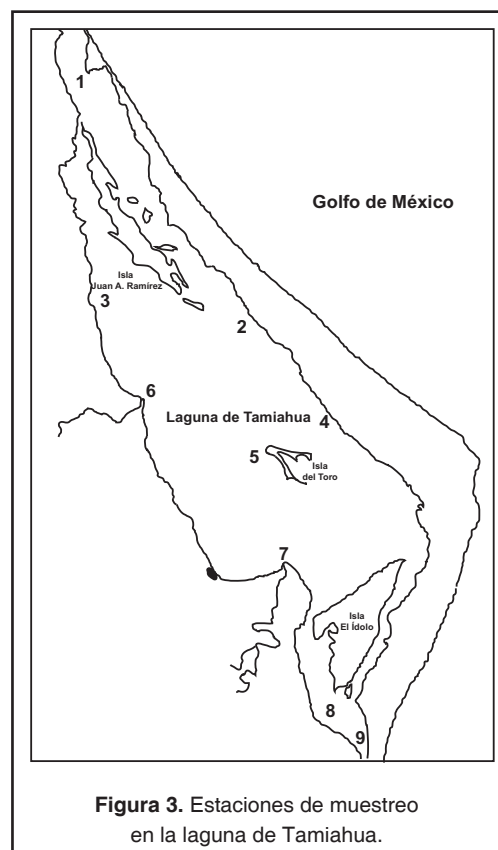


Figura 3. Estaciones de muestreo en la laguna de Tamiahua.



RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se presentan las concentraciones promedio de metales totales encontradas en el sedimento de cada sistema lagunar.

Mandinga presenta las concentraciones más altas de níquel, plomo y zinc totales en sedimento y Alvarado la de cobre, aunque cabe señalar que las concentraciones de estos metales en ambas lagunas son similares. En Tamiahua la concentración promedio más alta corresponde al cadmio y cromo. Mandinga registra los valores más altos de concentración del 50% de los metales estudiados, esto se puede deber a que el sistema funciona como depósito de una zona industrial importante (refinerías, cementeras, fabricación de estructuras metálicas) ubicada en los municipios de Veracruz, Medellín, Jamapa, Boca del Río, Tlaxiaco y Alvarado; y por otro lado por el acarreo ocasionado por las lluvias y vientos del norte que influyen en el transporte de contaminantes, especialmente al inicio de la temporada de nortes (Hernández, 1994).

La concentración promedio de cadmio total encontrada en el sedimento de Tamiahua está por encima del $1.2 \mu\text{g g}^{-1}$ que señala Long *et al.* (1995) como un valor que en sedimento produce efectos biológicos (V.S.E.B.); es importante señalar que la presencia de este metal en ambientes marinos disminuye la capacidad de sobrevivencia de larvas y estadios juveniles de peces, moluscos y crustáceos (Villanueva y Botello, 1992).

Los resultados de los ANOVA entre lagunas muestran diferencias significativas entre los promedios de concentración de todos los metales en sedimento (cadmio, cobre, cromo, níquel, plomo y zinc totales con una $p < 0.05$), que es un reflejo de la problemática particular de cada sistema lagunar.

En la tabla 2 se presentan las concentraciones de metales biodisponibles en sedimento en los tres sistemas lagunares.

Las concentraciones promedio más altas de cadmio, cobre y cromo biodisponible se presentaron en la laguna de Tamiahua, el problema de cadmio sigue siendo importante en esta laguna, comparado con Alvarado y Mandinga cuyas concentraciones están por debajo del nivel de detección del equipo ($0.24 \mu\text{g g}^{-1}$). En Alvarado los promedios de concentración más altos corresponden al níquel y zinc biodisponible. Los resultados de los ANOVA entre lagunas muestran diferencias significativas para los promedios de concentración de cromo biodisponible en sedimento ($p < 0.05$).

En la tabla 3 se presentan las concentraciones promedio que se encontraron en ostión procedente de los tres sistemas lagunares.

Tamiahua registra la concentración más alta de cadmio, cromo, níquel y plomo en ostión; los límites que marca la FDA para cadmio en moluscos bivalvos es de $3.7 \mu\text{g g}^{-1}$, y el ostión

Tabla 1. Concentración promedio de metales totales en sedimento ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Metal	Alvarado	Mandinga	Tamiahua	V.S.E.B.*
Cd	< L.D.	0.89±0.46	6.21±1.86	1.2
Cu	17.49±4.09	15.77±6.88	10.52±11.48	34
Cr	13.75±9.04	14.75±9.76	26.40±49.04	81
Ni	71.80±7.19	72.26±4.09	59.18±20.37	20.9
Pb	27.49±13.65	29.56±5.40	17.35±15.85	46.7
Zn	55.81±20.70	56.14±19.54	39.98±24.66	150

*Valor que en sedimento produce efectos biológicos (Long *et al.*, 1995)

LD. Límite de detección

Tabla 2. Concentración promedio de metales biodisponibles en sedimento ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Metal	Alvarado	Mandinga	Tamiahua
Cd	<L.D.	<L.D.	2.18±0.61
Cu	0.98±0.64	0.40±0.25	2.46±4.99
Cr	0.85±0.68	2.31±1.19	4.08±2.84
Ni	2.48±0.74	1.68±0.26	2.25±2.29
Pb	5.00±1.76	5.54±0.76	5.54±3.84
Zn	10.11±3.89	9.33±7.14	8.17±4.55

L.D. Límite de detección.

de Alvarado y Tamiahua sobrepasa dicho límite. Esta situación podría constituir un problema ambiental, por el efecto que tiene el cadmio sobre la capacidad de sobrevivencia de larvas y estadios juveniles de peces, moluscos y crustáceos (Villanueva y Botello, 1992). Es importante señalar que el contenido de cadmio total en sedimento y ostión de la laguna de Tamiahua es el más alto comparado con los otros sistemas lagunares estudiados.

Alvarado presenta el valor máximo de cobre en ostión, y como se puede apreciar las concentraciones en ostión procedente de las tres lagunas están muy por encima del límite máximo promedio de la FAO (Nauen, 1983). El contenido de cromo en ostión de Tamiahua y Mandinga sobrepasa el límite de $13 \mu\text{g g}^{-1}$ que señala la FDA para moluscos bivalvos. Las concentraciones de níquel y zinc son los únicos metales que no sobrepasan los límites de la FDA y FAO respectivamente, mientras el contenido de plomo en ostión de las tres lagunas está por encima del $1.7 \mu\text{g g}^{-1}$ que señala la

FDA. Es importante señalar que las concentraciones promedio de cadmio y plomo en ostión de las tres lagunas están por encima de lo que marca la NOM-031-SSA1-1993 de 0.5 y $1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente (DOF, 1995).

Como se puede ver las lagunas que presentan mayor problema de contaminación por metales son Alvarado y Tamiahua, especialmente esta última en relación con cadmio tanto en sedimento como en ostión; lo anterior se puede deber a un problema que se presentó por la década de los sesenta relacionado con una mala disposición de lodos de perforación que provocó una mortandad masiva de las poblaciones de ostión hacia 1965-1966 (García, 1969; SRH, 1972) y que en la actualidad continúa manifestándose como un problema, especialmente en la parte central de la laguna, donde se encuentran las plataformas petroleras Catán I y II. Los resultados de los ANOVA entre lagunas muestran diferencias significativas para los promedios de concentración de cadmio, cromo, níquel y plomo en ostión (con una $p < 0.05$), lo que refleja nuevamente las particularidades de contaminación de cada sistema.

En las tablas 4, 5 y 6 se muestran los promedios de concentración de metales en sedimento (total y biodisponible) y en ostión en relación con la época de muestreo.

Las concentraciones más altas por laguna se presentan con más frecuencia en las épocas de nortes y secas, con excepción del níquel y plomo en Mandinga que se presentan en la de lluvias, lo anterior puede deberse al efecto de los vientos del norte sobre los sistemas estudiados y en la época de secas al efecto de

Tabla 3. Concentración promedio de metales en ostión ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Metal	Alvarado	Mandinga	Tamiahua	Límites
Cd	4.61±4.71	2.94±0.97	7.32±2.85	3.7 ²
Cu	278.00±264.3	165.75±133.7	202.43±61.6	32.5 ¹
Cr	10.60±3.93	21.06±2.69	33.64±8.80	13 ²
Ni	4.22±3.91	3.64±0.93	7.62±2.43	80 ²
Pb	9.05±6.84	13.17±1.92	21.42±6.05	1.7 ²
Zn	145.82±62.9	159.81±33.2	156.85±70.15	718 ¹

¹ Límite máximo promedio $\mu\text{g g}^{-1}$ para moluscos bivalvos (Nauen, 1983);

² Niveles críticos $\mu\text{g g}^{-1}$ para consumo de moluscos bivalvos (FDA, 1993).

Tabla 4. Concentración promedio de metales totales en sedimento ($\mu\text{g g}^{-1}$) por época de muestreo.

Metal	Alvarado			Mandinga			Tamiahua		
	N	LI	S	N	LI	S	N	LI	S
Cd	<LD	<LD	<LD	0.89±0.5	<LD	<LD	7.49±1.5	6.61±0.9	4.05±1.3
Cu	17.70±3.4	16.99±5.0	17.79±4.5	19.40±10.6	13.97±3.3	13.95±3.8	7.52±3.8	7.28±2.3	18.56±19.9
Cr	18.73±12.5	11.97±7.1	10.54±4.9	14.46±11.6	13.86±8.1	15.95±11.1	101.21±52.9	0.69±0.4	6.53±11.7
Ni	75.47±5.4	70.76±6.6	69.18±8.8	71.68±3.1	74.43±3.4	70.69±5.2	48.77±28.2	59.87±7.8	71.78±10.4
Pb	19.63±13.2	20.71±4.5	38.20±14.2	26.90±3.3	30.89±6.8	30.88±5.4	21.42±23.0	10.07±2.2	21.48±13.0
Zn	49.49±10.5	45.51±22.5	72.42±18.3	69.69±15.1	45.25±12.9	53.54±23.1	49.09±29.0	30.99±20.0	37.26±22.0

Tabla 5. Concentración promedio de metales biodisponibles en sedimento ($\mu\text{g g}^{-1}$) por época de muestreo.

Metal	Alvarado			Mandinga			Tamiahua		
	N	LI	S	N	LI	S	N	LI	S
Cd	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.40±0.5	<LD	1.50
Cu	0.78±0.3	1.11±1.0	1.04±0.5	0.44±0.3	0.37±0.1	0.38±0.4	0.70±0.9	0.04	4.44±7.1
Cr	1.36±1.0	0.64±0.4	0.59±0.3	2.33±0.6	2.94±1.7	1.65±0.8	5.04±2.2	<LD	0.26
Ni	2.64±0.7	2.14±0.8	2.67±0.7	1.56±0.3	1.76±0.2	1.71±0.3	2.58±2.1	0.99±0.5	3.08±3.2
Pb	4.31±1.3	3.91±0.9	6.43±1.9	5.07±0.3	5.86±1.0	5.69±0.8	6.43±2.5	2.94±2.8	7.27±4.8
Zn	11.76±4.0	9.86±3.3	8.7±4.3	13.50±8.7	7.30±4.7	7.19±6.7	7.52±2.1	8.05±1.3	9.09±7.3

Tabla 6. Concentración promedio de metales en ostión ($\mu\text{g g}^{-1}$) por época de muestreo.

Metal	Alvarado			Mandinga			Tamiahua	
	N	LI	S	N	LI	S	N	S
Cd	5.08±5.3	1.50±1.0	5.69±5.4	3.00±0.9	2.14±0.1	3.98±1.1	8.59±1.4	6.04±3.5
Cu	311.59±200.8	108.76±148.2	329.03±371.3	241.17±118.0	42.52±58.0	162.02±156.3	194.31±34.9	210.55±84.6
Cr	8.68±3.7	7.74±3.0	13.94±2.1	23.25±1.2	19.89±0.9	17.33±1.5	29.91±1.0	37.36±11.8
Ni	2.52±0.6	1.69±1.2	7.18±5.0	4.15±0.9	3.17±0.4	3.07±1.2	9.17±2.0	6.06±1.8
Pb	6.28±1.9	6.12±3.1	13.28±9.7	13.75±2.4	13.44±0.9	11.29±0.6	19.27±2.0	23.56±8.2
Zn	183.75±68.8	109.50±44.4	126.07±56.1	174.54±43.6	142.46±5.9	148.99±4.6	114.42±62.0	199.27±52.2

la concentración de contaminantes por evaporación (Tabla 4). Alvarado registra los valores máximos de concentración de níquel, plomo y zinc (el primero en las épocas de nortes y los otros dos en la de secas); Mandinga el de cobre y Tamiahua los de cadmio y cromo, en la de nortes. Los resultados de los ANOVA muestran diferencias significativas entre lagunas los promedios de concentración de cadmio, cro-

mo y plomo totales por época de muestreo ($p < 0.05$).

En la tabla 5 se puede apreciar que los valores máximos de concentración se presentan en la laguna de Tamiahua durante la época de secas, con excepción del zinc que se registra en Mandinga en la época de nortes. Hay una tendencia a encontrar los valores más altos de

concentración de metales en la época de nortes y secas, con excepción del cobre en Alvarado, y el cromo, níquel y plomo en Mandinga que se presentan en la época de lluvias. Los resultados de los ANOVA entre lagunas muestran diferencias significativas por época de muestreo los promedios de concentración de plomo biodisponible ($p < 0.05$).

Las concentraciones promedio máximas de metales en ostión se presentan en Tamiahua (cadmio y níquel en la época de nortes y cromo, plomo y zinc en la de secas), excepto cobre cuyo valor máximo se registra en el ostión de Alvarado durante la época de secas. Si se analiza cada laguna, se observa que en Alvarado y Tamiahua los valores más altos se presentan con mayor frecuencia en la época de secas, mientras que en Mandinga en la de época de nortes, en la que los vientos influyen en el transporte de contaminantes, especialmente al inicio de la temporada (Hernández, 1994). Los resultados de los ANOVA por época de muestreo muestran diferencias significativas las concentraciones promedio de cobre, cromo y zinc en ostión de las tres lagunas ($p < 0.05$).

Se realizó un análisis de regresión por pasos con el fin de analizar la influencia que tienen el pH, %CO y la concentración del metal en sedimento (total y biodisponible), sobre la concentración de metales en ostión. En la tabla 7 se analizan los resultados obtenidos para las tres lagunas.

Los resultados del análisis de regresión por pasos muestran en Mandinga una clara rela-

ción entre la concentración de cadmio, cromo, plomo y zinc en ostión con las variables independientes, la concentración de cadmio en ostión está relacionada con la concentración de cadmio total y el % de carbono orgánico; el cromo en ostión con el cromo en sedimento (total y biodisponible) y el pH; el plomo en ostión con la concentración de plomo en sedimento (total y biodisponible), el pH y el % de carbono orgánico, mientras que la concentración de zinc en ostión está más influenciada por la concentración del zinc biodisponible en el medio y el pH. La concentración de plomo en el ostión de Alvarado está influenciada por la concentración de plomo en sedimento (total y biodisponible) y el % de carbono orgánico. En Tamiahua no se encontró ninguna relación significativa entre la concentración de metales en ostión y las variables independientes.

En las tablas 8, 9 y 10 se presentan las concentraciones obtenidas en estudios realizados en ostión y sedimento (total y biodisponible) para cuerpos de agua ubicados en el Golfo de México, con el fin de compararlas con las que se encontraron en este estudio (en negritas).

Se calculó el promedio y desviación estándar de las concentraciones reportadas por los diferentes autores, sin incluir los resultados del presente estudio con el fin de comparar entre ambos.

Tomando como referencia el valor promedio de las concentraciones de metales en sedimento (totales y biodisponibles) y ostión de los diferentes estudios, las concentraciones pro-

Tabla 7. Resultados de la regresión múltiple entre la concentración de metal en ostión y la encontrada en sedimento (total y biodisponible), pH y %CO.

Metal	Alvarado			Mandinga			Tamiahua		
	R ²	p	v.i.	R ²	p	v.i.	R ²	p	v.i.
Cd	3.9e-032	x		*0.72	0.0414	T, CO	1.1e-032	x	
Cu	2.3e-031	x		*0.92	0.01	B, T, pH	8.3e-031	x	
Cr	0.53	0.07	B, T	0.56	0.13	T, CO	0.58	0.19	T, pH, CO
Ni	0.43	0.04	CO	1.1e-030	x		6e-031	x	
Pb	*0.85	0.007	B, T, CO	*0.99	0.002	B, T, pH, CO	0.38	0.08	B
Zn	0.57	0.05	B, pH	*0.85	0.009	B, pH	0.36	0.09	pH

v.i. variables independientes (metal total -T, metal biodisponible -B, pH, %CO -CO)

Tabla 8. Concentración promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) de metales en ostión de áreas costeras del Golfo de México.

Localidad	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Referencias
L. de San Andrés ¹	2.55±0.33	48.28±26.99		3.40±1.13	5.85±1.51	3184.48±361.67	Vázquez <i>et al.</i> , 1990
L. de Tamiahua²	7.32±2.85	202.43±61.60	33.64±8.80	7.62±2.43	21.42±6.05	156.85±70.15	Este estudio
L. Tampamachoco ²	2.06±1.20		0.89±0.59		1.86±0.95		Rosas <i>et al.</i> , 1983
L. de Alvarado²	4.61±4.71	278.0±264.30	10.60±3.93	4.22±3.91	9.05±6.84	145.82±62.86	Este estudio
L. de Mandinga ²	1.54±0.98		2.24±2.28		3.03±3.47		Rosas <i>et al.</i> , 1983
L. de Mandinga ²	3.13±1.25	131.62±50.08	3.32±3.58	5.77±2.46	11.55±0.33	502.00±270.14	Hernández <i>et al.</i> , 1995
L. de Mandinga²	2.94±0.97	165.75±133.69	21.06±2.69	3.64±0.93	13.17±1.92	159.81±33.18	Este estudio
L. La Mancha ²	1.34±0.28	282.77±174.59	5.13±2.60	2.88±1.56	3.24±0.55	743.38±89.90	Rodríguez <i>et al.</i> , 1996
L. El Llano ²	1.11±0.06	852.62±1196.5	4.58±1.65	4.13±0.91	2.23±0.43	569.83±233.52	Rodríguez <i>et al.</i> , 1996
L. del Ostión ²	ND	38.00	ND	84.00	ND	1440.00	Villanueva <i>et al.</i> , 1988
L. Machona ³					0.23±0.14		Pérez-Zapata, 1981
L. de Mecocan ³					0.24±0.08		Pérez-Zapata, 1981
L. el Carmen ³	7.09±1.03		4.60±2.17		3.04±3.01		Rosas <i>et al.</i> , 1983
L. de Atasta ⁴	1.08±2.18		3.77±2.18		1.52±0.98		Rosas <i>et al.</i> , 1983
L. de Términos ⁴	5.33±1.24	153.62±14.53	4.02±1.13	22.94±4.12	2.19±0.99	1101.24±95.09	Hicks, 1976
L. de Términos ⁴	3.70±1.32	157.70	6.70±4.57	11.15±3.51	5.80±3.11	679.40±275.50	Ponce, 1988
L. de Términos ⁴	4.17±1.74	157.70±66.44			8.84±4.68	620.44±268.31	Vázquez y Sharma, 1996
P.p. SMI-229-R	5.4±0.7			1.0±0.3	0.40±0.2		Trefry <i>et al.</i> , 1995
P.p. SMI-236-D	6.0±1.0			1.03±0.1	0.60±0.02		Trefry <i>et al.</i> , 1995
Golfo de México	4.1±2.4			1.8±1.6	0.60±0.9		Presley <i>et al.</i> , 1990
Promedio±d.s.	3.47±1.96	227.79±263.56	3.92±1.68	13.81±25.5	3.20±3.28	1105.1±897.07	

1. Tamaulipas; 2. Veracruz; 3. Tabasco; 4. Campeche. ; P.p.-Plataformas petroleras frente a Texas y Louisiana.; Villanueva *et al.*, 1998 y Trefry *et al.*, 1995.

medio obtenidas en el presente estudio que están por encima de este valor de referencia son: níquel total para las tres lagunas, el cadmio total en el sedimento de Mandinga y Tamiahua y la fracción biodisponible en esta última, así como el cromo biodisponible.

Para ostión, resultan superiores al valor promedio, cadmio en Alvarado y Tamiahua, cobre en Alvarado, y cromo y plomo en ostión de los tres sistemas lagunares.

CONCLUSIONES

Por su contenido en cadmio y plomo, el ostión de Alvarado, Mandinga y Tamiahua no cumple con la normatividad mexicana (NOM-031-SSA1-1993), que cabe señalar es más estricta que la consignada por la FDA. De acuerdo con

ésta, la concentración de plomo en las tres lagunas; cadmio en Alvarado y Tamiahua y Cr en Mandinga y Tamiahua sobrepasa el nivel máximo señalado para moluscos bivalvos; Tamiahua presentó coincidentemente una

Tabla 9. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) para metales en sedimento de áreas costeras del Golfo de México.

Localidad	Cd		Cr		Pb		Referencias
	Total	Biodisp.	Total	Biodisp.	Total	Biodisp.	
L. de Tamiahua ¹	6.21±1.86	2.18±0.61	26.40±49.04	4.08±2.84	17.35±15.85	5.54±3.84	Este estudio
L. Tampamachoco ¹	0.098±0.091		9.55±4.20		3.94±3.01		Rosas <i>et al.</i> , 1983
L. de Alvarado ¹			159.73±168.07		29.94±7.43		Rosales <i>et al.</i> , 1986a
L. de Alvarado ¹	ND(<LD)	ND(<LD)	13.75±9.04	0.85±0.68	27.49±13.65	*5.00±1.8	Este estudio
Río Papaloapan ¹			66.18±15.64		43.93±34.58		Rosales <i>et al.</i> , 1986b
L. de Mandinga ¹	0.015±0.029		7.43±8.32		3.34±3.25		Rosas <i>et al.</i> , 1983
L. de Mandinga ¹	1.09±0.58	0.80±0.65	21.92±10.14	0.96±0.62	55.15±24.43	11.60±1.89	Hernández <i>et al.</i> , 1995
L. de Mandinga ¹	0.89±0.5	ND(<LD)	14.75±9.76	2.31±1.21	29.56±5.40	5.54±0.76	Este estudio
L. La Mancha ¹	1.47±0.51	0.41±0.31	49.75±16.65	4.43±0.48	81.20±11.14	21.40±12.12	Rodríguez <i>et al.</i> , 1996
L. El Llano ¹	1.35±0.50	0.35±0.25	36.24±13.81	5.22±2.21	78.76±24.00	13.15±9.37	Rodríguez <i>et al.</i> , 1996
L. Salada ¹	2.20±0.91	0.43±0.16	29.69±7.80	4.19±0.64	77.19±21.85	18.96±8.57	Rodríguez <i>et al.</i> , 1996
Río Blanco ¹	1.64±0.24	0.22±0.07	71.80±27.90	ND	32.50±8.11	2.40±1.27	Álvarez <i>et al.</i> , 1986
L. de Sontecomapan ¹	1.41±0.53	1.37±0.15	74.92±33.60	2.96±1.83	14.84±12.77	0.40±0.12	González <i>et al.</i> , 1994
Río Coatzacoalcos ¹	1.64±0.56	0.33±0.16	71.82±28.82	3.82±3.47	43.41±17.26	4.79±2.54	Páez-Osuna <i>et al.</i> , 1986
L. del Ostión ¹	ND	0.40±0.04	140.70±80.21	4.08±0.95	ND	ND	Páez-Osuna <i>et al.</i> , 1986
L. de las Ilusiones ²	ND				158.7±93.03		Valencia, 1989
L. el Carmen ²	0.28±0.21		30.50±28.60		6.49±5.18		Rosas <i>et al.</i> , 1983
L. de Atasta ³	0.015±0.009		1.02±1.25		0.29±0.25		Rosas <i>et al.</i> , 1983
L. de Términos ³	1.39±0.35		47.20±29.90		33.96±18.28		Ponce, 1988
P.p. SMI-236*	0.24				36.1		Trefry <i>et al.</i> , 1995
P.p. SMI-236**	0.16				24.5		Trefry <i>et al.</i> , 1995
P.p. HI-595*	0.80				77.9		Trefry <i>et al.</i> , 1995
P.p. HI-595**	0.12				23.5		Trefry <i>et al.</i> , 1995
Río Mississippi***	0.70				36.0		Trefry <i>et al.</i> , 1995
Promedio±d.s.	0.86±0.71	0.54±0.38	54.56±45.84	3.67±1.37	43.08±37.62	10.39±8.15	

1. Veracruz; 2. Tabasco; 3. Campeche.
 * a 20 m de distancia; ** a 2,000 m de distancia de la plataforma; *** Sedimento suspendido.
 Villanueva *et al.*, 1998 y Trefry *et al.*, 1995.

Tabla 10. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) para metales en sedimento de áreas costeras del Golfo de México.

Localidad	Cu		Ni		Zn		Referencias
	Total	Biodisp.	Total	Biodisp.	Total	Biodisp.	
L. Madre ¹	1.6±0.2		3.0±0.3		4.0±0.3		Pulich, 1980
L. de Tamiahua ²	10.52±11.5	2.46±4.99	58.18±20.37	2.25±2.29	39.98±24.66	8.17±4.55	Este estudio
L. de Alvarado ²	15.55±11.16		47.77±23.83			80.72±25.72	Rosales <i>et al.</i> , 1986a
L. de Alvarado ²	17.49±4.09	0.98±0.64	71.80±7.19	2.48±0.74	55.81±20.70	10.11±3.89	Este estudio
Río Papaloapan ²	21.94±9.26		48.93±5.71		64.35±11.25		Rosales <i>et al.</i> , 1986b
L. de Mandinga ²	29.84±23.28	4.01±2.12	26.29±7.97	3.68±1.40	47.88±17.92	4.82±4.73	Hernández <i>et al.</i> , 1995
L. de Mandinga ²	15.76±6.69	0.40±0.25	72.26±4.09	1.68±0.26	56.14±19.54	9.33±7.14	Este estudio
L. La Mancha ²	60.84±20.73	7.31±0.98	61.42±15.34	4.19±1.53	92.11±15.05	11.69±4.65	Rodríguez <i>et al.</i> , 1996
L. El Llano ²	70.99±17.62	9.57±4.62	49.74±23.58	4.61±1.01	86.97±17.19	9.89±3.88	Rodríguez <i>et al.</i> , 1996
L. Salada ²	52.29±24.54	7.35±2.09	37.74±20.58	4.55±1.27	107.95±25.21	16.09±3.87	Rodríguez <i>et al.</i> , 1996
Río Blanco ²	28.59±19.70		32.38±11.20	1.95±0.45	93.10±28.06	8.78±8.10	Álvarez <i>et al.</i> , 1986
L. de Sontecomapan ²	39.98±29.29	2.74±5.95	73.36±56.90	3.49±2.35	44.94±26.11	4.63±3.39	González <i>et al.</i> , 1994
Río Coatzacoalcos ²	25.66±12.53	0.44±0.35	34.76±13.16	2.59±1.14	85.65±37.50	18.32±11.99	Páez-Osuna <i>et al.</i> , 1986
L. del Ostión ²	39.90±26.70	0.37±0.08	50.70±18.63	3.44±2.04	62.10±21.70	8.11±3.77	Páez-Osuna <i>et al.</i> , 1986
Río Tonalá ³	22.30±15.30		98.40±77.47		66.50±48.90		Villanueva, 1987
L. de las Ilusiones ³	46.60±26.50		58.90±12.60		227.1±141.6		Valencia, 1989
L. de Términos ⁴	7.43±3.49		50.93±40.33		20.43±16.02		Ponce, 1988
P.p. SMI-236*			26.9				Trefry <i>et al.</i> , 1995
P.p. SMI-236**			27.1				Trefry <i>et al.</i> , 1995
P.p. HI-595*			9.4				Trefry <i>et al.</i> , 1995
P.p. HI-595**			20.6				Trefry <i>et al.</i> , 1995
Río Mississippi***			41.0				Trefry <i>et al.</i> , 1995
Promedio±d.s.	33.11±19.88	4.54±3.62	42.07±22.39	3.56±0.93	77.16±54.04	18.12±23.92	

1. Tamaulipas; 2. Veracruz; 3. Tabasco; 4. Campeche.
 * a 20 m de distancia; ** a 2,000 m de distancia de la plataforma; *** Sedimento suspendido.
 Villanueva *et al.*, 1998 y Trefry *et al.*, 1995.

concentración de cadmio total en sedimento por encima del V.S.E.B. En cuanto a la fracción biodisponible, en ésta laguna se registraron las concentraciones promedio máximas de Cd, Cu y Cr y en Alvarado las de Ni, Pb y Zn.

En los tres sistemas lagunares, la concentración de Cu en ostión se encontró por encima del promedio de los niveles máximos que señalan diversos países reportados por la FAO.

En términos generales se observa una tendencia a encontrar las concentraciones más altas de metales en sedimento y ostión de la laguna de Tamiahua.

En relación con el níquel, contrastan los resultados obtenidos en el sedimento y ostión de las tres lagunas; las concentraciones en sedimento se encontraron por encima del V.S.E.B., mientras en ostión estaban por debajo del nivel per-

mitido por la FDA. La misma situación se observa con las concentraciones reportadas por los diferentes autores (Tablas 8 y 9), lo que sugiere que las concentraciones en sedimento podrían ser de origen basal.

La concentración de metales en el ostión de Mandinga está determinada en mayor grado por la encontrada en sedimento (total y biodisponible), el pH y %CO, lo que se debe seguramente a que es un sistema menos dinámico

y con menos problemas de contaminación que los otros dos cuerpos lagunares.

En Alvarado y Tamiahua se observó una tendencia a encontrar las concentraciones más altas de metales en sedimento y ostión en la época de secas, a diferencia de Mandinga que se presentaron durante la de lluvias para sedimento y en la de nortes para ostión, como resultado del acarreo de materiales hacia el cuerpo lagunar.

RECOMENDACIONES

Los estudios de pesquerías deben integrar los problemas de contaminación de las lagunas, especialmente en México en donde las capturas son preferentemente costeras, lo que implica que se realizan en áreas estuarino-lagunares o en una franja no muy alejada de la costa. A lo anterior se suma el hecho de que las lagunas, motivo del presente estudio, están incluidas dentro de la clasificación hecha por CONABIO/USAID/WWF como áreas prioritarias marinas, de alta biodiversidad y amenazadas y a la importancia del recurso a escala nacional y regional.

En este estudio se presentaron concentraciones altas de cadmio, cuya presencia en el ambiente marino afecta la capacidad de sobrevivencia de larvas y juveniles de diversos organismos, por lo que se recomienda realizar estudios ecotoxicológicos, especialmente en Tamiahua donde se registraron las concentraciones más altas de cadmio en ostión y sedimento; sobre todo si se considera que en este sistema lagunar se han llevado a cabo medidas para favorecer la fijación de larvas mediante el sembrado de concha verde, medidas que pueden resultar ineficaces por la presencia de cadmio; este hecho refleja la desarticulación o la falta de enfoque integral en las investigaciones pesqueras.

LITERATURA CITADA

Agemian, H., y A.S. Chau, 1976. Evaluation of extraction techniques for the determination of metals aquatic sediments. *The Analyst*, 101 (1207): 761-767.

CNA/SEMARNAP, 1998. Los Consejos de Cuenca en México. Definiciones y Alcances. Unidad de Programas Rurales y Participación Social. Coordinación de Consejos de Cuenca, 42 p.

CONABIO, 1998. Regiones Prioritarias Marinas de México. CONABIO. 198 p.

Contreras, E.F., y O. Castañeda L., 1995. Los Ecosistemas Costeros del Estado de Veracruz. Gob. del Edo. de Veracruz/SEDAP. Plus Ultra Editores. 144 p.

Diario Oficial de la Federación (DOF), 1995. Norma Oficial Mexicana NOM-031-SSA-1993, Bienes y servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos frescos-refrigerados. Especificaciones sanitarias. Lunes 6 de marzo, 4-25.

Diario Oficial de la Federación (DOF), 2000. Carta Nacional Pesquera. Tomo DLXIII, No. 20: 28 Agosto.

FDA, 1993. Guidance documents for trace elements in seafood. Guidance documents for arsenic, cadmium, chromium, nickel (January), lead (august). www.cfsan.fda.gov/~frf/guid-sf.html

García, S.S., 1969. Mortalidad ostrícola en la Laguna de Tamiahua, Ver. y sus relaciones con las perforaciones petroleras. 1965-1966. Tesis profesional. Instituto Politécnico Nacional. Esc. Nal. de Ciencias Biológicas, 65 p.

Gaudette, H.E., W.R. Flight, L. Toner, y D.W. Folger, 1974. An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. *J. Sediments Petrol.*, 44(1): 249-253.

- Hernández, A.E., 1994.** Determinación de metales en agua, sedimento y biota de la laguna de Mandinga, Ver. México. Servicio Social. Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. Ciencias Biológicas y de la Salud, 34 p.
- IAEA/UNEP/FAO/IOC, 1984.** Determination of total cadmium, zinc, lead and copper in selected marine organisms by flameless atomic absorption spectrophotometry. Reference Methods for Marine Pollution Studies, N°11: Rev. 1.
- INE, 2000.** Instituto Nacional de Ecología: METAS, 2000. SEMARNAP, 62 p.
- Jiménez, C.B.E., 1995.** Bases para el manejo integral de la cantidad y calidad del agua en México. XX Congreso de la Academia Nacional de Ingeniería. Veracruz, Ver., México. p. 14-19.
- Long, E.R., D.D. MacDonald, S.L. Smith, y F.D. Calder, 1995.** Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Management*, 19(1): 81-97.
- Loring, D.H., 1979.** Geochemistry of cobalt, nickel, chromium and vanadium in the sediments of the estuary and open Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Earth Sci.*, 16: 1196-1209.
- Luoma, S.N., y E.A. Jenne, 1976.** Estimating bioavailability of sediment-bound trace metals with chemical extractants, p. 343-351. In: D.D. Memphill (Ed.) Trace Substances in Environmental Health. Univ. of Missouri, Columbia. MO.
- Malo, B., 1977.** Partial extraction of metals from aquatic sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 11: 277-282.
- Mandelli, E.F., 1979.** Contaminación por metales pesados. *Rev. Com. Perm. Pacífico Sur*, 10:209-228.
- Nauen, C.E., 1983.** Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. FIRI/C764, Rome, FAO Fisheries Circular No. 764: 10-100.
- OCDE, 1998.** Análisis del Desempeño Ambiental. México. Perspectivas OCDE.
- Páez-Osuna, F., 1988.** Geoquímica de los metales pesados en los sedimentos del Mar de Cortés. Tesis Doctoral. UACPYP-CCH. ICMYL-UNAM
- SAGARPA, 2000.** Anuario Estadístico de Pesca. Dirección General de Política y Fomento Pesquero y Dirección de Comunicación Social, 271 p. En imprenta.
- S.R.H., 1972.** Hidrografía de la Laguna de Tamiahua, Veracruz. Estudio de los aspectos biológicos. Dirección General de Grande Irrigación y Control de Ríos. Dirección de Acuicultura. Consultores y Contratistas en Oceanografía, S.A., 154 p.
- Trefry, J.H., K.L. Naito, R.P. Tocine, y S. Metz, 1995.** Distribution and bioaccumulation of heavy metals from produced water discharges to the Gulf of Mexico. *Wat. Sci. Tech. Great Britain*, 32(2): 31-36.
- Villanueva, F.S., y A.V. Botello, 1992.** Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe Mexicano: Una revisión. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 8(1), 47-61.
- Villanueva, F.S., y A.V. Botello, 1998.** Metal Pollution in Coastal Areas of Mexico. *Rev. Environ Contam. Toxicol.*, 157: 53-94.

Determinación de Metales (Fe, Mn, Pb, y Zn) en Macroalgas Clorofitas del Sistema Arrecifal Veracruzano, México

22

Yazmin Morlán-Cahue y Heriberto Opengo-Piña

Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM

RESUMEN

Los arrecifes cercanos al puerto de Veracruz son una zona que ha estado expuesta al continuo impacto del hombre en incremento con el tiempo. Con el propósito de aportar datos que nos ayuden en un futuro a evaluar la calidad ambiental de este ecosistema, en este estudio se determinó la concentración de algunos metales pesados que podrían estar influenciando al sistema. Se obtuvieron las concentraciones de Hierro (Fe), Manganeseo (Mn), Zinc (Zn) y Plomo (Pb) en *Caulerpa cupressoides*, *C. sertularioides*, *C. racemosa*, *Halimeda discoidea* y *H. opuntia* en los arrecifes, "Blanquilla", "Gallega", "Galleguilla", "Hornos", "Pájaros", "Anegada", "Sacrificios" y "Verde", en el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV), empleando espectrofotometría de absorción atómica a la flama, tratando de encontrar alguna relación entre las concentraciones de metales y la distribución de los mismos, con respecto a la ubicación de los arrecifes frente al puerto de Veracruz, Veracruz. Se encontró que cada metal tiene un rango de concentración diferente, dependiendo de la especie en la que es analizado y del área de muestreo. Para el plomo no se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de los diferentes arrecifes. Para los demás metales, "Gallega" fue el arrecife que en la mayoría de los casos presenta las concentraciones más altas de metales y "Verde" y "Blanquilla" las más bajas. Dado que las concentraciones de metales, en las especies recolectadas en el SAV, son por lo general igual o mayores a las concentraciones en especies reportadas para áreas contaminadas, podríamos suponer que las actividades de la ciudad están afectando directamente las condiciones ambientales de los arrecifes del SAV.

ABSTRACT

The coral reefs near to the port of Veracruz City there are an area that has been exposed to the man's impact long time ago. The purpose of this work is contributing data that will help us in a future to evaluate the environmental quality of this ecosystem. In this study the concentration of some metals was determined that could be influencing to the Veracruz reef system (VRS). The Iron (Fe) concentrations were obtained. Such as Manganese (Mn), Zinc (Zn) and Lead (Pb) in the algae *Caulerpa cupressoides*, *C. sertularioides*, *C. racemosa*, *Halimeda discoidea* and *H. opuntia* in the reefs Flat. "Blanquilla", "Gallega", "Galleguilla", "Hornos", "Pajaros", "Anegada", "Sacrificios" and "Verde", localities belong to the Veracruz Reef system (VRS). In this study try to find some relationship between concentrations of heavy metals and the distribution of the same ones respect to the localities by means of atomic absorption spectrophotometer to the flame, with regard to the location of the flat reef front the Veracruz harbor. It was found that each metal has a range of different concentration,

depending on the species analyzed and the sampling area. For the lead (Pb) not found significant differences among the concentrations of the different reefs. For the other metals "Gallega" has the highest concentrations in heavy metals with more frequency, and "Verde" and "Blanquilla" has the lowest concentration. Since the heavy metals concentrations of this species gathered in the SAV, are in general same or biggest concentrations reported for similar species in polluted areas, we suppose that the anthropogenic activities of the Veracruz city are affecting the environmental conditions of VRS directly.

INTRODUCCIÓN

El Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV)

Un arrecife es una estructura construida por organismos vivientes; son ecosistemas que se desarrollan en los trópicos, formados por la asociación de una gran cantidad de organismos, los cuales ocupan distintos nichos ecológicos. Los principales organismos formadores de arrecifes son los corales escleractinios y las algas calcáreas, quienes constituyen la base y el sustrato para el desarrollo de otras especies (Goreau, 1979, Jordan, 1988). Dichos ecosistemas se encuentran entre los más diversos y productivos de la tierra cumpliendo con una función igualmente crítica como áreas de refugio, cría y alimentación de las numerosas especies que las habitan (Botello, 1996; Vargas-Hernandez *et al.*, 1993).

La distribución de los arrecifes esta limitada geográficamente a condiciones ambientales estrictas por ello las especies que lo componen no poseen mucha resistencia a fluctuaciones en el ambiente físico (Vargas-Hernández *et al.*, 1993; Johannes, 1972).

Las costas veracruzanas son privilegiadas por tener complejos de alta relevancia ecológica; debido a la turbiedad de sus aguas y la escasez de lechos rocosos, las formaciones coralinas aparecen dispersas en pequeñas áreas. Dichos arrecifes sirven como corredor biológico para la diseminación de especies entre las áreas arrecifales caribeñas y las de florida. Son importantes en la subsistencia de economías locales, pero su complejidad los hace vulnerables (Vargas-Hernández *et al.* 1993; Jordan, 1988; Loya, 1972; Stoddart, 1969; Yonge, 1963).

El Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) ostenta la denominación de Parque Marino Nacional, es el sistema arrecifal más desarrollado en el

Golfo de México ubicado frente a las costas y puerto de Veracruz, a pesar de ser declarado parque marino nacional en 1992, se sigue utilizando como área de pesca y de extracción de corales y otras especies, no hay un control estricto para estas actividades, por parte de las autoridades, y se han mermado considerablemente estos recursos (Horta, 1997). El puerto de Veracruz es un área de intenso tráfico marino, de actividades energéticas, petroleras, pesqueras, con trabajos de dragado y perforación del piso oceánico, alto crecimiento poblacional y desarrollo turístico. Por años, ha sufrido las consecuencias del vertimiento masivo de toda clase de desechos de la industria química, manufactura de textil, papel, madera, siderúrgica, procesadora de alimentos, cervecera, de calzado, además de pesticidas y fertilizantes empleados en la industria agropecuaria de las principales ciudades veracruzanas como: Cd. Mendoza, Río Blanco, Nogales, Orizaba, Córdoba, Jalapa, Veracruz, Alvarado, entre otras. (Rosales *et al.*, 1986).

Uno de los principales agentes de contaminación de la zona costera son los denominados metales pesados cuya movilización por el hombre han superado los flujos naturales derivados de procesos geológicos, deducidos de las descargas fluviales (Mandelli, 1979). Diferentes tejidos de organismos marinos acumulan grandes cantidades de metales y no hay evidencia de que se movilicen, por lo que se considera que estos depósitos son parte de un sistema de bioacumulación (Cross, 1973; Paez, 1999). Aunque la toxicidad de los metales pesados depende en gran medida de la especie química bajo la que se encuentran, los efectos de los metales, en general, se relacionan con las perturbaciones de los sistemas enzimáticos ubicados en los compartimentos intracelulares (Mandelli, 1979; Paez, 1999). La estimación de las concentraciones naturales y de los aportes antropogénicos de los metales pe-

sados, permiten evaluar el nivel en que se encuentra afectada una zona. Para tal propósito, es indispensable analizar la columna de agua, los sedimentos y los organismos, especialmente aquellos de hábitos bentónicos y filtradores extensamente empleados como indicadores de contaminación (Páez *et al.*, 1986 y 1987; Villanueva *et al.*, 1988 y 1992).

Las algas pueden actuar como indicadores de la salud o determinar el grado de daño ecológico a su hábitat, ya que contienen trazas de todos los elementos presentes en su medio, y pueden usarse como indicadores de contaminación en las áreas costeras (Shubert, 1984; Salwa *et al.*, 1997; Buo-Olayan y Subrahmanyam, 1996; Aulio, 1983; Melhuus y Seip, 1978; Santelices, 1977). Las algas son componentes vitales del ecosistema arrecifal coralino, no solo proveen todo el material orgánico para los otros organismos arrecifales, también la actividad calcárea es esencial para la formación del arrecife (Borowitzka y Larkum, 1981). Las algas pueden ser las mejores trampas de nutrientes, liberándolos después a los otros organismos del arrecife por pastoreo o remineralización; actuando como captadores y recicladores (Zizumbo, 1995; Borowitzka y Larkum, 1991). Las algas macroscópicas que se encuentran en el ambiente marino pertenecen a las clorofitas, feofitas y rodofitas; Siendo las clorofitas las más abundantes en los trópicos (Santelices, 1977; Bold y Wyne, 1978; Dawes, 1986).

Algunos de los primeros estudios usando algas bentónicas como indicadores de contaminación son los de Melhuus y Seip (1978) y Wong *et al.* (1979) con algas clorofitas marinas quien obtuvo concentraciones de Fe, Mn, Pb y Zn en zonas contaminadas más altas que en sitios libres de contaminación. Además de estos estudios de metales pesados en algas, se encuentran entre los más importantes los de Bryan (1971), Fuge y James (1974),

Bohn (1979), Phillips (1979), Khummongkol *et al.* (1982), Dissanayake (1985), Austin *et al.* (1985), Burdin y Bird (1994), Karez *et al.* (1994), Karez y Pereira (1995), incluyéndose en los siguientes trabajos especies de algas clorofitas: Melhuus y Seip (1978), Shiber y Shatila (1979), Wong *et al.* (1979), Shiber (1980), Wilkinson *et al.* (1980), Foster (1982), Aulio (1983), Vimazal (1984), Simoes y Lopes (1989), Phillips (1991), Zolotukhina *et al.* (1992), Güven *et al.* (1992 y 1993), Buo-Olayan y Subrahmanyam (1996), Haritonidis y Malea (1999), Muse *et al.* (1999), Jordanova *et al.* (1999), Phaneuf *et al.* (1999). En todos los estudios anteriores los altos valores, en el caso de cada metal, indican un cierto grado de contaminación. Los trabajos en México, sobre metales pesados en algas son escasos entre ellos se encuentran los de La Lanza (1989) en Baja California Sur y González *et al.* (1994), en la laguna de Sontecomapan, Veracruz. En el Sistema Arrecifal Veracruzano existen los estudios de Tovar (2000), Noriega (2001) y Acosta (2002).

En este estudio se selecciono a las algas *Halimeda opuntia*, *Halimeda discoidea*, *Caulerpa racemosa*, *Caulerpa cupressoides* y *Caulerpa sertularioides*, para evaluar las condiciones del SAV, estos organismos son característicos de los ambientes bentónicos costeros y arrecifales del Golfo de México y de gran parte del Atlántico tropical, que cumplen con ciertas características consideradas para el análisis químico (Ravera y Riccardi, 1997). En cuanto a los metales analizados, el Zinc (Zn) y el Plomo (Pb) son de interés por ser mencionados como buenos indicadores de actividades antropogénicas, y el Fe y Mn como elementos móviles que indican generalmente patrones de eutroficación y forman precipitados con otros metales pesados (Aulio, 1983). Estos metales son utilizados en diversas industrias ubicadas dentro y en las cercanías de la ciudad y puerto de Veracruz (Villanueva y Botello, 1982).

ÁREA DE ESTUDIO

El Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) (Fig. 1) está formado por un conjunto de 23 arrecifes costeros y de plataforma, ubicados en el estado de Veracruz, frente a las costas de los municipios de Veracruz, Boca del Río y Alvarado,

sección Antón Lizardo. Incluye 2 áreas geográficamente separadas, por la desembocadura del río Jamapa-Atoyac, divididos en dos grupos Norte y Sur. El Grupo Norte, que constituye el área de estudio, se localiza frente al Puerto de

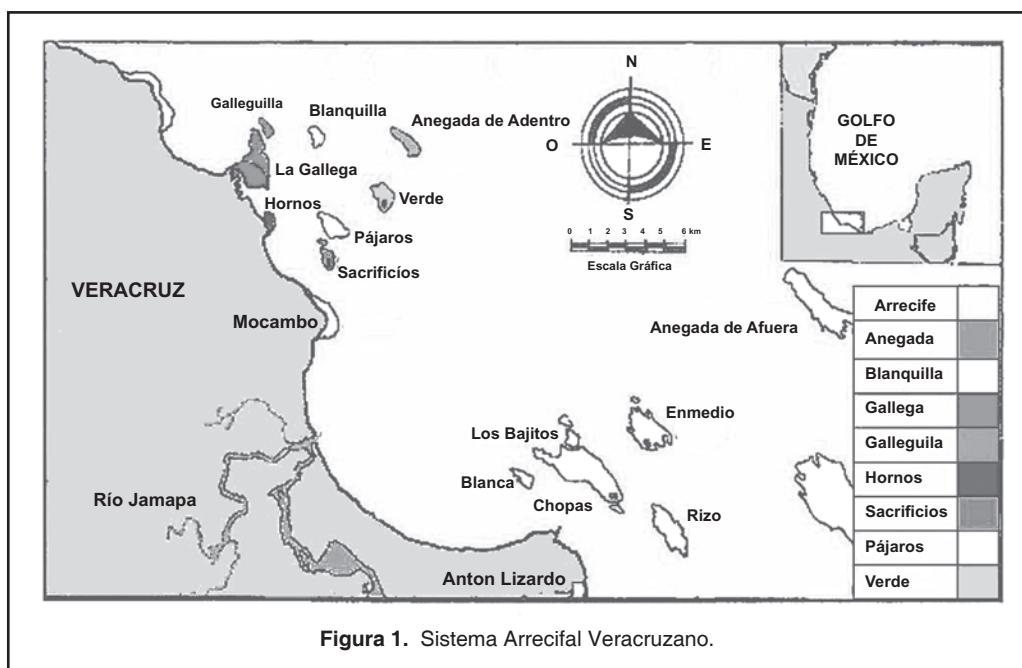


Figura 1. Sistema Arrecifal Veracruzano.

Veracruz y comprende los arrecifes de: “Blanquilla”, “Gallega”, “Galleguilla”, “Hornos”, “Pájaros”, “Anegada”, “Sacrificios” y “Verde”.

Los arrecifes están contruidos en un banco de restos bioclásticos calcáreos de materiales coralinos del Pleistoceno. La principal característica física de estos arrecifes es su alargamiento en sentido NW a SE, debido a la dirección del oleaje. La planicie arrecifal tiene un promedio de 1.10 m de profundidad. Según el Centro de Previsión del Golfo (CPG).

Veracruz, Veracruz, presenta un clima caliente-húmedo, con lluvias en verano, correspondiente a un clima A(W2”)(W)(i”). El esquema climático se sintetiza en 2 épocas de año; la época de nortes de septiembre a abril, con escasa precipitación, temperatura baja y frecuentes inversiones de masas de aire frío del Norte, que pueden ser según su fuerza desde vientos frescos hasta vientos huracanados de hasta 120 km/h (Emery, 1963). La precipitación promedio anual es de 1,676.6 mm (Nowlin 1971 y SECMAR 1974). Hay dos principales corrientes en la zona: la corriente principal, determinada por la dirección del viento, normalmente

tiene dirección NO con velocidad de 0.7 km, y cuando se presentan los vientos del norte su dirección cambia al SE. La otra corriente es la llamada corriente de la “Bocana del Puerto”, que no presenta una relación tan marcada con los vientos y varía en proporción a la influencia de éstos, presentando un comportamiento de “abanico”, es decir, en marzo el 63% de la corriente proveniente de la bocana se dirige al SE y S y el 37% tiene dirección N-NO; en agosto el 54% se dirige al N-NO y NE, el 26% al E y 18% al SO (Hernández 1982, Vázquez 1983).

El aporte de sedimentos proviene de materiales erosionados del continente transportado por el flujo de los ríos cercanos. El tipo de sedimentos de los arrecifes, que se encuentran frente al puerto, contienen mayor cantidad de materia orgánica y son más finos que los sedimentos de los arrecifes de la parte sur (Hernández y Tinoco, 1986). Existen muchos drenajes naturales que fluyen dentro del Golfo. Tres importantes ríos Antigua, Jamapa y Papaloapan fluyen en la vecindad del SAV. El agua de estos ríos tiene una alta carga de sedimentos, derivadas de tierras erosionadas de las cuencas adyacentes.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para la realización del presente estudio, mediante un muestreo prospectivo, se consideró trabajar en los ocho arrecifes de plataforma del Grupo Norte del SAV: Hornos, Galleguilla, Gallega, Blanquilla, Anegada de adentro, Verde, Pájaros y Sacrificios. Con las especies de algas *Halimeda opuntia*, *Halimeda discoidea*, *Caulerpa racemosa*, *Caulerpa sertularioides* y *Caulerpa cupressoides*.

Trabajo de Campo

La colecta se realizó del 5 al 9 de septiembre del 2000, con un muestreo dirigido localizando las especies de algas. En cada uno de dichos arrecifes se llevó a cabo la colecta en forma manual, por medio de buceo libre en la zona de la planicie arrecifal, recolectando una cantidad de material suficiente de cada especie, para obtener por lo menos 5g en peso seco de cada una de las especies.

Trabajo de Laboratorio

En el laboratorio, la digestión de muestras para liberar los elementos metálicos, se realizó en un horno de microondas CEM. Las muestras de algas se digirieron basándose en las técnicas descritas en el manual para el horno de microondas CEM (1997) con algunas modificaciones para mejorar la calidad de la digestión de cada especie (Tabla 1). Realizándose la determinación de los metales Fe, Mn, Pb, y Zn de cada especie de alga por arrecife mediante espectrofotometría (de absorción atómica a la flama Varian SpectrAA 800) con lámparas de cátodo hueco, específicas para la determinación de cada metal. Las muestras se analizaron por triplicado y de cada una se realizaron 2 mediciones, las cuales se promediaron y los resultados de cada muestra se compararon entre

Tabla 1. Programa de digestión del horno de microondas utilizado para el presente estudio.

Paso	1	2	3
% poder *	90	90	90
PSI libras/cm ²	40	85	150
Rampas (minutos)	10:00	6:00	10:00
Tiempo (minutos)	3:00	3:00	5:00

*poder requerido para 12 vasos de digestión.
(Programa de digestión estandarizado después de varias pruebas tratando de obtener la mejor digestión posible).

si, para determinar la existencia de diferencias significativas entre los diferentes arrecifes.

Trabajo de Gabinete

Los resultados se calcularon en μg del metal por gramo de peso seco. Se obtuvieron las medias y las desviaciones estándar de cada metal en cada uno de los arrecifes para cada especie. No se consideró un promedio general para cada metal por arrecife, ya que no todas las especies estuvieron presentes en todos los arrecifes.

La comparación entre arrecifes se realizó por especie y para cada metal, mediante el estadístico no paramétrico de Kruskal-Wallis, dado que la mayoría de los datos no se comportaban de manera normal, comprobándose por medio de la prueba U- de Chapiro. En los datos en los que se encontraron diferencias significativas, se llevó a cabo un análisis de agrupamiento de distancias euclidianas, graficando y analizando los grupos formados. Las distancias en las gráficas presentadas se ajustaron con la fórmula $(D_{links}/D_{max})^*100$.

RESULTADOS Y ANÁLISIS

Todas las concentraciones determinadas en este trabajo se enlistan en la (Tabla 2). Las concentraciones de metales en las algas varían en gran proporción de una especie a otra (Güven *et al.*, 1993), en este estudio después

de verificar que todas las especies son significativamente diferentes entre si en cuanto a concentraciones se refiere, se decidió comparar las concentraciones de metales solo entre las mismas especies algales.

Tabla 2. Concentración de metales pesados en algas de la planicie arrecifal de ocho arrecifes del SAV.

Algas	Metal	Arrecifes							
	µg/g	Sacrificios	Isla Verde	Pájaros	Anegada	Galleguilla	Hornos	Blanquilla	Gallega
<i>Halimeda opuntia</i>									
*	Fe Dest. Est. ±	218.32 3.94	160.71 8.76	242.79 12.13	163.31 19.36	275.19 34.35	342.12 20.59	151.91 18.30	401.21 12.89
*	Zn Dest. Est. ±	42.12 1.19	42.15 1.36	32.55 9.26	18.19 8.14	7.94 0.25	9.21 0.25	5.64 1.22	10.94 2.32
*	Mn Dest. Est. ±	30.11 5.54	16.90 2.62	35.56 2.26	26.01 1.72	23.54 1.23	37.70 7.79	31.23 0.60	42.30 2.04
	Pb Dest. Est. ±	57.95 10.39	55.71 1.94	52.27 5.34	58.41 10.10	58.08 3.04	68.02 2.51	55.40 5.93	61.05 2.53
<i>Caulerpa cupressoides</i>									
*	Fe Dest. Est. ±	1236.14 254.98	520.00 47.91	620.68 35.23	X	X	X	X	863.46 149.72
-	Zn Dest. Est. ±	9.45 0.44	6.22 0.38	8.12 0.90	X	X	X	X	14.96 1.83
-	Mn Dest. Est. ±	32.37 2.76	88.20 8.47	71.07 1.33	X	X	X	X	89.55 6.44
<i>Caulerpa sertularioides</i>									
*	Fe Dest. Est. ±	834.59 78.64	899.57 233.66	738.92 43.43	X	1364.13 150.84	X	X	1191.903 358.54
*	Zn Dest. Est. ±	8.84 0.49	12.15 2.72	8.72 1.24	X	13.85 0.54	X	X	14.72 4.34
*	Mn Dest. Est. ±	62.81 8.84	59.27 10.90	52.87 1.90	X	70.31 5.66	X	X	80.77 22.72
<i>Halimeda discoidea</i>									
*	Fe Dest. Est. ±	X	400.98 30.15	389.01 12.51	329.10 7.77	X	X	438.83 29.99	X
	Zn Dest. Est. ±	X	8.10 0.85	9.79 0.68	8.91 1.01	X	X	9.13 0.35	X
*	Mn Dest. Est. ±	X	24.24 0.85	37.34 3.56	38.58 1.57	X	X	40.39 2.86	X
*	Pb Dest. Est. ±	X	65.24 3.43	76.20 1.88	72.95 2.08	X	X	77.51 3.40	X
<i>Caulerpa racemosa</i>									
*	Fe Dest. Est. ±	X	1232.37 164.23	X	708.04 59.03	1393.62 282.12	X	598.09 79.34	X
	Zn Dest. Est. ±	X	10.76 1.42	X	12.23 2.19	13.66 2.21	X	9.10 0.39	X
*	Mn Dest. Est. ±	X	58.08 6.93	X	58.56 10.90	89.60 20.35	X	82.00 9.85	X
X= especie no presente en el arrecife; *=grupos en los que existen diferencias significativas.									

Todas las concentraciones de Fe, Mn y Zn encontradas en el presente estudio en *C. racemosa*, y *sertularioides* (Figs. 2 y 3) fueron mayores que las obtenidas por estas especies en estudios anteriores (Tabla 3); también son más elevadas a las de zonas no contaminadas en Yucatán (Robledo y Freile, 1997) y Brasil (Davée *et al.* 1982) y similares o mayores a las

de áreas con tránsito naval y perturbaciones en Venezuela (Xiomara *et al.* 1990) y la India (Agadi *et al.*, 1978 y Sivalingam, 1978).

En *C. sertularioides* no se encontraron diferencias entre los sitios de muestreo y las concentraciones de metales. Aulio (1983) menciona que al no observarse en las concentraciones

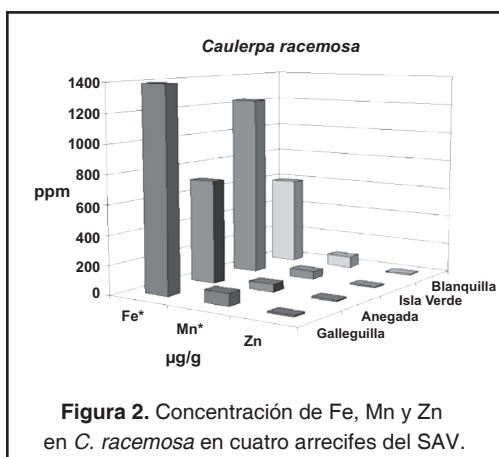


Figura 2. Concentración de Fe, Mn y Zn en *C. racemosa* en cuatro arrecifes del SAV.

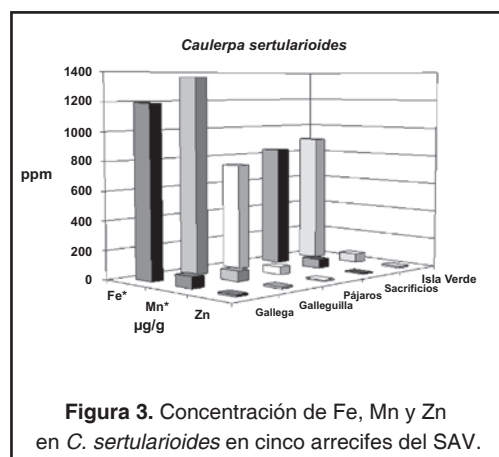


Figura 3. Concentración de Fe, Mn y Zn en *C. sertularioides* en cinco arrecifes del SAV.

Tabla 3. Estudios realizados con <i>C. racemosa</i> y <i>C. sertularioides</i> .						
Especie	Fe	Zn	Mn	Pb	Sitio	Referencias
<i>C. racemosa</i>	598.1-1393.6	9.1-13.7	58.1-89.6		Veracruz	Este estudio.
	404.94	2.96		30.65	No contaminadas en Yucatán	Robledo y Freile, 1997.
	80.3-446.42	84.32-146.29	15.93-97.97		Venezuela [] bajas áreas sin perturbación [] altas áreas con tránsito naval	Xiomara <i>et al.</i> , 1990.
		3.1		<0.67	Gran Barrera, Australia	Denton y Burdon-Jones, 1986.
		21.3±7.2	50.12±12.7	21.9	Área no contaminada en Bahía de Ribera, Brasil	Davée <i>et al.</i> , 1982.
		9			Atolón Suvorov, S.O. Pacífico	Khristoforova y Bogdanova, 1980 (cit. Denton y Burdon-Jones, 1986).
		16.8-18.5		0.6-0.7	Aguas de Townsville, Australia	Burdon-Jones y Klumpp, 1979. (cit. Denton y Burdon-Jones, 1986).
<i>C. sertularioides</i>		73		41.1	Penang, Malasia	Sivaligam, 1978.
	738.9-1364.1	8.7-14.7	52.9-80.8		Veracruz	Este estudio.
	594.05-1146	82.82-258.81	3.86-39.81		Venezuela [] bajas áreas sin perturbación [] altas áreas con tránsito naval	Xiomara <i>et al.</i> , 1990.
			3.86-39.81		Venezuela	Gambia, 1979 (cit. Xiomara <i>et al.</i> , 1990).
		11.1	74.58	14.9	Goa, India	Agadi <i>et al.</i> , 1978.
	5106.23	71.97	137.08		Malasia	Sivaligam, 1978.
	6.4-18.5			Gia, India	Zingde <i>et al.</i> , 1979 (cit. Denton y Burdon-Jones, 1986).	

de metales del alga una relación con su hábitat, supone que el organismo es capaz de regular la acumulación de metales, lo cual podría estar ocurriendo para esta especie en el SAV.

Las concentraciones reportadas para *H. tuna* en una zona contaminada de Beirut (Fe: 215.6-8878.1, Pb: 38.9-90.8) (Shiber y Shatila, 1979) son el único parámetro de comparación de la concentración de Pb para las especies *H. opuntia* y *discoidea* de nuestro estudio, y similares en cuanto a concentración se refiere.

Limites Máximos Permisibles

La Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE) establece los límites máximos permisibles de metales pesados para aguas costeras de 10.0 µg/l de Zn y de 6.0 µg/l de Pb. Las Normas Oficiales Mexicanas (NOM) que establecen las especificaciones sanitarias para productos de pesca contemplan en la sección contaminación por metales pesados un límite máximo permisible de 1 mg/kg de peso seco para Pb. Tal vez estos parámetros no son comparables con las concentraciones en las macroalgas aquí estudiadas, ya que no son de consumo humano, sin embargo se ha supuesto una bioacumulación del metal relacionada con el aumento de niveles en la cadena trófica (Acosta, 2002; Tovar, 2000). En cuanto a la toxicidad del Fe para el hombre se han reportado incidentes de envenenamiento por Fe en África, con un consumo estimado de 100 mg/día por un periodo de muchos años. En este estudio el interés particular, en este metal, radica principalmente en el hecho de su aporte terrígeno y como indicadores de contaminación. Las concentraciones encontradas en el SAV de este metal son mayores a las reportadas anteriormente para zonas contaminadas.

Diferencias entre los Arrecifes

Se analizan los agrupamientos entre arrecifes con respecto a cada metal por separado, aunque de manera general tienen un patrón semejante, existen algunas discrepancias que se enlistan a continuación.

Hierro (Fe)

Se observó un gradiente de concentración del Fe en la especie *Halimeda opuntia*, que va en aumento conforme se acerca a la costa (Fig. 4), dividiendo a los arrecifes en tres grupos: el primero, conformado por los arrecifes "Gallega" y "Hornos" (Fig. 5), con las concentraciones más altas. Debido probablemente a que dichos arrecifes reciben las descargas directamente de los drenajes de la ciudad, los de playa norte en "Gallega" y los de playa Mocambo en "Hornos" (Rosas *et al.*, 1983, Hernández y Tinoco 1986, Rosales *et al.*, 1986, Vargas-Hernández *et al.*, 1993, Horta-Puga y Ramírez-Palacios, 1996). El segundo grupo está formado por los arrecifes "Galleguilla", "Pájaros" y "Sacrificios". "Galleguilla" al igual que "Gallega" también recibe las descargas de playa norte, aunque se encuentra un poco más alejada de la costa. "Sacrificios" y "Pájaros" se encuentran frente a los desagües de playa Mocambo, ambos arrecifes se encuentran cercanos al canal de entrada de los barcos al puerto, donde se realizan actividades de dragado, y las descargas del río Jamapa acarrearán consigo gran cantidad de desechos desde la región central del estado de Veracruz (Rosas, *et al.*, 1983; Hernández y Tinoco, 1986; Horta-Puga y Ramírez-Palacios, 1996). El tercer grupo lo forman los arrecifes "El Verde", "Anegada" y "Blanquilla"; en ellos se presentan concentraciones bajas del metal, comparado con los demás arrecifes. En el arrecife "la Blanquilla", se presentan los valores más bajos de Fe, debido quizá a su lejanía con la costa y al mayor influjo de agua oceánica,

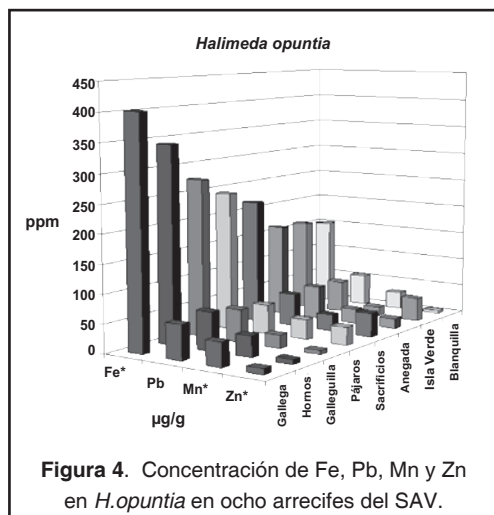
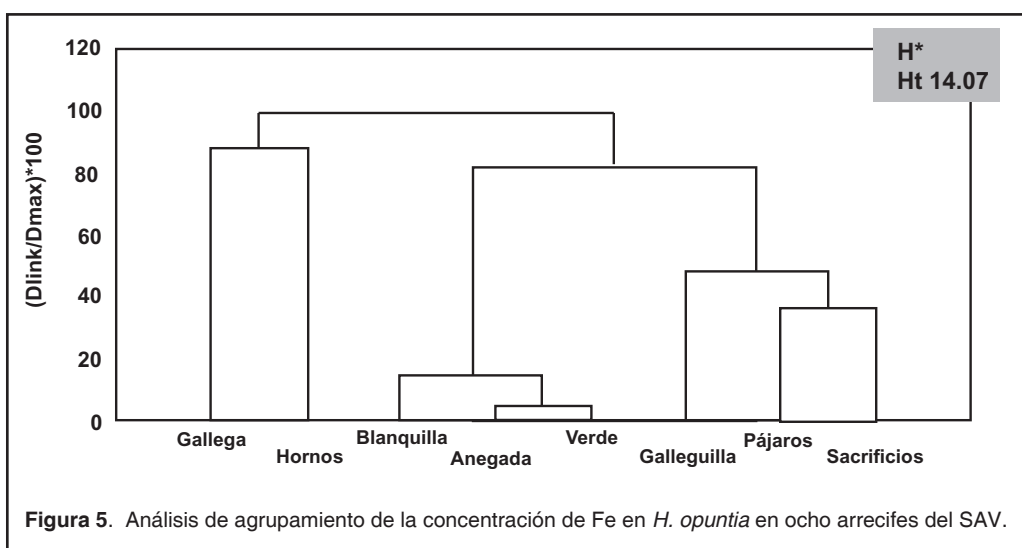


Figura 4. Concentración de Fe, Pb, Mn y Zn en *H. opuntia* en ocho arrecifes del SAV.



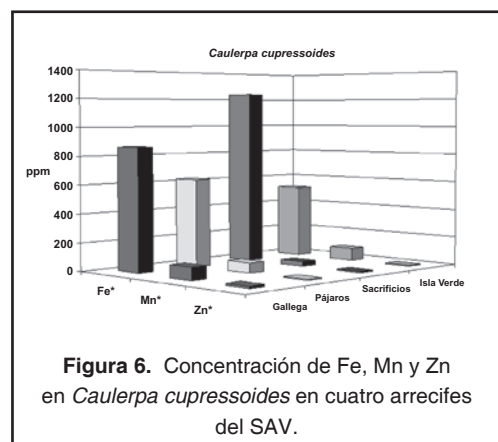
en comparación con el influjo de agua costera (Sanchez y Hernandez, 1992. En las demás especies se observa, por lo general el mismo patrón de concentraciones del metal que en *H. opuntia*, aunque no es clara la formación de los grupos, ya que no se cuenta con datos para todos los arrecifes, a pesar de ello se sigue conservando un gradiente respecto a la costa.

Zinc (Zn)

Para este metal sólo se encontraron diferencias significativas entre los arrecifes para las especies de algas *H. opuntia* y *C. cupressoides* (Figs. 4 y 6).

En ambas especies se encuentran dos grupos diferenciados, el primero formado por "Gallega", "Galleguilla" y "Hornos", y el segundo por "Sacrificios", "Verde" y "Pájaros". Para el Fe, "la Blanquilla" es el arrecife que presenta los valores más bajos (Fig. 7).

Las descargas provenientes del río Jamapa son un vehículo importante de aporte de metales al SAV (Rosas *et al.*,1983; Hernández y Tinoco 1986; Rosales *et al.*, 1986; Vargas-Hernández *et al.*, 1993; Horta-Puga y Ramírez-Palacios 1996). Con los resultados obtenidos en el presente trabajo, se pensaría que el afluente del Jamapa es el principal aporte de este metal al medio, por las concentraciones mayores de Zn en los arrecifes cercanos a sus descargas, sin descartar los desagües



de la ciudad que se encuentran más cercanos que el influjo del propio río y otros factores como la resuspensión de sedimentos (Rosas *et al.*,1983; Hernández y Tinoco, 1986; Rosales *et al.*, 1986; Vargas-Hernández *et al.*, 1993; Horta-Puga y Ramírez-Palacios, 1996).

Manganeso (Mn)

En el arrecife "Gallega" se presentaron las más altas concentraciones de Mn, atribuibles posiblemente a los desagües de la ciudad. En "Verde" y "Anegada" se presentan las concentraciones más bajas (Figs. 2, 3, 4, 6, 8 y 9), relacionadas con la mayor distancia a la costa.

Los arrecifes "Hornos", "Pájaros", "Sacrificios" y "Blanquilla" presentaron también altas concentraciones, aunque menores que "Gallega".

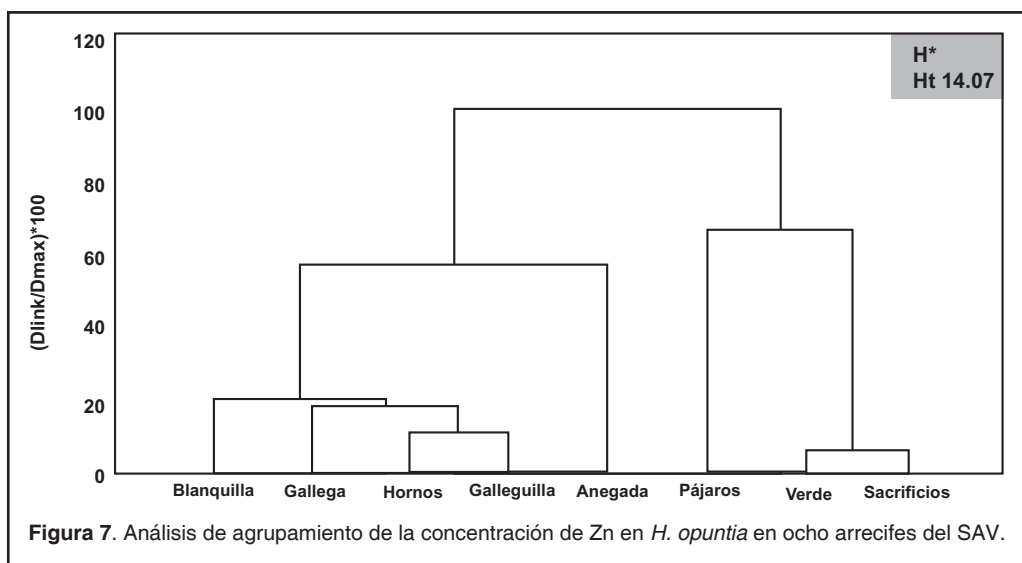


Figura 7. Análisis de agrupamiento de la concentración de Zn en *H. opuntia* en ocho arrecifes del SAV.

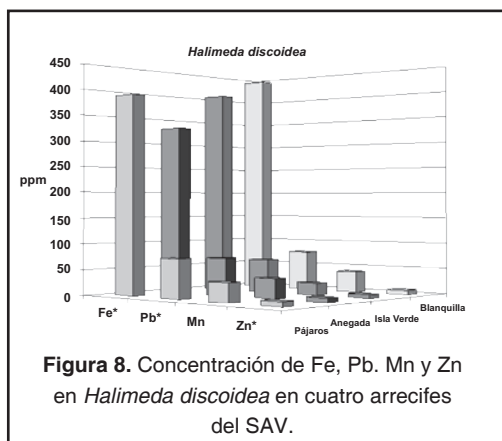


Figura 8. Concentración de Fe, Pb, Mn y Zn en *Halimeda discoidea* en cuatro arrecifes del SAV.

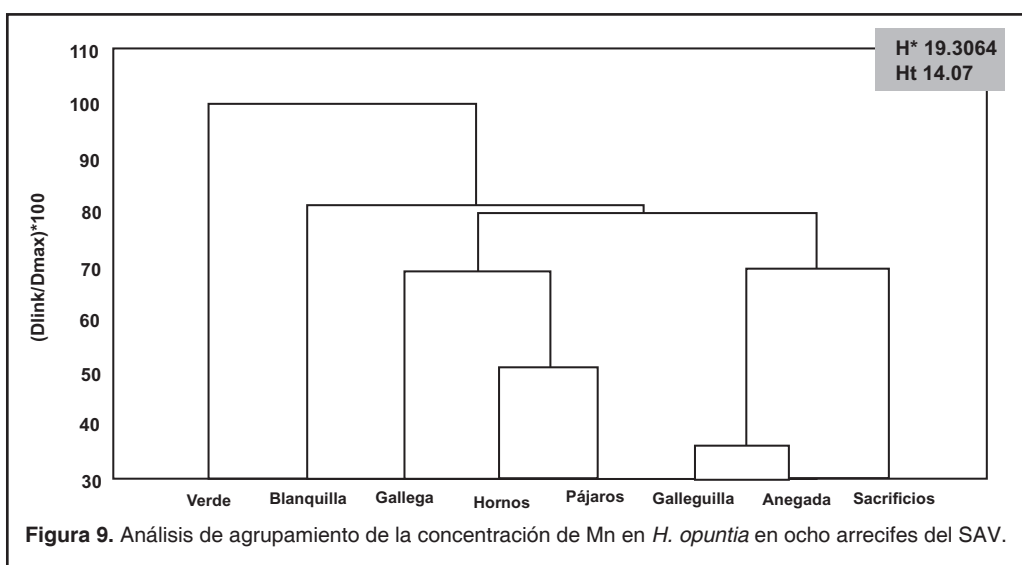
Además de considerar la cercanía con la costa como el principal factor de aumento de la concentración del metal en “Pájaros” y “Blanquilla”, se tienen que tomar en cuenta otros factores como la resuspensión de sedimentos que se favorecería por las zonas de mezcla entre las corrientes oceánica y costera presentes. En los arrecifes “Pájaros” y “Sacrificios”, la influencia del desagüe de la ciudad en playa Mocambo y las descargas del río Jamapa podrían considerarse aportes importantes.

Plomo (Pb)

Al no encontrarse diferencias significativas en las especies *H. opuntia* y *H. discoidea*, (Figs. 4 y 8) para todos los arrecifes, suponemos que la distribución de dicho metal se presentó de manera homogénea en el área, dada la

circulación de las principales corrientes de la zona, debido a que el patrón de dispersión que pueden tener los metales en el medio acuático depende primordialmente de las corrientes locales (Mandelli, 1979). O tal vez, las algas de este género, de alguna manera pueden regular la concentración del metal (Aulio *et al.*, 1983). Las algas con fuerte impregnación de CaCO₃ aumentan su superficie de adsorción por lo tanto presentan mayor concentración de metales (Davée *et al.*, 1982), este es el caso de las algas del género *Halimeda*, lo cual tal vez nos permitió detectar el metal en dichas especies con la técnica utilizada. En estudios anteriores en el SAV con macroalgas, al igual que en nuestro estudio las concentraciones de Pb no presentaron diferencias significativas entre arrecifes (Acosta, 2002; Tovar, 2000).

Podría considerarse otro origen del metal, como los influjos atmosféricos originado por las industrias locales, se ha encontrado al Pb fuertemente unido a los sedimentos o materiales particulados lo que limita su biodisponibilidad. (Karez *et al.*, 1994). Baez *et al.* (1980) y Albert y Badillo (1991), han encontrado niveles de hasta 179.7 µg/l de Pb en agua de lluvia en el puerto de Veracruz, un nivel alto, solo por debajo de los que se presentan en la ciudad de México por lo cual se considera al agua de lluvia un vehículo muy importante de transporte de metales al medio arrecifal (Luna-Bauza, 1993). Dicha precipitación no solo acarrea consigo al plomo sino todos los residuos producto del lavado de la ciudad y del campo el cual



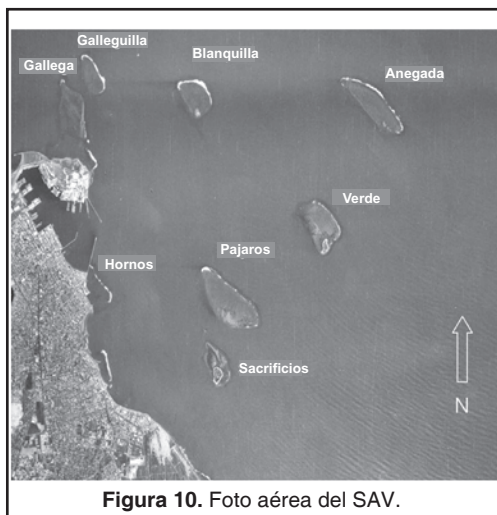
aporta una gran concentración de Fe, Zn y Mn producto de los fertilizantes, plaguicidas y desechos domésticos.

Resumiendo lo anterior, se observa un gradiente de concentración de los metales analizados como sigue:

Gallega, Hornos > Galleguilla, Sacrificios, Pájaros > Blanquilla, Anegada, Verde.

Factor Distancia Hacia la Costa

En estudios anteriores en el SAV, los arrecifes “Gallega” y “Hornos” han sido considerados al igual que en el presente estudio, los que presentaron las concentraciones mas altas de



metales en la zona y coinciden con la menor concentración de metales en el arrecife “Verde” (Tovar, 2000; Noriega, 2001 y Acosta, 2002). Se ha mencionado que los metales pueden ser introducidos al medio marino por medio de las corrientes propias de la bocana del puerto (Hernández, 1982) y dispersados a los arrecifes ubicados frente a este, afectando de cierta manera más al arrecife “la Gallega”, ya que se transporta una masa de agua considerable al norte a través de la corriente principal (Vazquez, 1983).

Sobre “Gallega” se descargan las aguas de la planta de tratamiento en playa norte, que al igual que las otras 57 plantas de tratamiento de aguas municipales y residuales que operan en el estado de Veracruz, solo tratan el 20% de la capacidad total instalada, y solo el 8% de las aguas tratadas cumplen con las Condiciones Particulares de Descarga (CPD) el resto, es vertido tal cual al drenaje (Lombardo, 2003), en el caso particular del puerto de Veracruz va a dar directamente al mar sobre los arrecifes (Horta-Puga y Ramírez-Palacios 1996; González-Fierro *et al.*, 1994; Vargas-Hernández *et al.*, 1993; Hernández y Tinoco, 1986, Rosales *et al.*, 1986; Rosas *et al.*, 1983).

Cerca de los arrecifes Gallega y Hornos se han registrado los porcentajes mas bajos de oxígeno, con un porcentaje de saturación de 87% y 99% respectivamente, por la gran cantidad de materia orgánica procedente de la planta de tratamiento (Sánchez y Hernández,

1992), lo que aumentaría la disponibilidad de los metales para los organismos, dada la facilidad de los metales de formar complejos con la materia orgánica y fijarse en el tejido (González-Fierro *et al.*, 1994), en lo cual la acción bacteriana tienen un importante papel en la movilización de metales tóxicos en el medio acuático.

La relación entre descargas de desechos domésticos y descargas residuales con las altas concentraciones de metales, entre ellos Fe, Zn, Pb y Mn ha sido reportada anteriormente en diversas partes del mundo por Buo-Olayan y Subrahmanyam (1996), Haritonidis y Malea (1979) y, Shiber y Shatila (1979).

El arrecife la Blanquilla se caracteriza por presentar masas de agua de origen oceánico y costero produciendo dos zonas de mezcla. En el arrecife "Verde", las masas de agua en la primera mitad del año son oceánicas de suroeste a noreste, de junio a septiembre aguas costeras y a fin de año aguas oceánicas. La mayor influencia de agua oceánica puede favorecer la dilución de las aguas provenientes de la ciudad presentándose concentraciones de metales menores en comparación con los demás; sin embargo, para el Zn se presentan las más altas concentraciones en el arrecife "Verde" junto con Sacrificios, debido tal vez a su cercanía con el río Jamapa y al desague en playa Mocambo.

Factor Río Jamapa

El régimen de corrientes imperantes en el Golfo de México pueden acarrear diversos contaminantes al SAV provenientes de regiones tan alejadas como el Banco de Campeche. Los efluentes cercanos (Antigua, Jamapa y Papaloapan), traen consigo desechos industriales y agropecuarios de la región central del estado de Veracruz (en la región golfo centro, el uso agrícola representa el 46%, uso urbano 16%, uso industrial 37% y otros usos el 1% (INEGI, 2003) arrastrando grandes cantidades de sedimento y posiblemente de metales que son transportados por las corrientes hacia los arrecifes. Los residuos del campo (fertilizantes y plaguicidas) y el empleo de detergentes aportan gran cantidad de Fe, Mn y Zn al medio (Botello *et al.*, 1996).

Entre las industrias que vierten sus desechos a las costas veracruzanas y en las cuales se incluyen los metales analizados en este estudio destacan: productos alimenticios, ingenios azucareros, bebidas, tabaco, textiles, prendas de vestir e industria del cuero, maderera, papelería, imprentas, sustancias químicas, productos derivados del petróleo y del carbón, hule y plástico, productos minerales no metálicos, metálicas básicas, productos metálicos, maquinaria y equipo (Botello *et al.*, 1996, Horta-Puga y Ramírez-Palacios, 1996; González-Fierro *et al.*, 1994; Vargas-Hernández *et al.*, 1993; Hernández y Tinoco, 1986, Rosales *et al.*, 1986; Rosas *et al.*, 1983), por lo que se podrían relacionar con las altas concentraciones de ciertos metales en las algas analizadas.

Estudios anteriores en regiones del mundo con similares actividades industriales, agropecuarias y pesqueras, han obtenido altas concentraciones de los metales analizados en el presente estudio (Haritonidis y Malea, 1999; Phillips, 1991; Shiber y Shatila, 1978).

En la temporada en la que se realizó la colecta, el sistema estaba afectado ampliamente por las aguas de los ríos con fuerte influencia de agua dulce de los ríos Jamapa y la Antigua (Sánchez y Hernández, 1992). Tal vez debido a ello las altas concentraciones de Zn en los arrecifes Pájaros, Sacrificios y el Verde cercanos a las descargas del Jamapa. Se considera dicho afluente como un factor importante, mas no el principal, dado la distancia con las plataformas arrecifales no podemos descartar las aguas de los drenajes de la ciudad que por las corrientes imperantes en el área se dispersan por todo el sistema (Vázquez, 1983; Hernández, 1982).

Factor Resuspensión

El cambio de dirección NO-SE de la corriente principal, los "nortes" y las actividades de dragado del canal de entrada del puerto resuspenden importantes cantidades de dichos sedimentos, removiendo metales, haciéndolos disponibles para la biota. Se han atribuido altas concentraciones de metales en algas, particularmente de Zn en zonas donde se realiza dragado (Bohn, 1979), actividad importante en la zona portuaria de Veracruz.

Se podrían separar entonces tres grupos de arrecifes considerando no tanto la concentración de metales, como la influencia de las descargas de aguas que reciben. El grupo de los arrecifes cercanos a la costa; Gallega y Hornos, el grupo de los arrecifes que reciben directamente las descargas del río Jamapa:

Sacrificios y Pájaros y otro grupo cuya influencia es mayormente marina Galleguilla, Blanquilla, Anegada y El Verde lo que diluye las altas concentraciones que podrían provenir de las descargas de los ríos, de la ciudad o de la resuspensión de sedimentos.

CONCLUSIONES

Las concentraciones de metales, en las especies colectadas en el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV), son por lo general igual o mayores a las concentraciones en especies reportadas para áreas contaminadas, aunque cada metal tiene un intervalo de concentración diferente dependiendo de la especie algal, los altos niveles encontrados revelan la alta biodisponibilidad de metales en el medio.

En las algas del arrecife la "Gallega" se presentan las concentraciones más altas de Hierro y Manganeseo. El arrecife "Verde", seguido por "Blanquilla", es donde se presentan las concentraciones menores.

"Sacrificios", "Pájaros" y "Verde" son los arrecifes que presentan las más altas concentraciones

de Zn. El aporte de este metal podría atribuirse principalmente al influjo de los ríos.

Dado que el Zn, Mn y Fe pueden ser atribuidos principalmente a influjos domésticos, industriales y aportes terrígenos, podríamos suponer que las actividades de la ciudad son las que principalmente afectan a los arrecifes del SAV.

Las concentraciones de metales en algas reportadas en este trabajo pueden servir como base a futuras investigaciones sobre estas especies y del Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV).

AGRADECIMIENTOS

Nuestro más sincero agradecimiento al M en C. Guillermo Horta Puga por la orientación y apoyo brindados para la realización de este estudio

y a la UBIPRO (Unidad de Biotecnología y Prototipos) de la FES-Iztacala, UNAM por las facilidades otorgadas

LITERATURA CITADA

Acosta, G. G., 2002. Metales pesados en un sistema bentónico de dos arrecifes de coral de Veracruz, Ver. Tesis de licenciatura en Biología. FES-Iztacala. UNAM. 56 p.

Agadi, V. V., N. B. Bhosle, y A. Untawale, 1978. Metal concentration in some seaweeds of Goa (India). *Bot. Mar.*, 21: 327-330.

Albert, L., y F. Badillo, 1991. Environmental lead in México. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 117: 1-48.

Aulio, K., 1983. Heavy metals in the green algae *Cladophora glomerata* as related to shore types in the archipelago Sea, SW Finland. *Marine Pollution Bull.*, 14 (9):347-348.

Austin, A., J. Deniseger, y M. Clark, 1985. Lake algal populations and physico-chemical changes after 14 years input of metallic mining wastes. *Water Research.*, 19 (3).

Baez, A., F. Gonzales Solorio y R. Belmont, 1980. Determinación de plomo, cadmio y cromo en la precipitación pluvial de algunos lugares de la Republica Mexicana. TIT, Medio Ambiente.

Bhon, A., 1979. Trace metals in fucoid algae and Purple Sea Urchins near a high Arctic lead/Zinc ore deposit. *Marine Pollution Bull.*, 10:325-327.

- Bold, H. C., y M. J. Wynne, 1978.** Introduction to the Algae. Ed. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, Nueva Jersey. 706 p.
- Borowitzka, M.A., y W. D. Larkum, 1981.** Reef algae. *Endeavour*, 5 (3) 99-106.
- Botello, A.V., G. Rojas, J. Benitez, y D. Zárate. 1996.** Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Universidad Autónoma de Campeche. México, EPOMEX Serie Científica 5. 666 p.
- Bryan, G. W., 1971.** The effects of heavy metals on marine y estuarine organisms. *Proc. R. Soc. Lond. Ser. B.*, 177: 389.
- Buo-Olayan, A. H., y M.N. Subrahmanyam, 1996.** Heavy metals in marine algae of the Kuwait Coast. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 57:816-823.
- Burdin, K. S., y K. T. Bird, 1994.** Heavy metal acumulation by carreegeenan and agar producing algae. *Botanica Marina*, 37:467-470.
- CEM, 1997.** Microwave Digestion Applications Manual. CEM. Corporation.
- Cross, F. A., 1973.** Relation between total body weight and concentrations of manganese, iron, copper, zinc and mercury in with muscle of blue fish and a bathyl demersal fish *Antinora rostrata*, *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 30: 1287.
- Davée, G. J., L. Drude, y T. V. Laneuville, 1982.** Concentracao de metais pesados em algas bentonicas de Baía da Ribeira, Angra Dos Reis, com sugestao de espécies moitoras. *Rev. Brasil. Biol.*, 42(3):553-557.
- Dawes, C. J., 1986.** Botánica Marina. Ed. Limusa. México. 673 p.
- Denton, G.R.W., y C. Burdon-James, 1986.** Trace metals in algae from the Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 17(3): 98-107
- Diario Oficial de la Federación, 1993.** Norma Oficial Mexicana-027-SSA1-1993. Productos de la Pesca. Pescados frescos, refrigerados y congelados. Especificación Sanitaria. Secretaria del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. México.
- Diario Oficial de la Federación, 1997.** Secretaria del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. Ley que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a aguas y bienes nacionales. (6-I-97).
- Dissanayake, C. B., 1985.** Metals in algal mats a geochemical study from Sri Lanka. *Chemical Geology*, 47: 303-320.
- Emery, K. O., 1963.** Arrecifes coralinos en Veracruz, México. *Geofísica Internacional*, 3(1): 11-17.
- Foster, L. P., 1982.** Species associaations and metal content of algae from rivers polluted by heavy metals. *Freshwater Biology*, 12, 17-39.
- Fuge, R., y K. H. James, 1974.** Trace metal concentrations in Fucus from the Bristol Channel. *Mar. Pollut. Bull.*, 5(1): 9-12.
- González-Fierro, A., A. V. Botello, S. Villanueva-Fragro, y G. Ponce-Vélez, 1994.** Presencia de metales en sedimentos recientes y organismos de la laguna de Sontecomapan, Ver. Mex. *Hidrobiología*, 4(1-2):35-43.
- Goreau, T. F., y T. J. Goreau, 1979.** Corales y arrecifes coralinos. *Investigación y Ciencia*, 37:48-60.
- Güven, K. C., N. Saygi, y B. Öztürk, 1993.** Survey of metal contents of Bosphorus algae, *Zostera marina* and sediments. *Botánica Marina*, 36: 175-178.
- Güven, K.C., Topocuoğlu, S., Kut, D., Esen, N. Eren-türk, N., Saygri, N., Cevher, y E. Güvener, 1992.** Metal uptake by Black Sea algae. *Botánica Marina*, 35: 337-340.
- Haritonidis, S., y P. Malea, 1999.** Bioaccumulation of metals by green alga *Ulva rigida* from Thermaikos Gulf, Greece. *Enviromental Pollution*, 104:365-372.
- Hernandez y Tinoco, 1986.** Sedimentos del Sistema Arrecifal Veracruzano. SecMar.
- Hernández, R., 1982.** Algunos resultados del estudio de corrientes en la bocana del puerto de Veracruz, Ver. Dirección General de Oceanografía. SecMar. México
- Horta-Puga, G., G. Barba, y M. Tello, 1997.** The Veracruz Reef System in the Gulf of México: An Enviromental Review. Simposio Ecosistemas Acuáticos de México. Cd. México 21 p.
- Horta-Puga, G., y R. Ramírez-Palacios, 1996.** Muestras de Plomo en esqueleto de coral arrecifal *Montastrea annularis*. In: Botello, A., J.L. Rojas, J. Benitez, D. y Zárate (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Universidad Autónoma de Campeche. México, EPOMEX Serie Científica 5. 666 p.
- Johannes, R. E., 1972.** Coral Reefs and Pollution. Marine Pollution and Sea Life. Fishing News Books. London. 364-375.
- Jordán, D., 1988.** Los corales. *Naturaleza*, 5/78 (69) octubre.

- Jordanova, A., A. Strezov, M. Ayranov, N. Petkov, y T. Stoliova, 1999.** Heavy metals assessment in algae, sediments and water from the Bulgarian coast. *Water, Science and technology*, 39 (8): 207-212.
- Karez, C., V. F. Magalhaes, W. C. Pfeiffer, 1994.** Trace metal accumulation by algae in sepetiba bay, Brazil. *Environmental Pollution*, 83:351-356.
- Karez, C.S., y R. C. Pereira, 1995.** Metal contents in Polyphenolic fractions extracted from the brown algae *Padina gymnospora*. *Botánica Marina*, 38: 151-155.
- Khristoforova, N. y N. Bogdanova, 1980.** Mineral composition of seaweeds from coral islands of the Pacific Ocean as a function of environmental conditions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 3: 25-29.
- Khummongkol, D., G.S. Canterford, y C. Fryer, 1982.** Accumulation of heavy metals in unicellular algae. *Biotechnology and Bioengineering*, XXIV: 2643-2660.
- Lanza, G., M. Ortega, J. Laparra, M. Carrillo, y J. Godinez, 1989.** Análisis químico de metales pesados (Hg, Pb, Cd, As, Cr y Sr) en algas marinas de Baja California. *Anales Inst. Biol. UNAM, Ser. Bot.*, 59 (1):89-102.
- Lombardo P. S., 2003.** Panorama Hidráulico de México. Colegio de Veracruz. Xalapa, Ver. 32 p.
- Loya, Y., 1972.** Community Structure and species diversity of hermatypic corals at Eilat, Red Sea. *Marine Biology*. 13: 100-123.
- Luna-Bauza, C., 1993.** 70 años de datos climáticos en Veracruz, Ver. México: 1917-1986. Centro de Previsiones del Golfo, Veracruz, México. 41 p.
- Mandelli, E. F. 1979.** Contaminación por metales pesados. *Rev Com Perm Pacífico Sur*, 10: 209-228.
- Melhuus, A., y K. L. Seip, 1978.** A preliminary study of the use of benthic algae as biological indicators of heavy metal pollution in Sorfjorden, Norway. *Environmental Pollution* (15).
- Muse, J. O., J. D. Stripeikis, F. M. Fernandez, L. D. Huicque, M. B. Tudino, C. N. Carducci, y O. E. Troccoli, 1999.** Seaweeds in the assessment of heavy metal pollution in the Gulf San Jorge, Argentina. *Environmental Pollution*, 104:315-322.
- Noriega, E. E., 2001.** Metales pesados en *Thalassia testudinum* (pasto marino), en el Sistema Arrecifal Veracruzano. Tesis de licenciatura en Biología. ENEP-Iztacala. UNAM. 48 p.
- Nowlin, W. D. Jr., 1971.** Water masses and general circulation of the Gulf of Mexico. *Oceanology*, 6:28-33.
- Páez-Osuna F., A. V. Botello, y S. F. Villanueva, 1986.** Heavy metals in Coatzacoalcos estuary and Ostion lagoon, México. *Mar. Pollut. Bull.*, 11:516-519.
- Páez-Osuna F., L. D. Valdez, H. M. Alexander, y P. H. Fernández, 1987.** Trace metals in the fluvial system of Terminos lagoon, México. *Mar. Pollut. Bull.*, 18: 294-297.
- Paez, O. F., 1999.** Contaminación por metales en las costas de México. *Ciencia y Desarrollo*, XXV (149).
- PEMEX, 1987.** Evaluación de los corales escleractinios del Sistema Arrecifal del Puerto de Veracruz. PEMEX y SECMAR. México. GPTA-E-01/87.116 p.
- Phaneuf, D., J. Cote, P. Dumas, L. A. Ferron, y A. Leblanc, 1999.** Evaluation of the contamination of marine algae (Seaweed) from the St. Lawrence River and likely to be consumed by humans. *Environmental Research. Section A.*, 80:175-182.
- Phillips, D. J., 1979.** Trace metals in the common mussel, *Mytilus edulis* and in the alga *Fucus vesiculosus* from the region of the sound (Öresund). *Environmental Pollution*, 18: 31-43.
- Phillips, D., 1991.** Heavy metals in algae around the coast of Qatar. *Mar Poll Bull.*, 22. (8): 414-416.
- Ravera, O., y N. Riccardi, 1997.** Biological monitoring with organisms accumulator of pollutants. *Marine Chemistry*, 58: 313-318.
- Robledo, D., y P. Freile, 1997.** Chemical and Mineral Composition of six potentially edible seaweed species of Yucatán. *Botánica Marina*, 40: 301-306.
- Rosales, H. L., A. Carranza, y R. U. Álvarez, 1986.** Sedimentological and chemical studies in sediments from Alvarado lagoon system, Veracruz, México. *An. Inst. Cienc. Mar. Limnol.*, 13:19-28.
- Rosas, P., A. Baez y Belmont, 1983.** Oyster (*Crassostrea virginica*) as indicator of heavy metals pollution in some lagoons of the Gulf of México. *Water, Air and Soil Pollut.*, 70: 127-135.
- Salwa A., Shehata, R., Mohamed, Lasheen, A. Imam, Kobbia, H. Gamilia, G. H. Ali, 1997.** Toxic effect of certain metals mixture on some physiological and morphological characteristics of freshwater algae. *Water, Air and Soil Pollution*, 110: 119-135.
- Sanchez, J., y T. Hernández, 1992.** Masas de agua en la costa de la ciudad de Veracruz, Ver. durante el periodo mayo 1991-abril 1992. In: IX Cong. Nal. Oceanogr. Nov. 1992. Veracruz, Ver. Resumen p.27. Departamento de física y meteorología marina. Instituto de Investigación Oceanográfica del Golfo y Mar Caribe. D. G. O. N. Secretaría de Marina.

- Santelices, B., 1977.** Ecología de Algas Marinas Bentónicas. Efectos de Factores Ambientales. Univ. Catl. Chile. Chile. 383 pp.
- Secretaría de Marina, 1974.** Dirección General de Oceanografía y Señalamiento Marino. OSM. No. 1000 Atlas Oceanográfico del Golfo de México y Mar Caribe. Sección I: Mareas y Corrientes. México.
- Shiber, J., 1980.** Trace metals with seasonal considerations in coastal algae and molluscs from Beirut, Lebanon. *Hydrobiologia*, 69 (1-2):147-162.
- Shiber, J. G., y T. Shatila, 1979.** Certain metals in three coastal algae from Beirut waters. *Hidrobiología*, 63 (2): 105-112.
- Shubert, L. E., 1984.** Algae as Ecological Indicators. University of North Dakota Grand Forks. Academic Press. USA. 427 p.
- Simoës, G. M., y A. C. Lopes da Conceicao, 1989.** Metal ion binding of copper (II), zinc(II), and lead(II) by the alga *Selenastrum capricornutum* printz. *The Science of the Total Environmental*, 78: 155-166.
- Sivaligam, P. M., 1978.** Biodeposited trace metals and mineral content studies of some tropical marine algae. *Bot. Mar.*, 21: 327-330.
- Stodart, D. R., 1969.** Ecology and Morfology of recent coral reefs. *Biol. Rev.*, 44: 433-498.
- Tovar, J. E., 2000.** Evaluación de metales pesados en dos sistemas bentónicos arrecifales de Veracruz, Ver. Tesis de licenciatura en Biología. ENEP-Iztacala. UNAM.
- Vargas-Hernández, J., M. A. Hernández Gutiérrez, y L. F. Carrera Parra, 1993.** Sistema Arrecifal Veracruzano. In: Salazar Vallejo, S. I., N. E. Gonzáles (ed) Biodiversidad Marina y Costera de México. Com. Nal. Biodiversidad y CIQRO, México.
- Vázquez, C., 1983.** Corrientes marinas en el puerto de Veracruz en febrero de 1980. Dirección General de Oceanografía. SecMar. México.
- Villanueva, F. S., A. V. Botello, y O. F. Paez, 1988.** Evaluación de algunos metales pesados en organismos del río Coatzacoalcos y de la laguna del Ostión, Veracruz. *Contaminación Ambiental*, 4, 19-38. 1988.
- Villanueva, F. S., y A. V. Botello, 1992.** Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe Mexicano: una revisión. *Rev Int Cont Amb.*, 8 (1): 47-61.
- Vymazal, J., 1984.** Short-term uptake of heavy metals by periphyton algae. *Hidrobiología*, 119: 171-179.
- Wilkinson, M., L. MacLeod, y Fuller, 1980.** A first account of estuarine algae under combined condition of very low pH and metal Enrichment. *Botánica Marina*, XXIII: 475-477.
- Wong, M. H., K. Y. Chan, y M. C. F. Kwan, 1979.** Metal contents of the two marine algae found on iron ore Tailings. *Marine Pollution Bulletin*, (10): 56-59.
- Xiomara, J. Gutiérrez, J. Bonilla y B. Gamboa, 1990.** Composición química de macroalgas representativas de la región Nor-oriental de Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente*, 29 (1-2): 103-131.
- Yonge, C. M., 1963.** The biology of coral reefs. *Adv. Mar. Biol.*, 1: 209-263.
- Zingde, M., S. Singbal, y C. Reddy, 1997.** Some observations on pollutants of Velsao Bay (60A). *Mahasagar Bulletin of the National Institute of Oceanography*, 12(2): 69-74
- Zizumbo, A. L., 1995.** Estudio ficoflorístico de las macroalgas bénticas del arrecife coralino Isla Verde, Veracruz, México. Tesis de Licenciatura en Biología. ENEP- Iztacala. UNAM.
- Zolotukhina, Y. Y., y Y. Y. Gravilenko, 1991.** Distribution of copper and cadmium in aquatic macrophytes. *Gidrobiologiches Kiyzhurnal*, 27(4): 61-69.

Rosales Hoz, L., y A. Carranza Edwards, 2005. Estudio geoquímico de metales en el estuario del río Coatzacoalcos, p. 389-406. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Estudio Geoquímico de Metales en el Estuario del Río Coatzacoalcos

Leticia Rosales Hoz y Arturo Carranza Edwards

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

23

RESUMEN

El estuario del río Coatzacoalcos se localiza en el Sureste de México, en un área de amplio desarrollo industrial, donde se ha reportado una alta contaminación. El estudio de metales en muestras de agua superficial y de fondo, en sedimentos superficiales, en núcleos de sedimentos y en muestras de aire, a lo largo de un año, permitió evaluar los cambios espaciales y temporales en la concentración de metales en el área. El estuario presenta tres épocas con características físico-químicas bien diferenciadas: época de nortes (enero), secas (abril) y lluvias (agosto, septiembre). La concentración de metales tanto disueltos como en sedimentos superficiales, muestra los valores más altos en la época de secas, cuando debido al bajo caudal presente en el sistema la dilución es mínima. Las características químicas y granulométricas de los sedimentos superficiales variaron en las diferentes épocas estudiadas, lo que se asocia con la alta dinámica presente en el sistema. Los sedimentos localizados en los últimos 10 km antes de la desembocadura, muestran enriquecimiento de Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn comparados con las concentraciones de estos metales en las estaciones localizadas en la parte alta del estuario. El porcentaje de metales biodisponibles fue más alto en la época de secas, siendo la estación de Teapa la que mostró los valores más altos. La dársena de Pajaritos y el punto de entrada del arroyo Teapa al río fueron las áreas con la mayor concentración de metales tanto en agua como en sedimentos. El estudio de metales en núcleos de sedimento mostró valores de concentración de Zn, Ni y Cu más altos en Teapa, aparentemente asociado con las industrias localizadas en las inmediaciones de esta área.

ABSTRACT

Large scale industrial development has taken place in the Coatzacoalcos river estuary, located in southeast Mexico. The area is regarded as one of the most polluted coastal areas of Mexico. An study of metal concentration in water, surface sediments, core sediments and air over a year, allowed to evaluate the spatial and seasonal changes in metal concentration in the area. The physico-chemical characteristics of the area exhibit differences over the year; three different conditions prevail: north season (January), dry season (April), and rainy season (August-September). Metal concentration in water and sediments showed the highest concentrations in the dry season, when the lower amount of water in the system allows less dilution. Chemical and granulometric properties of the surface sediments change during the different seasons; this is apparently associated with the high dynamic of the system. Surface sediments from the last 10 km before the river joins the sea, show higher values of Cd, Cu, Cr, Ni, Pb and Zn, related to sediments studied from the estuary in higher

elevations. Bioavailable metals were higher during the dry season, Teapa sampling point has the highest values in the area. Pajaritos Lagoon and Teapa were the points where the highest metals values in water

and sediments were observed. The sediment core located in Teapa showed high values of Zn, Ni and Cu, apparently associated with the industry located in the area.

INTRODUCCIÓN

El desarrollo industrial en zonas costeras, especialmente aquellas asociadas con la refinación de hidrocarburos y con la manufactura de productos petroquímicos, puede tener un impacto significativo en el ambiente. Entre los efectos que se han podido detectar en estas zonas, se tiene la pérdida de hábitat (Ceareta *et al.*, 2000), cambios en las características y dinámica de los sedimentos, debido a dragados, y un aumento en las descargas de hidrocarburos y metales pesados hacia las zonas costeras y estuarinas debido a las descargas de efluentes (Croudace y Cundy, 1995).

Los ambientes estuarinos son altamente dinámicos y son muy sensibles de ser afectados por las descargas antrópicas, ya que tienden a actuar como trampas de sedimentos finos aso-

ciados con los contaminantes (Rosales Hoz *et al.*, 2003a). En las últimas décadas, el desarrollo industrial en México ha aumentado considerablemente, gran parte de este desarrollo se ha llevado a cabo en las zonas costeras asociado con el crecimiento de la industria de extracción de hidrocarburos en el sureste del Golfo de México. Tal es el caso del estuario del río Coatzacoalcos en México. La cercanía de Coatzacoalcos a los recursos petroleros presentes en la Bahía de Campeche, produjo desde 1960 un acelerado desarrollo industrial de la zona. En el área existen plantas petroquímicas y de refinación, así como industria secundaria de fabricación de fertilizantes, cloro, cemento e industria química entre otras, que utiliza las materias primas de estas plantas y la infraestructura del puerto de Coatzacoalcos.

ÁREA DE ESTUDIO

El río Coatzacoalcos nace en la sierra Atravesada a más de 2000 m de altitud sobre el nivel del mar, drena un área de alrededor de 21,120 km². En la planicie costera, a la altura de la estación hidrométrica Jesús Carranza, por su margen izquierda, recibe al río Jaltepec, el cual drena un área de 3,331 km². Sobre el cauce principal del río Coatzacoalcos, a 140 km de distancia de la costa se encuentra la estación hidrométrica de Las Perlas, (la más cercana a la costa). Aguas abajo recibe algunos afluentes importantes: el Solosuchil, el Coachapa y el Uxpanapa, este último entra al cauce principal 5 km corriente abajo de Minatitlán, se trata de un río que nace en Oaxaca, su longitud aproximada es de 185 km y drena una cuenca de 4,803 km². A 17 km corriente abajo de Minatitlán por su margen izquierda recibe el arroyo San Francisco, el cual forma parte del pantano de Santa Alejandrina, receptor de las aguas residuales procedentes de la refinera Lázaro Cárdenas del Río, localizada en la ciudad de Minatitlán. A 5 km de la desembocadura, el río Coatzacoalcos recibe aguas contaminadas del

Arroyo Teapa, que es receptor de las aguas residuales del corredor industrial de Coatzacoalcos. Cerca de su desembocadura por su margen izquierda recibe al río Calzadas el cual viene desde la serranía de San Andrés Tuxtla, se trata de un afluente que drena una subcuenca de aproximadamente 180 km². Prácticamente en la desembocadura del río Coatzacoalcos, en su margen derecha se encuentra la laguna de Pajaritos (Fig. 1) que tiene un área de 1.5 km², y esta afectada por descargas industriales y por la descarga de buques de gran tonelaje (Bahena Manjarrez, 1999).

En la zona alta de la cuenca se registran las medias anuales más altas de precipitación pluvial, alcanzando hasta 2,733 mm; este valor disminuye a medida que se desciende a lo largo de la cuenca. La estación más lluviosa es el verano y los meses de máxima precipitación son de Junio a Septiembre. El gasto del río es muy variable, fluctúa desde 410 m³/seg en temporada de secas hasta 2000 ó 3000 m³/seg en la temporada de lluvias. El gasto me-

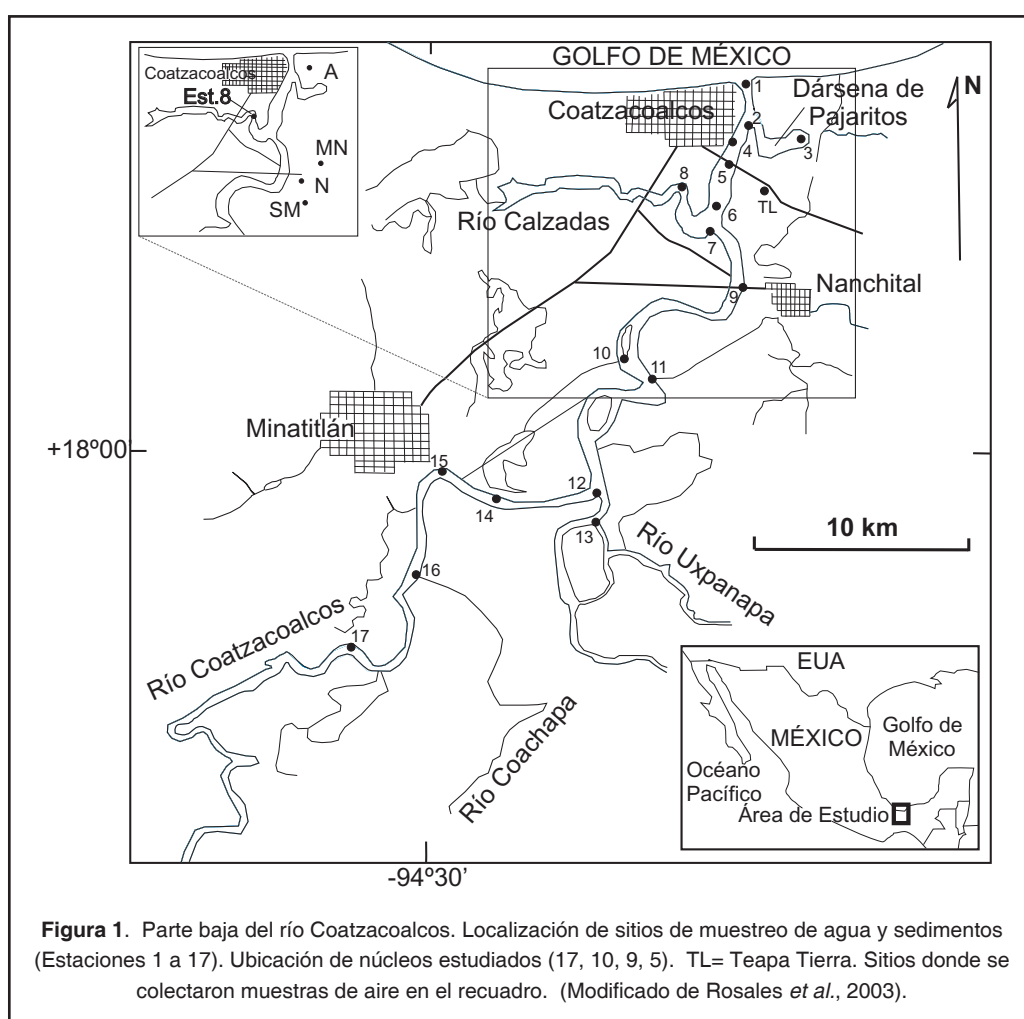


Figura 1. Parte baja del río Coatzacoalcos. Localización de sitios de muestreo de agua y sedimentos (Estaciones 1 a 17). Ubicación de núcleos estudiados (17, 10, 9, 5). TL= Teapa Tierra. Sitios donde se colectaron muestras de aire en el recuadro. (Modificado de Rosales *et al.*, 2003).

dio anual reportado en la estación hidrométrica de las Perlas es de 556.29 m³/seg (Bahena Manjarrez, 1999). Mendez Jaime (1998) reporta un gasto de 771 m³/seg en septiembre (1996), 308 m³/seg en Enero de 1997, 97 m³/seg en abril de 1997 y 1,157 m³/seg en Agosto de 1997.

En la parte baja del río la temperatura del agua fluctuó durante 1977 entre 21.7°C

(Enero) a 33.3°C (Agosto). Los valores más altos de temperatura se localizaron en la dársena de Pajaritos (29.9°C) y en Teapa Tierra (33.3°C), estación localizada aproximadamente a 1 km del cauce principal del río, sobre el Arroyo Teapa, probablemente estas temperaturas estén asociadas con las descargas industriales (Mendez Jaime, 1998).

MARCO GEOLÓGICO

De acuerdo con la UNAM e INEGI (1994), la cuenca del río Coatzacoalcos está formada por diferentes tipos de rocas: 1) en los terrenos bajos de la porción Norte, predominan, rocas sedimentarias del Terciario (areniscas y esquistos), y aluviones del Cuaternario; 2) en

el extremo Norte de la cuenca, se presenta un pequeño afloramiento de rocas volcánicas básicas; 3) en la parte Suroeste de la cuenca, se observan afloramientos de rocas volcánicas ácidas del Terciario; 4) en la parte suroeste de la cuenca, particularmente en la parte alta del

río Uxpanapa afloran calizas; 5) en la parte alta de la porción sur se observan afloramientos de rocas intrusivas del Paleozoico y del Mesozoico y rocas metamórficas del Paleozoico; y 6) en

una región de la porción suroeste de la cuenca se presentan abundantes afloramientos de areniscas y limos del Triásico-Jurásico.

CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DEL BAJO RÍO COATZACOALCOS

El estudio de los últimos 50 km del río Coatzacoalcos antes de su desembocadura al mar, permite comparar las características del río antes de que se inicie la zona de descargas industriales que abarca desde la ciudad de Minatitlán hasta el puerto de Coatzacoalcos, durante diferentes épocas del año.

Tres épocas con características diferentes se pueden encontrar en el sistema: 1) época de nortes (diciembre, enero febrero), los fuertes vientos del norte que caracterizan esta época, producen una intrusión de la pluma salina hasta 22 km río arriba en el agua de fondo y hasta 7 km en aguas de superficie. La salinidad varió en esta época desde 0.1 a 3.8 en la superficie, y de 0.1 a 33.9 en el fondo, 2) época de secas (marzo, abril, mayo), la poca cantidad de agua dulce que escurre por el río en esta época, permite que la intrusión salina penetre 42.5 km aguas arriba de la boca en el fondo y 36 km en la superficie. En la superficie, se observaron salinidades desde 0.1 a 16.6, y de 0.1 a 33.2 en el fondo, 3) época de lluvias (julio, agosto, septiembre), el caudal del río aumenta tanto, que sólo se observa agua ligeramente salada a 3 km de la boca en el agua de fondo. Salinidades desde 0.1 a 2.0 se observaron en la superficie y de 0.1 a 5.2 en el fondo (Fig. 2).

Se han reportado (Méndez Jaime, 1998), valores de pH en un intervalo de 6.80 a 9.25 para estuarios libres de descargas antrópicas el valor de 9.25 se presenta en estuarios altamente estratificados. Los valores de pH en el mar varían en un intervalo de 7.50 a 8.40. En la parte baja del río Coatzacoalcos los valores obtenidos de pH fluctuaron entre 6.10 y 10.80 (Fig. 2). Los valores más bajos en superficie y fondo corresponden al mes de agosto (promedio 6.68), y los más altos a enero (promedio de 8.13). Los valores más bajos de pH obtenidos en la época de lluvias, sugieren un aporte de lluvia ácida en la zona. Valores extremos de pH se localizaron en las estaciones directamente impactadas por las actividades industriales, como la de

Teapa Tierra con valores de pH de 10.78 y la dársena Pajaritos con un pH de 9.27 (Méndez Jaime, 1998).

La solubilidad del oxígeno en el agua está en función de la salinidad, la temperatura, y la actividad biológica, los cambios por este último parámetro se pueden observar en períodos de 24 horas. En el presente estudio se encontraron valores de oxígeno en un intervalo de 0 a 16.69 mg/l. Los valores promedio más bajos de oxígeno se encontraron en agosto cuando se presentan las temperaturas más elevadas. En enero se observaron los valores más altos, en esta época se presentan las temperaturas más bajas que aumentan la solubilidad de oxígeno; adicionalmente los fuertes vientos presentes en esta época propician el mezclado de la columna de agua. Se encontraron valores bajos en algunos sitios específicos: **i)** en el arroyo Teapa se encontraron valores entre 0 y 6.4 mg/l, presentándose condiciones anóxicas en Abril, **ii)** en la dársena de Pajaritos varió de 2.70 a 8.65 mg/l, **iii)** en San Antonio, presentó en enero en fondo 2.07 mg/l y **iv)** en las estaciones Capitania y Coachapa se presentaron en agua de fondo, en abril, valores de 0.11 y 0.20 mg/l respectivamente.

La turbidez fluctuó entre 2 y 342 NTU. Los máximos promedios corresponden con la época de lluvias, las cuales reflejan el aumento del material en suspensión acarreado hacia el río por la erosión de los suelos aledaños. Los valores más bajos de turbidez correspondieron al mes de abril (secas) con los valores más bajos cercanos a la desembocadura. La cantidad de material suspendido varió de 9.4 a 251 mg/l en superficie y de 11.6 a 443.1 mg/l en el fondo, los valores más altos corresponden con el mes de lluvias y los más bajos corresponden con las estaciones localizadas en la parte alta del río en enero.

La materia orgánica disuelta (MOD) varió de 1.9 a 104.6 mg/l. En superficie el valor prome-

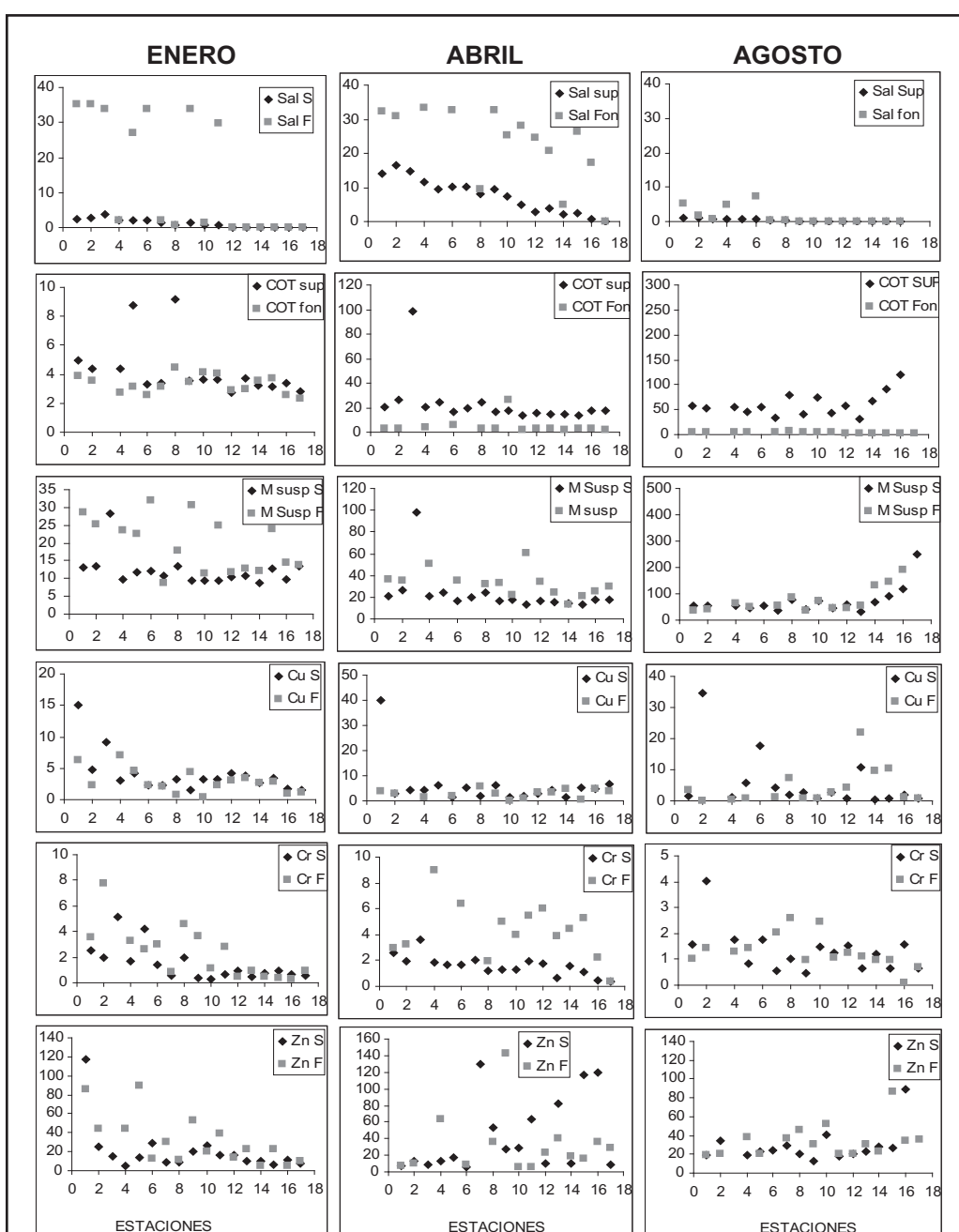


Figura 2. Concentración de diversos parámetros en muestras de agua de superficie y fondo. i) Salinidad, reportada en partes por mil. ii) Carbono Orgánico Total, mg/l. iii) Material suspendido, mg/l. iv) Cobre $\mu\text{g/l}$. v) Cromo $\mu\text{g/l}$. vi) Zinc $\mu\text{g/l}$.

dio más bajo (4 mg/l) correspondió con enero y el más alto con septiembre (11 mg/l). Las muestras de fondo tienen un valor promedio mínimo en enero (3 mg/l) y mayor en septiembre (12 mg/l). De acuerdo con Head (1976) el contenido de MOD en estuarios varía entre 1 y

10 mg/l, con un máximo de 25 mg/l para estuarios con cierto grado de contaminación. En el estuario del río Coatzacoalcos las concentraciones más elevadas de MOD se localizan en la dársena de Pajaritos (104.6 mg/l en enero) y Teapa Tierra (68.5 mg/l enero y abril).

METALES DISUELTOS

Rosales *et al.*, (2003), llevaron a cabo un estudio de las concentraciones de Cu, Cr y Zn disueltos en agua superficial y de fondo durante tres épocas: nortes, secas y lluvias. Estos metales se encuentran en las rocas presentes en el área y están relacionados con el intemperismo de rocas ácidas del Mesozoico, rocas volcánicas ácidas del Terciario así como areniscas y esquistos que afloran en la cuenca. Las descargas municipales, industriales y agrícolas de Cu contribuyen también de manera importante con los aportes de Cu a los sistemas acuáticos (Sadiq, 1992). En el caso del Cr la principal fuente antrópica la constituye la descarga de procesos metalúrgicos, tenerías, coloración de textiles (Sadiq, 1992). El Zn es ampliamente usado principalmente en la industria del hule, papel y pintura, (Merian, 1991), por lo que las descargas industriales contribuyen significativamente a su concentración en los sistemas acuáticos

Las concentraciones de Cu variaron entre 0.1 y 56 µg/l. Los valores más altos corresponden al mes de abril, época de secas, valores más altos de concentración se observaron siempre en las aguas superficiales. Dada la alta desviación estándar de concentración de Cu disuelto, se calculó la mediana de los valores en cada muestreo, este valor reportado como nM de Cu se reporta en la tabla 1, donde se compara con datos de Cu disuelto en otros estuarios del

Golfo de México. El valor de la mediana obtenida de 44.7 nM de Cu es comparable con datos de otras zonas del Golfo de México. Las diferencias en el promedio de concentración obtenido en los diferentes muestreos no fue significativa, sin embargo, 30 % de los valores de Cu encontrados se encuentran por arriba del valor de 4 µg/l, máximo recomendado para una vida acuática saludable (Chapman, 1996). En el mes de agosto se encontró una mayor dispersión en la concentración de Cu en agua de superficie (desv. est. 9 %), y de fondo (desv. est. 5.9%) lo cual puede estar asociado con los valores altos de materia orgánica disuelta presentes en esta época del año.

Las concentraciones de Cr se encontraron en un intervalo de 0.07 a 8.98 µg/l. Los valores más altos tanto en superficie como fondo corresponden al mes de abril. Los valores más bajos en superficie correspondieron al mes de enero, y en fondo al mes de agosto. Los valores promedio de Cr encontrados en el presente estudio no rebasan el máximo de 0.02 mg/l recomendado para una vida acuática saludable (Chapman y Kimastach, 1992). Sin embargo existen sitios, como la dársena de Pajaritos donde a lo largo del presente estudio se encontraron valores más altos al resto de localidades estudiadas. Con el objeto de comparar los valores de Cr disuelto con valores obtenidos en otros estuarios (Tabla 1), se seleccionó

Tabla 1. Concentración (nM) de metales en agua de diferentes estuarios.

Estuario	Región	Cu	Cr	Zn
Mississippi ¹	Golfo de México	1.19-26.8	0.95-2.61	-
Sabine ¹	Golfo de México	6.0-33.0	-	6.0-32.0
Triniti ¹	Golfo de México	5.0-30.0	-	4.6-68.8
San Antonio ¹	Golfo de México	7.0-50.0	-	7.0-275.0
Río Mahanadi ²	India	2.5-17.9	5.7-30.5	4.5-28.7
Río Brahmani ²	India	2.6-18.6	4.9-58.8	5.6-73.5
Río Baitarani ²	India	3.4-27.2	7.7-56.6	6.0-35.5
Coatzacoalcos ³	Golfo de México	3.46-626.0	1.3-172.7	76.5-2184
Mediana		44.77	35.4	354.8

¹ Bianchi *et al.*, 1999; ² Konhauser *et al.*, 1997; ³ Rosales *et al.*, 2003

la mediana como el valor más representativo de concentración, el cual se muestra en la tabla 1, expresado en nM. Se observan valores mucho más altos que los reportados para el estuario del río Mississippi; los valores son similares a los del río Baitarani en la India (Konhauser *et al.*, 1997).

Las concentraciones de Zn disuelto en el presente estudio estuvieron en un intervalo de 5 a 893 µg/l. Los valores más altos, en promedio, se encontraron en superficie durante el mes de abril; los valores obtenidos fueron muy irregulares y en la estación Teapa Tierra, en abril, se

detectó un valor (81 µg/l) de dos a cuatro veces más alto que en las muestras estudiadas a lo largo del río. El máximo permitido de Zn en aguas de Canadá (Chapman y Kimastch. 1992) es de 30 µg/l. Es importante resaltar que las estaciones localizadas en la parte alta del río, aguas arriba de Minatitlán, mostraron a lo largo del estudio valores altos de Zn lo que sugiere un aporte constante a lo largo del año en esta área lo cual podría tener un origen natural. La mediana de los valores de Zn en el presente estudio de 354.8 nM rebasa ampliamente los valores de Zn disuelto reportado para otros ríos (Tabla 1).

METALES EN AIRE

Rosales *et al.*, (2003) colectaron muestras para estudiar metales en aire en cuatro sitios distribuidos estratégicamente en las margenes de la parte baja del río Coatzacoalcos durante septiembre de 1996, enero de 1997, y agosto de 1997. La ubicación de los sitios de muestreo se muestra en la figura 1, estos fueron: Allende (A), Mundo Nuevo (MN), Nanchital (N), y San Miguel (SM). La composición de iones encontradas en cada estación en las diferentes épocas estudiadas se presenta en la tabla 2. Las concentraciones más altas de iones se encontraron en "A", lo que podría estar asociado con su cercanía al mar. Las concentraciones de cloro fueron elevadas en "MN" y "N" durante el mes de Abril correspondiente a la época de secas, la falta de lluvias que limpien el aire permitió la acumulación de elevadas concentraciones de cloro. Altas concentraciones de sulfatos se observaron en el área (Tabla 2), estas no se pueden deber a las sales cíclicas, ya que estas están constituidas principalmente por Cl (18%), Na (11%), SO₄ (2%), Mg (2%), K 1%). Las altas concentraciones de sulfatos pueden estar asociadas con aportes antrópicos en el área,

dado que en el mes de abril no hay lluvias que limpien el aire, es cuando mas altos valores de sulfatos se encontraron en "A"; también a la litología del área, ya que el río Calzadas corta un afloramiento de domo salino, lo que produce que las aguas de este río tengan una alta concentración de sulfatos disueltos. La composición de iones en las partículas suspendidas en el aire del área del estuario del río Coatzacoalcos es más alta que las concentraciones usualmente presentes en particulados de aerosoles (Wark y Warner, 1992), cabe mencionar que no existen datos similares para otras áreas costeras del Golfo de México, por lo que no es posible compararlas.

El promedio de la concentración de metales en partículas en el aire menores que 2.5 µm se muestra en la figura 3, donde es de esperarse la presencia de metales asociados con las sales marinas, tales como, Cl, Na, Mg, K; sin embargo, la presencia de metales tales como V, Ti, Fe, Cu, Zn y las altas concentraciones de S, sugieren aportes antrópicos en el área.

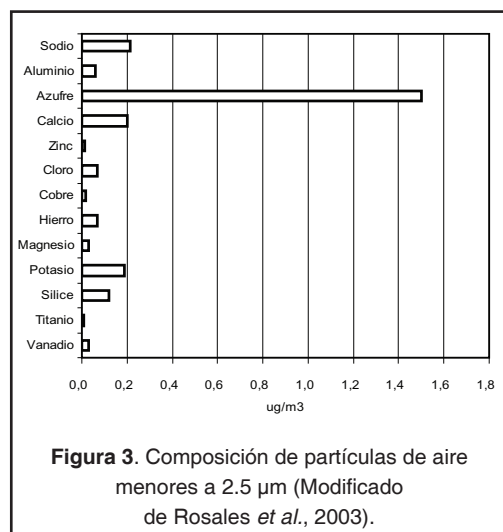
TEXTURA DE LOS SEDIMENTOS

Las características texturales de los sedimentos en un río cambian en función de la dinámica fluvial, topografía del cauce, amplitud del cauce, caudales, etc. La parte baja del río Coatzacoalcos, muestra en los últimos 50 km de su parte baja cambios importantes en sus secciones transversales, las cuales tienen

5,620 m² y profundidades de 9.5 m en la boca, 6,272 m² y profundidades de 22.5 m, en la estación 12 (donde el río Uxpanapa se une al río Coatzacoalcos), 1656 m² con profundidades de 16.5 m, en la estación 15 frente a la ciudad de Minatitlán y 2,384 m² con profundidades de 9.8 m, en la estación 17, localizada en El Jícara.

Tabla 2. Composición de iones (mg/l) en aire en partículas retenidas en filtros de fibra de vidrio.

	ION	A	MN	N	SM
Sept., 1996	F ⁻	8,5	7,9	-	1,1
	Cl ⁻	7,4	7,8	6,4	6,4
	NO ₂ ²⁻	-	-	-	-
	NO ₃ ⁻	28,4	6,4	1,3	2,5
	PO ₄ ²⁻	-	-	-	-
	SO ₄ ²⁻	5,7	31,9	25,8	48,7
Enero, 1997	F ⁻	2,6	0,5	1,7	1,5
	Cl ⁻	5,1	8,5	6,7	8,3
	NO ₂ ²⁻	0,6	-	-	-
	NO ₃ ⁻	6,6	5,8	3,2	8,1
	PO ₄ ²⁻	-	-	-	-
	SO ₄ ²⁻	25,7	72,4	5,5	64,9
Abril, 1997	F ⁻	1,0	1,0	1,0	1,0
	Cl ⁻	1,0	14,5	44,3	5,0
	NO ₂ ²⁻	2,5	-	-	1,0
	NO ₃ ⁻	-	2,5	-	1,0
	PO ₄ ²⁻	-	-	-	1,0
	SO ₄ ²⁻	177,0	69,9	4,3	16,0



Estos cambios en las secciones transversales y en las profundidades, producen cambios en el transporte de los sedimentos. Adicionalmente en una misma sección el tipo de sedimentos puede variar en unos cuantos metros, las partículas arenosas, de mayor tamaño de grano,

hace que el mecanismo de transporte de estos sedimentos sea principalmente por saltación (Rosales y Carranza, 1998).

Las características texturales de los sedimentos son altamente variables y dependen también de la localidad y de la época del año (Tabla 3). Concentraciones elevadas de arcillas se observan en agosto y abril, valores más bajos de arcillas se observan en enero, aparentemente relacionados a la época de nortes, donde se presentan fuertes vientos y lluvias, esto es más evidente en las estaciones localizadas cerca de la boca que presentan tamaños de partículas mayores y un alto contenido de arenas. Cambios estacionales y anuales en el tamaño de grano de los sedimentos superficiales, ha sido reportado para otras áreas como el estuario Severn (French, 1993) y la bahía de San Francisco (Luoma y Phillips, 1988).

El mecanismo principal de transporte de sedimentos en el estuario, está asociado con sus características granulométricas, predominando

la saltación en enero, aparentemente asociada con un mayor contenido de arenas, no obstante la forma más común de transporte es por sus-

pensión lo que se relaciona con la gran abundancia de limos y arcillas (Tabla 3).

Tabla 3. Características texturales (%) de sedimentos del río Coatzacoalcos.

	Tamaño*	Grava	Arena	Limo	Arcilla	Tracción	Saltación	Suspensión
Septiembre 1996								
Promedio	5,60	0,10	15,90	73,00	11,00	3,13	43,23	53,64
Mínimo	1,88	0,00	2,60	4,80	0,20	0,01	1,00	7,00
Máximo	6,44	0,80	94,10	86,90	29,00	34,00	92,86	76,00
Enero 1997								
Promedio	4,81	1,20	44,40	40,20	14,20	0,41	64,97	34,63
Mínimo	1,56	0,00	6,20	1,50	0,70	0,00	25,94	2,00
Máximo	6,50	16,40	97,60	67,60	35,00	5,00	98,00	74,00
Abril 1997								
Promedio	6,16	0,50	33,10	39,40	27,00	2,67	45,97	51,36
Mínimo	2,52	0,00	2,70	4,80	3,90	0,00	15,67	10,00
Máximo	8,79	4,90	91,30	59,50	51,00	12,70	89,94	77,00
Agosto 1997								
Promedio	6,11	1,70	35,70	34,90	27,30	2,14	42,50	55,36
Mínimo	1,18	0,00	8,70	1,90	1,90	0,00	9,30	4,00
Máximo	8,42	14,90	95,40	55,70	47,50	13,80	94,00	90,50
*=Phi								

ELEMENTOS MAYORES EN SEDIMENTOS

A lo largo del año se observan variaciones en la concentración de elementos mayores (Tabla 4). El intervalo de concentración de Al_2O_3 varió entre 3.5 y 19.45%, las muestras correspondientes a la dársena de Pajaritos, mostraron valores anómalamente bajos de Al_2O_3 con un promedio en los cuatro muestreos realizados de 3.9%; la estación correspondiente a Santa Alejandrina, en la parte alta del área de estudio mostró los valores promedio más altos (16.6%). Las mayores variaciones de Al_2O_3 se presentan en la época de lluvias (Tabla 4). Los promedios de concentración de SiO_2 variaron entre 64.95 y 75.55%; la dársena de Pajaritos mostró los valores más bajos (60.4% en promedio), y la estación de Coachapa mostró los valores más altos de SiO_2 , con un promedio de 79.89%. En enero, en la época de nortes, se observaron

valores altos de SiO_2 y los valores más bajos en Al_2O_3 , Fe_2O_3 , y TiO_2 , esto podría estar asociado con la alta energía presente en el sistema, los valores altos de SiO_2 podrían estar asociados con el alto contenido de arena observado en la época de nortes, transportada por la influencia de los fuertes vientos del norte, en un río con un flujo turbulento. Las épocas de lluvias difieren entre sí, aparentemente en función de la cantidad de lluvias presente en cada una, antes de la colecta de muestras. Durante el primer muestreo en época de lluvias (septiembre, 1996) se observa una mayor abundancia de arcillas, valores más bajos de Na_2O y CaO se observaron durante este muestreo, lo que se asocia con los valores más bajos de arcillas en esta época.

Tabla 4. Concentración (%) de elementos mayores en sedimentos del río Coatzacoalcos.

	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅
Septiembre 1996										
Promedio	70,26	13,47	5,97	na	0,42	0,22	0,52	1,95	0,98	0,07
Desv Est	7,99	4,59	1,81	na	0,19	0,12	0,20	0,22	0,49	0,04
Min	62,21	4,42	1,59	na	0,004	0,15	0,25	1,40	0,54	0,002
Max	88,13	18,19	9,38	na	0,78	0,60	0,99	2,18	2,62	0,16
Enero 1997										
Promedio	75,55	15,50	4,36	0,04	0,90	0,61	1,14	2,46	0,93	0,12
Desv Est	5,97	3,64	1,26	0,01	0,41	0,29	0,32	0,37	0,32	0,08
Min	65,44	5,92	2,12	0,02	0,29	0,20	0,49	1,77	0,28	0,04
Max	86,53	19,45	6,18	0,06	1,75	1,50	1,82	2,96	1,53	0,37
Abril 1997										
Promedio	64,95	13,32	4,50	0,04	1,00	3,76	0,97	2,29	0,88	0,24
Desv Est	11,92	3,20	1,11	0,01	0,29	11,15	0,25	0,50	0,19	0,51
Min	25,23	5,78	1,82	0,01	0,36	0,36	0,31	0,55	0,29	0,04
Max	78,82	18,81	6,10	0,05	1,41	45,15	1,20	2,73	1,04	2,06
Agosto 1997										
Promedio	67,46	12,74	5,22	0,06	1,08	0,69	0,88	2,16	0,98	0,12
Desv Est	10,05	4,43	1,27	0,01	0,34	0,22	0,26	0,48	0,32	0,04
Min	57,25	2,10	1,04	0,04	0,15	0,46	0,17	0,92	0,18	0,03
Max	95,74	17,12	7,03	0,10	1,43	1,39	1,42	2,47	1,92	0,02
na=no analizado										

El contenido de materia orgánica en los sedimentos superficiales varió en promedio en los cuatro muestreos entre 1.22 y 1.44%. Si bien los promedios no se ven significativamente diferentes, el intervalo de concentración entre los sitios estudiados muestra diferencias que van desde concentraciones de 0.16% en la boca, hasta 4.52% en la estación localizada frente al

astillero de Coatzacoalcos, ambos valores se observaron durante el mes de abril. El contenido de la materia orgánica en los sedimentos es fundamental en los procesos geoquímicos, dada la afinidad de los metales a adsorberse en ella, así como los procesos diagénéticos que se llevan a cabo por la degradación de materia orgánica.

METALES TRAZA EN SEDIMENTOS

Bahena *et al.* (2003) estudiaron la concentración de metales traza en sedimentos superficiales colectados a lo largo de los últimos 50 km del río Coatzacoalcos, antes de su desembocadura en el Golfo de México. Durante las tres épocas climáticas representativas del área: nortes (enero), secas (abril) y lluvias

(agosto). En la tabla 5 se muestra el promedio de concentración obtenido para los metales estudiados en cada época. Durante los meses de enero y abril se observa la mayor variación en la concentración de metales, en enero el Cu, Ni y Zn muestran una gran dispersión en concen-

Tabla 5. Concentración (mg/kg) de metales traza en sedimentos del río Coatzacoalcos y otros estuarios.

Localización	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Ni	Cd	Co
Coatzacoalcos Sept. 96	1.1-6.6	-	27.4-136.5	7.45-32.5	15.0-42.2	5.0-27.3	0.3-1.4	7.5-25.0
Coatzacoalcos Ene. 97	1.5-4.3	0.02-0.05	25.3-155.6	4.7-128.6	37.0-78.7	14.8-162.4	0.7-4.7	12.4-35.1
Coatzacoalcos Abr. 97	1.3-4.3	0.01-0.07	30.45-314.5	7.2-113.1	39.0-66.2	15.6- 182	0.7-5.1	6.6- 37.7
Coatzacoalcos Ago. 97	0.7-4.9	0.03-0.08	59.9-139.8	10.0-84.3	0.02-50.0	6.6-34.9	1.8-3.5	5.6-25.0
Río Pasig, Filipinas ¹	1.1-3.6	0.02-0.03	236- 1560	110-189	66-137	14-27	2.0-15.2	8.2-11.1
Puerto Pasajes, España ²	0.4-3.6	0.006-0.04	477-1390	25- 372	45- 346	17-99	1.2-6.4	-
Estuario Humber, Inglaterra ³	9,2	0,11	430,0	160,0	22,0	63,0	-	30,0
Southampton, Inglaterra ⁴	5,8	0,03	161,0	286,0	67,0	34,0	-	-

¹ Prudente *et al.*, 1994; ² Legorburu y Coanton 1991; ³Kennish, 1996; ⁴Croudace y Cundy, 1995.

tración a lo largo del río, mientras que en abril, el Ni y Zn tienen una alta desviación estándar.

Cd

El Cd se encontró en un intervalo comprendido entre 0.30 y 7.93 mg/kg, su promedio total fue de 2.22 mg/kg, con una desviación estándar de 1.17. Los valores más altos se observaron durante el mes de abril en la Darsena de Pajaritos (7.93 mg/kg). Durante el mes de enero se encontró un valor de 4.68 mg/kg en el río Uxpanapa y de 4.67 mg/kg frente al astillero de Coatzacoalcos, valores que corresponden al doble del promedio observado a lo largo del río.

Co

El Co se encontró en un intervalo de concentración de 5.60 a 37.46 mg/kg. El promedio global fue de 21.23 con una desviación estándar de 7.17. Los valores más altos se observaron en abril, época de secas. El valor más alto de 37.46 corresponde al río Calzadas en el mes de abril.

Cu

Las concentraciones evaluadas de Cu fluctuaron en un intervalo de 4.7 a 129 mg/kg, el promedio global fue de 29.5 mg/kg con una desviación estándar de 27.1, los valores más altos así como la mayor dispersión corresponden al mes de enero. La concentración más elevada corresponde al río Uxpanapa durante el mes de enero, no obstante valores de 113 mg/kg se observaron en abril en la dársena de Pajaritos.

Cr

Las concentraciones de Cr variaron entre 7.5 y 109 mg/kg, con un promedio global de 3.9 mg/kg, los valores más altos corresponden a los meses de agosto y abril, el valor máximo se localizó en abril frente al astillero de Coatzacoalcos.

Ni

El Ni se encontró en un intervalo de concentración de 5 a 182 mg/kg. El promedio global fue

de 3.4 mg/kg. Los valores más altos se observaron en el mes de abril frente al astillero de Coatzacoalcos, y los más bajos en el mes de agosto en la dársena de Pajaritos.

Pb

Las concentraciones de Pb variaron entre 0.02 y 78.7 mg/kg, con un promedio global de 39 mg/kg. Los valores más altos se observaron en enero en la boca, y los más bajos se obtuvieron para el mes de agosto.

V

El V se encontró en un intervalo comprendido entre 12.4 y 222.2 mg/kg, el promedio general fue de 61.6mg/kg, los valores más altos de V corresponden al mes de agosto, con el máximo localizado en la dársena de Pajaritos.

Zn

El intervalo de concentración en que se encontró el Zn fue de 25.3 a 314.5 mg/kg, el promedio global de concentración fue de 102 mg/kg; los valores más altos se encontraron en abril en la dársena de Pajaritos.

En la época de secas, en abril, se obtuvieron los valores má altos de metales (Cd:7.93, Co: 37.5, Cu:113,Cr:109, Ni:182, Pb:66, V:81, Zn: 314), en algunas areas, aparentemente asociado con las descargas antrópicas y a la capacidad de dilución disminuida del río. La entrada a la dársena de Pajaritos y en el interior de la dársena se mostraron los valores más altos de Cd, Cu, Pb, Zn y V.

La principal entrada de metales al río Coatzacoalcos, es a través de los rios Uxpanapa y Calzadas en la época de nortes, los valores de Cr, Ni, Pb, V y Zn obtenidos en estas estaciones durante el mes de enero rebasan el promedio global obtenido a lo largo del estudio. Estos aportes se consideran naturales ya que estos rios no están afectados por actividades industriales.

El contenido de metales traza en los sedimentos depende en gran parte de las característi-

cas químicas y mineralógicas de los mismos. Por lo anterior es recomendable realizar técnicas de normalización que permitan eliminar los efectos producidos por las diferencias en tamaño de grano. Manjarrez *et al.*, (2003) realizaron una normalización usando la concentración de Al_2O_3 , uno de los elementos constituyentes de las arcillas y que usualmente no tiene origen antrópico. La relación Metal/ Al_2O_3 en el estuario del río Coatzacoalcos presenta grandes fluctuaciones en las estaciones localizadas en los últimos 10 km del río, donde se realizan importantes descargas urbanas e industriales al sistema; éste comportamiento sugiere un origen antrópico de metales en esta zona.

Con el objeto de evaluar las variaciones espaciales y temporales de los metales en los sedimentos superficiales del área se llevó a cabo un analisis estadístico de cluster usando los datos quimicos y sedimentológicos, los resultados obtenidos muestran la existencia de cinco grupos: Grupo 1 (G1) incluye las muestras de septiembre (A1, A7, A9, A10, A11, A14, A12, A13, A8, A15, A16, A4, A17); Grupo 4 (G4) incluye principalmente las muestras colectadas en agosto: el grupo 1(G1) (C7, C16, D7, D2, D1, D11, D9, D12, D6, D10, D8, D14, D15, D5); el grupo 2 (G2) (B9, B12, B16, C6, B1, B6, B3, B11, D3, B10, B15, B17) y el grupo 3 (G3) (B4, C10, C15, C12, C11, C1, C8, C13, B5) incluyen muestras colectadas en enero y abril principalmente. La separación en grupos de muestras correspondientes a las diferentes épocas, indica que los sedimentos superficiales del área cambian. En la época de lluvias, cuando la cantidad de material suspendido es mayor, los sedimentos son transportados a través del sistema principalmente en forma suspendida, de acuerdo con las características físicas de los mismos (Tabla 3). En enero la cantidad de materia suspendida en el agua de fondo es la más baja y la cantidad de sedimentos transportados en suspensión es baja (34.63 %); la saltación es alta en esta época cuando fuertes vientos afectan el área. En abril la cantidad de material suspendido es más alta que en enero, pero ésta es mucho menor que en la época de lluvias. Las diferentes propiedades de los sedimentos de acuerdo con la época del año permiten diferenciarlos y sugieren que los sedimentos superficiales del río Coatzacoalcos son dinámicos y se auto depuran durante la época de lluvias.

Con el objeto de evaluar si las concentraciones de metales presentes en los sedimentos están por arriba de los valores que se considerarían normales en el área, se llevó a cabo una prueba "t" comparando los valores de metales obtenidos en la zona industrial con los valores obtenidos en la parte alta del río donde no hay descargas antrópicas apreciables. Se emplearon pruebas estadísticas comparando las medias de dos grupos de muestras independientes usando valores de probabilidad a niveles de $\alpha = 0.05$, que permiten evaluar si los valores obtenidos son significativamente diferentes de los valores de referencia. Los valores usados como de referencia fueron los valores correspondientes a la concentración química de sedimentos colectados en El Corte, Jaltepec y Peña Blanca (Rosales y Carranza, 1998), el Jicaro y Uxpanapa, ubicadas en la parte alta de la zona de estudio. Los resultados obtenidos de la prueba "t" aplicando la hipótesis de que la concentración de metales es la misma, $H_0: \mu_1 = \mu_2$, para los puntos de muestreo analizados fue rechazada en aquellos casos donde la concentración de metales fue significativamente más alta ($\alpha < 0.05$) que los valores de referencia (Bahena Manjarrez *et al.*, 2002). Las concentraciones de Cd, Cu, Cr, Pb y Zn fueron significativamente más altas en las estaciones 1, 3, 4, 5, 8, 9, 11 y 13.

La ubicación de los sitios con altas concentraciones de metales sugieren el origen antrópico de los mismos. La dársena de Pajaritos (estación 3) recibe descargas industriales de varios complejos industriales, además de las descargas de los buques de carga que vierten desechos ahí. En la dársena de Pajaritos se observó un enriquecimiento de Cd, Cu y Zn, con concentraciones de Al y Fe por debajo de lo normal de acuerdo con las muestras de referencia. Esta dársena está aislada del resto del río y el intercambio de agua entre el río y la dársena es mínimo. El arroyo de Teapa (estación 5) recibe las aguas residuales de varias industrias y muestra enriquecimiento en Cu, Pb y Zn. Nanchital (estación 9) se encuentra ubicada cerca del centro de operación de PEMEX, muestra enriquecimiento de Cu. La estación ubicada frente al astillero de Coatzacoalcos (estación 4) donde se reparan embarcaciones y se les da servicio de mantenimiento a las mismas, mostró enriquecimientos en Cr y Zn.

En la tabla 5 es posible apreciar el orden de magnitud de los metales en sedimentos superficiales del río Coatzacoalcos, en comparación con estuarios de otras áreas geográficas. Los valores de Ni y Co evaluados en Coatzacoalcos están por encima de los reportados para otras áreas. Sin embargo, los valores de Zn y Pb presentan valores bajos comparativamente con otras áreas.

METALES BIODISPONIBLES

En los estudios de metales en sistemas naturales, la especie química en que se encuentran los metales es fundamental para evaluar sus efectos tóxicos hacia los sistemas vivos. Para llevar a cabo estudios de especiación se requiere una extracción secuencial de los metales, para la cual es necesario un elaborado proceso químico; la extracción de metales en condiciones químicas suaves, tal como agitar con ácido clorhídrico diluido a temperatura ambiente, permite extraer los metales que fácilmente se pueden reincorporar de la fase sólida a la líquida y afectar a los sistemas vivos. Sin que necesariamente se sepa la forma química en que se encuentra el metal, esta fracción se conoce como fracción biodisponible. Los metales en la fracción biodisponible están usualmente asociados con metales originados de aportes

antrópicos, que se depositan en los sedimentos por procesos de adsorción y complejación química. La biodisponibilidad de una pequeña fracción originada de altas concentraciones de metales traza en los sedimentos, puede tener impacto considerable en algunos organismos bentónicos (Bryan y Langston, 1992).

En el estuario del río Coatzacoalcos las concentraciones de metales biodisponibles estuvieron en un intervalo de 0.2 a 3.2 mg/l para Cd, de 3.1 a 9 mg/l para Co, de 3.3 a 46.4 mg/l para Cu, de 1.7 a 7 mg/l para Cr, de 1.3 a 8.9 mg/l para Ni, de 2.5 a 13.3 mg/l para Pb, de 5.9 a 15.9 mg/l para V, y de 8 a 199 mg/l para Zn. El área con la concentración de metales biodisponibles más alta fue la dársena de Pajaritos donde 67 % del Cd, 77 % del Co, 71

% del Cu 20 % del Cr 80 % del Ni, 26 % del Pb, 52 % del V y 90 % del Zn se encuentran en forma biodisponible (Bahena Manjarrez *et al.*, 1999). La concentración de metales bio-

disponibles en orden decreciente considerando el total de muestras estudiadas en sedimentos superficiales del río Coatzacoalcos fué: Zn>V>Cu>Pb>Co>Cr>Ni>Cd.

METALES EN NÚCLEOS DE SEDIMENTO

El estudio de la concentración de metales a lo largo de un núcleo de sedimentos, permite conocer como ha variado la concentración de metales con el tiempo, lo que permite evaluar si ha habido un incremento o disminución en su aporte, estudiar los procesos de diagénesis temprana que se llevan a cabo, así como la movilización de los metales por procesos físicos.

En estudios realizados en el estuario del río Coatzacoalcos, Rosales *et al.* (2003) seleccionaron cuatro sitios para estudiar los cambios en la concentración de metales a través del tiempo. En la estación marcada con el número 17 se ubicó el primer núcleo estudiado, este sitio se localiza a 49.4 km de la desembocadura del río con el mar, en una zona estrecha del río, en este punto el agua salina no alcanza a llegar

en ninguna época del año, en la época de lluvias los mayores valores de turbidez y material suspendido se encontraron en este punto. El promedio de concentración de metales traza, se muestran en la tabla 6. Los sedimentos del núcleo correspondiente al sitio 17, muestran en promedio los valores más bajos de aluminio (10.9 %), la materia orgánica y algunos de los elementos traza (Co, Cu, Cr, Ni, Zn) fueron significativamente más bajos también, a excepción del V que su concentración promedio fue más alta que en Nanchital (9) y Teapa (5). A lo largo del núcleo se observaron dos incrementos en el contenido de elementos mayores y metales traza a una profundidad de 11.5 cm y a 24.5 cm. El aumento de concentración de Al sugiere un aumento en el contenido de arcillas. La correlación estadísticamente significativa entre

Tabla 6. Concentración promedio (mg/kg) y desviación estándar de metales en cada núcleo.

Metal	Estación 17	Estación 10	Estación 9	Estación 5	Lagunas Costeras ^a	Ríos ^a
Co	10	17	28	25	12-36	22-26
Co ^b	5	2	4	2	4.7-16.8	3.34-19.6
Cu	12	24	25	125	2-47	22-29
Cu ^b	6	3	3	110	0.2-26.7	12.2-19.7
Cr	37	60	62	73	1-141	66-76
Cr ^b	13	9	6	12	1.25-124.6	0.4-77.5
Ni	12	20	44	68	3-59	32-98
Ni ^b	8	5	4	25	0.3-40.3	5.5-77.5
Pb	21	24	25	40	0.3-159	17-90
Pb ^b	3	5	5	18	0.25-93	8.1-50.5
V	56	80	23	31	nr	nr
V _b	18	9	14	18	nr	nr
Zn	69	120	115	235	4-227	64-193
Zn ^b	16	17	7	405	0.3-141.6	11.3-62.9

^a Golfo de México (Villanueva Fragoso y Páez Osuna, 1996); ^b Desviación Estandar; nr=no reportado

el Al_2O_3 y el contenido de arcillas a lo largo del estudio indica que el Al_2O_3 está principalmente en la fracción arcillosa, por lo que el uso de Al_2O_3 como un aproximación del contenido de arcillas es válido. Con el objeto de conocer las asociaciones entre los diferentes componentes químicos presentes, se llevó a cabo un análisis de correlación en cada núcleo estudiado. En el núcleo 17 se encontraron correlaciones significativas entre Al_2O_3 con Mg (1.00), Fe_2O_3 (0.99), P_2O_5 (0.99), materia orgánica (0.97), V (0.95), Cu (0.95), Cr (0.94), Ni (0.93), Zn (0.93), Co (0.91) y MnO (0.90), lo cual indica que los metales pesados están asociados con los minerales arcillosos probablemente unidos dentro de la estructura del mineral.

En la estación 10, a 19.3 km del mar, se ubicó el segundo núcleo estudiado. En este punto la corriente de San Francisco que drena los pantanos de Santa Alejandrina se une al río Coatzacoalcos. Estos pantanos reciben las descargas de la Refinería Lázaro Cárdenas ubicada en la ciudad de Minatitlán. En este punto el río es más ancho y menos profundo, el área se caracteriza por corrientes de menor velocidad y por el depósito de sedimentos finos, ricos en arcillas. La concentración promedio de Al_2O_3 en este núcleo fue de 16.82 % (Tabla 6), mayor que los valores encontrados en los puntos 17 y 5, lo que sugiere mayor contenido de arcillas aquí. La concentración de metales traza es más alta que en la estación 17, pero más baja que en los sitios de muestreo 9 y 5, con excepción del V, el cual muestra los valores más altos de los 4 núcleos estudiados, y puede estar asociado con las descargas de la Refinería Lázaro Cárdenas. La concentración de metales con la profundidad no muestra grandes cambios. El análisis de correlación de los constituyentes de éste núcleo, muestra una correlación alta de Al_2O_3 con Fe_2O_3 (0.98), MgO (0.98), K_2O (0.98), TiO_2 (0.97), P_2O_5 (0.92), Ni (0.86), V (0.81), lo que sugiere que estos elementos están principalmente asociados con minerales de aluminosilicatos.

El núcleo ubicado en la estación 9, se localizó a 10.4 km del mar, muy cerca del sitio de las descargas del pueblo del Nanchital. En este punto el río es ancho con profundidades de hasta 10.5 m. Los valores promedio de Al_2O_3 (17.6 %) en este núcleo indican un alto contenido de arcillas. La concentración de V muestra

un incremento gradual desde la base del núcleo hasta 10 cm debajo de la superficie, donde disminuyen drásticamente. El resto de metales estudiados muestran una distribución homogénea a lo largo del núcleo, con concentraciones de metales ligeramente más altas que en el sitio 17. Existe una correlación significativa entre el Al_2O_3 con Fe_2O_3 (0.95), K_2O (0.95), MgO (0.90), P_2O_5 (0.86), TiO_2 (0.82), los elementos traza no muestran asociación con estos elementos lo que indica una fuente de aporte diferente, posiblemente urbana o industrial.

En la estación 5, a 4.7 km de la desembocadura del río al mar, se colectó un cuarto núcleo, en este punto, el arroyo Teapa proveniente de un importante corredor industrial, se une a la corriente del río Coatzacoalcos; el arroyo Teapa está altamente impactado, a lo largo del día la cantidad de oxígeno disuelto y el pH varían en un intervalo amplio (Rosales y Carranza 1998). En este núcleo los valores promedio de Al_2O_3 encontrados (13.3%) fueron más bajos que los núcleos colectados en Nanchital (Est. 9), y en San Francisco (Est. 10), la cantidad de materia orgánica fue cuatro veces más alta que en el núcleo del Júcaro (Est. 17) y la concentración de metales fue significativamente más alta que en los otros núcleos estudiados. Los elementos que presentan mayor enriquecimiento comparando con los otros puntos estudiados fueron Zn, Ni y Cu. Estos elementos muestran un aumento de concentración considerable a 25 cm de profundidad, que coincide con un aumento en el contenido de materia orgánica. El V muestra un aumento gradual de concentración hasta la superficie (Fig. 4), lo que sugiere

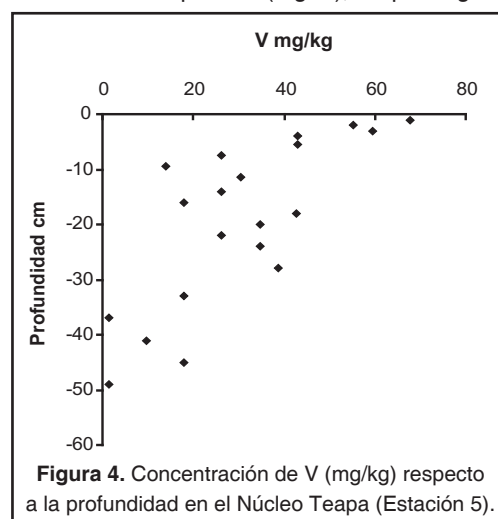


Figura 4. Concentración de V (mg/kg) respecto a la profundidad en el Núcleo Teapa (Estación 5).

un incremento en las descargas de este metal. Al_2O_3 mostró una correlación significativa con Fe (0.99), Ti (0.99), Mg (0.96) y K (0.96). En tanto que la materia orgánica mostró correlaciones significativas con Cu (0.75), Cr (0.60) y Ni (0.61).

Rosales *et al.* (2003) llevaron a cabo mediciones de ^{210}Pb y ^{37}Cs en el núcleo colectado en Teapa, con el objeto de medir la velocidad de depositación de los sedimentos en el área. Observaron un comportamiento errático en el perfil de concentración de ^{210}Pb y no se obser-

vo un decaimiento de actividad consistente con la profundidad. El uso de ^{37}Cs no fue posible debido a las bajas actividades encontradas a lo largo del núcleo. Un comportamiento similar de ^{210}Pb se ha encontrado en áreas donde existe un mezclado vigoroso de los sedimentos, con velocidades de depositación muy altas, Rosales *et al.* (2003) concluyeron que se puede estimar una velocidad de acumulación de 1 cm/año basándose en el hecho de que el núcleo es más joven a 1954 (año en que hubo una apreciable introducción de ^{37}Cs al medio ambiente).

DISTRIBUCIÓN DE METALES A LO LARGO DE LOS NÚCLEOS

Los metales pesados en todos los sitios estudiados muestran una distribución homogénea a lo largo del núcleo, o muestran valores más altos de metales asociados con la composición de los sedimentos. No se observa un cambio de concentración consistente que se pueda asociar con el inicio de la industrialización en el área en 1970. Lo que se observa es que los sedimentos han sido depositados en períodos relativamente cortos y han sido sujetos a un mezclado vigoroso, por lo que los perfiles de concentración de los metales pesados con la profundidad reflejan los aportes más recientes o muestran un perfil homogéneo con cambios en la concentración de metales asociados con la composición de los sedimentos. Un mezclado vigoroso de sedimentos y velocidades de saltación altas son comunes en ambientes

estuarinos, dados los cambios estacionales en el flujo del río y la alta movilidad de los sedimentos superficiales, la cual se puede inferir por los cambios en tamaño de grano, contenido de limos y arcillas transportados en suspensión y porcentaje de sedimentos transportados en saltación a lo largo del año.

Los niveles de concentración de los metales encontrados en los diferentes núcleos estudiados, se compararon con el núcleo colectado en la estación 17, donde no existe actividad industrial; las diferencias más notable se observaron con el núcleo colectado en la estación 5, donde se observaron concentraciones más elevadas de Zn, Ni, Cu y materia orgánica, aparentemente de origen antrópico (Rosales *et al.*, 2003).

CONSIDERACIONES FINALES

La comparación de la concentración de metales traza de la parte baja del río Coatzacoalcos con la concentración de metales en agua y sedimentos de lagunas costeras y ríos del Golfo de México reportada por Villanueva Fragoso y Páez Osuna (1996), muestra que los rangos de concentración son altamente variables y dependen de la litología y de las características ambientales de cada área.

Los valores más altos de metales se encontraron en las lagunas costeras más que en los ríos. Los valores de Co, Cr, Ni y Pb en núcleos de sedimentos del río Coatzacoalcos son del mismo orden de magnitud que los valores reportados para otras áreas del Golfo de México.

Sin embargo las concentraciones de Cu y Zn encontradas en el núcleo colectado en Teapa (estación 5), son considerablemente más altas.

Los sedimentos superficiales de la dársena de Pajaritos (estación 3) y Teapa (estación 5) tienen valores de concentración más elevados y por encima de los reportados para otras áreas costeras del Golfo de México (Villanueva Fragoso y Páez Osuna, 1996). Las concentraciones de Cd, Cu, Cr, Pb y Zn son significativamente más elevadas en los 10 km finales del río Coatzacoalcos, antes de su desembocadura en el mar.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a las autoridades del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México, el apoyo financiero brindado por el IMP a través del Proyecto FIES 95-122-VI, a la Secretaría de Marina Armada de México,

su valiosa ayuda para la colecta de muestras. Asimismo agradecen a S. Santiago Perez y E. Morales de la Garza su apoyo en el análisis de muestras y en toda la logística involucrada en la realización de este proyecto.

LITERATURA CITADA

- Bahena Manjarrez J.L., 1999.** Evaluación espacial y temporal de metales pesados en la parte baja del Río Coatzacoalcos. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. División de estudios de Posgrado, Facultad de Ingeniería. Campus Morelos. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Bianchi T.S., J.R.Pennock, y R.R. Twilley, 1999.** Biogeochemistry of Gulf of Mexico Estuaries. Wiley and Sons. 428 p.
- Bryan G.W., y W.J. Langston, 1992.** Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental Pollution*, 76: 89-131.
- Cearetta, A., M.J. Irabien, E. Leorri, I. Yusta, I.W. Croudace, y A.B. Cundy, 2000.** Recent anthropogenic impacts on the Bilbao estuary, northern Spain: geochemical and microfauna evidence. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*, 50: 571-592.
- Chapman D., y V. Kimastach, 1992.** The selection of water quality variables, p. 51-119. In: D. Chapman (Ed.). *Water Quality Assessments*. Chapman and Hall. Great Britain.
- Croudace I.W., y A.B. Cundy, 1995.** Heavy metals and hydrocarbon pollution in recent sediments from Southampton water, southern England: a geochemical and isotopic study. *Environmental Science and Technology*, 29: 1288-1296.
- French, P.W., 1993.** Seasonal and inter-annual variation of selected pollutants in modern intertidal sediments, Aust Cliff, Severn Estuary. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 37(2): 213-219
- Head P.C., 1976.** Organic processes in estuaries, p. 54-91. In: J.D. Burton (Ed.). *Estuarine Chemistry*. Academic Press.
- Kennish M., 1996.** Pollution in estuaries and coastal marine waters. *Journal of Coastal Research, Special Issue 12*: 27-49.
- Konhauser O.K., A.M. Powell, S.W. Fyfe, J.F. Longstaffe, y S. Tripathy, 1997.** Trace elements chemistry in major rivers in Orissa State, India. *Environmental Geology*, 29 (1-2), 132-141.
- Legoburu I., y L. Coanton, 1991.** Heavy metal concentration in sediments from Pasajes Harbour, Spain. *Mar Pollut. Bull.*, 22: 207-209.
- Luoma, S.N., y D.F.H. Phillips, 1988.** Distribution, variability and impact of trace elements in San Francisco Bay. *Mar. Pollut. Bull.*, 19:413-425
- Mendez Jaime C., 1998.** Dinámica Química del Estuario del río Coatzacoalcos. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. División de Estudios de Posgrado, Facultad de Ingeniería. Campus Morelos. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Merian E., 1991.** Metals and their compounds in the environment. VCH.
- Prudente M.S., Ichihashi H., y R. Tatsukawama, 1994.** Heavy metal concentrations in sediments from Manila Bay, Philippines and inflowing rivers. *Environmental Pollution*, 86: 83-88.
- Rosales Hoz L., y A. Carranza Edwards, 1998.** Heavy metals in sediments from Coatzacoalcos river, Mexico. *Bull. Env. Contam. And Toxicology*, 60: 553-561.
- Rosales Hoz L., A. Carranza Edwards, P. Carvajal Romero, C. Mendez Jaime, y M.E. Ruiz Santoyo, 2003.** Physico-chemical seasonal variability of a tropical estuary: major and minor elements in water and air. *Environmental Geology*, 44: 790-798.
- Rosales Hoz, L., A.B. Cundy, y J.L. Bahena Manjarrez, 2003a.** Heavy metals in sediment cores from a tropical estuary affected by anthropogenic discharges: Coatzacoalcos Estuary, Mexico. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 56: 1-10.

UNAM-INEGI, 1994. Carta Tectónica de los Estados Unidos Mexicanos. R.J. Padilla Sánchez, R.D. Martínez Serrano, V. Tamez Rodríguez (eds.) UNAM-INEGI, México

Sadiq M., 1992. Toxic Metal Chemistry in Marine Environments. Marcel Dekker Inc. USA.

Villanueva Fragoso S., y F. Páez Osuna, 1996. Niveles de metales en el Golfo de México: agua, sedimentos y organismos, p. 309-347, *In:* A.V. Botello, J.L. Rojas Galaviz, J.A. Benitez y D. Zarate Lomeli (Eds), Golfo de México, Contaminación e impacto Ambiental: Diagnostico y Tendencias, EPOMEX Serie Científica Vol. 5 Universidad Autónoma de Campeche. 666 p.

Wark K., y C.F. Warner, 1992. Contaminación del Aire. Origen y Control. Ed. Limusa, México D.F., México.

Villanueva, F.S., y A.V. Botello, 2005. Vigilancia y presencia de metales tóxicos en la laguna el Yucateco, Tabasco, México, p. 407-430. *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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Vigilancia y Presencia de Metales Tóxicos en la Laguna El Yucateco, Tabasco, México

24

Susana Villanueva F. y Alfonso V. Botello

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

RESUMEN

En este trabajo se muestran los resultados de las investigaciones que se han llevado a cabo a lo largo de siete años en la laguna El Yucateco, Tabasco, con relación a los niveles de metales (cadmio, cromo, plomo, níquel y vanadio) en sedimentos en su forma total y biodisponible, en dos núcleos sedimentarios, así como en los tejidos musculares de peces y crustáceos, con el propósito de estimar el comportamiento de dichos metales en este ecosistema a través de un programa de vigilancia temporal y espacial. Los resultados de los metales en sedimentos y en los tejidos musculares de siete especies de peces y crustáceos de dicha laguna, demuestran elevadas concentraciones de Cd, Cr, Pb y Ni. Estos niveles pueden producir efectos toxicológicos negativos en los organismos y por lo tanto, causar un efecto deletéreo en las pesquerías importantes de la región. En la laguna El Yucateco la disponibilidad de los metales depende básicamente de la naturaleza de los sedimentos y las condiciones físico-químicas de las aguas locales y por supuesto del control que se tenga de las descargas industriales y domésticas en dicho sistema.

ABSTRACT

This study show results of the last seven years of research in El Yucateco Lagoon, Tabasco, related to total metal concentrations (cadmium, chromium, lead, nickel and vanadium) in sediments and muscle from fish and crustaceans, as well as bioavailable concentration in sediments, particularly from two sedimentary nucleus. The aim of this research was to analyze the metal behavior in this ecosystem through a time-space approach. Metal concentrations in sediments and muscle from seven species of fish and crustacean showed high values for Cd, Cr, Pb and Ni. These concentrations might be of toxicological importance, with a deleterious effect in local fisheries. Metal availability in El Yucateco lagoon, depends basically, on sediment nature and physico-chemical conditions of local waters, together with domestic and industrial discharge controls established in the region.

INTRODUCCIÓN

El estado de Tabasco posee valiosos ecosistemas costeros, especialmente las lagunas costeras y una importante red hidrológica que funcionan como un reservorio natural para una gran biodiversidad de animales y vegetales. Estas áreas actualmente se encuentran bajo la presión del desarrollo en donde sobresalen dos clases de actividades, las del petróleo (extracción y producción) y las agrícolas-ganaderas, que en conjunto representan casi el 90% de los rublos productivos del estado de Tabasco.

La mayoría de los metales empleados en las diversas actividades industriales, agrícolas y urbanas manifiestan su presencia en los ecosistemas costeros del estado de Tabasco, sobre todo en las cercanías de los sitios de explotación, extracción y refinación del petróleo, de producción de fertilizantes, de minería y metalurgia y desde luego en las cercanías de ciudades costeras con un número importante de habitantes. Las actividades de dragado para la perforación de pozos petroleros también generan grandes cantidades de lodos que contienen cromatos. De igual manera, las descargas domésticas sin tratar, aportan grandes volúmenes de lodos enriquecidos con metales como Pb, Ni, Cd y Cr entre otros; cuyo destino final son los ríos y lagunas o directamente son descargados en el mar.

En este tipo de casos, los metales están disponibles a la biota en concentraciones significativas, dependiendo básicamente de la naturaleza y tipo de los sedimentos y las características físico-químicas de las aguas. Sin embargo, para conocer la conducta y el balance geoquímico de los metales, es necesario realizar estudios sobre su naturaleza química, su tiempo de residencia, su disolución, su remoción, su disponibilidad hacia la biota, su transferencia hacia los sedimentos, sus interacciones entre

la fase acuosa y los sedimentos, su biomagnificación en diferentes niveles tróficos; los cuales permitan definir los efectos y alteraciones que pueden producir en la biota circundante, y por ende los daños a la salud humana.

Un aspecto importante que se debe de considerar en la evaluación de la contaminación sobre un ecosistema son los metales biodisponibles o la fracción "no-detrítica", ya que dichas concentraciones indican la porción de estos que son fácilmente removibles y los cuales van a estar disponibles a la biota (Villanueva y Botello, 1998).

Una de las principales características de los metales en los ecosistemas costeros, es que los organismos pueden almacenar grandes concentraciones de metal (bioacumulación) y consecuentemente inducen a un incremento de las concentraciones del metal en niveles tróficos superiores (biomagnificación).

Por todo lo anterior, se vuelve indispensable conocer y evaluar el grado de contaminación por Cd, Cr, Pb, Ni y V en sedimentos y organismos acuáticos. Así, como determinar las fluctuaciones en los niveles de dichos metales en su forma total y biodisponible a través del tiempo (1996-2003) y diagnosticar las tendencias evolutivas mediante el empleo de núcleos sedimentarios.

Este estudio forma parte de los proyectos "Diagnóstico de los Efectos Ambientales de la Industria Petrolera Asociados a la Región Sur de PEP", y "Monitoreo Ambiental Integral de los Impactos de la Actividad Petrolera en la Laguna El Yucateco, Tabasco; México", financiados por Petróleos Mexicanos y realizado en el laboratorio de Contaminación Marina del ICMYL de la UNAM.

ÁREA DE ESTUDIO

Se realizaron siete muestreos a lo largo de ocho años de estudios que fueron:

- Junio-Septiembre, 1996 (Sedimentos)
- Junio, 1997 (Núcleos y Organismos)

- Abril-Agosto, 2001 (Sedimentos)
- Mayo-Septiembre, 2003 (Sedimentos, Organismos)

Los puntos de muestreo que cubrieron la laguna fueron siete para la colecta de los sedimentos (Fig. 1) y 11 para la obtención de los organismos acuáticos (Fig. 2).

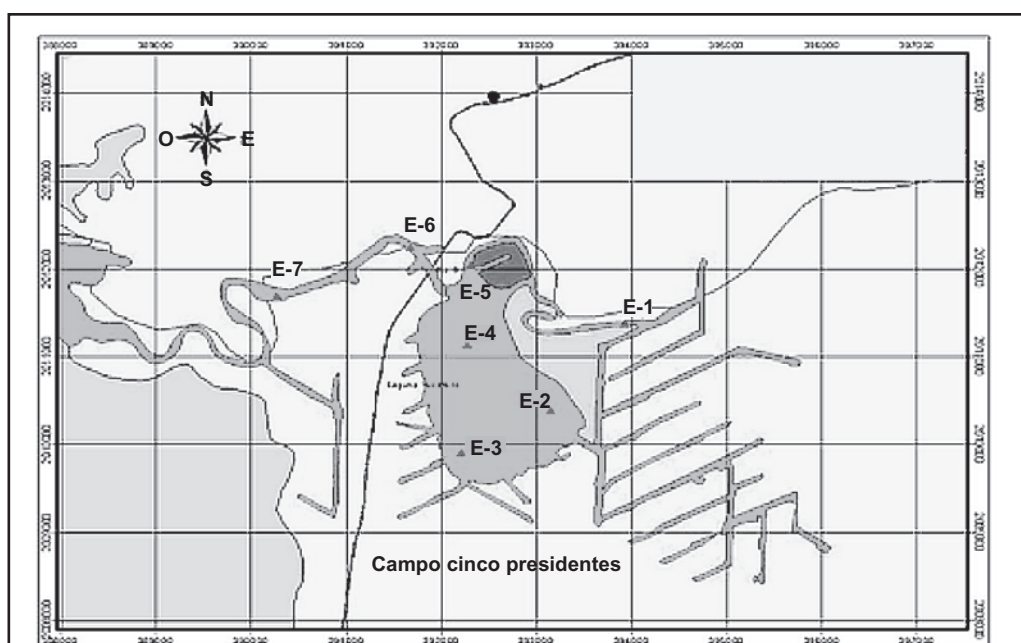


Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo de sedimentos de la laguna El Yucateco, Tabasco. (Junio 1996– Septiembre, 2003).

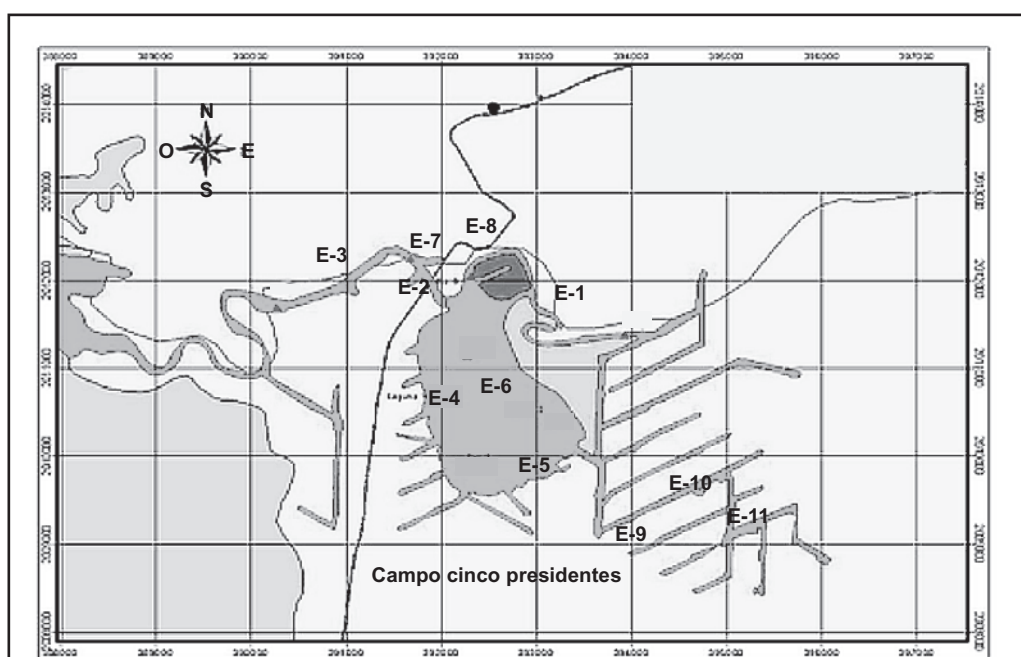


Figura 2. Ubicación de los sitios de captura de organismos acuáticos de la laguna El Yucateco, Tabasco.

METODOLOGÍAS

Las metodologías empleadas fueron las propuestas por Loring, 1979; IAEA, 1989; Luoma y Jenne, 1976; Páez-Osuna, 1988. Por medio de Espectrofotometría de Absorción Atómica (Shimatzu Mod.6800), con corrector automático de deuterio; efectuando digestiones con ácidos fuertes como HNO_3 ultrapuro para la digestión total del sedimento, así como para los tejidos

de los organismos, para la determinación de las concentraciones biodisponibles o "no detriticas" fue con un ácido débil (CH_3COOH). Utilizando estándares certificados y material de referencia GBW 08571 para mejillones, GBW 08301 para sedimentos de río y GBW 07314 para sedimento marino.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presentan los resultados de los metales por concentraciones promedio por estación y por época de muestreo, tanto para sedimentos totales y biodisponibles, como para los núcleos sedimentarios y los organismos acuáticos.

Sedimentos

Cadmio

Se examinan las concentraciones obtenidas de cadmio total entre 1996, 2001, 2003 y los núcleos analizados en 1997. La E-1 mantiene un patrón estable durante 1996 y 2001; sin embargo, para abril y mayo del 2003 los niveles aumentaron aproximadamente en 150% con respecto a los años anteriores. Para mayo del 2003 las concentraciones disminuyeron sobre todo en la E-1, aumentando para septiembre hasta en un 400% (Tabla 1).

Las concentraciones para la E-3 mantuvieron uniformidad en 1996, luego aumentó entre el 2001 y 2003. En Mayo del 2003 la E-5 disminuyó hasta en un orden de magnitud. En E-4, E-6 y E-7 los niveles se redujeron en aproximadamente un 30%, como se observa en la tabla 1. La E-4 se encuentra ubicada en la parte intermedia del río Chicozapote, entre el río Tonalá y la laguna El Yucateco (Fig. 1). En esta zona, la corriente, la profundidad y el acarreo de materiales es mayor, propiciando que el depósito de metales en los sedimentos ocurra a tasas menores.

Todas las concentraciones de cadmio total en los sedimentos superficiales de los muestreos

de junio y septiembre de 1996, abril y agosto del 2001, mayo y septiembre del 2003 en las E-1, E-2, E-3, E-4, E-5 y E-7 se encuentran por arriba del valor reportado por Long *et al.* (1995) para sedimentos de áreas costeras, el cual es de $1.2 \mu\text{g g}^{-1}$. Esta concentración puede producir efectos biológicos nocivos a los organismos que habitan en la cercanía de dichos sedimentos.

Para el cadmio biodisponible de los siete muestreos realizados se registraron por debajo del valor propuesto por Long *et al.* (1995) para que haya efectos biológicos sobre los organismos, ya que el intervalo de valores va desde los no detectados hasta $1.15 \mu\text{g g}^{-1}$ (Tabla 2)

Con respecto al estudio de los núcleos sedimentarios, en el núcleo de la estación 3 se analizaron 10 perfiles correspondientes a una profundidad de 10 a 87 cm, es decir, aproximadamente de 20 a 175 años de procesos sedimentarios.

Se nota que todos los metales presentaron una concentración ascendente desde los niveles más profundos 77-87 cms. \pm 144 -175 años de antigüedad hasta los niveles más recientes de 10-20 cms de profundidad \pm 20 - 40 años de antigüedad.

El cadmio total mantuvo concentraciones uniformes con un intervalo de valores de $4.70 \mu\text{g g}^{-1}$ a $5.69 \mu\text{g g}^{-1}$ durante aproximadamente 200 años. Esto indica que su balance geoquímico se ha mantenido constante.

El núcleo 4 se ubicó en el centro de la laguna, dentro del canal de dragado. Allí se han in-

Tabla 1. Concentraciones de cadmio total ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tabasco. (Junio 1996-Septiembre 2003).

Estaciones	Jun 96	Sep 96	Jun 97	Abr 01	Ago 01	May 03	Sep 03
Efectos biológicos	1, 2		Núcleo				
1	2,62	2,81		3,00	2,96	1,36	5,46
2	1,80	-		2,95	2,89	2,68	5,52
3	1,82	1,93	5,39	2,77	2,74	2,78	2,68
4	1,86	-	4,95	3,07	2,65	0,76	1,42
5	2,12	-		2,86	2,59	0,72	2,67
6	1,84	2,48		2,61	2,51	1,80	1,03
7	1,85	-		2,81	2,67	2,15	1,19

Tabla 2. Concentraciones de cadmio biodisponible ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. (Junio 1996-Septiembre 2003).

Estaciones	Jun 96	Sep 96	Jun 97	Abr 01	Ago 01	May 03	Sep 03
Efectos biológicos	1, 2		Núcleo				
1	0,80	0,55		0,93	0,69	0,54	0,29
2	0,74	-		0,60	0,79	0,57	0,13
3	0,81	0,50	0,97	0,65	0,83	0,82	0,17
4	0,89	-	0,93	0,67	0,70	0,74	<0,02
5	1,15	-		0,67	1,05	0,64	<0,02
6	1,07	0,59		0,57	0,87	0,98	<0,02
7	0,59	-		0,74	1,05	0,91	<0,02

roducido equipos de perforación y maquinaria diversa. En consecuencia, esta es un área sumamente afectada por las actividades petroleras realizadas dentro de la laguna. En este núcleo, la secuencia sedimentaria no es uniforme y se fragmenta en dos horizontes, presentando características muy diferentes al núcleo 3.

Aquí se analizaron 9 perfiles sedimentarios que van de una profundidad de 10 cms. a una de 61 cms., con antigüedad de 20 a 120 años aproximadamente.

Presenta valores uniformes, predominando en los perfiles de las concentraciones de $5.8 \mu\text{g g}^{-1}$. La excepción corresponde al perfil ubicado en la profundidad de 28-34 cms. (56-68 años de edad). Este tuvo la menor concentración con $2.82 \mu\text{g g}^{-1}$.

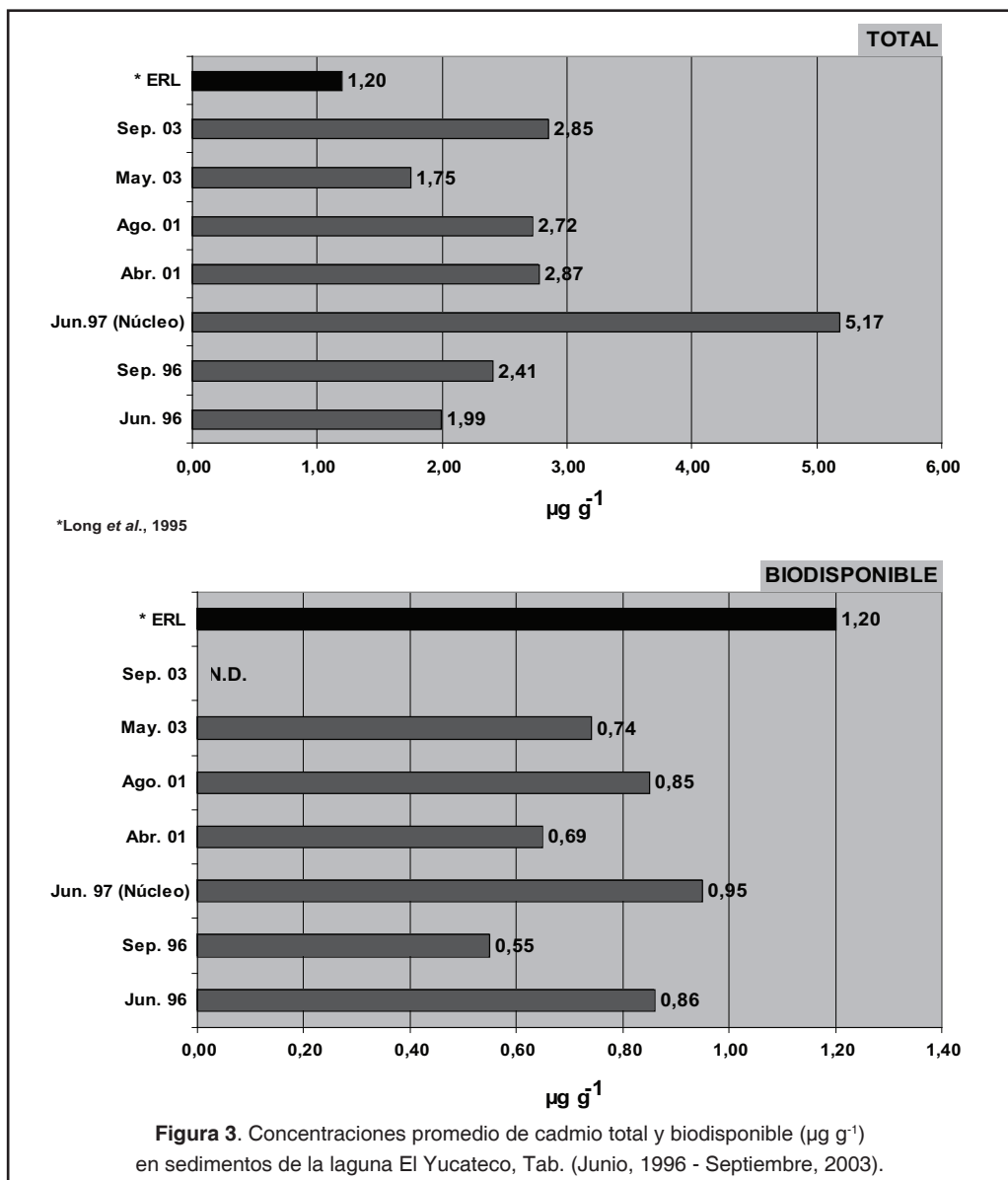
Al considerar la "concentración basal" de $4.70 \pm 5.00 \mu\text{g g}^{-1}$ para cadmio, se puede observar en los resultados de los muestreos realizados durante estos siete años, que las concentraciones han disminuido hasta en un 100% para los sedimentos superficiales, excepto para la E-1 y E-2 del muestreo de septiembre, en donde se obtuvo un valor aproximado de $5.50 \mu\text{g g}^{-1}$, es decir, dentro del intervalo detectado hace 5 años.

De los promedios generales de los siete muestreos, se observa que el nivel ha tenido variaciones de hasta un 100% en el transcurso del tiempo; los valores más altos se registraron en septiembre del 2003 ($2.85 \mu\text{g g}^{-1}$), siguiéndole abril y agosto del 2001 ($2.87 \mu\text{g g}^{-1}$ y $2.72 \mu\text{g g}^{-1}$) y luego septiembre de 1996 ($2.41 \mu\text{g g}^{-1}$). Las concentraciones bajas correspon-

dieron a mayo del 2003 ($1.75 \mu\text{g g}^{-1}$) y junio de 1996 ($1.99 \mu\text{g g}^{-1}$), disminuyendo en aproximadamente 150%. Sin embargo, hay que tomar en cuenta que el valor promedio de los núcleos 3 y 4 fue de $5.17 \mu\text{g g}^{-1}$ (Fig. 3).

Como se aprecia en la figura 3, en las siete etapas del análisis las concentraciones promedio se ubicaron por arriba del límite máximo permisible que establecen Long *et al.* (1995) para que los organismos acuáticos presenten algún efecto biológico negativo y que es de $1.2 \mu\text{g g}^{-1}$.

Hay que mencionar que el cadmio se presenta en la naturaleza en forma de CdS o CdCO_3 y que su origen en los sistemas acuáticos es de tipo litológico natural, aportado por el lixiviado de los suelos aledaños a la laguna, además de otras fuentes como: las emisiones volcánicas; o bien por fuentes antropogénicas: 1) el uso de fertilizantes que contengan este metal; 2) las baterías (se usa cerca del 70% del cadmio total); 3) el uso de pigmentos en plásticos, cerámicas y vidrios; 4) estabilizadores para PVC; 5) en ingeniería en el baño de acero, fundición de metales no ferrosos y en varios tipos de



aleaciones especializadas, 6) el fuego forestal, 7) las operaciones mineras y de fundición, 8) la combustión de madera, carbón y petróleo (Elinder, 1985; Elinder, 1992; IARC, 1993).

Cromo

Al hacer el balance de las concentraciones a lo largo de siete años de estudio, se observa que el comportamiento de este metal ha sido muy variable con el transcurso del tiempo.

En junio de 1996, las concentraciones totales fueron altas, variando de 141.46 $\mu\text{g g}^{-1}$ (E-5) a 30.05 $\mu\text{g g}^{-1}$ (E-7). Para septiembre del mismo año, los valores se mantuvieron constantes, excepto para la E-6, que disminuyó a 34.23 $\mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en abril del 2001, se siguió registrando un descenso en todas las estaciones. Para agosto del mismo año, los niveles aumentaron con respecto al anterior muestreo, aproximadamente en un 200%, ya que las concentraciones van de 52.75 $\mu\text{g g}^{-1}$ (E-7) a 108.21 $\mu\text{g g}^{-1}$ (E3) y 101.09 $\mu\text{g g}^{-1}$ (E-1).

En el muestreo de mayo del 2003 las concentraciones disminuyeron entre un 50 y 60% en las siete estaciones; sin embargo, para septiembre del mismo año las concentraciones volvieron a subir el mismo porcentaje, a excepción de la E-1 donde se cuantificó un valor significativamente bajo (12.09 $\mu\text{g g}^{-1}$) (Tabla 3).

Como se observa claramente en la tabla 3, los meses de abril del 2001 y mayo del 2003 fueron los años donde se registraron los niveles

más bajos de cromo total, respecto a los muestreos anteriores.

Hay que hacer notar que las E-1 y E-7 han registrado las concentraciones más bajas de todo el sistema, variando de 12.09 $\mu\text{g g}^{-1}$ (septiembre, 2003) y 28.74 $\mu\text{g g}^{-1}$ (mayo 2003) a 52.75 $\mu\text{g g}^{-1}$ (agosto 2001); en cambio, no hubo una constante para la concentración más alta, ya que esta ha venido fluctuando según la temporada y el año estudiado. Sin embargo, se observa cierta homogeneidad durante los meses de agosto del 2001 y septiembre del 2003 (Tabla 3). Contrario a lo que se observó en abril del 2001 y mayo del 2003, junio y septiembre de 1996, así como septiembre del 2003, estos son los meses donde se han registrado las concentraciones más altas con respecto a los otros muestreos realizados.

En lo que respecta a las concentraciones de cromo biodisponible, en junio del 1996 no se detectó en ninguna estación; para septiembre del mismo año, las tres estaciones estudiadas aumentaron hasta en un orden de magnitud, y las más altas fueron la E-1 (3.79 $\mu\text{g g}^{-1}$) y la E-6, la más baja correspondiendo a la E-3 (Tabla 4).

En abril del 2001 se registró el metal en las siete estaciones, excepto la E-3; las E-1 (1.86 $\mu\text{g g}^{-1}$) y E-6 (0.29 $\mu\text{g g}^{-1}$) disminuyeron con respecto al muestreo de septiembre de 1996. Para agosto del mismo año, las concentraciones aumentaron en las siete estaciones hasta en un 200%; la estación con la más alta concentración fue la 6 (5.34 $\mu\text{g g}^{-1}$) y la menor la E-7

Tabla 3. Concentraciones de cromo total ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. (Junio 1996-Septiembre 2003).

Estaciones	Jun 96	Sep 96	Jun 97	Abr 01	Ago 01	May 03	Sep 03
Efectos biológicos	81		Núcleo				
1	127,52	138,20		47,02	101,09	32,05	12,09
2	127,81	-		43,06	91,01	30,85	78,35
3	124,52	124,24	30,77	37,92	108,21	46,22	109,73
4	138,73	-	63,96	46,83	95,09	40,27	109,02
5	141,46	-		48,14	97,73	33,97	94,59
6	127,84	34,23		44,35	96,90	43,85	117,70
7	30,05	-		36,43	52,75	28,74	119,36

Tabla 4. Concentraciones de cromo biodisponible ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. (Junio 1996-Septiembre 2003).

Estaciones	Jun 96	Sep 96	Jun 97	Abr 01	Ago 01	May 03	Sep 03
Efectos biológicos	81		Núcleo				
1	<0.05	3,79		1,86	4,33	2,11	<0.05
2	<0.05	-		0,63	4,02	1,62	<0.05
3	<0.05	1,44	2,75	<0.05	2,65	1,22	<0.05
4	<0.05	-	7,96	0,51	2,88	0,99	<0.05
5	<0.05	-		1,45	3,74	1,61	<0.05
6	<0.05	1,83		0,29	5,34	0,86	<0.05
7	<0.05	-		1,41	3,49	0,91	<0.05

($3.49 \mu\text{g g}^{-1}$). En el muestreo de mayo del 2003, las concentraciones biodisponibles disminuyeron de un 100% a un 300% dependiendo la estación; por ejemplo en la E-6 y E-7 los valores fueron de $0.86 \mu\text{g g}^{-1}$ y $0.91 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente. Para septiembre de este mismo año, las concentraciones volvieron a disminuir, no detectándose en ninguna estación algún valor por encima del límite de detección (Tabla 4).

Con relación a los núcleos analizados, el nivel más bajo de cromo total en el núcleo 3 fue el perfil correspondiente a 144-175 años con $6.76 \mu\text{g g}^{-1}$ y con un incremento de hasta 10 veces ($67.99 \mu\text{g g}^{-1}$) en el correspondiente a 80 años de antigüedad (30-37 cms. de profundidad). De ahí disminuyó a $57.58 \mu\text{g g}^{-1}$ hace 40 años y a $47.51 \mu\text{g g}^{-1}$ hace 20 años aproximadamente. Esto corresponde a un enriquecimiento de hasta 7 veces respecto al nivel más bajo.

El cromo presenta niveles de concentración y comportamiento geoquímico fluctuante a través del tiempo y su tendencia de concentración va en aumento, sobre todo en los últimos 80 años, debido a su uso intensivo en procesos industriales.

El cromo total del núcleo 4, también mostró una clara tendencia al enriquecimiento. La concentración mínima que se detectó fue de $12.86 \mu\text{g g}^{-1}$ en el perfil más profundo (56-61 cms.) con 112 - 122 años de edad. En los perfiles más recientes se nota un incremento en la concentración, sobre todo en los estratos de 16 a 22 cms. $\pm 32 - 44$ años ($128.83 \mu\text{g g}^{-1}$) y en el de 10-16 cm donde se detectó la concentra-

ción más alta de todos los niveles analizados ($166.51 \mu\text{g g}^{-1}$).

El cromo presenta una distribución de la fracción biodisponible similar a la total, alcanzando sus valores máximos en el perfil de 30-37 cm (60 - 75 años), y disminuyó en los perfiles más recientes.

Las concentraciones más altas de cromo total y biodisponible en los perfiles por debajo de la superficie sugieren que el área lagunar estuvo más contaminada por este metal entre 20-60 años atrás y que la carga contaminante del mismo disminuyó durante la última década, mejorándose la calidad de los sedimentos. Lo anterior, debido a que sedimentos recientes más limpios se depositaron sobre los antiguos más contaminados (Crecelius *et al.*, 1985).

Este aporte de cromo tan considerable en los últimos 50 años, refleja las intensas actividades de exploración y explotación de petróleo efectuadas en las cercanías y dentro de la laguna. La concentración del metal aumentó hasta en 15 veces respecto al registro más antiguo (112 años).

La "concentración basal" para cromo en el área de estudio se encuentra entre 6.76 y $12.28 \mu\text{g g}^{-1}$.

Al promediar las concentraciones de los siete muestreos, se observa que el nivel ha ido disminuyendo en el transcurso del tiempo; el valor más alto se registro en junio de 1996 ($116.85 \mu\text{g g}^{-1}$), siguiéndole septiembre del mismo año

(98.89 $\mu\text{g g}^{-1}$); en abril del 2001 disminuyó aproximadamente en un 90% (43.3 $\mu\text{g g}^{-1}$), en cambio en agosto del 2001 aumentó a 91.8 $\mu\text{g g}^{-1}$; sin embargo, para mayo del 2003 la concentración disminuyó hasta en un 150%, volviendo a aumentar para septiembre del 2003 el 150% que había disminuido en mayo del 2003 (Fig. 4).

Como se observa en la figura 4, en mayo del 2003 y abril del 2001 las concentraciones promedio de las siete estaciones se encontraron por debajo del límite que establecen Long *et al.* (1995); mientras que junio y septiembre de 1996, así como agosto del 2001 y septiembre del 2003, se presentaron por arriba del límite para que los organismos acuáticos lleguen a presentar algún efecto (81 $\mu\text{g g}^{-1}$).

Tomando en cuenta este mismo tratamiento para el cromo biodisponible, se observa en la figura 4, que en los siete muestreos realizados, se registraron por debajo del valor que proponen Long *et al.* (1995).

Diversos trabajos señalan, que el cromo en los sedimentos de las áreas costeras presenta concentraciones de hasta 100 $\mu\text{g g}^{-1}$, las cuales van decreciendo en zonas profundas, promediando 80 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Riley y Chester, 1971). De igual manera, su presencia en cuerpos de agua, se asocia a descargas industriales, desechos de la minería, la tenería y la galvanoplastia, así como en la producción de fertilizantes, los cuales descargan sus desechos en forma de cromatos.

Hay que hacer mención que el cromo es un metal que se encuentra distribuido de manera natural en el aire, suelo y corteza terrestre. El cromo elemental Cr (0) no existe en la naturaleza. El cromo es un elemento metálico con estados de oxidación que van de Cr (II) a Cr (VI). La forma trivalente y sus sales son usualmente la forma más estable y la principal en las plantas y animales como elemento esencial. Las sales del cromo hexavalente son las menos estables y las más reactivas biológicamente y pocas veces se presenta en la naturaleza, pero este es producido a través de fuentes antropogénicas como el mineral PbCrO_4 (EPA 1984, Hurlburt y Hurlburt, 1971). El Cr (VI) soluble en los cuerpos acuáticos es persistente por largo tiempo, pero eventualmente es reducido a cro-

mo trivalente por la presencia de materia orgánica u otros agentes reductores que están presentes en el agua (Cary, 1982; EPA, 1984). El tiempo de residencia del Cr total en un cuerpo acuático es de aproximadamente 4.6 a 18 años (Schmith and Andren, 1984). Altas concentraciones de Cr en el ambiente son debidas a las emisiones industriales, como la combustión del carbón y petróleo, manufactura química del cromo, al platinado del cromo, producción de cemento, a los efluentes de descargas de basureros, industriales, de combustión de combustibles fósiles, incineración de sólidos municipales (Gianello *et al.*, 1998). La movilidad del cromo en los ambientes acuáticos depende de las características del sedimento, incluyendo las arcillas, el contenido de óxido de hierro y las cantidades presentes de materia orgánica.

Plomo

Para este elemento el comportamiento espacio-temporal ha sido muy variable. El plomo total en las siete estaciones colectadas durante septiembre de 1996 fueron las más altas registradas para esta laguna, presentando el valor más elevado para sedimentos de zonas costeras del Golfo de México con 329.24 $\mu\text{g g}^{-1}$ en la E-1. El muestreo de septiembre disminuyó a 275.71 $\mu\text{g g}^{-1}$; y para la fracción biodisponible el valor fue de 9.06 $\mu\text{g g}^{-1}$ y para septiembre del mismo año con 4.42 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Tablas 5 y 6).

En los muestreos de abril y agosto del 2001, los niveles bajaron considerablemente hasta en un 200%, aunque las E-1, E-5 y E-6 siguieron presentando las concentraciones más altas del sistema. Los datos para mayo y septiembre del 2003 son realmente significativos porque disminuyeron hasta en un orden de magnitud con relación a junio de 1996. En mayo las únicas estaciones donde se detectaron niveles fueron E-1, E-2 y E-7, y en septiembre del mismo año los valores mostraron un ligero incremento en la temporada de lluvias, registrándose concentraciones en un intervalo de 14.27 a 68.97 $\mu\text{g g}^{-1}$. (Tabla 5).

En lo que corresponde a la fracción biodisponible, durante mayo del 2003 todas las estaciones estuvieron por debajo del límite de detección (0.19 $\mu\text{g g}^{-1}$), mientras que para la época de lluvias la biodisponibilidad del plomo aumentó hasta en un orden de magnitud (Tabla 6).

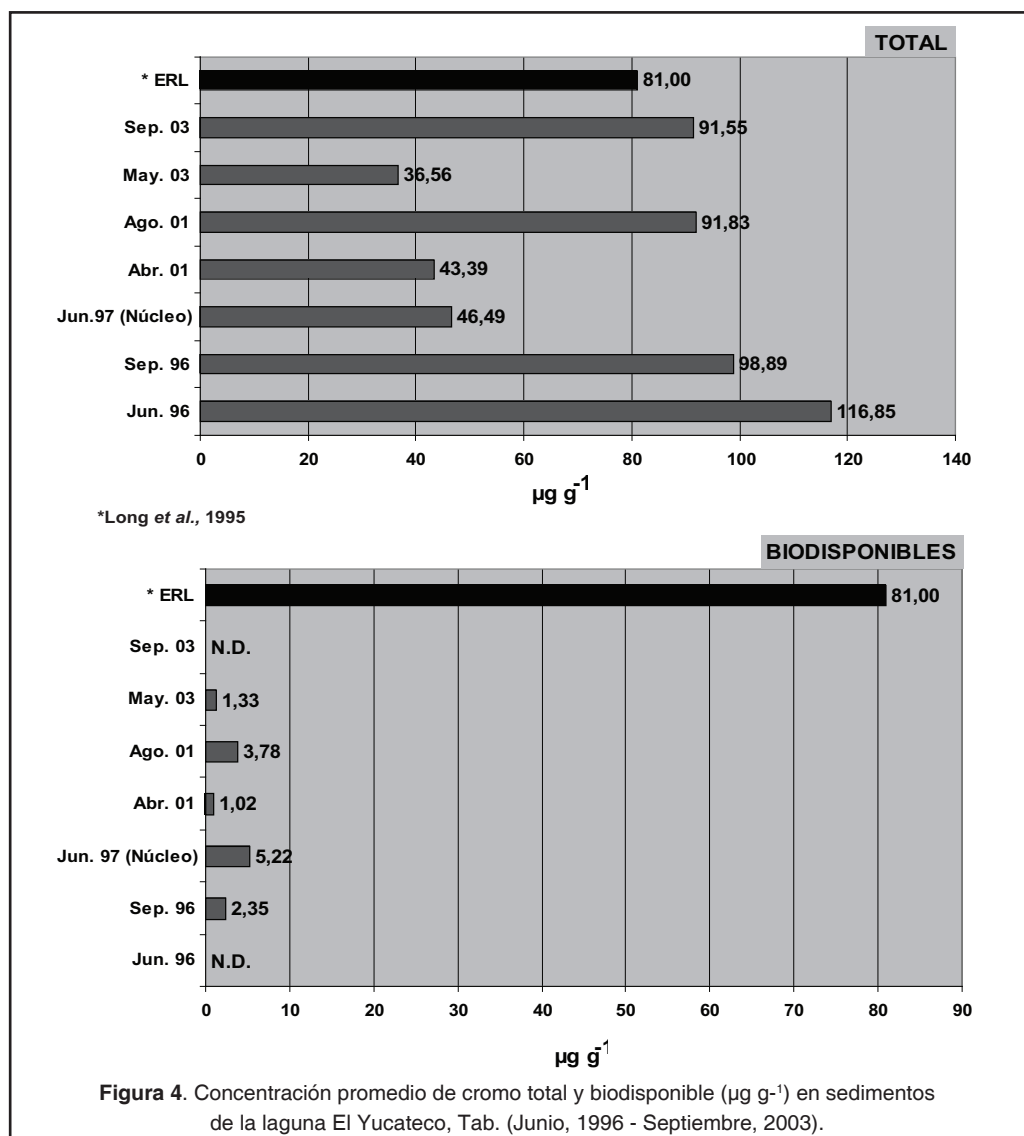


Figura 4. Concentración promedio de cromo total y biodisponible ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. (Junio, 1996 - Septiembre, 2003).

El análisis de los núcleos, reveló los niveles basales de plomo alrededor de $23.4 \mu\text{g g}^{-1}$ de sedimento (base seca), en un estrato de entre 144 y 175 años. Dicha concentración se vio incrementada 6 veces entre 20 y 40 años antes de realizado el estudio, reflejando el gran aporte al sistema lagunar, como producto de las actividades humanas desarrolladas en la región durante esa época, como se señaló con anterioridad.

En cuanto a los análisis del núcleo 3, de las regiones de desembocadura del río Chicozapote y centro de la laguna, reveló los niveles basales el plomo total de $23.44 \mu\text{g g}^{-1}$ en el perfil de 77 a 87 cms de profundidad ($\pm 144-175$ años) y de

$123.29 \mu\text{g g}^{-1}$ en el perfil que corresponde a los 20-40 años de antigüedad.

En la figura 5 se muestra claramente como los niveles de plomo han ido decreciendo con el paso del tiempo. De junio y septiembre de 1996 donde se detectaron concentraciones promedio altas ($122.10 \mu\text{g g}^{-1}$ y $139.60 \mu\text{g g}^{-1}$), para abril y agosto del 2001 se encontraron valores de $84.30 \mu\text{g g}^{-1}$ y $71.70 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente. El valor promedio del núcleo se encuentra entre las concentraciones obtenidas en el 2001 con $72.82 \mu\text{g g}^{-1}$, y para mayo y septiembre del 2003 las concentraciones disminuyeron considerablemente hasta en un orden de magnitud con respecto al año de 1996.

Tabla 5. Concentraciones de plomo total ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. (Junio 1996-Septiembre 2003).

Estaciones	Jun 96	Sep 96	Jun 97	Abr 01	Ago 01	May 03	Sep 03
Efectos biológicos	81		Núcleo				
1	329,24	275,71		103,85	92,32	25,33	38,91
2	43,87	-		57,19	58,23	23,67	68,97
3	87,67	23,48	66,82	74,24	45,25	<0.19	14,27
4	98,65	-	80,32	46,72	70,15	<0.19	15,19
5	109,81	-		101,46	91,62	<0.19	40,87
6	121,85	19,69		126,21	112,65	<0.19	29,48
7	63,61	-		80,14	31,97	26,05	17,41

Tabla 6. Concentraciones de plomo biodisponible ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. (Junio 1996-Septiembre 2003).

Estaciones	Jun 96	Sep 96	Jun 97	Abr 01	Ago 01	May 03	Sep 03
Efectos biológicos	46.7		Núcleo				
1	9,06	4,42		9,70	9,87	<0.19	3,86
2	6,69	-		8,65	3,78	<0.19	3,55
3	6,75	3,23-	7,25	6,21	3,36	<0.19	5,49
4	6,54	-	8,93	4,65	2,94	<0.19	0,76
5	7,07	-		7,61	2,73	<0.19	2,00
6	7,34	5,43		6,54	0,63	<0.19	5,09
7	5,14	-		4,82	-	<0.19	3,68

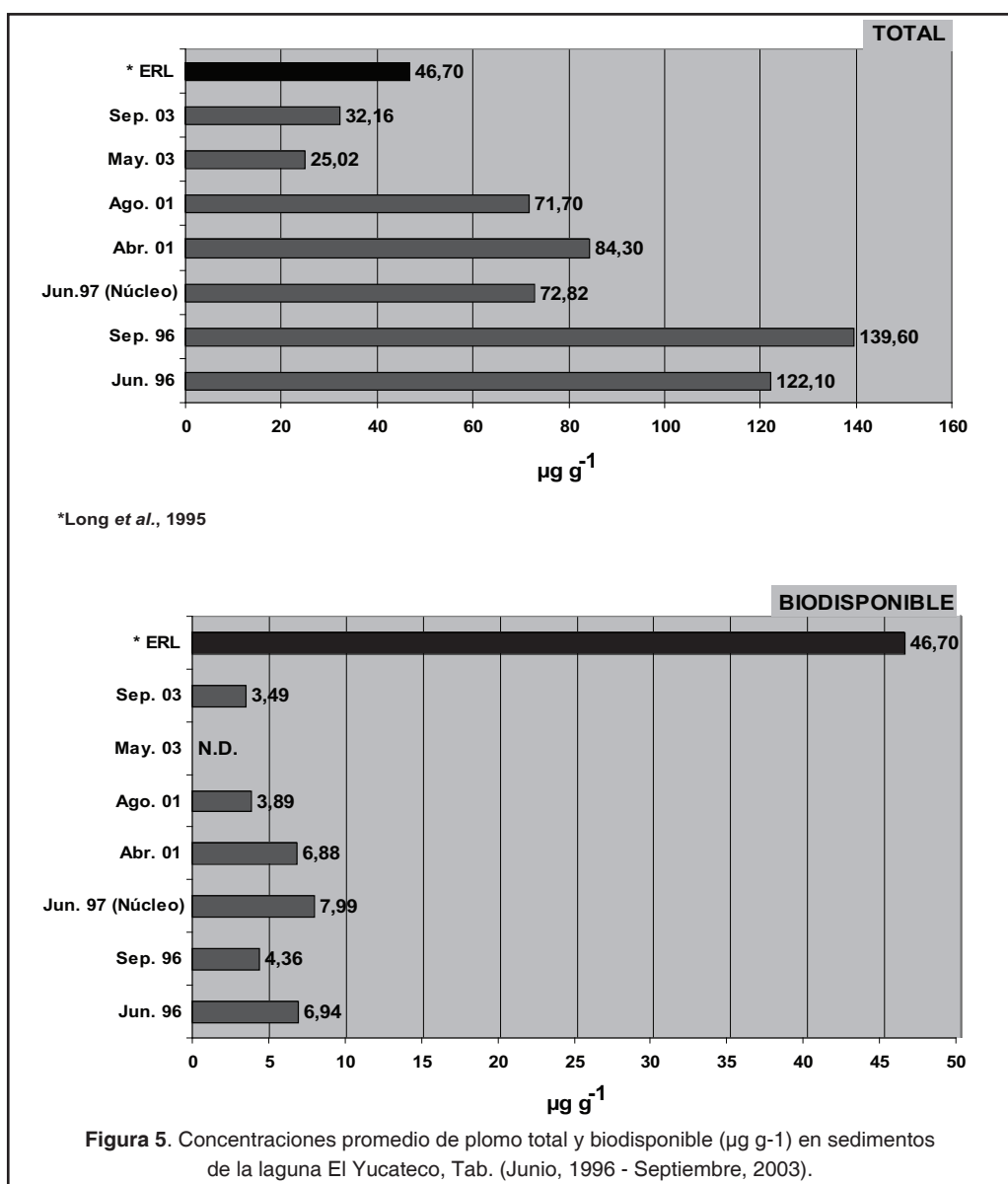
Como se observa en la figura 5, el plomo biodisponible promedio de los siete muestreos se encuentran por debajo hasta en un orden de magnitud del límite establecido por Long *et al.* (1995). En mayo del 2003 las concentraciones promedio se encontraron por debajo del límite de detección y por lo tanto, del valor establecido por Long *et al.* (1995) en los sedimentos y para que los organismos puedan a llegar a presentar algún efecto y que es de $46.7 \mu\text{g g}^{-1}$.

Níquel

El níquel, al igual que otros elementos metálicos como el vanadio, cromo y el plomo, se le relaciona con la industria del petróleo, particularmente con los efluentes provenientes de los procesos de refinación de crudos, así como

de la industria productora de fertilizantes, de la industria del transporte y fundidoras (Wittman, 1979); por lo tanto, sus fuentes de aporte a los sistemas costeros son variadas.

Los resultados del análisis de los sedimentos en el mes de septiembre del 2003 mostró un ligero incremento en la concentración promedio total, equivalente a un 26.7%, respecto de la observada en junio de 1996, y registrándose finalmente un valor de $58.38 \mu\text{g g}^{-1}$ (Fig. 6). Se puede apreciar que las fluctuaciones han sido ligeras desde 1996 a septiembre del 2003, con una tendencia a la baja en algunos sitios, como las E-1 ($33.14 \mu\text{g g}^{-1}$), E-2 ($28.76 \mu\text{g g}^{-1}$) y E-6 ($49.36 \mu\text{g g}^{-1}$). Las estaciones donde se observó una variación más significativa son las E-1, E-3, E-6 y E-7 (Tabla 7).

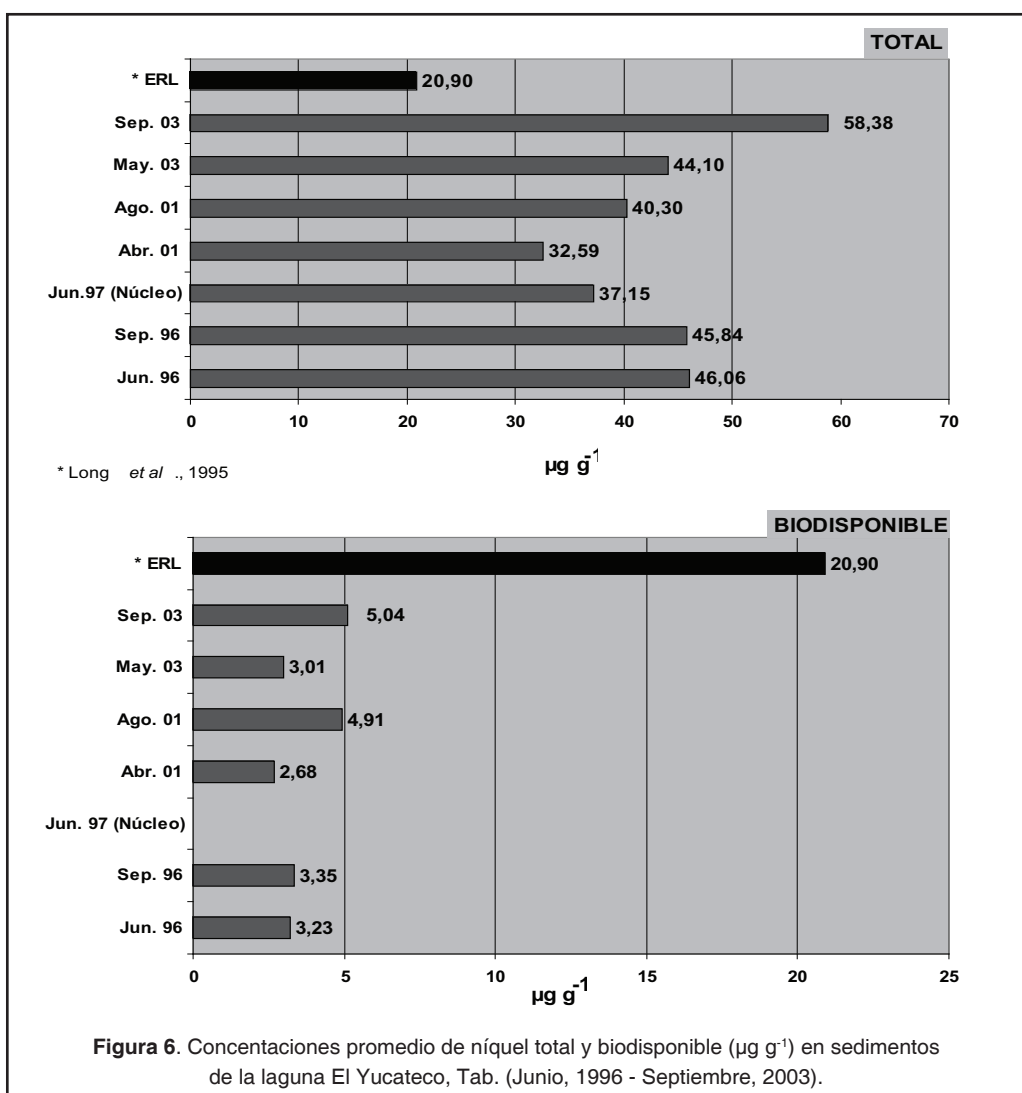


La concentración general promedio de níquel total en sedimentos de la laguna El Yucateco durante los siete años de estudio (1996-2003) fue de $44.61 \pm 5.38 \mu\text{g g}^{-1}$.

Las concentraciones de níquel biodisponible en las 7 estaciones entre junio de 1996 y mayo del 2003 promedió un valor de $3.71 \mu\text{g g}^{-1}$, es decir, solo el 8.3% del metal total detectado en los sedimentos analizados. Para el muestreo de septiembre del 2003, las estaciones que mostraron la mayor concentración de la fracción biodisponible fueron la E-1, E-3, E-4 y E-

5, mientras que la E-6 mostró la concentración más baja (Tabla 8).

El incremento y disminución del níquel biodisponible, mostraron un comportamiento variable como el señalado para el caso del níquel total (Tabla 7), y en algunas ocasiones la variabilidad observada no permite una apreciación clara en la tendencia. Estas diferencias son producto de los incrementos ligeros de níquel total y biodisponible durante las dos últimas temporadas de lluvias (agosto 2001 y septiembre 2003), lo que indica una influencia importante



de las condiciones climáticas, en la movilización de níquel en la laguna, pero sin producir un efecto considerable, de manera global, en los últimos años.

El níquel total en el núcleo 3 presentó la concentración más baja (< 0.10 µg g⁻¹) en el perfil más profundo (77-87 cm) de 144 a 175 años de antigüedad y la más alta (50.45 µg g⁻¹) en el perfil de 20-30 cm (40 - 60 años). De este metal las concentraciones medibles más bajas se obtuvieron para el nivel basal y por lo tanto, su enriquecimiento en 100 años ha sido de tres veces el nivel basal.

El níquel del núcleo 4 mostró valores uniformes de concentración (45.08 a 55.31 µg g⁻¹), excepto en los niveles más profundos y antiguos donde la concentración mínima fue de 2.99 µg g⁻¹.

De manera general, se registra un comportamiento de níquel estable entre 1996 y 2003, fluctuando alrededor de los 32.6 µg g⁻¹ a los 58.38 µg g⁻¹ (Fig. 6), valor que se encuentra dentro o por debajo de los intervalos anteriormente reportados en diversas regiones del Golfo de México. Esta presencia normalmente es atribuible a la adsorción y/o coprecipita-

Tabla 7. Concentraciones de níquel total ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. (Junio 1996-Septiembre 2003).

Estaciones	Jun 96	Sep 96	Jun 97	Abr 01	Ago 01	May 03	Sep 03
Efectos biológicos	81		Núcleo				
1	53,93	79,00		30,21	51,20	41,02	33,14
2	42,43	-		44,76	40,89	50,68	28,76
3	52,85	52,64	31,06	31,97	47,35	14,58	73,50
4	56,23	-	43,23	38,99	42,83	49,24	77,80
5	57,65	-		42,07	41,00	54,15	76,49
6	52,24	5,88		6,98	34,28	43,90	49,36
7	7,07	-		33,15	24,52	54,75	69,59

Tabla 8. Concentraciones de níquel biodisponible ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. (Junio 1996-Septiembre 2003).

Estaciones	Jun 96	Sep 96	Jun 97	Abr 01	Ago 01	May 03	Sep 03
Efectos biológicos	20.9		Núcleo				
1	4,11	4,16		3,39	3,09	2,63	11,71
2	2,94	-		3,40	4,12	2,52	2,74
3	4,13	4,03	ND	1,81	6,98	1,04	7,01
4	2,82	-	ND	2,85	6,01	3,63	4,39
5	3,31	-		2,61	5,58	2,29	4,14
6	3,06	1,85		1,65	5,16	4,99	2,11
7	2,21	-		3,08	3,46	3,97	3,16

ción con partículas sólidas finas, como el caso de arcillas, o bien, como se mencionó anteriormente, por la interacción con hidróxidos de hierro y óxidos de manganeso, así como por la formación de complejos con compuestos naturales orgánicos (Snodgrass, 1980).

Otro aspecto importante a resaltar, es que las concentraciones determinadas en las diversas estaciones a lo largo de los siete años, han permanecido inferiores al límite establecido para producir efectos biológicamente adversos (ERL, Long *et al.*, 1995), tal y como se aprecia en la figura 6 y sólo representa el 8.3% de la fracción de níquel total promedio. Esto indica la existencia de un menor riesgo a la exposición de níquel por parte de los organismos que habitan la laguna.

Por lo tanto, se permite deducir que las aportaciones de níquel a este sistema lagunar han permanecido sin cambios considerables, y aparentemente las zonas con cierto nivel de variación son aquellas sujetas a una mayor influencia de las corrientes o movimientos de agua, como se observa para las estaciones E-1 y E-6, las cuales se encuentran ubicadas precisamente en la desembocadura del principal afluente que alimenta la laguna (río Chicozapote, E-1, Mapa 1), o bien en el canal regulador o de descarga, propia continuación del mismo río (E-6). Esto es apoyado mediante el análisis espacial para septiembre del 2003, donde se aprecia que es justamente la zona Norte y Centro de la laguna, donde se detectaron las mayores concentraciones de níquel total en sedimentos, oscilando entre los 33 y 78 $\mu\text{g g}^{-1}$, y dejando a la

zona Este (E-2) como la que menos acumulación de níquel ha desarrollado durante la temporada.

De lo anterior, se deduce que las aportaciones de níquel a este sistema lagunar han permanecido sin cambios, y aparentemente las zonas con cierto nivel de variación son aquellas sujetas a una mayor influencia de las corrientes o movimientos de agua.

Vanadio

Las concentraciones de vanadio total detectadas presentaron una amplia variación en función del tiempo. Así, en junio de 1996 fue $43.99 \mu\text{g g}^{-1}$ (E-1) a $205.32 \mu\text{g g}^{-1}$ (E-7), para septiembre del mismo año las concentraciones aumentaron hasta en un orden de magnitud con $117.71 \mu\text{g g}^{-1}$ (E-1) y $192.05 \mu\text{g g}^{-1}$ (E-3), y para mayo y septiembre del 2003 los niveles disminuyeron aproximadamente un 200%, y se mantuvieron muy estables en las siete estaciones analizadas (Tabla 9).

Las concentraciones más altas de vanadio total durante mayo del 2003 presentaron valores de 24.80 (E-1) a $42.87 \mu\text{g g}^{-1}$ (E-7) durante la temporada de secas y de 35.16 (E-1) a $97.08 \mu\text{g g}^{-1}$ (E-7) para la de lluvias, registrándose, así un incremento de casi el doble en la concentración promedio.

La fracción biodisponible detectada durante mayo del 2003 ($2.5 \mu\text{g g}^{-1}$) se incremento al tri-

ple para septiembre del 2003, llegándose a registrar concentraciones por encima de los $10 \mu\text{g g}^{-1}$ en las estaciones localizadas al Norte de la laguna (Fig.1). Y las estaciones E-5, E-6 y E-7 donde la concentración detectada aumento hasta en un orden de magnitud a la observada en mayo del 2003 (Tabla 10).

El comportamiento del vanadio a través del tiempo se observa claramente en la figura 7. En el 2003 las concentraciones promedio disminuyeron una orden de magnitud con respecto a 1996 o el 35% respecto de las concentraciones obtenidas en ambas temporadas para 1996. Por lo que, el análisis de la distribución espacial en los sedimentos muestra la zona Norte-noroeste como la que posee la mayor concentración tanto totales como biodisponibles, dejando la zona del Sur-oeste y Este como las de menor concentración (Fig. 1).

Es probable que las corrientes y la dinámica generadas durante la temporada de lluvias, en conjunto con las características ligeramente alcalinas, favorecieran este incremento en la biodisponibilidad del metal, principalmente en la zona Norte de la laguna, ya que se sabe que a mayor pH se promueva la solubilidad del vanadio (Crans *et al.*, 1998). Lo que resalta de este estudio, es la tendencia en la recuperación del sistema lagunar, al registrarse un decremento en la presencia de vanadio en sedimentos de prácticamente del 65%, entre 1996 y 2003.

Tabla 9. Concentraciones de vanadio total ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. (Junio 1996-Septiembre 2003).

Estaciones	Jun 96	Sep 96	May 03	Sep 03
1	43,99	117,71	24,80	35,16
2	55,61	-	26,04	46,30
3	39,84	192,05	35,63	59,90
4	109,56	-	39,15	58,50
5	117,62	-	39,80	69,93
6	175,84	183,82	35,02	54,48
7	205,32	-	42,87	97,08

Tabla 10. Concentraciones de vanadio biodisponible ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. (Junio 1996-Septiembre 2003).

Estaciones	Jun 96	Sep 96	May 03	Sep 03
1	<2,11	<2,11	1,75	2,48
2	<2,11	-	1,75	3,75
3	<2,11	<2,11	2,25	6,25
4	<2,11	-	2,25	7,47
5	<2,11	-	2,50	10,25
6	<2,11	<2,11	2,75	12,74
7	<2,11	-	2,75	14,50

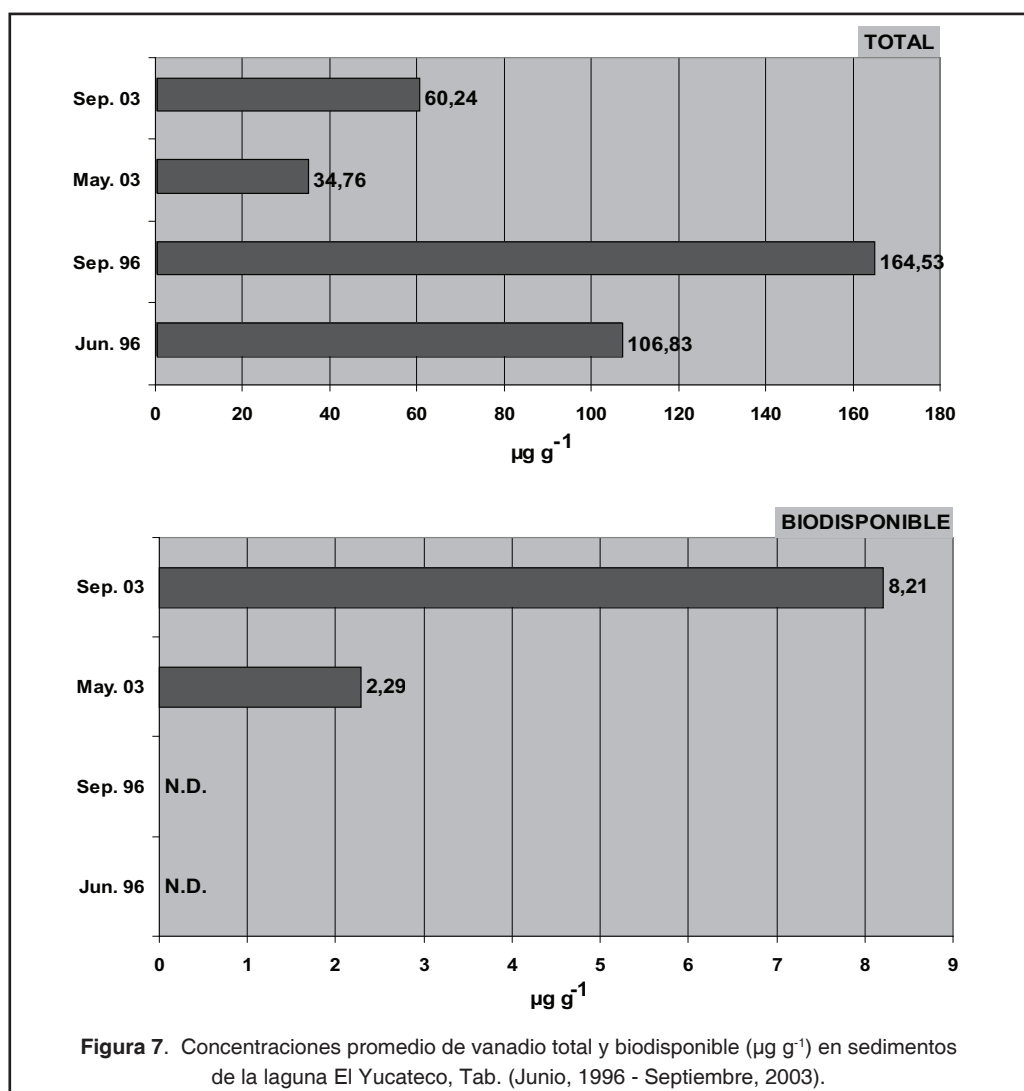


Figura 7. Concentraciones promedio de vanadio total y biodisponible (µg g⁻¹) en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. (Junio, 1996 - Septiembre, 2003).

ORGANISMOS

Se reportan los análisis de los tejidos musculares (peso seco) de doce diferentes especies (11 peces y 1 crustáceo), representadas por veinticinco individuos, los cuales fueron colectados a lo largo de 11 estaciones de muestreo entre junio de 1997 y septiembre del 2003 (Fig. 2 y Tabla 11).

Cadmio

En la tabla 11 se presentan los resultados del cadmio en los organismos y dos épocas estudiadas. Se observa claramente que las especies reportadas para junio de 1997, el

cadmio se presentó en concentraciones altas en las cinco especies, principalmente en la jai-ba *Callinectes rathburnae* colectada del Pozo 85 (0.71 µg g⁻¹), en la mojarra prieta *Cichlasoma friedrichsthalii* (0.61 µg g⁻¹) y en el sábalo *Megalops atlanticus* colectado en el pozo 89 (0.43 µg g⁻¹). La mojarra castarrica *Cichlasoma bifasciatum* (0.36 µg g⁻¹) y la mojarra *Cichlasoma urophthalmus* (0.39 µg g⁻¹) fueron los que presentaron las concentraciones más bajas. Los cinco ejemplares bioconcentraron cadmio por arriba del límite máximo permisible para consumo de alimentos acuáticos que es de 0.20 µg g⁻¹ (Nauen, 1983).

Tabla 11. Concentraciones de metales en tejido muscular ($\mu\text{g g}^{-1}$, peso seco) de organismos acuáticos de la laguna El Yucateco. Tab.

Est.	Lugar de Colecta	Especie	Nombre Común	Cd	Cr	Pb	Ni	V
Junio, 1997								
		<i>Cichlasoma friedrichsthal</i>	Mojarra prieta	0,61	1,24	15,68	4,99	<2.11
	Pozo 89	<i>Megalops atlanticus</i>	Sábalo	0,43	1,03	10,06	4,10	<2.11
	Pozo 33	<i>Cichlasoma bifasciatum</i>	Mojarra castarrica	0,36	2,10	5,29	4,57	<2.11
		<i>Cichlasoma urophthalmus</i>	Mojarra	0,39	0,16	8,89	5,74	<2.11
	Pozo 85	<i>Callinectes rathburnae</i>	Jaiba	0,71	1,26	12,13	8,75	<2.11
Septiembre, 2003								
1	Río Chicozapote Pozo No. 15	<i>Cichlasoma octofasciatum</i>	Mojarra Castarrica	4,30	0,57	5,06	1,50	N.D.
2	La bocana de la laguna, por el muelle (la central)	<i>Centropomus pectinatus</i>	Robalo	4,22	0,52	5,11	1,22	3,98
2	La bocana de la laguna, por el muelle (la central)	<i>Mugil curema</i>	Liseta	0,51	<0.05	0,83	0,36	N.D.
3	Orilla del quemador de barcaza No. 1	<i>Cichlasoma octofasciatum</i>	Mojarra castarrica	0,43	<0.05	4,27	1,11	3,63
4	Costa de la laguna, Bat. No. 3	<i>Centropomus pectinatus</i>	Robalo	2,52	<0.05	1,75	0,27	5,47
4	Costa de la laguna, Bat. No. 3	<i>Eugerres plumieri</i>	Mojarra blanca	2,86	<0.05	0,37	0,27	7,99
4	Costa de la laguna, Bat.No. 3	<i>Caranx latus</i>	Jurel	2,68	<0.05	3,14	0,83	9,70
4	Costa de la laguna, Bat.No. 3	<i>Mugil curema</i>	Liseta	2,79	<0.05	3,94	0,46	3,49
5	Costa de la laguna, Bat.No. 4	<i>Centropomus pectinatus</i>	Robalo	1,91	<0.05	4,34	0,83	6,68
5	Costa de la laguna, Bat. No. 4	<i>Eugerres plumieri</i>	Mojarra blanca	2,00	0,07	4,82	1,03	9,00
5	Costa de la laguna, Bat. No. 4	<i>Pomadasys sp</i>	Ronco	2,01	<0.05	<0.19	1,12	7,00
5	Costa de la laguna, Bat.No. 4	<i>Caranx latus</i>	Jurel	0,85	<0.05	<0.19	1,49	2,73
6	Centro de la laguna	<i>Callinectes similis</i>	Jaiba azul	2,50	0,46	7,68	2,45	6,99
7	Entrada río Chicozapote, Pozo No. 6	<i>Centropomus pectinatus</i>	Robalo	0,67	<0.05	1,36	<0-1	0,91
7	Entrada río Chicozapote, Pozo No.	<i>Eugerres plumieri</i>	Mojarra blanca	1,03	<0.05	2,7	<0-1	N.D.
8	Desembocadura río Chicozapote	<i>Centropomus pectinatus</i>	Robalo	0,33	<0.05	<0.19	0,46	1,37
8	Desembocadura río Chicozapote	<i>Callinectes similis</i>	Jaiba azul	0,71	<0.05	<0.19	0,22	N.D.
9	Canal del Pozo No. 105	<i>Cichlasmoma octofasciatum</i>	Mojarra castarrica	0,62	<0.05	<0.19	<0-1	N.D.
10	Canal del torno rumbo a 3 pozos, Pozo No. 128	<i>Cichlasmoma octofasciatum</i>	Mojarra castarrica	0,49	<0.05	1,89	0,23	2,3
11	Canal del tramo rumbo a 3 pozos	<i>Cichlasmoma octofasciatum</i>	Mojarra castarrica	0,63	<0.05	0,3	1,91	N.D.
L.M.P.C.A.*				0,20	1,00	2,50	N.E.	N.E.

* Límite máximo permisible para consumo de alimentos acuáticos (Nauen, 1983). N.E.= No existe regulación

En una segunda etapa, el cadmio se detectó en 20 individuos, en concentraciones que variaron de $0.33 \mu\text{g g}^{-1}$ (*Centropomus pectinatus*) de la E-8 ubicada en la desembocadura del río Chicozapote a $4.30 \mu\text{g g}^{-1}$ (*Cichlasoma octofasciatum*) de la E-1, localizada en el pozo número 15 del río Chicozapote.

En cada uno de los cinco individuos de *Centropomus pectinatus* la variación fue de $0.33 \mu\text{g g}^{-1}$ (E-8), hasta $4.22 \mu\text{g g}^{-1}$ (E-2), $2.52 \mu\text{g g}^{-1}$ (E-4) y $1.91 \mu\text{g g}^{-1}$ (E-5). Como se observa, la variabilidad en las concentraciones de cadmio es significativa para esta especie.

Las especies *Eugerres plumieri* de la E-4 ($2.86 \mu\text{g g}^{-1}$) y E-5 ($2.00 \mu\text{g g}^{-1}$) presentaron niveles muy similares. La jaiba *Callinectes similis* de la E-6, ubicada en el centro de la laguna, obtuvo el valor de $2.50 \mu\text{g g}^{-1}$; la jaiba colectada en la E-8 presentó una menor concentración ($0.71 \mu\text{g g}^{-1}$), sobrepasando hasta en un orden de magnitud al límite máximo permisible para consumo de alimentos, el cual es de $0.20 \mu\text{g g}^{-1}$ (Nauen, 1983) (Tabla 11). Es obvio, que estas concentraciones están en estrecha relación con los niveles de cadmio encontrados en los sedimentos del cuerpo de agua principal.

Cabe resaltar que es muy significativo que dentro de una misma especie las concentraciones de cadmio varían hasta en un orden de magnitud, dependiendo de la estación de colecta; por ejemplo, se puede mencionar a la especie *Cichlasoma octofasciatum* de la E-1 ($4.20 \mu\text{g g}^{-1}$) y E-11 ($0.63 \mu\text{g g}^{-1}$). A pesar de esta variación, se siguen manteniendo niveles altos hasta en un 100% con respecto al límite máximo permisible para consumo de alimentos, y que es de $0.20 \mu\text{g g}^{-1}$ (Nauen, 1983) (Tabla 11).

Al comparar las concentraciones señaladas en este estudio, con reportes de estudios anteriores del estado de Tabasco; se distingue que el langostino *Macrobrachium carcinus* ($2.73 \mu\text{g g}^{-1}$) analizado para el río González (1998) registró concentraciones semejantes a las reportadas para crustáceos de esta laguna. En cambio cuando se relacionan las concentraciones detectadas en las especies de este estudio, con los peces colectados en 1997, se observa que los valores han aumentado en un orden de magnitud; por ejemplo, la jaiba azul *Callinectes*

similis ($2.50 \mu\text{g g}^{-1}$) con respecto a la jaiba *Callinectes rathburnae* ($0.71 \mu\text{g g}^{-1}$).

Las altas concentraciones de cadmio en los músculos de los organismos analizados pueden deberse básicamente al pH y al contenido de materia orgánica de la laguna, habiendo una relación directa entre las altas concentraciones detectadas en los sedimentos de la laguna; ocasionando que haya una bioconcentración en los organismos en el sistema lagunar.

Plomo

Los organismos que bioconcentraron más el plomo fueron las mojarra prieta (*Cichlasoma friedrichsthalii*) con $15.68 \mu\text{g g}^{-1}$, la jaiba (*Callinectes rathburnae*) con $12.13 \mu\text{g g}^{-1}$, el sábalo (*Megalops atlanticus*) con $10.06 \mu\text{g g}^{-1}$ y la mojarra (*Cichlasoma urophthalmus*) con $8.89 \mu\text{g g}^{-1}$; y la mojarra castarrica (*Cichlasoma bifasciatum*) acumuló la menor cantidad en el músculo, $5.29 \mu\text{g g}^{-1}$. Estas especies a su vez registraron concentraciones superiores al límite máximo permisible para el consumo humano de alimentos acuáticos, que es de $2.50 \mu\text{g g}^{-1}$ (Nauen, 1983).

La concentración más alta de plomo se registró en el tejido de *Callinectes similis*, proveniente de la E-6, con un valor de $7.68 \mu\text{g g}^{-1}$. Esta concentración es tres veces mayor al límite máximo permisible para el consumo humano ($2.50 \mu\text{g g}^{-1}$, Nauen, 1983).

Cuando observamos los niveles de plomo en los organismos colectados en septiembre del 2003, la variabilidad en las concentraciones detectadas de las seis especies de peces y de la jaiba azul *Callinectes similis* es evidente; ya que fluctúan desde los no detectados para el pez *Pomadasys sp.* y de *Eugerres plumieri* con $0.37 \mu\text{g g}^{-1}$ de la E-5, hasta la mojarra *Cichlasoma octofasciatum* de la E-1 con $5.06 \mu\text{g g}^{-1}$ y el robalito *Centropomus pectinatus* de la E-2 con $5.11 \mu\text{g g}^{-1}$. Hay que hacer notar que esta última especie presenta cierta diferencia en su concentración dependiendo de la estación en que se capturo, ya que varío de $5.11 \mu\text{g g}^{-1}$ (E-2), $1.75 \mu\text{g g}^{-1}$ (E-4) y $4.34 \mu\text{g g}^{-1}$ (E-5). También la especie *Eugerres plumieri* mostró diferencias, tanto en la E-4 ($0.37 \mu\text{g g}^{-1}$) y E-5

(4.82 $\mu\text{g g}^{-1}$) (Tabla 11). Es muy probable que la selectividad en la dieta, así como la edad y tamaño de los diferentes peces, estén participando en esta variabilidad.

Los organismos que sobrepasaron el límite máximo permisible para consumo de alimentos acuáticos que es 2.50 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Nauen, 1983) fueron *Cichlasoma octofasciatum* de la E-1 correspondiente al río Chicozapote pozo N° 15, los *Centropomus pectinatus* de las E-2, E-5, así como *Eugerres plumieri* de la E-5, y ligeramente por arriba del límite mencionado las especies *Caranx latus* de la E-4, *Mugil curema* E-4. La jaiba azul *Callinectes similis* rebasa este límite en un 300% (Tabla 11). Es decir, que solamente 9 de las 20 muestras de organismos, mostraron niveles por encima del límite para consumo humano, por lo que es importante mantener un monitoreo tanto de estos organismos, como de otras comunidades expuestas a la bioacumulación de estos contaminantes en la región.

Cromo

Las concentraciones detectadas durante septiembre del 2003 en los tejidos musculares de los peces y del crustáceo *Callinectes similis* (0.46 $\mu\text{g g}^{-1}$) fueron encontrándose por debajo del límite de detección (0.05 $\mu\text{g g}^{-1}$) como el *Centropomus pectinatus* de la E-4 y E-5, *Caranx latus* y *Mugil curema* ambos de la E-4, y el *Pomadasys sp.* E-5, hasta 0.57 $\mu\text{g g}^{-1}$ de *Cichlasoma octofasciatum* (E-1), las cuatro especies restantes presentaron concentraciones por debajo de 0.52 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Tabla 11).

Hay que hacer notar que las siete especies analizadas durante esta época se encuentran por debajo del límite máximo permisible para consumo de alimentos acuáticos que es de 1.00 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Nauen, 1983). Esto puede deberse, primero: a que los organismos no toman del medio el cromo que potencialmente pudiera estar disponible, y segundo: a pesar de las concentraciones de cromo total, su biodisponibilidad fue muy baja debido a la geoquímica del metal y a las condiciones de la laguna.

Cuando se comparan los niveles detectados en septiembre del 2003 con las especies colec-

tadas para esta misma laguna en las siguientes especies *Cichlasoma friedrichsthalii* (1.24 $\mu\text{g g}^{-1}$), *Cichlasoma bifasciatum* (2.10 $\mu\text{g g}^{-1}$) y la jaiba *Callinectes rathburnae* (1.26 $\mu\text{g g}^{-1}$); así como para *Cichlasoma synspilus* (4.02 $\mu\text{g g}^{-1}$), y *Cyprinus carpio* (3.89 $\mu\text{g g}^{-1}$) de la laguna Limón en Chiapas, se observa que los niveles han decrecido hasta en un orden de magnitud.

Algunos valores de cromo reportados en osiciones, mejillones, almejas y moluscos varían de <0.1 a 6.8 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Byrne y DeLeon, 1986; Ramelow *et al.*, 1989). En peces colectados en 167 lagos en el Noreste de los Estados Unidos, se encontraron concentraciones de 0.03-1.46 $\mu\text{g g}^{-1}$ con una media de 0.19 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Yearley *et al.*, 1998). Es decir, las concentraciones observadas en peces de la laguna El Yucateco se encuentran dentro de lo esperado, probablemente como resultado de la baja biodisponibilidad del cromo.

Este decremento en la biodisponibilidad es atribuido a la baja disponibilidad de las formas libres de este metal, ocasionado por los complejos que forman con los ácidos húmicos presentes en el agua. Debido a lo anterior, el cromo no sufre una magnificación a través la cadena alimenticia (Ramelow *et al.*, 1989).

Esto último parece apoyarse en los resultados de los metales encontrados en los sedimentos. Se conoce que una de las formas de toxicidad de los metales en los organismos se refleja en la inhibición de los sistemas enzimáticos que están encargados de acoplar las reacciones bioquímicas y fisiológicas de importancia vital.

Níquel

El níquel a diferencia del plomo, es considerado como un elemento esencial para los seres vivos, por lo que los procesos biogeoquímicos asociados con su permanencia en el ambiente, permiten la biodisponibilidad del metal, tanto en ambientes terrestres y acuáticos, y los cuales se ven potenciados por las capacidades mismas de los organismos para su incorporación.

Los análisis en el tejido muscular de los peces y jaiba, mostraron la presencia de níquel en todas las especies colectadas, excepto de las

estaciones E-7 y E-9 registrándose por debajo del límite de detección y como se observa claramente en la tabla 11 el comportamiento del níquel en las dos etapas de muestreo fue muy significativo, ya que para junio de 1997 los niveles son de los más altos registrados, los valores van de 4 y 6 $\mu\text{g g}^{-1}$ para las cuatro especies de peces y de 8.75 $\mu\text{g g}^{-1}$ para la jaiba *Callinectes rathburnae*.

Mientras que los niveles del muestreo de septiembre del 2003 disminuyeron considerablemente. La concentración más alta en esta época se registró en *Callinectes similis* (2.45 $\mu\text{g g}^{-1}$) con un valor muy similar o ligeramente inferior al reportado en otras especies de decápodos, particularmente de cangrejos del género *Cancer spp.* y *Carcinus spp.* (Prosi, 1979). Los sitios de mayor acumulación de metales en decápodos es el hepatopáncreas o glándula digestiva, y las rutas principales de adquisición son la asimilación digestiva y la absorción por branquias (Rainbow, 1990, 1995). Particularmente, esta jaiba muestra hábitos alimenticios de tipo detritívoros, carnívoros o carroñeros (FAO, 1978), sugiriendo la ingesta como la principal ruta de adquisición.

El intervalo de las concentraciones en peces fue de 0.23 a 1.91 $\mu\text{g g}^{-1}$, y en las jaibas fueron de 0.22 (E-8) y 2.45 (E-6) $\mu\text{g g}^{-1}$. Debido a la falta de un límite máximo permisible para consumo de níquel, no es posible determinar un posible riesgo en la ingesta de este metal en los recursos pesqueros presentes en el sistema lagunar. Sin embargo, se resalta el hecho de que el níquel se encuentra dentro de los elementos traza esenciales (U.S. Department of Health and Human Services, 1997), y por ende, sujeto a regulación biológica.

Estos valores se encuentran por debajo de los reportados en diversos peces de áreas costeras de Tabasco, y similares a los registrados para diferentes especies dulceacuícolas de otras regiones (Jenkins, 1980). Puntualmente se puede apreciar que los organismos capturados en la E-4, E-7 y E-8, mostraron los niveles más bajos de níquel en el músculo. Si consideramos una distribución homogénea en la laguna de estas especies de peces, se puede atribuir las diferencias en concentración, principalmente a los hábitos alimenticios, que van de los carnívoros como *Centropomus pectinatus*,

Eugerres plumieri, hasta los detritívoros como *Mugil curema* (FAO, 1978).

A pesar de no existir un límite máximo permisible de níquel para consumo humano, estas concentraciones no parecen representar un riesgo, si tomamos en cuenta que el níquel actúa como cofactor de actividades enzimáticas, lo que involucra en cierta medida una capacidad de regulación corporal a nivel traza, como se ha observado en otros organismos acuáticos para metales esenciales como el cobre y el zinc (Rainbow, 1988, 1990).

Vanadio

Las concentraciones de vanadio en el músculo de los peces, variaron en un intervalo de <2.11 y 9.70 $\mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en la jaiba se registro 6.99 $\mu\text{g g}^{-1}$. La distribución espacial muestra a la E-4 y E-5 como las zonas de procedencia para organismos con mayor contenido de vanadio, y la E-1, E-2, E-7 a E-11, las de menor concentración (Tabla 11).

Las concentraciones más elevadas en músculo, fueron observada en *Caranx latus* (9.7 $\mu\text{g g}^{-1}$) y *Eugerres plumieri* (9.00 $\mu\text{g g}^{-1}$). En el caso del crustáceo *Callinectes similis* se detecto una concentración del orden de los 7 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Tabla 11), proveniente de la zona centro de laguna (E-6). Sin embargo, en la misma especie de jaiba a la altura de la desembocadura del río Chicozapote, se mostró por debajo del límite de detección (<2.11 $\mu\text{g g}^{-1}$). En la especie *Centropomus pectinatus* (róbalo), que estuvo presente en 5 de las 11 estaciones muestreadas, se obtuvo un promedio de 3.68 + 2.52 $\mu\text{g g}^{-1}$, aunque se debe resaltar que en las estaciones E-4 y E-5 su concentración estuvo por encima de los 5.5 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Tabla 11).

Se considera que la acumulación de vanadio en músculo de peces, requiere de periodos largos de exposición, ya que la adsorción es considerada como el principal mecanismo de adquisición (Miramand y Fowler, 1998). Es probable que lo que se observa actualmente, sea producto de una transferencia del vanadio acumulado en sedimentos durante la época de actividad petrolera en la laguna, como resultado de la biodisponibilidad del metaloide durante

los últimos años, y que confirma la disminución por aporte a columna de agua, en las concentraciones presentes en los sedimentos, como se señaló anteriormente.

Los altos valores detectados en los organismos se encuentran por encima, tanto del intervalo obtenido por Miramand y Fowler, (1998), como de los reportados en peces e invertebrados de diferentes áreas costeras de Tabasco, los cuales hasta la fecha siempre habían permanecido por debajo de los valores aquí reportados. Las concentraciones en peces marinos van de los 0.002 a los 2.3 $\mu\text{g g}^{-1}$, y se menciona que para especies dulceacuícolas los valores nominales toxicológicos de LC_{50} , se encuentran entre 4.8 y 55.0 mg l^{-1} (Mance, 1990), valores que no han sido observados en la laguna El Yucateco en los diferentes periodos de estudio (1996 – 2003).

En el caso de crustáceos, algunos estudios previos muestran que *Callinectes sapidus* del área de Texas presentó concentraciones de entre 1.09 y 1.84 $\mu\text{g g}^{-1}$, y otras especies de cangrejos entre 0.4 y 4 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Miramand y Fowler, 1998), mientras que en el presente estudio, *Callinectes similis* mostró una concentración superior, del orden de los 7 $\mu\text{g g}^{-1}$, es decir 3.8 veces más que lo reportado para *C. sapidus*. Es muy posible que la exposición de los últimos años a sedimentos ricos en vanadio, sea la causa de estos resultados en la laguna El Yucateco.

La carencia de un límite permisible de vanadio en alimentos, no permite determinar el riesgo que pudiera representar las especies analizadas para el consumo humano, sin embargo, los niveles aquí determinados son semejantes a los reportados por otros estudios.

Los procesos de aporte de los metales analizados en este estudio son a menudo diversos, como ríos, atmósfera, desorción de material particulado y degradación de material formado *in situ*. La remoción se puede realizar por ingesta, por la absorción e incorporación de partículas sedimentarias (orgánicas e inorgánicas) y por descargas hacia al mar.

La presencia de los metales presentes en los organismos, se ha demostrado que depende de varios factores, tales como: su absorción, excreción, almacenamiento y la eficiencia de su sistema de regulación o desintoxicación (Bryan, 1971). Por lo que, las estrategias fisiológicas y bioquímicas pueden diferir ampliamente de una especie a otra (Gerlach, 1981), provocando que las concentraciones de los metales varíen de especie a especie, de organismo a organismo, entre tejido y tejido, todo esto como producto de la edad, madurez sexual, hábitos alimenticios, hábitos migratorios, dinamismo y el propio metabolismo, y por supuesto como consecuencia de la diferente afinidad de los metales para ciertos órganos específicos (Hicks, 1976; McFarlane y Franzin, 1980).

CONCLUSIONES

Las concentraciones de cadmio no han sufrido alteraciones significativas durante los últimos 20 años, por lo que las actividades industriales llevadas a cabo en la región, no han modificado de manera importante los procesos biogeoquímicos asociados al metal.

En peces y jaibas, existe un incremento en los niveles de cadmio en músculo, el cual rebasa el límite máximo permitido para consumo de alimentos de origen acuático.

El cromo es un metal cuyas concentraciones fluctúan mucho con el tiempo y se ven afectada por la estacionalidad. Sus niveles en general presentan una tendencia a la baja, viéndose acentuadas durante las temporadas de secas,

e incrementándose ligeramente durante lluvias. Los niveles actuales, aún permanecen por encima de los basales. En organismos, se encuentra por debajo de los límites de ingesta para humanos y por debajo de las concentraciones reportadas previamente en peces del mismo sistema lagunar y de otros ambientes costeros.

El plomo igualmente presenta una disminución en las concentraciones en sedimentos de 1996 a la fecha y las fracciones biodisponibles no representan un riesgo para la fauna acuática del sistema. Sin embargo, existe cierto grado de bioacumulación en los tejidos de los peces analizados hasta en un 100%

El Níquel ha mostrado fluctuaciones en las concentraciones de los sedimentos, en función a la temporada de lluvias y secas, viéndose incrementadas durante las primeras. Este patrón, genera de manera global un incremento en las concentraciones tanto totales como biodisponibles observadas durante los últimos siete años; el sistema lagunar conserva las concentraciones dentro de niveles estables, como producto de la no alteración de los ciclos biogeoquímicos del metal durante el periodo estudiado. Es importante resaltar que las concentraciones observadas en la laguna El Yucateco, son similares o se encuentran por debajo de las reportadas para otros sistemas costeros del Golfo de México.

El vanadio mostró un decremento en las concentraciones para la última etapa del análisis, lo que parece deberse a las características de pH neutro-alcalinas presentes actualmente en el sistema. Su presencia en peces y cangrejos, se considera como resultado de este incremento en la biodisponibilidad, ocasionando que este tipo de fauna muestre niveles por encima de los reportados en otras especies de crustáceos y peces. A pesar de esto, debemos remarcar que no se han alcanzado los niveles nominales de letalidad (LC_{50}), considerados normalmente para especies dulceacuícolas.

Lo que resalta de este estudio es la tendencia en la recuperación del sistema lagunar, al registrarse cierta estabilidad en las concentraciones de los metales.

LITERATURA CITADA

- Bryan, G.W., 1971.** The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. Procedure Research Society London. *Service*, 8177: 389-410.
- Byrne, C.J. y I.R. DeLeon, 1986.** Trace metals residues in biota and sediments from Lake Pontchartrain, Louisiana. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 37: 151-158.
- Cary, E.E., 1982.** Chromium in air, soil and natural waters, p. 49-64. *In: S. Langard (Ed.) Topics in Environmental Health 5: Biological and Environmental Aspects of Chromium.* New York, NY: Elsevier Biomedical Press,
- Crans, D.C., Amin, S.S. y A.D. Keramidas, 1998.** Chemistry of relevance to vanadium in the environment, p. 73-96. *In: Jerome O. Nriagu (Ed.) Vanadium in the Environment, Part 1, Chemistry and Biochemistry.* John Wiley & Sons Inc. New York.
- Crecelius, E.A., R.G. Riley, N.S. Bloom, y B.L. Thomas, 1985.** History of contamination of sediments in Commencement Bay, Tacoma, Washington. Technical Memorandum NOS, OMA. 14. US National Oceanic and Atmospheric Administration Rockville, Maryland USA. 44 p.
- Elinder, C.G., 1985.** Cadmium: Uses, occurrence and intake, p. 23-64. *In: L. Friberg, C.G. Elinder, and T. Kjellstrom (Eds.) Cadmium and Health: A Toxicology and Epidemiological Appraisal. Vol I. Exposure, dose, and metabolism. Effects and response.* Boca Raton, FL: CRC Press.
- Elinder, C.G., 1992.** Cadmium as an environmental hazard. *IARC Science Publisher*, 118: 123-132.
- EPA, 1984.** Health assessment document for chromium. Research Triangle Park, NC: Office of Air Quality Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency. NTISPB85-106474.
- FAO, 1978.** FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (Fishery area 31). Vols. 1-7.
- Gerlach, S.A., 1981.** Marine Pollution. Diagnosis and Therapy. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg.
- Gianello, G., O. Masci y G. Carelli, 1998.** Occupational exposure to chromium- An assessment of environmental pollution levels and biological monitoring of exposed workers. *Ind Health*, 36:74-77.
- Hicks, E.A., 1976.** Variación estacional en la concentración de elementos metálicos en ostiones de la laguna de Términos, Campeche, México. Tesis Profesional. Fac. Química. UNAM, México.
- Hurlburt, C., y S. Hurlburt, 1971.** Danas Manual of Mineralogy. John Wiley and Sons, Inc. New York, NY. pp. 346-347.
- IAEA/UNEP/FAO/IOC, 1984.** Determination of total cadmium, zinc, lead and copper in selected marine organisms by flameless atomic spectrophotometry. References methods for marine pollution studies. N°11, Rev. 1. UNEP.

- IARC, 1993.** Cadmium and certain compounds. *In: IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemical to human. Beryllium, cadmium, mercury and exposure in the glass manufacturing industry.* IARC monograph. Lyon, France: World Health Organization. *International Agency for Research on Cancer*, 58: 119-146, 210-236.
- Jenkins, D.W., 1980.** Nickel accumulation in aquatic biota, p. 283-338. *In: Nriagu, J.O. (Ed.) Nickel in the Environment.* John Wiley & Sons Inc. Canada.
- Riley, J.P., y R. Chester, 1971.** Introduction to Marine Chemistry. Academic Press. London, England. 465 p.
- Loring, D.H., 1979.** Geochemistry of cobalt, nickel, chromium and vanadium in the sediments of the Estuary and Gulf of Lawrence. *Canadian Journal Earth Sciences*, 16:1196-1209.
- Long, E.R., D.D., Macdonald, S.L., Smith, 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.
- Luoma, S.N., y E.A. Jenne, 1976.** Estimating bioavailability of sediments-bound trace metals with chemical extractants, p. 343-351. *In: D.D. Memphill (Ed.) Trace Substances in Environmental Health.* University of Missouri, Columbia.
- Mance, G., 1990.** Pollution Threat of Heavy Metals in Aquatic Environments. Elsevier Science Publishers LTD. Essex.
- McFarlane, G.A., y W.G., Franzin, 1980.** An examination of Cd, Cu and concentration in fishes of northern pike. *Essox lucius* and white sucker, *Catostomus commersoni* the five lakes near a base metals smelter at Ilin Manitoba. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37:1573-1578.
- Miramand, P., y S.W. Fowler, 1998.** Bioaccumulation and transfer of vanadium in marine organisms, p.167-197. *In: Jerome O. Nriagu (Ed.) Vanadium in the Environment, Part 1, Chemistry and Biochemistry.* John Wiley & Sons Inc. New York.
- Nauen, C.E., 1983.** Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Páez-Osuna, F., 1988.** Geoquímica de los metales pesados en los sedimentos del Mar de Cortés. Tesis Doctoral, UACPYP-CCH, UNAM, México.
- Prosi, F., 1979.,** Heavy metals in aquatic organisms, p. 271-323. *In: U. Forstner y G.J.W. Wittman (Eds.) Metal Pollution in the Aquatic Environment.* Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Rainbow, P.S., 1988.** The significance of trace metal concentrations in decapods, p. 291-313. *In: A.A. Fichman and P.S. Rainbow (Eds.) Aspects of Decapod Crustacean Biology.* Clarendon Press. Vol. 59.
- Rainbow, P.S., 1990.** Heavy metal levels in marine invertebrates, pags. 67-79. *In: R.W. Furness, y Rainbow, P.S. (Eds.) Heavy Metals in the Marine Environment* CRC Press, Inc. Boca Raton.
- Rainbow, P.S., 1995.** Physiology, physicochemistry and metal uptake – A crustacean perspective. *Marine Pollution Bulletin*, 31(1-3): 55-59
- Ramelow, G.J., C.L., Webre, y C.S. Mueller, 1989.** Variations of heavy metals and arsenic in fish and other organisms from the Calcasieu River and Lake, Louisiana. *Archive Environmental Contamination and Toxicology*, 18:804-818.
- Schmith, J.A., y A.W. Andren, 1984.** Deposition of airborne metals into the Great Lakes: An evaluation of past and present estimates. *Advances Environmental Science Technology*, 14: 81-103.
- Snodgrass, W.J., 1980.** Distribution and behaviour of nickel in the aquatic environment, p. 203-274. *In: J.O.Nriagu (Ed.) Nickel in the Environment.* John Wiley & Sons Inc. Canada.
- U.S. Department of Health and Human Services, 1997.** Toxicological profile for nickel. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 261 p.
- U.S. Food and Drug Administration (USFDA), 1984.** Action levels for chemical and poisonous substances. U.S. Department of Health Education and Welfare, Public Health Service, Washington, D.C.
- Yeardley, R.B., J.M., Lazorchak, y S.G. Paulsen, 1998.** Elemental fish tissue contamination in Northeastern U.S. lakes: Evaluation of an approach to regional assessment. *Environmental Toxicology Chemistry*, 17(9): 1875-1884.
- Villanueva, F.S., y A.V. Botello, 1998.** Metal pollution in coastal of Mexico. *Review Environmental Contamination Toxicology*, 157:53-94.
- Wittman, G., 1979.** Toxic metals, p. 3-70. *In: U. Forstner, y Wittman, G.J.W. (Eds.) Metal Pollution in the Aquatic Environment.* Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Siebe, C., S. Cram, A. Herre, y N. Fernández-Buces, 2005. Distribución de metales pesados en los suelos de la llanura aluvial baja del Activo Cinco Presidentes, Tabasco, p. 431-450. *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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Distribución de Metales Pesados en los Suelos de la Llanura Aluvial Baja del Activo Cinco Presidentes, Tabasco

25

**Christina Siebe¹, Silke Cram²,
Andrea Herre¹ y Norma Fernández-Buces¹**

¹ Instituto de Geología, UNAM

² Instituto de Geografía, UNAM

RESUMEN

Se determinó la distribución de metales pesados en suelos y en aguas freáticas de la llanura aluvial baja del Activo Cinco Presidentes en el estado de Tabasco a dos escalas de observación: a nivel regional distinguiendo zonas dentro de campos petroleros y zonas control sin actividades petroleras en un radio mayor a 2 km, y a escala local muestreando a lo largo de transectos de hasta 75 m a partir de derrames de hidrocarburos en dirección del flujo superficial del agua. A nivel regional no se detectan diferencias significativas entre los contenidos de metales pesados totales en los suelos de sitios localizados dentro de campos petroleros y las zonas control. Los niveles de fondo establecidos a partir de lo encontrado en sitios control son relativamente altos en la zona y en algunas localidades se rebasan ligeramente los intervalos considerados como normales para níquel, vanadio, cobre, zinc y cromo. Los contenidos relativamente más altos de Ni y V, como también de Cr, Cd, Pb y Cu, se encuentran en los horizontes C, es decir en los sedimentos sobre los cuales se desarrollan los suelos orgánicos de la zona, lo que sugiere su origen geogéneo. Se encontraron diferencias significativas en los contenidos de metales pesados totales entre las diferentes localidades muestreadas dentro del Activo Cinco Presidentes, sin importar si son zonas con campos petroleros o zonas control. A nivel local únicamente en un derrame antiguo muestreado en el campo La Venta se observa que los contenidos de Zn, Pb y Cr exceden los niveles de fondo. También en un derrame reciente en Ogarrio, se exceden los niveles de fondo de Zn. No se observan indicios de movilización de los diferentes metales, ni en dirección lateral o vertical a partir de derrames de crudo localizados en distintos sitios dentro del Activo Cinco Presidentes. Los contenidos de metales pesados en muestras de agua freática de sitios control están dentro de intervalos considerados como normales. En algunos sitios de muestreo se rebasan los valores críticos para Ni, Zn, Cd, Pb y Cu. Las concentraciones de vanadio se encuentran por encima de los niveles de fondo establecidos a través de los muestreos de sitios control en algunas localidades. Por medio de un análisis de conglomerados se encontró para el derrame antiguo en La Venta una gran similitud entre la composición del agua congénita de la planta deshidratadora del CPG La Venta y el agua freática muestreada a 10 m de profundidad en el sitio afectado por derrames.

ABSTRACT

The distribution of heavy metals in soils and their concentration in phreatic water was determined within the lower alluvial plain at the Activo Cinco Presidentes, State of Tabasco, Mexico. Two spatial scales were considered: a regional one in which zones with petroleum extraction fields were sampled as well as control areas without petroleum activities within a radius of at least 2 km, and a local one, in which samples were collected along 75 m long transects departing from oil spills and moving towards the main surface water flow direction. At the regional scale, no significant differences were found between total heavy metal contents in the soils of petroleum extraction fields and those of control areas. The natural background concentrations, which were determined on behalf of the measured concentrations in the control areas, were relatively large when compared with global natural concentration intervals for soils, and at some sites they even exceeded slightly so called normal intervals for nickel, vanadium, copper, zinc and chromium. The largest Ni and V contents as well as those of Cr, Cd, Pb and Cu were measured in the C-horizons of the soils, which correspond to the alluvial sediments on top of which the organic soils developed, suggesting a geogenic origin. Significant differences were found for the heavy metal contents in the soils of the different locations sampled within the Activo Cinco Presidentes, no matter if they corresponded to petroleum fields or control areas. At a local scale, only at one of the transects corresponding to an old oil spill at La Venta, the Zn, Pb and Cr contents exceeded the regional background levels. Also at a recent oil spill at Ogarrio the Zn contents were above the regional background. No indications of neither vertical nor lateral movement of the different heavy metals studied were observed at any of the sampled oil spills. The measured heavy metal concentrations in the phreatic water at the control sites are within normal intervals. At some sampling sites within oil extraction fields the critical concentrations of Ni, Zn, Cd, Pb and Cu are exceeded, and the vanadium concentrations were above the established background levels at some locations. A cluster analysis evidenced that the measured elemental composition of the phreatic water sampled in 10 m depth at the old spill of La Venta, is very similar to the elemental composition of the brine water discharged from the adjacent petrochemical facility.

INTRODUCCIÓN

Los metales en el ambiente pueden provenir de distintas fuentes. Para suelos y agua la fuente ubicua es el material parental de los suelos y las reacciones de equilibrio que ocurren en los materiales de formación de las aguas. Además de estas fuentes naturales, diversas actividades antrópicas introducen metales al ambiente (Blume, 1990), por ejemplo el uso de automotores con combustibles con plomo contribuye a los contenidos de este elemento en los suelos y aguas en áreas inmediatas a los caminos transitados; en muchos agroquímicos el agente activo es un metal tóxico para el patógeno a atacar (*p.e.* cobre, zinc o mercurio en el caso de fungicidas), mientras que en otros agroquímicos los metales están contenidos como elementos secundarios (*p.e.* el cadmio en algunos fertilizantes fosforados); también diversas actividades industriales, mineras y metalúrgicas pueden introducir cantidades importantes de metales a los suelos y a partir de estos contaminar también a las aguas subterráneas.

En el Activo Cinco Presidentes en el estado de Tabasco existen varios campos petroleros,

cuya actividad comenzó hace 3 y hasta 4 décadas. Los ductos y la infraestructura en general son antiguos y muestran un alto deterioro por corrosión. En consecuencia, ha habido un gran número de contingencias por fugas y derrames de hidrocarburos en toda la zona. Por ello las fuentes más factibles de metales para los suelos y aguas en esta zona serían los derrames de crudo además de los metales heredados del material parental. Los derrames aportarían principalmente vanadio y níquel (Tabla 1) y las cantidades varían mucho según el tipo de crudo que se derrame, siendo el Maya el que contiene mayores cantidades de ambos metales, seguido por el Istmo en el caso del vanadio y el Olmeca en el caso del níquel.

Otra fuente asociada con la actividad petrolera son derrames de aguas congénitas asociadas al crudo y descargas de las mismas a partir de baterías de separación y plantas deshidratadoras (Tabla 2). Como se puede observar, las aguas congénitas contienen concentraciones elevadas de todos los metales. Las mayores concentraciones se presentan para el zinc, se-

Tabla 1. Contenidos de los metales pesados vanadio, níquel y cobre en crudos de la Región Sur, Pemex Exploración y Producción (Manríquez *et al.*, 2000).

Elemento	Crudo Maya	Crudo Istmo	Crudo Olmeca
	[mg L ⁻¹]		
Vanadio	277.5	38.1	8.0
Níquel	52.9	8.2	2.5

guidas por vanadio, níquel, cobre, cromo, plomo y cadmio. Hay una relativa variabilidad en los contenidos dependiendo de dónde fueron tomadas las muestras. La muestra de la deshidratadora de La Venta tiene los valores más altos de zinc y plomo y los más bajos de vanadio y cobre, por ejemplo.

Finalmente, no se puede descartar el aporte de metales por actividades agropecuarias, principalmente las realizadas en las partes más altas de la cuenca, que involucran la producción de cultivos perennes que requieren de altos insumos de fertilizantes y plaguicidas, así como el aporte por automotores en zonas cercanas a rutas transitadas. Sin embargo, se considera que el aporte de estas dos últimas fuentes se encuentra en un orden de magnitud menor en comparación con la actividad petrolera, debido a la alta densidad de pozos de producción y ductos existente en el Activo Cinco Presidentes y a la relativamente baja actividad agropecuaria intensiva en la llanura aluvial baja.

Los objetivos de este estudio fueron determinar a dos diferentes escalas de observación la distribución y la movilidad de metales pesados en la zona del Activo Cinco Presidentes y analizar si las concentraciones encontradas se relacionan con las actividades petroleras.

Tabla 2. Concentraciones de metales pesados en muestras de aguas congénitas de la Región Sur (PARS, 1999).

Descriptor	V	Cr	Ni	Zn	Cu	Cd	Pb
	[µg L ⁻¹]						
Agua deshidratadora CPG La Venta	350	150	351	2510	172	21	104
Agua congénita CAB Conduacán	430	124	180	140	320	39	94
Agua congénita CAB El Golpe1)	430	225	499	925	353	39	5
Agua congénita CAB El Golpe2)	495	225	415	1052	373	39	16
Agua congénita CAB Cactus 1	467	246	507	836	332	23	12
Agua congénita CAB Samaria II	468	213	395	967	403	32	24
Promedio	439	196	391	1071	325	32	42
Desviación Estándar	50	48	119	777	80	8	44

METODOLOGÍA

Muestreo

El estudio se realizó en 5 campos petroleros en el Activo Cinco Presidentes del estado de Tabasco: La Venta, Cinco Presidentes, Ogarrio, San Ramón y Aquiles Serdán. También se hicieron muestreos en zonas alejadas de campos petroleros, como por ejemplo en La Azucena, en el ejido Tres Bocas, en la zona comprendida

entre La Venta y Villa Benito Juárez así como entre La Venta y Cinco Presidentes. Se realizaron muestreos a dos escalas diferentes:

Regional

Se colectaron muestras de suelo en sitios ubicados en campos petroleros así como en sitios

considerados como zonas control, es decir, sin presencia de ductos y a distancias mínimas de 2 km al próximo pozo de perforación, pero ubicados dentro de la llanura aluvial baja. Para su selección se procuró incluir sitios a distancias diferentes de la costa así como sitios cubiertos con los distintos tipos de vegetación característicos de la llanura baja. Esto se hizo con el fin de determinar los niveles de fondo característicos de la región (Fig. 1).

Se colectaron muestras de 3 a 5 perfiles de suelo por horizonte genético en un total de 10 localidades, de las cuales 5 corresponden a sitios en campos petroleros (La Venta, Cinco Presidentes, Aquiles Serdán, Ogarrio y San Ramón) y 5 a sitios control (La Azucena, zona entre Cinco Presidentes y La Venta, zona entre La Venta y Benito Juárez, zona al sur del campo Blasillo, Tres Bocas).

Local

En los meses de marzo y mayo de 1999 se realizaron muestreos a nivel local, en los que se colectaron muestras de perfiles de suelo

ubicados a lo largo de transectos partiendo de 6 derrames de hidrocarburos localizados en diferentes campos petroleros del Activo Cinco Presidentes (Fig. 1), tomando muestras en el derrame, y a 10, 30 o 50 y 70 o hasta 100 metros desde su borde en dirección del flujo del agua superficial. Con este muestreo se pretendió evaluar la movilidad tanto lateral, como vertical de los metales pesados a distancias cortas a partir de focos de contaminación evidentes.

También en el muestreo local se tomaron muestras a diferentes profundidades según la horizontación genética del suelo. Esto se hizo en perfiles excavados a cielo abierto hasta llegar al manto freático y la zona saturada se muestreó con una barrena para sedimentos hasta la profundidad máxima a la que se pudo introducir la barrena (entre 60 y 120 m). Ésto dependió del espesor del horizonte orgánico saturado de agua así como del espesor de la columna de agua que se encontró entre el sedimento arcilloso y los horizontes orgánicos.

En todos los sitios se colectó también una muestra del manto freático superficial y muestras de agua de algunas norias así como de

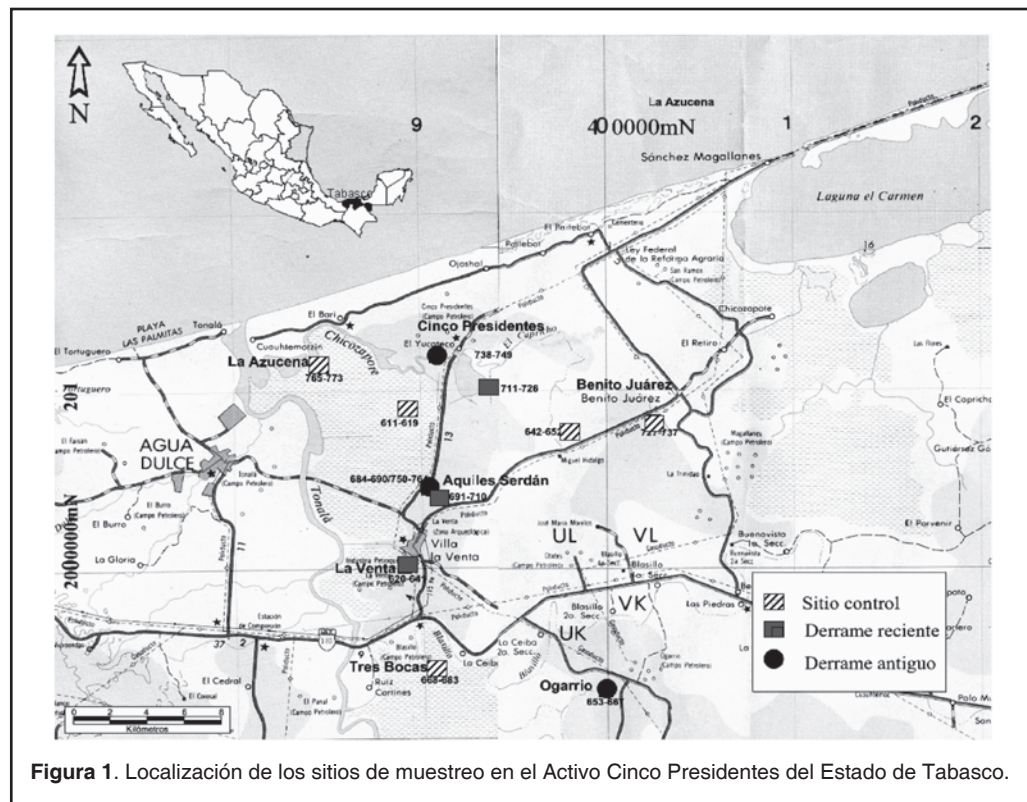


Figura 1. Localización de los sitios de muestreo en el Activo Cinco Presidentes del Estado de Tabasco.

un pozo de perforación profundo localizado en el poblado de La Venta. Además se tomaron 3 muestras de agua del manto freático con un equipo Geoprobe a 10 m de profundidad. El agua se colectó en envases de plástico previamente lavados en baño acidulado.

Las muestras de suelo tomadas de la pared del perfil se guardaron en bolsas de polietileno y las que se tomaron con la barrena en viales de plástico, se dividieron por horizontes en el laboratorio. Todas las muestras se secaron a temperatura ambiente, se tamizaron por una malla de 2 mm y una alícuota se molió en mortero de ágata para el análisis de metales.

Análisis de Laboratorio

Metales Totales en Suelo

La extracción se realizó con agua regia (HCl: HNO₃ relación 3:1) según Schlichting *et al.* (1995) y la determinación por medio de espectrofotometría de absorción atómica de flama. Los límites de detección se obtuvieron determinando 10 veces los blancos de los extractos y calculando el valor promedio más 3 veces la desviación estándar (Cr = 0.5, Pb = 9.0, Ni = 2.5, V = 40, Cu = 0.8, Cd = 0.3, Zn = 1.7 mgkg⁻¹).

Metales en Agua

Se determinaron las concentraciones de 7 metales pesados (V, Cr, Ni, Zn, Cu, Cd y Pb) con un ICP-MS marca VGEElemental modelo PlasmQuad3 en el Instituto de Geofísica de la UNAM. La curva de calibración fue de 3 puntos (blanco, 1 ppb y 100 ppb) con soluciones al 2% de HNO₃ de un estándar multielemental certificado conteniendo todos los elementos a analizar (QC-19). Para corregir las fluctuaciones instrumentales debidos a efectos de matriz se utilizó In (115) como estándar interno. Los límites de detección representan 3 veces la concentración de la desviación estándar del blanco del método (Cr = 2.28, Pb = 1.98, Ni = 1.47, V = 0.24, Cu = 3.39, Cd = 0.96, Zn = 6.33 ppb). La exactitud del método fue evaluada con la solución estándar de referencia del NIST, 1643.

Análisis Estadísticos

A todos los datos se les calcularon estadísticos descriptivos con el paquete estadístico StatView 4.02 para Macintosh. A los datos de aguas freáticas, norias y pozos del Activo Cinco Presidentes se les aplicó un análisis de conglomerados considerando la distancia euclidiana la asociación simple del vecino más cercano (Ato y López, 1994) utilizando el paquete estadístico SYSTAT 5.0. Dado que las variables se reportan en unidades diferentes, se estandarizaron previamente al análisis. Estas fueron: pH, Mg, K, Na, Cl, SO₄, CO₃, HCO₃, PO₄, Conductividad Eléctrica V, Cr, Ni, Zn, Cu, Cd, Pb y Ca (PARS, 1999).

RESULTADOS

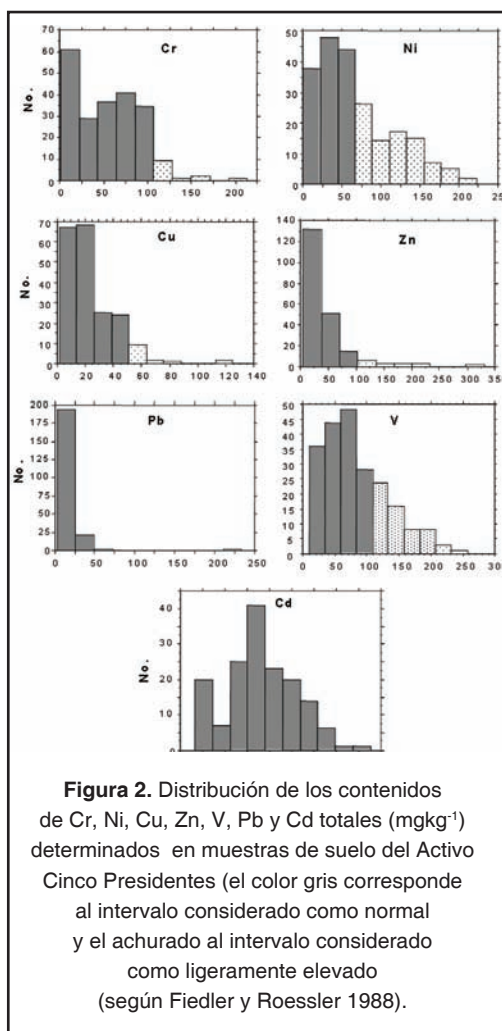
Comportamiento a Nivel Regional

En la tabla 3 se presenta un resumen de los estadísticos descriptivos de los contenidos de metales pesados totales determinados en los diferentes sitios de muestreo en el Activo Cinco Presidentes a ambas escalas de observación. Como se puede observar, los contenidos varían en un intervalo muy amplio. La figura 2 muestran la distribución de los diferentes metales, marcando con coloración gris a la parte de la población que se encuentra dentro del intervalo considerado como normal y con coloración

blanca y punteada a la parte de la población que excede ligeramente a intervalos normales (Fiedler y Roessler, 1988). Las distribuciones de zinc y cobre muestran un fuerte sesgo positivo, y las de Cr, Ni, y V un ligero sesgo positivo, mientras que la distribución de cadmio se asemeja a la distribución Normal. En los datos de Pb se observó un valor extremo (>200 mg kg⁻¹), determinado en el horizonte orgánico Hh entre 23 y 33 cm de profundidad a 25 m de distancia del borde del derrame antiguo muestreado en el campo petrolero La Venta.

Tabla 3. Estadísticos descriptivos de los contenidos de metales pesados totales en mg kg⁻¹ determinados en muestras de suelo del Activo Cinco Presidentes a ambas escalas.

Estadístico	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb	V	Cd
Promedio	54.3	67.6	24.7	44.5	18.4	82.7	0.90
Desviación estándar	37.2	48.9	18.6	48.5	16.4	50.0	0.40
Error estándar	2.5	3.3	1.3	3.3	1.1	3.4	0.03
Número de observaciones	216	216	198	215	216	216	158
Mínimo	1	0	2	5	3	10	0.16
Máximo	213	222	125	331	234	257	2.1
Valores faltantes	0	0	18	1	0	0	58



Los valores de cadmio y plomo (con excepción del valor extremo) se encuentran todos dentro de intervalos normales, mientras que aproximadamente el 20% de los datos de cro-

mo, el 25% de los datos de cobre y zinc, el 30% de los datos de vanadio y el 60% de los datos de níquel se encuentran en intervalos considerados como ligeramente elevados (Fiedler y Roessler, 1988).

Este amplio intervalo de concentración de metales en los suelos se observa también en lo reportado por otros autores que realizaron análisis de metales en la región. Por ejemplo Trujillo *et al.* (1995a) reportan contenidos de vanadio en la zona de Blasillo de 5 a 160 mgkg⁻¹ y de níquel de 15 a 150 mgkg⁻¹. Para plomo se reporta un intervalo de 7 a 90, para zinc de 34-467, para cobre de 2 a 32 y para cromo de 11 a 51 mgkg⁻¹ (Trujillo *et al.*, 1995b y c).

En la figura 3 se grafican los valores promedio del contenido de los diversos metales pesados analizados en sitios ubicados en campos petroleros (con sus respectivas barras mostrando el error estándar) y se comparan con los valores promedio de todos los sitios control. Como se puede observar, los contenidos promedio de todos los metales analizados son mayores en los sitios control, con excepción del zinc y el plomo, que no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre ambos grupos. Esto significa que todos los valores se encuentran dentro del denominado "nivel de fondo" o "nivel de base" de la región, el cual está dado por los contenidos de metales pesados heredados del material parental de los suelos. Dado que se trata de materiales aluviales, que muestran una sortificación del tamaño de partícula en el espacio, al cual también está asociada, generalmente, una mineralogía diferente y por lo tanto una composición química distinta, la variabilidad a nivel regional es relativamente amplia.

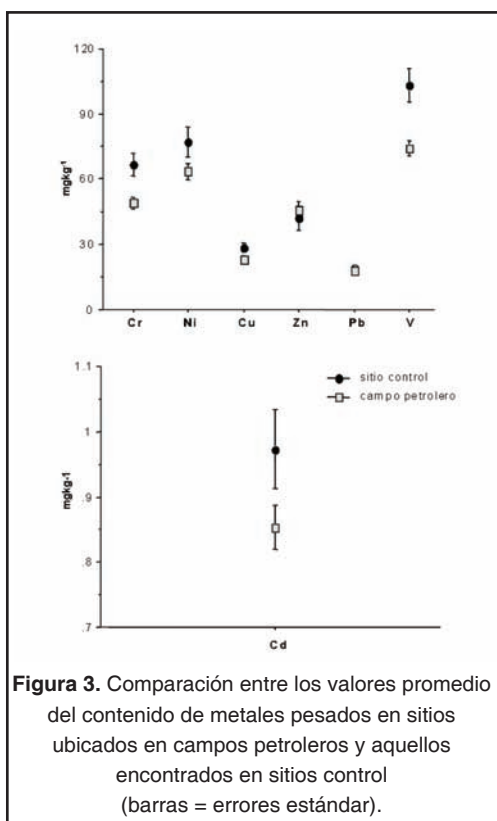


Figura 3. Comparación entre los valores promedio del contenido de metales pesados en sitios ubicados en campos petroleros y aquellos encontrados en sitios control (barras = errores estándar).

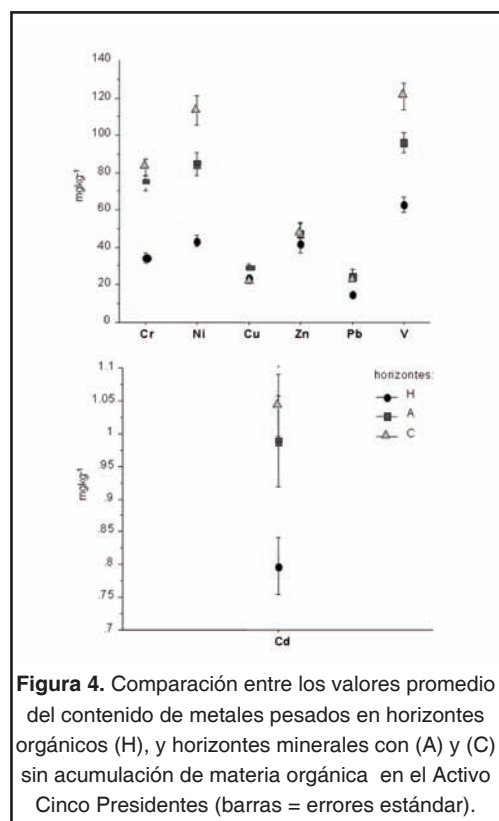


Figura 4. Comparación entre los valores promedio del contenido de metales pesados en horizontes orgánicos (H), y horizontes minerales con (A) y (C) sin acumulación de materia orgánica en el Activo Cinco Presidentes (barras = errores estándar).

Otro factor que introduce variabilidad es la propia pedogénesis, ya que en su transcurso algunos de los elementos originalmente contenidos en el material parental se translocan con el flujo del agua y llegan a lavarse del perfil de suelo, mientras que otros, en consecuencia, son acumulados relativamente.

La acumulación de materia orgánica en los horizontes superficiales conlleva a una “dilución” de los elementos heredados del material parental, lo cual también contribuye a la variabilidad. En la figura 4 se grafican los valores promedio de metales pesados en los tres principales grupos de horizontes genéticos que existen en los suelos de la zona y que son los horizontes hísticos (horizontes orgánicos ya sea fermentados o humificados), los horizontes A (horizontes minerales que contienen materia orgánica humificada) y los horizontes C (horizontes minerales que se asemejan al material parental y que en este caso se encuentran modificados por procesos de óxido-reducción) (Ortiz *et al.*, 2005). Como se puede observar, los contenidos promedio de Ni y V son claramente mayores en los horizontes C en comparación con los horizontes A, y estos a

su vez son mayores que los de los horizontes H. También los contenidos de Cr y Cd son claramente mayores en los horizontes minerales (C y A) que en los horizontes orgánicos, lo cual también se observa para los de Cu y Pb, aunque aquí las diferencias no son tan grandes. Únicamente los contenidos de Zn no muestran diferencias significativas entre horizontes.

En la figuras 5 se presenta el contenido promedio de metales pesados encontrado en cada una de las localidades muestreadas. Las muestras con los menores contenidos de todos los metales con excepción del Cd, son las tomadas en el campo petrolero San Ramón (SNR), mientras que las tomadas en el ejido Tres Bocas (TBO), considerado como zona control, tienen los contenidos relativamente más altos de Cd, V, Pb, Cu y Ni. Los valores promedio de V del campo petrolero de Aquiles Serdán (AQS) se encuentran en intervalos considerados como ligeramente elevados, así como en los sitios control de La Venta-Cinco Presidentes (CPV), La Azucena (AZU) y Tres Bocas (TBO). El campo petrolero de Ogarrio (OGA) muestra valores ligeramente elevados de Zn, mientras que en la zona control de La Venta-Cinco

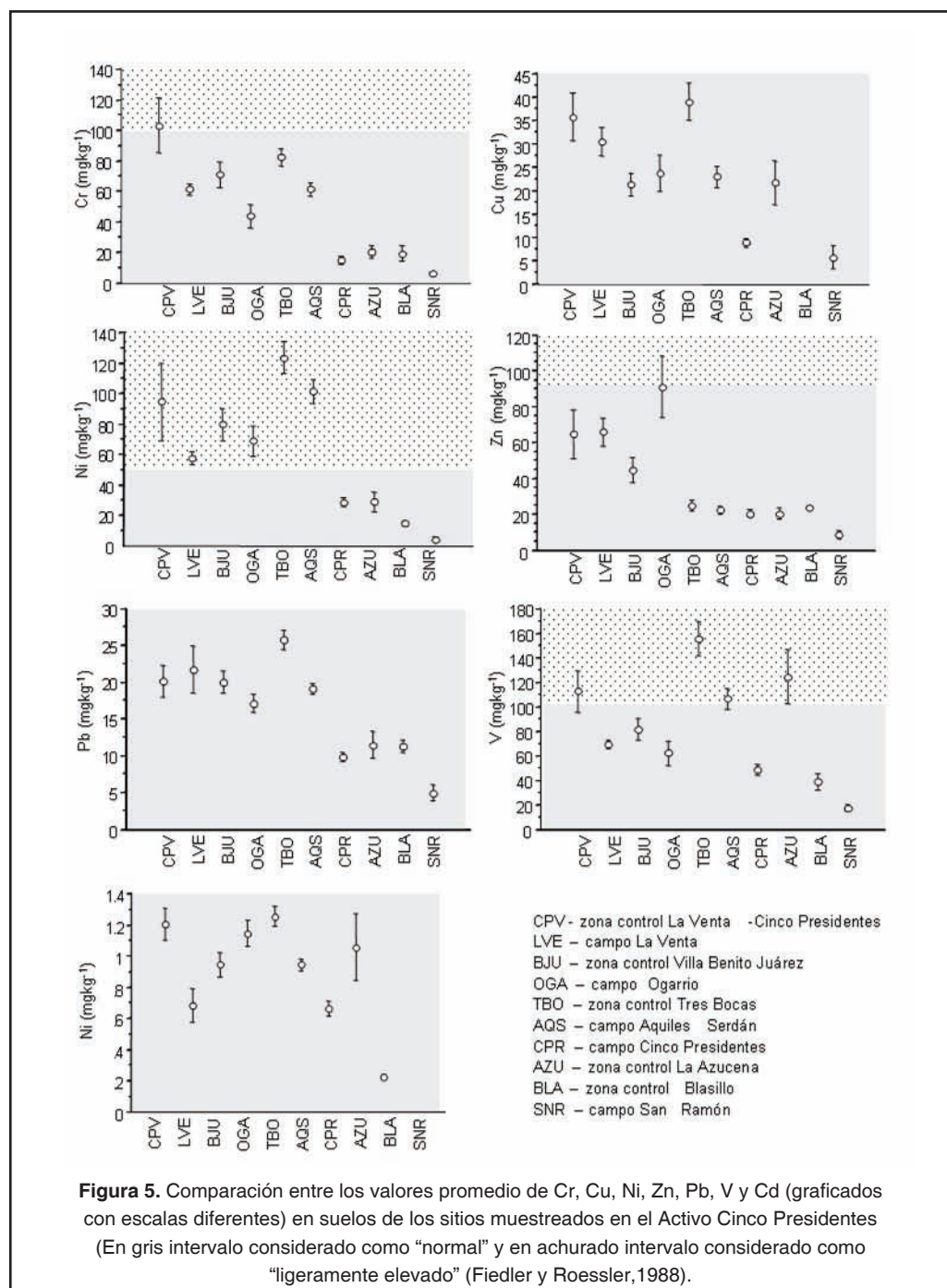


Figura 5. Comparación entre los valores promedio de Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, V y Cd (graficados con escalas diferentes) en suelos de los sitios muestreados en el Activo Cinco Presidentes (En gris intervalo considerado como "normal" y en achurado intervalo considerado como "ligeramente elevado" (Fiedler y Roessler,1988).

Presidentes (CPV) los contenidos de Cr son ligeramente elevados. Los sitios con contenidos ligeramente elevados de Ni fueron los campos petroleros de Ogarrio (OGA), La Venta (LVE) y Aquiles Serdán (AQS), así como las zonas control de La Venta-Cinco Presidentes (CPV), La Venta-Villa Benito Juárez (BJU) y Tres Bocas (TBO).

Los resultados anteriores muestran que existe una gran variabilidad entre las diferentes localidades muestreadas dentro del Activo Cinco Presidentes, mientras que la variabilidad dentro de cada localidad es relativamente menor.

Comportamiento de los Metales Pesados a partir de Derrames

A continuación se presentan los contenidos de metales pesados determinados en perfiles de suelo localizados en transectos trazados a partir de derrames de hidrocarburos en dirección del flujo principal del agua superficial. Como la variabilidad del contenido de metales totales dentro de una localidad es relativamente baja, se espera que en caso de que con el derrame se estén introduciendo metales a los suelos, se establezca un gradiente en la concentración de los diferentes metales del derrame a una distancia corta (100 m), cuyo máximo se encuentre en la zona directamente afectada por el derrame mismo y que muestre una tendencia a la disminución en función de la distancia, tanto lateral, como vertical; los gradientes verticales y horizontales estarían dados por los procesos de movilización a los que estarían sujetos los metales.

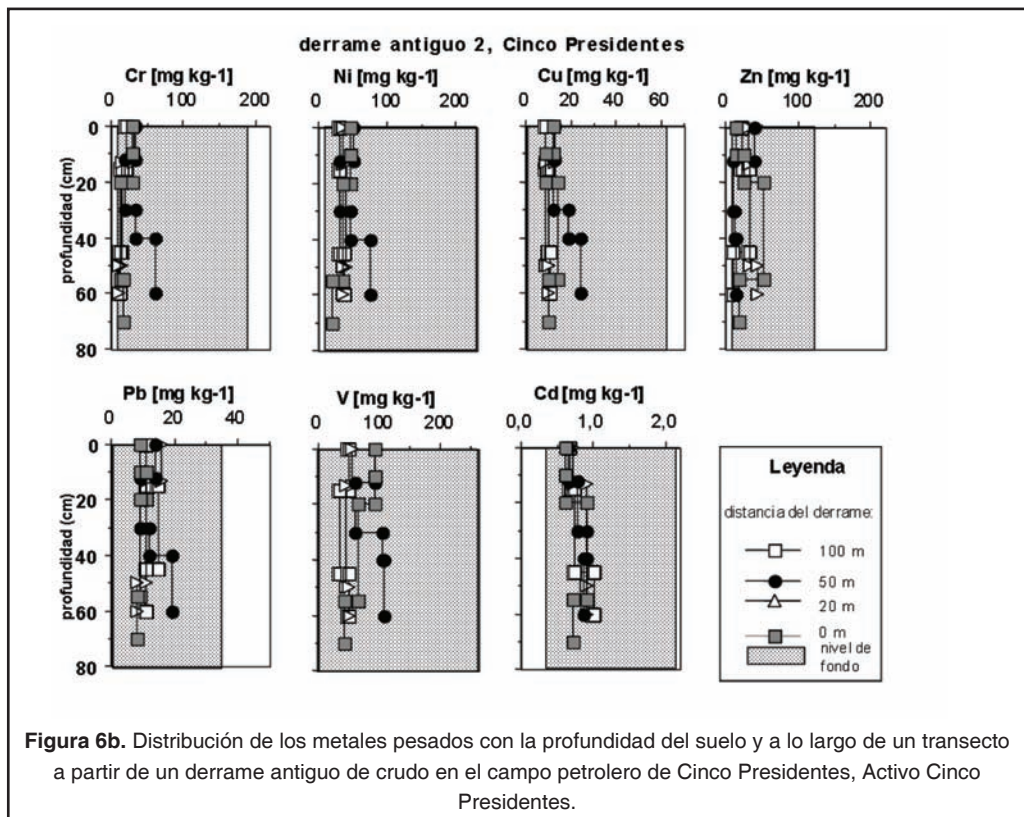
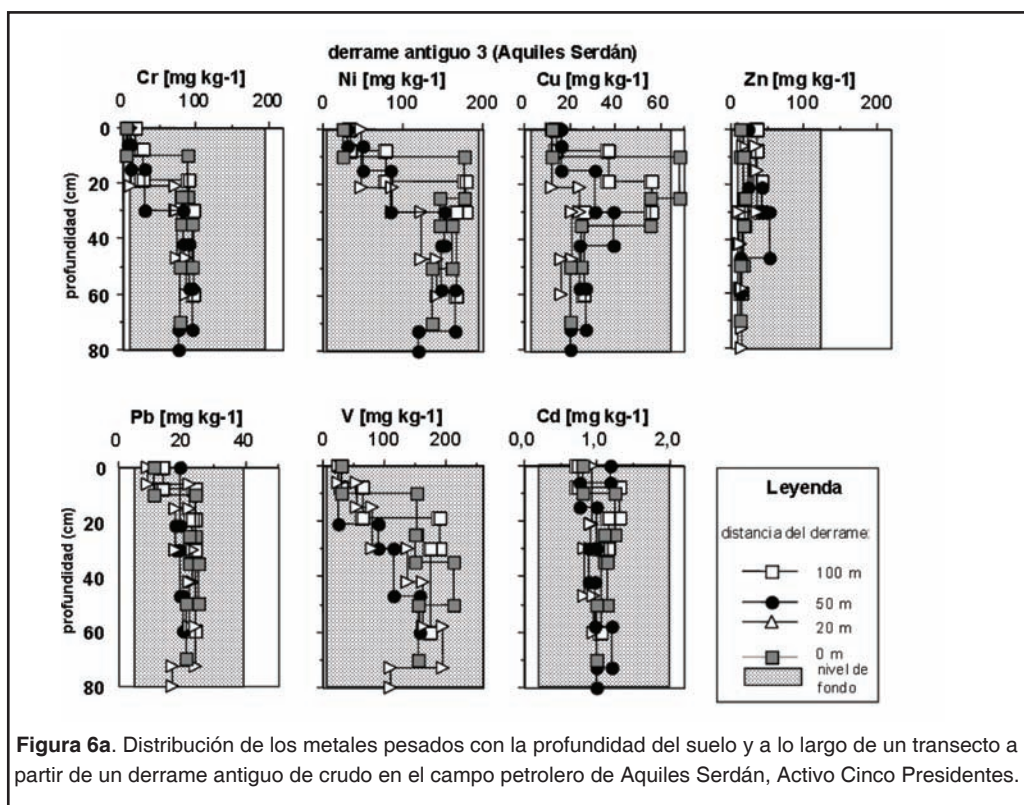
Como se observa en las figuras 6 (a) a la (f) los niveles de fondo regionales sólo se exceden en un solo horizonte (Hh) en el perfil ubicado a 25 m de distancia del derrame antiguo La Venta para los metales Cr, Zn y Pb. En este mismo horizonte se encuentran además los metales Ni y Cd en concentraciones relativamente elevadas en comparación con las concentraciones en los demás perfiles del transecto. Como se verá en los análisis de agua, éste es el único sitio en el que se encuentra una similitud entre la composición del agua de la noria, la cual está a 50 m de distancia de este sitio de muestreo y el agua congénita muestreada en la deshidratadora del CPG La Venta. Lo anterior permite suponer, que los altos contenidos de metales encontrados en este sitio sean resultado de la influencia de aguas congénitas. Sin embargo, falta entender por qué se encuentran los metales acumulados en un sitio e incluso en un horizonte tan localizado. Es conocido que las aguas altamente salinas, por su densidad relativamente alta, tienden a sumirse. Tanto el mejor conocimiento de las causas de los derrames en esta zona, como de su composición, además de un estudio detallado de los flujos de agua subsuperficial y del microrelieve en esta zona quizá permitan explicar mejor el fenómeno.

En relación a los gradientes esperados, tanto a lo largo del transecto como a profundidad, no se ven tendencias claras en ninguno de los derrames estudiados. En el derrame antiguo 3 ubicado en el campo petrolero Aquiles Serdán (Fig. 6a), los contenidos de V, Ni y Cu, que son metales contenidos en petróleo, se encuentran elevados a partir de la profundidad en la que se encontró el derrame sepultado (10 a 20 cm) y hasta los 30 o 50 cm, profundidad a partir de la cual los contenidos descienden nuevamente. Sin embargo, no se observa ningún gradiente lateral, ya que hay contenidos relativamente más altos tanto en el derrame como a 100 m de distancia del mismo, mientras que a distancias intermedias son más bajos. Los demás metales muestran un comportamiento relativamente uniforme, tanto a profundidad como a lo largo del transecto.

En el derrame antiguo 2 (Fig. 6b), ubicado junto a la batería 4 en el campo Cinco Presidentes el comportamiento de los metales es muy uniforme en todos los sitios. Únicamente en el sitio muestreado en el derrame se observa un ligero incremento de los metales Cr, Ni, Cu, Pb y V con la profundidad.

En el derrame reciente 1 en el campo Ogarrio (Fig. 6d), los metales Cr, Ni, Pb y V muestran un incremento con la profundidad en todos los perfiles, el cual es más pronunciado en el sitio del derrame y a 10 metros de distancia del mismo, que en los sitios más alejados. También el zinc y el cadmio se encuentran en concentraciones mayores en y cerca del derrame, aunque estos elementos muestran el contenido máximo a una profundidad intermedia.

En el derrame reciente 2, ubicado en el campo Cinco Presidentes (Fig. 6e), los contenidos más elevados de todos los metales con excepción del zinc se encuentran en el punto más alejado del transecto, mientras que los sitios en el derrame e inmediatos a él muestran los valores más bajos. El comportamiento con la profundidad es relativamente uniforme en todos los sitios. Sólo el zinc muestra un incremento en el sitio del derrame a una profundidad entre 10 y 40 cm.



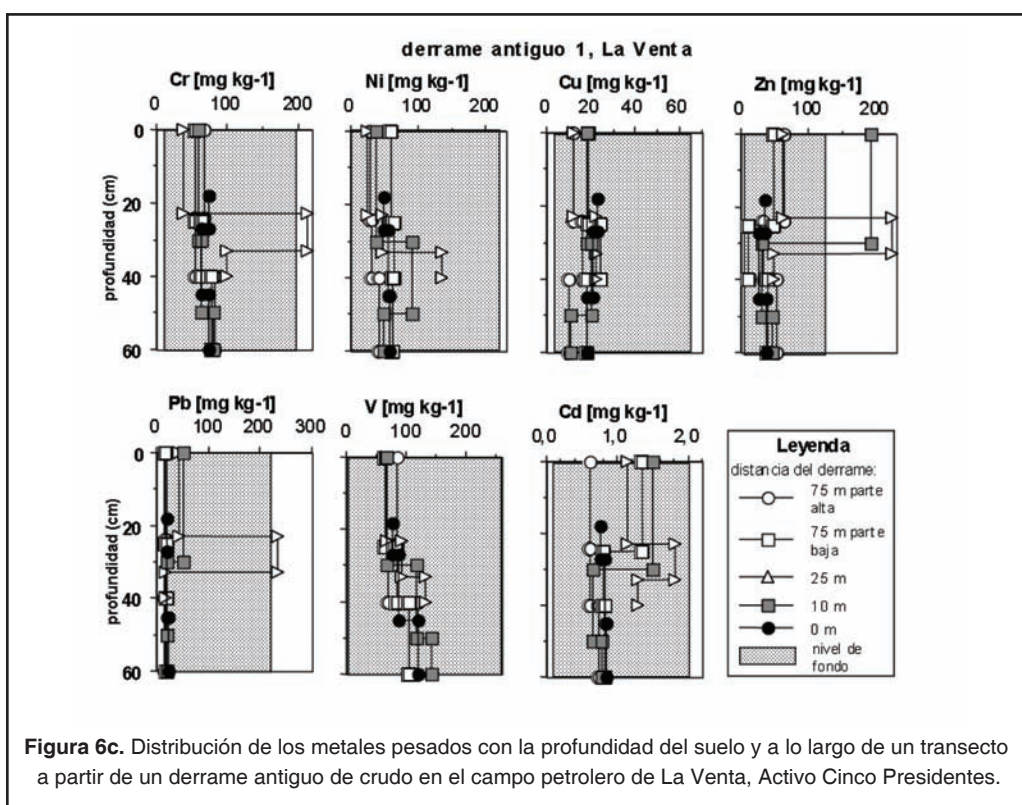


Figura 6c. Distribución de los metales pesados con la profundidad del suelo y a lo largo de un transecto a partir de un derrame antiguo de crudo en el campo petrolero de La Venta, Activo Cinco Presidentes.

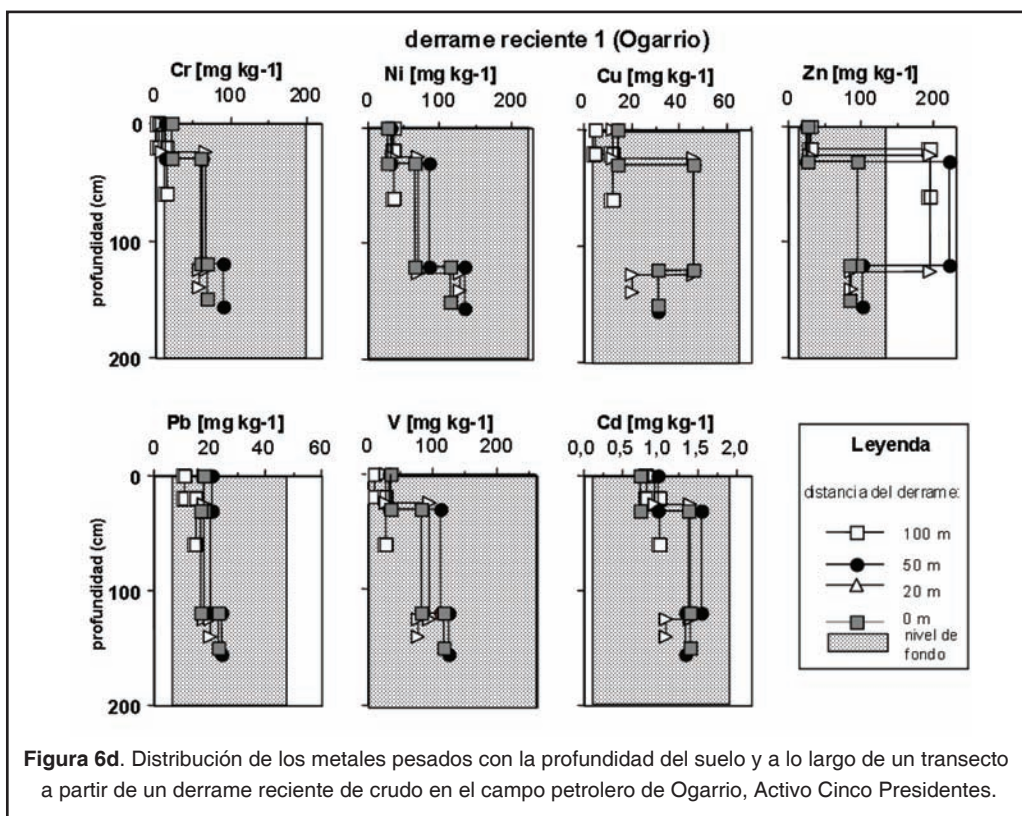
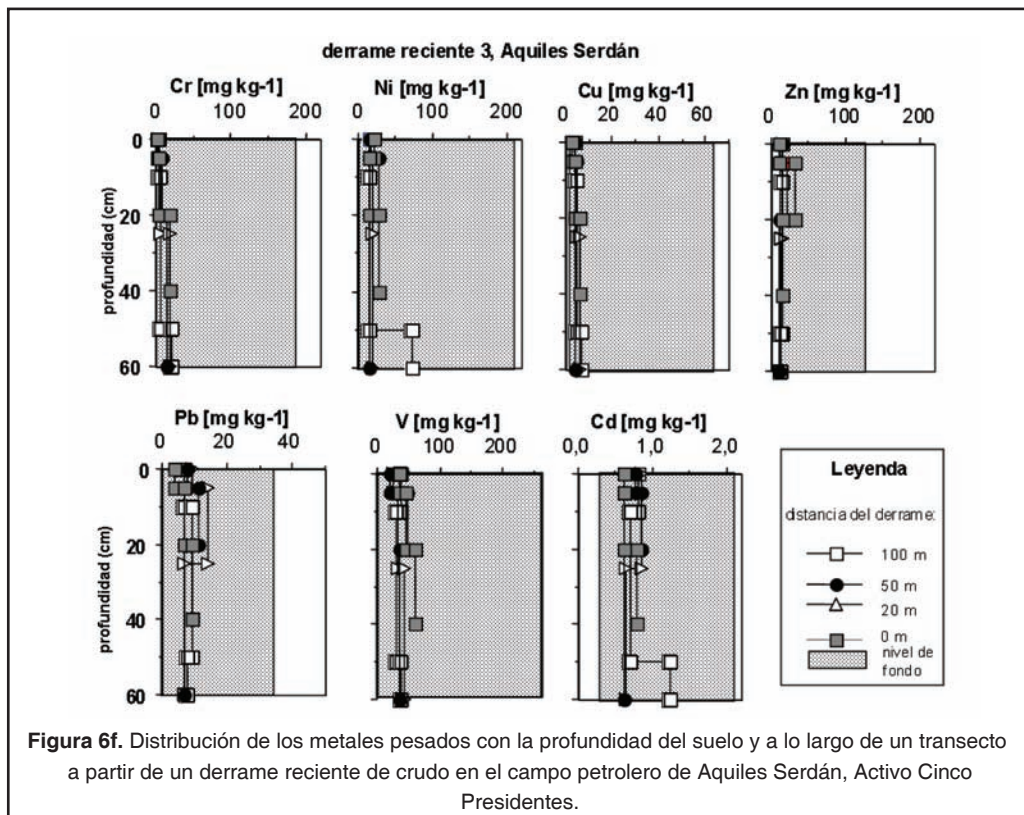
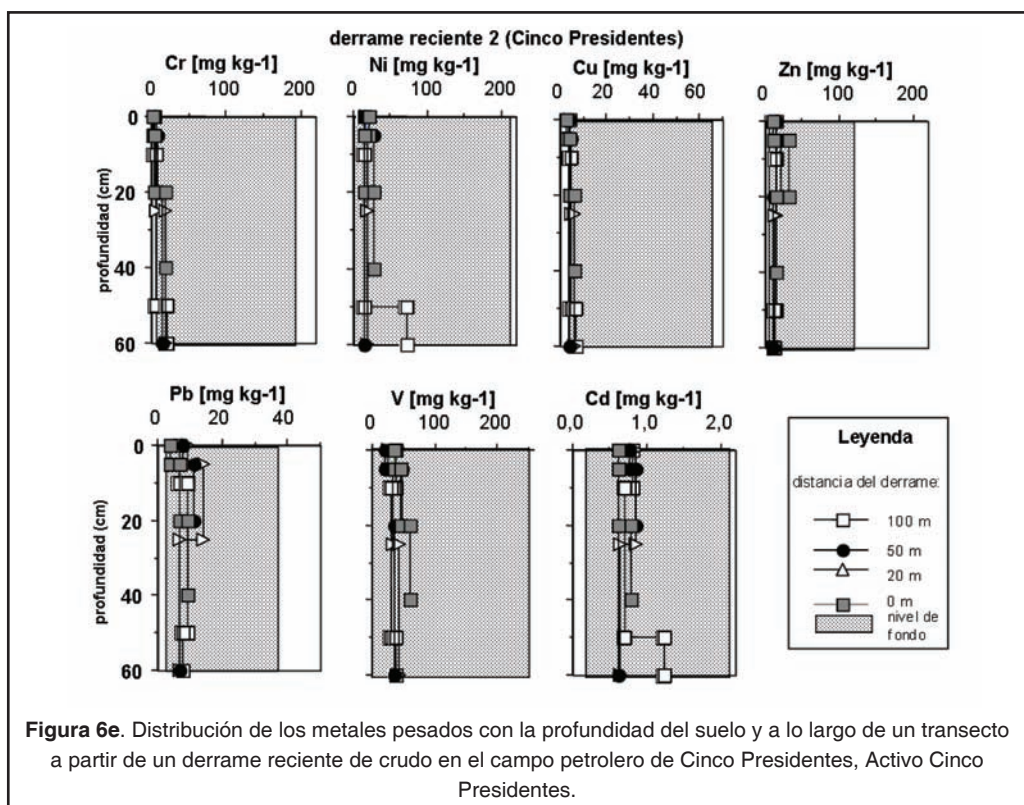


Figura 6d. Distribución de los metales pesados con la profundidad del suelo y a lo largo de un transecto a partir de un derrame reciente de crudo en el campo petrolero de Ogarrio, Activo Cinco Presidentes.



El comportamiento de los metales a profundidad y a lo largo del transecto en el derrame reciente 3, campo Aquiles Serdán (Fig. 6f) es muy uniforme. Únicamente en el horizonte C del sitio a 70 m de distancia se nota un incremento en los contenidos de Ni y Cd.

Dado que los contenidos totales de metales no mostraron un comportamiento claro en relación a su movilidad lateral y vertical a escala local, se decidió realizar una extracción selectiva de los metales en uno de los sitios, para corroborar si las fracciones relativamente más móviles son mejores indicadores del comportamiento de los metales. Se optó por realizar una extracción con acetato de amonio, la cual presuntamente extrae únicamente a los metales que se encuentran en formas intercambiables. Se seleccionaron dos transectos cuyos contenidos de metales totales parecen mostrar una mejor relación con el derrame de hidrocarburos, y que son el transecto del derrame antiguo 1, La Venta, y el transecto del derrame reciente 1, Ogarrio. A las muestras se les analizó únicamente el contenido de níquel, ya que este metal se encuentra en los crudos y los límites de detección por espectrofotometría de absorción atómica de flama se encuentran en niveles mucho más bajos, que los de vanadio (que es el otro metal que se encuentra en cantidades mayores en el petróleo).

El níquel extractable con acetato de amonio se encontró en todas las muestras por debajo de los límites de detección de la técnica utilizada ($LD = 2.5 \text{ mgkg}^{-1}$).

Contenidos de Metales Pesados en Muestras de Aguas Freáticas del Activo Cinco Presidentes

En la tabla 4 se presentan los contenidos de metales pesados encontrados en las muestras de agua freática tomadas en los sitios control, es decir, aquellos sitios en los que no existe actividad alguna de perforación y producción de petróleo a 2 km a la redonda, pero que están ubicados dentro de la llanura baja del Activo Cinco Presidentes. Los valores obtenidos en aguas de norias y pozos se compararon con la normatividad existente en México para agua

potable, y los de aguas freáticas con los límites críticos y los máximos permisibles en aguas freáticas según la normatividad de los Países Bajos (Tabla 5).

Los contenidos de metales en las aguas freáticas de sitios control se encuentran todos, menos los de uno de los tres sitios muestreados en un rancho en Villa Benito Juárez, dentro de lo considerado como valores de fondo por la normatividad de los Países Bajos. En uno de los sitios muestreados en un tular muy cercano a la casa del rancho (100 m) los valores para cromo, níquel y plomo se encuentran en intervalos considerados como críticos y los de cobre rebasan inclusive el límite máximo permisible. Como los otros dos sitios muestreados dentro del mismo rancho (sitio control 2 puntos 1 y 2) presentan valores dentro del nivel de fondo, puede pensarse que en este sitio ocurrió una contaminación puntual, quizá debido a la deposición de basura o algún agroquímico, lo cual es factible considerando la corta distancia a la casa.

En las muestras de agua freática tomadas en el derrame antiguo en La Venta (Tabla 6) se rebasan los valores críticos para Ni y Zn, y en el sitio más alejado del derrame, pero ubicado en la parte baja del microrelieve, también se rebasan los límites críticos para cadmio y plomo; el contenido de cobre incluso rebasa a los valores máximos permisibles. En los demás sitios con derrames los valores se encuentran mayoritariamente dentro de los intervalos considerados como de fondo. Únicamente se rebasan los valores de níquel en 3 sitios a lo largo de los dos transectos muestreados en Aquiles Serdán, y los de cobre en dos sitios muestreados en Cinco Presidentes. Comparando las concentraciones en sitios cercanos a derrames con las encontradas en promedio en sitios control, se observa además que los valores de vanadio en el derrame de La Venta, en el de Cinco Presidentes y en algunos sitios en Aquiles Serdán, están relativamente elevados.

En las muestras de agua tomadas en norias y perforaciones profundas (Tabla 7) los valores están dentro de la Norma Oficial Mexicana para agua potable con excepción de los valores de Cr, Cd y Pb en la perforación de 4 a 5 m de profundidad realizada junto al derrame reciente en Ogarrio. También se muestran valores relativa-

Tabla 4. Concentraciones de metales pesados en muestras de aguas freáticas en sitios control del Activo Cinco Presidentes.

No.	Descriptor	V	Cr	Ni	Zn	Cu	Cd	Pb
		[ug L-1]						
A-1	Sitio control 1, pto.1, agua freática superficial	20	19	37	78	27	1	21
A-2	Sitio control 1, pto.2, agua freática superficial	7	6	11	30	8		4
A-3	Sitio control 1, pto.3, agua freática superficial	1	2	11	18	4		7
A-15	Sitio control 2, acahual, agua freática	23	2	15	54	5		2
A-16	Sitio control 2, popal, agua freática	28	37*	183*		587**	3	84*
A-17	Sitio control 2, tular, agua freática	2	4	16	68	12		3
A-23	Control 3, ranchería Tres Bocas, pto. 1, pasto	1	2	3	21	9		1
A-24	Control 3, ranchería Tres Bocas, pto. 2, popal	5	2	17	25	16		6
A-25	Control 3, ranchería Tres Bocas, pto. 3, acahual	4		2	5	13		1
A-35	Control 4, La Venta - B. Juárez, pasto		2	10	57	34		16
A-36	Control 4, La Venta - B. Juárez, popal	1	4	10	77	28		8
A-37	Control 4, La Venta - B. Juárez, pompal	5	4	11	50	29	1	17
A-45	Sitio control 5, La Azucena, manglar quemado	9		2	12	8		10
A-46	Sitio control 6, La Azucena, manglar	12		3	3	14		2
	Promedio¹:	7	4	11	38	16	0.5	8
	Desviación estándar	7	5	9	27	10	0.3	7

¹ sin considerar a los valores extremos de la muestra A-16.

*) estos valores rebasan los límites de alerta para aguas freáticas según Leitraad Bodensanering de los Países Bajos

**) Estos valores rebasan los límites máximos permisibles en aguas freáticas según Leitraad Bodensanering de los Países Bajos (LfU, 1989).

Celdas en blanco - Concentraciones por debajo del límite de detección.

mente elevados de Zn, Ni, Pb y Cd en la perforación profunda realizada en el derrame antiguo de La Venta.

Para tratar de responder a la pregunta sobre el probable origen de los metales encontrados, tanto en muestras de aguas freáticas en los sitios cercanos a los derrames en La Venta y Aquiles Serdán, como en las perforaciones profundas en Ogarrío y La Venta, se realizó un análisis multivariado (análisis de conglomerados) (Fig. 7) con el cual se buscó agrupar a

las muestras de acuerdo a su similitud relativa. A este análisis se sometieron también los datos de aguas congénitas obtenidos a partir de muestras tomadas en diferentes instalaciones de Pemex a lo largo de la Región Sur (Tabla 7).

En el análisis de conglomerados se separaron claramente la muestra de agua de la deshidratadora La Venta y la de la perforación profunda del derrame La Venta, indicando una gran disimilitud de ambas con respecto al resto de

Tabla 5. Valores de referencia y límites máximos permisibles para metales pesados en agua potable (referencias 1 a 5) y aguas freáticas (referencia 6) en diferentes normatividades (tomado de NOM, 1994; Fiedler y Roessler, 1988 y LfU, 1989).

Elemento	NOM ¹	TrinkwV ²	AWWA ³	CEE 80 ⁴	OMS ⁵	Leitraad Bodensanering ⁶		
						A	B	C
ug L ⁻¹								
Cd	5	5	10	5	5	1	2.5	10
Cr	50	-	50	-	-	1	50	200
Cu	2000	-	200	100	1000	15	50	200
Ni	-	50	-	50	-	15	50	200
Pb	25	40	50	50	50	15	50	200
V	-	-	-	-	-	-	-	-
Zn	5000	-	1000	-	5000	150	200	800

¹ Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA1-1994).

² Trinkwasserverordnung (1986): Bundesgesetzblatt I.S.760, Rep. Federal de Alemania

³ American Water Works Association

⁴ CEE 80: Comunidad Económica Europea (80/778/EWG)

⁵ Organización Mundial de la Salud: Guidelines for drinking water quality, Geneva, 1984.

⁶ Leitraad Bodensanering de los Países Bajos (14.11.1988) (valores de referencia

A: valores de fondo, valores críticos B: sitios requieren de monitoreo, valores máximos permisibles

C: al excederlos es imperativo realizar medidas de saneamiento.

las muestras, así como una semejanza entre estas dos. Las demás aguas congénitas de la Región Sur se separaron a un siguiente nivel de distancia euclidiana, lo que implica que las muestras de aguas congénitas son diferentes del resto de las muestras en lo que respecta a su composición química, y conforman un mismo conglomerado, por lo que pueden considerarse como muy semejantes entre sí, diferenciándose de todas las demás muestras analizadas. En un nivel de distancia euclidiana de 0.48, que equivale aproximadamente a un 75% de similitud entre las muestras, se separan las muestras de dos norias (49 y 48) en Aquiles Serdán del resto de las muestras, así como de otras 7 muestras (parte superior del diagrama, figura 7). Éstas son: otra más de las cuatro norias muestreadas en el ejido de Aquiles Serdán (norias CIMADES), dos muestras tomadas en los respectivos derrames muestreados en Cinco Presidentes en los sitios del derrame, la muestra tomada en la parte baja del transecto del derrame antiguo La Venta, la muestra de la perforación profunda tomada en el derrame re-

ciente en Ogarrio, así como la muestra tomada en el tular en el sitio control de Villa Benito Juárez. Todas estas muestras son relativamente distintas entre sí y diferentes a las demás muestras de aguas freáticas o de norias. Lo anterior hace suponer que factores extraordinarios están influyendo en su composición, lo cual para el caso de muestras tomadas en o cerca de derrames muy bien pueden ser contaminantes relacionados con éstos.

De las muestras restantes se separan las muestras de La Venta a un nivel de distancia euclidiana aproximado de 0.32, equivalente a un nivel de similitud del 84%, y a un segundo nivel, se separan las muestras provenientes de la zona costera (Cinco Presidentes, La Azucena) de las demás tomadas en sitios tierra adentro. El resto de las muestras presentan una similitud muy alta (aproximadamente un 87% de similitud) y se observa que su agrupación obedece a las localidades de donde han sido tomadas, (Ogarrio, Aquiles Serdán ó La Venta).

Tabla 6. Concentraciones de metales pesados en muestras de aguas freáticas en sitios influenciados por derrames en el Activo Cinco Presidentes.

No	Descriptor	V	Cr	Ni	Zn	Cu	Cd	Pb
		[ug L-1]						
A-5	Derr. ant. La Venta, 75 m, parte baja	67	18	67*	253*	443*	5*	111*
A-6	Derr ant La Venta, 75 m, parte alta	28	3	23	126	8		2
A-7	Derr ant La Venta, 25 m, parte alta	41	7	103*	176	11		3
A-8	Derr ant La Venta, 10 m, parte alta	49	14	110*	418*	15	1	16
A-9	Derr ant La Venta, 0 m	11	1	14	18	3		5
A-26	Derr ant 3, A. Serdán, pto. 2, 20 m	7	0	104*	48	10		2
A-31	Derr. ant. 2, 5 Presid, pto. 4, 90 m	19	1	5	26	9		10
A-32	Derr ant 2, 5 Presid, pto. 3, 30 m	16		5	26	4		8
A-33	Derr ant 2, 5 Pres, pto. 2, 10 m	37	6	10	50	8		10
A-34	Derr ant 2, 5 Presid., pto. 1, 0 m	30	2	5	34	7		4
A-42	Derr ant 3, A. Serdán, pto. 4, 100 m	36	3	8	25	8		5
A-43	Derr ant 3, A. Serdán, pto. 3, 50 m	2		12	10	27		2
A-44	Derr ant 3, A. Serdán, pto. 1, 0 m	11	3	80*	43	13		3
A-18	Derr rec, Ogarrio, 70 m, agua freática	1	1	5	39	3		7
A-19	Derr rec, Ogarrio, 30 m, agua freática	1	2	6	52	4	1	25
A-20	Derr rec, Ogarrio, 10 m, agua freática	1	2	9	85	11		5
A-21	Derr rec, Ogarrio, 0 m, agua freática	1	1	8	141	8		4
A-27	Derr rec 2, A Serdán, pto. 4, 200 m	4		6	6	4		0
A-28	Derr rec 2, A Serdán, pto. 3, 125 m	7		92*	18	2		0
A-29	Derr rec 2, A Serdán, pto.2, 50 m	4		22	9	1		0
A-38	Derr rec 3, 5 Presid, pto. 4, 70 m	17		2	17	5		2
A-39	Derr rec 3, 5 Presid, pto. 3, 30 m	9	4	13	68	72*	1	17
A-40	Derr rec 3, 5 Presid, pto. 2, 10 m	6		2	16	71*		5
A-41	Derr rec 3, 5 Presid, pto. 1, 0 m	5	4	12	52	48	1	22
	Promedio¹	17	3	30	73	33	1	11
	Desviación estándar	18	5	38	95	90	1.5	22

*) Valores que rebasan los límites de alerta para aguas freáticas según Leitraad Bodensanering de los Países Bajos

**) Valores que rebasan los límites máximos permisibles en aguas freáticas según Leitraad Bodensanering de los Países Bajos (LfU, 1989).

Celdas en blanco - Concentraciones por debajo del límite de detección.

Tabla 7. Concentraciones de metales pesados en muestras norias y perforaciones profundas así como en el pozo de agua potable da La Venta en el Activo Cinco Presidentes.

No.	Descriptor	V	Cr	Ni	Zn	Cu	Cd	Pb
		[ug L-1]						
A-12	Noria derrame antiguo La Venta	10		11	36	2		2
A-30	Noria derr. reciente 2, A. Serdán	2		5	12			2
A-47	Noria Ejido A. Serdán (Cimades 1)	1		1	7	5		2
A-48	Noria Ejido A. Serdán, (Cimades 1A)	2		7	7	8		2
A-49	Noria Ejido A. Serdán (Cimades 3)			5	1	4		3
A-50	Noria Ejido A. Serdán (Cimades 7)			3	15	2		3
	Promedio¹:	4		5	13	4		2
	Desviación estándar	4		3	12	3		0.5
A-4	Sitio control 1, perf. prof. (9 - 10 m)	34	2	66	54	11		1
A-10	La Venta, perf. profunda (0.6-0.7m)	44	1	61	32	10		
A-11	La Venta, perf. profunda, 10.0-10.8 m	150	5	153	257	43	4	10
A-22	Ogarrio, perf. profunda 4.1-4.6m	112	60*	123	7	746	8*	138*
A-13	Pozo La Venta, 172 m, CNA	19	19	43	176	203	1	22
	Promedio¹	71	17	89	105	202	4	42
	Desviación estándar	56	24	46	106	314	3.5	63

* Valores que rebasan los límites máximos permisibles en agua potable según Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA1-1994)
Celdas en blanco - Concentraciones por debajo del límite de detección.

CONCLUSIONES

No se observa una diferencia significativa entre sitios control y sitios ubicados en campos petroleros, pero sí existen claras diferencias en las concentraciones de metales pesados en las diferentes localidades. Tampoco se encontró un gradiente en las concentraciones a lo largo de los transectos muestreados a partir de derrames de hidrocarburos.

Los niveles de fondo para Ni y V en la llanura aluvial baja del Activo Cinco Presidentes abarcan intervalos mayores a los considerados como normales a nivel global. Esto es importante a considerar en la evaluación de la contaminación por metales pesados en esta región.

Las actividades petroleras parecen tener un impacto muy local. En este estudio sólo se pudo establecer una relación clara entre los contenidos de metales pesados y las descargas de aguas congénitas en un sitio afectado por derrames frecuentes en La Venta. Lo anterior indica que el impacto de las actividades petroleras parece estar muy localizado. Los futuros estudios de la contaminación del suelo por metales pesados en esta zona deben dar prioridad a zonas claramente impactadas por actividades petroleras, en especial descargas de aguas congénitas y determinar los respectivos niveles de fondo locales.

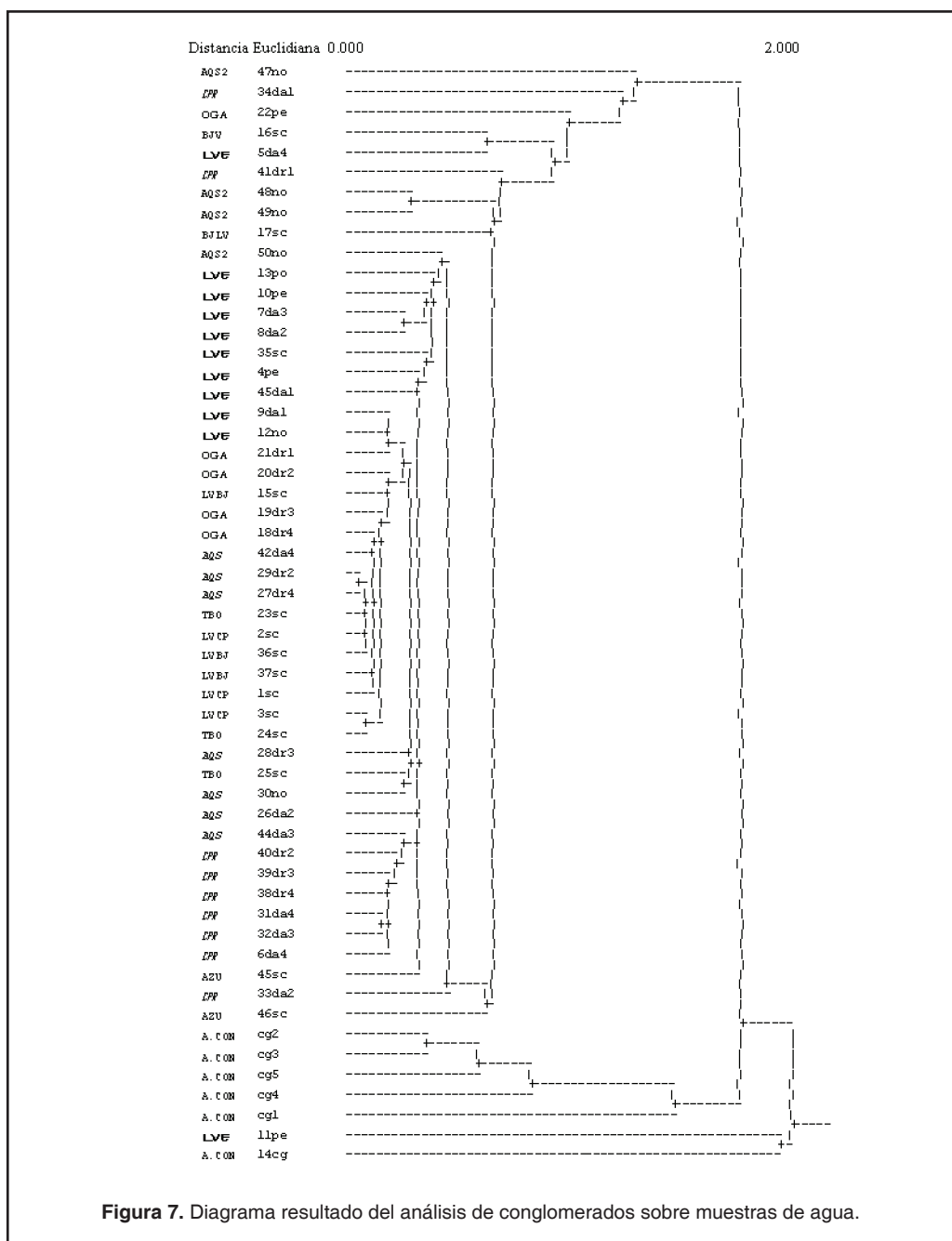


Figura 7. Diagrama resultado del análisis de conglomerados sobre muestras de agua.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó dentro del marco de un proyecto institucional multidisciplinario en el cual participaron especialistas del Instituto Mexicano del Petróleo, así como de diversos institutos de la Universidad Nacional Autónoma de México y de la consultora norteamericana

Battelle. Las autoras agradecen a la M.C. Kumiko Shimada su apoyo en los análisis de laboratorio, así como a Daniel Pinales Bravo, Luis Alberto Olvera Vargas, Rutilio Ortiz Salinas y al M.C. Manuel Hernández Quiroz su apoyo en los muestreos.

LITERATURA CITADA

- Ato, M., y J.J. López, 1994.** Fundamentos de Estadística con SYSTAT. Addison-Wesley Iberoamericana. U.S.A. 630 p.
- Blume, H.P., 1990.** Handbuch des Bodenschutzes. Ecomed Verlagsgesellschaft GmbH, Landsberg/Lech.
- Fiedler, H.J., y H.J. Rössler, 1988.** Spurenelemente in der Umwelt. Enke Verlag.
- Khalaf, F., P. Literathy, y V. Anderlini, 1982.** Vanadium as a tracer of oil pollution in the sediments of Kuwait. *Hydrobiology*, 91: 147-154.
- Lewan, M.D., 1984.** Factors controlling the proportionality of vanadium to nickel in crude oils. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48(11): 2231-2238.
- LfU, 1989.** Grenzwerte und Richtwerte für die Umweltmedien Luft, Wasser, Boden. Landesanstalt für Umweltschutz Baden- Württemberg (Ed.) 47p.
- Manriquez, L., A. Moreno, R.E. Tenorio, y D. Herrera, 2000.** Four mexican crude assays updated. *Oil & Gas Journal*, 5: 54-57.
- Ortiz, M.A., C. Siebe, y S. Cram, 2005.** Diferenciación ecogeográfica, p. 305-321. In: J. Bueno, F. Álvarez y S. Santiago (Eds). Biodiversidad del Estado De Tabasco. Inst. de Biología, UNAM-CONABIO. ISBN 970-9-26-8.
- PARS (Proyecto Ambiental de la Región Sur). 1999.** Diagnóstico de los efectos ambientales de la industria petrolera asociados a la región sur de PEP. Subproyecto Monitoreo edafoecológico. Siebe, C. Informe Final. PEMEX-Battelle/UNAM/IMP.
- Schlichting, E., H.P. Blume y K. Stahr, 1995.** Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studentexte 81, 2a Ed. Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin, Wien.
- Trujillo, A., E.L. Lagunez y A. Bocanegra, 1995a.** Dinámica de metales pesados en suelos y ríos en Comalcalco, Tabasco. Memorias del XXVI Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Cd. Victoria, Tamaulipas, México. Pag. 42.
- Trujillo, A., E.L. Lagunez y J. Zavala, 1995b.** Afectaciones petroleras en suelos y cultivos en el estado de Tabasco. Memorias del XXVI Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Cd. Victoria, Tamaulipas, México. Pag. 40.
- Trujillo, A., E.L. Lagunez y R. González, 1995c.** Metales pesados e hidrocarburos en suelos del estado de Tabasco. Memorias del XXVI Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Cd. Victoria, Tamaulipas, México. Pag. 41.

Núñez-Nogueira, G., 2005. Concentration of essential and non-essential metals in two shark species commonly caught in Mexican (Gulf of Mexico) coastline, p. 451-474. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Concentration of Essential and Non-Essential Metals in Two Shark Species Commonly Caught in Mexican (Gulf of Mexico) Coastline

26

Gabriel Núñez-Nogueira

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

RESUMEN

Se evaluaron las concentraciones de As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Se y Zn en branquias, hígado, cerebro y músculo pertenecientes a *Carcharhinus limbatus* y *Rhizoprionodon terraenovae*, colectados en las playas de Chachalacas y Pto. De Veracruz, así como en diversos locales del Centro de distribución de pescados y mariscos "La Nueva Viga", en México D.F., entre agosto de 1994 y abril de 1995. Se determinaron las relaciones entre los diferentes elementos con el sexo, longitud total, peso total y edad de los organismos, para cada especie. Se observa que dependiendo del tejido, el metal se acumula en menor o mayor grado, a causa muy probablemente de las necesidades metabólicas y de las características fisicoquímicas de cada elemento, asociadas también a los mecanismos de desintoxicación. La dependencia de los niveles de metales en músculo respecto al sexo solo se observó para Cd en *R. terraenovae*, mientras que Fe, Mn y Zn (*C. limbatus*) y Hg (ambas especies), respecto del estado de madurez. La especie que mostró correlaciones con la longitud (Fe, Pb, Mn y Hg) y edad (Fe, Pb, Mn, Hg y Zn) fue *C. limbatus*, mientras que en *R. terraenovae* únicamente fue mercurio. Con base en los niveles detectados de As, Cd, Hg y Pb en músculo, se determina que no existe un riesgo inmediato en el consumo de la carne de estas especies. Se recomienda realizar más estudios que se enfoquen a los procesos de acumulación, regulación y desintoxicación, en diferentes grupos de edades, así como por regiones, para elucidar las variaciones en las concentraciones de metales observadas entre géneros y especies, así como el grado de exposición.

ABSTRACT

Concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Se and Zn in gills, liver, brain, and muscle of *Carcharhinus limbatus* and *Rhizoprionodon terraenovae* were determined. Samples were taken on sharks caught off Chachalacas beach and Veracruz harbor, as well as several selling places at "La Nueva Viga" fish market, in Mexico City, between August 1994 and April 1995. In this paper, metal concentrations are described among tissues and their relationships with sex, total length, total weight and age in each species. It is observed from this, that metal accumulation depends on the tissue, perhaps as a consequence of metabolic needs, physicochemical properties and detoxification developed for each metal. Dependency of metal concentration in muscle from sex

was only observed for Cd in *R. terraenovae*, Maturity-related concentrations were observed in Hg (both species), and Fe, Mn, Zn (*C. limbatus* only). Correlations with total length (Fe, Pb, Mn and Hg) and age (Fe, Pb, Mn, Hg and Zn) were detected in *C. limbatus*, while *R. terraenovae* only showed this relationship for Hg. Based on As, Cd, Pb and Hg concentrations in muscle, it has been determined that there is no risk in shark meat consumption. It is highly recommended to analyze accumulation, regulation and detoxification processes in different age groups, and by regions in further studies, in order to clarify the origin in metal variability between genus and species, and quantified levels of exposures in local areas.

INTRODUCTION

The importance of metal research in the environment during the last decades has rise as result of their hazard effects for the biota and their ecological impacts. Metal pollution in terrestrial and aquatic environments have catch human attention as a result of different extreme cases of human health alterations produced by their presence in water, air and food. The Minamata disease was found to be related to mercury in fish and the Itai-Itai disease to cadmium assimilated from rice growth in fields containing water contaminated by this metal (Alloway and Ayres, 1997). Metal toxic effects are not necessarily developed on high metal body concentrations. Different organisms *per se* show different metal concentrations in their bodies and different tolerance to their exposure, as a result of how metals are handled by each organism. Essential metals are required for maturation, growth, maintenance of immunological systems, reproduction, etc., however, this essentiality is lost when body/organ/tissue concentration reach a threshold level, where the organisms is not capable to deal with triggering toxic effects within the cells. The hazard effects produced by essential metals when concentrations within the body have rised, explain why these metals are considered as a pollutants.

On the other hand, those elements that have not showed an essential role in the physiology of one particular organism are then considered, from a biological point of view, as non-essential metals. Mercury, lead, and cadmium are good example of them. With exception of cadmium, mercury and lead are considered as non-essential metals in plants and animals. Cadmium, however, has recently showed to be incorporated within an enzyme called carbonic anhydrase (CA) in marine diatoms (Cullen *et al.*, 1999). It appears that under particular oceanic conditions where zinc availability (natural

component of the enzyme) has been reduced, cadmium has been incorporated into the enzymatic structure. Until today, non-essentiality of cadmium remains without change in the animal kingdom.

An important aspect analysed in environmental studies is related to any increase of pollutants through the food web. Secondary and tertiary consumers tend to contain higher metal concentration in their bodies, than primary producers and primary consumers. This increase in xenobiotic substances (in body concentrations) is defined as biomagnification. Sharks remain at the top of the marine food web, and they are well accepted for human consumption by different cultures around the globe. This situation makes sharks vulnerable to aquatic metal pollution and a possible source of toxic metals to humans. Among some metals and metalloids that have been reported in sharks are: arsenic, cadmium, chromium, lead, mercury, and zinc. These metal body concentrations varies according to the species and tissues involved, but the most common organs/tissues implicated in sharks are liver, kidney, muscle and gills (Windom *et al.*, 1973; Walker, 1976, 1977; Reichenback-klinke, 1980; Powell *et al.*, 1981; Hueter, *et al.*, 1995; Núñez *et al.*, 1998). What is more, metal transfer from sharks to humans seems to take place directly from their ingested meat, as has been demonstrated for mercury, arsenic and cadmium (Anand, 1978; Chicourel *et al.*, 2001).

Different shark species (approximately between 80 and 100 species; Castillo pers. comm.) are reported for Mexican waters. Forty-four of them are present in the Gulf of Mexico (more than 60% of Mexican shark diversity), and forty are considered of high importance for Mexican Fishery (Castillo, 1992). A recent study focused

to evaluated the actual situation of shark fisheries in the Gulf of Mexico, has showed that two main species of sharks commonly present in Mexican captures are *Rhizoprionodon terraenovae* (Richardson, 1836) and *Carcharhinus limbatus* (Valenciennes, 1839). In 1995, these two species represented 45.9% and 11% of the total volume of shark product respectively (Rodriguez de la Cruz *et al.*, 1996), making them an important seafood product available for human consumption (Bonfil *et al.*, 1992; Castillo, 1990; Marin, 1992; Fuentes *et al.*, 2002).

High longevity, slow growth rates, late sexual maturation and low reproductive rates cause that sharks became vulnerable to over fishing and marine pollution, particularly for those organisms that use shallow waters as nursery areas (Núñez *et al.*, 1998; Fuentes *et al.*, 2002).

Many doubts can come to the surface from environmental and healthy perspectives. How dangerous can be metal exposure to sharks?, how efficiently sharks can handle metals?, Are metal presence in mexican shark meat, important for humans from a medical point of view?, Are shark species under risk in mexican waters by these elements?. These are some of the questions that need answers, however, they need to be approached in a multidisciplinary form. This work do not intent to answer all the questions, but at least, provide basic information about the presence and concentration of essential and non-essential metals in sharks commonly caught in the Gulf of Mexico, particularly a long the mexican coast line, and hopefully, to promote further research in the region, about this topic.

MATERIAL AND METHODS

Sharks were captured off the coast of Veracruz, by local fishermen (pesca riveña), between August 1994 and April 1995. "Atarraya or chinchorro net, gill net and pelagic trawl net were used. A second sampling was performed at "La Nueva Viga-fish market" in Mexico City, coming from Tamaulipas and Tabasco coastlines (Fig. 1). A total of twenty-one sharp-nose sharks (*R. terraenovae*: 10 females and 11 males) and twenty-one blacktip sharks (*C. limbatus*: 2 females and 19 males) were sampled.

Liver, muscle, gills, and brain, were sampled when ever was possible, and frozen between -20 and 2°C until analysis. Metal extraction was developed by wet acid digestion protocol. Samples were digested using a mixture of nitric/perchloric acid (AristaR and Analar grade; JT. Baker®) and filtered through 0.45 µm MF membrane disposable filters (Millipore®).

Metal concentrations were measured by flame (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) and by cold vapour hydrade generator (As, Hg and Se) in a Perkin-Elmer 2380 Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS). Analytical conditions for each metal were established according to the AAS manufacturer method (Perkin-Elmer Co. 1982).

All the plastic and glassware used during this project were soaked in 20% HCL solution for at least one week and rinsed with double distilled water (Milli-Q water purification system) before and after been used.

Evaluation of the accuracy of total metal concentration analysis by AAS was performed (Table 1) using fish homogenized (Reference Material IAEA-407, International Atomic Energy Agency, Monaco).

RESULTS AND DISCUSSION

Total Length, Age and Total Weight Determination

Forty-two sharks representing both species were caught and sample during this study, and total length (TL) in each organism determined

according to Compagno (1984). Sharp-nose sharks were between 9.6 and 90.9 cm (n=21), while blacktip sharks between 59.9 and 164.0 cm (n=21), respectively. Once total length was determined, it was possible to defined reproductive condition (immature or mature) by com-

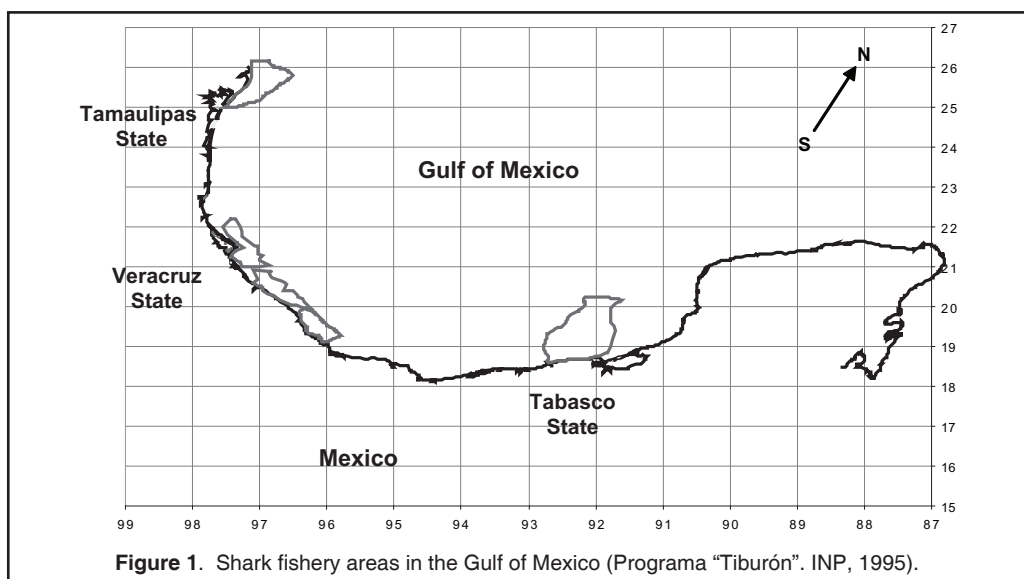


Figure 1. Shark fishery areas in the Gulf of Mexico (Programa "Tiburón". INP, 1995).

Table 1. Trace metal concentration (mg kg⁻¹) of certified standard. Fish homogenised (IAEA-407).

Metal	AAS analyses (n=3) Mean ± s.d.	Certified Values Mean (range)
As	13.78 ± 4.35	12.60 (12.3 - 12.9)
Cd	0.24 ± 0.02	0.19 (0.18 - 0.19)
Cr	0.78 ± 0.04	0.73 (0.67 - 0.79)
Cu	2.42 ± 0.24	3.28 (3.20 - 3.36)
Fe	122.47 ± 8.58	146.00 (143 - 149)
Hg	0.26 ± 0.04	0.22 (0.22 - 0.23)
Mn	3.52 ± 0.47	3.52 (2.58 - 3.86)
Pb	0.70 ± 2.13	0.12 (0.10 - 0.14)
Se	2.13 ± 0.25	2.83 (2.70 - 2.96)
Zn	59.95 ± 3.11	67.10(66.3 - 67.9)

paring data with reproductive aspects of the species (Rodríguez de la Cruz *et al.*, 1996).

Von Bertalanffy growth models for each species were employed for age determination (Figs. 2 and 3). Branstetter (1987) established a combined sex model for *R. terraenovae*, with parameters as follow: $k = 0.359$ (rate), $L_{\infty} = 108$ cm TL (maximum theoretical length) and $t_0 = -0.985$ years (theoretical age at zero length). In *C. limbatus*, growth parameters for females were: $k = 0.197$, $L_{\infty} = 195.0$ cm TL and $t_0 = -1.154$ years, while for males: $k = 0.276$, $L_{\infty} = 166.5$ cm TL and $t_0 = -0.884$ years (Killam and Parsons, 1989).

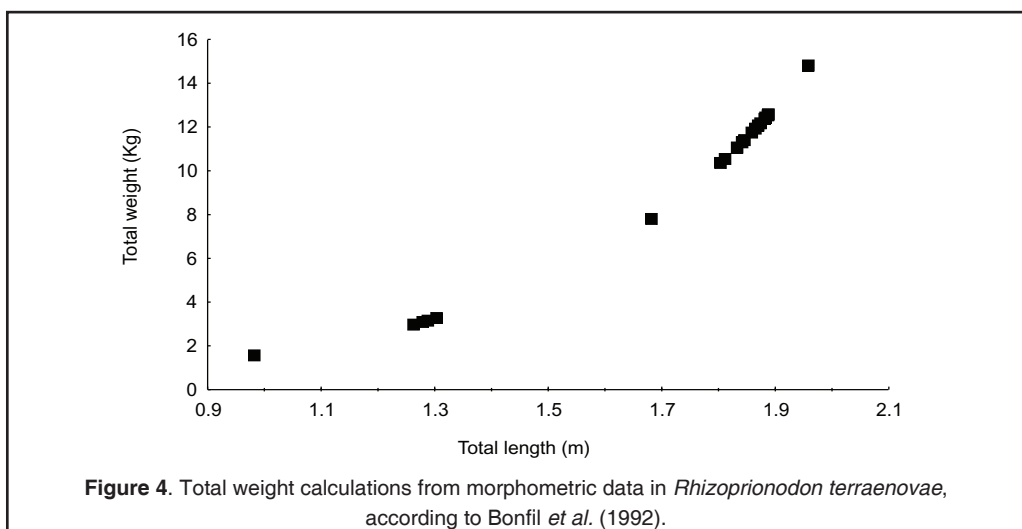
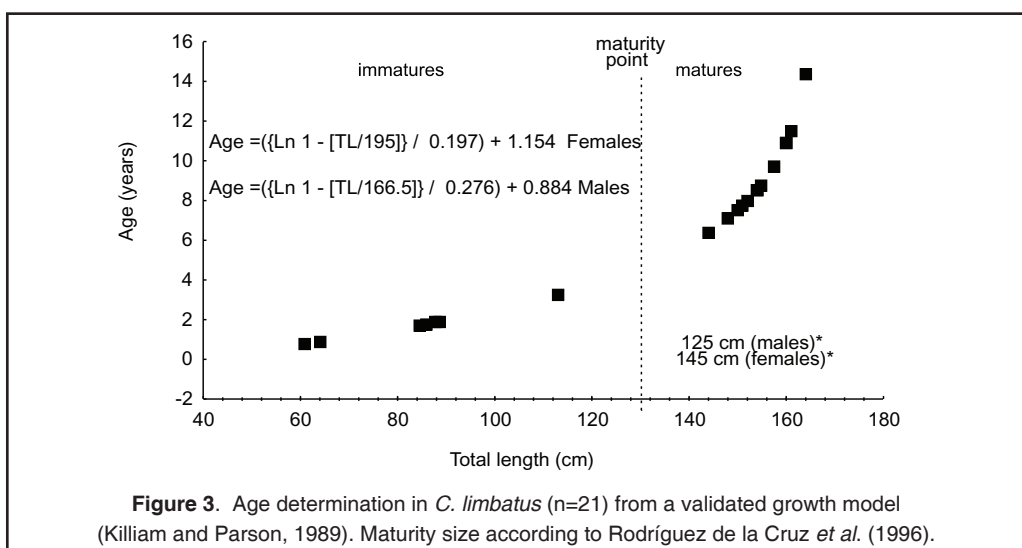
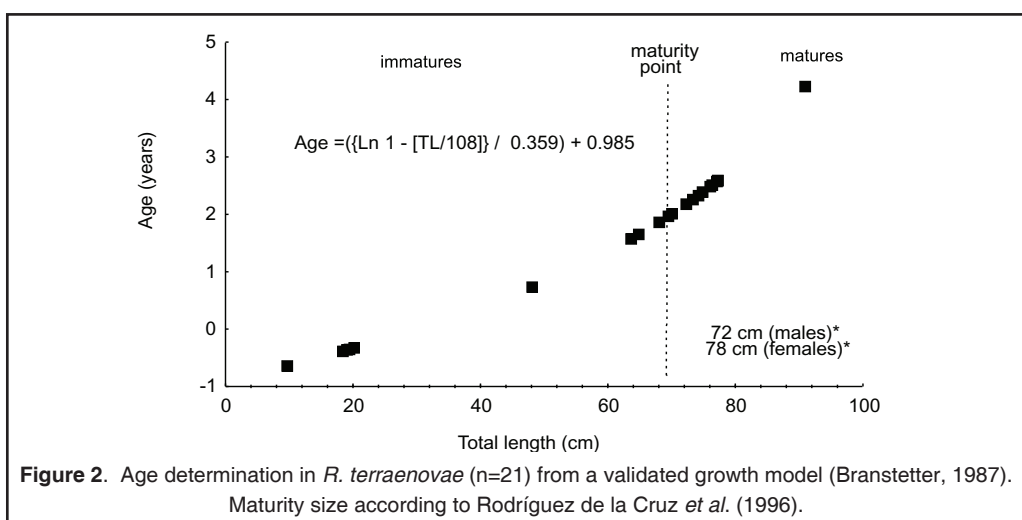
From these analyses, it has been possible to identify an embryo (sharp-nose shark) and mature organisms up to 2 or 14 years old, depending on the species (Figs. 2 and 3).

Total weight was calculated from total length data in *R. terraenovae* (Fig. 4) according to Bonfil *et al.* (1992), however, this particular calculation has not been possible for *C. limbatus*, due to the lack of an appropriate model. Total weight range between 1.6 and 14.8 kg (9.6 ± 4.1 kg). This data, together with total length and age, were compared against total metal concentration.

Metal Concentrations

Accuracy of total metal analyses was determined by certified material (Fish homogenised, IAEA-407). Trace metal concentrations are within the expected range, with exception of lead, which showed to be overestimated (Table 1). For this reason, Pb concentration must be considered only as a reference.

All essential (As, Cr, Cu, Fe, Mn, Se, and Zn) and non-essential metals analysed (Cd, Hg and Pb) were present in shark samples. The general distribution in both species were $Fe \gg Zn \gg As > Pb > Hg > Se = Mn > Cu > Cr = Cd$ (muscle), $Fe \gg Zn \gg Se > Hg > Cu > Mn = Pb = As > Cd > Cr$ (liver), $Fe \gg Zn \gg Se > As > Cu > Pb > Mn > Cd > Hg = Cr$ (brain) and $Fe \gg Zn$



>> Se > Mn > As > Pb > Hg = Cu > Cd = Cr (gills), respectively. From these metal distributions, it is possible to observe that Fe, Zn, Se and Cr had the most stable conservative proportion among the four tissues, compared to other metals, that are distributed in different order of magnitude, depending on the tissue (Table 2).

Iron (Fe)

Iron showed the highest concentrations in every tissue, with mean values around 250 to 370 µg g⁻¹ in *C. limbatus*, while *R. terraenovae* concentration range was between 27.49 and 366.20 µg g⁻¹, depending on the cellular matrix (Table 2).

Minor concentrations in *R. terraenovae* were detected in brain (89.78 ± 45.74 µg g⁻¹) and muscle (27.49 ± 22.85 µg g⁻¹), meanwhile, liver and gills had mean concentrations greater than a hundred (172.22 ± 39.48 µg g⁻¹ and 366.21 ± 375.60 µg g⁻¹, respectively). It is possible to assume that this difference is originated, at least partially, by blood irrigation. Blood in sharks, compared to aquatic invertebrates, have haemoglobin, an iron-containing molecule. Gills received an important amount of blood for oxygen transportation, and liver plays an important role in blood depuration (being the biggest organ in sharks). Brain, on the other hand, is a small structure, perhaps with lowest blood irrigation rates than liver and gills. However, physiological

Table 2. Essential and non-essential metal concentrations (µg g⁻¹; mean ± s.d.) in four tissues from two shark species commonly caught in the Gulf of Mexico (Mexican coast line).

Tissue	Shark	As	Cd	Cr	Cu	Fe
Muscle	<i>R. terraenovae</i> (n = 21)	3.68 ± 2.81	0.34 ± 0.10	0.45 ± 0.21	1.10 ± 0.55	27.49 ± 22.85
	<i>C. limbatus</i> (n = 21)	3.16 ± 2.27	0.35 ± 0.17	0.44 ± 0.27	1.06 ± 0.28	269.74 ± 280.73**
Liver	<i>R. terraenovae</i> (n = 5)	3.27 ± 3.38	3.08 ± 5.23	0.32 ± 0.21	4.61 ± 1.42*	172.22 ± 39.48
	<i>C. limbatus</i> (n = 5)	1.38 ± 1.34	0.06 ± 0.01	0.38 ± 0.20	2.65 ± 0.89	250.38 ± 211.31
Gills	<i>R. terraenovae</i> (n = 21)	6.72 ± 4.69	1.99 ± 0.98	1.61 ± 0.82*	3.77 ± 2.11	366.21 ± 375.60
	<i>C. limbatus</i> (n = 21)	3.78 ± 7.74	0.84 ± 1.06	1.01 ± 0.96	3.20 ± 2.69	313.17 ± 282.43
Brain	<i>R. terraenovae</i> (n = 21)	10.48 ± 7.30	2.14 ± 1.59	1.10 ± 0.42**	6.63 ± 2.40	89.78 ± 45.74
	<i>C. limbatus</i> (n = 21)	3.92 ± 4.28	1.33 ± 1.75	0.56 ± 0.35	6.95 ± 1.42	369.58 ± 509.00*

t-test significantly different between groups (*<0.05, **<0.01).

Table 2 (Cont.). Essential and non-essential metal concentrations (µg g⁻¹; mean ± s.d.) in four tissues from two shark species commonly caught in the Gulf of Mexico (Mexican coastline).

Tissue	Shark	Mn	Pb	Hg	Se	Zn
Muscle	<i>R. terraenovae</i> (n = 21)	1.26 ± 0.44	3.31 ± 2.16	0.76 ± 0.31	2.17 ± 1.75	11.91 ± 4.07
	<i>C. limbatus</i> (n = 21)	1.89 ± 1.36	2.51 ± 2.17	3.33 ± 3.40**	1.49 ± 1.25	43.97 ± 42.64**
Liver	<i>R. terraenovae</i> (n = 5)	2.66 ± 0.91	1.82 ± 1.77	0.18 ± 0.16	5.78 ± 6.31	14.11 ± 14.32
	<i>C. limbatus</i> (n = 5)	2.61 ± 1.37	2.89 ± 0.07	7.78 ± 16.42	4.98 ± 8.70	24.99 ± 44.60
Gills	<i>R. terraenovae</i> (n = 21)	10.94 ± 5.34**	6.41 ± 5.75*	0.62 ± 0.33	14.75 ± 12.53*	45.43 ± 10.56
	<i>C. limbatus</i> (n = 21)	6.68 ± 5.11	2.91 ± 1.37	7.03 ± 6.92**	8.08 ± 8.72	37.22 ± 18.83
Brain	<i>R. terraenovae</i> (n = 21)	4.39 ± 3.48	7.91 ± 7.09	0.45 ± 0.44	10.97 ± 9.81	31.37 ± 9.68
	<i>C. limbatus</i> (n = 21)	4.70 ± 7.30	2.92 ± 1.31	1.33 ± 3.86	4.32 ± 9.41	24.42 ± 9.34

t-test significantly different between groups (*<0.05, **<0.01).

condition could be also involved in iron distribution, as seems to be the case in *C. limbatus*, which showed an opposite result, being the brain the main iron reservoir ($369.58 \mu\text{g g}^{-1}$).

Iron concentrations have been reported in gills, liver and muscle in sharks from different waters, around the globe (Tables 3 and 4). Concentrations in the present study are high, compared to the normal range reported, and it is important to highlight, that only sharks from the South region of the Gulf of California (Mexican Pacific) have shown similar results. Ruelas-Inzunza (2001) determined iron concentration in *Carcharhinus leucas* and *Sphyrna lewini* as follow: gills showed $73 \mu\text{g g}^{-1}$ (*C. leucas*) and $239 \mu\text{g g}^{-1}$ (*S. lewini*); liver $94.3 \mu\text{g g}^{-1}$ (*C. leucas*) and $132 \mu\text{g g}^{-1}$ (*S. lewini*) and muscle $9.2 \mu\text{g g}^{-1}$ (*C. leucas*) and $738 \mu\text{g g}^{-1}$ (*S. lewini*). At first sight, iron availability in Mexican waters appears to be relevant in fishes of both Pacific and Gulf of Mexico regions. Iron dissolved concentrations in the Gulf of Mexico, have been found above legal limits ($50 \mu\text{g L}^{-1}$; SEDUE, 1990), reaching more than 6mg L^{-1} in some tributaries (Villanueva and Páez-Osuna, 1996). This exposure could be enhanced by metal uptake from food sources, through biomagnification processes (Ruelas-Inzunza, 2001), and producing then, high levels in local sharks.

In order to determine if size, longevity and weight have an effect in metal concentration in each tissue (as a indirect form to evaluate biomagnification), total length, age and total weight were log-log transformed and tested by linear regression, with significant results only in muscle of *C. limbatus*, by total length and age (Fig. 5).

Differences between sexes were also analyzed for metal concentration in muscle. Not differences were observed either in juveniles or adults of *R. terraenovae* (Table 5). Blacktip sharks showed more metal concentration in males ($298.55 \pm 283.32 \mu\text{g g}^{-1}$) than females ($24.90 \pm 12.73 \mu\text{g g}^{-1}$), however, it cannot be conclusive, because of low availability of *C. limbatus* females ($n=2$) during the present study.

The fact is that metal studies in sharks, rarely involved iron (Table 3 and 4), perhaps as a result of being normally considered as a non-toxic metal. From a toxicological point of view,

iron (III) has been reported to cause damage in gills and egg development in fishes, affecting oxygen uptake (Desache, 1990), but iron regulation does not seem to be very often compromised in marine conditions, and induce detectable damage.

Zinc (Zn)

Zinc was the second most abundant metal detected in these sharks. Concentrations varied from $11.91 \mu\text{g g}^{-1}$ (muscle) to $81.37 \mu\text{g g}^{-1}$ (brain) in *R. terraenovae*. In *C. limbatus*, the opposite pattern was observed, with a range of $24.42 \mu\text{g g}^{-1}$ (brain) to $43.87 \mu\text{g g}^{-1}$ (muscle). These concentrations are similar to those previously reported for another sharks. Windom *et al.* (1973) found $27 \mu\text{g g}^{-1}$ in brain of *C. obscurus* from North Atlantic waters (Table 3), and Ruelas-Inzunza (2001) found approximately $44 \mu\text{g g}^{-1}$ (*S. lewini*) and $60 \mu\text{g g}^{-1}$ (*C. leucas*) in gills from fishes caught in Mexican Pacific waters, which were similar to zinc concentration observed in the same tissue in *R. terraenovae* and *C. limbatus*.

Zinc concentration in liver was slightly higher in *R. terraenovae* ($24.99 \mu\text{g g}^{-1}$), 43.5% more than in *C. limbatus* ($14.11 \mu\text{g g}^{-1}$), but proved to be not significantly different (*t*-test). These concentrations are within the range observed to other shark species (Table 2).

Zinc presence in local coastal waters could be the cause of these results, particularly for *R. terraenovae*, which spend more time near the coast line, where zinc concentrations have been reported to be above the maximum limit allowed for coastal waters ($10 \mu\text{g L}^{-1}$, SEDUE, 1986), and reach values up to $15 \mu\text{g L}^{-1}$ or more (Villanueva and Páez-Osuna, 1996). Previous studies in sharks revealed that species inhabiting shallow waters tend to accumulate more zinc (Stevens and Brown, 1974; Vas, 1991). These results are confirmed when we compared our result with blacktip sharks, which spend more time at open sea when adults, than sharp-nose sharks. However, it is quite probable that biomagnification through the ingested food, contribute as well in the body burden in both species. Zinc uptake is also present through digestive processes as has been proved in different aquatic organisms (Simkiss and

Table 3. Concentration of essential and non-essential metals ($\mu\text{g g}^{-1}$) in three different tissues reported in sharks around the world.

Tissue	Specie	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Se	Zn	Reference
Gills	<i>Carcharhinus falciformis</i>	-	<0.2	-	6,3	-	2,2	-	-	-	24	Window <i>et al.</i> , 1973
	<i>C. leucas</i>	-	-	-	2,5	73	-	0,7	0,5	-	60,2	Ruelas-Inzunza, 2001
	<i>C. limbatus</i>	3,79	0,84	1,01	3,2	313,17	7,03	6,68	2,91	8,08	37,22	This study
	<i>Galeorhinus galeus</i>	-	0,01	-	0,162	9,21	-	0,02	0,02	-	-	Vas, 1987
	<i>G. galeus</i>	-	<0.02	-	0,16	9,22	-	<0.02	<0.02	-	-	Vas, 1991
	<i>Galeus melastomus</i>	-	0,09	-	0,05	12,66	-	0,31	-	-	-	Vas & Gordon, 1988
	<i>G. melastomus</i>	-	-	-	0,05	-	-	0,31	-	-	-	Vas & Gordon, 1993
	<i>G. melastomus</i>	-	0,09	-	0,05	12,97	-	0,31	-	-	-	Vas, 1991
	<i>G. murinus</i>	-	-	-	<0.02	-	-	<0.02	-	-	-	Vas & Gordon, 1993
	<i>Prionace glauca</i>	-	0,99	-	0,55	21,71	-	1,26	-	0,36	-	Vas, 1991
	<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	6,72	1,99	1,61	3,77	366,2	0,62	10,94	6,41	14,75	45,43	This study
	<i>Scyliorhinus canicula</i>	-	1,1	-	2,17	14,31	-	<0.02	-	0,88	-	Vas, 1991
<i>Sphyrna lewini</i>	-	30,6	-	1,5	239	-	2,9	0,5	-	43,9	Ruelas-Inzunza, 2001	
Brain	<i>Carcharhinus falciformi</i>	-	<0.2	-	8,4	-	2	-	-	-	10	Window <i>et al.</i> , 1973
	<i>C. obscurus</i>	10	<0.1	-	8,4	-	2,9	-	-	-	27	Window <i>et al.</i> , 1973
	<i>C. limbatus</i>	3,92	1,33	0,56	6,95	369,58	1,33	4,7	2,92	4,32	24,42	This study
	<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	10,48	2,13	1,1	6,63	89,78	0,45	4,39	7,91	10,97	81,37	This study
Liver	<i>Apristus sp.</i>	-	<0.02	-	-	-	-	-	<0.1	-	-	Eisler, 1967
	<i>Apristus sp.</i>	-	-	-	0,38	-	-	<0.02	-	-	-	Vas & Gordon, 1993
	<i>Carcharhinus amblyrhynchus</i>	-	0.55-24.1	-	3.3-10.1	-	0.09-2.83	-	-	-	17.5-29.6	Denton & Bordon-Jones, 1986
	<i>C. falciformis</i>	20	5	-	4,9	-	1,6	-	-	-	19	Window <i>et al.</i> , 1973
	<i>C. milberti</i>	11,2	<0.1	-	2,7	-	0,4	-	-	-	9	Window <i>et al.</i> , 1973
	<i>C. obscurus</i>	10	1,6	-	1,3	-	3,3	-	-	-	16	Window <i>et al.</i> , 1973
	<i>C. leucas</i>	-	165	-	-	94,3	-	0,3	1,7	-	-	Ruelas-Inzunza, 2001
	<i>C. limbatus</i>	1,38	0,06	0,38	2,65	250,38	7,78	2,61	2,89	4,98	24,99	This study
	<i>Galeorhinus galeus</i>	-	0,01	-	0,598	15,13	-	0,02	0,02	-	1,43	Vas, 1987
	<i>G. galeus</i>	-	<0.02	-	0,45	10,15	-	<0.02	0,69	-	1,44	Vas, 1991

Table 3 (Cont.). Concentration of essential and non-essential metals ($\mu\text{g g}^{-1}$) in three different tissues reported in sharks around the world.

Tissue	Specie	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Se	Zn	Reference	
Liver	<i>Galeus melastomus</i>	-	0,07	-	0,25	4,65	-	0,04	-	-	-	Vas & Gordon, 1988	
	<i>G. melastomus</i>	-	-	-	-	-	0,04-4,09	-	-	0,2-2,13	-	Storelli & Marcotrigiano, 2002	
	<i>G. melastomus</i>	-	-	-	0,25	-	-	0,04	-	-	-	Vas & Gordon, 1993	
	<i>G. melastomus</i>	-	0,07	-	0,25	4,65	-	0,04	-	0,26	-	Vas, 1991	
	<i>G. murinus</i>	-	<0.02	-	-	-	-	-	<0.1	-	-	Vas <i>et al.</i> , 1993	
	<i>G. murinus</i>	-	-	-	0,02	-	-	<0.02	-	-	-	Vas & Gordon, 1993	
	<i>Mustelus canis</i>	-	<0.2	<0.3	1	-	-	0,4	<0.8	-	4,7	Greig & Wenzloff, 1977	
	<i>Prionace glauca</i>	-	0,25	-	0,65	4,02	-	0,37	-	1,14	-	Vas, 1991	
	<i>P. glauca</i>	<0.05	8,4	-	3.1-13	-	-	-	<0.2	-	25-69	Stevens & Brown, 1974	
	<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	3,27	3,08	0,03	4,61	172,22	0,18	2,66	1,82	5,78	14,11	This study	
	<i>Scyliorhinus canicula</i>	-	<0.02	-	2,2	11,9	-	0,7	0,43	-	-	Vas, 1991	
	<i>S. canicula</i>	-	0,93	-	1,67	7,34	-	<0.02	-	<0.02	-	Vas, 1991	
	<i>S. stellaris</i>	-	<0.02	-	7,85	<0.5	-	2,06	-	-	-	Vas, 1991	
	<i>Sphyrna lewini</i>	6	<0.1	-	6,2	-	0,4	-	-	-	-	16	Windom <i>et al.</i> , 1973
	<i>S. lewini</i>	-	165	-	-	132	-	1,9	9,2	-	-	-	Ruelas-Inzunza, 2001
	<i>S. tiburo</i>	17	0,9	-	3,6	-	0,4	-	-	-	-	13	Windom <i>et al.</i> , 1973
	<i>S. zygaena</i>	42-46,43	18,43-21	0,5-0,56	4,96-7,34	-	32,3-39,4	-	0,14-0,19	6,54-9,45	24,98-28,65	-	Storelli <i>et al.</i> , 2003
<i>Triaenodon obesus</i>	-	44	-	13	-	0,56	-	-	-	-	35,2	Denton & Bordon-Jones, 1986	

Taylor, 1995; Wang and Rainbow, 2000; Nunez-Nogueira, 2002), and metal absorbed during digestion can remained for long periods within the body (Renfro *et al.*, 1975).

The main presence of zinc in muscle and brain tissue of *R. terraenovae* and *C. limbatus* (Table 2) could be explained as a result of its essentiality. For example, muscle contraction requires, during anaerobic metabolism, a zinc-containing enzyme called lactate dehydrogenase, which catalyse pyruvate degradation to

lactate (Lenhinger, 1990). In brain tissue, its presence can be related to "mossy fibres" and peptidases, molecules involve in hormone production, as occur at pituitary level in mammals (Williams and Fraustro da Silva, 1997).

In *R. terraenovae*, no differences in muscle metal concentration were observed between sexes and maturity stage (mature or immature). Regression analyses neither showed significant correlation between Zn concentrations and total length, total weight and age in *R. te-*

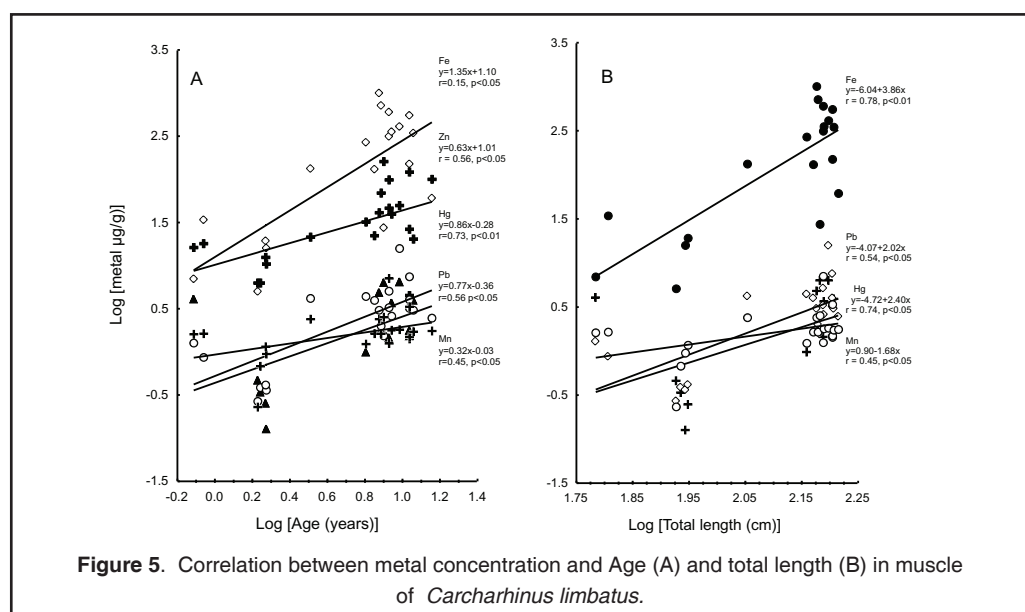
Table 4. Concentration of essential and non-essential metals ($\mu\text{g g}^{-1}$) in muscle reported in sharks around the world.

Species	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Se	Zn	References
Muscle											
<i>Apristurus sp</i>	-	-	-	-0,41	-	-	0,04	-	-	-	Vas & Gordon, 1993
<i>Carcharhinus acronotus</i>	-	-	-	-	-	0.53*	-	-	-	-	Hueter <i>et al.</i> , 1995
<i>C. brevipinna</i>	-	-	-	-	-	0.59*	-	-	-	-	Hueter <i>et al.</i> , 1995
<i>C. falciformis</i>	<1.0	1	-	2,1	-	5,3	-	-	-	10	Windom <i>et al.</i> , 1973
<i>C. falciformis</i>	-	-	-	-	-	0.96*	-	-	-	-	Hueter <i>et al.</i> , 1995
<i>C. fitzroyensis</i>	-	-	-	-	-	0.15-2.6	-	-	-	-	Lyle, 1984
<i>C. leucas</i>	-	-	-	-	-	1.03*	-	-	-	-	Hueter <i>et al.</i> , 1995
<i>C. leucas</i>	-	5,7	-	-	9,2	-	-	0,9	-	68	Ruelas-Inzunza,2001
<i>C. limbatus</i>	-	-	-	-	-	0.26-3.20	-	-	-	-	Lyle, 1984
<i>C. limbatus</i>	-	-	-	-	-	1.30*	-	-	-	-	Hueter <i>et al.</i> , 1995
<i>C. limbatus</i>	1,8	0,01-0,02	-	0,31-0,39	-	0,20-0,27	-	0,1-0,02	-	3,2-3,4	Powell <i>et al.</i> , 1981
<i>C. limbatus</i>	3,16	0,35	0,44	1,07	269,74	3,33	1,89	2,52	1,15	43,97	This study
<i>C. milberti</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	Hueter <i>et al.</i> , 1995
<i>C. obscurus</i>	6	2,1	-	1,5	-	4,2	-	-	-	19	Hueter <i>et al.</i> , 1995
<i>C. obscurus</i>	-	-	-	-	-	1.47*	-	-	-	-	Hueter <i>et al.</i> , 1995
<i>C. perezi</i>	-	-	-	-	-	2.25*	-	-	-	-	Hueter <i>et al.</i> , 1995
<i>C. plumbeus</i>	-	-	-	-	-	0.77*	-	-	-	-	Hueter <i>et al.</i> , 1995
<i>C. sorrah</i>	-	-	-	-	-	0.09-1.28	-	-	-	-	Lyle, 1984
<i>C. spallanzani</i>	-	-	-	-	-	0.1-3	-	-	-	-	Caputi <i>et al.</i> , 1979
<i>Daenia calcea</i>	60	0,38	<7	0,23	3,8	7,2	0,47	<0,1	-	7,8	Turoczy <i>et al.</i> , 2000
<i>Centroscymnus crepidater</i>	68	0,01	<7	0,26	3,2	4,3	1	<0,01	-	8,8	Turoczy <i>et al.</i> , 2000
<i>C. owstoni</i>	114	0,05	<7	0,29	2,4	11,9	0,74	<0,01	-	9,6	Turoczy <i>et al.</i> , 2000
<i>Galeocerdo cuvier</i>	-	-	-	-	-	0.24*	-	-	-	-	Hueter <i>et al.</i> , 1995
<i>Galeorhinus australis</i>	-	-	-	-	-	0.01-2.7	-	-	-	-	Walker, 1976
<i>G. galeus</i>	-	0,012	-	0,497	5,04	-	0,04	0,213	-	2,11	Vas, 1987
<i>G. galeus</i>	-	<0.02	-	0,44	3,14	-	0,03	<0.02	-	2,12	Vas, 1991
<i>Galeus melastomus</i>	-	0,08	-	0,22	1,99	-	<0.02	-	-	-	Vas & Gordon, 1988
<i>G. melastomus</i>	-	-	-	0,22	-	-	<0.02	-	-	-	Vas & Gordon, 1988
<i>G. melastomus</i>	-	0,08	-	0,22	1,99	-	<0.02	-	0,16	-	Vas, 1991

* Methylmercury values.- No data.

Table 4 (Cont.). Concentration of essential and non-essential metals ($\mu\text{g g}^{-1}$) in muscle reported in sharks around the world.

Species	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Se	Zn	References
Muscle											
<i>Galeus murinus</i>	-	-	-	<0.02	-	-	<0.02	-	-	-	Vas & Gordon, 1993
<i>Mustelus antarcticus</i>	-	-	-	-	-	0.07-3	-	-	-	-	Glover, 1979
<i>M. antarcticus</i>	-	7-30	<0.01-0.08	0.2-0.4	-	0.3-1.4	0.3-0.5	-	0.2-0.5	3.2-4.8	Le Blanck & Jackson, 1973
<i>M. schmitti</i>	-	-	-	-	-	0.06-1.48	-	-	-	-	Denton & Breck, 1981
<i>M. schmitti</i>	-	-	-	-	-	0,21	-	-	-	-	Menasveta & Siriyang, 1977
<i>Prionace glauca</i>	-	0,45	-	0,24	6,34	-	1,55	-	<0.02	-	Vas, 1991
<i>Rhizoprionodon acutus</i>	3,4-3,5	0,01	-	0,33-0,35	-	0,07-0,1	-	0,1-0,2	-	3,3	Powell <i>et al.</i> , 1981
<i>R. terraenovae</i>	3,69	0,35	0,45	1,1	27,49	0,76	1,26	3,31	2,17	11,91	This study
<i>Scyllorhinus canicula</i>	-	0,78	-	0,39	7,89	-	2,07	1,88	-	-	Vas, 1991
<i>S. canicula</i>	-	1,08	-	2,42	6,79	-	<0.02	-	0,35	-	Vas, 1991
<i>S. stellaris</i>	-	<0.02	-	0,56	1,54	-	<0.02	<0.02	-	-	Vas, 1991
<i>S. blochii</i>	-	-	-	-	-	0.21-4.33	-	-	-	-	Lyle, 1984
<i>S. lewini</i>	2,2	<0.1	-	2	-	2,7	-	-	-	15	Windom <i>et al.</i> , 1973
<i>S. lewini</i>	-	-	-	-	-	0.25-4.31	-	-	-	-	Lyle, 1984
<i>S. lewini</i>	2,5-2,6	0,01	-	0,32-0,47	-	0,39-0,44	0,2	-	-	3,7-3,9	Powell <i>et al.</i> , 1981
<i>S. lewini</i>	-	-	-	20,6	738	-	6,6	5,2	-	-	Ruelas-Inzunza,2001
<i>S. mokarran</i>	-	-	-	-	-	0.29-4.92	-	-	-	-	Lyle, 1984
<i>S. tades</i>	-	-	-	-	-	0,4	-	-	-	-	Menasveta & Siriyang, 1977
<i>S. tiburo</i>	14	0,4	-	3	-	2,3	-	-	-	8	Windom <i>et al.</i> , 1973
<i>S. zygaena</i>	15,65-20,21	0,02-0,03	0,14-0,20	1,01-1,82	-	8,55-21,07	-	0,02-0,04	2,86-3,58	6,79-7,13	Storelli <i>et al.</i> , 2003
Axial muscle											
<i>Carcharhinus amblyhynchus</i>	-	-	-	0.63-0.72	-	0.34-1.94	-	-	-	-	Denton & Bordon-Jones, 1986
<i>Triaenodon abesus</i>	-	-	-	0,077	-	0,81	-	-	-	34,6	Denton & Bordon-Jones, 1986
* Methylmercury values.- No data											



terraenovae. However, *C. limbatus* showed a positive correlation between age and metal concentration (Fig. 5). Mature specimens ($59.45 \mu\text{g g}^{-1}$) had more zinc in muscle than immature sharks ($13 \mu\text{g g}^{-1}$; t -value = -2.70 , $df = 19$ and $p < 0.02$). Stevens and Brown (1974) and Vas (1991) reported that gonads tends to be a target organ for zinc, and this relationship could be related to sexual development and its metabolism (e.g. hormone synthesis). It is not clear if *R. terraenovae* requires zinc in less proportion, satisfying its demand early during its development, with less metal diverted to muscle. This capacity could produce small changes during sexual maturation, explaining the difference observed here in *C. limbatus*. Other possible reason, it is zinc transferred from other tissues, like muscle or liver, towards gonads during the process, and our observations would have been more related to sampling season. Further studies will need to evaluate gonads development, reproductive biology, and metal concentration in order to clarified their relationship, because both species reproduce during the same season in the study area (Rodriguez de la Cruz *et al.*, 1996), and it is know that have different gestation periods (Adams and McMichael, 1998).

Selenium (Se)

Selenium has been poorly studied in sharks. Only seven species have been analyse previo-

usly (Table 3 and 4), even when this essential metalloid is recognized as capable to produce severe tissue damage, and also induce cancer, or teratogenic effects (Greig and Wenzloff, 1977; Badillo, 1990).

In aquatic environments, selenium has clearly showed to be magnified at different level of organization (Luoma *et al.*, 1992). This process can provide an opportunity to sharks to obtain selenium from food, specially in marine waters, where selenium concentrations are between 0.04 and $0.19 \mu\text{g L}^{-1}$ (Rainbow, pers. comm.) and their predator feature makes them to occupied the top of many food chains. In the present study, selenium was the third more abundant element, being liver, brain and gills the main storage sites. Muscle showed the lowest concentration ($1.5 \mu\text{g g}^{-1}$, *C. limbatus*), which is not too different to other sharks, with exception to *Sphyrna zygaena* from Mediterranean Sea (Storelli *et al.*, 2003), where more than $2.8 \mu\text{g Se g}^{-1}$ has been reported (Table 4).

Carcharhinus limbatus had less selenium in gills ($8.08 \mu\text{g g}^{-1}$) and brains ($4.32 \mu\text{g g}^{-1}$) than *R. terraenovae* (10.97 and $14.75 \mu\text{g g}^{-1}$, respectively), despite the fact that muscle and liver did not showed significant differences. Size dilution effect does not seem to be the reason, because no correlation was found between selenium and total length, weight, maturity stage or age in both species. No differences were also obser-

Table 5. Comparison of metal concentration in muscle ($\mu\text{g g}^{-1}$) between female and male sharks.

Shark	Metal	Females (mean \pm sd)	Males (mean \pm sd)	t-value	df	P-value
<i>R. terraenovae</i>	As	4.75 \pm 3.31	2.72 \pm 1.94	-1.73	19	0.10
	Cd	0.40 \pm 0.07	0.30 \pm 0.11	-2.28	17	<0.05
	Cr	0.52 \pm 0.23	0.38 \pm 0.17	-1.51	18	0.15
	Cu	1.17 \pm 0.68	1.03 \pm 0.44	-0.56	18	0.58
	Fe	26.36 \pm 15.38	23.74 \pm 30.08	0.22	17	0.83
	Hg	0.78 \pm 0.26	0.74 \pm 0.37	-0.33	19	0.75
	Mn	1.35 \pm 0.49	1.17 \pm 0.37	-0.92	18	0.37
	Pb	3.93 \pm 2.36	2.70 \pm 1.89	-1.15	14	0.27
	Se	2.68 \pm 2.28	1.66 \pm 2.68	-1.33	18	0.20
	Zn	12.22 \pm 3.79	11.60 \pm 4.52	-0.34	18	0.74
<i>C. limbatus</i>	As	2.72 \pm 1.55	3.21 \pm 2.36	-0.28	19	0.78
	Cd	0.33 \pm 0.02	0.35 \pm 0.18	-0.16	16	0.88
	Cr	0.42 \pm 0.23	0.44 \pm 0.28	-0.10	19	0.92
	Cu	1.25 \pm 0.05	1.05 \pm 0.29	-0.96	19	0.35
	Fe	24.90 \pm 12.73	298.55 \pm 283.32	-1.33	17	0.20
	Hg	0.62 \pm 0.36	3.62 \pm 3.45	-1.20	19	0.24
	Mn	1.29 \pm 0.48	1.95 \pm 1.41	-0.65	19	0.52
	Pb	0.13 \pm 0.00	2.69 \pm 2.06	-1.15	13	0.27
	Se	1.40 \pm 1.52	1.51 \pm 1.27	-0.11	19	0.91
	Zn	14.25 \pm 5.31	47.10 \pm 43.71	-1.04	19	0.31

ved between sexes in these sharks. However, more studies are need for this element, particularly those focus to elucidate metabolic needs and regulation in gills and brains, in order to clarify their roles in selenium uptake.

Storelli *et al.* (2003), considered that selenium provides an important antagonistic effects against toxicity to other non-essential metals in sharks, particularly mercury, justifying its presence in the liver. Considering that mercury has been detected in different areas of the Gulf of Mexico (Villanueva and Páez-Osuna, 1996), and that liver selenium concentrations are more similar to the values found in sharks from polluted areas (*e.g.* *S. zygaena*), it is possible that selenium uptakes gets promoted as a results of these exposures to other (more toxic) elements, increasing its passage through

cell membranes, where detoxification take place. This seems to be the case for blacktip and sharp-nose sharks.

Arsenic (As)

Arsenic is a metalloid considered as a non-essential element (Alloway and Ayres, 1997), and its inorganic form as the most harmful (Del Razo *et al.*, 2001). Levels in food are normally below $1 \mu\text{g g}^{-1}$, but sea food (including fish) is considered as a source to humans, with a mean concentration near $5 \mu\text{g g}^{-1}$. The element is most commonly present as organoarsenic form (Rojas *et al.*, 1999). This concentration was confirmed in muscle of *C. limbatus* and *R. terraenovae*, with mean concentrations around $3.16 \mu\text{g g}^{-1}$ and $3.69 \mu\text{g g}^{-1}$, respectively. The

World Health Organization/Food and Agriculture Organization committee (WHO/FAO) has established a "maximum intake limit (MIL)", calculated for a standard adult person of 70 kg total weight, in 0.05 mg kg⁻¹ per day. This means that it is necessary to eat 1 kg day⁻¹ of shark meat to reach the maximum intake allowance. In other words, there is not immediately risk for local population along Mexican coast lines, unless these consuming rate is exceeded, and if the metalloid is present in an inorganic form (Rojas *et al.*, 1999; Turozcy *et al.*, 2000).

Compared to other sharks, arsenic concentration in *C. limbatus* and *R. terraenovae* are below concentrations found in deep sea sharks, from Australian waters (Turozcy *et al.*, 2000, Tables 3 and 4), but similar to trace concentration reported in sharks from Papua New Guinea (Powell *et al.*, 1981). In fact, *R. terraenovae* showed almost the same concentration in muscle of *Rhizoprionodon acutus* (Table 4), while *C. limbatus* showed nearly the double amount reported for the same species in those Pacific waters. It is normally assumed that diet and feeding habits of sharks explain arsenic presence in their bodies (Turozcy *et al.*, 2000). However, part could be absorbed from solution, because arsenic in the oceans is one of the most concentrated (between 1.1 – 1.9 µg L⁻¹), compared to other non-essential metals (like mercury, cadmium and lead, which normally are found below 0.1 µg L⁻¹ or lower; Summerhayes and Thorpe, 1996). Arsenic in gill tissue was around 3.79 µg g⁻¹ (*C. limbatus*) and 6.72 µg g⁻¹ (*R. terraenovae*), supporting the idea that this tissue could be involved in arsenic storage during uptake from solution, or as an excretory site, as has been suggested for metal ions during osmoregulation (Rozenweig, 1988; Moss, 1990). More studies are necessary to define its presence properly.

Arsenic in liver and brain is similar or below concentrations found in other sharks (Table 3). Within these two species analysed, sharp-nose sharks had more arsenic in brains (10.48 ± 7.3 µg g⁻¹), than blacktip sharks (3.92 ± 4.28 µg g⁻¹, *t*-value = 3.44, *df*=39 and *p*<0.01). Detoxification proteins induced by arsenic have been found in liver and kidney of fish, and lung, heart, spleen and brain tumor cells from rodents, specially those known as heat shock proteins and metallothioneins (Del Razo, 2001). It is possible that

this metalloid remains bound to these proteins, causing its accumulation, and providing tolerance in liver and brains in the shark.

No linear relationships were noticed between total arsenic and total length, age and total weight, in any case, and males and females concentrations were not significantly different (Table 5). Neither between mature and immature animals (Table 6), as was expected, as no physiological function or requirements are known for arsenic.

Manganese (Mn)

Manganese is an essential metal that can work as a cofactor for enzymatic activity or taking part in molecular structures (*e.g.* arginase, Lenhinger, 1990). In seawaters, manganese can reach an average concentration of 14 ng L⁻¹ (Summerhayes and Thorpe, 1996) under normal conditions, but in the Gulf of Mexico, its presence has been found between 0.3 to 100 µg L⁻¹ (Villanueva and Páez-Osuna, 1996). The highest dissolved concentration was reported in a coastal lagoon in Veracruz (160 µg L⁻¹) during the late 80's (Robledo, 1987), and mining industry is considered as the most important source for coastal waters (Páez-Osuna, 1996a). It appears that these levels could be affecting the manganese concentration in the gills, tissue that proved to be the main storage site in both sharks (Table 2), as a result, most probably, of its capacity to pass through calcium channel (Simkiss and Taylor, 1995). In marine invertebrates, manganese can be regulated either by urinary excretion, faeces and body surface (Langstone and Spence, 1995), providing gills a dual function, as an excretion route as well, through manganese selectivity for granular membranes, involved in metal detoxification process (Manson and Jenkins, 1995).

Manganese presence in the other tissues analysed was variable, being only half (brain) or less (muscle and liver) the amount detected in gills of *C. limbatus* and *R. terraenovae*. Compared to other sharks around the world, concentrations were within the same expected range in muscle, liver and brain tissue, but higher in gills (Table 3), supporting the idea of greater availability in the region.

Table 6. Comparison of metal concentration in muscle ($\mu\text{g g}^{-1}$) between immature and mature sharks.

Shark	Metal	Immature (mean \pm sd)	Mature (mean \pm sd)	t-value	df	P-value
<i>R. terraenovae</i>	As	2.88 \pm 1.90	4.57 \pm 3.45	-1.41	19	0.17
	Cd	0.31 \pm 0.06	0.38 \pm 0.12	-1.60	17	0.13
	Cr	0.37 \pm 0.13	0.54 \pm 0.24	-1.96	18	0.07
	Cu	1.03 \pm 0.43	1.18 \pm 0.68	-0.63	18	0.54
	Fe	31.50 \pm 30.17	23.88 \pm 14.29	0.72	17	0.48
	Hg	0.60 \pm 0.21	0.94 \pm 0.32	-2.86	19	<0.05
	Mn	1.16 \pm 0.32	1.36 \pm 0.52	-1.04	18	0.31
	Pb	3.14 \pm 2.78	3.49 \pm 1.49	-0.32	14	0.75
	Se	1.97 \pm 1.52	2.38 \pm 2.03	-0.51	18	0.62
	Zn	11.81 \pm 4.98	12.01 \pm 3.20	-0.10	18	0.92
<i>C. limbatus</i>	As	2.28 \pm 1.47	3.60 \pm 2.51	-1.27	19	0.22
	Cd	0.29 \pm 0.12	0.38 \pm 0.18	0.28	16	0.28
	Cr	0.35 \pm 0.20	0.48 \pm 0.30	-1.10	19	0.29
	Cu	0.97 \pm 0.32	1.11 \pm 0.25	-1.06	19	0.30
	Fe	35.68 \pm 48.83	377.78 \pm 277.81	-2.95	16	<0.01
	Hg	1.12 \pm 1.42	4.44 \pm 3.59	-2.34	19	<0.05
	Mn	1.23 \pm 0.71	2.22 \pm 1.51	-1.63	19	0.12
	Pb	1.05 \pm 1.69	3.25 \pm 2.06	-2.06	13	0.06
	Se	1.09 \pm 0.97	1.70 \pm 1.35	-1.06	19	0.30
	Zn	13.00 \pm 5.79	59.45 \pm 44.81	-2.70	19	<0.05

No differences were detected between sexes in sharp-nose sharks, respect of metal concentration in muscle, but total length and age in *C. limbatus* were positive correlated with manganese concentration (Fig. 5). These results suggest that larger and older sharks accumulate manganese as a result of partial regulation, with slow elimination in relation to a faster uptake rate, as has been observed for other essential metals in aquatic invertebrates (e.g. zinc in decapods, Nugegoda and Rainbow, 1988a,b and 1989a,b,c; Nunez-Nogueira, 2002), or as has been suggested for non-essential metals, like mercury, in these species (Adams and McMichael, 1999).

Lead (Pb)

It is a non-essential metal, and its presence in marine or oceanic waters is attributed, mainly to atmospheric deposition (Páez-Osuna 1996a; Sommerhayes and Thorpe, 1996). Lead concentrations in oceanic waters range between 0.001 to 0.035 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Sommerhayes and Thorpe, 1996), while in some mexican coastal lagoons detected concentrations range between 0.1 (or less) to 310 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Villanueva and Páez-Osuna, 1996). These high metal concentrations are result of an important river inputs (Páez-Osuna, 1996a), rather than atmospheric deposition only, in the Gulf of Mexico.

Gills and brains of *R. terraenovae* showed higher lead concentrations, compared to liver and muscle (Table 2). Previous studies in fish have revealed that gills are normally affected by lead (Greig and Wenzloff, 1977; Toledo, 1988; Desache, 1990). Compared to other sharks (Table 3), both species analysed had more lead in concordance with metal levels in the area. Oil industry has been developed a long the Gulf of Mexico coast line (e.g. Texas, Louisiana, Veracruz, Campeche and Tabasco), and it is considered that petrol combustion and chemical processing are the main source of lead environmental pollution (Alloway and Ayres, 1997).

Powell *et al.* (1981), observed in sharks (including *C. limbatus* and *Rhizoprionodo acutus* from Papua New Guinea) that lead was equally distributed through different tissues and without interspecific differences. These observations are confirmed in the present analyses, with similar concentration among tissue (2.5 - 3.3 $\mu\text{g g}^{-1}$), and differences only in gills, between both shark species (Table 2).

Intraspecific differences were not detected respect of lead in muscle (Table 2) and sexes or maturity stage (Tables 5 and 6, respectively). In this tissue, concentrations were within the expected range previously reported in sharks (Table 4), and positive correlations were detected only with age and total length in *C. limbatus* (Fig. 5). Differences in uptake rates and excretion in blacktip sharks can be involved in lead bioconcentration in older/longest organisms. Sharp-nose sharks apparently do not accumulate lead with time, suggesting feeding habits as a possible factor, or due to a regulatory capacity of the non-essential metal, perhaps through kidney filtration, where lead detection has been confirmed in other sharks (Vas, 1987, 1991).

The WHO/FAO committee has established a MIL in 2.5 mg kg^{-1} per day. This means that it is necessary to eat between 53 (*R. terraenovae*) and 70 (*C. limbatus*) kg of shark meat per day to reach the maximum intake allowance.

Copper (Cu)

Copper is an essential metal, involved in different important physiological processes (e.g. cytochrome oxidase, Hopkin, 1989), however,

it can be toxic under certain circumstances, particularly, mortality and swimming performance alterations have been observed in fish (Campbell, 1995).

Metal presence in oceanic waters is within a range of 0.03 up to 0.40 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Summerhayes and Thorpe, 1996), but its concentration in the study area has clearly exceeded the maximum limit allowed for coastal waters, established in 5.0 $\mu\text{g L}^{-1}$ (SEDUE, 1986). Looking at the concentrations detected in both sharks and levels found in this type of fishes around the globe (Table 3 and 4), it is evident that high dissolve copper concentrations in Mexican coastal waters do not induce a significant increase in body concentrations, as occurred for other metals, in all the tissues analysed.

The main accumulation site was the brain, with concentrations around 7 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Table 2), and the muscle with 86% less (1.1 $\mu\text{g g}^{-1}$). No differences were observed by sex or maturity stage (Tables 5 and 6), and neither between metal concentration and total length, weight or age. These latest results have been observed in deep-sea sharks, like *Daenia calcea*, *Centroscymnus owstoni* and *C. crepidater* (Turoczy *et al.*, 2000), but tissue distributions differed from other observations, where copper was commonly found in liver (Powell *et al.*, 1981), associated to cysteine-rich proteins, called metallothioneins (Storelli *et al.*, 2003).

Mercury (Hg)

This non-essential metal has been widely studied in sharks, particularly in muscle (Table 4), as a result of its accumulation through the aquatic food chain, resulting in high concentrations in fish (Alloway and Ayres, 1997, Rojas *et al.*, 1999). Methylmercury is considered the most toxic form, as a consequence of its high liposolubility, providing an easy access (rapid diffusion) through the cell membrane (Pelletier, 1995). Mercury is a neurotoxic, genotoxic and teratogenic element (Alloway and Ayres, 1997, Rojas *et al.*, 1999).

Even when mercury can be easily distributed by air and reach ocean waters by precipitation (Pelletier, 1995), dissolved concentrations range between 0.4 to 2 ng L^{-1} , being the

lowest concentration reported (Summerhayes and Thorpe, 1996). In case of mexican East-coast line, mercury was found up to $75 \mu\text{g L}^{-1}$, in heavily industrialized areas during the 70's (Villanueva and Páez-Osuna, 1996), being greater than the maximum limit allowed for estuarine ($0.02 \mu\text{g L}^{-1}$; SEDUE, 1990) and coastal ($0.5 \mu\text{g L}^{-1}$; SEDUE, 1986) waters.

During this study, *Carcharhinus limbatus* showed more mercury concentration than *Rhizoprionodon terraenovae*, in gills and muscle, whereas liver and brain did not, as a result of high individual variation (Table 2). This differences might be originated by the presence of a *C. limbatus* group, older than *R. terraenovae*, which have accumulated metal for a longer period (Fig. 6), as has been observed previously between shark species (Storelli *et al.*, 2002).

Males and females in both species had similar concentrations, but mature organisms clearly accumulated more metal in muscle than immature sharks (Table 6), perhaps as a result of high metabolic rates, that induce sharks to ingest more Hg-containing food, compared to immature organisms, because mercury assimilation is associated to diet (Storelli *et al.*, 2002, 2003). Pelletier (1995) considered that mercury bioaccumulation is a multiple factorial result, difficult to predict, highlighting environmental factors, like habitats and season, factors that are capable to produce an effect in metal accumulation, together with biological factors (*e.g.* ex-

cretory mechanisms, growth rates and trophic status), and anthropogenic factors, like over fishing, that interact among them, to determine mercury contents in each organisms or species.

Age, total weight and size are parameter commonly used to predict mercury tendencies in sharks (Walker, 1976; Adams and McMichael, 1998; Turozcy *et al.*, 2000; Storelli and Marcotrigiano, 2002; Storelli *et al.*, 2002). In the current study, mercury in bigger and longest sharks was positively correlated to total length and age in *C. limbatus* (Fig. 5), but only with age in *R. terraenovae* (Fig. 6). No relationship was found with total weight. Slow growth rates, longevity and top level in aquatic food chain, are considered the main reasons for mercury correlation with length/size and age (Lyle, 1984; Adams and McMichael, 1998; Turozcy *et al.*, 2000; Storelli and Marcotrigiano, 2002; Storelli *et al.*, 2002).

Adams and McMichael (1998), analysed the correlation between mercury and total length in blacktip sharks and sharp-nose sharks from the Atlantic coast of Florida, and found that both species had a positive correlation. These authors also found a significant differences between female and males of *R. terraenovae*, while in this study, not relationship was determined against total length and no differences between sexes in the sharp-nose shark, even when mean metal concentration were nearly the same in

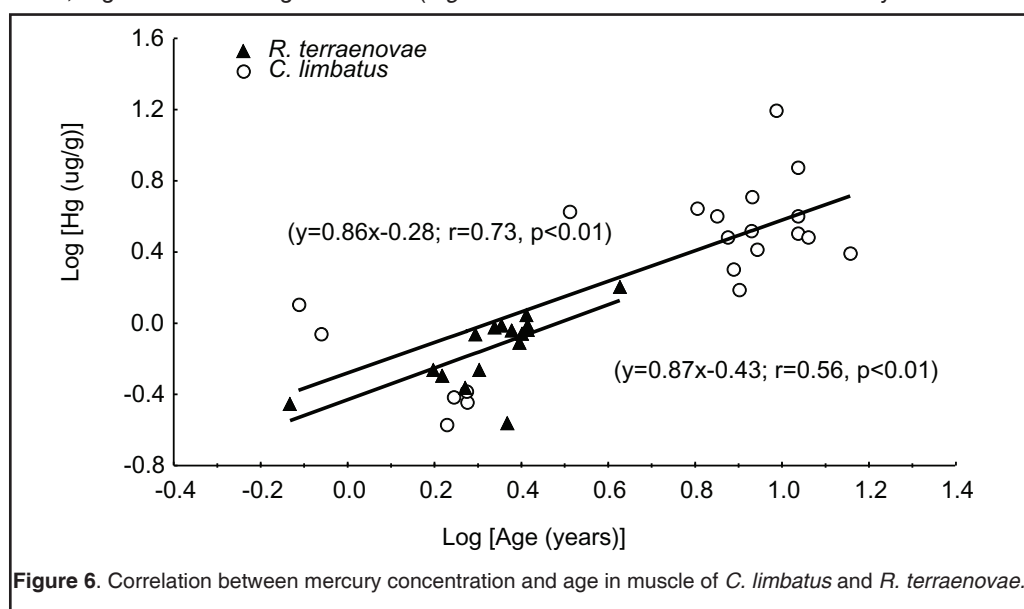


Figure 6. Correlation between mercury concentration and age in muscle of *C. limbatus* and *R. terraenovae*.

both studies (Table 4). These types of differences have been already observed in sharks from the same region, or gather in the same genus, including *C. limbatus* and *Rhizoprionodon acutus* (Powell *et al.*, 1981; Storelli *et al.*, 2002). It is assumed that these differences could be originated from the small number of sharks analysed, and the presence of only one embryo in *R. terraenovae* in the recent study. Another possible reason could be a higher metal availability in the Gulf of Mexico waters, according to the values reported by Villanueva and Páez-Osuna (1996) for the area, inducing a different accumulation pattern, respect of the pattern developed in organisms from the Atlantic region.

The WHO/FAO committee has established a MIL in 0.5 mg kg⁻¹ per day. Considering a human weight of 70 kg, and mercury concentration in both types of meat analysed, it is necessary to eat between 46 (*R. terraenovae*) and 10 (*C. limbatus*) kg of shark meat per day to reach the maximum intake allowance. The mean concentrations detected in shark meat, are within the range authorized for limited consume in Florida legislation (Adams and McMichael, 1998).

Metal tolerance in sharks has been attributed to mercury transformation with selenium, after demethylation took place in liver (Storelli and Marcotrigiano, 2002). However, mercury regulation appear to differ among species (Turozcy *et al.*, 2000).

Pelletier (1995) suggested that it is necessary to extend our knowledge first, in biochemical processes, involved in mercury transfer and recycling in aquatic organisms, in order to understand the biogeochemical cycle and presence of the metal in the biota. So far, in general, mercury concentrations in mexican sharks were within the reported range in all tissues, for sharks from international waters (Tables 3 and 4), or even lower, compared to *Sphyrna zygaena* from the Lonina Sea (Storelli *et al.*, 2003).

Cadmium (Cd)

Cadmium is considered as a non-essential metal in animals (Allowey and Ayres, 1997; Nunez-Nogueira, 2002). Food is believed as the main

uptake route in humans, and its biomagnification through the food web is common in nature (Vas, 1987; Fisher and Reinfelder, 1995).

Cadmium presence in ocean waters ranged between 0.1 and 120 ng L⁻¹ (Summerhayes and Thorpe, 1996). In the Gulf of Mexico region (coastal lagoons), cadmium has also been detected above the maximum limit allowed of 0.9 µg L⁻¹ (SEDUE, 1990), being the South-east coast which contain more metal in solution (Villanueva and Páez-Osuna, 1996).

Metal toxicity in fish is related to anaemia, hypoglycaemia, cancer, gill pathology, immunodeficiency, etc. (Heat, 1987; Sinderman, 1989), and could be enhanced by combining metal with other elements (Reichenback-Klinke, 1980).

Liver was the main storage site in *R. terraenovae*, followed by brains and gills, respectively. On the other hand, blacktip sharks, showed mayor accumulation in brains and gills. Liver had the lowest concentration (Table 2). No differences were observed between cadmium concentration in muscle and species or maturity stage, however, sharp-nose sharks showed sex-related differences, where females appear to accumulate slightly more cadmium in muscle, than males (Table 5). Differences between sexes and maturity, has been associated with physiological changes in gonads, which can be time-dependent, as occurred during spermatogenesis (Betka and Callard, 1999).

Presence of cadmium could be related to detoxification by metallothionein-like proteins induced by this metal (Hidalgo and Flos, 1986; Betka and Callard, 1999; Nunez-Nogueira, 2002). Muscle and brain in *Squalus acanthias* have showed low labelled-cadmium accumulation from blood (Betka and Callard, 1999), as a result of high depuration in liver. This seems to be the case, in the body distribution observed in the current species.

No relationships were observed comparing metal concentration in muscle and total length, weight or age, suggesting poor supply through diet. Cadmium concentrations were within the expected range reported in other sharks (Table 3 and 4).

Considering that the MIL value established by the WHO/FAO committee is 0.5 mg kg⁻¹ per day, it will be necessary to eat 1.6 kg of shark meat per week to reach the maximum intake allowance.

Chromium (Cr)

Chromium is an essential metal involved, for example, in carbohydrate metabolism, glucose uptake, and enzymatic activity in animals. Nevertheless, this metal can have different toxicological effects, according to its oxidative state, being chromite (III) more dangerous to fish (Alloway and Ayres, 1997). Rainbow (pers. comm.) mentioned that chromium concentration in the oceans range from 0.11 to 0.27 µg L⁻¹, even though, in some rivers and marine waters chromium concentration have reached between 0.05 and 2.2 µg L⁻¹ (Villanueva and Páez-Osuna, 1996). In the study area, highly polluted waters can get up to 80 µg L⁻¹ (Robledo, 1987). The maximum limit allowed in Mexican coastal waters is 1.0 µg L⁻¹ (SEDUE, 1986).

This metal had the lowest concentration in all tissues analysed, compared to other metals like iron and zinc (Table 2). Sharp-nose shar-

ks contained more metal in gills and brains, just around 1.6 and 1.1 µg g⁻¹, respectively. These concentrations were significantly higher than blacktip sharks. Muscle and liver concentrate chromium in similar way (between 0.3 and 0.4 µg g⁻¹) in both sharks.

Muscle concentration did not showed correlations between total length, age, and total weight. Same results were obtained between females and males (Table 5) or maturity stage (Table 6).

Comparing with concentration against previous data in sharks, chromium concentrations in muscle were below values observed in sharks from South-eastern Australian waters, but slightly higher from other Pacific and Atlantic species (Table 4). Gills and brains were not compared, because of no previous reports, however, respiratory problems in fish have been associated to its exposure (Páez-Osuna, 1996a,b). Liver, on the other hand, have been reported to contain <3-0.5 µg g⁻¹ in *Mustelus canis* (Greig and Wenzloff, 1977) and *Sphyrna zygaena* (Storelli *et al.*, 2003). Values within this range were obtained in both *C. limbatus* and *R. terraenovae*.

CONCLUSIONS

The blacktip shark (*C. limbatus*) and sharp-nose shark (*R. terraenovae*) from the Gulf of Mexico, particularly mexican coast line, accumulated As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Pb, Mn, Se and Zn. Among them, Fe, Zn and Se are the most concentrated metals, while Hg, Cd and Cr are present in less extent. Tissue distribution and metal proportions was variable, being the Mn, Pb, Hg, and Cu the metals with more proportional changes according to the tissue.

Maturity stage, total length and age had an effect in ten metal concentrations in *C. limbatus*, whereas in *R. terraenovae* these effects were observed only three times. These relationships (and tissue concentrations) clearly depend on

the metal involved, physiology and metabolism of the tissue, longevity, and detoxification strategies developed in each organism. Only mercury was correlated with age in both species.

It is assume that the metal concentrations here reported, could be useful as a reference or baseline of body burdens in these two shark species, as a result of their similarities with concentrations reported from different geographic locations.

It is concluded that As, Cd, Pb and Hg concentrations in muscle, do not represent a health risk for human consumption.

ACKNOWLEDGMENTS

The author is very grateful to all the fishermen and fish-retailers involved, for providing the specimens. I also thank MVZ Janitzio Bautista for his assistance during the analyses, Biol.

Susana Villanueva and Dr. Alfonso V. Botello for providing the reference material for quality tests. My deep gratitude to all the people involved in one way or another to this project.

REFERENCES

- Adams, D. H., and D. H. J. McMichael, 1998.** Mercury levels in four species of sharks from the Atlantic coast of Florida. *Fishery Bulletin*, 97: 372-379.
- Alloway, B. J. and D. C. Ayres, 1997.** Chemical Principles of Environmental Pollution. Blackie Academic and Professional. London. 393p.
- Anand, S. J. S., 1978.** Mercury, arsenic and cadmium in the unfried and fried fish. *Journal of Radioanalytical Chemistry*, 47: 93-97.
- Badillo, G. J., 1990.** Cadmio-Plomo-Selenio, p.105-215. In: L. A. Albert (Ed). Curso Básico de Toxicología Ambiental. Limusa. México.
- Betka, M. and G. V., Callard, 1999.** Stage-dependent accumulation of cadmium and induction of metallothionein-like binding activity in the testis of the dogfish shark, *Squalus acanthias*. *Biology of Reproduction*, 60: 14-22.
- Bonfil, S. R., D. de Anda, and A. R. Mena, 1992.** Shark fisheries in Mexico: The case of Yucatan as example, p.73-86. In: H. L. Pratt, S. H. J. Gruber and T. Taniuchi (Eds). Elasmobranch as Living Resources: Advances in the Biology, Ecology, Systematic, and the Status of the fisheries. U.S. Dep. Commer. NOAA Technical Report NMFS.
- Branstetter, S., 1987.** Age and growth validation of newborn sharks held in laboratory aquaria, with comments on the life history of the Atlantic sharp-nose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*. *COPEIA*, 2: 291-300.
- Campbell, P.G.C., 1995.** Interactions between trace metals and aquatic organisms: A critique of the free-ion activity model, p.45-102. In: A. Tessier and D. R. Turner (Eds). Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. John Wiley & Sons. Toronto, Canada.
- Caputi, N., J. S. Edmons, and D. I. Heals, 1979.** Mercury contents of sharks from South-western Australian waters. *Marine Pollution Bulletin*, 10 (11): 337-340.
- Castillo, J. L., 1990.** Shark fisheries and research in Mexico. *Chondros*, 2(1): 1-2.
- Castillo, J. L., 1992.** Diagnóstico de la Pesquería de Tiburón en México. México, SEPESCA. 72 p.
- Chicourel E.L., A.M. Sakuma, O. Zenebon, and A. Tenuta, 2001.** Inefficacy of cooking methods on mercury reduction from shark. *Archivos Latinoamericanos de Nutrición*, 51(3): 288-292.
- Compagno, J. V. L., 1984.** FAO species catalogue Vol.4 part 2. Sharks of the World. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. FAO Fisheries Synopsis. Roma. 665 p.
- Cullen, J. T., T.W. Lane, F.M.M. Morel, and R.M. Sherrill, 1999.** Modulation of cadmium uptake in phytoplankton by seawater CO₂ concentration. *Nature*, 402: 165-167.
- Del Razo, L. M., B. Quintanilla-Vega, E. Brambila-Colombres, E. Calderón-Aranda, M. Manno, and A. Albores, 2001.** Stress proteins induced by arsenic. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 177: 132-148.
- Denton, G. R. W., and W. G. Breck, 1981.** Mercury in tropical marine organisms from North Queensland. *Marine Pollution Bulletin*, 12:116-121.
- Denton, G. R. W., and C. Bordon-Jones, 1986.** Trace metals in fish from the Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 17(5): 201-209.
- Desache, R., 1990.** Toxicología y Seguridad de los Alimentos. OMEGA. España. 491p.
- Deshpande, A. D., A.F.J. Draxler, and V.S. Zdanowicz, 2002.** Contaminant levels in the muscle of four species of fish important to the recreational fishery of the New York Bight Apex. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 164-177.
- Eisler, R., 1967.** Variation in mineral content of sandbar shark vertebrae (*Carcharhinus milberti*). *Le Naturaliste*, 94: 321-326.
- Fisher, N. S., and J.R. Reinfelder, 1995.** The trophic transfer of metals in marine systems, p.363-406. In: A. Tessier and D. R. Turner (Eds). Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. John Wiley & Sons. Toronto, Canada.

- Fuentes, P., C.M. Rodríguez, R.M. Loran, N. García, F.A. Escudero, and V.S. Echeverría, 2002.** Pesquerías de tiburones y rayas, p.187-194. *In:* P. Guzmán, C. Quiroga, C. Díaz, D. Fuentes, C. M. Contreras and G. Silva-López (Eds). La Pesca en Veracruz y sus Perspectivas de Desarrollo. Gobierno del Estado de Veracruz. Xalapa, Ver.
- Glover, J. W., 1979.** Concentration of arsenic, selenium and ten heavy metals in schools shark *Galeorhinus australis* (Madeay) and gummy shark *Mustelus antarcticus* (Gwenther) from South-eastern Australian waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 30(4): 505-510.
- Greig, A. R., and D.R. Wenzloff, 1977.** Trace metals in finfish from the New York Bight and Loney Island sand. *Marine Pollution Bulletin*, 8(9): 200-204.
- Heat, G. A., 1987.** Water Pollution and Fish Physiology. CRC Press. Boston. 245p.
- Hidalgo, J. and R. Flos, 1986.** Dogfish metallothionein-I. Purification and characterization and comparison with rat metallothionein. *Comparative Biochemistry and Physiology-C*, 83(1): 99-103.
- Hopkin, S. P., 1989.** Ecophysiology of Metals in Terrestrial Invertebrates. Elsevier Applied Science. London. 366 p.
- Hueter, R. E., W.G. Fong, G. Henderson, M. F. French, and C.A. Manire, 1995.** Methylmercury concentration in shark muscle by species, size and distribution of sharks in Florida coastal waters. *Water, Air and Soil Pollution*, 80: 893-899.
- Killam, K. A., and G.R. Parsons, 1989.** Age and growth of the blacktip shark, *Carcharhinus limbatus*, near Tampa Bay, Florida. *Fishery Bulletin*, 87: 845-857.
- Langston, W. J., and S.K. Spence, 1995.** Biological factors involved in metal concentrations observed in aquatic organisms, p.407-478. *In:* A. Tessier and D. R. Turner (Eds). Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. John Wiley & Sons. Toronto, Canada.
- Le Blanc, P. J., and A.L. Jackson, 1973.** Arsenic in marine fish and invertebrates. *Marine Pollution Bulletin*, 4: 88-90.
- Lenhinger, A. L., 1990.** Bioquímica. Omega. Barcelona. 607 p.
- Luoma, S. N., C. Johns, N.S. Fisher, N.A. Steinberg, R.S. Oremland, and J. Reinfelder, 1992.** Determination of selenium bioavailability to a benthic bivalve from particulate and solute pathways. *Environmental Sciences and Technology*, 26: 485.
- Lyle, J. M., 1984.** Mercury concentrations in four carcharhinid and three hammerhead sharks from coastal waters of the Northern territory. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 35:441-451.
- Marin, R. O., 1992.** Clave para la Determinación de los Tiburones del Golfo de México. Veracruz, Ver., Universidad Veracruzana. 50 p.
- Manson, A. Z., and K. D. Jenkins, 1995.** Metal detoxification in aquatic organisms, p.479-608. *In:* A. Tessier and D. R. Turner (Eds). Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. John Wiley & Sons. Toronto, Canada.
- Menasveta, P., and R. Siriyong, 1977.** Mercury content of several predacious fish in the Andaman Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 8(9): 200-204.
- Moss, S., 1990.** Anatomical features of sharks and their allies, p.35-40. *In:* S. H. Gruber (Eds). Discovering Sharks. American Littoral Society. Highlands, New Jersey.
- Nugegoda, D., and P.S. Rainbow, 1988a.** Effect of chelating agent (EDTA) on zinc uptake and regulation by *Palaemon elegans* (Crustacea: Decapoda). *Journal of the Marine Biological Association*, 68:25-40.
- Nugegoda, D., and P.S. Rainbow, 1988b.** Zinc uptake and regulation by the sublittoral prawn *Pandalus montagui* (Crustacea: Decapoda). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 26:619-632.
- Nugegoda, D., and P.S. Rainbow, 1989a.** Effects of salinity changes on zinc uptake and regulation by the decapod crustaceans *Palaemon elegans* and *Palaemonetes varians*. *Marine Ecology Progress Series*, 51: 57-75.
- Nugegoda, D., and P.S. Rainbow, 1989b.** Zinc uptake rate and regulation breakdown in the Decapod Crustacean *Palaemon elegans* Rathke. *Ophelia. International Journal of Marine Biology*, 30(3): 199-212.
- Nugegoda, D., and P.S. Rainbow, 1989c.** Salinity, osmolality, and zinc uptake in *Palaemon elegans* (Crustacea: Decapoda). *Marine Ecology Progress Series*, 55: 149-157.
- Nunez-Nogueira, G., 2002.** Accumulation of Zinc and Cadmium in a tropical prawn *Penaeus indicus*. PhD. University of London, 213 p.
- Núñez, G., J. Bautista, and R. Rósiles, 1998.** Concentración y distribución de mercurio en tejidos del cazón (*Rhizoprionodon terraenovae*) del Golfo de México. *Veterinaria México*, 29(1): 15-21.

- Pález-Osuna, F., 1996a.** Fuentes de metales en la zona costera marina, p.297-308. *In:* A. V. Botello, J. L. Rojas, J. A. Benítez and D. Zarate (Eds). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX. Campeche. 666 p.
- Pález-Osuna, F., 1996b.** Efectos de los metales, p.349-361. *In:* A. V. Botello, J. L. Rojas, J. A. Benítez and D. Zarate (Eds). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX. Campeche. 666 p.
- Pelletier, E., 1995.** Environmental organometallic chemistry of mercury, tin and lead: Present status and perspectives, p.103-148. *In:* A. Tessier and D. R. Turner (Eds). Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. John Wiley & Sons. Toronto, Canada.
- Perkin-Elmer, C., 1982.** Analytic Methods for Atomic Absorption Spectrophotometry. Connecticut, USA., The Perkin-Elmer Company. 80p.
- Powell, J. H., R.E. Powell, and D.L. Fielder, 1981.** Trace element concentrations in tropical marine fish at Bougainville island, Papua New Guinea. *Water, Air and Soil Pollution*, 16 (2): 143-158.
- Reinchenback-Klinke, H. H., 1980.** Enfermedades de los Peces. Acribia. España. 507p.
- Renfro, W. C., S.W. Fowler, M. Heyraud, and J. La Rosa, 1975.** Relative importance of food and water in long-term zinc⁶⁵ accumulation by marine biota. *Journal of Fish Research Board of Canada*, 32(8): 1339-1345.
- Robledo, M. F., 1987.** Evaluación de la calidad del agua y calidad sanitaria del ostión (*Crassostrea virginica*) en la laguna de Pueblo Viejo, Ver., México. Universidad de Tampico, 58p.
- Rodríguez de la Cruz, M. C., J.L. Castillo, and J.F. Márquez-Farías, 1996.** Evaluación de la pesquería de tiburón del Golfo de México. México, Instituto Nacional de la Pesca. SEMARNAP. 198p.
- Rojas, E., L.A. Herrera, L. A., Poirier, and P. Ostrosky-Wegman, 1999.** Are metals dietary carcinogens? *Mutation Research*, 443: 157-181.
- Rosenzweig, L. J., 1988.** Anatomy of the Shark. Text and dissection guide. Wm. C. Brown Publishers. Dubuque, Iowa. 120p.
- Ruelas-Inzunza, J. R., 2001.** Concentración y distribución de metales pesados en tejidos de organismos representativos de la flora y fauna del bajo Golfo de California y áreas adyacentes. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México., 195p.
- SEDUE, 1986.** Reglamento para la prevención y control de la contaminación de aguas. Colección Los Básicos. México. 40p.
- SEDUE, 1990.** Gaceta Ecológica Vol. II, No.6. México, Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecología. 64p.
- Simkiss, K., and M.G. Taylor, 1995.** Transport of metals across membranes, p.1-44. *In:* A. Tessier and D. R. Turner (Eds). Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. John Wiley & Sons. Toronto, Canada.
- Sinderman, C. J., 1989.** Principal Diseases of Marine Fish and Shellfish. Vol. 1. Academic Press. San Diego, Calif. 521p.
- Stevens, J. D., and B. E. Brown, 1974.** Occurrence of heavy metals in the blue shark *Prionace glauca* and selected pelagic in the N.E. Atlantic Ocean. *Marine Biology*, 26: 287-293.
- Storelli, M. M., E. Ceci, A. Storelli, and G. O. Marcotrigiano, 2003.** Polychlorinated biphenyl, a heavy metal and methylmercury residue in hammerhead sharks: contaminant status and assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 1035-1048.
- Storelli, M. M., R. Giacomini-Stuffler, and G.O. Marcotrigiano, 2002.** Mercury accumulation and speciation in muscle tissue of different species of sharks from Mediterranean Sea, Italy. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68: 201-210.
- Storelli, M. M., and G.O. Marcotrigiano, 2002.** Mercury speciation and relationship between mercury and selenium in liver of *Galeus melastomus* from the Mediterranean Sea. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 69: 516-522.
- Summerhayes, C. P., and S.A. Thorpe, 1996.** Oceanography. An Illustrated Guide. Manson Publishing. London, UK. 352p.
- Toledo, A., 1988.** Energía, Ambiente y Desarrollo. Centro de Ecodesarrollo. Mexico. 382p.
- Turoczy, N. J., L.J.B. Laurenson, G. Allinson, M. Nishikawa, D.F. Lambert, C. Smith, J.P.E. Cottier, S.B. Irvine, and F. Stagnitti, 2000.** Observations on metal concentrations in three species of sharks (*Daenia calcea*, *Centroscyrnus crepidater*, and *Centroscyrnus owstoni*) from Southeastern Australian waters. *Journal of Agriculture, Food and Chemistry*, 48: 4357-4364.
- Vas, P., 1987.** Observation on trace metal concentration in a carcharhinid shark *Galeorhinus galeus* from the Liverpool Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 18: 193-194.
- Vas, P., 1991.** Trace metals in sharks from british and Atlantic waters. *Marine Pollution Bulletin*, 22: 67-72.

- Vas, P., and J.M. Gordon, 1988.** Trace metal concentrations in the scyliorhinid shark *Galeus melastomus* from the Rockall Trough. *Marine Pollution Bulletin*, 19: 396-398.
- Vas, P., and J.M. Gordon, 1993.** Trace metals in deep-sea sharks from the Rockall Trough. *Marine Pollution Bulletin*, 26: 400-402.
- Vas, P., J.M. Gordon, P.R. Fielden, and J. Overnell, 1993.** The trace metal ecology of the ichthyofauna in the Rockall Trough North-easter Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 26: 607-612.
- Villanueva, S. F., and F. Páez-Osuna, 1996.** Niveles de metales en el Golfo de México: Agua, Sedimentos y Organismos., p.309-347. In: A. V. Botello, J. L. Rojas, J. A. Benítez and D. Zarate (Eds). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX. Campeche. 666 p.
- Walker, T. I., 1976.** Effects of the species, sex, length, and locality on the mercury content of school shark *Galeorhinus australis* (Macleay) and gummy shark *Mustelus antarcticus* (Guenther) from South-Easter Australian waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 27: 603-616.
- Walker, T. I., 1977.** Statistical comparison of the results from six analytical chemistry laboratories of mercury contents of muscle tissue of two species of sharks. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 5: 25-33.
- Wang, W.-X., and P.S. Rainbow, 2000.** Dietary uptake of Cd, Cr, and Zn by the barnacle *Balanus trigonus*: influence of diet composition. *Marine Ecology Progress Series*, 204:159-168.
- Williams, R. J. P. and J.J.R. Frausto da Silva, 1997.** The Natural Selection of the Chemical Elements. Oxford Univ. Press. Oxford. 646p.
- Windom, H. R., R. Stickney, D. White, and F. Tylor, 1973.** Arsenic, cadmium, copper, mercury and zinc in some species of North Atlantic finfish. *Journal of Fish Research Board Canada*, 30: 275-279.



**Contaminación
Microbiológica**

Barrera Escorcía, G., e I. Wong Chang, 2005. Contaminación por microorganismos en zonas costeras, p. 475-486. *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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Contaminación por Microorganismos en Zonas Costeras

27

Guadalupe Barrera Escorcía¹ e Irma Wong Chang²

¹Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

²Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

RESUMEN

Los cuerpos de aguas naturales reciben los desechos humanos domésticos e industriales. Las aguas residuales contienen microorganismos que involucran un riesgo potencial para la salud humana. Las fuentes a través de las cuales pueden ser introducidos estos microorganismos son diversas e incluyen desde las excretas individuales, descargas domésticas, drenajes urbanos, y efluentes industriales hasta el agua de balastos de barcos y otros. Para analizar esta forma de contaminación, se hace uso de indicadores biológicos. Estos están presentes en las descargas y asociados a organismos patógenos que se transmiten por el agua, los cuales son evaluados con técnicas específicas.

ABSTRACT

Natural water bodies receive human domestic and industrial refuses. Wastewater contains microorganisms that involve a potential risk for the human health. These microorganisms can be introduced from several sources, which include individual feces, sewage, urban drainage, industrial effluents, even ballast water and others. Biological indicators are used for analyzing microbiological pollution. They are present into wastes and associated to pathogen organisms that can be transmitted by water, which are evaluated by specific techniques.

INTRODUCCIÓN

La contaminación microbiológica se ha convertido en un tema de gran interés, ya que la presencia de microorganismos en el agua tiene una relación directa con la salud pública. El agua residual contiene microorganismos patógenos como hongos, levaduras, bacterias y virus originados en desechos humanos, también se presentan cantidades variables de huevos de metazoarios parásitos, hongos patógenos y otros organismos (Gauthier, 1980), así como materia orgánica no tóxica y tóxica. El agua actúa como un vector para la transmisión de microorganismos patógenos, los efectos de la contaminación microbiológica se hacen patente en la salud humana y en la calidad de los ecosistemas, debido a esto existe la necesidad de incrementar la investigación sobre fuentes y niveles de esta forma de contaminación.

La población humana ha considerado a los cuerpos acuáticos como un receptáculo natural de sus desechos domésticos e industriales. Los efluentes tendrán características físicas, químicas y biológicas dependiendo del grado de la extensión del tratamiento del agua, diferentes al cuerpo receptor, lo cual implica modificaciones ecológicas que frecuentemente se extienden a grandes distancias, dependiendo de las corrientes y la distribución de las aguas superficiales (Aubert *et al.*, 1969; Schmitz, 1995).

Los aportes de microorganismos diferentes a los de la comunidad normal, como es el caso de la adición de bacterias fecales, pueden tener una influencia importante en los ecosistemas acuáticos. (Galindo, 1988).

FUENTES

La contaminación del agua está comúnmente asociada con las descargas de fuentes puntuales, que son los efluentes de plantas de tratamiento de agua residual, drenajes y fábricas. Los efectos de la contaminación son frecuentemente fáciles de observar en las fuentes puntuales. Sin embargo, algunas de las formas más serias, pero frecuentemente menos obvias, son las provenientes de fuentes "difusas" que son aquellas en la que el contaminante no entra al agua desde un punto simple, como son las áreas de agricultura y pastoreo, densas áreas urbanas, los escurrimientos de aguas superficiales, la infiltración hacia el subsuelo y últimamente las aguas de balastro de los barcos que son descargadas ilegalmente en los cuerpos de agua contaminándolos (Abel, 1996; Schmitz, 1995).

La fuente principal de los microorganismos patógenos es el agua residual (Tabla 1), que recibe aportes de excrementos humanos, tanto en orina como material fecal. El vertimiento de estos desechos en aguas costeras se ha realizado por muchas centurias. Las consecuencias en el ambiente de esta práctica están bien documentadas, particularmente cerca de las grandes ciudades, donde las persistentes descargas de agua residual en ambientes marinos

han incrementado la frecuencia de enfermedades en la población humana, de animales y disminuido el número de peces y fauna béntica (Baross *et al.*, 1975).

Tabla 1. Aportes típicos de microorganismos.
(Fuente: McCoy, 1971; Dart y Stretton, 1997).

En agua residual	Máximos
Coliformes	100 X 10 ⁶ /100 ml
<i>Escherichia coli</i>	300,000 X 10 ⁶ /100 ml
Estreptococos fecales	10-20 X 10 ⁶ /100 ml
De ciudades y zonas rurales con o sin tratamiento	Aportan entre 70 y 75% a ecosistemas costeros.
Aportes individuales	100 g heces/día 1 ton/10,000 hab/día.
Crónicos asintomáticos	Durante meses o años.
Portadores crónicos de tifoidea	2 a 4% de recuperados sobrevive en bajas temperaturas y riqueza de nutrientes.
Portadores sanos o convalecientes de cólera (<i>Vibrio cholerae</i> 01 biotipo El Tor, serotipo Inaba)	2-10% de la población mundial 4-15 meses. Sobrive horas-13 días proporcional a las superficies de fijación.

Los estuarios y las lagunas costeras son los ecosistemas más impactados por la presencia de microorganismos patógenos, provenientes de las descargas municipales, ríos, escurrimientos, emisores submarinos y viento. Se estima que entre el 70 y el 75% de las descargas de drenajes de las poblaciones y ciudades en todo el mundo, son vertidas, con o sin tratamiento previo a los ecosistemas costeros (Fig. 1). Particularmente son importantes los desechos médicos y de hospitales que se descargan inadecuadamente. El peligro potencial para la salud es evidente, por lo que es necesario incrementar los estudios epidemiológicos que relacionen los padecimientos infecciosos que puedan causar los microorganismos en la contaminación por agua residual (Galindo, 1988).

Las personas infectadas por alguna enfermedad gastrointestinal desechan concentraciones muy altas de patógenos durante el proceso infeccioso y la convalecencia (Lynch y Hobbie, 1988). Se excreta un promedio de 50 millones de bacterias coliformes y estreptococos por gramo de heces (Schmitz, 1995) y se calcula una excreción individual de 100 g de heces por persona al día, lo que implica una tonelada por cada 10,000 habitantes en ciudades no muy grandes (McCoy, 1971). Existen aportes crónicos de microorganismos, aún cuando las personas no muestren signos de una enfermedad infecciosa, pueden acarrear un organismo patógeno en sus cuerpos por meses o por el resto

de su vida constituyéndose en portadores permanentes. Se considera que del 2 al 4% de las personas que sufren la fiebre tifoidea, se convierten en portadores de la bacteria *Salmonella typhi*. Este porcentaje es mucho más alto durante las epidemias de salmonelosis. La sobrevivencia de este organismo aumenta en temperaturas bajas y cuando hay altos niveles de nutrientes. En el caso de *Shigella* el porcentaje de personas que la excretan es menor (0.3 al 3%), además, no se encuentra comúnmente en animales, ni sobrevive por mucho tiempo en heces o aguas residuales, por lo que la frecuencia de shigelosis es menor a la de salmonelosis, sin embargo, las bajas temperaturas en aguas marinas y su resistencia en ambientes estuarinos la convierte en un riesgo (Laws, 1981; Dart y Stretton, 1977).

Normalmente una persona elimina aproximadamente 300 mil millones de *Escherichia coli* al día (Gauthier, 1980). El porcentaje de personas que excretan *E. coli* enteropatógena es del 1 al 10% (Laws, 1981), y la proporción de bacterias patógenas de esta especie es menor al 1%, lo cual daría la impresión de no presentar un riesgo muy grande para la salud. Sin embargo, debe considerarse que la población bacteriana de las heces humanas puede consistir de *E. coli* en una proporción del 5 al 50%, y su sobrevivencia en el ambiente está influenciada por factores que pueden impedir su reproducción, pero no necesariamente producir su muerte (Grimes y Colwell, 1986).

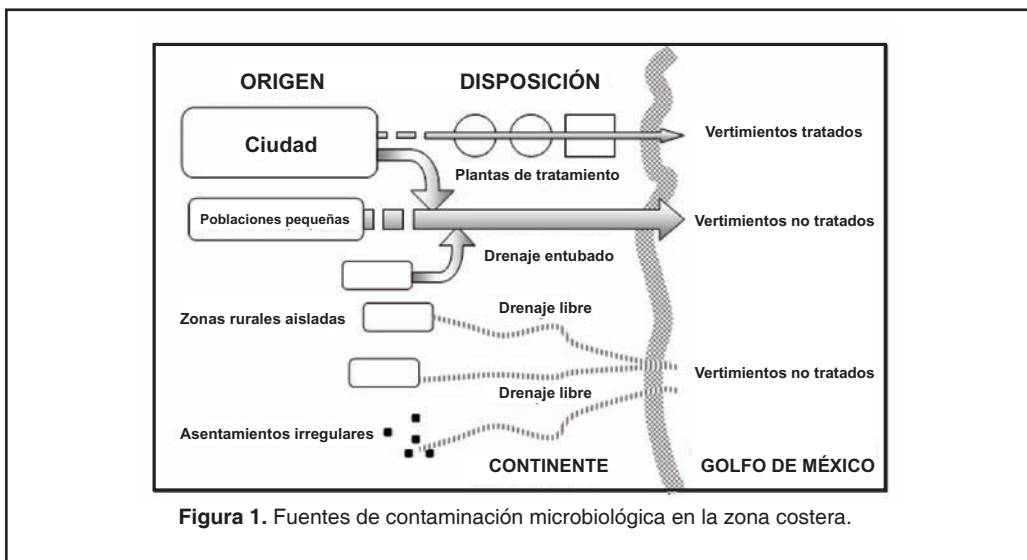


Figura 1. Fuentes de contaminación microbiológica en la zona costera.

Los estreptococos fecales son arrojados a las aguas residuales en promedio de 10 a 20 millones de bacterias por litro (Gauthier, 1980).

Además de bacterias aerobias y microaerobias, las aguas residuales transportan una importante cantidad de flora microbiana anaerobia constituida por otras especies (10 y 100 millones de gérmenes por litro). Entre éstas se encuentra *Clostridium tetani* y *C. botulinum* (Gauthier, 1980).

En relación a *Vibrio cholerae* aproximadamente del 2 al 10% de la población humana es portador saludable o convaleciente del cólera. Estas personas pueden arrojar vibrios durante períodos de 4 a 15 meses y la sobrevivencia de estos organismos en el agua puede fluctuar entre algunas horas a 13 días, además de soportar la cloración (Dart y Stretton, 1977).

La disposición inadecuada o incontrolada del agua puede afectar al hombre a través de varias rutas (Fig. 2). Algunas circunstancias, como la falta de circulación local del cuerpo receptor del agua de desecho y la cercanía entre pozos o depósitos, así como la presencia de letrinas, pueden influir también en la calidad del agua. Estos factores sumados al difícil acceso a servicios de salud pueden producir mayor morbilidad en poblaciones pequeñas, donde la incidencia debería ser menor, ya que los aportes de estas áreas son menores a los de las grandes ciudades (McJunkin, 1988).

Las fuentes de contaminación microbiológica no siempre están localizadas, estudios realizados en ambientes tropicales (Guam y Hawaii), apoyan la hipótesis de que las bacterias son capaces de establecerse por sí mismas en el suelo de islas tropicales y esto puede ser una fuente de bacterias fecales de origen "no fecal", debido a que la humedad y la temperatura de estos sitios son muy elevados. Las bacterias contenidas en el agua pasan a los arroyos que muestran niveles considerablemente altos de bacterias fecales y de ahí descargan a zonas costeras. Habría que cuestionarse si es necesario proponer una hipótesis similar para ambientes tropicales como México. (Fujioka *et al.*, 1999).

El control de la contaminación microbiológica tiene por lo tanto varios retos, para establecer las estrategias adecuadas del manejo del agua.

Recientemente se ha intentado modelar su comportamiento, considerando los aportes y la dinámica del ecosistema acuático receptor, para asegurar el cumplimiento de las normas sanitarias. Sin embargo, es difícil incluir en estos modelos a las fuentes difusas, como en el caso de asentamientos irregulares (Kay *et al.*, 1999).

Aunque existe abundante literatura sobre enfermedades relacionadas con el abastecimiento de agua y el control de epidemias, esta for-

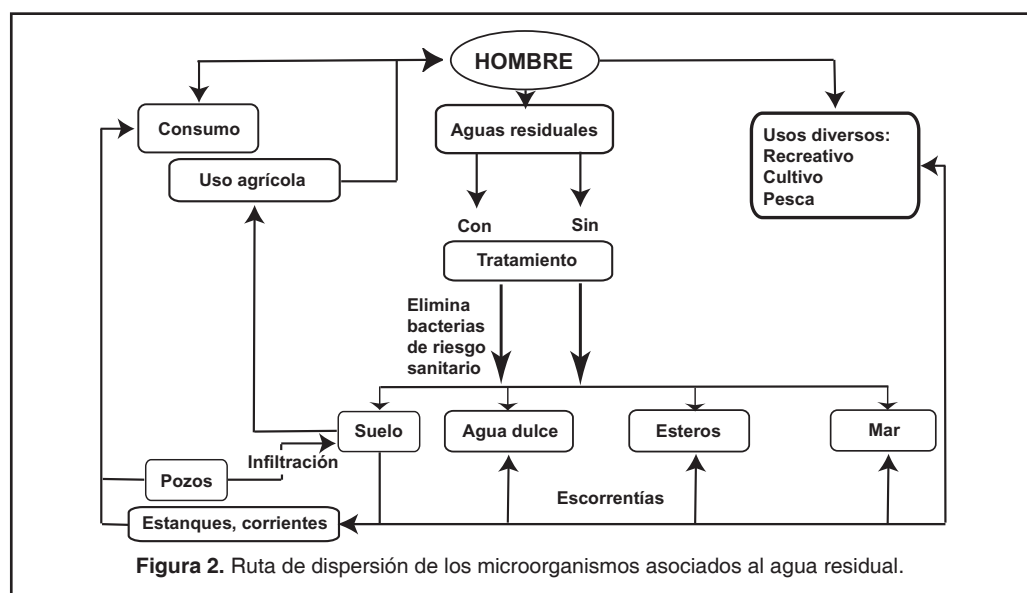


Figura 2. Ruta de dispersión de los microorganismos asociados al agua residual.

ma de contaminación está determinada por seres vivos, capaces de adaptarse a diversas situaciones, originados en sitios dispersos y en

proporciones variables, es muy difícil caracterizar las fuentes, de manera tan precisa como en el caso de otros contaminantes.

ORGANISMOS INDICADORES DE CONTAMINACIÓN

Es obvia la necesidad de evaluar a los microorganismos introducidos, por el riesgo que representan para la salud humana y el equilibrio de los ecosistemas costeros; pero debido a la dificultad que esto representa, comúnmente se utilizan organismos indicadores como un medio para caracterizar el problema.

Entre los parámetros que se utilizan para establecer si el agua es adecuada para un fin específico, es decir para determinar la calidad del agua, está la cuantificación de indicadores de contaminación microbiológica. Estos organismos contenidos en el agua están asociados los aportes de agua residual y su importancia se relaciona con los riesgos que para la salud, representa la propagación de enfermedades infecciosas (James, 1979).

Si bien existe una variedad de microorganismos posibles de utilizar, los indicadores biológicos ideales deben reunir ciertas cualidades. Deben reflejar no solamente la presencia o ausencia de contaminación de un tipo específico, sino también los niveles de dicha contaminación y sus fluctuaciones periódicas. Los organismos considerados como indicadores biológicos adecuados, se pueden agrupar funcionalmente en tres categorías generales (Bonde, 1977):

- a)** Los que indican cambios en los factores ambientales.
- b)** Los utilizados para cuantificar los niveles de contaminación y para realizar monitoreos.
- c)** Los que se utilizan para pruebas bajo condiciones controladas en laboratorio y sirven para interpretar y evaluar la importancia de lo sucedido en el ambiente natural.

Un buen indicador biológico, debe reunir varias características: ser de fácil identificación y muestreo, ser cosmopolita, tener relevancia

económica y bioacumular contaminantes, su cultivo en laboratorio debe ser sencillo, su acervo genético y su nicho ecológico deben tener poca variabilidad y debe existir abundante información sobre su ecología (Hellawell, 1986).

Algunas especies pueden ser utilizadas como indicadores en un ambiente específico que ha sido contaminado y son útiles en tanto se conozcan sus intervalos de tolerancia a diversas condiciones. Estos organismos deben representar fielmente las características del medio, ser confiables, sensibles y fácilmente identificables (James, 1979). El organismo usado como indicador de contaminación, debe estar ausente del medio acuático a menos que el agua haya sido contaminada y generalmente no son miembros de la flora indígena del suelo o del sistema acuático (Pettibone *et al.*, 1987).

Con respecto a la contaminación microbiológica en cuerpos acuáticos, el indicador debe:

- a)** Estar presente cuando existan los microorganismos patógenos.
- b)** Estar presente cuando haya riesgo para la salud por la presencia de patógenos
- c)** Estar presente en cantidades mayores que las de los microorganismos patógenos para proporcionar un margen de seguridad.
- d)** Sobrevivir en el ambiente tanto tiempo como los patógenos potenciales.
- e)** Ser fáciles de detectar e identificar, sin importar que otros microorganismos estén presentes en la muestra.
- f)** Crecer rápidamente sobre medios relativamente simples.
- g)** Crecer en un medio artificial de manera independiente a la presencia de cualquier otro organismo y no ser inhibido por éste.

- h) Ser más resistente a la desinfección que los patógenos.
- i) Ser aplicables a todo tipo de agua.
- j) La densidad del indicador deberá correlacionarse con el grado de contaminación fecal o con el riesgo a la salud.

Se considera que coliformes y estreptococos satisfacen muchos de estos criterios, pero hay ciertas restricciones para su uso como indicadores universales (Boyle *et al.*, 1993; Godfree *et al.*, 1997).

Usualmente la complejidad en la identificación de microorganismos ha derivado en el uso frecuente de algunos indicadores para evaluar y controlar la calidad sanitaria del agua y organismos (Tabla 2).

El indicador más empleado es el grupo de coliformes, que son bacterias de origen entérico, pertenecientes al grupo coli-aerogenes, que tienen forma de bacilo, gram (-), saprofitas, microaerobias facultativas, capaces de fermentar la lactosa a ácido carbónico, con producción de gas. Al grupo pertenecen los géneros: *Escherichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter* y *Klebsiella*, las cuales representan contaminación fecal. Se denominan coliformes fecales (CF) a las bacterias coliformes capaces de crecer a 44.5°C, entre las cuales se encuentra *Escherichia coli*, que es una bacteria común en el tracto digestivo, normalmente no patógena,

sin embargo, incluye cepas que pueden ser: enterotóxicas, enterohemorrágicas, enteropatógenas o enteroinvasivas; su presencia ha sido interpretada como indicativa de encontrar posiblemente organismos enteropatógenos incluyendo a *Salmonella* y *Shigella* (Haas *et al.*, 1999; Rheinheimer, 1992).

Entre las ventajas que representa usar a estos indicadores, se puede mencionar lo siguiente: su evaluación es relativamente simple y directa, se considera que niveles bajos de coliformes de origen fecal son buenos indicadores de ausencia de organismos patógenos (Hood *et al.*, 1983), su concentración en agua residual, unos 100 millones /100 mL (Metcalf y Eddy, 1991), es más alta que la de patógenos fecales y no se multiplican fuera del tracto intestinal de animales de sangre caliente por lo que su presencia en sistemas acuáticos es evidencia de contaminación de origen fecal (Laws, 1981).

Otro grupo de bacterias utilizado como indicador de contaminación fecal es el de estreptococos fecales (EF). Este resiste más a la desinfección que *E. coli*, también se puede enumerar y reduce su concentración más lentamente en el agua de mar, que el de coliformes fecales. En Norteamérica y Europa se ha demostrado que el uso de este grupo es valioso en los estándares de calidad del agua con fines recreativos en aguas marinas. Incluso se ha considerado mejor para predecir el riesgo de enfermedades gastrointestinales que el de coliformes fecales en dichas aguas. (Godfree *et al.*, 1997; Sinton *et al.*, 1994). Se ha reportado que el tiempo de sobrevivencia de los estreptococos en agua de mar es mayor que el de coliformes fecales (Fujioka *et al.*, 1981; Davies-Colley *et al.*, 1994). Se consideró que los EF guardaban cierta relación con las CF y que la proporción numérica de un grupo respecto al otro podría indicar si el origen era humano o animal (Laws, 1981). Actualmente la relación CF/EF ya no es utilizada, porque la proporción cambia en el ambiente como consecuencia de la mayor resistencia de los estreptococos (Godfree *et al.*, 1997).

Algunos autores han recomendado otros indicadores para evaluar contaminación no fecal, pero de origen humano, existen microorganismos capaces de transmitir infecciones no entéricas, que afectan la piel, oídos, nariz y garganta, cuya transmisión es por contacto, más

Tabla 2. Indicadores de la calidad del agua (Fuente: Laws, 1981; Rheinheimer, 1992).

Origen Fecal	Origen no Fecal Común en Agua Residual
Coliformes: incluye a los géneros <i>Escherichia</i> , <i>Citrobacter</i> , <i>Enterobacter</i> , <i>Klebsiella</i>	<i>Candida albicans</i>
Salmonellae: incluye al género <i>Salmonella</i>	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
Estreptococos fecales: incluye al género <i>Streptococcus</i>	<i>Staphylococcus aureus</i>
Esporas de <i>Clostridium perfringens</i>	Bacteriófagos

que por ingestión, por ejemplo: *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*, y *Candida albicans*, son especies potencialmente patógenas que pueden indicar contaminación por dos fuentes. La primera especie es saprófita, se distribuye ampliamente en el suelo, aguas negras, intestino de mamíferos, plantas y prolifera en aguas cercanas a desembocaduras de ríos contaminados, acompañada de otras bacterias fecales (Bonde, 1977). Esta especie tiene importancia particular en aguas estuarinas, donde las temperaturas altas del agua y los nutrientes disponibles permiten su crecimiento. La concentración de este organismo en descargas de agua residual y en cuerpos de agua receptor es baja (0-30 /100 ml), es poco frecuente que se encuentre en muestras de agua de mar y su presencia significa que las aguas superficiales han sido recientemente contaminadas (Yoshpe-Purer y Golderman, 1987). Las otras dos especies mencionadas, *S. aureus*, así como *C. albicans* se han encontrado en agua de mar (Efstratiou *et al.*, 1998).

Se ha considerado que las esporas de *Clostridium perfringens* son un buen indicador de contaminación microbiológica. Bonde (1977), enfatiza que cumple mejor que *E. coli* con las especificaciones de un indicador y un controlador. Ambos microorganismos son

siempre excretados juntos y con especies potencialmente patógenas. *C. perfringens* se presenta con mayor frecuencia que *E. coli*, es resistente a desinfectantes y a ambientes adversos. Además *C. perfringens*, *E. coli*, *S. faecalis* y *P. aeruginosa* son las únicas especies que pueden ser identificadas por métodos rápidos (Cabelli, 1979).

Otras bacterias con posibilidad de ser consideradas como indicadoras de contaminación cuando son abundantes, o inesperadas pertenecen al género *Bacillus* spp. Por ejemplo: *B. licheniformes* que se encuentra en agua dulce, marina y residual; *B. cereus*, *B. pantothenicus* y *B. sphaericus* se encuentran en sedimentos cercanos a la costa, y *B. subtilis* en heces.

Algunos investigadores consideran que *Aeromonas hydrophila* puede servir como indicador de que el ambiente está contaminado, tanto en agua salobre como en marina (Bonde, 1977).

La utilización de un sólo indicador puede conducir a resultados erróneos al caracterizar la calidad sanitaria de un cuerpo de agua para evidenciar el peligro potencial de patógenos (Dutka, 1979), por lo que deben evaluarse varios indicadores al mismo tiempo. Además estos análisis deben ser simultáneos al registro de parámetros fisicoquímicos (Orlob, 1956).

TÉCNICAS UTILIZADAS EN EL ANÁLISIS DE LOS INDICADORES

Generalmente los indicadores se analizan con las técnicas tradicionales de cultivo como son: la determinación del Número Más Probable (NMP) y las Unidades Formadoras de Colonias (UFC).

Las pruebas se seleccionan según el tipo de muestra. Así, si es necesario diluirla, se obtendrán NMP por el método de tubos múltiples, si por el contrario, el agua está muy limpia, es necesario concentrarla. En este caso, la muestra se hace pasar por un filtro de membrana y se cultiva en medios sólidos, para obtener UFC. En agua con cero tolerancia se determina presencia/ausencia (P/A) de bacterias coliformes (APHA, 1995). Estas pruebas generalmente se contemplan para las normas mexicanas (DOF, 1995 y 1996; SEMARNAT, 1996).

Otras técnicas utilizadas en el análisis de indicadores incluyen la determinación de esteroides fecales como el 5 β -colestano-3 β -01 (coprostanol) encontrados en heces humanas y animales; enumeración de bacteriofagos que relacionan la presencia de fagos con la de *E. coli* (Toranzos y McFeters, 1997).

Recientemente se han desarrollado pruebas más rápidas que permiten obtener resultados en pocas horas. Por ejemplo, en la determinación de NMP suelen incluir sustratos para enzimas específicas como el ONPG (ortho-nitrophenol- β -D-galactopiranosido) y el MUG (4-metilumbeliferil- β -D-glucuronido) que se usan para la detección de β -galactosidasa y β -glucuronidasa respectivamente, las cuales son enzimas presentes en coliformes y *E. coli*, además de pruebas moleculares, como el de la reacción en cadena de la polimerasa (PCR) (Sartory y Watkins, 1999).

ORGANISMOS PATÓGENOS

El análisis de la contaminación microbiológica por indicadores, se encuentra cuestionado por el hecho de que recientemente se ha probado que algunos patógenos son más resistentes que ellos. El comportamiento de los microorganismos en el ambiente es complejo y en ocasiones la ausencia de resultados con la evaluación a través de indicadores no asegura la ausencia de patógenos (Haas *et al.*, 1999). Este comportamiento se describe en el siguiente capítulo.

Es claro que el panorama de la contaminación microbiológica debe ampliarse, porque no sólo incluye a las bacterias asociadas a los grupos indicadores, sino a otros patógenos pertenecientes a diversos grupos, además de que las fuentes deben ser consideradas.

En las enfermedades cuyo vector es el agua, es necesario considerar la transmisión secundaria (que se transmite entre individuos sin tener un contacto con la fuente), además de la primaria (de la fuente al individuo), (Haas *et al.*, 1999).

Los agentes causantes de enfermedades transmisibles por el agua son muy diversos y es imposible describirlos todos, pero entre estos destacan algunos que vale la pena mencionar (Tabla 3). Muchos de ellos son bacterias, virus y parásitos (Abel, 1996), pero también existen otros organismos pertenecientes a una amplia gama taxonómica, incluyendo huevos o quistes de metazoarios que por la dimensión del organismo adulto no se consideran comúnmente en la contaminación microbiológica, que recientemente han cobrado interés por relacionarse con enfermedades emergentes.

Los organismos patógenos contenidos en el agua pueden originar brotes epidémicos. En una población humana se presenta un balance de enfermedades que puede considerarse la tasa de morbilidad.

Si una enfermedad ocurre continuamente en una población en un nivel mayor que el normal y puede anticiparse su presencia, se dice que esta es endémica (Haas *et al.*, 1999).

Sin embargo, cuando una enfermedad rebasa cierta frecuencia en una población en la cual antes era rara, se habla de un brote (Fig. 3) y cuando esta enfermedad se propaga por la población e incluso en diversas poblaciones se está hablando de una epidemia, Más aún si la propagación es a nivel mundial se denomina pandemia.

Cada organismo patógeno que origina una enfermedad, tiene un patrón específico. Por ejemplo, el comportamiento de la séptima epidemia del cólera, causada por *Vibrio cholerae* O1 biotipo El Tor, serotipo Inaba, originada en Perú en 1991, llegó a México en junio del mismo año, causando un brote de 27 casos en San Miguel Totolmoloya, municipio de Sultepec, en el estado de Morelos (INDRE, 1991). Subsecuentemente el cólera se esparció ampliamente, identificándose en 17 estados, principalmente en los del Golfo de México. La mayoría de los casos se presentaron entre julio y octubre (Tauxe *et al.*, 1994). La Secretaría de Salud tiene los registros de los casos desde 1991 a la fecha, (Fig. 4), presentándose la mayor incidencia del cólera en septiembre de 1995, desde 2002 no se han registrado casos (SS, 1991-2003).

LITERATURA CITADA

Abel, P.D., 1996. Water Pollution Biology. Tony & Francis, U.K. 286 p.

American Public Health Association (APHA), 1995. Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters, 19th Ed. American Public Health Association, American Waterworks Association, Water Environ-

ment Federation. American Public Health Association, Washington, D.C. 1220 p.

Aubert, M., P. Koch, y J. Garancher, 1969. The diffusion of bacterial pollution in the sea, 793-809. In: S.H. Jenkins (Ed.). Advances in Water Pollution Research. Pergamon Press. N.Y. 946 p.

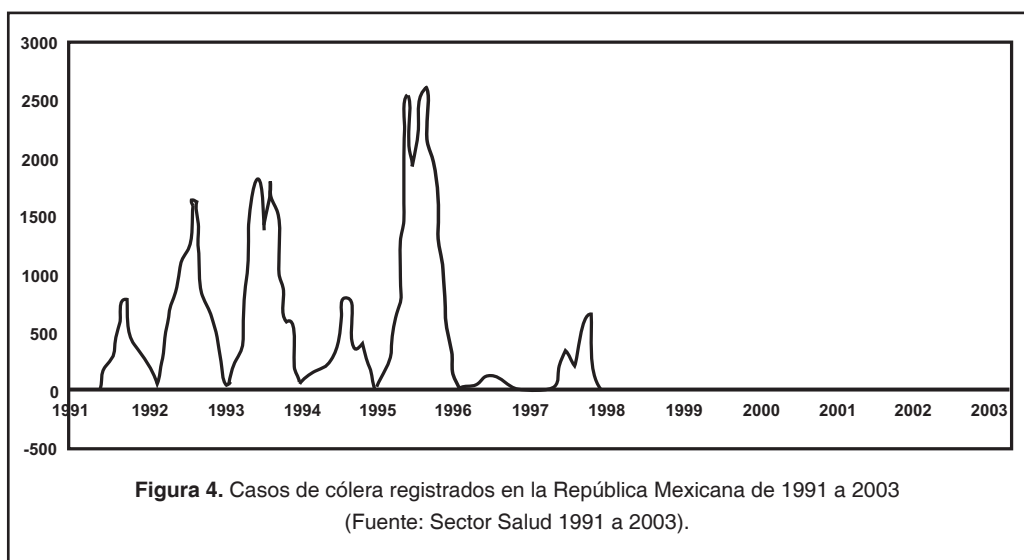
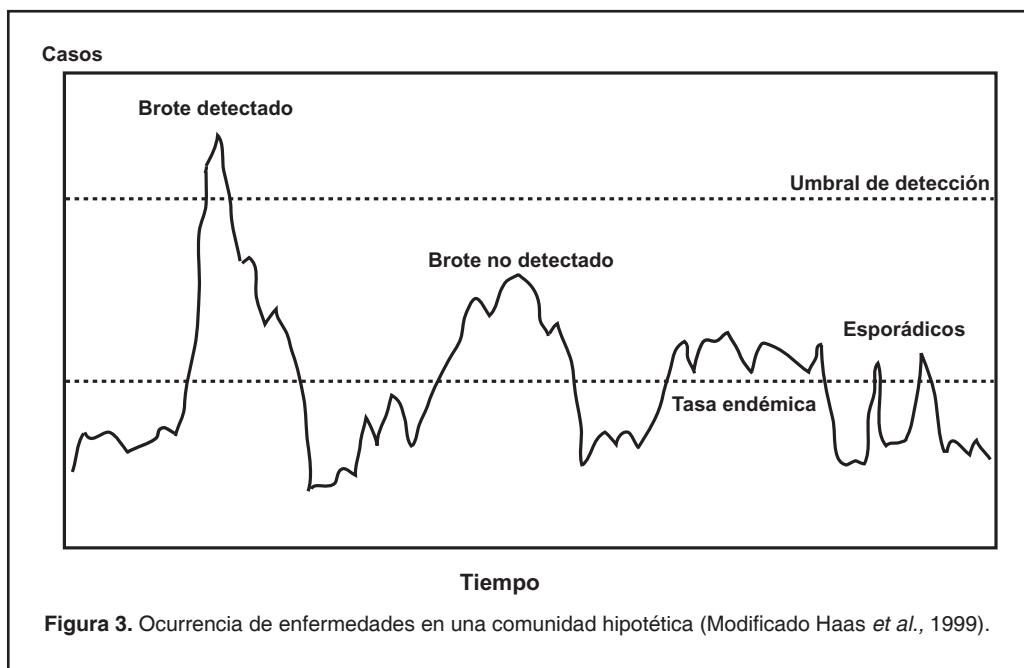
Tabla 3. Agentes de interés asociados a enfermedades relacionadas con el agua.(Fuente: Abel, 1996; Hass *et al.*, 1999, Koneman *et al.*, 1992; McJunkin, 1988; Moe, 1997; Reilly y Käferstein, 1991; Rheinheimer, 1992).

Virus		
Enterovirus	Hepatitis	En México es abundante la hepatitis A.
	Polivirus	Causantes de la poliomielitis.
	Echovirus	Meningitis, gastroenteritis.
	Coxsackievirus	Enfermedades respiratorias, del corazón, meningitis y otras.
Parvovirus		Enfermedades respiratorias, conjuntivitis, gastroenteritis.
Rickettsias y Clamidias		Son parásitos obligados.
Bacterias		
<i>Escherichia coli</i>		Ha sido aislada en aguas tropicales no contaminadas, pero se asocia siempre a los aportes fecales.
	<i>E. coli</i> enteropatógena	Síndromes diarreicos principalmente en niños.
	<i>E. coli</i> enterotoxigénica	Diarrea secretora o Diarrea del viajero.
	<i>E. coli</i> enteroinvasiva	Diarrea inflamatoria, ataca células epiteliales intestinales.
	<i>E. coli</i> hemorrágica	Diarrea hemorrágica, incluye la cepa O157:H7* que ha mostrado resistencia a los antibióticos.
Salmonella		2000 serotipos conocidos, algunos causan infecciones.
	<i>S. typhi</i> y <i>S. paratyphi</i>	Fiebre tifoidea y paratifoidea.
Campylobacter	<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastroenteritis aguda con heces mucoides y sangrantes.
Vibrio		Incluye especies nativas de ambientes salobres.
	<i>V. cholerae</i> O1	Causantes de cólera.
	<i>V. parahaemolyticus</i>	Gastroenteritis aguda.
Legionella	<i>Legionella pneumophila</i>	El género incluye 12 especies relacionadas con neumonía.
Klebsiella	<i>Klebsiella pneumoniae</i>	Neumonía.
Enterobacter	<i>Enterobacter aerogenes</i>	Infecciones oportunistas.
Serratia	<i>Serratia</i> spp	Infecciones oportunistas.
Brucella	<i>B. melitensis</i>	Causa la brucelosis.
Clostridium	<i>C. botulinum</i>	Botulismo.
	<i>C. perfringens</i>	Gangrena gaseosa.
Staphylococcus	<i>S. aureus</i>	Infecciones en vías respiratorias y piel.
Pseudomonas	<i>P. aeruginosa</i>	Aisladas en agua, dermatitis y conjuntivitis.
Mycoplasma	<i>M. pneumoniae</i>	Neumonía atípica.
Mycobacterium	<i>M. marinum</i> y <i>M. balnei</i>	En agua dulce, marina y estuarina.
*Cianbacterias		
	<i>Anabaena</i> <i>Aphanizomenon</i> <i>Microcystis</i>	Las toxinas generadas por sus florecimientos, producen efectos diversos como gastroenteritis, daño en hígado, disentería e irritaciones de ojos y piel.
Hongos		
	<i>Candida albicans</i>	
	<i>Trychophyton</i>	Dermatofito que se encuentra en la arena de la playa.
Protozoarios		
Amibas	<i>Entamoeba histolytica</i>	Disentería amibiana.
	<i>Negleria fowleri</i>	Meningoencefalitis.
Flagelados	<i>Giardia lamblia</i>	Desordenes gastrointestinales.
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Se sabe desde 1985 que es parásito intestinal humano
*Microsporidia	<i>Encephalitozoon</i> , <i>Enterocytozoon</i> , <i>Septata</i> <i>Pleistophora</i> , <i>Vittaforma</i>	Orden del Phylum Microspora, desde 1985 se reconocen 5 géneros con especies patógenas al hombre.
Cyclospora	* <i>C. cayetanensis</i>	Diarreas, descrito como patógeno humano en 1993, afecta a pacientes inmunocomprometidos.
*Catalogados como patógenos emergentes relacionados con el agua		

Tabla 3 (Continuación). Agentes de interés asociados a enfermedades relacionadas con el agua
(Fuente: Abel, 1996; Hass *et al.*, 1999, Koneman *et al.*, 1992; McJunkin, 1988; Moe, 1997; Reilly y Käferstein, 1991; Rheinheimer, 1992).

Metazoarios		
Nemátodos	<i>Trichuris trichura</i>	Anemia, pastroenteritis y disentería.
Céstodos	<i>Taenia solium</i> y <i>T. saginata</i>	Solitaria.
Nematelmintos	<i>Ascharis lumbricoides</i>	Lombriz intestinal.

*Catalogados como patógenos emergentes relacionados con el agua.



- Baross, J.A., F.J. Hanus, y R.Y. Morita, 1975.** Survival of human enteric and other sewage microorganisms under simulated deep-sea conditions. *Appl. Microbiol.*, 30 (2): 309-318.
- Bonde, G.T., 1977.** Bacterial indication of water pollution, p. 273-364. *In:* M.R. Droop and H.W. Jannash (Eds.) *Advances in Aquatic Microbiology*. Vol. 1. Academic Press. London, U.K. 378 p.
- Boyle, O.C., B.F. Masterson, y L. Stapleton, 1993.** The use of Indicator organisms for the protection of recreational users of estuarine and coastal waters from risks to health. 37-54. *In:* D.W. Jeffrey y B. Madden (Eds.) *Bio-indicators and Environmental Management*. Academic Press. N.Y. 488 p.
- Cabelli, V., 1979.** What do water quality indicators indicate?, p. 305-336. *In:* R.R. Colwell and J. Foster (Eds.) *Aquatic Microbial Ecology*. Procc. of the ASM Conference. Clearwater Beach, Florida. A Maryland Sea Grand Pub. U.S. 460 p.
- Dart, R.K., y R.J. Stretton, 1977.** *Microbial Aspects of Pollution Control*. Elsevier Scientific Pub. Co. N.Y. 265 p.
- Davies-Colley, R.J., R.G. Bell, y A.M. Donnison, 1994.** Sunlight inactivation of enterococci and fecal Coliforms in sewage effluent diluted in seawater. *Appl. Environ. Microbiol.*, 60 (6): 2049-2058.
- Dutka, B.J., 1979.** Microbiological indicators, problems and potential of new microbial indicators of water quality, p. 18-23. *In:* James, L. Evison (Eds.) *Biological Indicators of Water Quality*. J. Wiley & Sons. G.B. 528 p.
- Diario Oficial de la Federación (DOF), 1995.** Norma Oficial Mexicana NOM-041-SSA1-1993. Bienes y Servicios. Agua purificada envasada. Especificaciones Sanitarias. Marzo 24.
- Diario Oficial de la Federación (DOF), 1996.** Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud Ambiental para uso y consumo humano- Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización. Enero 18.
- Efstratiou, M.A., A. Mauridou, S.C. Richardson, y J.A. Papadakis, 1998.** Correlation of bacterial indicator organisms with *Salmonella* spp., *Staphylococcus aureus* and *Candida albicans* in sea water, *Lett. Appl. Microbiol.*, 26: 242-346.
- Fujioka, R.S., H.H. Hashimoto, E.B. Siwak, y H.F. Young, 1981.** Effects of sunlight on survival of indicator bacteria in seawater. *Appl. Environ. Microbiol.*, 41(3): 690-696.
- Fujioka, R., C. Sian-Denton, M. Borja, J. Castro, y F. Morphew, 1999.** Soil: The environmental source of *Escherichia coli* and *Enterococci* in Guam's Streams. *J. Appl. Microbiol. Suppl.*, 85: 83S- 85S.
- Galindo, R.J.G., 1988.** Contaminación en los Ecosistemas Costeros. Un Enfoque Ecológico. Cuadernos Docentes. Coordinación General de Investigación y Postgrado. Univ. Autón. Sin., México, 58 p.
- Gauthier, J.M. 1980.** Poluciones bacterianas en el medio marino, p. 127-141. *In:* J.M. Pérez (Ed.) *La Polución de las Aguas Marinas*, Ed. Omega, España. 247 p.
- Godfree, A.F., D. Kay, y M.D. Wyer, 1997.** Faecal streptococci as indicators of faecal contamination in water. *J. Appl. Microbiol. Symp. Suppl.*, 85:110S- 119S.
- Grimes, D.J. y R.R. Colwell, 1986.** Viability and virulence of *Escherichia coli* suspended by membrane chamber in semitropical ocean water. *FEMS Microbiol. Letters*, 34: 161-165.
- Haas, Ch.N., J.B. Rose., y Ch. P. Gerba, 1999.** Quantitative Microbial Risk Assessment. J. Wiley & Sons. N.Y. 449 p.
- Hellawell, J. M., 1986.** *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier Applied Science Pub. N.Y. 546p.
- Hood, M.A., G.E. Ness, y N.J. Blake, 1983.** Relationship among fecal coliforms, *Escherichia coli* and *Salmonella* spp. in shellfish. *App. Environ. Microbiol.*, 45(1): 122.126.
- Instituto Nacional de Diagnóstico y Referencia Epidemiológica (INDRE), 1991.** Situación del cólera en México. *Bol. Quincenal Cólera/Diarreas Infecciosas*, 5:1
- James, A., 1979.** The value of biological indicators in relation to other parameters of water quality, p. 1-16. *In:* A. James, L. Evison (Eds.) *Biological Indicators of Water Quality*. J. Wiley & Sons. G.B. 528 p.
- Kay, D., M.D. Wyer, I. Crowther, y L. Fewtrell, 1999.** Faecal indicator impacts on recreational water: budget studies and diffuse source modeling. *J. Appl. Microbiol. Symp. Suppl.*, 85:70S-82S.
- Koneman, E. W., S. P. Allen, V. R. Powell, W.H. Janda, H. M. Sommers, y W.C. Winn, 1992.** *Diagnóstico Microbiológico*. Ed. Panamerican. Buenos Aires. 909 p.
- Laws, E.A., 1981.** *Aquatic Pollution*. J. Wiley & Sons. N.Y. 482 p.
- Lynch, J.M., y J.E. Hobbie, 1988.** *Microorganisms in Action: Concepts and Applications in Microbial Ecology*. Blackwell Scientific Pub. London, U.K. 363 p.

- McCoy, J.H., 1971.** Sewage pollution of natural waters, p. 30-42. *In:* G. Sykes y F.A. Skinner (Eds.) *Microbial Aspects of Pollution*. Academic Press. London, U.K. 287 p.
- McJunkin, F.E., 1988.** Agua y Salud Humana. Limusa. México. 231 p.
- Metcalf & Eddy, Inc., 1991.** Wastewater Engineering Treatment, Disposal, Reuse. Mc. Graw-Hill International Editors. N.Y. 1334 p.
- Moe, Ch.L., 1997.** Waterborne transmission of infectious agents. p. 136-152. *In:* Ch. J. Hurst, G.R. Knudsen, M.J. McInerney, L.D. Stetzelbach, and M.V. Walter (Eds.) *Manual of Environmental Microbiology*. ASM. Press. Washington, D.C. 94 p.
- Orlob, G.T., 1956.** Stream pollution. Viability of sewage bacteria in seawater. *Indust. Wastes*, 28 (9):1147- 1167.
- Pettibone, G.W., S.A. Sullivan, y M.P. Shiaris, 1987.** Comparative survival of antibiotic-resistant and sensitive fecal indicator bacteria in estuarine water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53 (6):1241-1245.
- Reilly, A. y F. Käferstein, 1999.** Food safety and products from aquaculture. *J. Appl. Microbiol. Symp. Suppl.*, 85: 249S – 257S
- Rheinheimer, G., 1992.** Aquatic Microbiology. J. Wiley & Sons. N.Y. 365 p.
- Sartory, D.P., y J. Watkins, 1999.** Conventional culture for water quality assessment: is there a future?. *J. Appl. Microbiol. Symp. Suppl.*, 85: 225S – 233S.
- Secretaria de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAT), 1996.** Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación, México. Abril 30 de 1997.
- Secretaría de Salud (SS), 1991.** Boletín cólera/diarreas infecciosas. Instituto Nacional de Diagnóstico y Referencia Epidemiológica, 1: 1-7.
- Secretaría de Salud (SS), 1992.** Boletín Semanal de Vigilancia Epidemiológica del Cólera en México. Semana 24. Secretaría de Salud. 2: 1-12 p.
- Secretaría de Salud (SS), 1993.** Boletín cólera/diarreas infecciosas. Instituto Nacional de Diagnóstico y Referencia Epidemiológica. México. 3:218-224.
- Secretaría de Salud (SS), 1994.** Boletín cólera/diarreas infecciosas. Instituto Nacional de Diagnóstico y Referencia Epidemiológica. México. 4: 434-456, 598-601.
- Secretaría de Salud (SS), 1995.** Sistema Único de Información. Epidemiología. Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica. México. 1: 52.
- Secretaría de Salud (SS), 1996.** Sistema Único de Información. Epidemiología. Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica. México. 1: 52.
- Secretaría de Salud (SS), 1997.** Sistema Único de Información. Epidemiología. Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica. México. 1: 52.
- Secretaría de Salud (SS), 1998.** Sistema Único de Información. Epidemiología. Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica. México. 1: 43.
- Secretaría de Salud (SS), 1999.** Sistema Único de Información. Epidemiología. Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica. México. 1: 52.
- Secretaría de Salud (SS), 2000.** Sistema Único de Información. Epidemiología. Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica. México. 1: 52.
- Secretaría de Salud (SS), 2001.** Sistema Único de Información. Epidemiología. Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica. México. 1: 52.
- Secretaría de Salud (SS), 2002.** Sistema Único de Información. Epidemiología. Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica. México. 1: 52.
- Secretaría de Salud (SS), 2003.** Sistema Único de Información. Epidemiología. Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica. México. 1: 24.
- Schmitz, R.J., 1995.** Introduction to Water Pollution Biology. Gulf Publishing. Co. Huston, TX. 320 p.
- Sinton, L.W., R.J. Davies-Colley, y R.G. Bell, 1994.** Inactivation of enterococci and fecal coliforms from sewage and meatworks effluents in seawater chambers. *Appl. Environ. Microbiol.*, 60 (6): 2040-2048.
- Toranzos, G. A., y G.A. McFeters, 1997.** Detection of indicator microorganisms in environmental fresh waters an drinking water, p 184-194. *In:* Hurst, Ch.J., G.R. Knudsen, M.J.McInerney, L.D. Stetzelbach, and M.V. Walter (Eds.) *Manual of Environmental Microbiology*. ASM. Press. Washington, D.C. 894 p.
- Tauxe, R., L. Seminario, R. Tapia, y M. Libel, 1994.** The Latin America epidemic, p 321-344. *In:* I.K. Wachsmuth, P.A. Blake, and O. Olvik (Eds.) *Vibrio cholerae* and Cholera Molecular to Global Perspectives. American Society for Microbiology. Washington, D.C. 344 p.
- Yoshpe-Purer, Y., y S. Golderman, 1987.** Ocurrance of *Staphylococcus aureus* and *Pseudomonas aeruginosa* in Israeli coastal water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53 (5): 1138-1141.

Wong Chang, I., y G. Barrera Escorcía, 2005. Estado actual de la contaminación microbiológica en el Golfo de México, p. 487-504. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Estado Actual de la Contaminación Microbiológica en el Golfo de México

Irma Wong Chang ¹ y Guadalupe Barrera Escorcía ²

¹ Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

² Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

28

RESUMEN

El deterioro de la costa del Golfo de México se ha reconocido desde hace años. Existe un importante esfuerzo en el desarrollo de normas de protección ambiental, relativa a la contaminación microbiológica. Estas incluyen límites de emisión, de recepción, para cultivo de diferentes especies y contenidos para su consumo. Los niveles de contaminación microbiológica registrados en algunas regiones costeras del Golfo de México principalmente en Veracruz, Tabasco y Campeche, rebasan frecuentemente los límites permisibles de coliformes totales y fecales para agua y organismos. Las investigaciones realizadas en esta zona se han desarrollado principalmente a través de grupos indicadores y la identificación de algunas bacterias como: *Salmonella*, *Shigella*, *E. coli*, *Klebsiella*, *Proteus* y *Vibrio*. Los estudios realizados muestran que esta forma de contaminación es evidente y se atribuye al acelerado desarrollo demográfico, industrial y de actividades petroleras, los cuales han generado un aumento en el vertimiento de desechos que pueden afectar las actividades pesqueras y los cultivos de organismos marinos. Además de los efectos económicos y sociales, existe un riesgo potencial en la salud de los habitantes de la región debido a la presencia de organismos patógenos.

ABSTRACT

The deterioration of the Gulf of Mexico coastal zone has been demonstrated from several years. There is an important effort to develop norms for environmental protection about the microbiological pollution. It includes the emission, reception, culture and consumption limits. Microbiological pollution levels registered in some coastal regions of the Gulf of Mexico, mainly Veracruz, Tabasco and Campeche, frequently exceeds the total and fecal coliforms for water and organisms permissible limits. This researches made in this zone have been developed mainly with indicative groups and the identification of some bacteria as: *Salmonella*, *Shigella*, *E. coli*, *Klebsiella*, *Proteus* and *Vibrio*. The studies accomplished in the coastal zones show that this pollution is evident and it is attributed to an accelerated development of urban, oil and industrial activities, which have generated the increase of effluent of refuses affecting the fisheries activities and marine organisms culture. Besides, the economic and social effects, there is a potential risk in human health due to the presence of pathogenic organisms.

INTRODUCCIÓN

Las aguas de desecho urbanas, industriales y agrícolas que se descargan en los cuerpos de agua localizados en la vertiente oriental del país llegan finalmente al Golfo de México a través del drenaje superficial. El 90% de la pesca mundial se realiza en la plataforma continental y de ésta, el 70% esta constituida por organismos estuarinos (SEMARNAT, 2003). Es difícil determinar el efecto de cada uno de los factores que intervienen en la dispersión y desaparición de los microorganismos contenidos en las descargas de aguas residuales una vez que llegan a la zona costero-marina, sin embargo, el deterioro en la zona costera del golfo es reconocido desde hace años.

En el estado de Tamaulipas se califican como contaminadas: la cuenca baja del río Bravo, que abarca los ríos Salado, El Alamo y San Juan y los ríos San Fernando-Conchos, Pánuco, Soto la Marina, Carrizal y Guayalejo. Diversos colectores descargan aguas residuales en el río Bravo sin tratamiento previo. Por otro lado, los aportes de ingenios azucareros vertidos sobre el río Guayalejo, incorporan una fuerte carga orgánica. Durante los 90s se llevaron a cabo algunas actividades de saneamiento de los ríos y se comenzaron a fijar las condiciones particulares de descarga, así como también se iniciaron programas de monitoreo en algunos de ellos y en zonas de explotación de moluscos. El estado de Veracruz presenta varias cuencas hidrológicas con diferente nivel de deterioro. Entre las que se consideran más contamina-

das, se encuentra el río Coatzacoalcos particularmente en el tramo Minatitlán-Coatzacoalcos, la parte correspondiente del río Pánuco y el río Blanco, todos los cuales reciben agua residual doméstica y de zonas industrializadas; el río Nautla que está afectado fundamentalmente por ingenios azucareros y agua de beneficios de café y los ríos Tuxpan y Cazones. La industria petroquímica, de fertilizantes, así como otras, aportan una gran variedad de contaminantes. El estado de Tabasco presenta un importante deterioro derivado de los aportes de agua residual sin tratamiento y de los complejos petroquímicos, ingenios azucareros y uso inmoderado de agroquímicos, que son recibidos en los ríos Santana, San Felipe, el arroyo La Venta, la Laguna el Limón y la Laguna de las Ilusiones. En el estado de Campeche el problema principal se asocia a los mantos freáticos, sumideros, norias y pozos en las zonas costeras. Muchos municipios no cuentan con drenaje y alcantarillado. El río Champotón, la laguna de Pom y la península de Atasta, tienen problemas por aportes. Son importantes también los desechos de Ciudad del Carmen que llegan a la costa (CONADE, 1992).

El panorama de la contaminación en los cuerpos acuáticos del Golfo de México enfocado a la contaminación microbiológica debe analizarse en función de límites establecidos para su interpretación. En el país se ha desarrollado una base normativa que contempla estos aspectos.

NIVELES PERMISIBLES DE MICROORGANISMOS

Los criterios de control están definidos en términos de concentraciones permisibles de los grupos bacterianos: coliformes totales y coliformes fecales. La concentración de *E. coli* también es una prueba usada rutinariamente como indicador de coliformes fecales en el agua. La prueba de análisis más común en cuerpos acuáticos costeros es la determinación del Número Más Probable (NMP) de bacterias en 100 mL de muestra. También se utilizan las pruebas en medios de cultivo sólidos con filtro de membrana, en los cuales se contabilizan las Unidades Formadoras de Colonias (UFC).

Los estándares de calidad de agua están descritos en términos de niveles permisibles en la emisión de agua residual o las concentraciones aceptables en el agua de cuerpos receptores a los que se da un uso determinado. Estos límites están establecidos por una serie de documentos oficiales que constituyen el marco legal a partir del cual se pueden articular las acciones de protección. Desde luego, el documento más importante es la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, publicada el 28 de Enero de 1988. Esta ley menciona en su artículo 117, párrafo II, que: “Corresponde

al estado y a la sociedad prevenir la contaminación de ríos, cuencas, vasos, aguas marinas y demás depósitos y corrientes de agua incluyendo las aguas del subsuelo". En el párrafo IV indica que: "Las aguas residuales de origen urbano, deben recibir un tratamiento previo a su descarga". Lo anterior se considera básico para el establecimiento de criterios sanitarios de uso, tratamiento y disposición de aguas residuales, así como para la formulación de normas que indican la calidad del agua para diversos usos (SEDUE, 1989).

Las Normas Oficiales Mexicanas que establecen los límites máximos permisibles de contaminación en las descargas de aguas residuales, se describen en tres partes: la primera, que indica los límites de contaminantes que puede tener el agua que se vierte en aguas y bienes nacionales y que es de 1,000 coliformes fecales (CF)/100 mL promedio mensual (SEMARNAT, 1996); la segunda, que indica los límites para agua residual que es eliminada en los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, en la cual no se mencionan los grupos de bacterias (SEMARNAT, 1998a); y la tercera, relacionada con los niveles que puede contener el agua residual que será sometida a tratamiento y después reusada en servicios públicos, en este caso 1,000 CF/100 mL promedio mensual, si el servicio implica un contacto directo ocasional y 240 CF/100 mL si esta implícito el contacto directo (SEMARNAT, 1998b).

Las industrias no tienen restricciones en caso de exceder estos límites, si las aguas de los procesos no se mezclan con las de servicios, en caso de que se prevea la infiltración de las descargas en subsuelo, o si depuran sus aguas. De otro modo, se considera que causan efectos adversos en los cuerpos receptores.

Los límites máximos permisibles de contaminantes en cuerpos receptores para la protección de la vida acuática (1,000 CF/100 mL) en agua dulce y humedales, así como para riego, y en agua costera y estuarios (240 CF/100 mL), se establecen en la "Ley Federal de Derechos. Normas aplicables en materia de aguas nacionales y sus bienes públicos inherentes" (CNA, 2003).

En ocasiones, el agua dulce de algunos esteros donde la influencia marina es mínima, se

utiliza como fuente de abastecimiento de agua potable. En estos casos, las bacterias coliformes totales (CT) no deben ser detectables o estar ausentes en el 95% de las muestras de la red de distribución en 12 meses de monitoreo en un mismo año. En este tipo de agua, tampoco debe presentarse *Escherichia coli* ni coliformes fecales (SS, 1996).

Los límites máximos permisibles que deben seguirse en moluscos bivalvos para su consumo y cultivo, incluyen otros indicadores, además de las bacterias coliformes (Tabla 1) (SS, 1995 y 1997).

Otros productos como moluscos cefalópodos y gasterópodos siguen disposiciones sanitarias semejantes, incluso existen para crustáceos (SS, 1997).

El grupo de coliformes fecales se ha utilizado como indicador de calidad sanitaria del ostión en términos de patógenos potenciales. Los niveles bajos de estos indicadores parecen dar un margen de seguridad respecto a la ausencia de patógenos pertenecientes al grupo, o relacionados con este, como las salmonelas. Los niveles de *E. coli* están fuertemente relacionados con las coliformes fecales en almejas y os-

Tabla 1. Límites permisibles de microorganismos para cultivo y consumo de moluscos en las costas mexicanas.

Indicador	Unidades	En moluscos	En agua para su cultivo
Mesofilos aerobicos	UFC/g	500,000	
Coliformes fecales	NMP/100g	230	
<i>Salmonella sp.</i>	en 25 g	Ausente	
<i>Vibrio cholerae</i> 01	en 59 g	Ausente	
Coliformes totales	NMP/100 mL		70
Coliformes fecales	NMP/100mL		14

Fuente: SS, 1995 y 1997

tiones, ya sea frescos o almacenados. La comparación de los niveles de coliformes totales, estreptococos fecales y *Clostridium perfringens* aportan información complementaria a los niveles de *E. coli*. Se considera que ciertos virus y otras especies acuáticas autóctonas patóge-

nas requieren del uso de mejores indicadores para establecer la calidad sanitaria del ostión y deberían incluirse en las normas, ya que estos patógenos no tienen relación directa con el grupo coliformes fecales (Hood *et al.*, 1983).

NIVELES DE CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA REGISTRADOS PARA EL GOLFO DE MÉXICO

En la zona costera del Golfo de México se presenta un acelerado desarrollo demográfico, industrial y de las actividades petroleras, lo que genera desechos que pueden ocasionar problemas de salud pública y afectar actividades como la pesca y el cultivo de organismos marinos con consecuencias económicas y sociales en las poblaciones localizadas en la región. Por lo que es indispensable contar con información de base que permita plantear soluciones a los problemas detectados, para que el desarrollo sea compatible con las actividades productivas de la zona costero marina.

A continuación se presenta un análisis de los estudios sobre contaminación microbiológica que han realizado diversos investigadores en

la zona costera del Golfo de México. Este análisis se presenta para las siguientes regiones: 1) Norte de Veracruz, 2) Centro de Veracruz, 3) Sur de Veracruz, 4) Tabasco, y 5) Campeche (Fig. 1).

Norte de Veracruz

La calidad sanitaria del agua de la laguna de Pueblo Viejo, ubicada al norte del estado de Veracruz (Fig. 2), ha sido estudiada por la Secretaria de Recursos Hidráulicos en 1974 y 1981 (De la Lanza y Cantú, 1986). La contaminación bacteriológica de esta laguna fue evaluada en agua, sedimento y ostión, a través

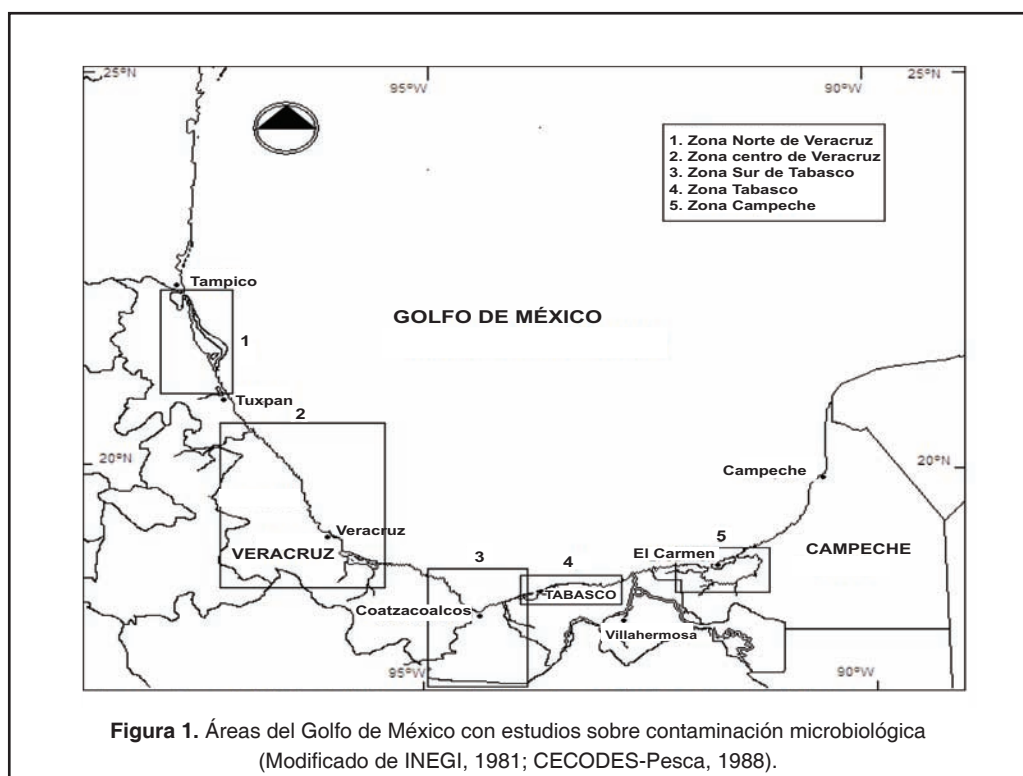


Figura 1. Áreas del Golfo de México con estudios sobre contaminación microbiológica (Modificado de INEGI, 1981; CECODES-Pesca, 1988).

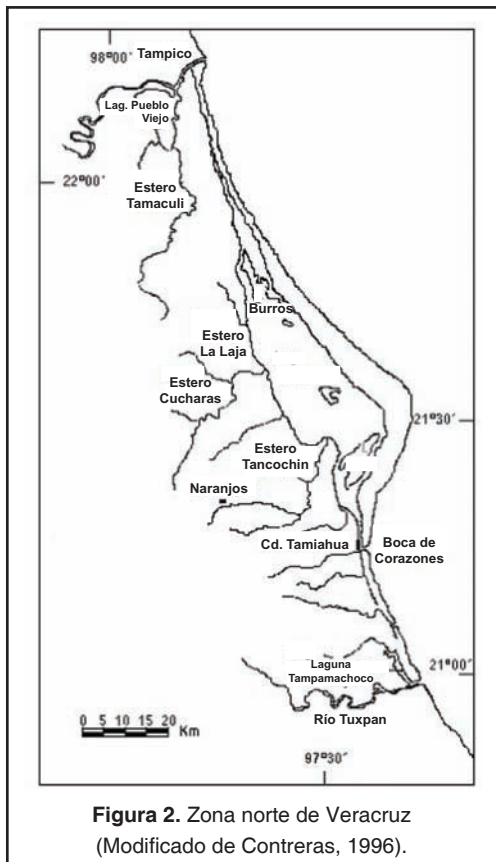


Figura 2. Zona norte de Veracruz (Modificado de Contreras, 1996).

de las concentraciones de bacterias coliformes y estreptococos fecales (EF) en 1994 y 1995. Se encontró que la calidad del agua fue inadecuada, tanto para cultivo de ostión, como para la recreación con contacto primario y para la protección de la vida acuática. La boca de la laguna tuvo el mayor número de bacterias CT y CF en agua y sedimento (Tablas 2 y 3). Los EF tuvieron un comportamiento semejante en agua, pero en sedimento se encontraron con una distribución uniforme en la laguna (Barrera *et al.*, 1998).

La zona sur de la laguna de Tamiahua (Fig. 2), ha sido estudiada de 1987 a 1988 por Barrera *et al.* (1995). Se determinaron CT, CF y EF en agua de superficie, fondo y sedimentos. Los resultados indicaron que los niveles de CT y CF excedieron los límites permisibles para áreas de cultivo de moluscos; sin embargo, los niveles de EF no resultaron tan altos. Una mayor proporción de bacterias en sedimento respecto al agua implica que los meses de julio y noviembre de 1987 fueron críticos, porque presentaron los niveles más altos de microor-

ganismos (Tabla 2 y 3). La época de lluvia fue la de mayores concentraciones de bacterias sobretodo frente al estero Tancochín, la ciudad de Tamiahua y la boca de Corazones en correlación inversa con la salinidad. Los EF tuvieron sus máximas concentraciones en la zona central de la laguna al norte de la isla del Ídolo y también en la boca de Corazones. Este grupo se consideró útil como indicador complementario de las coliformes, a pesar de no evidenciar estacionalidad.

En el estero La Ciénega ubicado frente a la ciudad de Tamiahua, se realizaron estudios de contenidos bacterianos (CT, CF y EF) de agua y sedimento. Martínez (1989), encontró los niveles más altos en la época de lluvias (agosto de 1988), en la que hubo un patrón aparente de mayores concentraciones relacionadas con mareas bajas. Las menores concentraciones se obtuvieron para la época de nortes. En el sedimento se encontró una mayor cantidad de bacterias respecto al agua. Los CT y CF rebasaron los límites máximos permisibles para explotación de moluscos en las tres épocas del año estudiadas, así como el de recreación con contacto primario en lluvias y sequía. Los EF rebasaron los límites para recreación con contacto primario en las tres épocas del año (Tablas 2 y 3).

En la parte media de la laguna, Maciel *et al.* (1990), determinaron CT, CF y EF en los esteros La Laja y Cucharas. El estero La Laja, a pesar de tener menor longitud y asociarse a menos poblados, se encuentra más contaminado por bacterias fecales, a diferencia de el estero Cucharas que recibe mayor aporte urbano e industrial, pero tiene mayor volumen y circulación, y por lo tanto, mayor capacidad de autodepuración. Además se evaluaron dos depósitos abiertos (La Bomba y La Tapada) que vierten sus aguas hacia el estero La Laja en época de sequía. Ambos son fuentes de agua de consumo humano para la población de La Laja. En ellos se encontraron altas concentraciones de coliformes que superaron con frecuencia los límites aceptables. El agua de ambos depósitos se consume sin tratamiento y no reciben aportes de descargas directas evidentes. Durante la estación de lluvia, el nivel del agua en el estero aumenta y se presentan escurrimientos que contaminan estos depósitos. El estero sí recibe aportes de aguas residuales, de manera que

Tabla 2. Concentraciones máximas de bacterias en agua del Golfo de México (NMP^a/100 mL).

Localidad	Año	N ^b	CT ^c (miles)	CF ^d (miles)	EF ^e (miles)	Referencia
Veracruz						
Laguna de Pueblo Viejo	1994-1995	24	>2.4	>2.4	>2.4	Barrera <i>et al.</i> , 1998
Laguna de Tamiahua:						
- Zona Sur	1978-1988	112	10	10	1.3	Barrera, 1995
- Estero Ciénega	1988-1989	120	10	10	8.2	Martínez, 1989
- Estero la Laja	1989-1990	36	10	10	10	Maciel <i>et al.</i> , 1990
- Estero Cucharas	1989-1990	42	1.8	2.8	2.5	Maciel <i>et al.</i> , 1990
- Toda la laguna	1994-1995	56	>2.4	>2.4	>2.4	Barrera <i>et al.</i> , 1999
- Banco ostrícola frente a Cd. de Tamiahua	1990	8		1.5	0.6	Guzmán, 1995
Puerto de Veracruz	1981	42	1.1	ND.	ND.	Farias y Camargo, 1981
Laguna de Alvarado		21	110			Ruiz <i>et al.</i> , 1990
- Sistema lagunar	1990-1991		2.8	0.40		Ramos, 1992
Región Coatzacoalcos:						
- Río	1982	9	240	240		Rodríguez y Botello, 1987
- Litoral	1982	5	24	24		
- Ciudad	1982	10	0.24	0.24		
- Laguna Ostión	1983	10	2.4	2.4		
- Cosoleacaque	1983	4	0.038	0.002		
- Minatitlán	1983 1984	10 5	0.24 0.008	0.24 0		
- Agua Dulce	1984	16	0.24	0.038		
- Las Chopas	1984	18	0.24	0.38		
- Nanchital	1986	10	0.96	0.020		
Río Tonala	1983	10	24	28		Rodríguez y Botello, 1987
Tabasco						
Laguna Ilusiones	1986	264	24	2.4		Sastre, 1990
Laguna Carmen-Machona	1979	18	0.24	0.24		Romero y Rodríguez, 1982
Campeche						
Laguna Balchacah	1978	20	0.24	0.24		Rodríguez y Romero, 1981
Laguna Puerto Rico y Boca de Atasta	1978 1981-1982	25 144	0.24 14	0.24 5		Rodríguez y Romero, 1981 Romero <i>et al.</i> , 1986
Laguna de Términos	1985-1986 1985-1988	39 39		0.24 0.24		Rodríguez y Botello, 1988 Pica, 1988
^{a)} NMP Número más probable; ^{b)} Número de muestras; ^{c)} Coliformes totales; ^{d)} Coliformes fecales; ^{e)} Estreptococos fecales; ND) No determinado.						

se considera que existe riesgo de contaminación fecal, aunque no se tenga contacto directo, ya que los depósitos no están protegidos adecuadamente (Tablas 2 y 3).

Durante el ciclo 1994-1995 (Barrera *et al.*, 1999), se evaluó la contaminación bacteriológica

de toda la laguna de Tamiahua en agua, sedimento y ostión. Se encontró que la parte central de la laguna contenía altos valores de coliformes totales y fecales. La calidad sanitaria del agua fue inadecuada para cultivo de moluscos hasta en el 63% de las muestras, también fue inadecuada para la recreación con contacto

Tabla 3. Concentraciones de grupos bacterianos indicadores en sedimentos del Golfo de México (NMP^a/100 mL).

Localidad	Año	N ^b	CT ^c (miles)	CF ^d (miles)	EF ^e (miles)	Referencia
Veracruz						
Laguna de Pueblo Viejo	1994-1995	12	>240	46	110	Barrera <i>et al.</i> , 1998
Laguna de Tamiahua:						
- Zona Sur	1987-1988	36	91	91	38	Barrera, 1995
- Estero Ciénega	1988-1989	120	540	190	302	Martínez, 1989
- Estero la Laja	1989-1990	36	1,000	1,000	56	Maciel <i>et al.</i> , 1990
- Estero Cucharas	1989-1990	42	19	19	70	Maciel <i>et al.</i> , 1990
- Toda la laguna	1994-1995	27	>240	>240	24	Barrera <i>et al.</i> , 1999
- Banco ostrícola frente a Cd. de Tamiahua	1990	8		1.5	0.6	Guzmán, 1995
Región Coatzacoalcos:						
- Río	1982	18	240	88		Rodríguez y Botello, 1987
- Laguna Ostión	1982	10	24	3.8		
Río Tonalá	1983	5	24	2.1		Rodríguez y Botello, 1987
Tabasco						
Laguna Carmen-Machona	1980 1981 1981	15 16 16	2,400 1,500 230	150 880 110		Botello y Rodríguez, 1982
Laguna Tupilco	1980 1981 1981	4 4 4	380 220 150	150 220 0.28		
Laguna Mecoacán	1980 1981 1981	15 15 15	2,400 2,400 230	380 500 140		
Campeche						
Laguna de Términos	1981-1982 1985 1985-1986	144 39 39	18 24	4.2 3.8 3.8		Romero-Jarero <i>et al.</i> , 1986 Rodríguez y Botello, 1988 Pica, 1988
^a) NMP Número más probable; ^b) Número de muestras; ^c) Coliformes totales; ^d) Coliformes fecales; ^e) <i>Escherichia coli</i> fecales; ND) No determinado.						

primario y para la protección de la vida acuática en el 26% de las muestras. Por lo que se consideró que estuvo en peores condiciones sanitarias que en el ciclo 1987-1988. La contaminación de la laguna se atribuye a los aportes de los esteros y a los asentamientos irregulares que se encuentran en la zona. Las escorrentías derivadas de las lluvias pueden tener importancia. Las altas concentraciones de bacterias en sitios de influencia marina se deben a la cercanía de poblaciones como la ciudad de Tamiahua ubicada frente a la Boca de Corazones. Los niveles en el sedimento pueden incrementar los contenidos de bacterias en el ostión. (Tablas 2 y 3).

Centro de Veracruz

En la zona costera del Puerto de Veracruz (Fig. 3), Farias y Camargo (1981), realizaron un estudio para evaluar los niveles de contaminación microbiológica causada por el aporte de aguas negras. Analizaron 42 muestras a 10, 20 y 30 metros de profundidad desde 14 puntos de emisión durante el verano. Los resultados hicieron patente el gran peligro que representa dicha contaminación para el equilibrio ecológico y la salud humana. Estos autores encontraron niveles de coliformes que excedieron los límites permisibles de calidad del agua (Tabla 2).

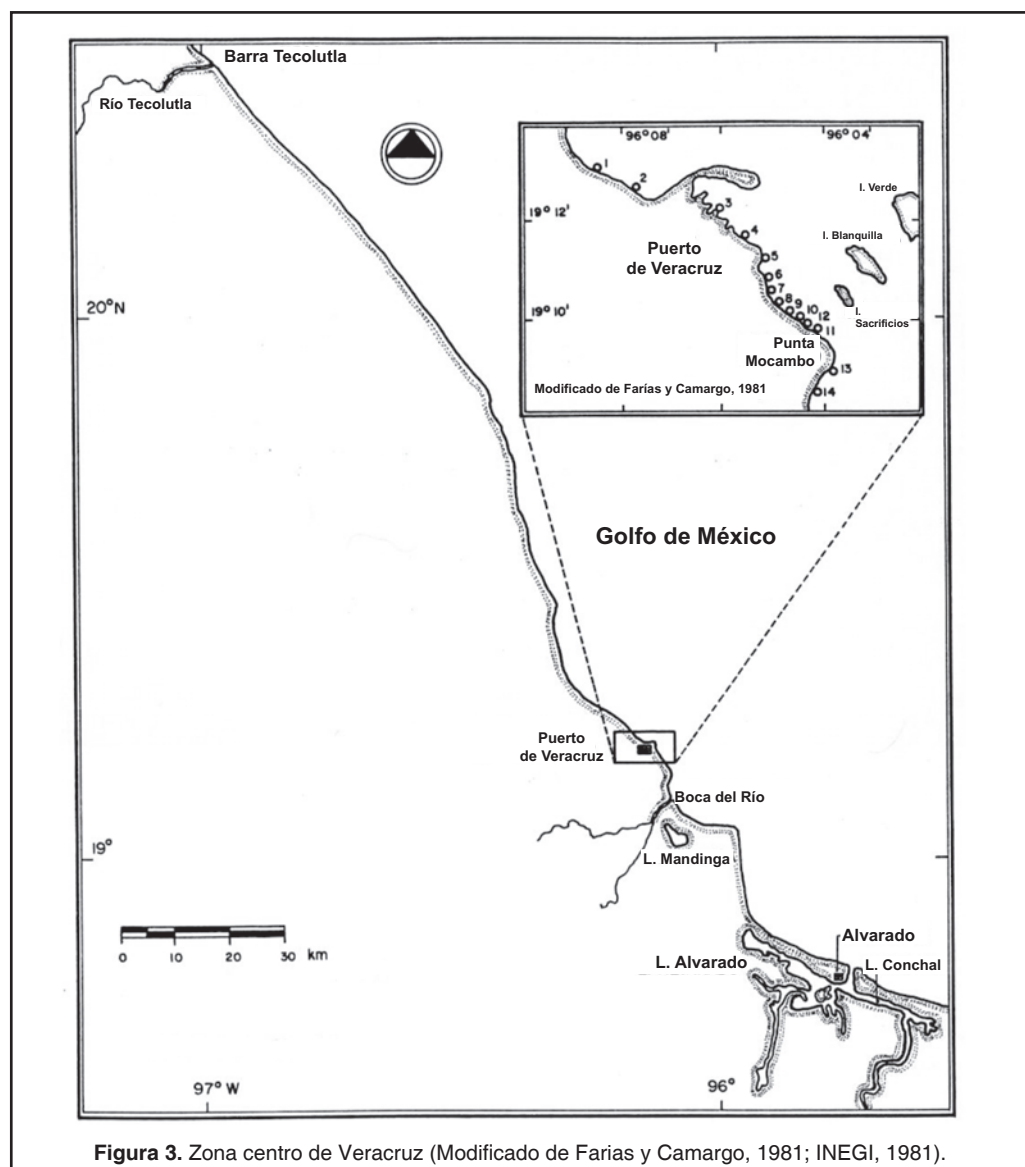


Figura 3. Zona centro de Veracruz (Modificado de Farías y Camargo, 1981; INEGI, 1981).

También se han hecho análisis de muestras de agua de la laguna de Alvarado (Fig. 3) para determinar la concentración de coliformes totales (Ruiz *et al.*, 1990). Las zonas más contaminadas corresponden al malecón y las pesquerías, así como a la zona costera frente a la población de Alvarado (Tabla 2).

Otro estudio realizado en el sistema lagunar de Alvarado en julio de 1990 a marzo de 1992, abarcó la laguna Camaronera, Buen País y Alvarado. Se encontró que ésta última presentó la mayor concentración de coliformes totales en septiembre. En la laguna Camaronera se determinó la máxima concentración de CT

y CF en marzo (Tabla 2). Se consideró que las descargas aledañas a Alvarado que no tienen tratamiento son la causa de las elevadas concentraciones.

Sur de Veracruz

La región cercana a la desembocadura del río Coatzacoalcos ha recibido particular atención, debido al incremento de su desarrollo industrial y crecimiento demográfico como consecuencia de la explotación petrolera en esta zona. En la cuenca baja del río (Fig. 4), Hernández *et al.*



Figura 4. Zona sur de Veracruz, en los límites con el estado de Tabasco (Modificado de INEGI, 1981).

(1988), analizaron muestras de agua registrando la presencia de *Salmonella* y *Shigella*. Los autores concluyeron que el área baja de la cuenca se encontró fuertemente contaminada (Tabla 4).

Rodríguez y Botello (1987), determinaron las concentraciones de CT y CF, así como de algunas bacterias patógenas en muestras de sedimento y agua superficial en la laguna del Ostión y río Coatzacoalcos en Veracruz, y en el río Tonalá en Tabasco (Fig. 4). Además analizaron la calidad sanitaria de la red de distribución de agua de varias ciudades asociadas a los ríos Coatzacoalcos y Tonalá. Los resultados obtenidos son semejantes a los descritos para las lagunas costeras localizadas en los estados de Campeche y Tabasco, citados en trabajos anteriores (Rodríguez y Romero-

Jarero, 1981; Romero-Jarero y Rodríguez, 1982). Estas áreas se encuentran contaminadas con bacterias coliformes por las aguas residuales que son descargadas sin recibir tratamiento previo. Se demostró la presencia de las bacterias *Staphylococcus aureus*, *Salmonella* sp. y *Vibrio parahaemolyticus*, en las muestras de sedimento del río Coatzacoalcos y en la zona litoral. En el río Tonalá se determinó la presencia de *Escherichia coli*, *Klebsiella pneumoniae* y *Salmonella* sp. (Tablas 2, 3, 4 y 5). En las muestras de las redes de agua potable colectadas en las ciudades de Cosolaqueaque, Minatitlán, Coatzacoalcos y Nanchital, asociadas al río Coatzacoalcos, así como Agua Dulce y Las Choapas asociadas al río Tonalá, se detectó la presencia de algunas bacterias. Los análisis indican una alta y constante contaminación bacteriana del grupo coliforme.

Tabla 4. Concentraciones de patógenos en muestras de agua (NMP^a/100 mL).

Localidad	Año	N ^b	NMP	Patógenos	Referencias
Veracruz, región Coatzacoalcos					
Río	1982	9	0 0 0	<i>Staphylococcus</i> <i>Salmonella</i> <i>Vibrio</i>	Rodríguez y Botello, 1987
Cuenca baja del río	1987		96 (cel/mL)	<i>Salmonella</i> <i>Shigella</i>	Hernández <i>et al.</i> , 1988
Litoral	1982	5	3.4 5.9 1.9	<i>Staphylococcus</i> <i>Salmonella</i> <i>Vibrio</i>	Rodríguez y Botello, 1987
a) NMP Número más probable; b) Número de muestras.					

Tabla 5. Concentraciones de patógenos en muestras de sedimentos (NMP^a/100 mL).

Localidad	Año	N ^b	<i>Staphylococcus</i>	<i>Vibrio</i>	<i>Salmonella</i>	Referencia
Veracruz						
Río Coatzacoalcos	1982	10	50	0	0.2	Rodríguez y Botello, 1987
Tabasco						
Laguna Carmen-Machona	1980	15	97	15		
	1981 Abr	16	31	1		
	1981 Dic	16	8.1	0.013		
Laguna Tupilco	1980	4	21	60		Botello y Rodríguez, 1982
	1981 Abr	4	13	0		
	1981 Dic	4	52	0.009		
Laguna Mecoacán	1980	15	79	16		
	1981 Abr	15	6	25		
	1981 Dic	15	8	0.017		
a) NMP Número más probable; b) Número de muestras.						

Las localidades de Cosoleacaque, Minatitlán y Coatzacoalcos presentaron las siguientes especies bacterianas: *Enterobacter aerogenes*, *Escherichia coli*, *Klebsiella pneumoniae*, *Citrobacter spp.* y *Enterobacter cloacae* (Toledo *et al.*, 1988) (Tabla 6).

Tabasco

En el estado de Tabasco existen importantes centros ostrícolas localizados en las lagunas costeras Carmen-Machona, Tupilco y Mecoacán (Fig. 5), las cuales han sido estudiadas por Rodríguez y Romero (1981), Romero-Jarero y Rodríguez (1982), y por Botello y Rodríguez (1982), con el objeto de determinar la calidad bacteriológica del agua, sedimento y ostiones a través de los niveles de CT y CF

como indicadores de contaminación fecal, así como por la presencia de algunos géneros de bacterias que incluyen especies patógenas para el hombre como las del grupo de los estafilococos, salmonelas, vibrios y enterococos. Los resultados indican que las lagunas Carmen-Machona presentan altas concentraciones de CT y CF en sitios cercanos a centros urbanos, así como en áreas sin alta densidad poblacional. Estos resultados se deben al arrastre de excrementos de animales silvestres (mamíferos y aves), causado por las lluvias y posteriormente dispersadas por las corrientes de ríos y arroyos (Tabla 2). Con relación a los sedimentos, los resultados muestran altas concentraciones de coliformes (Tabla 3), concluyendo que existe una fuerte contaminación por bacterias fecales, a la que están expuestos los bancos ostrícolas. Asimismo, se presenta una alta contaminación por estafilococos y

Tabla 6. Porcentaje de muestras con bacterias patógenas en agua, sedimento y organismos.

Localidad	Año		%	Presencia	Patógenos	Referencia
Veracruz						
Norte	1998	Al	21.5 7 11		<i>V. cholerae</i> no O1 <i>V. cholerae</i> O1 <i>Salmonella</i>	Quiñónez-Ramírez <i>et al.</i> , 2000
Laguna de Tamiahua	1985	A A A O O		X X X X	<i>Salmonella</i> <i>E. coli</i> <i>Plesiomonas</i> <i>E. coli</i> <i>Plesiomonas shegeloides</i>	Rosas <i>et al.</i> , 1995
Laguna Alvarado	1989	A	60		Salmonella-Shigella	Botello, 1990
		S	80		<i>Vibrio</i>	
	A	100 ND				
Laguna Mandinga	1990	A	83		Salmonella-Shigella	González <i>et al.</i> , 1988
		S	100		<i>Vibrio</i>	
	O			X	<i>E. aerogenes</i> <i>E. clocae</i> <i>Shigella</i> <i>Providencia</i> <i>E. coli</i> <i>Klebsiella</i>	
Veracruz						
Estero Tecolutla	1987	A		X	<i>Klebsiella</i> <i>Proteus</i> <i>Pseudomonas</i> <i>Escherichia</i> <i>Acinetobacter</i> <i>Enterobacter</i>	González y Ruiz, 1989
		O			<i>K. pneumoniae</i> <i>E. coli</i> <i>P. vulgaris</i> <i>P. mirabilis</i> <i>E. hafniae</i> <i>E. agglomerans</i>	
A) Agua; S) Sedimentos; O) Ostión; Al) Almeja; X Determinados sin cuantificación; ND) No determinados.						

Tabla 6 (Continuación). Porcentaje de muestras con bacterias patógenas en agua, sedimento y organismos.						
Localidad	Año		%	Presencia	Patógenos	Referencia
Veracruz						
Cosoleacaque		A		X	<i>E. aerogenes</i> <i>E. coli</i>	Toledo <i>et al.</i> , 1988
Minatitlan	1987	A		X	<i>E. coli</i> <i>K. pneumoniae</i>	
Coatzacoalcos		A		X	<i>K. pneumoniae</i> <i>E. clocae</i> <i>citrobacter spp</i>	
Tabasco						
Laguna Carmen	1989	A	66.6		<i>Salmonella-Shigella</i>	Botello, 1990
		S	100			
		O	100			
Laguna Machona	1989	A	0		<i>Vibrio</i>	
		S	100			
		O	100			
Laguna Machona	1989	A	50		<i>Salmonella-Shigella</i>	
		S	75			
		O	100			
Laguna Mecoacán	1989	A	ND		<i>Vibrio</i>	
		S	100			
		O	100			
Laguna Mecoacán	1989	A	75		<i>Salmonella-Shigella</i>	
		S	100			
		O	100			
		A	100		<i>Vibrio</i>	
		S	100			
		O	100			
A) Agua; S) Sedimentos; O) Ostión; Al) Almeja; X Determinados sin cuantificación; ND) No determinados.						

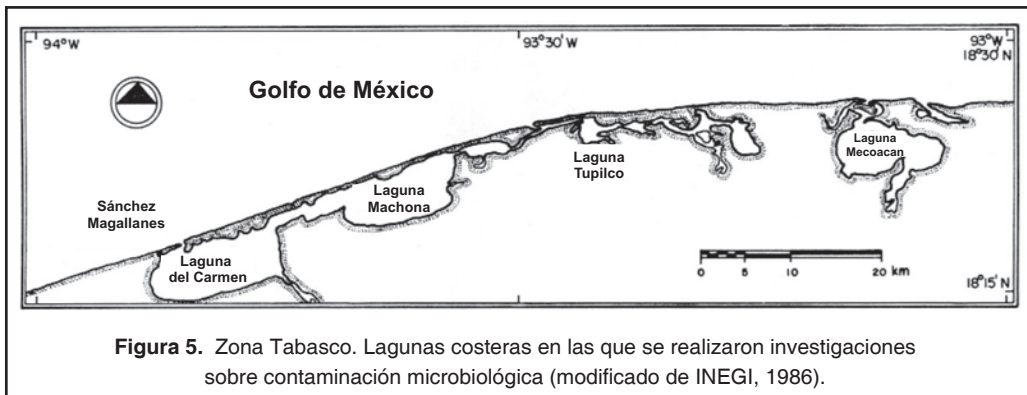
Vibrio sp. en algunas muestras de sedimento y ostión. Al no encontrarse enterococos se considera que la contaminación fecal no se debe a descargas recientes (Tabla 5).

En el extremo Noroeste de la ciudad de Villahermosa, se ubica la laguna de las Ilusiones. En esta se realizó una evaluación de la calidad bacteriológica de muestras de agua colectadas durante un año (Sastre, 1990) y se encontraron altas concentraciones de CT y CF como resultado de la falta de tratamiento de las descargas municipales. Las concentraciones de coliformes bajaron considerablemente durante la época de lluvias. En función de la

calidad bacteriológica, los resultados indicaron que el uso de la laguna debía restringirse a actividades de remo y pesca, es decir de recreación sin contacto primario (Tabla 2).

Campeche

Se han realizado estudios para evaluar la calidad sanitaria en la zona costera de Campeche que tiene importancia económica por su alta producción pesquera. Los resultados de concentraciones de CT y CF obtenidos en agua, sedimento y ostión en las lagunas de Términos,



Balchacah, Puerto Rico y en la Boca, se muestran en la figura 6 y tablas 2, 3 y 7, los cuales exceden los límites permisibles. En estos estudios se determinaron algunos géneros de bacterias indicadoras de contaminación fecal concluyendo que existe contaminación debido a los aportes de agua residual. Rodríguez y Romero-Jarero (1981), encontraron concentraciones bajas de coliformes durante la época de lluvias, debido aparentemente a la dilución de los efluentes contaminados, drenado de suelos, disturbios en sedimentos por las corrientes, frecuencia de aislamiento y posibilidad de sobrevivencia. Romero-Jarero *et al.*, (1986),

observaron disminución bacteriana en la época de sequías y en la de nortes debida aparentemente al desplazamiento de la capa superficial de agua por los fuertes vientos, concluyendo que la salinidad es un factor limitante para el desarrollo de coliformes fecales en el área de estudio. Rodríguez y Botello (1988), encontraron los niveles más bajos de bacterias durante el mes de mayo (época de sequía). A pesar de estas diferencias, todos los trabajos coinciden en que existe riesgo de que los bancos ostrícolas puedan estar contaminados por bacterias fecales, poniendo en peligro la salud humana.

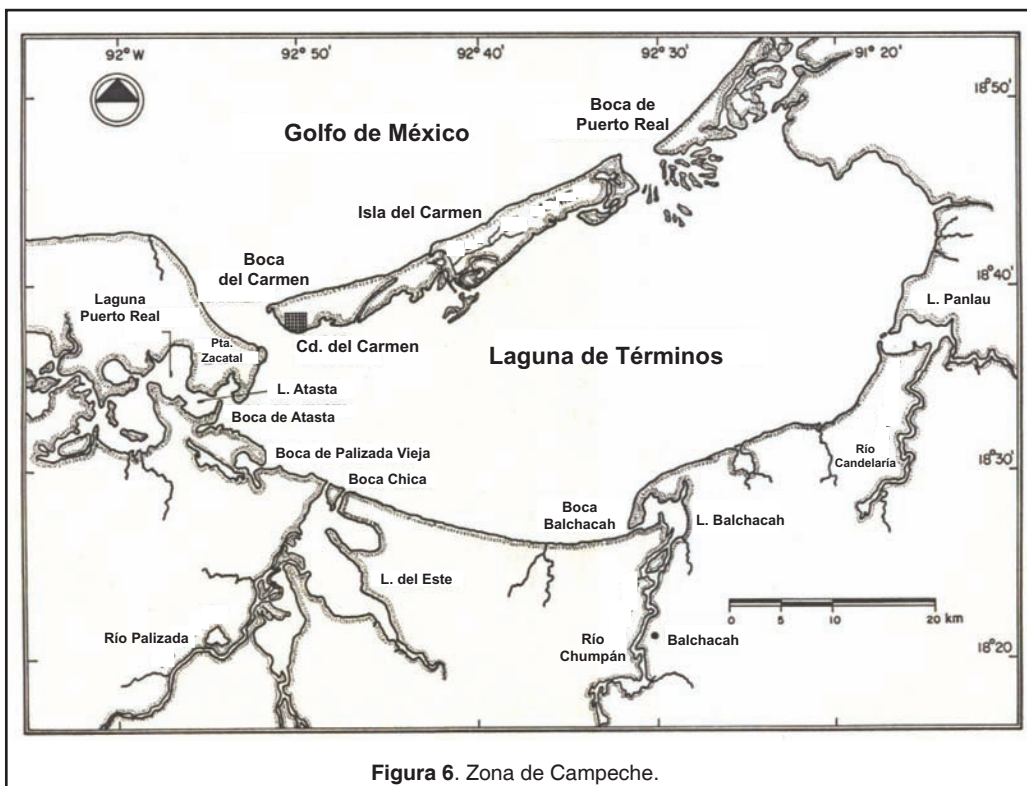


Tabla 7. Concentraciones de grupos bacterianos indicadores en organismos y agua de bancos ostrícolas del Golfo de México (agua NMP/100 mL; organismos NMP/100 g; NMP/100mL, macerado).

Localidad	Año	N ^a	CT ^b (miles)	CF ^c (miles)	EF ^d (miles)	Referencia
Veracruz						
Norte	1998	260		1,000 ^e		Quiñones-Ramírez <i>et al.</i> , 2000
Laguna de Pueblo Viejo	1994-1995	3	2.3	0.40		Barrera, 1998
Laguna de Tamiahua	1989-1990	24 ^e 83 ^g 98 ^h	540 ^e 100 ^h	87 ^e 98 ^g 88 ^h	30 ^e 98 ^g	Barrera, 1995
	1990	90		525 ^e	580 ^e	Guzám, 1995
	1994-1995	7	46 ^e	15 ^e	4.3 ^e	Barrera <i>et al.</i> , 1999
Veracruz y Tabasco. Centros Ostrícolas						
Tamiahua	1985	23	0.030 ^e 0.033 ^f	0.002 ^e 0.003 ^f		Rosas <i>et al.</i> , 1985
El Conchal	1985	23	70 ^e 9.8 ^f	15 ^e 0.370 ^f		
Carmen	1985	23	30 ^e 0.700 ^f	2 ^e 0.350 ^f		
Mecoacán	1985	23	20 ^e 1 ^f	0.015 ^e 0.200 ^f		
Tabasco						
Sánchez Magallanes			2,400 ^e 400 ^f	2,400 ^e 90 ^f		Rodríguez, 1986
Campeche						
Boca de Atasta	1985	3	4.8 ^e 2.4 ^f	0.4 ^e 0.005 ^f		Pica, 1988
Boca Plalizada Vieja	1985	3	4 ^e 3.8 ^f	4 ^e 2.4 ^f		
^a) Número de muestras; ^b) Coliformes totales; ^c) Coliformes fecales; ^d) <i>Streptococcus</i> fecales; ^e) Ostión; ^f) Agua; ^g) Jaiba; ^h) Lisa.						

CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA EN ORGANISMOS DEL GOLFO DE MÉXICO

El nivel de bacterias en organismos tiene importancia sanitaria, ya que algunos suelen consumirse crudos, como es el caso de los moluscos, y además representan una fuente de ingresos a nivel local y nacional. Las investigaciones realizadas en la zona costera del golfo presentan el siguiente panorama.

En un estudio realizado en almejas en la parte norte de Veracruz por Quiñones-Ramírez *et al.* (2000), se determinó la presencia de *Salmonella spp.*, *Vibrio cholerae* y organismos coliformes fecales. En todas las muestras analizadas se encontraron coliformes fecales y en un porcentaje menor se identificaron las bac-

terías mencionadas. La mayor frecuencia de muestras con patógenos se presentó en los meses de mayo, junio y julio de 1998 (Tablas 6 y 7). Además de los factores climáticos que favorecen su viabilidad, las operaciones primarias de manipulación y la ausencia de control, comprueban la necesidad de un monitoreo sostenido de la calidad sanitaria.

En la laguna de Pueblo Viejo, el ostión rebasó los límites permisibles para su consumo en las muestras extraídas en los años de 1994-1995 en el estudio realizado por Barrera *et al.* (1998) (Tabla 7).

En la laguna de Tamiahua, Barrera *et al.*, (1995) realizaron un estudio durante 1987-1988, en el cual se determinaron niveles de CT y CF en ostión (*Crassostrea virginica*), en hemolinfa de jaiba (*Callinectes sapidus*) y en tracto digestivo de lisa (*Mugil cephalus*). El ostión no presentó una calidad adecuada para su consumo, particularmente en época de sequía. Las mayores concentraciones de coliformes y estreptococos se presentaron en jaiba en la época de lluvias y en lisa sólo se observó alta concentración de coliformes en la misma época. Este estudio tuvo un enfoque ecológico y sanitario, en él se analizó la concentración de bacterias por individuo, y si las variaciones se asociaban con los contenidos en agua y sedimento. Si bien, los contenidos de bacterias coliformes en tracto digestivo de peces no se consideraron de importancia sanitaria, el trabajo indicó que existe el riesgo de que el eviscerado afecte la calidad sanitaria del músculo durante su manejo, disminuyendo la calidad del producto. El análisis de la hemolinfa en jaiba se realizó debido a que este fluido no se encuentra completamente aislado del ambiente, lo cual quedó demostrado al asociarse las altas concentraciones en la época de lluvias con las altas concentraciones en agua. Esta situación también se presentó respecto al contenido del sedimento en el caso de las coliformes, pero no en el de estreptococos, los cuales no manifestaron estacionalidad. La presencia de estas bacterias en jaiba y lisa se consideró de origen exógeno (Tabla 7).

Otro estudio realizado en ostiones por Guzmán (1995), durante 1990 en 3 épocas climáticas, en el banco ubicado frente a la ciudad de Tamiahua, demostró la mala calidad sanita-

ria para su consumo en época de lluvia. Las bacterias CF en el agua no presentaron una correlación significativa con los niveles registrados en ostión, pero sí la hubo con los EF. En este estudio se observó el efecto de almacenamiento comercial. Se evidenció que existe fluctuación en la densidad de bacterias a través del tiempo (120 h), incrementándose la mala calidad del producto, el cual generalmente es almacenado sin refrigeración (Tablas 2 y 7).

En el estudio realizado por Barrera *et al.* (1999) durante el ciclo 1994-1995, también en la laguna de Tamiahua, se consideró que el ostión era inadecuado para consumo humano en las 3 colectas realizadas en época de secas y lluvias. Los mayores niveles se encontraron en organismos extraídos en la isla del Toro, al centro de la laguna. En contraste con otros estudios, las muestras del banco de ostión de la isla del Ídolo presentaron buena calidad sanitaria, sin embargo, tuvieron altas concentraciones de estreptococos, grupo que no está incluido en las normas mexicanas.

En el estero Tecolutla (Fig. 3), se han evaluado los bancos de ostión por González *et al.* (1988) y González y Ruiz (1989). Los resultados indicaron que hay una predominancia de bacterias fecales de origen humano sobre las de origen animal, además se identificaron bacterias patógenas en las muestras analizadas (Tabla 6).

En las lagunas de Mandinga y Alvarado (Fig. 3) y del Carmen, Machona y Mecoacán (Fig. 5), se llevó a cabo el análisis de agua, sedimento y ostión por Botello (1990). Los resultados indicaron la presencia de bacterias del género *Vibrio*, y del grupo *Salmonella-Shigella*. Los ejemplares de ostión presentaron las mismas bacterias registradas en el agua (Tabla 6).

Rosas *et al.* (1985) efectuaron un estudio en cuatro centros ostrícolas: Tamiahua y El Conchal, en Veracruz, así como en Mecoacán y del Carmen en Tabasco (Figs. 2, 3 y 5). Encontraron que los niveles de CT y CF en el agua de la mayoría de los centros ostrícolas fueron más elevados que los máximos aceptables para el cultivo de ostión (70 CT/100 mL y 14 CF/100 mL). El único centro que presentó bajas concentraciones fue el de la laguna de Tamiahua. En las muestras se encontra-

ron dos especies enteropatógenas (*E. coli* y *Plesiomonas shigelloides*). En agua hubo crecimiento de *Salmonella sp.*, pero en ostión no. Las concentraciones de CT y CF en ostiones, fueron altas, observándose que el 50% presentaron de 0 a 10 CT/100 mL y el resto, por arriba de 10 CT/100mL. El 20% de las muestras de ostión presentó entre 10 y 230 CF/100 mL. Los niveles de coliformes en ostión guardaron relación directa con los del agua, de manera que en la laguna del Conchal, el agua está altamente contaminada, afectando en consecuencia la calidad bacteriológica del ostión cultivado en la laguna, razón por la que se presentaron concentraciones por arriba de 10 en CT y CF. Se observó que la mayoría de las lagunas costeras y estuarios donde se desarrolla el ostión no cumplen satisfactoriamente las normas de calidad de agua. La contaminación de origen doméstico induce la disminución en la calidad del agua y la acumulación de bacterias entéricas en el ostión. Estos reciben desechos fecales de las poblaciones circunvecinas. En ostión se registraron valores tan altos como 9,800 CT/ 100 mL y 370 CF/100 mL en la laguna del

Conchal. La laguna de Tamiahua presentó sus niveles por debajo de los límites máximos establecidos en la reglamentación entonces vigente (1985), los autores consideraron que posiblemente la salinidad de la laguna o el efecto de dilución fueron determinantes en esta situación (Tablas 6 y 7).

Por otra parte, Rodríguez (1986), evaluó el ostión *Crassostrea virginica* durante su procesamiento para comercialización. Dicho estudio incluyó análisis de agua y ostiones, antes y después del desconchado, así como de los bancos donde se colectaron los ostiones (Fig. 5). Los niveles de CT y CF se cuantificaron en el orden de millones para ostión y agua durante el desconchado y envasado, niveles que coincidieron con los de la Laguna del Carmen, frente al pueblo donde se procesó este producto. Los ostiones no desconchados, así como el agua de los bancos de ostión fueron uno o dos órdenes de magnitud menores que los anteriormente indicados. Por lo tanto, se consideró que los altos niveles presentados se debieron al mal manejo del producto (Tabla 7).

LITERATURA CITADA

- Barrera, E.G., 1995.** Contaminación exógena de origen fecal en la Laguna de Tamiahua, Veracruz y su influencia en tres especies de interés comercial. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología). Univ. Nal. Autón. México, 60 p.
- Barrera, E.G., M.P. Martínez, P.G. Maciel, T. M. Vicencio, CH. E. Ducoing, y R.P. Ramírez, 1990.** Calidad sanitaria de los esteros La Laja y Cucharas de la laguna de Tamiahua, Ver., p. 86. *In: X Coloquio de Investigación ENEP-Iztacala*, Univ. Nal. Autón. México.
- Barrera-Escorcía, G., I. Wong-Chang, A.S. Sobrino-Figueroa, X. Guzmán-García, F. Hernández-Galindo, y F. Saavedra-Villeda, 1998.** Estudio preliminar de contaminación bacteriológica en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, México. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 14(2): 63-68.
- Barrera-Escorcía, G., I. Wong-Chang, A.S. Sobrino-Figueroa, X. Guzmán-García, F. Hernández-Galindo, y F. Saavedra-Villeda, 1999.** Evaluación microbiológica de la laguna de Tamiahua, Veracruz, en el ciclo 1994-1995. *Hidrobiológica*, 9(2): 125-134.
- Botello, A.V., y H.S. Rodríguez, 1982.** Niveles actuales de compuestos organoclorados, desechos industriales y coliformes en los sistemas lagunares costeros del estado Tabasco, p. 20-25. *In: Informe Final. Secretaría de Pesca del Estado de Tabasco. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Univ. Nal. Autón. México*, 59 p.
- Botello, A.V., 1990.** Impacto ambiental de los hidrocarburos organoclorados y de microorganismos patógenos específicos en lagunas costeras del Golfo de México. Informe Final OEA-Conacyt, Univ. Nal. Autón. México, 69 p.
- Centro de Ecodesarrollo-Secretaría de Pesca, 1988.** Atlas del Golfo y Caribe de México. Diagnóstico Ambiental. Centro de Ecodesarrollo. México. 123 p.
- Comisión Nacional de Ecología (CONADE), 1992.** Informe de la Situación General en Materia de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (1989-1990). CONADE, México, 260 p.
- Comisión Nacional del Agua (CNA), 2003.** Ley Federal de Derechos Normas Aplicables en materia de Aguas Nacionales y sus Bienes Públicos inherentes 2003, Diario Oficial de la Federación, México. Enero 2: 173-191.

- Contreras, E.F., 1996.** Informe final del proyecto de investigación: Evaluación geoquímica ambiental y diagnóstico de la zona costera de Veracruz: lagunas de Tamiahua, Pueblo Viejo y Tampamachoco. Informe UAM-CONACyT clave 3232-T9308, México, 285 p.
- De la Lanza, E. G. y M.C. Cantú, 1986.** Cuantificación de clorofilas y aplicación del índice de diversidad de pigmentos (D430/D665) para estimar el estado biótico de la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. Universidad y Ciencia, 3: 31-42.
- Farias, S.A., y S.F. Camargo, 1981.** Estudio preliminar sobre la contaminación por bacterias coliformes en las aguas costeras del puerto de Veracruz, Ver., p. 661-674. *In: VIII Simposio Latinoamericano sobre Oceanografía Biológica.* Acapulco, Guerrero, México, 759 p.
- González, A.S., C.A. Ruiz, y S.J. Medina, 1988.** Análisis bacteriológico del ostión *Crassostrea virginica* muestreado en el estero de Tecolutla, Ver., p. 80. *In: XIX Congreso Nacional de Microbiología.* Asociación de Microbiología, Univ. Autón. N. L., México, 100 p.
- González, A.S., y C.A. Ruiz, 1989.** Análisis bacteriológico del ostión y sus bancos de extracción en el estero Tecolutla, Ver., para su evaluación sanitaria, p. 92. *In: IX Coloquio de Investigación, ENEP-Iztacala, Univ. Nal. Autón. México, 105 p.*
- Guzmán, G.X., 1995.** Evaluación de la calidad sanitaria del ostión *Crassostrea virginica* de la laguna de Tamiahua, Ver. Tesis Profesional (Biología), Univ. Nal. Autón. México, 55 p.
- Hernández, M.J., M. Ruiz, y G.J. Atzin, 1988.** Evaluación de *Salmonella* y *Shigella* en la cuenca baja del río Coatzacoalcos, p. 80. *In: XIX Congreso Nacional de Microbiología.* Asociación de Microbiología, Univ. Autón. N. L., México, 100 p.
- Hood, M.A., G.E. Ness, y N.J. Blake, 1983.** Relationship among fecal coliforms, *Escherichia coli* and *Salmonella spp.* in shellfish. *Appl. Environ. Microbiol.*, 45(1): 122-126.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), 1981.** Atlas Nacional del Medio Físico. Secretaría de Programación y Presupuesto. México. 224 p.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), 1986.** Síntesis Geográfica de Tabasco. Secretaría de Programación y Presupuesto. México. 116 p.
- Maciel, P.G., M. Vicencio, P. Martínez, G. Barrera, E. Ducoing, y P. Ramírez, 1990.** Contaminación bacteriana de los esteros La Laja y Cucharas de la laguna de Tamiahua, Ver., p. 38. *In: VIII Congreso Nacional de Oceanografía.* Univ. Autón. Sin., México,
- Martínez, F.M., 1989.** Influencia de mareas en las poblaciones bacterianas (coliformes y estreptococos fecales) del estero Milpas en las tres estaciones climáticas características de la laguna de Tamiahua, Ver. Informe final de Servicio Social. 23.15.014.88, Univ. Autón. Metropolitana. México, 76 p.
- Pica, G.Y., 1988.** Determinación de niveles de contaminación fecal en la laguna de Términos, Campeche, mediante la cuantificación de bacterias coliformes fecales y coprostanol (Dos métodos comparativos). Tesis Profesional (Biología). Univ. Nal. Autón. México, 57p.
- Quiñónez-Ramírez, E.I., C. Vázquez-Salinas, F.F. Pedroche, L. Moreno-Sepúlveda, y O.R. Rodas-Suárez, 2000.** Presencia de los géneros *Vibrio* y *Salmonella*, y detección de coliformes fecales en almejas del Golfo de México. *Hidrobiológica*, 10(2): 131-138.
- Ramos, R.J.A., 1992.** Evaluación sanitaria por bacterias coliformes totales y fecales en el Sistema Lagunar de Alvarado. Ver. Tesis. Profesional (Biología). ENEP-Iztacala, Univ. Nal. Autón. México, 73 p.
- Rodríguez, S.H., 1986.** Bacterias coliformes en el procesamiento de ostión (*Crassostrea virginica*) en Tabasco, México. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.*, 13(1): 445-448.
- Rodríguez S.H., y A.V. Botello, 1987.** Contaminación enterobacteriana en la red de agua potable y en algunos sistemas acuáticos del sureste de México. *Contam. Amb.*, 3(1): 37-53.
- Rodríguez, S.H., y A.V. Botello, 1988.** Resistencia múltiple a antibióticos en *Escherichia coli* aislada en la Laguna de Términos, Campeche. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.*, 15(2): 105-110.
- Rodríguez, S.H., y J.J. Romero-Jarero, 1981.** Niveles de contaminación bacteriana en dos sistemas-fluvio lagunares asociados a la laguna de Términos, Campeche. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.*, 8(1): 63-68.
- Romero-Jarero, J., M.J. Ferrara-Guerrero, L. Lizárraga-Partida, y H. Rodríguez-Santiago, 1986.** Variación estacional de las poblaciones enterobacterianas en la laguna de Términos Campeche, México. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.*, 13(3): 73-86.
- Romero-Jarero, J. y S.H. Rodríguez, 1982.** Niveles actuales de contaminación con coliformes en el sistema lagunar del Carmen-Machona, Tabasco. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.*, 9(1): 121-126.

Rosas, I., A. Yela, y A. Báez, 1985. Bacterias indicadoras de contaminación fecal en ostión (*Crassostrea virginica*) durante su desarrollo y procesamiento en el mercado. *Contam. Amb.*, 1: 51-64.

Ruiz, C.A., L.R. Chávez, y M.J. Montoya, 1990. Detección prospectiva de contaminación fecal en la laguna de Alvarado, Ver., p. 90. *In: X Coloquio de Investigación ENEP-Iztacala*, Univ. Nal. Autón. México,

Sastre, R.L., 1990. Evaluación de la calidad bacteriológica del agua de la laguna de las Ilusiones, Villahermosa, Tabasco, México. Tesis Profesional (Biología), Univ. Veracruzana, México, 141 p.

Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SE-DUE), 1989. Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente. Diario Oficial de la Federación, México. *Gaceta Ecológica*, 1(1): 2-33.

Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAT), 1996. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación, México. 29 de Junio de 1996.

Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAT), 1998a. Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano y municipal. Diario Oficial de la Federación, México. Junio 3.

Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAT), 1998b. Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. Diario Oficial de la Federación, México. Septiembre 21.

Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAT), 2003. Norma Oficial Mexicana NOM-022-SEMARNAT-2003. Que establece las especificaciones para la preservación, conservación y restauración de los humedales costeros. Diario Oficial de la Federación, México, Abril 10.

Secretaría de Salud (SS), 1995. Norma Oficial Mexicana NOM-031-SSA1-1993. Bienes y Servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Diario Oficial de la Federación, México. Marzo 6, 22 p.

Secretaría de Salud (SS), 1996. Norma Oficial Mexicana NOM-179-SSA1-1995. Vigilancia y evaluación del control de la calidad del agua para uso y consumo humano distribuida por sistemas de abastecimiento público. Diario Oficial de la Federación, México. Septiembre 24, 22-29.

Secretaría de Salud (SS), 1997. Norma Oficial Mexicana NOM-129-SSA1-1995 Bienes y Servicios. Productos de la pesca: secos-salados, ahumados, moluscos, cefalópodos y gasterópodos frescos-refrigerados y congelados. Disposiciones y especificaciones sanitarias. Diario oficial de la Federación, México.

Toledo, A., A.V. Botello, M. Cházaro, M. Herzlg, L. Bozada, M. Páez, A. Báez, F. Contreras, y H. Rodríguez, 1988. Energía, Medio Ambiente y Desarrollo. Vol. XV. Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos. Centro de Ecodesarrollo. México. 382 p.

Wong Chang, I., y G. Barrera Escorcía, 2005. Contaminación en la zona costero-marina: implicaciones ecológicas, p. 505-514. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Contaminación en la Zona Costero-Marina: Implicaciones Ecológicas

29

Irma Wong Chang ¹ y Guadalupe Barrera Escorcía ²

¹ Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

² Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

RESUMEN

Los microorganismos son importantes en los ecosistemas acuáticos porque ayudan a mantener el equilibrio ecológico. En zonas costeras con descargas muy grandes o continuas se introducen sustancias nutritivas, microorganismos y otros contaminantes, los cuales son neutralizados por otros microorganismos nativos. Los aportes de aguas residuales, desechos industriales y contaminantes hacia la zona costera, causan alteraciones, aumentando el riesgo potencial de epidemias en poblaciones humanas y animales. El comportamiento de los microorganismos, su dispersión, sobrevivencia y desaparición, originan nuevos problemas que el hombre debe de enfrentar. Esto no sólo se relaciona con la salud, sino con cambios ecológicos, por lo que nuevos enfoques de investigación intentan redefinir esta forma de contaminación.

ABSTRACT

Microorganisms are important in the aquatic ecosystems because they help to maintain the ecological equilibrium. In coastal zones due to extensive or continuous discharges, nutritive substances, microorganisms and contaminants are introduced which can be neutralized by native microorganisms. The wastewater inputs, industrial residues and pollutants discharges toward the coastal zone produce alterations, increasing the potential risk for epidemics in human and animal populations. The man has to confront the new problems arisen by the microorganisms behavior, dispersion, survivor and disappearance. Those are related with health and with ecological changes too, thus new focus intent to redefine this form of contamination.

INTRODUCCIÓN

El aumento de especies no nativas o invasoras dentro de un ambiente establecido, frecuentemente ha generado resultados desastrosos a nivel ecológico. Algunas veces esto ha sido de manera intencional y otras accidental (Schmitz, 1995).

La presencia de microorganismos diferentes a los de la comunidad natural, en el agua de mar y estuarina, puede tener consecuencias diversas, que incluyen efectos en los ecosistemas acuáticos y convertirse en un problema a gran escala (Galindo, 1988; Elliot, 2003).

Los microorganismos son muy diversos y se distribuyen en todo tipo de hábitats, aún en los más hostiles. Muchos procesos microbiológicos son utilizados por el hombre en su beneficio. Por ejemplo: en el tratamiento del agua residual, se aprovecha la actividad metabólica

de los organismos presentes en el ambiente y en las descargas para mejorar su calidad (Campbell, 1987).

Sin embargo, en algunas ocasiones estos procesos actúan en detrimento del ambiente, debido a que se rebasa la capacidad autodepuradora natural.

En estos casos, aunque los efectos negativos en el ambiente y en la salud sean obvios, es difícil caracterizar a los microorganismos como contaminantes. Debido a que últimamente se han reconocido varios fenómenos como la migración de especies que se relacionan con el cambio climático global (Colwell y Huq, 1999), es necesario desarrollar nuevos enfoques en su análisis y generar definiciones adecuadas para enfrentar los nuevos problemas.

MICROORGANISMOS Y AUTODEPURACIÓN DEL AGUA

Los cuerpos de agua tienen cierta capacidad de autodepuración, que diversos autores atribuyen a una combinación de factores fisicoquímicos y biológicos. Esta consiste en la reducción de la materia orgánica mediante la oxidación y la mineralización de contaminantes orgánicos, llevadas a cabo por ciertas bacterias y hongos. Esta capacidad es mayor donde el agua tiene un movimiento enérgico, ya que provoca un activo intercambio de oxígeno entre el agua y la atmósfera, que favorece la descomposición de la materia orgánica (Rheinheimer, 1992).

Estas condiciones también existen en la mayoría de los ríos, arroyos y en las aguas costeras con pronunciados movimientos de mareas o fuertes corrientes inducidas por el viento. Sin embargo, cuando aumenta la concentración de materia orgánica por aportes de agua residual, se produce un denso crecimiento de bacterias anaerobias, ciliados y virus. En áreas donde hay poco movimiento, el agua residual se estanca y la escasez del oxígeno puede provocar un colapso en la autodepuración, debido al incremento en la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) (Mitchell, 1972; Brock *et al.*, 1987; Campbell, 1987; Abel, 1996).

La autodepuración en el mar es más lenta que en las aguas continentales o interiores, requiriendo el doble de tiempo (Fig. 1). Esta depende de las condiciones presentes en el medio, así como de la composición y cantidad de los materiales a degradar. Si estos sobrepasan la capacidad de autodepuración del cuerpo de agua que los recibe, lo cual, por desgracia es frecuente, los microorganismos no pueden degradar estos materiales, aún bajo las condiciones más favorables. (Rheinheimer, 1992).

En estuarios y lagunas costeras, la comunidad microbiana se compone de microorganismos de agua dulce y marinos, que incluyen bacterias, hongos, virus y levaduras. Dependiendo del tipo de agua, la composición de la flora bacteriana difiere mucho, en función de los parámetros fisicoquímicos, como el contenido de sales, materia orgánica, pH, turbidez, temperatura o la salinidad. La mayor parte de esta es heterotrófica, en parte saprófita (que se alimentan de material muerto), el número de parásitos es relativamente pequeño. Existen además bacterias foto y quimioautotróficas, que requieren únicamente nutrientes inorgánicos, estas incluyen a las fotosintéticas, a las

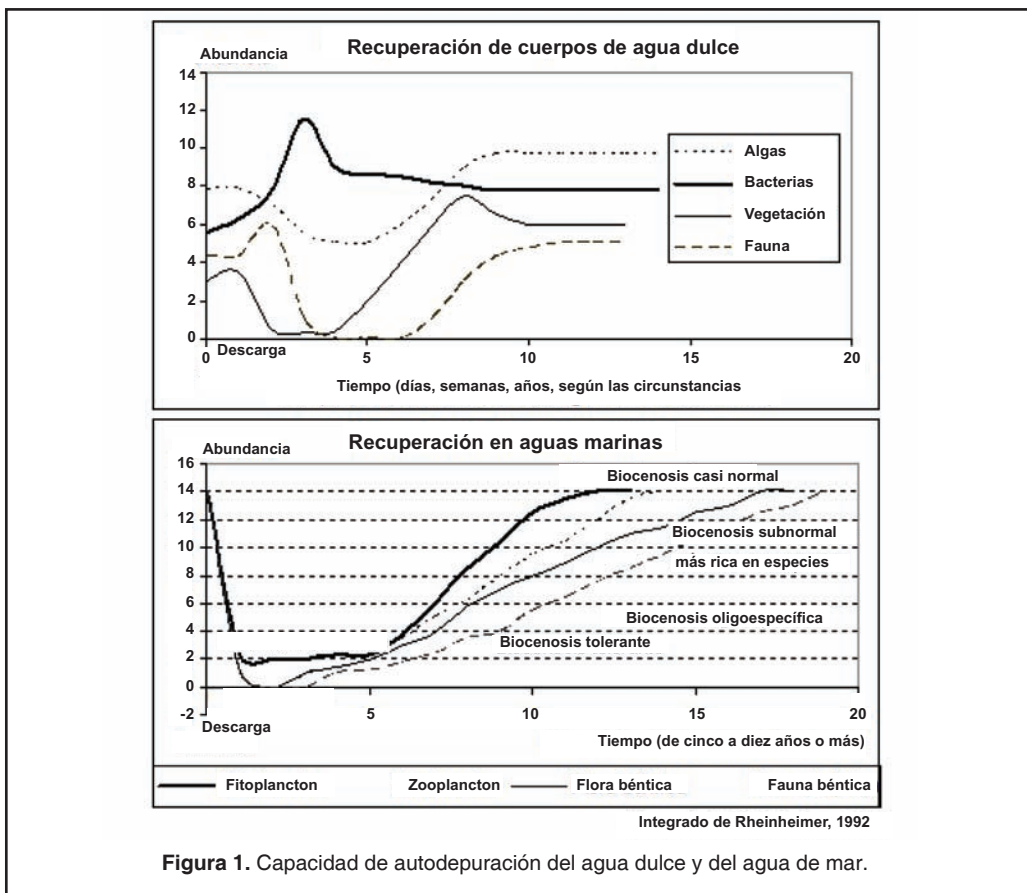


Figura 1. Capacidad de autodepuración del agua dulce y del agua de mar.

bacterias sulfatoreductoras, nitrificantes y del hierro. Predominan las gram-negativas (que no son teñidas con la tinción de Gram, importante característica taxonómica). Muchas de ellas son móviles e incluyen flagelos. Las bacterias verdaderamente acuáticas requieren de pequeñas cantidades de nutrientes, pero muchas de ellas crecen sobre un substrato sólido.

Las bacterias constituyen aproximadamente el 80% de la bio-superficie en el ecosistema marino y juegan un papel fundamental en la adsorción y transferencia de contaminantes a otros organismos como bivalvos, crustáceos y peces. Las funciones de las bacterias en los ambientes costeros son diversas. El resultado de todas sus actividades ayuda a mantener la homeostasis de los ecosistemas, de ahí, que la estructura y dinámica de las poblaciones ubicuas en el medio sea relevante. Se pueden encontrar miembros de la familia Bacillareaceae y otras familias como Micrococcaceae, Corynebacteriaceae y al género *Vibrio*. Ambientes ricos en materia orgá-

nica suelen incluir representantes de la familia Enterobacteriaceae. Cabe hacer notar que en ambientes ricos en nutrientes predominan las formadoras de esporas.

Las cianobacterias tienen una amplia distribución, aunque en aguas marinas no tienen un papel preponderante.

También existen los hongos en el medio marino, los cuales son heterótrofos y requieren de materia orgánica, por lo que hay saprofitos y parásitos. La presencia de levaduras es escasa.

No es común encontrar virus en el agua, ya que estos deben multiplicarse siempre dentro de células vivas (Rheinheimer, 1992).

El fitoplancton incluye algas, además de hongos y bacterias. El zooplancton se compone de protozoarios, copépodos y larvas de diversos organismos. En la productividad de los estuarios, las algas planctónicas no son tan impor-

tantes como las comunidades bentónicas, epífitas y litorales (Campbell, 1987). Cada cuerpo acuático tiene una microflora diferente y su composición repercute en la comunidad que depende de ella, como es el caso del zooplancton.

Cuando se presentan aportes de agua residual, desechos industriales y contaminantes, las alteraciones deben ser neutralizadas por los microorganismos de la flora nativa (Colwell, 1979; Galindo, 1988). Al mismo tiempo, aumenta el riesgo potencial de adquisición de enfermedades y epidemias en poblaciones humanas y animales por la introducción de microorganismos patógenos, así como por la modificación de las buenas condiciones del ecosistema. (Tabla 1).

La microflora del agua residual es particularmente rica en bacterias sin embargo, no es muy diversa. Muchas de ellas son proteolíticas, como *Pseudomonas aeruginosa*, *P. fluorescens*, *Proteus vulgaris*, *Bacillus subtilis*, *B. cereus*, *Aerobacter cloacae* y *Zoogloea ramigera*. Suelen ser abundantes las degradadoras de azúcar, almidón, grasas, urea y celulosa. Desde luego es importante la presencia de bacterias coliformes, que incluyen a *Escherichia coli* y a *Aerobacter aerogenes*, así como los estreptococos, que incluyen a *Streptococcus faecalis*; estas bacterias son de origen fecal y saprófitas.

El vertimiento de agua residual a la zona costera genera un aumento de nutrientes y un crecimiento masivo de bacterias, hongos, virus, protozoarios y metazoarios que, entre otros efectos, ocasionan que la microflora natural sea inhibida, destruida o substituida por una microflora diferente.

En ambientes eutróficos, los hongos como *Sphaerotilus natans* son muy abundantes, llegan a formar micelas en aguas muy contaminadas y tienen un fuerte consumo de oxígeno, lo que puede disminuir dramáticamente los niveles de oxígeno disuelto en el agua.

Tabla 1. Comparación de microfloras contenidas en el agua.	
Microflora acuática	Microflora de aguas residuales
Virus escasos	Virus entéricos
Hongos escasos, esporas	Hongos de los géneros: <i>Candida</i> , <i>Cryptococcus</i> , <i>Rhodoturula</i> y <i>Saccharomyces</i>
Bacterias de las familias: <i>Micrococcaceae</i> , <i>Corynebacteriaceae</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Vibrio</i> y escasas levaduras.	Bacterias típicas: <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>P. fluorescens</i> , <i>Bacillus subtilis</i> , <i>B. cereus</i> , <i>Proteus vulgaris</i> , <i>Aerobacter cloacae</i> , <i>Zoogloea ramigera</i> , <i>Clostridium perfringens</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Streptococcus faecalis</i> y bacterias patógenas.
Fito y zooplancton diverso con pocos protozoarios y abundantes formas larvales.	Fito y zooplancton no diverso, rico en ciliados y flagelados
Macro microbentos abundante	Macro y microbentos escaso o ausente
Integrado de Rheinheimer, 1992.	

La presencia de virus es frecuente cuando el agua está contaminada. Existen virus que atacan bacterias como *Pseudomonas* y cianobacterias. La presencia de virus en grandes cantidades se asocian a la posibilidad de que tengan un papel significativo a nivel ecológico en el control de las bacterias y otras formas planctónicas, así como por el intercambio genético entre bacterias acuáticas por transducción.

Las levaduras pueden encontrarse flotando en aguas de ríos y son comunes en el agua residual (Rheinheimer, 1992).

COMPORTAMIENTO EN EL AMBIENTE

El análisis de la contaminación microbiana es complejo cuando se intenta relacionar la

permanencia de los microorganismos con las características del ambiente.

En los lugares donde hay descargas de agua residual, la comunidad sufre una pérdida de la biodiversidad, que es más evidente en el bentos, desde el punto de vertimiento, recuperándose paulatinamente, hasta el establecimiento de las especies originales (Fig. 2). La distribución de especies depende de la constancia de los aportes y de las características del cuerpo receptor (Bellan, 1980). Al aumentar la cantidad de compuestos orgánicos, se incrementan los organismos saprobios, posteriormente los microorganismos anaerobios facultativos y los obligados se desarrollan a expensas de las formas aeróbicas. Según la cantidad de nitrato presente, los organismos reductores de nitrógeno y los desnitrificadores se multiplicarán. Si este desaparece, los microorganismos fermentadores y sulfatoreductores se desarrollarán. Además de estos últimos, las bacterias proteolíticas son las responsables de la producción de ácido sulfhídrico (principalmente especies de *Desulfovibrio*). Muchos organismos de la comunidad natural no soportan estas condiciones, sólo algunos, que son tolerantes. La presencia de estos, marca la última fase de pérdida de la población en aguas ausentes de oxígeno. Aunque esta condición se puede formar naturalmente, es decir, sin la intervención humana, normalmente son las actividades humanas las que generan estos cambios (Rheinheimer, 1992).

Anteriormente se tenía la idea de que los microorganismos procedentes del agua residual no podían sobrevivir en ambientes costeros, pero en la actualidad estos conceptos han cambiado.

En la evaluación de los microorganismos en el ambiente, se debe considerar su desaparición o permanencia (Gerba y McLeod, 1976). Los microorganismos se dispersan parcialmente como otras partículas, es decir, la distancia que alcanzan desde el punto de vertimiento, es inversamente proporcional al tamaño y peso del organismo. Ellos constituyen el 98.5% de las partículas consideradas "de peso ligero" que entran con el agua residual. Sin embargo, su desaparición se presenta más rápidamente que lo esperado. La sobrevivencia de los microorganismos introducidos en un ambiente acuático depende de su habilidad para tolerar un conjunto diferente de condiciones, físicas, químicas y fenómenos biológicos, tales como la competencia, la depredación o la simbiosis (Fig. 3), todos los cuales actúan simultáneamente eliminando muchos de los microorganismos antes de su depositación (Gauthier, 1980).

Numerosos virus patógenos pueden permanecer en el agua aún después de un tratamiento secundario convencional, como es la clora-

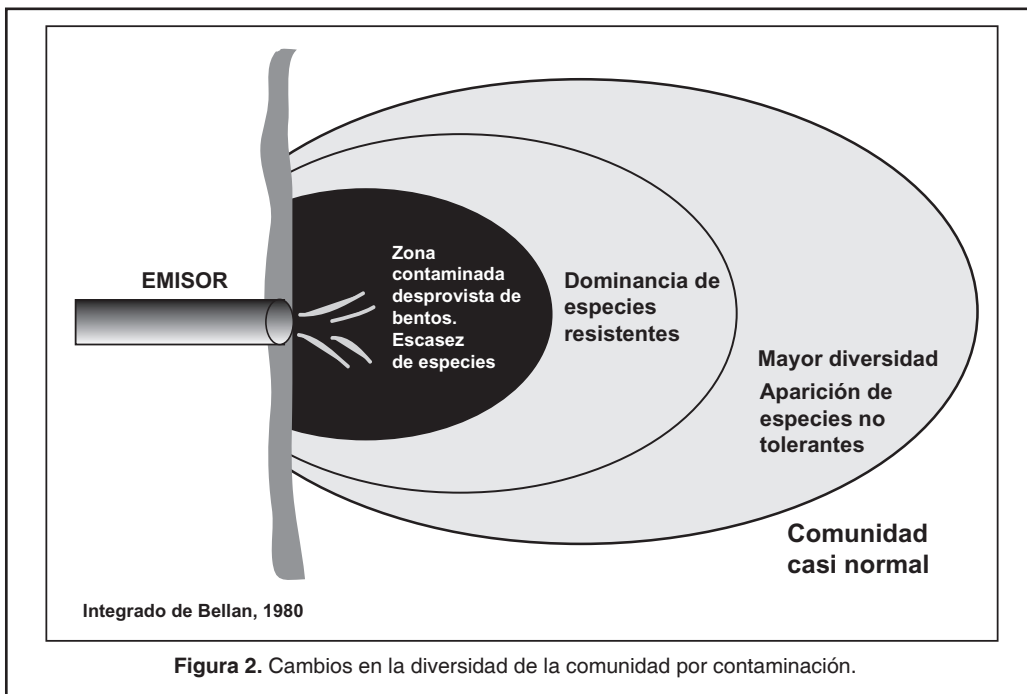
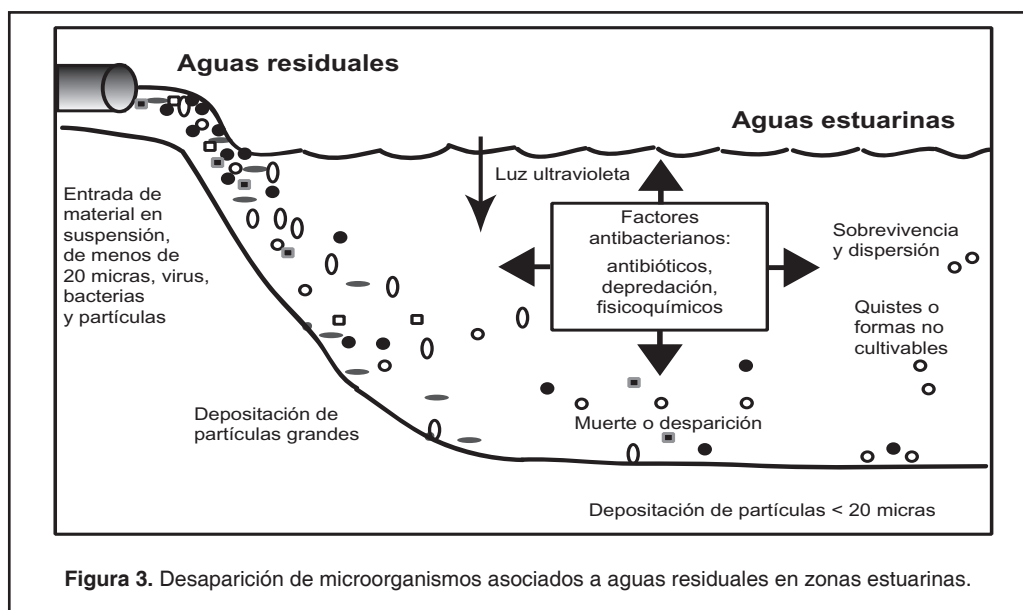


Figura 2. Cambios en la diversidad de la comunidad por contaminación.



ción y después ser descargados al ambiente marino a través de los ríos contaminados. En el agua de mar y en los sedimentos marinos, se han encontrado virus patógenos cuya sobrevivencia varía de días a semanas. Los virus son considerados como una amenaza para áreas de cultivo de peces, moluscos y crustáceos (Rheinheimer, 1992).

Cualquier virus excretado en las heces puede ser transmitido a través del agua, se calcula que las heces fecales pueden contener 10^3 - 10^7 enterovirus (Haas *et al.*, 1999). Su susceptibilidad en el agua varía ampliamente, por lo que es imposible estandarizar los métodos de tratamiento. Su dispersión puede ser un problema serio en algunas zonas. Durante los meses de verano pueden encontrarse en áreas de natación y en alimentos, provocando epidemias, ya que pueden conservarse hasta por 30 días en ostión a 5°C. Los ostiones y las almejas por ser organismos filtradores, pueden ser medios excelentes de bioacumulación de virus, cuando son cultivados en ambientes contaminados y vendidos ilegalmente, forma en la cual, el público comúnmente se ve amenazado (Schmitz, 1995). Los poliovirus, coxsakievirus y echovirus duran hasta 9 semanas a 40°C o de 20 días hasta meses a temperatura ambiente. Además de la temperatura, la inactivación biológica depende el tipo de virus, la salinidad, el nivel de contaminación, la segregación viral, la composición química del agua de mar, la radiación so-

lar y el tipo de sedimentos, que parecen ser un reservorio adecuado para ellos (Bitton, 1978). Los factores que influyen en la permanencia viral y bacterial son semejantes, aunque en general, los virus permanecen más tiempo en el agua, cuando ésta contiene una población microbiana baja (Laws, 1981). Los virus plantean problemas particularmente difíciles para su detección por su tamaño y porque requieren de técnicas especializadas.

En ambientes estuarinos, una bacteria sobrevive por períodos más largos, principalmente debido a que la luz ultravioleta es parcialmente absorbida por el material particulado de las aguas turbias. La desaparición de las bacterias es proporcional a la dispersión. Cuando ésta es mayor, implica también una mayor capacidad de autodepuración en el agua de mar (Aubert *et al.*, 1969). Por lo tanto, el nivel de bacterias no sólo depende del aporte, sino de las características del sitio en el que se hace el vertimiento.

Colwell *et al.* (1985), demostraron que el destino de las bacterias patógenas en el mar, no difiere fundamentalmente del de las bacterias autóctonas marinas situadas en condiciones de escasez alimentaria, que usualmente pasan a un estado de "letargo" caracterizado por una profunda modificación estructural y metabólica, con disminución del tamaño, de los intercambios con el medio, detención de la síntesis de

macromoléculas y descenso de las reservas de energía. Estas bacterias no crecen con facilidad en medios de cultivo, por lo que suelen ser subestimadas. Nuevas técnicas de detección de células vivas mediante epifluorescencia, permiten verificar en el laboratorio y en el medio marino, que numerosas bacterias patógenas alcanzan el estado de "letargo", considerándolas como formas viables pero no cultivables (Formas VNC). Esta situación es un proceso adaptativo. Las bacterias pueden recuperar su virulencia después de un largo tiempo de letargo, y se ha demostrado que son capaces de transmitir la enfermedad si se les introduce en organismos. Este fenómeno parece ser común en bacterias contenidas en el agua, como es el caso de *Salmonella*, *Shigella*, *Legionella* y *E. coli* (Colwell y Huq, 1999).

Es frecuente que exista una mayor concentración de bacterias en el sedimento con respecto al agua (Brettar y Höfle, 1992; Davies *et al.*, 1995; Fish y Pettibone, 1995). Las células bacterianas se adhieren al material particulado, del cual obtienen resguardo contra la depredación y las condiciones ambientales adversas, a la vez que les proporciona una fuente alimenticia que les permite sobrevivir por largos períodos, e incluso, en algunos casos favorece su multiplicación (Marino y Gannon, 1991).

Las acciones de dragado pueden resuspender a los patógenos a la columna de agua (Galindo, 1988). Se han aislado bacterias terrestres de sedimentos por debajo de los 1,000 m de profundidad. La distribución de aguas residuales en aguas oceánicas puede resultar en una dispersión de microorganismos en sedimentos hasta los 3,000 m. A estas profundidades, la influencia de los factores que eliminan bacterias en aguas someras es posiblemente menor y la constante descarga de aguas residuales, podría resultar en la acumulación de microorganismos y materia orgánica con efectos hacia la fauna a largo plazo. En áreas de surgencias, pueden reciclarse microorganismos entéricos potencialmente peligrosos hacia aguas superficiales de alta productividad (Baross *et al.*, 1975).

Un número de diferentes especies de protozoarios, hongos y helmintos, representantes de varios Phyla que son parásitos de huma-

nos, también pueden tener importancia, ya que tienen ciclos de vida que involucran al sistema acuático (Schmitz, 1995). Su análisis, sin embargo, requiere de un trabajo taxonómico especializado y en algunos casos es difícil hacer conteos de individuos, como es el caso de los hongos, por el desarrollo de hifas.

Por otro lado, organismos que tradicionalmente se consideran patógenos de especies animales como es el caso de *Vibrio vulnificus*, patógeno de moluscos (Tamplin y Capers, 1992), ocasionalmente pueden infectar al hombre con resultados fatales (Castañón *et al.*, 2000).

Por lo anterior, resulta imposible identificar a todos los agentes infecciosos presentes en una muestra. Cuando se hace la determinación de la calidad del agua, esta se define de acuerdo al uso para el cual se destine. Se consideran ciertos requerimientos físicos, químicos y biológicos (Tabla 2). Las propiedades físicas y químicas pueden ser obvias, caracterizadas de manera organoléptica (color, olor, sabor); o bien en forma cuantitativa, como los parámetros fisicoquímicos (temperatura, pH, conductividad, cloruros, sulfatos, oxígeno disuelto, dureza, salinidad). En ciertos parámetros es indeseable que se superen ciertos niveles, por encima de los cuales se consideran contaminantes (estos incluyen nitritos, nitratos, amonio, Fe, Mn, Zn). Otros, son de origen exógeno y pueden actuar como nutrientes, por lo menos parcialmente, como es el caso de los detergentes y la materia orgánica proveniente de residuos alimenticios, de la madera y otros (Campbell, 1987). También existe una amplia gama de tóxicos que determinan la calidad del agua. Sin embargo, en su evaluación sólo se incluye una parte de ellos.

Los parámetros que determinan la calidad sanitaria, incluyen a los grupos de bacterias coliformes y estreptococos fecales, que sirven como indicadores, además de la presencia de bacterias patógenas (Haas *et al.*, 1999); involucra el contacto primario con el ser humano, como el agua de balnearios, o por ingestión. Los parámetros anteriormente mencionados realmente no representan el total de la contaminación microbiológica, aunque en México las normas sólo exigen el monitoreo de bacterias coliformes.

Tabla 2. Algunos requerimientos asociados a la calidad del agua.

Uso	Características Biológicas	Características Fisiológicas
Navegación	-	Libre de materiales flotantes
Generación de energía	-	Límite en sólidos suspendidos
Paisaje	Límite en algas	Ambiente aeróbico (oxígeno mínimo), transparencia (turbidez máxima), límites en grasas y aceites
Pesca	Mantenimiento sustentable de algas, invertebrados bentónicos, peces	Similar al anterior, más límites en toxinas, nutrientes y temperatura
Recreativo	Límite en contaminación fecal (estándares bacterianos)	Semejante al anterior, libre de toxinas
Irrigación	Límite en contaminación fecal (estándares bacterianos)	Libre de toxinas, límites en salinidad
Agua tratada (doméstica e industrial)	Límite en contaminación fecal (estándares bacterianos)	Libre de toxinas, límites en sustancias que generan olor, color y turbidez

Integrado de Sládecek, 1979

Actualmente, otros organismos no descritos como parásitos humanos están siendo estudiados, como por ejemplo el género *Pfiesteria spp.* que es un dinoflagelado encontrado en aguas estuarinas. Una de las especies es *P. piscicida* (de vida libre), que produce una toxina que potencialmente afecta a la salud de los peces, así como a la de los humanos. Se ha observado el aumento de zoosporas en zonas eutróficas, asociándose al incremento de fósforo que se produce como consecuencia de los aportes de aguas residuales (Haas *et al.*, 1999).

Además, en los últimos 10 años, se han reconocido agentes de enfermedades infecciosas emergentes. Estas han sido definidas así porque su incidencia ha aumentado (Moe, 1997), o bien porque antes no se habían reconocido como patógenos humanos (Haas *et al.*, 1999). Estos agentes se han relacionado con brotes de enfermedades asociadas al agua. Las actividades humanas conducen a la emergencia de la enfermedad y una gran variedad de factores sociales, económicos, políticos, climáticos, tecnológicos y ambientales, pueden modelar el patrón de incidencia (Colwell y Huq, 1999). Por lo anterior, puede observarse que se ha modificado el panorama del riesgo para la salud humana y para el ecosistema (Hass *et al.*, 1999).

Es evidente que la definición de contaminación biológica no puede plantearse de manera

sencilla. El concepto de contaminante implica la habilidad de reducir las condiciones adecuadas para la sobrevivencia de algún nivel de organización biológica (desde células hasta ecosistemas). Tomando en cuenta esta definición, entonces es necesario determinar hasta donde esa reducción puede ser demostrada e incluir una amplia gama de organismos que pueden ser considerados como contaminantes. De hecho, la incorporación de estos en otros organismos ¿es bioacumulación? o ¿biomagnificación? Existen grandes problemas al asociar términos como contaminación aguda o biomagnificación, en el caso de la contaminación biológica (Elliot, 2003).

Varios fenómenos relativamente nuevos han sido reconocidos como eventos importantes, como lo es la migración de especies de latitudes tropicales a templadas. Este tipo de eventos modifica el balance de los ecosistemas. La presencia de estas especies tendrá repercusiones ecológicas, ya que no se crean nichos nuevos. ¿Hasta donde estas especies podrían llamarse contaminantes? (Elliot, 2003).

La última pandemia de cólera podría ejemplificar la relación íntima entre el ambiente y los microorganismos. Se ha planteado la hipótesis de que los cambios en el clima, que derivan en las modificaciones de la temperatura superficial del agua en los océanos, han favorecido la so-

breviencia de *Vibrio cholerae*, y las corrientes oceánicas como la del Niño, han llevado a cabo el transporte de estos organismos a sitios lejanos. Hasta ahora, se ha demostrado una co-

relación entre la alta temperatura superficial y el nivel del agua del océano, con la dispersión de la epidemia, que se ha intentado modelar (Colwell y Huq, 1999).

LITERATURA CITADA

- Abel, P.D., 1996.** Water Pollution Biology. Tony & Francis. U.K. 286 p.
- Aubert, M., P. Koch, y J. Garancher, 1969.** The diffusion of bacterial pollution in the sea, p. 793-809. *In:* S.H. Jenkins (Ed.) Advances in Water Pollution Research. Pergamon Press. G.B. 946 p.
- Baross, J.A., F.J. Hanus, y R.Y. Morita, 1975.** Survival of human enteric and other sewage microorganisms under simulated deep-sea conditions. *Appl. Microbiol.*, 30(2): 309-318.
- Bellan, G., 1980.** Acción de los factores de polución sobre las comunidades bentónicas, p.152-160. *In:* J. M. Pérès (Ed.) La Polución de las Aguas Marinas. Ed. Omega. España. 247 p.
- Bitton, G., 1978.** Survival of enteric viruses, p. 273-299. *In:* R. Mitchell (Ed.) Water Pollution Microbiology. Vol. 2, J. Wiley & Sons. N.Y. 433 p.
- Brettar, I. y M.G. Höfle, 1992.** Influence of ecosystemic factors on survival of *Escherichia coli* after large-scale release into lake water mesocosms. *Appl. Environ. Microbiol.*, 58(7): 2201-2210.
- Brock, T.D., D.W. Smith y M.T. Madigan, 1987.** Microbiología. 4a. Ed. Prentice Hall. México. 906 p.
- Campbell, R., 1987.** Ecología Microbiana. Limusa. México. 268 p.
- Castañón, G.J.A., L.L. Martínez, R.R. Miranda, R.E. Torres, y G.M.A. León, 2000.** *Vibrio vulnificus* infection in México: Report of a fatal case. *Rev. Med. IMSS*, 38(1): 23- 25.
- Colwell, R.R., 1979.** Human pathogens in the aquatic environment, p. 337-342. *In:* R.R. Colwell and J. Foster (Eds.) Aquatic Microbial Ecology. Proc. of the ASM Conference. Clear Water Beach, Florida. A Maryland Sea Grant Pub. U.S. 460 p.
- Colwell, R.R., P. R. Brayton, O.J. Grimes, D.R. Rosak, S.A. Huq, y L.M. Palmer, 1985.** Viable but non-cultivable *Vibrio cholerae* and related pathogens in the environment: Implications for release of genetically engineered microorganisms. *Biotechnology*, 3:817- 820.
- Colwell, R.R., y A. Huq, 1999.** Global microbial ecology: biogeography and diversity of *Vibrios* as a model, p. 134S-137S. *In:* D.E.S. Steward-Tull. P.J. Dennis and A.F. Godfree (Eds.) *Aquatic Microbiology. J. Appl. Microbiol. Symp. Suppl.* 85: 171S.
- Davies, Ch. M., J.A.H. Long, M. Donald, y N.J. Ashbolt, 1995.** Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 61(5):1888-1896.
- Elliot, M., 2003.** Biological pollutants and biological pollution an increasing cause of concern. *Marine Pollut. Bull.*, 46: 275- 280.
- Fish, J.T., y G.W. Pettibone, 1995.** Influence of freshwater sediments on the survival of *Escherichia coli* and *Salmonella sp.* as measured by three methods of enumeration. *Letters Appl. Microbiol.*, 20: 277-281.
- Galindo, R.J.G., 1988.** Contaminación en los ecosistemas costeros. Un enfoque ecológico. Cuadernos Docentes. Coordinación General de Investigación y Posgrado. Univ. Autón. Sin., México, 58 p.
- Gerbach, P., y J.S. McLeod, 1976.** Effect of sediments on the survival of *Escherichia coli* in marine waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 32(1): 114-120
- Gauthier, J.M., 1980.** Poluciones bacterianas en el medio marino, p. 127-141. *In:* J.M. Pérès (Ed.) La Polución de las Aguas Marinas, Ed. Omega. España. 247 p.
- Haas, Ch.N., J. B. Rose., y Ch. P. Gerba, 1999.** Quantitative Microbial Risk Assessment. J. Willey & Sons. N. Y. 449 p.
- James, A., 1979.** The value of biological indicators in relation to other parameters of water quality, p. 1-16. *In:* A. James, and L. Evison (Eds.) Biological Indicators of Water Quality. J. Wiley and Sons. G.B. 528 p.
- Laws, E.A., 1981.** Aquatic Pollution. J. Wiley & Sons. N.Y. 417 p.
- Marino, R.P., y J.J. Gannon, 1991.** Survival of fecal coliform and fecal streptococci in storm drain sediment. *Water Research*, 25(9):1089- 1098.

Mitchell, R., 1972. Water Pollution Microbiology. J. Wiley & Sons. N.Y. 417 p.

Moe, Ch.L., 1997. Waterborne transmission of infectious agents, p. 136-152. *In:* Ch. J. Hurst, G.R. Knudsen, M.J. McInerney, L.D. Stetzelbach, and M.V. Walter (Eds.) Manual of Environmental Microbiology. ASM Press. Washington, D.C. 894 p.

Rheinheimer, G., 1992. Aquatic Microbiology. J. Wiley & Sons. N.Y. 363 p

Schmitz, R.J., 1995. Introduction to Water Pollution Biology. Gulf Publishing, Co. Huston, TX. 320 p.

Sládeček, V., 1979. Continental systems for the assessment for river water quality, p. 3-1 – 3-32. *In:* A. James, and L. Evison (Ed.) Biological Indicators of Water Quality. J. Wiley & Sons. G.B. 528 p.

Tamplin, M.L., y G.M. Capers, 1992. Persistence of *Vibrio vulnificus* in tissues of gulf coast oysters, *Crassostrea virginica*, exposed to seawater disinfected with UV light. *Appl. Environ. Microbiol.*, 58(5):1506- 1510.

Barrera Escorcía, G., e I. Wong Chang, 2005. Diagnóstico de la contaminación microbiológica en el Golfo de México, p. 515-524. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Diagnóstico de la Contaminación Microbiológica en el Golfo de México

Guadalupe Barrera Escorcía ¹ e Irma Wong Chang ²

¹ Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

² Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

30

RESUMEN

Los constantes vertimientos de aguas no tratadas en el Golfo de México implican un claro riesgo para los ecosistemas acuáticos receptores, cuya capacidad de autodepuración es limitada. La contaminación microbiológica puede estar subestimada, los microorganismos sometidos a estrés en zonas costeras pueden derivar en formas adaptativas que no permiten su manifestación con las técnicas convencionales. Los estudios coincidieron en aceptar que existe contaminación microbiológica en el Golfo de México, a pesar de no utilizar las mismas técnicas. Las investigaciones se realizaron a nivel de grupo bacteriano, algunas identificaron patógenos; casi todas analizaron agua, un menor número sedimentos y ostión. Escasos trabajos analizaron tomas de agua potable u otros organismos. Otros indicadores podrían ser útiles en el diagnóstico ambiental. Deben tratarse las aguas residuales, lo cual es costoso y difícilmente accesible a muchas poblaciones. Se requieren programas educativos verdaderamente eficientes, que permitan manejar los desechos y tener acceso a servicios de salud a las zonas rurales. Los múltiples asentamientos costeros y las ciudades son la fuente principal de esta forma de contaminación. La legislación nacional enfocada a la protección sanitaria ha mejorado, pero la política vigente influye en la salud de las poblaciones.

ABSTRACT

Constant effluents of untreated water into the Gulf of Mexico, clearly involve a risk to the receiving aquatic ecosystems, whose autodepuration capacity is limited. Microbiological pollution could be underestimated, in coastal zone, the microorganisms subjected to stress could adopt forms that not permit their manifestation with conventional techniques. In spite of the different techniques used, the studies coincided in accepting that the Gulf of Mexico show microbiological pollution. These researches were done at bacteria group level, some identified pathogens, almost all analyzed water, few of them sediments or oysters. Scarce studies analyzed drinking water or other organisms. Other indicators could be useful for environmental diagnosis. Wastewater must be treated, but it is expensive and it is hardly accessible to many populations. Efficient educational programs are truly required, that they allow the management of wastewater and the access to healths services to people in rural zones. Coastal cities are the main sources of this kind of pollution. The national legislation focused to sanitary protection of water and organisms has been improved, but the standing policy influences population health.

INTRODUCCIÓN

En las costas del Golfo de México se encuentran importantes ciudades, como Tampico, Tuxpan, Veracruz, Coatzacoalcos, el Carmen y Campeche. Las cuales, junto con otras ciudades de menor importancia, vierten grandes cantidades de aguas residuales sin tratamiento a la zona costera. En estas aguas residuales se han llegado a registrar hasta 2×10^{18} coliformes/100mL (Rodríguez y Romero-Jarero, 1981). Existen también numerosos asentamientos humanos de menor tamaño ubicados a lo largo de la costa del golfo y los esteros que desembocan en este, la mayor parte de los cuales no cuenta con sistemas de drenaje y descargan sus aportes directamente en los cuerpos de agua.

Aunque existen considerables evidencias que sugieren la corta viabilidad de la mayoría de los patógenos entéricos fuera del tracto digestivo, la influencia de los factores en el medio marino es muy variada y compleja. Los microorganismos presentan un comportamiento en el ambiente difícil de interpretar. Por ejemplo, *E. coli* en aguas marinas desaparece rápidamente por influencia de temperatura, luz ultravioleta (Flint, 1987), sedimentación (Gerba y McLeod, 1976), macrodepredadores (copépodos, protozoarios), microdepredadores (bacteriófagos), y por acción antibiótica del plancton marino, corales, moluscos, esponjas, y algas (Aubert *et al.*, 1969; Gauthier, 1980). Algunas algas planctónicas pueden ser un agente antiestafilococal del agua de mar (Duff *et al.*, 1966). También influyen otros factores como el pH, niveles bajos de materia orgánica, así como la falta de nitrógeno, fósforo e hierro. *E. coli* introducida en un ambiente acuático sufre un estrés subletal dentro de la primera semana, lo que afecta su conteo ya que es incubado en un medio selectivo, donde su crecimiento es difícil (Flint, 1987). Esto ha conducido a errores de interpretación. Laws (1981) propone que la desaparición de *E. coli* se debe a que puede presentarse en estado no cultivable más que a su muerte y que puede dividirse en aguas tibias fuertemente contaminadas con altas concentraciones de nutrientes. Tal multiplicación es indeseable si se le considera indicador de la posible presencia de patógenos, ya que su reproducción en áreas distantes a las fuentes de contamina-

ción, puede llevar a interpretaciones erróneas. Además, recientemente se ha demostrado que bacterias utilizadas como indicadores, como es el caso de los estreptococos, pueden reproducirse en el suelo y encontrarse en arroyos sin aportes de material fecal en algunos ambientes tropicales (Fujioka *et al.*, 1999).

La sobrevivencia de las bacterias provenientes de aguas residuales, puede haber sido subestimada en el pasado, los conteos se hacen en agua sin considerar que estas puedan encontrarse en el sedimento y por lo general, no se plantea la posibilidad de que las bacterias permanezcan viables a cierta profundidad. A este respecto, la sobrevivencia de cultivos puros de bacterias bajo condiciones simuladas de aguas marinas profundas quedó demostrada por Barros *et al.* (1975), quienes determinaron mayor viabilidad de *E. coli* respecto a *Streptococcus faecalis* (sometidas a 250 y 500 atm), y la insensibilidad de *S. faecalis* a elevadas presiones (1000 atm). *Clostridium perfringens* y *Vibrio parahaemolyticus* parecen ser afectados a presión de 500 atm hasta después de 200 horas. Las bacterias coliformes fecales de aguas residuales expuestas a presiones moderadas, mostraron patrones de sobrevivencia semejantes a los de cultivos puros de *E. coli*.

La autopurificación que se presenta en estuarios implica la disminución de bacterias coliformes y esta depende del tiempo de su permanencia en el agua. Aunque es muy variable, se requiere de 20 días aproximadamente, para que el agua de los ríos fluya dentro de un área costera, durante este periodo, la mortalidad bacteriana es muy importante (Vaccaro *et al.*, 1950). Munro *et al.* (1987) sugieren que *E. coli* sobrevive o crece en agua de mar enriquecida con materia orgánica proveniente de descargas y que puede adaptarse parcialmente, a varias condiciones marinas. Si *E. coli* puede crecer en materia orgánica, puede también sufrir cambios estructurales y en las propiedades que se involucran con la expresión de su patogenicidad. Tales alteraciones celulares facilitan la sobrevivencia de éste y otros microorganismos, lo que mejora su capacidad de adaptación a ambientes desfavorables. Cada especie

posee características adaptativas particulares, por ejemplo, los colifagos son menos afectados que las bacterias por los factores fisicoquímicos. Los estreptococos fecales son modificados por la temperatura en forma inversa a los coliformes (Borrego *et al.*, 1983). Los estreptococos hemolíticos pierden rápidamente su virulencia en el medio, por lo que no se han considerado relevantes en la epidemiología de las infecciones estreptocócicas (Dart y Stretton, 1977). Todo lo anterior implica la necesidad de considerar evaluaciones simultáneas de agua, sedimento, organismos y tomas de agua potable, así como definir los factores involucrados en la desaparición o permanencia de los microorganismos en las zonas costeras.

Además del análisis en agua y sedimento, es necesario monitorear la calidad sanitaria de organismos acuáticos comestibles, sobre todo aquellos que frecuentemente se consumen crudos. Estos son transmisores potenciales de enfermedades, incluyen moluscos bivalvos como los ostiones, almejas y mejillones, así como otros miembros del grupo que tienen menos demanda. Todas estas especies son filtradoras y se encuentran, generalmente, en aguas estuarinas y costeras sujetas a contaminación por aguas residuales, situación común en diversos cuerpos costeros del Golfo de México.

Debido a que los filtradores no tienen un mecanismo discriminatorio de alimentación, son vulnerables a la acumulación de bacterias fecales. El contenido bacteriano en estos organismos fluctúa rápidamente con la calidad del agua, en forma inmediata si se presentan condiciones óptimas de temperatura, lo cual implica que son capaces de desechar cualquier bacteria acumulada cuando las condiciones mejoran. También los virus pueden ser retenidos por los organismos filtradores durante largos períodos de tiempo. Sin embargo, las bacterias y los virus, no tienen una relación directa que permita asociar sus concentraciones. Particularmente en invierno, la evaluación de bacterias indicadoras de contaminación no es satisfactoria para caracterizar la incidencia de virus (Wood, 1979).

Las investigaciones realizadas sobre contaminación microbiológica en el Golfo de México, se han desarrollado principalmente en los esta-

dos de Veracruz, Tabasco y Campeche. Estos trabajos incluyeron únicamente análisis bacteriológicos; no existen evaluaciones sobre virus, hongos y protozoarios. A este respecto, es necesario destacar la necesidad de incluir estudios de estos grupos en la determinación de la calidad del agua del Golfo de México, debido a que su presencia también representa riesgos para la salud pública.

En la tabla 1 se presenta la recopilación de dichos estudios, el 56% de ellos se realizó en el estado de Veracruz, el 12% en la zona limítrofe entre Veracruz y Tabasco o en localidades de ambos estados, el 16% se llevó a cabo sólo en el estado de Tabasco y la misma proporción en Campeche.

El 64% de las investigaciones analizó las muestras a nivel del grupo indicador, coliformes totales, coliformes fecales, o estreptococos fecales. El 24% de los trabajos abordaron la identificación de especies, además del grupo indicador. El 12% analizó exclusivamente organismos patógenos.

En una sólo referencia se identificó *Vibrio cholerae* serotipo O1, esta se realizó en almeja, sin embargo la localidad de colecta sólo se indicó como el "norte de Veracruz". Otra investigación que identificó patógenos en ostión tampoco incluyó análisis en agua. En los estudios restantes (92%), se evaluaron bacterias en agua. De estos trabajos, el 13% colectó muestras provenientes de redes de distribución de agua potable o fuentes de abastecimiento para consumo humano, el 28% incluyen muestreos simultáneos agua-sedimento, 16% muestreos agua-ostión y 22% analizaron agua, sedimento y ostión de bancos ostrícolas. Uno de estos últimos incluyó el análisis en lisa y jaiba.

De los trabajos que identificaron las bacterias, tres llevaron a cabo el conteo además de la identificación y dos indicaron el porcentaje de muestras en que aislaron las especies.

Los trabajos realizados en el Golfo de México no presentaron los mismos enfoques y estrategias, los investigadores realizaron sus estudios en forma totalmente independiente. A pesar de esto, los resultados presentaron valores máximos de contenidos semejantes, los cuales fluc-

Tabla 1. Estudios realizados sobre contaminación microbiológica en el Golfo de México.										
Referencia	Estado	Identificación				Sustrato				Año de colecta
		Hasta grupo indicador	y conteo	Muestras con presencia (%)	Hasta género ó especie	Agua	Sed.	Org.	Tomas de agua potable	
Fariás y Camargo, 1981	Veracruz	X				X				1981
Hernández <i>et al.</i> , 1988	Veracruz		X		X	X				1987
Toledo <i>et al.</i> , 1988	Veracruz	X			X	X			X	1987
González <i>et al.</i> , 1988	Veracruz	X			X			X		1988
González y Ruiz, 1989	Veracruz				X	X		X		1987
Martínez, 1989	Veracruz	X				X	X			1988-1989
Maciel <i>et al.</i> , 1990	Veracruz	X				X	X		X	1989-1990
Ruiz <i>et al.</i> , 1990	Veracruz	X				X				1990-1991
Ramos, 1992	Veracruz	X				X				
Guzmán, 1995	Veracruz	X				X		X		1990
Barrera, 1995	Veracruz	X				X	X	X*		1987-1988
Barrera <i>et al.</i> , 1998	Veracruz	X				X	X	X		1994-1995
Barrera <i>et al.</i> , 1999	Veracruz	X				X	X	X		1994-1995
Quiñónez-Ramírez <i>et al.</i> , 2000	Veracruz	X		X	X			X**		1998
Rosas <i>et al.</i> , 1985	Veracruz Tabasco	X		X	X			X		1985
Rodríguez y Botello, 1987	Veracruz Tabasco	X	X		X	X	X		X	1982-1986
Botello, 1990	Veracruz Tabasco			X	X	X	X	X		1989-1990
Romero-Jarero y Rodríguez, 1982	Tabasco	X				X				1979-1980
Botello y Rodríguez, 1982	Tabasco	X	X		X	X	X			1980-1981
Rodríguez, 1986	Tabasco	X				X		X		
Sastre, 1990	Tabasco	X				X				1986
Rodríguez y Romero-Jarero, 1981	Campeche	X				X				1978
Romero-Jarero <i>et al.</i> , 1986	Campeche	X				X	X			1981-1982
Pica, 1988	Campeche	X				X	X	X		1985-1986
Rodríguez y Botello, 1988	Campeche	X				X	X			1985-1986

Sed.= Sedimentos; Org.=Organismos
Organismos implica análisis en ostión, excepto: X*= Almeja y X**= lisa (*Mugil cephalus*) y jaiba (*Callinectes sapidus*)

tuvieron entre 10^2 y 10^5 NMP/100 mL en agua y hasta 10^6 en sedimento.

En los resultados de estas investigaciones, frecuentemente se rebasaron los niveles permisibles en la legislación mexicana, situación que demuestra la necesidad de un manejo adecuado de las aguas residuales que descargan en las costas del Golfo de México.

El análisis gráfico (Fig. 1), indica que en la región de Coatzacoalcos se presentaron los valores de coliformes más elevados en agua, mientras que en sedimento (Fig. 2) los niveles más altos se registraron en la zona norte de Veracruz, (lagunas de Pueblo Viejo y Tamiahua) y en las lagunas costeras de Tabasco. En este estado se registraron también las concentraciones máximas de coliformes en ostión (Fig. 3), así como la cuantificación de patógenos en estos organismos (Fig. 4). También se realizó en este estado el análisis cuantitativo de patógenos en sedimento. En las referencias consulta-

das no se encontraron datos relativos a coliformes fecales en agua y sedimento en la región del centro de Veracruz. Sólo hay investigaciones sobre estreptococos fecales en el norte de Veracruz. Los Números Más Probables (NMP) presentados en este análisis gráfico incluyeron únicamente los registros más elevados. La comparación de estos debe hacerse con reservas debido a que los valores máximos obtenidos se relacionan con las diluciones llevadas a cabo en cada trabajo. Por otro lado, las técnicas estandarizadas de cuantificación, ya sea por NMP, o por Unidades Formadoras de Colonias (UFC), no dan resultados precisos del número de bacterias. Esto debe considerarse al enfrentarse con el análisis de los resultados de este tipo de investigación, ya que los microorganismos deben ser evaluados vivos y con capacidad de reproducción (APHA, 1995), no es posible evaluarlos de otra manera utilizando las técnicas aceptadas en la normatividad mexicana. La reproducción puede verse afectada por múltiples factores relacionados con la

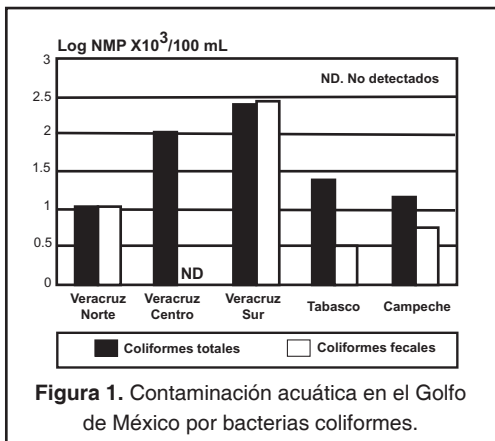


Figura 1. Contaminación acuática en el Golfo de México por bacterias coliformes.

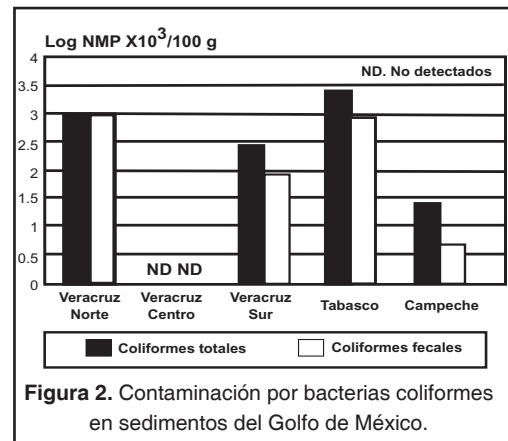


Figura 2. Contaminación por bacterias coliformes en sedimentos del Golfo de México.

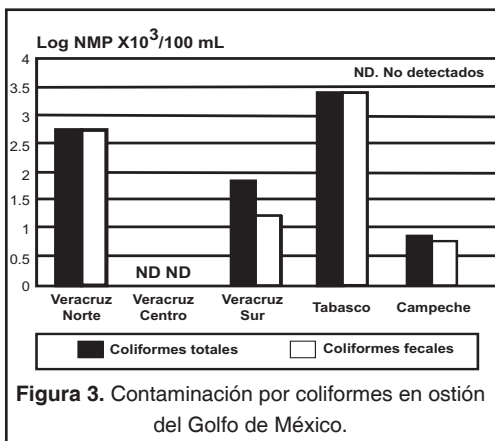


Figura 3. Contaminación por coliformes en ostión del Golfo de México.

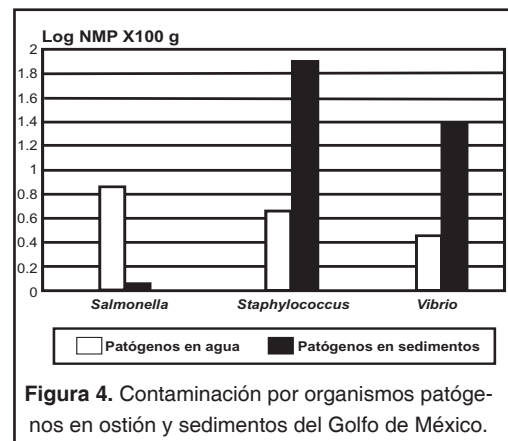


Figura 4. Contaminación por organismos patógenos en ostión y sedimentos del Golfo de México.

técnica, como por ejemplo: el tiempo de sembrado, la conservación de la muestra, la temperatura, el grupo o patógeno analizado, además de los factores de estrés en condiciones ambientales adversas. Es por esto que, a pesar de presentarse los resultados en órdenes de magnitud semejantes, no pueden realizarse comparaciones directas entre las diferentes investigaciones. Es importante enfatizar que los valores máximos pueden estar influenciados por las diluciones establecidas, de manera que no puede saberse a ciencia cierta si los niveles incluso pudieran ser mayores que los registrados como máximos.

Otro problema en el registro de datos microbiológicos es el uso de unidades semejantes para la cuantificación. Por ejemplo, el NMP/100 mL de muestra, es una unidad establecida para agua, donde generalmente la interpretación de los datos es sencilla, pero en el caso de evaluación de sedimentos, ostión y otros organismos, pueden presentarse problemas. El registro en sedimentos, que no se encuentra reglamentado, se reporta como NMP/100g y otros como NMP/g por los autores. En el análisis de ostión, sí existen normas de calidad sanitaria para su consumo y son reportadas en NMP/100mL, que involucra el análisis de un macerado de varios organismos, sin embargo, existen trabajos que llevaron a cabo el análisis por individuo o por gramo de tejido.

Las normas vigentes en México, reglamentan los niveles permisibles de coliformes totales, y en algunos casos de coliformes fecales para el agua destinada a diferentes usos. Actualmente, además de estos existen límites permitidos para diversos organismos que se extraen de las costas mexicanas, como ostiones, cefalópodos, gasterópodos y crustáceos (SS, 1995 y 1997). Sin embargo, a pesar de que ya se utilizan también otros indicadores, incluso patógenos, aún es necesario completar estas normas lo más detalladamente posible.

México ya tiene sistemas de monitoreo ambiental continuos en sus costas. Como ejemplo la SEMARNAT opera el programa de Vigilancia de Playas Limpias en conjunto con otras Secretarías como la de Turismo. El golfo presenta una acentuada contaminación bacteriológica, que resulta evidente a pesar de que los estudios realizados son escasos. Además

de los trabajos mencionados existen investigaciones que no se incluyeron en la presente recopilación por ser informes internos no citables o confidenciales. El monitoreo continuo y una mayor difusión de la información, permitiría generar bases de datos actualizadas y confiables sobre la calidad del agua, de manera que estas, con apoyo en la legislación ambiental permitirían proponer medidas realistas de control.

El agua que se consume en las poblaciones frecuentemente no tiene control sanitario y es usual la extracción de agua para consumo humano de depósitos a cielo abierto. Estos depósitos constituyen una importante o única fuente de agua para ciertos poblados rurales. Esta se toma de manera manual o se distribuye mediante tubería a las casas. Por otro lado, durante la época de lluvia, sube el nivel de los esteros, lo que implica la posibilidad que se mezclen aguas contaminadas con las destinadas a consumo humano, así como el arrastre de bacterias del suelo, situación que aumenta los problemas de salud, principalmente de enfermedades gastrointestinales, cuyas fuentes son difíciles de determinar.

En ocasiones el agua se extrae de pozos sin mantenimiento, lo que puede ser peligroso debido a que las aguas subterráneas pueden estar contaminadas con aguas residuales. Se han encontrado coliformes totales y fecales hasta a 9 m de profundidad y estreptococos fecales hasta a 28.9 m de profundidad. En ocasiones se han encontrado virus en el subsuelo, que se supone, pueden penetrar por percolación (Keswick, 1984).

Algunas regiones están particularmente afectadas por la contaminación fecal, como el área del río Coatzacoalcos, en donde resaltan los problemas relacionados con el crecimiento explosivo de centros urbanos que generan problemas de salud pública, derivados de ausencia de un manejo adecuado del agua, que a su vez inciden también en el deterioro ecológico y social.

Las escasas investigaciones llevadas a cabo en la región, así como las diferencias entre los enfoques de los autores, hacen necesario que exista un programa que coordine diferentes aspectos para establecer zonas prioritarias de estudio. Asimismo, deben seleccionarse los orga-

nismos indicadores idóneos para determinar la calidad del agua en zonas costeras. En términos generales se utilizan muy poco otros indicadores además de las bacterias coliformes. Estos podrían ser valiosos, como es el caso de las *Pseudomonas*. La mayoría de las especies del género *Pseudomonas* están ampliamente distribuidas en la naturaleza, por esta razón no se considera a este grupo como el indicador más adecuado para evaluar contaminación. Sin embargo, algunas especies son patógenas para plantas, un número muy pequeño es patógeno para anfibios, reptiles y peces, y únicamente *P. aeruginosa* es patógeno para el ser humano y los animales de sangre caliente; este organismo es responsable de un buen número de infecciones (Yoshpe-Purer y Golderman, 1987). Otro indicador con utilidad potencial es *Clostridium perfringens* que se encuentra en el suelo, agua y descargas de aguas residuales (Bonde, 1977). Los virus también podrían ser indicadores valiosos de la calidad del agua, su registro es independiente de la cantidad de bacterias. Conteos bajos de bacterias no garantizan una calidad sanitaria del agua adecuada en relación a la presencia de virus, en ocasiones su abundancia en aguas residuales presenta una relación inversamente proporcional a la abundancia de bacterias. También sería recomendable realizar el monitoreo de *Vibrio cholerae* serotipo O1 E1Tor en aguas residuales descargadas en el Golfo de México.

Es indispensable que las grandes poblaciones cuenten con sistemas de tratamiento para las aguas residuales antes de descargarlas en las zonas costeras. Estos son procedimientos con un costo elevado y generalmente se instalan en zonas muy pobladas. Las zonas rurales que no cuentan con estas medidas, requieren de un programa de educación ambiental con soluciones factibles y verdaderamente efec-

tivas. Este tipo de programas no puede realizarse en el corto plazo, ya que necesita de la participación de la población para mantener saludables las zonas costeras, sin embargo, se debe tener en cuenta que estas tienen poco acceso a servicios médicos y educativos, y además la población suele tener pocos recursos económicos y se encuentra dispersa.

La falta de planificación y el déficit de servicios han derivado en problemas crónicos de salud, siendo las enfermedades gastrointestinales todavía una de las principales causas de muerte en el país. La crisis económica y la evolución del gasto público en los años 1980s, mostraron un deterioro muy marcado en la inversión pública en el sector salud, disminuyendo del 2.5% de la inversión total en 1980, al 0.1% en 1987. Esta situación causó que la población se hiciera cargo en forma particular de las enfermedades como una responsabilidad individual (Lustig *et al.*, 1989). Posteriormente en los años 1990s los servicios de salud sufrieron un detrimento todavía mayor, muy evidente desde 1995. Este panorama no ha mejorado en el inicio del siglo XXI. Actualmente en México, la salud de la población depende del cuidado individual, así como del deficiente sistema de salud pública y los servicios relacionados, por lo que las políticas vigentes durante cada periodo de gobierno, son determinantes en la salud. Además depende de factores ecológicos ligados a las características genéticas y demográficas de la población y a las del ambiente de vida humano (San Martín, 1979).

El manejo integral del agua tiene repercusión directa en la salud humana y en los recursos relacionados con cuerpos acuáticos, este manejo es impostergable dado el nivel de contaminación microbiológica en el Golfo de México.

LITERATURA CITADA

- American Public Health Association (APHA), 1995.** Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters, 19th Ed. American Public Health Association, American Waterworks Association, Water Environment Federation. American Public Health Association, Washington, D.C. 1220 p.
- Aubert, M., P. Koch, y J. Garancher, 1969.** The diffusion of bacterial pollution in the sea, p. 793-809. *In*: S.H. Jenkins (Ed.) Advances in Water Pollution Research. Pergamon Press. N.Y. 946 p.
- Baross, J.A., F.J. Hanus, y R.Y. Morita, 1975.** Survival of human enteric and other sewage microorganisms under simulated deep-sea conditions. *Appl. Microbiol.*, 30 (2): 309-318.

- Barrera, E.G., 1995.** Contaminación exógena de origen fecal en la Laguna de Tamiahua, Veracruz y su influencia en tres especies de interés comercial. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología). Univ. Nal. Autón. México, 60 p.
- Barrera-Escorcía, G., I. Wong-Chang, A.S. Sobrino-Figueroa, X. Guzmán-García, F. Hernández-Galindo, y F. Saavedra-Villeda, 1998.** Estudio preliminar de contaminación bacteriológica en la Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, México. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 14(2): 63-68.
- Barrera-Escorcía, G., I. Wong-Chang, A.S. Sobrino-Figueroa, X. Guzmán-García, F. Hernández-Galindo, y F. Saavedra-Villeda, 1999.** Evaluación microbiológica de la laguna de Tamiahua, Veracruz, en el ciclo 1994-1995. *Hidrobiológica*, 9(2): 125-134.
- Bonde, G.T., 1977.** Indication of water pollution, p: 273-364. *In: M.R. Droop and H.W. Jannash (Eds.) Advances in Aquatic Microbiology. Vol.I. Academic Press. London, U.K. 378 p.*
- Borrego, J.J., F. Arrabal, A. Vicente, L.F. Gómez, y P. Romero, 1983.** Study of microbial inactivation in the marine environment. *J. Water Pollut. Control. Fed.*, 55(3): 297-302.
- Botello, A.V., y H.S. Rodríguez, 1982.** Niveles actuales de compuestos organoclorados, desechos industriales y coliformes en los sistemas lagunares costeros del Estado de Tabasco, p. 20-25. *In: Informe Final presentado a la Secretaría de Pesca del Estado de Tabasco. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Univ. Nal. Autón. México, 59 p.*
- Botello, A.V., 1990.** Impacto ambiental de los hidrocarburos organoclorados y de microorganismos patógenos específicos en lagunas costeras del Golfo de México. Informe Final OEA-Conacyt, Univ. Nal. Autón. México, 69 p.
- Dart, R.K., y R.J. Stretton, 1977.** Microbial Aspects of Pollution Control. Elsevier Scientific Publishing Co. N.Y. 265 p.
- Duff, D.C.B., D.L. Bruce, y N.J. Antia, 1966.** The bacterial activity of marine planktonic algae. *Can. J. Microbiol.*, 12 (5): 877-884.
- Farias, S.A., y S.F. Camargo, 1981.** Estudio Preliminar sobre la contaminación por bacterias coliformes en las aguas costeras del puerto de Veracruz, Ver. p. 661-674. *In: VIII Simposio Latinoamericano sobre Oceanografía Biológica. Acapulco, Guerrero, México, 759 p.*
- Flint, K.P., 1987.** The long-term survival of *Escherichia coli* in river water. *Jour. Appl. Bacteriol.*, 63: 261-270.
- Fujioka, R., C. Sian-Denton, M. Borja, J. Castro, y F. Morphew, 1999.** Soil: The environmental source of *Escherichia coli* and *Enterococci* in Guam's Streams. *J. Appl. Microbiol. Suppl.*, 85: 83S- 85S.
- Gauthier, J.M., 1980.** Poluciones bacterianas en el medio marino, p. 127-141. *In: J. M. Péres, J.M. (Ed.) La Polución de las Aguas Marinas. Ed. Omega. España. 247 p.*
- Gerba CH. P., y J.S. McLeod, 1976.** Effect of sediments on the survival of *Escherichia coli* in marine waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 32(1):114-120.
- González, A.S., C.A. Ruiz, y S.J. Medina, 1988.** Análisis bacteriológico del ostión *Crassostrea virginica* muestreado en el estero de Tecolutla, Ver. p. 80. *In: XIX Congreso Nacional de Microbiología. Asociación de Microbiología, Univ. Autón. N.L., México, 100 p.*
- González, A.S., y C.A. Ruiz, 1989.** Análisis bacteriológico del ostión y sus bancos de extracción en el estero Tecolutla, Ver., para su evaluación sanitaria, p. 92. *In: IX Coloquio de Investigación, ENEP-Iztacala, Univ. Nal. Autón. México, 105 p.*
- Guzmán, G.X., 1995.** Evaluación de la calidad sanitaria del ostión *Crassostrea virginica* de la laguna de Tamiahua, Ver. Tesis Profesional (Biología). Univ. Nal. Autón. México, 55 p.
- Hernández, M.J., M.M. Ruiz, y G.J. Atzin, 1988.** Evaluación de *Salmonella* y *Shigella* en la cuenca baja del río Coatzacoalcos, p. 80. *In: XIX Congreso Nacional de Microbiología. Asociación de Microbiología, Univ. Autón. N.L., México, 100 p.*
- Keswick, B.H., 1984.** Groundwater Pollution Microbiology, p. 49-64. *In: G. Bitton y C.P. Gerba (Eds.) J. Wiley & Sons. N.Y. 377 p.*
- Laws, E. A., 1981.** Aquatic Pollution. J. Wiley & Sons. N.Y. 482 p.
- Lustig, N., F. del Río, O. Franco, y E. Martina, 1989.** Evolución del Gasto Público en Ciencia y Tecnología. Academia de la Investigación Científica, A. C. Offset Setenta, S.A. de C.V. México. 46 p.
- Maciel, P.G., M. Vicencio, P. Martínez, G. Barrera, E. Ducoing, y P. Ramírez, 1990.** Contaminación bacteriana de los esteros La Laja y Cucharas de la laguna de Tamiahua, Ver., p. 38. *In: VIII Congreso Nacional de Oceanografía. Univ. Autón. Sin., México,*

- Martínez, F.M., 1989.** Influencia de mareas en las poblaciones bacterianas (coliformes y estreptococos fecales) del estero Milpas en las tres estaciones climáticas características de la laguna de Tamiahua, Ver. Informe final de Servicio Social. 23.15.014.88, Univ. Autón. Metropolitana. México, 76 p.
- Munro, P.M., M.J. Gauthier y F.M. Laumond, 1987.** Changes in *Escherichia coli* Cells starved in seawater or grown in seawater-was tewater mixtures. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53:1476-1481.
- Pica, G.Y., 1988.** Determinación de niveles de contaminación fecal en la laguna de Términos, Campeche, mediante la cuantificación de bacterias coliformes fecales y coprostanol (Dos métodos comparativos). Tesis Profesional (Biología). Univ. Nal. Autón. México, 57 p.
- Quiñónez-Ramírez, E.I., C. Vázquez-Salinas, F.F. Pedroche, L. Moreno-Sepúlveda, y O.R. Rodas-Suárez, 2000.** Presencia de los géneros *Vibrio* y *Salmonella*, y detección de coliformes fecales en almejas del Golfo de México. *Hidrobiologica*, 10(2): 131-138.
- Ramos, R.J.A., 1992.** Evaluación sanitaria por bacterias coliformes totales y fecales en el sistema lagunar de Alvarado, Ver. Tesis. Profesional (Biología). ENEP-Iztacala Univ. Nal. Autón. México, 73 p.
- Rodríguez, S.H., 1986.** Bacterias coliformes en el procesamiento de ostión (*Crassostrea virginica*) en Tabasco, México. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.*, 13(1): 445-448.
- Rodríguez Santiago, H., y A.V. Botello, 1987.** Contaminación enterobacteriana en la red de agua potable y en algunos sistemas acuáticos del sureste de México. *Contam. Amb.*, 3(1):37-53.
- Rodríguez, S.H., y A.V. Botello, 1988.** Resistencia múltiple a antibióticos en *Escherichia coli* aislada en la laguna de Términos, Campeche. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.*, 15(2):105-110.
- Rodríguez, S.H., y J. Romero-Jarero, 1981.** Niveles de contaminación bacteriana en dos sistemas-fluvio-lagunares asociados a la laguna de Término Campeche. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.*, 8(1): 63-68.
- Romero-Jarero, J., M.J. Ferrara-Guerrero, L. Lizárraga Partida, y H. Rodríguez Santiago, 1986.** Variación estacional de las poblaciones enterobacterianas en la laguna de Términos, Campeche, México. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.*, 13(3): 73-86.
- Romero-Jarero, J., y S.H. Rodríguez, 1982.** Niveles actuales de contaminación coliforme en el sistema lagunar del Carmen-Machona, Tabasco. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.*, 9(1): 121-126.
- Rosas, I., A. Yela, y A. Baez, 1985.** Bacterias indicadoras de contaminación fecal en ostión (*Crassostrea virginica*) durante su desarrollo y procesamiento en el mercado. *Contam. Amb.*, 1: 51-64.
- Ruiz, C.A., L.R. Chávez, y M.J. Montoya, 1990.** Detección prospectiva de contaminación fecal en la laguna de Alvarado, Ver., p. 90. *In: X Coloquio de Investigación ENEP-Iztacala*, Univ. Nal. Autón. México,
- San Martín, H., 1979.** Ecología Humana y Salud. El Hombre y su Ambiente. Ediciones Científicas. La Prensa Médica Mexicana. México. 232 p.
- Sastre, R.L., 1990.** Evaluación de la calidad bacteriológica del agua de la laguna de las Ilusiones, Villahermosa, Tabasco, México. Tesis Profesional (Biología). Univ. Veracruzana. México, 141 p.
- Secretaría de Salud (SS). 1995.** Norma Oficial Mexicana NOM-031-SSA1-1993. Bienes y Servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Diario Oficial de la Federación, México. Marzo 6, 22 p.
- Secretaría de Salud (SS), 1997.** Norma Oficial Mexicana NOM-129-SSA1-1995 Bienes y Servicios. Productos de la pesca: secos-salados, ahumados, moluscos, cefalópodos y gasterópodos frescos-refrigerados y congelados. Disposiciones y especificaciones sanitarias. Diario oficial de la Federación, México.
- Toledo, A., A.V. Botello, M. Cházaro, M. Herzig, L. Bosada, M. Páez, A. Báez, F. Contreras, y H. Rodríguez, 1988.** Energía, Medio Ambiente y Desarrollo, Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos 15. Ed. Centro de Ecodesarrollo. México. 382 p.
- Vaccaro, R.F., M.P. Brigs, C.L. Carcy y B.H. Ketchum, 1950.** Viability on *Escherichia coli* in sea water. *Am. J. Pub. Health.*, 40: 1257-1266.
- Wood, P.C., 1979.** Public health aspects of shellfish from polluted waters. *In: A. James and L. Evison (Eds.) Biological Indicators of Water Quality.* J. Wiley & Sons. G.B. 528 p.
- Yoshpe-Purer, Y., y S. Golderman, 1987.** Occurrence of *Staphylococcus aureus* and *Pseudomonas aeruginosa* in Israel coastal water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53(5): 1138-1141.

Guzmán-García, X., G. Barrera Escorcía, e I. Wong Chang, 2005. Efectos del almacenamiento en la calidad sanitaria del ostión *Crassostrea virginica* (Gmelin) de la laguna de Tamiahua, Veracruz, p. 525-534. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Efecto del Almacenamiento en la Calidad Sanitaria del Ostión *Crassostrea virginica* (GMELIN) de la Laguna de Tamiahua, Veracruz

31

**Xochitl Guzmán-García ¹, Guadalupe Barrera Escorcía ²
e Irma Wong-Chang ²**

¹ Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

² Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

RESUMEN

La contaminación bacteriológica en ostión está influenciada por las condiciones de manejo comercial, el estado fisiológico del organismo, por la calidad del agua donde este se desarrolla y por diversos factores del medio que pueden aumentar o disminuir el proceso de acumulación de microorganismos. El objetivo de este estudio fue evaluar los contenidos de bacterias coliformes (CF) y estreptococos fecales (EF) en *Crassostrea virginica* relacionándolos con algunos parámetros fisicoquímicos y el almacenamiento comercial durante un ciclo anual. Se utilizó la técnica de tubos múltiples de fermentación para la determinación del Número Más Probable (NMP) de CF y EF en ostión, agua y sedimento. El análisis bacteriológico fue individual en los organismos y se realizó antes de transcurrir 24 h desde su colecta, a las 72 h y 120 h de almacenamiento. Se comprobaron cambios significativos en las concentraciones de bacterias en ostión a las 120 h de almacenamiento ($p < 0.05$), así como variación en los contenidos de bacterias dependiendo de la estación climática ($p < 0.05$). La calidad sanitaria del ostión rebasó los límites establecidos para su consumo después de las 120 h de almacenamiento (3023 NMP CF/g) en todas las colectas, determinándose los valores más altos en la estación de lluvias (739 CF/g y 1273 EF/g). Las CF en el agua, no presentaron correlación significativa con las concentraciones de CF en ostión; pero los contenidos de EF si la presentaron ($r = 0.91$).

ABSTRACT

Bacteriological pollution in oysters is affected by the market process, the organism physiological condition, the water sanitary quality and several environmental factors, that can increase or decrease the accumulation process of microorganisms. The objective of this study was to evaluate faecal coliforms (FC) and faecal streptococci (FS) contents in *Crassostrea virginica* and its relationship with other physicochemical parameters, as well as, the storage effect during an annual cycle. Multiple fermentation tubes technique was employed to determine the most probable number (MPN) of FC and FS in oysters, water and sediment. Bacteriological analysis was individual and the process was applied before 24 h, after sampling, at 72 h and 120 h of storage. Significant changes were observed in the oyster contents at 120 h of storage ($p < 0.05$), as well in the

rainy season ($p < 0.05$), obtaining the highest values during this season (739 FC/g y 1273 FE/g). The oyster surpassed the permissible limits for consumption after 120 h of storage 3023 (MPN CF/g). The FC in water did not showed correlation with the oyster bacterial concentration, but FE showed a direct and significant correlation with water ($r = 0.91$).

INTRODUCCIÓN

El ostión *Crassostrea virginica* es un recurso de gran valor económico y alimenticio, cuya calidad sanitaria se ve afectada por las características del agua donde se cultiva y por su inadecuado manejo comercial (Rosas *et al.*, 1985). Cuando esta calidad ha sido deteriorada, el ostión no cubre los requerimientos microbiológicos necesarios para la exportación (Bardach *et al.*, 1992).

La relación entre la contaminación de áreas de cultivo de ostión y la incidencia de diarreas ha sido ampliamente demostrada (FDA, 1992), y se origina porque bacterias del grupo coliforme, así como otras, pueden retenerse en el ostión durante su alimentación, ocasionando que éste se convierta en posible vector de enfermedades (Volterra *et al.*, 1980).

En varios países se tienen registrados brotes de infecciones por consumo de ostión (Rodríguez y Fernández, 1968; Goyal *et al.*, 1979; Pelczar *et al.*, 1982; Pontefract *et al.*, 1993). En México no existe una estadística específica al respecto, sin embargo, se contemplan criterios microbiológicos para el control de la calidad de este recurso (DOF, 1995).

La determinación de bacterias coliformes fecales (CF), constituye un buen elemento para evaluar la calidad sanitaria debido a que el grupo implica la posible presencia de patógenos (Hernández y Vargas, 1993). Los estreptococos fecales (EF) también se utilizan como indicadores de contaminación fecal animal, y recientemente algunas otras bacterias se han propuesto como indicadoras de contaminación (Rodopoulou y Papapetropoulou, 1992).

Los estudios previos sobre calidad bacteriológica del ostión en México, corroboran que existen niveles superiores a los establecidos en la norma, en organismos colectados en las lagunas Tamiahua (Rosas *et al.*, 1985) y Tecolutla en el estado de Veracruz (González *et al.*, 1988), Carmen-Machona en Tabasco

(Rodríguez, 1986) y laguna de Términos en Campeche (Romero y Rodríguez, 1982). Los factores que pueden estar asociados con esta forma de contaminación son: la recolección en zonas prohibidas, el almacenamiento a temperaturas inadecuadas, el prolongado tiempo entre su colecta y su distribución, la ausencia de lavado antes de abrir el ostión, la manipulación por personas con malos hábitos higiénicos y la exposición al ambiente una vez sacados de su concha (González *et al.*, 1988; Rosas *et al.*, 1985).

El método de almacenamiento de ostión que se utiliza en la zona del Golfo de México, generalmente consiste en el transporte de los organismos en seco y a temperatura ambiente hasta los centros de distribución comercial, transcurriendo varias horas o incluso días hasta el punto de destino. Esta situación es contraria a lo que prevé la Norma Oficial Mexicana para moluscos frescos, refrigerados y congelados (Secretaría de Salud, 1994) que ordena para la conservación y transporte de este molusco una temperatura menor de 7.2°C.

En los centros de abasto se mantiene en las bodegas sin ninguna refrigeración por lo menos 3 días y después de este período se empieza a desconchar el producto. Los moluscos son organismos filtradores, que concentran bacterias al pasar al tracto digestivo. Existen evidencias que demuestran que los procesos digestivos no inactivan a estos organismos, de manera que el ostión puede llegar a contener gran cantidad de estas bacterias, provenientes de muchos litros de agua filtrada (Priour *et al.*, 1990).

Las precarias condiciones de comercialización en México, facilitan que se presenten padecimientos intestinales en áreas geográficamente retiradas del sitio de extracción, por consumo de ostión contaminado (Rodríguez y Fernández, 1968).

La concentración de los microorganismos en el ostión es altamente variable y depende de diversos factores extrínsecos e intrínsecos. En los últimos años se le ha considerado como un agente biológico idóneo de monitoreo, ya que integra muchos efectos de diversos factores en espacio y tiempo, aportando información valiosa sobre la calidad sanitaria del medio que habitan. Entre las características que determinan que los moluscos bivalvos sean utilizados para estos fines, destacan: el ser organismos sedentarios, fáciles de monitorear y el hecho de que su hábito alimenticio sea por filtración, de manera que proveen evidencias del estado ambiental de un área (Pelczar *et al.*, 1982).

En la laguna de Tamiahua, Veracruz, una de las especies de mayor volumen de captura es el ostión *Crassostrea virginica*. Este estado es el primer productor del país y la laguna mencionada representa la zona de mayor extracción de este recurso (Secretaría de Pesca, 1990). Debido a esto, se planteó como objetivo general de este trabajo evaluar la calidad sanitaria del ostión (*Crassostrea virginica*) de la laguna de Tamiahua y relacionarla con algunos factores ambientales y de almacenamiento comercial durante un ciclo anual.

ÁREA DE ESTUDIO

La Laguna de Tamiahua (Fig.1) se localiza en la porción occidental de las costas del Golfo de México, en el estado de Veracruz, entre las coordenadas 21°06' y 22°05' de latitud norte y los 97°23' y 97°46' de longitud oeste; la limitan, al norte el río Pánuco y al sur el río Tuxpan (Contreras, 1993). Es por su extensión, la tercera más grande del país y una de las más estudiadas (Castañeda y Contreras, 1994). Existen tres estaciones climáticas fácilmente distinguibles que son: sequía (marzo a junio), lluvia (ju-

lio a octubre) y nortes (noviembre a febrero); en esta última prevalecen fuertes vientos (Sevilla y Ramírez, 1965). Recibe descargas de numerosos ríos, entre los que se encuentran: la Laja, Cucharas, Carbajal, San Jerónimo, Tancochín, Tampache, la Cienega y Milpas. Debido a la gran cantidad de especies comerciales que posee esta laguna, el estado de Veracruz se encuentra entre los cuatro primeros lugares en relación a la explotación pesquera.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos se realizaron en las 3 temporadas climáticas predominantes de la laguna de Tamiahua. En la estación de lluvias se llevaron a cabo dos colectas, una al inicio y otra al final de la temporada. Los ostiones fueron extraídos del banco ostrícola situado frente a la ciudad de Tamiahua. En cada ocasión se colectaron 30 ejemplares de ostión, los cuales se transportaron en seco en bolsas denominadas arpillas, como comercialmente se realiza. Los ejemplares fueron analizados individualmente en lotes de 10 organismos antes de que transcurrieran 24 horas desde su colecta, así como a las 72 y 120 h, con el fin de evidenciar la influencia del almacenamiento sobre los contenidos de bacterias. Paralelamente se colectaron con recipientes estériles muestras de agua superficial así como muestras de sedimento asociado al ostión, las cuales fueron transportadas en hielo a 4°C.

Se registraron *in situ* los siguientes parámetros fisicoquímicos: temperatura ($\pm 0.5^\circ\text{C}$) y oxígeno disuelto ($\pm 0.5 \text{ mgO}_2/\text{L}$), con un oxímetro YSI 54 ARC, pH con un potenciómetro digital (Corning 0.05) y profundidad con un disco de Secchi ($\pm 0.50 \text{ cm}$).

En el Laboratorio, los ejemplares fueron lavados y el tejido extraído en condiciones asépticas siguiendo las recomendaciones indicadas por Rosas *et al.* (1985) y APHA (1989). Las muestras individuales fueron aforadas a 50 mL con buffer fosfatado pH 7 y homogeneizadas por 60 segundos a 14000 rpm (Thatcher y Clark, 1973).

Para la siembra de las muestras de ostión y sedimento, se hicieron diluciones al 1.0%, 0.1% y 0.01% y en las muestras de agua, 100%, 10% y 1.0%. La determinación de CF se realizó

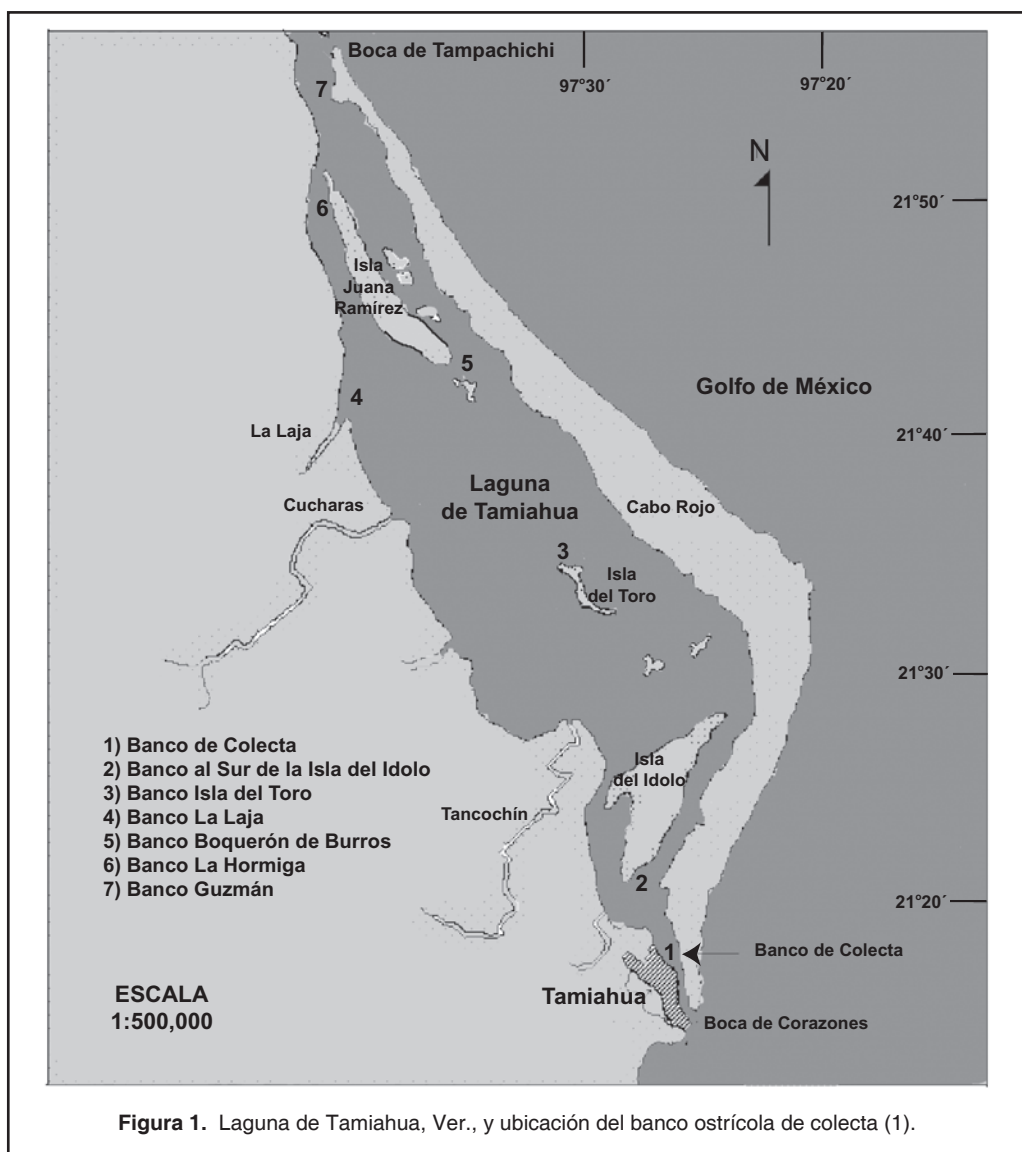


Figura 1. Laguna de Tamiahua, Ver., y ubicación del banco ostrícola de colecta (1).

en caldo lactosado incubado a 35°C, con conteos de los tubos con presencia de gas a las 24 y 48 h. Los tubos positivos fueron inoculados en el medio confirmativo EC (*Escherichia coli*) e incubados a 44°C con conteos a las 24 y 48 h. Para la determinación de EF, se utilizó caldo Azida-dextrosa con incubación a 37°C, los conteos se realizaron a las 24 y 48 h y la resiembra de los tubos positivos se realizó en caldo púrpura de Bromocresol-Azida, incubado también a 37°C con conteos a las 24 y 48 h.

Se calculó el NMP mediante la fórmula propuesta por APHA (1989). Para ostión se consideró el volumen total homogenizado que, de

acuerdo con Volterra *et al.* (1983), permite calcular las bacterias por gramo.

La calidad sanitaria del ostión se determinó con base en los límites indicados en la norma de la Secretaría de Salud (1995) que indica que los moluscos bivalvos frescos, refrigerados y congelados deberán tener un límite máximo de 230 NMP de bacterias CF/100 g de ostión. Se consideran no satisfactorias las muestras cuando exceden de un NMP de 330 CF/100 g (Vargas y Lizarraga-Partida, 1993).

Para evaluar el grupo de EF, el cual no se incluye en las normas mexicanas, se utilizó

la norma francesa que establece como límite máximo permisible en moluscos bivalvos 2500 NMP EF / 100 g (Prieur *et al.*, 1990).

La calidad del agua requerida para cultivo de ostión (240 NMP CF/ 100 mL) se estableció de acuerdo al DOF (2003).

El factor de acumulación de bacterias en ostión se determinó como:

$$A = Ba / Bw$$

Donde, Ba es el nivel de bacterias por gramo de ostión y Bw es el nivel de bacterias por mL

del agua donde se desarrollan los moluscos (Cabelli y Hefeernan, 1970).

Se obtuvo la relación entre los contenidos de bacterias en ostión con la morfometría (longitud y el peso), así como con los parámetros físico-químicos registrados de la laguna.

El análisis estadístico se realizó con pruebas no paramétricas para comparar las concentraciones de bacterias de los diferentes días y estaciones climáticas, con un límite de confianza del 95%, utilizando la prueba de Kruskal-Wallis y las correlaciones se establecieron mediante la prueba de Spearman (Steel y Torrie, 1988)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Calidad Sanitaria

Las concentraciones de bacterias coliformes en ostión al momento de la colecta indicaron valores mayores a los del Límite Máximo Permitido (LMP), únicamente al principio de la estación de lluvias y estas representaron el 40% de las muestras. Se determinaron niveles promedio de 739 NMP CF/g. Ninguna muestra excedió las normas en los organismos recién colectados en las colectas restantes. Sin embargo, en el agua, la concentración más alta de bacterias CF (1519 NMP CF/100 mL) se encontró en la estación de secas.

El grupo de EF mostró medias geométricas mayores de 1000 NMP/g en el primer día de análisis. En este caso, el 20 % de las muestras presentó mala calidad sanitaria al inicio de la estación de lluvias, pero no se rebasaron los límites en las colectas siguientes, mientras que en el agua este grupo solo se registró al principio de la estación de lluvias con 572 NMP/ 100 mL.

Efecto del Almacenamiento

Los organismos que conformaron los lotes tuvieron una longitud promedio de 6.7 ± 0.08 cm y un peso de 12.6 ± 0.17 g. No se encontró asociación entre las características morfométricas y los contenidos de bacterias.

La comparación de la calidad de los organismos recién colectados con los almacenados permitió evidenciar que se presentó fluctuación en la densidad de bacterias (Fig. 2). Las bacterias CF determinadas al inicio de la estación de lluvias tuvieron un incremento significativo con el tiempo de almacenamiento ($p < 0.05$). El 70% de los que contaban con 120 h de almacenamiento rebasaron las normas y alcanzaron medias geométricas de 3023 NMP CF/g.

Las concentraciones de EF no sufrieron cambios significativos en los días de almacenamiento. A pesar de que el 20% de las muestras recién colectadas rebasó la norma al inicio de la estación de lluvias, además las muestras con 72 h de almacenamiento rebasaron las normas para EF apenas en un 10%. A las 120 h de almacenamiento se registraron 30% de muestras

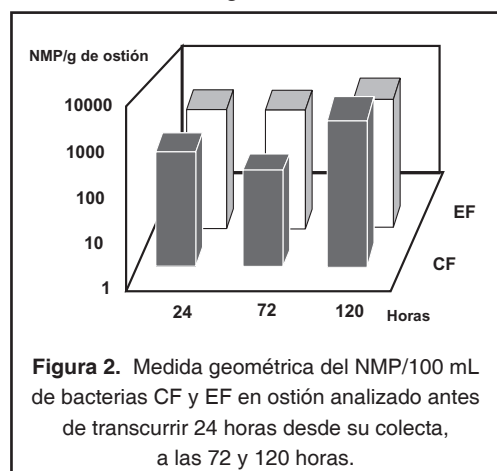


Figura 2. Medida geométrica del NMP/100 mL de bacterias CF y EF en ostión analizado antes de transcurrir 24 horas desde su colecta, a las 72 y 120 horas.

con un promedio de 4014 NMP EF/g. Sin embargo, se consideró que existió una considerable correlación de ambos grupos de bacterias en el ostión, $r = 0.65$ ($p < 0.05$), lo cual confirma su presencia simultánea.

Debe tomarse en cuenta que la normatividad mexicana, así como diferentes estudios, indican que la calidad sanitaria se analiza a partir de un homogenizado de 100 g de músculo, el cual se alcanza con cierto número de organismos (Hussong *et al.*, 1981; Rosas *et al.*, 1985; Rodríguez, 1986; Diario Oficial, 1987; González *et al.*, 1988; APHA, 1989; FDA, 1992; Curmier *et al.*, 1993). Sin embargo, algunos trabajos han utilizado diferentes cantidades: 10 ó 20 organismos, 25 g e incluso diferentes diluyentes y diluciones. Estas variantes aparentemente no afectan los resultados (Volterra *et al.*, 1980). En esta investigación se optó por sustituir el análisis del homogenizado, por el individual, para facilitar la interpretación relacionada con el proceso de acumulación como consecuencia del proceso de almacenamiento.

Al inicio de la época de lluvias el factor de acumulación en los cinco días de almacenado se incrementó de 32 a 3003 en el caso de CF y de 13 a 1016 en el caso de EF. Estos factores superaron los índices de enriquecimiento en bivalvos con respecto al agua de cultivo mencionados por Perkins *et al.* (1980), que indican como altos niveles de bioacumulación, incrementos que van de 3 a 16 para CF y de 10 a 20 para EF.

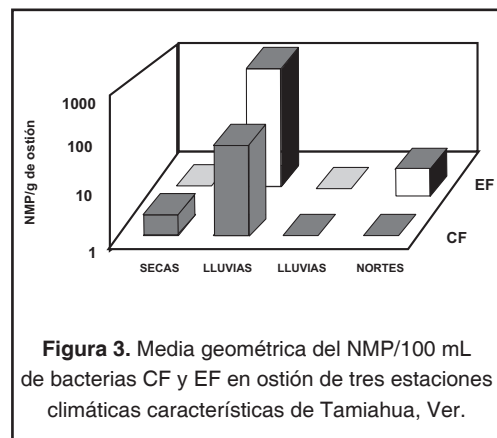
Las concentraciones de bacterias obtenidas en ostión con menos de 24 h de almacenamiento, dependen de la eficiencia en el mecanismo de acumulación y depuración, así como de las bacterias presentes en el medio en que se desarrolla (Prieur *et al.*, 1990).

La acumulación de bacterias es un hecho puntual y si bien, puede en algunas ocasiones reflejar los cambios ambientales, puede también depender de la frecuencia de los aportes de agua residual. De manera que la concentración de bacterias acumuladas en estos organismos, podría corresponder a una concentración anterior en agua más contaminada; esto origina que en ocasiones no exista una relación directa o bien que sea mínima la relación agua-ostión. En esta investigación la correlación ob-

tenida entre las CF en ostión y agua fue baja ($r = 0.34$; $p < 0.05$) y alta, $r = 0.91$, para EF. La estrecha relación de los contenidos de EF en el ostión, con los registrados en agua, parece indicar que el ostión puede retener estas bacterias más fácilmente que a las CF. La mayor acumulación de EF en bivalvos, también puede deberse a una mejor adaptación de este grupo a las condiciones hostiles encontradas en el tracto digestivo de los moluscos, toda vez, que se ha demostrado una mayor resistencia de los EF a varios factores ambientales, respecto a las coliformes (Plusquellec *et al.*, 1983). Es por estos motivos que EF es un grupo importante como indicador complementario de contaminación fecal en el ostión (Prieur *et al.*, 1990).

Además de los aportes de agua residual, la presencia y permanencia de ambos grupos de bacterias en el ambiente se ha asociado a variaciones estacionales. En el presente estudio, en la época de secas, sólo el 20% de las muestras presentaron concentraciones menores cuya media geométrica fue de 41 NMP CF/100 mL, de hecho al final de las épocas de lluvias y nortes este grupo no fue detectado. Análogamente, las concentraciones de EF fueron menores de 31 NMP/100 mL en el 10% de las muestras y sólo fueron determinadas en la época de nortes. En contraste, durante el inicio de la estación de lluvias las concentraciones de ambos grupos fueron superiores a las de otras estaciones climáticas ($p < 0.05$), resultado que puede apreciarse en la figura 3. De manera que se presentó una significativa variación estacional de las bacterias en ostión.

Esta variación ha sido señalada por otros autores, en diferentes sitios del Golfo de México, y



han encontrado que los moluscos y el agua de intervalvas presentan mayor número de CF durante los meses de junio, julio y agosto y menor concentración durante septiembre y noviembre estos sitios, incluyen la laguna de Tamiahua (Volterra *et al.*, 1983; Watkins y Cabelli, 1985; Ruple y Cook, 1992, Barrera *et al.*, 1998 y 1999), de manera que se corrobora que existe mayor probabilidad de contraer enfermedades asociadas con la ingestión de mariscos contaminados al inicio de la estación de lluvias.

En relación a los parámetros fisicoquímicos registrados durante las colectas, cuyos valores promedio fueron: temperaturas entre 20 y 31°C, el oxígeno disuelto entre 6.9 y 8.4 mg/L, y el pH entre 5 y 8.3; se encontró una relación directa entre las concentraciones de CF y el oxígeno disuelto ($r=0.63$ $p < 0.05$), mientras que los EF se relacionaron con el pH y la temperatura ($r=0.77$ $p < 0.05$). Del mismo modo, estos parámetros también variaron de manera directa con las concentraciones de EF en ostión, obteniéndose un coeficiente de correlación de $r=0.78$ en el caso del pH; y $r=0.63$, en el caso de la temperatura. En contraste, la concentración de CF en ostión sólo se asoció directamente con la temperatura ($r=0.54$). También pudo apreciarse que la concentración de EF en el agua ($r=0.81$) y en el ostión ($r=0.78$) presentaron un incremento con respecto a la profundidad. Las muestras fueron extraídas de sitios con profundidad entre 1 y 3 m, siendo en esta última donde se obtuvieron las mayores concentraciones de bacterias EF.

Las elevadas concentraciones de bacterias al inicio de las lluvias, podrían estar asociadas al aumento del volumen de agua en la red de alcantarillado, que incorpora microorganismos fecales y materia fecal humana, además de los aportes de origen animal y humano, que son arrastrados por el agua de lluvia proveniente del área urbana, agrícola y ganadera a través de escorrentías (López, 1990). Los aportes de estas bacterias pueden ser posteriormente dispersados por las corrientes de agua de la laguna, desapareciendo en un período de tiempo que es variable y que depende de diversos factores que incluyen: la mezcla con el agua de mar, las condiciones fisicoquímicas del medio, la dinámica de las corrientes, los vientos y las mareas (Romero y Rodríguez, 1982).

El deterioro de la calidad sanitaria, asociada al tiempo de almacenamiento coincidió con lo indicado por Boury y Borde (1964), quienes registraron bajas fluctuaciones en la densidad de bacterias en ostión almacenado de 2 a 3 días y un posterior y significativo incremento al prolongarse el período de almacenamiento. Estos autores consideraron que la temperatura influye de manera importante. Pero otros factores, relacionados con la biología de estos organismos pueden estar asociados, como es el caso de cierre de valvas. *C. virginica* puede mantener sus valvas cerradas cierto tiempo y retener la humedad, lo que prolonga su supervivencia y la de los microorganismos que se encuentran acumulados (Prieur *et al.*, 1990). Con, el almacenamiento prolongado de los bivalvos, aumenta el estrés fisiológico, situación que puede facilitar el incremento bacteriano que se observa posteriormente a las 72 h.

Por otro lado el grupo EF no se utiliza frecuentemente como indicador sanitario, debido a su mayor resistencia y a que su presencia no guarda necesariamente relación con las bacterias patógenas. Sin embargo, este grupo incluye también especies patógenas para el hombre y animales (Austin y Allen, 1985; Braude *et al.*, 1984). Además, generalmente se encuentra en todas las muestras que contienen CF (Plusquellec *et al.*, 1983), ya que algunos miembros están presentes normalmente en las heces de los mamíferos (Thatcher y Clark, 1973). Una alta correlación directa entre los dos grupos indicadores evaluados, ha sido observada también en diversos estudios epidemiológicos lo que ha permitido sugerir que los EF son tan buenos indicadores como los CF; este grupo, ha sido incluido en las evaluaciones de calidad del agua de Estados Unidos, Canadá, Australia y Nueva Zelanda (Sinton *et al.*, 1994), sin embargo en México no están considerados.

Los resultados y los argumentos presentados, permiten recomendar el uso de EF en la evaluación de la calidad sanitaria del ostión, a pesar de que aún no se consideren en la legislación mexicana. Cabelli y Heffernan (1971), señalan que la acumulación de bacterias en el ostión es un hecho integrado en el tiempo y que depende de la duración del período de contaminación. Se ha demostrado que dicho proce-

so, es independiente de la concentración en el medio en un período de 6 a 48 h. Los diferentes niveles de contaminación en moluscos bivalvos se deben a las concentraciones en el medio, así como al tiempo en que los ostiones acumulan, además de los factores que afectan dicho proceso, todo lo cual consecuentemente genera las diferencias registradas en el factor de acumulación observado por diferentes autores (Sevilla y Ramírez, 1965; Wood, 1961; Wood, 1979).

La relación de las CF en el agua, con el oxígeno disuelto, coincide con lo reportado por Romero y Rodríguez (1982), quienes registraron altas concentraciones de estas bacterias en áreas donde el contenido de oxígeno disuelto era alto. Las concentraciones de EF en el agua parecen ajustarse mejor a los cambios de pH y temperatura, según Curtis *et al.* (1992) y Sinton *et al.* (1994). Estos autores indican que las altas temperaturas pueden actuar sinérgicamente con el pH, ocasionando que bacterias del grupo CF se vean inactivadas al dañarse su membrana citoplasmática. En contraste, el grupo de EF ha mostrado menor susceptibilidad a la acción sinérgica del pH y la temperatura, así como a la depredación por protozoarios, los cuales aparentemente, consumen las distintas especies de bacterias con diferente eficacia (Curtis *et al.*, 1992).

Además, la asociación encontrada, el grado de contaminación en el ostión, el pH y la temperatura, pudo depender de la actividad alimenticia. El pH tiene influencia en el proceso de alimentación de estos organismos, los cuales se desempeñan en condiciones óptimas entre 6 a 8.5 unidades de pH, valores por debajo o por encima de los cuales detienen el proceso de filtración (Secretaría de Pesca, 1988). Así, aunque en la estación de secas se registró una gran cantidad de CF (1519 NMP) en el agua,

el pH fue de 5, lo que pudo limitar la incorporación de bacterias en los organismos. En general, los valores de la temperatura (20 a 31°C) y de oxígeno disuelto (> 5.0 mg/L) registrados durante las colectas, se encontraron dentro de los intervalos señalados como óptimos para el desarrollo de ostión (Bardach *et al.*, 1992; Environmental Protection Agency, 1973).

El ostión del banco ubicado frente a la ciudad de Tamiahua presentó mala calidad sanitaria, por el contenido de CF únicamente al inicio de la estación de lluvias. Los límites no se rebasaron para EF.

El método de almacenamiento tradicionalmente utilizado en el manejo del ostión de la laguna de Tamiahua, desde su extracción hasta su comercialización, favorece el incremento de bacterias CF después de las 72 h, debido a que diversos factores actúan simultáneamente. Estos incluyen la concentración de bacterias *in situ*, la ausencia de refrigeración y el tiempo transcurrido desde la extracción hasta la adquisición por el consumidor.

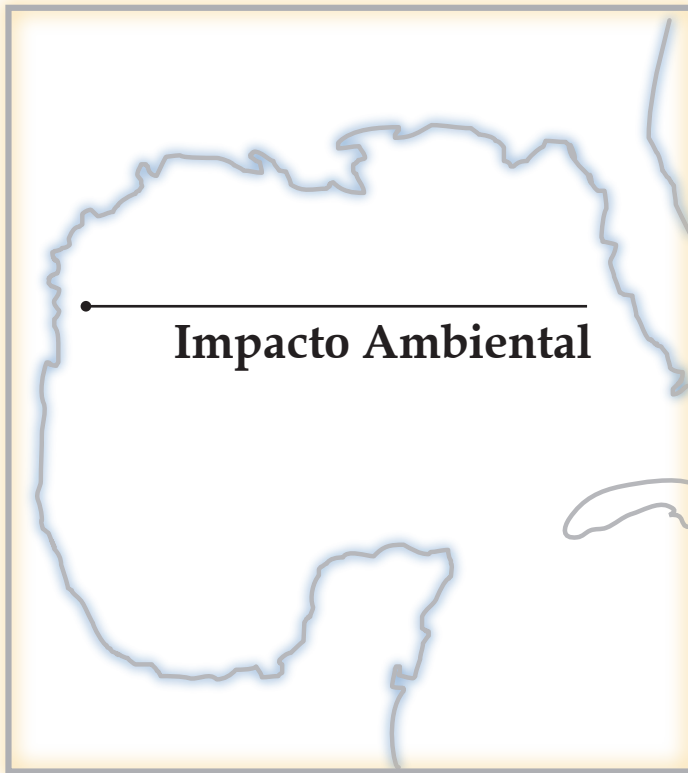
Si bien el grupo EF no demostró incremento significativo por el almacenamiento, las bacterias en el agua y en el ostión presentaron buena correlación, lo cual corrobora la utilidad de ambos grupos como indicadores de contaminación microbiológica. La elevada correlación entre los contenidos de ambos grupos dentro de los organismos durante el almacenamiento, apoya la utilidad del grupo EF como indicador, independientemente de que el almacenamiento no incrementara significativamente sus concentraciones. Además, este grupo presentó mayor correlación con el pH y la temperatura que son factores determinantes en los procesos fisiológicos, tanto del ostión como del grupo EF.

LITERATURA CITADA

- Austin, B. y D. Allen-Austin, 1985.** A review bacterial pathogens of fish. *Jour. Appl. Bacteriol.*, 58: 483 - 506.
- American Public Health Association (APHA), 1989.** Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. 15ª ed. Diaz de Santos, S.A., Madrid, España, 1139 p.
- Bardach, J., J. Ryter, y W. Clarney, 1992.** Acuicultura. AGT Editor, México. 739 p.
- Barrera, E. G., I. Wong-Chang, S. Sobrino, F., X. Guzmán-García, F. Hernandez, G. y F. Saavedra, 1998.** Estudio preliminar de contaminación microbiológica en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, México. *Contam. Amb.*, 14(2): 63-68.

- Barrera, E. G., I. Wong-Chang, S. Sobrino, F., X. Guzmán-García, F. Hernandez, G. y F. Saavedra, 1999.** Evaluación microbiológica de la laguna de Tamiahua, Veracruz, en el ciclo 1994-1995. *Hidrobiologica*, 9(2): 125-134.
- Boury, M. y J. Borde, 1964.** La contamination bacterienne des coquillages. *Pollut. Mar. Micro. Prod. Petrol. Symp. Monaco. CIESM.*: 277-284.
- Braude, A., Ch. Davis y F. Joshua, 1984.** Microbiología Clínica. Ed. Panamericana, México. 909 p.
- Cabelli, V. y W. Heffernan, 1970.** Accumulation of *Escherichia coli* by the Northern Quahaug. *Appl. Microbiol.*, 19: 239 - 244.
- Cabelli, V. y W. Heffernan, 1971.** Elimination of bacteria by the Northern Quahaug; Variability of the response of individual animals and development of criteria. *Proc. Nat. Shellfish Assoc.*, 61: 102-108.
- Castañeda, O. L. y F. E. Contreras, 1994.** Bibliografía comentada sobre ecosistemas costeros mexicanos. Vol III: Golfo de México I. (De Tamaulipas a Veracruz). CO-NABIO/ UAM- I / CDELM. México, 615 p.
- Contreras, E. F., 1993.** Ecosistemas Costeros Mexicanos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, UAM-I. México, pp. 153-155.
- Curmier, A., S. Chiason y A. Leger, 1993.** Comparison of maceration and enumeration procedures for aerobic count in selected seafoods by standard method petrifilm, Redigel and Isogrid. *J. Food Protection*, 56 (3): 249 - 251.
- Curtis, T., M. Ducan y A. Silva, 1992.** Influence de pH, oxigen and humic substances on ability of sunlight to damage fecal coliforms in water stabilization pond water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 50 (2): 1335 - 1343.
- Diario Oficial de la Federación, 1987.** Norma Oficial Mexicana para la Detección y Enumeración de Organismos Coliformes, Organismos Coliformes Termotolerantes y *Escherichia coli*. NOM-AA-42-1987. México. 17p.
- Diario Oficial de la Federación, 1995.** Norma Mexicana. NOM-031-SSA1-1993. Bienes y Servicios productos de la pesca, Moluscos Bivalvos frescos, refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Secretaría de Salud, 1995. . México. Marzo 6, 22 p.
- Diario Oficial de la Federación, 2003.** Ley Federal de Desechos Norma aplicables en Materia de aguas nacionales y sus bienes públicos inherentes. Enero 2: 173 – 191
- Environmental Protection Agency, 1973.** Water Quality Criteria. Ecological Research Series, Washigton, D.C., 594 p.
- Food and Drug Administration (FDA), 1992.** National Shellfish Sanitation Program Manual of Operations. U.S. National Shellfish Program. Shellfish Sanitation FDA. Washington, D.C., pp 10 - 87.
- Gerba, P. y J. S. Mcleod, 1976.** Effect of sediments on the survival of *Escherichia coli* in marine waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 32(1): 114 - 120.
- González, A. S., C. Ruíz y A. Pérez, 1988.** Aislamiento de enterobacterias a partir de Ostión recientemente extraído de su banco. VIII Coloquio de Investigacion. ENEP-IZTACALA UNAM. México, C 31.
- Goyal, M. S., Ch. Gerba, y J. L. Melnick, 1979.** Human enteroviruses in oysters and overlying waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 37(3): 573 - 581.
- Hernández, J. y F. Vargas, 1993.** Consideraciones en la cuantificación de coliformes fecales en aguas de mar. V Congreso Latin. Amer. de Ciencias del Mar. La Paz, B.C.S. C 46.
- Hussong, D., J. Daware, R. Weiner y R. Colwell, 1981.** Bacteria associated with false-positive most probable number coliform tests results for shellfish and estuaries. *Appl. Environ. Microbiol.*, 41 (1): 35-45.
- López, A. P., 1990.** Abastecimiento de Agua Potable y Disposición y Eliminación de Excretas. IPN. México, D. F., 295 p.
- Pelczar, M., R. Reid. y E. Chan, 1982.** Microbiología. Mc Graw Hill, México, 741 p.
- Perkins, F., D. Haven, R. Alamo y M. Rhodes, 1980.** Uptake and elimination of bacteria in shellfish. *J. Food Prot.*, 43: 124- 126.
- Plusquellec, A., M. Beucher y L. Gal, 1983.** Enumeration of the bacterial contamination of bivalves in monitoring the marine bacteria pollution. *Marine Pollut. Bull.*, 14: 260 - 262.
- Pontefract, R., F. Bishai, J. Hockin, G. Bergerun y R. Parent, 1993.** Norwalk-like viruse associated with a gastroenteritis outbreak following oyster consumption. *J. Food Prot.*, 56(7): 604 - 607.
- Prieur, D., G. Mevel, J. Nicolas, A. Plusquellec y M. Vigneulle, 1990.** Interactions between bivalve molluscs and bacteria in the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Annual. Rev.*, 28: 277- 352.

- Rodríguez, C. R. y E. Fernández, 1968.** Estudios bacteriológicos de la calidad sanitaria de los ostiones consumidos en la ciudad de México. *Rev. Lat. Amer. Microbiol. Parasitol.*, 10: 93 - 100.
- Rodríguez, S. H., 1986.** Bacterias coliformes en el procesamiento de ostiones (*Crassostrea virginica*) en Tabasco, México. *An. Inst. Cienc. Mar y Limnol.*, 13 (1): 455 - 458.
- Rodopoulou, G. y M. Papapetropoulou, 1992.** Pollution indicators along the beaches of Achala. *Acta Microbiol. Hellenica.*, 37 (2): 195 - 209.
- Romero, J. J. y H. S. Rodríguez, 1982.** Niveles actuales de contaminación coliforme en el sistema lagunar del Carmen Machona, Tabasco. *An. Inst. Cienc. del Mar. y Limnol.*, 9(1) : 121 - 126.
- Rosas, I., A. Yela y A. Baez, 1985.** Bacterias indicadoras de contaminación fecal en ostión (*Crassostrea virginica*) durante su desarrollo y procesamiento en el Mercado. *Contam. Amb.*, 1 : 51 - 64.
- Ruple, A. y F. Cuok, 1992.** *Vibrio vulnificus* and indicator bacteria in shellstock and commercially processed oyster from the Gulf Coast. *J. Food Prot.*, 55 (9): 667-671.
- Secretaría de Pesca, 1988.** Manual Técnico para la Operación de Centros Acuícolas Productores de Ostión. ISBN 968-817-146-8. México, D. F., 184 p.
- Secretaría de Pesca, 1990.** Anuario Estadístico de Pesca. Dirección General de Programación e Informática, México, D.F. 42 p.
- Secretaría de Salud, 1994.** Manual de Procedimientos para el Análisis Microbiológico de Moluscos Bivalvos. México, D. F., 22 p.
- Sevilla, M. L. y R. Ramírez, 1965.** Las ostras de México, datos biológicos y planeación de su cultivo. *Biol. Pesquera*, (7) : 93 p.
- Sinton, L., R. Davis-Colley y R. Bell, 1994.** Inactivation of enterococci and fecal coliforms from sewage and meatworks effluents in seawater chambers. *Appl. Environ. Microbiol.*, 60(2): 2040 - 2048.
- Steel, R. y J. Torrie, 1988.** Bioestadística: Principios y Procedimientos. McGraw-Hill. Mexico, D.F., 621 p.
- Thatcher, F. y D. S. Clarck, 1973.** Análisis Microbiológico de los Alimentos. Ed. Acribia, España, 267 p.
- Vargas, G. y L. Lizárraga-Partida, 1993.** Manual de Prácticas de Laboratorio del Curso Bacteriología Marina. Comunicaciones Académicas, Serie Ecología. CICESE. Ensenada B.C. Mexico, 31 p.
- Volterra, L., F. Aulicino, E. Tosti, y M. Zicarelli. 1980.** Bacteriological monitoring of pollution in shellfish: methodological evaluation. *Water, Air and Soil Pollution*, 13: 399- 410.
- Volterra, L., G. Piccininno, E. Palliola, F. Aulicino y M. Gianfranceschi, 1983.** Environmental Fecal Pollution and Concentration Power of the Clam *Chamelea gallina*. Instituto Superiore di Sanità. Roma, Italia. 415- 421.
- Watkins, W. D. y V. C. Cabelli, 1985.** Effect of fecal pollution on *Vibrio parahaemolyticus* densities in an estuarine. *Appl. Environ Microbiol.*, 49 (5) : 1307 - 1313.
- Wood, P. C., 1961.** The production of clean shellfish. *Royal Society of Health Journal*, 81(3): 72-83.
- Wood, P. C., 1979.** Public health aspects of shellfish from polluted water, p. 13-17. In: A. James, y L. Evison (Ed.). *Biological Indicators of Water Quality*. John Wiley & Sons. USA.



Impacto Ambiental

Bravo Alvarez, H., R. Sosa Echeverría, P. Sánchez Alvarez, R. Soto Ayala, y A.L. Alarcón Jiménez., 2005. Precipitación ácida en la costa del Golfo de México, p. 535-552. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Precipitación Ácida en la Costa del Golfo de México

**Humberto Bravo Alvarez ¹, Rodolfo Sosa Echeverría ¹,
Pablo Sánchez Alvarez ¹, Rogelio Soto Ayala ²,
y Ana Luisa Alarcón Jiménez ¹**

¹ Centro de Ciencias de la Atmosfera, UNAM
² Facultad de Ingeniería, UNAM

32

RESUMEN

Los estudios sobre deposición ácida en la costa del Golfo de México se iniciaron en 1986 cuando se realizó el proyecto de colaboración entre la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), la Secretaría de Marina y la UNAM. Actualmente se llevan a cabo estudios sobre la deposición ácida en la zona arqueológica de El Tajín, Veracruz; en la Estación de Ecología Costera de El Morro de la Mancha, Ver.; en la Fortaleza de San Juan de Ulúa en el puerto de Veracruz y en el Instituto de Ingeniería de la Universidad Veracruzana (II-UV) en Mocambo, Veracruz. La metodología de muestreo y análisis que se utiliza corresponde a la señalada por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA) y al Programa Nacional de Deposición Ácida de los Estados Unidos (US-NADP). En lo referente a la formación de la lluvia ácida, ésta se da por la reacción de sus precursores, óxidos de nitrógeno (NOx) y óxidos de azufre (SOx), con la humedad de la atmósfera, además de la influencia por la temperatura y radiación solar. Dichas reacciones no son instantáneas, por lo cual se requiere de cierto tiempo de mezclado, transformación y transporte que puede ir de varias horas hasta algunos días. Por esta razón, los receptores de la deposición ácida muchas veces se localizan a varios cientos de kilómetros de la zona donde las nubes en formación incorporaron las emisiones de estos precursores. Los resultados de pH obtenidos durante el año 2003 para las cuatro estaciones de muestreo mencionadas en el Estado de Veracruz, muestran un incremento en la acidez desde el puerto de Veracruz hacia el norte: en San Juan de Ulúa se obtuvo un pH ponderado de 5.23; en el Instituto de Ingeniería de la UV, de 5.05; en El Morro de la Mancha de 4.74, mientras que en la zona arqueológica del Tajín se presentó un pH de 4.67. (Lo anterior indica el impacto potencial que puede presentar la Zona Arqueológica de El Tajín por efecto de la lluvia ácida). Estos resultados ponen de manifiesto la importancia que tiene la deposición ácida en el deterioro del material de construcción utilizado tanto en los monumentos como en la fortaleza, ya que dicho material consiste principalmente de roca caliza, susceptible a deteriorarse por efecto de la lluvia ácida. La deposición ácida no es el único mecanismo que incide en el deterioro del material de construcción de las estructuras ya mencionadas, también la contaminación por bacterias y otros elementos biológicos deben ser evaluados para conocer el impacto que ocasionan en el material. En la Sección de Contaminación Ambiental del Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM se están iniciando estudios de deterioro debido a agentes biológicos (algas y bacterias).

ABSTRACT

The first bilateral project to measure air chemistry over the Gulf of Mexico was carried out in the year 1986, the participant institutions were the National Oceanic and Atmospheric Administration (US-NOAA), Secretaría de Marina (NAVY), Environmental Pollution Section Center for Atmospheric Research CCA, and the National Autonomous University of Mexico (UNAM). The importance in determining the acidic characteristics of the rain water in areas where potential effects may have a great importance because the potential effects on Mexican prehispanic and hispanic monuments give birth to the actual research, the goal is: "Evaluate the potential effect of acidic deposition on cultural heritage monuments located on the coastal area of Veracruz on the Mexican Gulf and the Caribbean Coast". Actually the SCA is engaged in the acid deposition determination on: the archeological area of "El Tajín"; the Research Station "La Mancha" on the Morro de la Mancha of the Ecology Institute; the "Fortress San Juan de Ulúa"; and the Institute of Engineering of Veracruz University, in the City of Veracruz. The methodology used was the recommended by Environmental Protection Agency (US-EPA) and National Acidic Deposition Program (NADP). The acid deposition is generated from its precursors: NO_x (HNO₃), SO_x (H₂SO₄) combined with rain atmospheric moisture, temperature and sun radiation; however, it is very often that the receptors of acid rain are far away from the sources of these pollutants. The results obtained in the year 2003 shows that the more acidic deposition was present at the Tajín site with an weighted average pH of 4.67. "La Mancha site" south of "The Tajín" with a pH of 4.74. The "Fortress San Juan de Ulúa" the average pH was 5.23, at the Institute of Engineering, the average pH was 5.05. These results indicated that the acid deposition is present on the coast the Gulf of Mexico, and its possible effects are expected on the monuments subject to deposition with acidic characteristic. Using a chamber for accelerated deterioration, superficial recession was obtained (1.1 mg/cm²/year) for exposed material from El Tajín archaeological site. The Environmental Pollution Section (SCA) is beginning the study of the biodegradation on the same monuments due bacterial and others biological agents.

INTRODUCCIÓN

Actualmente, en muchas naciones tienen gran importancia los efectos que causa la contaminación atmosférica en los ecosistemas con los que cuenta un país, desde los bosques, hasta los materiales constituyentes de monumentos y obras de arte, herencia cultural que las diversas regiones del planeta deben proteger y conservar.

México no es la excepción en cuanto a la existencia de ecosistemas que pueden deteriorarse si no se adoptan medidas efectivas para minimizar este efecto; sin embargo, para tomar tales medidas, es necesario primero caracterizar la contaminación atmosférica en el sitio de interés, y después seleccionar las mejores alternativas para disminuir el efecto que los contaminantes atmosféricos causan sobre los recursos ubicados en dicho sitio.

En la zona costera del Golfo de México se localizan monumentos arqueológicos muy importantes, cuyo material de construcción es carbonato de calcio, material susceptible de deteriorarse si las características químicas de la precipitación son ácidas. En consecuencia,

es fundamental, además de caracterizar el pH de la precipitación, conocer los principales contaminantes que existen en la atmósfera, como resultado de su emisión por fuentes potenciales, ubicadas cerca del sitio de interés, o bien, por haber sido transportados por el viento desde regiones más distantes. La concentración de partículas, su contenido en sulfatos, nitratos, y otros iones, así como gases que dan lugar a la precipitación ácida, son algunos parámetros que se deben conocer para tomar algunas medidas pertinentes, para minimizar los impactos negativos y diseñar estrategias de control para aquellas fuentes que se identifiquen como generadoras potenciales de contaminantes de precursores de la deposición ácida (Bravo *et al.*, 1991, 1998a, 1998b).

En México se han realizado en la Sección de Contaminación Ambiental del Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México (SCA-CCA-UNAM), investigaciones sobre el efecto que la lluvia ácida ha originado sobre los monumentos de la zona arqueológica de Tulum, en Quintana Roo (Bravo, 2000a y b). Tales investigaciones han

hecho uso de una cámara de intemperismo acelerado, que permite simular algunas condiciones climatológicas en el sitio de interés, con la finalidad de reproducir más fehacientemente el efecto que causa la deposición ácida

en el material de construcción de estos monumentos. Los resultados encontrados permiten concluir que, en efecto, el deterioro del material se favorece con la acidez de la precipitación (Bravo, 2000a b y c).

ANTECEDENTES

Los primeros estudios sobre la precipitación ácida en la ciudad de México se iniciaron en el año 1980 por H. Bravo *et al* (1987) con el apoyo del Capitán Silvino Aguilar Anguiano, Director del Servicio Meteorológico Nacional. Estos estudios indicaron la necesidad de modificar el sistema de colección de las muestras de precipitación, ya que inicialmente se usaron jarras abiertas, tanto para la colección de lluvia como de la deposición seca conjuntamente, generando resultados poco representativos de la situación real en esta área de estudio de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM). Posteriormente, en 1984, se instaló el primer colector automático de precipitación ácida, en la Universidad Nacional Autónoma de México, el cual ya permitía la separación tanto de la lluvia como de la deposición seca. Actualmente, en varias regiones del país, se encuentran localizados varios de estos colectores, ya que el interés por estudios de este tipo se ha incrementado.

Los estudios sobre química atmosférica y lluvia ácida en la costa del Golfo de México, generados por parte de investigadores mexicanos, adscritos al SCA-CCA UNAM, datan de 1986 (Bravo *et al.*, 1988a y b; Parungo *et al.*, 1988,

1990; Quintana *et al.*, 1988), cuando se llevó a cabo una investigación oceanográfica en el Golfo de México, del 20 de julio al 22 de agosto de dicho año.

En este estudio participaron instituciones tales como el Laboratorio Oceanográfico en Veracruz, de la Secretaría de Marina (SM), y la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) de los Estados Unidos; las actividades consistieron en la identificación, el transporte, la transformación y la ocurrencia de contaminantes atmosféricos, así como en la determinación del pH de la precipitación en las regiones costeras del Golfo de México.

Esta colaboración bilateral entre científicos de los Estados Unidos y México, originó resultados muy importantes para el conocimiento de la relación océano-atmósfera en el Golfo de México.

Actualmente se realizan estudios sobre la deposición ácida en El Tajín, La Mancha, la Fortaleza de San Juan de Ulúa, la Universidad Veracruzana en el estado de Veracruz, y en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM).

MECANISMO DE FORMACIÓN DE LA LLUVIA ÁCIDA

Se conoce como lluvia ácida aquella precipitación pluvial cuya concentración de iones H^+ , expresada en unidades de pH, es menor a 5.65. El término pH es la abreviatura de "potencial de ion hidrógeno" y representa una medida del grado de acidez o alcalinidad de una solución. La magnitud de esta acidez o alcalinidad se determina potenciométricamente o por medio de indicadores visuales. La relación entre este valor y la concentración del ion hidrógeno es:

$$pH = -\log [H^+].$$

La convención de definir con el término de lluvia ácida a aquella precipitación que presenta un pH menor a 5.65, a diferencia de lo que comúnmente se define como solución ácida (aquella que posee un valor de pH menor a 7.0), se debe a que el agua presente en la atmósfera, en forma de pequeñas gotas, ya tiene cierta acidez natural. Esto es debido a que en el ambiente existen ciertos gases en forma natural, tales como el dióxido de carbono (CO_2), el nitrógeno (N_2), el oxígeno (O_2), etc., algunos de los cuales pueden reaccionar con el agua

de lluvia impartándole características ácidas, como es el caso del dióxido de carbono. Este gas al ponerse en contacto con el agua da lugar a la formación de ácido carbónico (H_2CO_3):



El ácido carbónico es un ácido débil que se disocia sólo parcialmente en ion hidrógeno y ion bicarbonato:



Al sumar las dos ecuaciones químicas anteriores, se obtiene:



Esta ecuación indica, por lo tanto, que una lluvia "limpia", por naturaleza tendrá cierto grado de acidez al ponerse en contacto con el dióxido de carbono de la atmósfera. El valor de pH de 5.65 resulta al resolver las ecuaciones anteriores en términos de concentración y de las constantes de equilibrio de las reacciones involucradas.

Cuando el pH de la lluvia es menor al valor antes mencionado, significa que el contenido de H^+ aumentó respecto al observado naturalmente, y en estas condiciones se habla de una lluvia con características propiamente ácidas. Los principales contribuyentes de iones H^+ en la atmósfera son fundamentalmente el ácido sulfúrico (H_2SO_4) y el ácido nítrico (HNO_3), ya que son ácidos fuertes (es decir, se encuentran totalmente disociados) y, en menor grado, algunos ácidos orgánicos. La formación de la lluvia ácida por el contacto de SO_x y NO_x con el agua en la atmósfera, no es inmediata, sino que se requiere cierto tiempo de mezclado y transformación, que puede ir de varias horas a algunos días. Por esta razón, los receptores de la precipitación ácida muchas veces se localizan a varios cientos de kilómetros viento abajo de la zona donde las nubes en formación incorporaron las emisiones de los contaminantes ya mencionados (precursores de precipitación ácida).

METODOLOGÍA DE MUESTREO Y ANÁLISIS

Sitios de Muestreo

La Sección de Contaminación Ambiental del Centro de Ciencias de la Atmósfera (SCA-CCA-UNAM) cuenta con 4 estaciones para la colección de la deposición húmeda y seca en el estado de Veracruz. Los sitios de muestreo se encuentran localizados en los siguientes lugares:

- La zona arqueológica de "El Tajín"
- La estación del Instituto de Ecología, A. C., en el Morro de la Mancha
- La Fortaleza de San Juan de Ulúa
- El Instituto de Ingeniería de la Universidad Veracruzana, Campus Mocambo

La figura 1, muestra la ubicación de estas estaciones.

Protocolo del Muestreo y Análisis de Precipitación Húmeda y Seca

El muestreo de la precipitación húmeda y seca y su correspondiente análisis de aniones y cationes fue establecido de acuerdo con el protocolo que para este objeto han sugerido la Agencia de Protección Ambiental (Environmental Protection Agency) (USEPA, 1994) y el Programa Nacional de Deposición Ácida (National Acidic Deposition Program) (NADP, 2000), de los Estados Unidos, con el propósito de obtener información confiable y comparable con la obtenida por estas instituciones. En la figura 2 se muestran las actividades contempladas en este protocolo.

Los sistemas de colección de lluvia recomendados por la NADP consisten en un dispositivo de dos cubetas en las que se recolecta la precipitación seca y húmeda, separadamente. Este sistema cuenta con un mecanismo automático

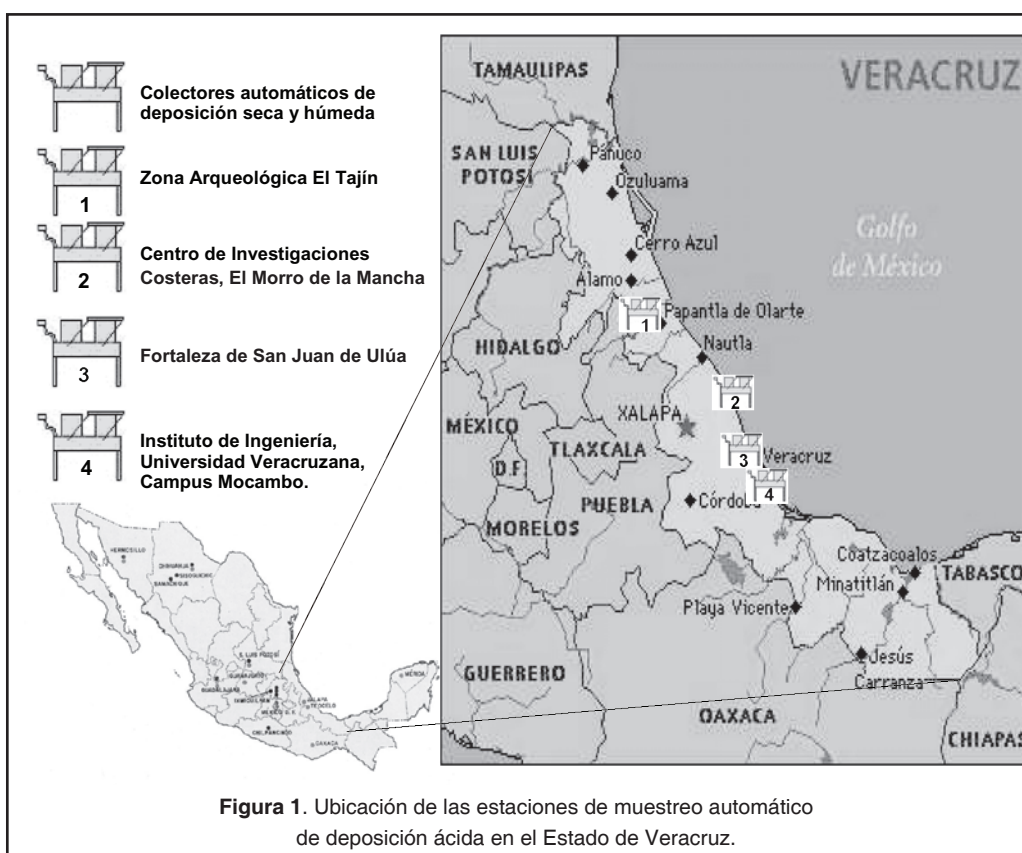


Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo automático de deposición ácida en el Estado de Veracruz.

de tapado y destapado de cada una de las cubetas, para evitar el mezclado de las partículas con la lluvia. El activador de este dispositivo es un sensor que al detectar la ocurrencia de lluvia, envía una señal al motor de un mecanismo que a su vez desplaza la tapa de la cubeta de colección de lluvia, o muestra “húmeda”, mientras que la cubeta “seca”, permanece cubierta. Al finalizar el evento de lluvia, el sensor envía nuevamente otra señal a este mecanismo para que ahora cubra la cubeta “húmeda” y destape la “seca”, de tal forma que ahora esta última queda en posición de muestreo de partículas. Con este sistema es fácil separar los dos tipos de muestra, ya que si se mezclaran, no sería factible distinguir que proceso atmosférico incorporó las diferentes especies químicas, si la deposición seca o la húmeda.

El programa de muestreo se adoptó de la experiencia y de las recomendaciones indicadas en la literatura especializada para este tipo de estudios y consiste en la colección de muestras acumuladas de precipitación húmeda a lo largo de 6 días. Se ha encontrado que en estudios sobre la incorporación de nutrimentos y otros

compuestos en suelos forestales y agrícolas, por mecanismos de precipitación húmeda, este tipo de colección “acumulada” es aceptado por la NADP y otros grupos de investigación, sin embargo, en nuestra red se procura la colección por cada evento de lluvia.

Una vez recolectada la muestra, el operador lava, usando guantes de látex, las paredes de la cubeta “húmeda” con agua desionizada en abundancia. Después de esto, el exceso de agua se elimina por sacudimiento y la cubeta se coloca nuevamente en posición de muestreo.

En el caso de las muestras de precipitación seca, la cubeta se remueve cada mes y su contenido se lava con agua desionizada para su posterior análisis en el laboratorio. Este programa de muestreo mensual es el recomendado por la US-EPA y la NADP.

Una vez colectada el agua de enjuague de la cubeta “seca” (250 ml), ésta se lava de acuerdo con el mismo procedimiento que la cubeta “húmeda”.

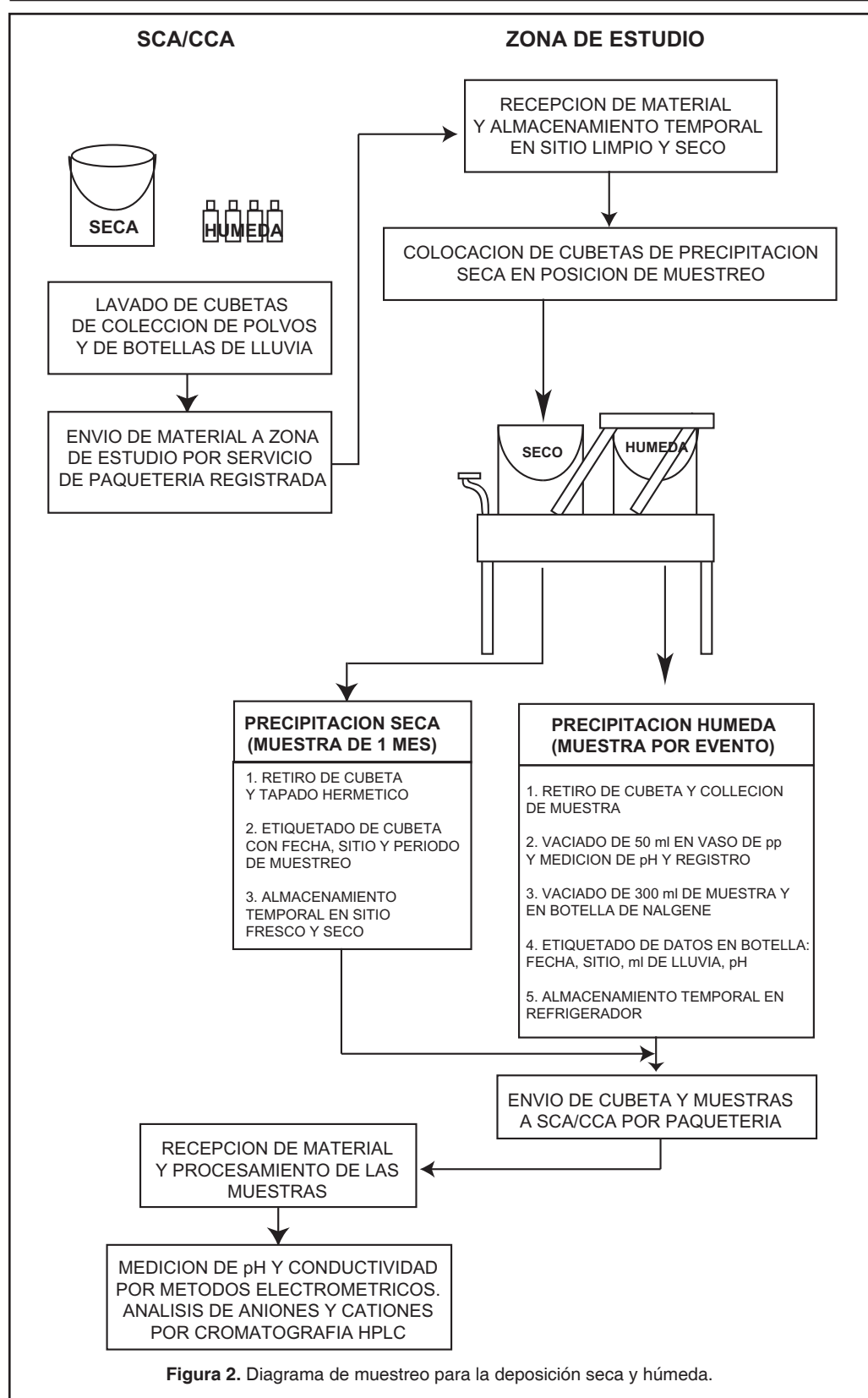


Figura 2. Diagrama de muestreo para la deposición seca y húmeda.

Las muestras se almacenan a una temperatura de 4°C durante todo el trayecto hasta la entrega al laboratorio de acuerdo al protocolo de cadena de custodia. A las muestras recibidas en el laboratorio se les determinan los parámetros siguientes: pH, conductividad, así como la concentración de sulfatos, nitratos, cloruros, potasio, amonio, sodio, magnesio y calcio. La conductividad se determina de acuerdo con los métodos de referencia recomendados por la US-EPA.

El transporte (con cadena de custodia) de las muestras está sujeto a un programa interno de control de calidad con apego a las recomendaciones de la US-EPA. Este programa se apoya tanto en la obtención de réplicas y/o duplicados, como en la realización de balances iónicos entre los aniones y los cationes. El manejo de los datos de laboratorio, y los diversos análisis estadísticos y de relaciones iónicas se realiza por computadora. Las concentraciones se reportan en mg/L y en $\mu\text{eq/L}$. La deposición se expresa en kg/ha, en concordancia con la NADP.

CASO DE ESTUDIO: ZONA ARQUEOLÓGICA DE EL TAJÍN

La zona arqueológica de El Tajín, se localiza en el municipio de Papantla de Olarte, Veracruz, México, sus coordenadas geográficas son: 20°28'35" latitud Norte y 97°22'39" longitud oeste (Fig. 1), tiene una altura sobre el nivel del mar de 100 m y su superficie abarca una extensión de 1056 hectáreas. Papantla de Olarte se localiza en la zona norte del estado de Veracruz, sobre un conjunto montañoso de la Sierra Madre Oriental, conocido como Sierra de Papantla, donde la topografía es irregular, con cerros de poca altura. Se ubica entre dos lomas y dos ríos: Cazones y Tecolutla.

El nacimiento de El Tajín se remonta al año 1000 A.C., pero las primeras construcciones se inician en el año 100 de nuestra era. El Tajín se consolidó como el centro ceremonial más importante de la región del golfo, un lugar que si bien no contó con la grandeza militar y comercial de otras metrópolis de Mesoamérica, si supo trascender por su arquitectura e ingeniería.

Las condiciones climatológicas registradas por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN), que prevalecieron en el Municipio de Papantla de Olarte en los últimos 14 años, son las siguientes:

- Temperatura media anual promedio: 24.2 °C.
- Precipitación total anual promedio: 1180.7 mm.

- Porcentaje de humedad relativa promedio durante el día: 80%.

En la muestra del material de construcción de la zona arqueológica de El Tajín, proporcionado por los responsables de restauración de la zona, se llevó a cabo un estudio para evaluar el efecto de la lluvia ácida sobre el material de construcción de los monumentos de dicha zona arqueológica. Para ello, se utilizó una cámara de intemperismo acelerado. Previo a este estudio se determinó en la roca caliza la densidad y la porosidad (de acuerdo con los procedimientos indicados en ISRM (1979) y RILEM (1980)). El porcentaje de absorción de agua se determinó de acuerdo con el estándar de la ASTM, C 97-47 (1985).

Antes de su irrigación con lluvia ácida, las muestras de roca caliza se cortaron, pulieron y limpiaron, para eliminar todo material biológico o extraño que pudiera provocar la contaminación del agua que incidiría sobre ellas (Fig. 3).

Para conocer la composición de la roca caliza, a una porción del material se realizó su análisis de difracción por rayos-X.

Colección del Agua de Lluvia

El sitio elegido para la colección del agua de lluvia se localiza a la entrada de la Zona Arqueológica de El Tajín. En este sitio se instaló un colector automático de precipitación

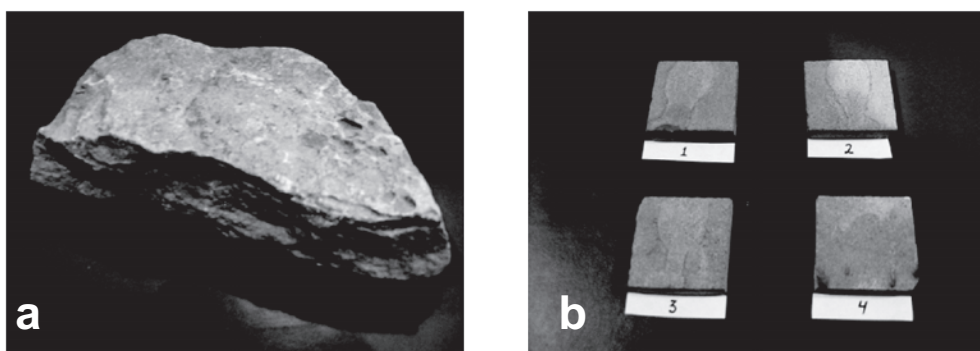


Figura 3. Muestra del material antes (a) y después (b) de la preparación para su exposición en la cámara de intemperismo acelerado de deposición ácida.

húmeda/seca (Aerochem-Metrics), proporcionado por la SCA-CCA-UNAM. La figura 4, muestra la fotografía del colector automático utilizado. Además se instaló una estación meteorológica automática (Davis Weather Monitor II), que permitió determinar parámetros tales como el porcentaje de humedad relativa, la precipitación pluvial, la temperatura y la presión atmosférica. Esta estación meteorológica cumple con las recomendaciones de la US-EPA, y presenta la gran ventaja de no requerir la atención minuciosa y constante del personal, ya que posee un sistema de adquisición de datos "data logger", cuya capacidad de almacenamiento es hasta de un mes registrando los valores cada 15 minutos.



Figura 4. Estación meteorológica automática y colector automático para deposición húmeda y seca en el campamento de arqueólogos de la Zona Arqueológica de El Tajín, Veracruz.

Durante el año 2003 se colectaron muestras de agua de lluvia, las cuales se enviaron posteriormente al laboratorio de la SCA-CCA-UNAM para su análisis. Para la colección de las muestras de agua de lluvia, se utilizaron recipientes de polipropileno (Nalgene).

Inmediatamente después de la colección se mide el volumen de precipitación, así como el pH de cada una de las muestras (utilizando un pHmetro Corning, modelo 3D). Los recipientes se tapaban perfectamente, y las muestras se colocan en refrigeración a 4°C, de acuerdo con las recomendaciones de la EPA referentes a la recolección y manejo de las muestras. Las muestras de agua se envían periódicamente a la ciudad de México para su análisis químico en el laboratorio de la Sección de Contaminación Ambiental del Centro de Ciencias de la Atmósfera-UNAM.

En el laboratorio se les determina nuevamente el pH, así como la conductividad. Las concentraciones iónicas de Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , NO_3^- y SO_4^{2-} , se cuantificaron mediante un cromatógrafo de líquidos de alta presión (Waters 515).

Para la determinación de los pH's de las muestras en el laboratorio se utiliza un pHmetro Benchtop pH/ISE Meters, modelo 420 A. ATI. ORION. Antes de la medición de las muestras se lleva a cabo una autocalibración con dos soluciones buffer, cuyos pH's son 4 y 7, respectivamente.

Determinación de la Conductividad

Para la medición de conductividad se utiliza un conductímetro YSI, modelo 32 (Scientific Division. Yellow Springs Instrument Co., Inc.), el cual tiene incorporado un termistor y una celda de conductividad ($K=1.0 \text{ cm}^{-1}$). Este aparato permite medir conductividades entre $0.1 \mu\text{S}$ y 200 mS , las muestras pueden ser leídas en un intervalo de temperatura de -5°C a 50°C .

Antes de la determinación de la conductividad de las muestras, el aparato se calibra con una solución de KCl, $5 \times 10^{-4} \text{ M}$. La conductividad teórica de esta solución es de $73.9 \mu\text{S}$. La conductividad real (C.R.) de las muestras de agua de lluvia, se calculó de la manera siguiente:

$$\text{C.R.} = \frac{73.9 \times \text{C.E.}}{\text{C.S.}}$$

Donde C.E. y C.S. son las conductividades de la muestra de agua de lluvia y de la solución estándar de KCl, respectivamente.

Las determinaciones de conductividad se llevaron a cabo a 25°C .

Determinación de Aniones y de Cationes

Para cuantificar los iones en las muestras de agua de lluvia se utilizó un cromatógrafo de líquidos de alta presión (Waters Modelo 515). A continuación se describen las características de algunos componentes básicos del cromatógrafo utilizado en esta investigación.

- a) Bomba Waters, modelo 510 HPLC pump, de doble pistón, con un intervalo de presión de 0-6000 psig.
- b) Detector de conductividad Waters 431.
- c) Integrador de datos Waters 746.
- d) Columnas: para la determinación de aniones se utiliza una columna IC-Pak A HR, de alta resolución, con dimensiones $4.6 \text{ mm} \times 75 \text{ mm}$. El material de empaque es resina de polimetacrilato con un grupo

funcional de amonio cuaternario. El tamaño de partícula es de $6 \mu\text{m}$, y la capacidad es de $30 \pm 3 \mu\text{eq/ml}$.

En cuanto a los cationes se utiliza una columna PCPX-100 (Hamilton), con dimensiones $4.6 \text{ mm} \times 50 \text{ mm}$, con tamaño de partícula $10 \mu\text{m}$, y una capacidad de $12.0 \pm 0.2 \mu\text{eq/ml}$. El material de empaque es resina de divinilbenceno-estireno con un grupo funcional de ácido sulfónico.

En vista de que el análisis por HPLC es muy sensible y cualquier impureza puede afectar los resultados, todos los reactivos utilizados en el análisis son grado cromatográfico, el agua desionizada (conductividad $18.2 \mu\text{S}$) y las muestras de lluvia se pasan a través de un filtro millipore de $0.22 \mu\text{m}$.

Los recipientes en los que se preparan las soluciones son de polipropileno para evitar que se contamine como los que se presenta en los recipientes de vidrio.

Preparación del Eluyente

La fase móvil para el análisis de aniones se prepara de la manera siguiente:

Se pesa 0.3322 g de ácido ftálico, se disuelven en 100 ml de acetona (grado cromatográfico) y se afora a 1 litro con agua desionizada. Se mezcla y se ajusta a un $\text{pH} = 5$ con NaOH (1M).

Para el análisis de cationes la preparación de la fase móvil es como sigue: Se pesa 0.0292 g de EDTA, se disuelve y se afora a 1 litro con agua desionizada. Posteriormente se adicionan $175 \mu\text{l}$ de ácido nítrico ULTREX.

En otro matraz volumétrico de 1 litro se colocaron 13 ml de la solución anterior y 120 ml de acetonitrilo. Se añadió agua filtrada hasta la marca y se agitó perfectamente. Se filtró esta solución a través de una membrana millipore de $0.22 \mu\text{m}$. La solución así obtenida constituyó la fase móvil.

Preparación de los Estándares

Para preparar las soluciones estándar de 1000 ppm de cada uno de los aniones (Cl^- , NO_3^- y

SO₄²⁻), se utilizan las cantidades de sales que se indican en la tabla 1.

Tabla 1. Cantidades de sales para la preparación de los estándares.

Sal	Masa (g)
NaCl	0.1649
NaNO ₃	0.1371
Na ₂ SO ₄	0.1479

Se disuelven cada una de estas sales en matraces volumétricos de 100 ml, con agua desionizada filtrada, y se afora hasta la marca. Estas disoluciones se pueden utilizar hasta un mes después de su preparación.

A partir de estas disoluciones de 1000 ppm, se realizan mezclas de aniones en cantidades adecuadas para generar las soluciones estándar. Se verifica que las concentraciones de los iones en las muestras de agua de lluvia queden comprendidas en el intervalo de concentraciones elegido para preparar las soluciones estándar, para garantizar la validez de los resultados.

Cámara de Intemperismo Acelerado

Diseño, Construcción y Prueba

La cámara de intemperismo acelerado (Fig. 5) se diseñó tomando en consideración que debería constituir un sistema cerrado, y que todas las muestras expuestas en su interior reciban la solución de agua ácida con la misma concentración iónica. Asimismo, dentro de ella, las condiciones de temperatura y humedad se deben mantener prácticamente constantes durante el período de irrigación (Bravo *et al.*, 2003 a y b).

Otra característica a considerar, y que tiene relación directa con los materiales utilizados en la cámara, fue la de garantizar que éstos no constituyeran fuentes de contaminación de ninguna clase.

De esta manera, los materiales y equipos utilizados en la construcción de la cámara fueron los siguientes:

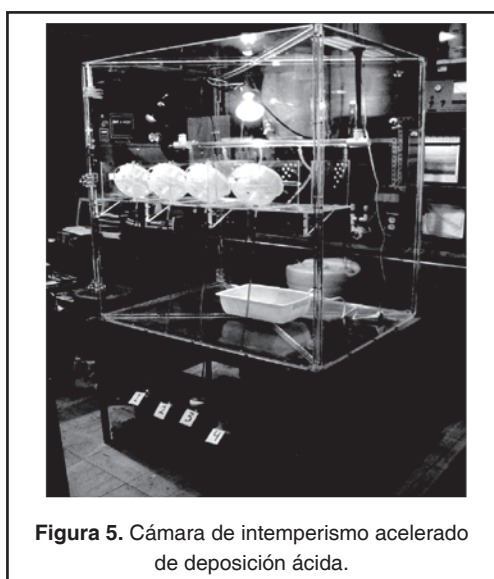


Figura 5. Cámara de intemperismo acelerado de deposición ácida.

- Cámara de acrílico, con dimensiones: 104 cm x 120 cm x 78.5 cm.
- Manguera de Tygon para realizar las conexiones diversas. Este material se recomienda cuando se utilizan soluciones ácidas.
- Soportes de acrílico para las muestras. El conjunto soporte-muestra, se colocó dentro de un recipiente de plástico circular, con un diámetro de 15 cm.
- Tubo de vidrio para la distribución del agua ácida (longitud: 83 cm). Este tubo tiene 5 salidas laterales que permiten irrigar las 3 muestras y el blanco.
- Llaves de plástico de uso hospitalario para regular el flujo volumétrico del agua ácida, que incide sobre las muestras.
- Recipiente receptor de plástico (32 cm x 21 cm x 10 cm) para el agua desionizada, que al evaporarse, mantiene la humedad constante, dentro de la cámara (80%).
- Resistor de 250 W, sumergido en el agua desionizada y conectado a un reóstato (CONTROVAC, S.A. POWERSTAT, Variable Autotransformer: de: V. 120, out V. 0-140), para regular la intensidad de corriente eléctrica en el resistor.

- h) Lámpara de luz infrarroja: THERATHERM de 250 W. OSRAM. Esta lámpara permite mantener, dentro de la cámara, la temperatura constante (26°C).
- i) Un controlador de intensidad luminosa (dimmer), acoplado a la lámpara de luz infrarroja.
- j) Bomba centrífuga: Little Giant Pump Co. Model 3-MD; 115 V ~ 60 Hz. 1 Phase. Thermally Protected, que permite enviar el agua ácida desde el bidón inferior al superior. Se aconseja utilizar esta bomba cuando se manejan soluciones salinas.
- k) Barotermohigrógrafo: Davis. Perception II. Permite conocer los valores de la presión atmosférica, temperatura y humedad, en cualquier instante, dentro de la cámara.
- l) Tres bidones de plástico de 60 litros. En estos recipientes se almacena el agua ácida, para su posterior irrigación.
- m) Un flotador, de plástico, colocado dentro del bidón que envía el agua ácida al tubo de distribución. Este aditamento permite mantener el nivel del agua ácida dentro de ciertos límites, para asegurar que la presión hidrostática del fluido no tenga grandes variaciones.
- n) Cuatro recipientes de polipropileno de un galón cada uno. En ellos se colecta el efluente, después de la irrigación de las muestras, para su análisis químico.

Antes de realizar las pruebas de irrigación con la lluvia ácida, fue necesario llevar a cabo pruebas previas para ajustar parámetros tales como: el flujo volumétrico del agua; la posición del dimmer para asegurar que la temperatura fuese de 26°C, dentro de la cámara; la posición del reóstato, para mantener la humedad constante, etc.

Preparación del Agua Ácida

El agua que se utiliza para la irrigación de las muestras, se prepara de la manera siguiente: En un bidón de 60 litros, perfectamente limpio, se colocan, aproximadamente, 30 litros de

agua desionizada, y a continuación, se adicionan las cantidades de sales necesarias (para facilitar esta operación se preparan soluciones concentradas de las sales, y de allí se toman los volúmenes requeridos) para la preparación de la solución. Se añade más agua desionizada para llevar el volumen a 50 litros, aproximadamente, y se agita perfectamente la mezcla.

A continuación se mide el pH de la solución, y con base en este valor, se añade el volumen necesario de HNO₃, 0.1 M, para llevar el pH de la solución a un valor cercano a 4.6.

La razón para que la solución tuviera este valor de pH se debe a que una de las muestras analizadas de El Tajín, poseía este valor, el cual fue el más pequeño obtenido en el tiempo de muestreo.

Después de la adición de HNO₃, la solución se agita perfectamente y se vuelve a determinar el pH, para asegurar que el valor es el requerido.

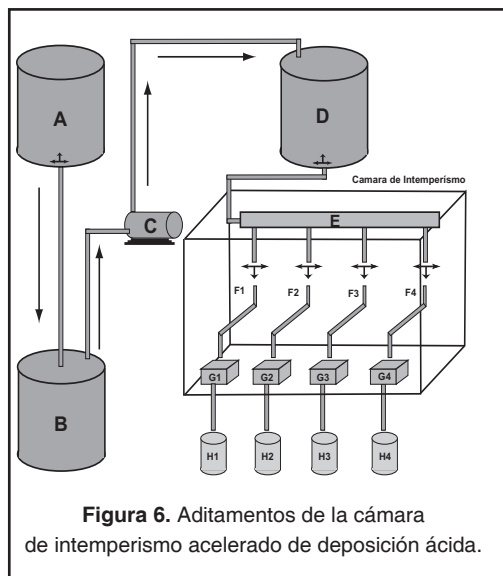
Descripción del Proceso

De acuerdo con la figura 6; que muestra un diagrama de la cámara de intemperismo acelerado, el proceso de irrigación se llevó a cabo de la siguiente manera:

El agua ácida se preparó en el recipiente A. De aquí se envió al recipiente B, por gravedad, y de éste al recipiente D, mediante la bomba C. A medida que el agua pasaba de un recipiente a otro, se agitaba el agua de los bidones mediante barras magnéticas, para asegurar la completa disolución de las sales.

Del recipiente D, el agua se enviaba al tubo de distribución E. El flujo volumétrico del agua enviada a las muestras, se controlaba mediante las válvulas F, intercaladas entre las muestras y el tubo de distribución.

El agua ácida se hacía gotear sobre cada una de las muestras y el blanco (G4), al utilizar para este fin cubiertas de jeringas hipodérmicas empotradas en los contenedores de plástico, y a las cuales se les horadó para simular el efecto de goteo.



Se ajustó la gota de tal manera que, al caer sobre la muestra, bañara a ésta perfectamente.

El efluente se enviaba a los recipientes de polipropileno H, para posteriormente ser analizada, no sin antes agitarlo perfectamente.

Para mantener la temperatura constante, se ajustaba la intensidad de la luz infrarroja (de una lámpara colocada en el interior de la cámara), mediante un dimmer.

La elección apropiada de la posición del reóstato permitía de la misma manera graduar la rapidez de evaporación del agua y, por ende, controlar la humedad dentro de la cámara.

El barotermohigrógrafo, permitía llevar un control adecuado de las variables: presión, temperatura y humedad dentro de la cámara, en cualquier instante.

El flotador, como ya se indicó anteriormente, mantenía el nivel de agua en el recipiente D prácticamente constante para asegurar una irrigación más uniforme.

Durante el día, las rocas se irrigaban 8 horas continuas, y durante las 16 horas restantes se sujetaban al periodo de secado, al mantener la luz infrarroja activa, así como la humedad.

A las muestras de agua recolectadas en el efluente, se les determinaba el volumen recolectado, el pH, la conductividad y la concentración de aniones y de cationes. La inclusión del blanco fue muy importante para observar el efecto químico de deterioro que sufrieron las muestras.

Para la cuantificación de los iones por HPLC, se filtraba cierta cantidad del efluente a través de un filtro Durapore de 0.22 μm y se inyectaba al cromatógrafo.

A medida que el experimento progresa, el agua del recipiente A se va consumiendo, de tal manera que es necesaria la preparación de más agua ácida para su reemplazo. Sin embargo, es muy difícil mantener la misma concentración iónica del agua entre un bidón y otro, y es por ello, que el análisis del blanco es fundamental para conocer estos cambios.

Después de haber expuesto las muestras de roca caliza al efecto del agua ácida, se colocaron en una estufa durante 2 h, a una temperatura de 105°C, para eliminar completamente el agua. Se colocaron en un desecador a peso constante, y se les determinó su masa. Es importante mencionar asimismo, que también se midieron las masas iniciales de las muestras, antes de su irrigación con lluvia ácida artificial (Bravo *et al.*, 2004; Ruiz, 2004).

CARACTERÍSTICAS ÁCIDAS DEL AGUA DE LLUVIA

Para cada uno de los sitios de estudio (El Tajín, El Morro de la Mancha, San Juan de Ulúa y la Universidad Veracruzana Campus Mocambo) se presentan a continuación los valores ponderados mensuales y los ponderados para los meses reportados del pH, conductividad, concentración de cloruros, nitratos y sulfatos (Figs. 7 a 26). Los valores ponderados se obtienen

sumando los productos de las concentraciones de los iones de interés por su volumen, y dividiendo entre el volumen total recolectado en ese período encontrados en las muestras de agua de lluvia de cada uno de los sitios de estudio, para cada uno de los meses del año 2003.

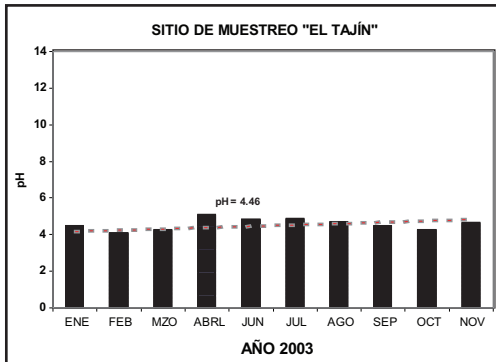


Figura 7. Valores ponderados de pH para la Zona Arqueológica de El Tajín.

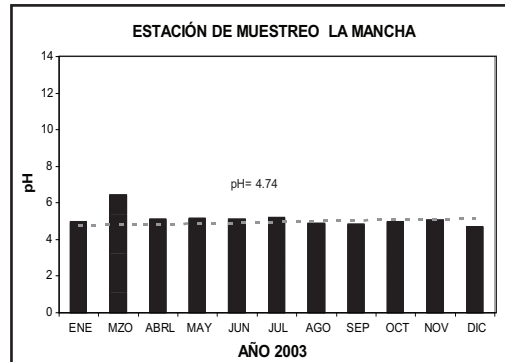


Figura 8. Valores ponderados de pH para El Morro de la Mancha.

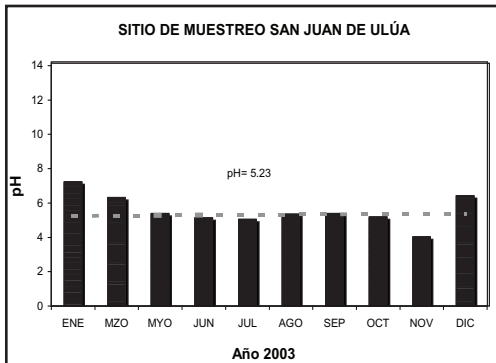


Figura 9. Valores ponderados de pH para San Juan de Ulúa.

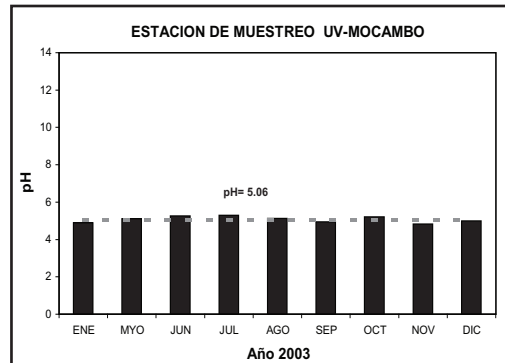


Figura 10. Valores ponderados de pH para la Universidad Veracruzana Campus-Mocambo.

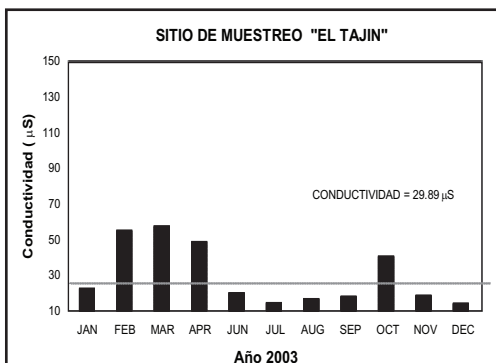


Figura 11. Valores ponderados de conductividad para la Zona Arqueológica de El Tajín.

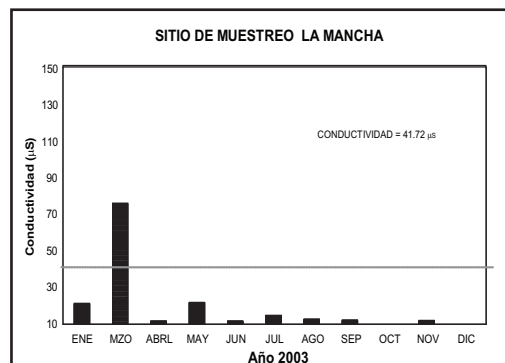


Figura 12. Valores ponderados de conductividad para el Morro de la Mancha.

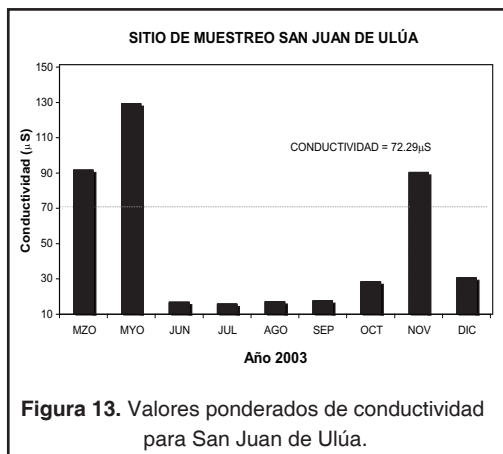


Figura 13. Valores ponderados de conductividad para San Juan de Ulúa.

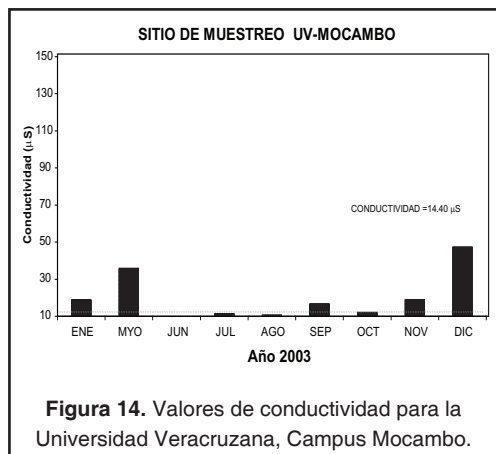


Figura 14. Valores de conductividad para la Universidad Veracruzana, Campus Mocambo.

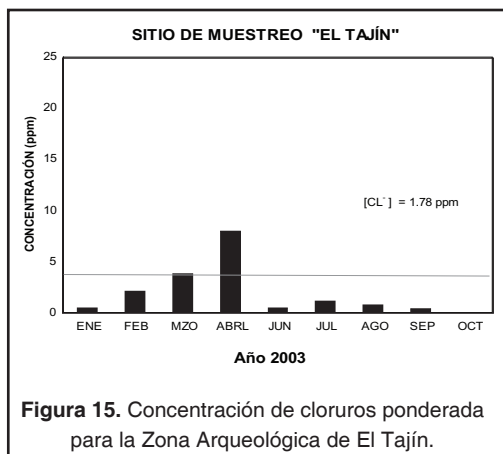


Figura 15. Concentración de cloruros ponderada para la Zona Arqueológica de El Tajín.

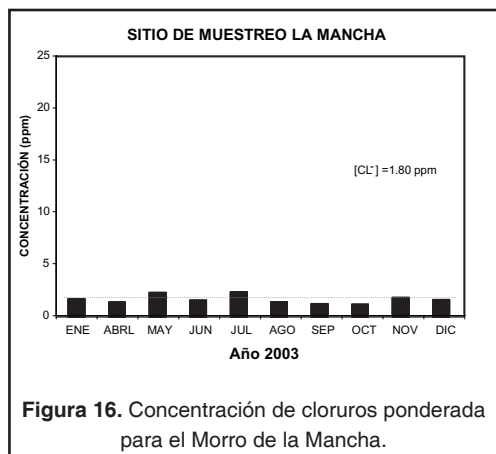


Figura 16. Concentración de cloruros ponderada para el Morro de la Mancha.

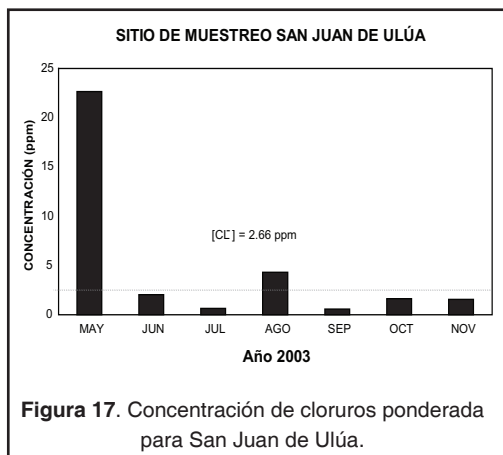


Figura 17. Concentración de cloruros ponderada para San Juan de Ulúa.

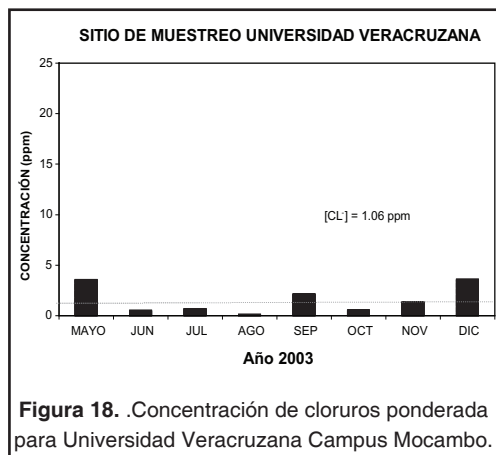


Figura 18. Concentración de cloruros ponderada para Universidad Veracruzana Campus Mocambo.

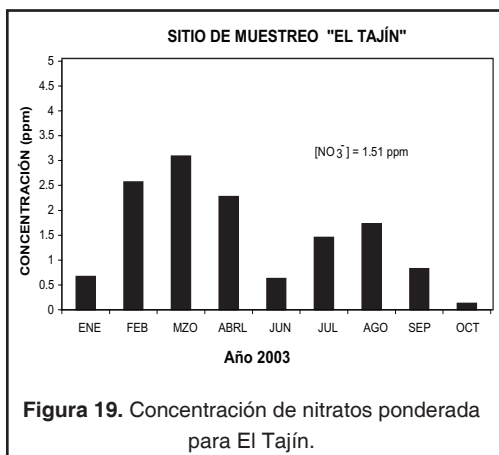


Figura 19. Concentración de nitratos ponderada para El Tajín.

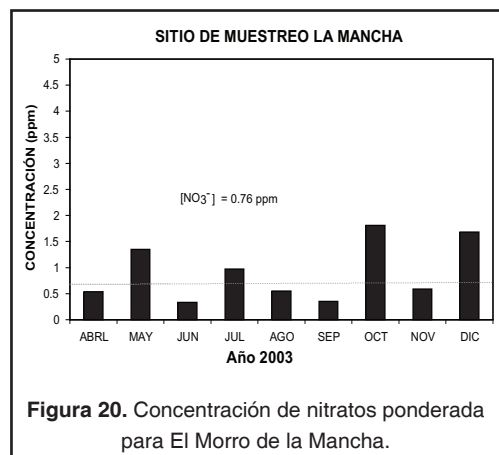


Figura 20. Concentración de nitratos ponderada para El Morro de la Mancha.

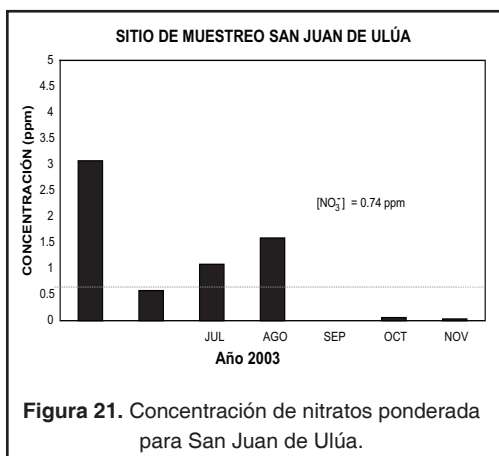


Figura 21. Concentración de nitratos ponderada para San Juan de Ulúa.

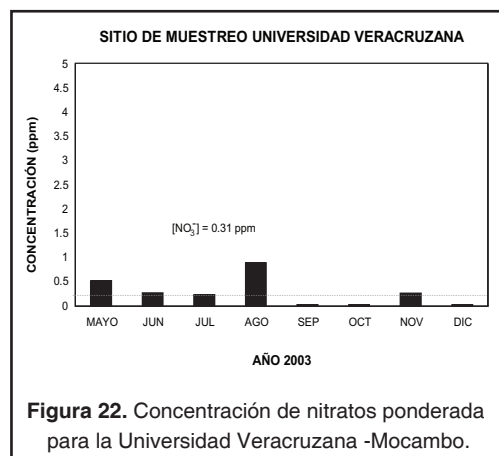


Figura 22. Concentración de nitratos ponderada para la Universidad Veracruzana -Mocambo.

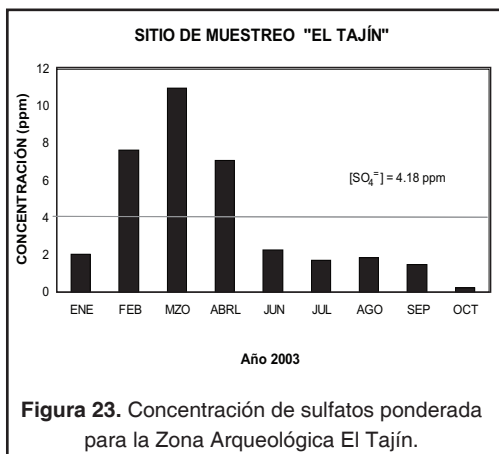


Figura 23. Concentración de sulfatos ponderada para la Zona Arqueológica El Tajín.

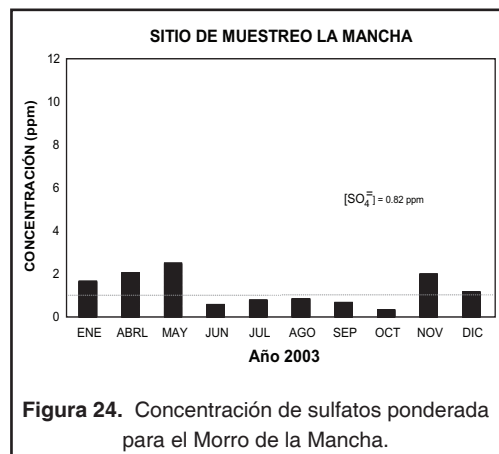


Figura 24. Concentración de sulfatos ponderada para el Morro de la Mancha.

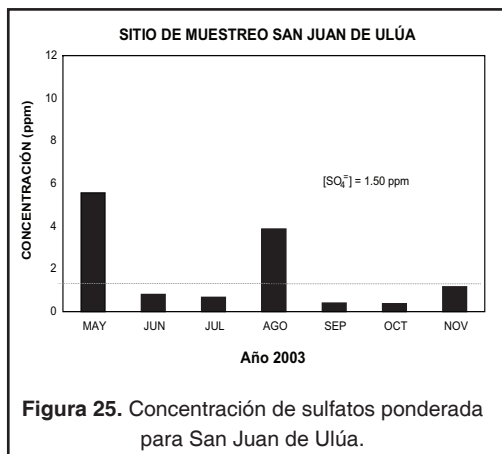


Figura 25. Concentración de sulfatos ponderada para San Juan de Ulúa.

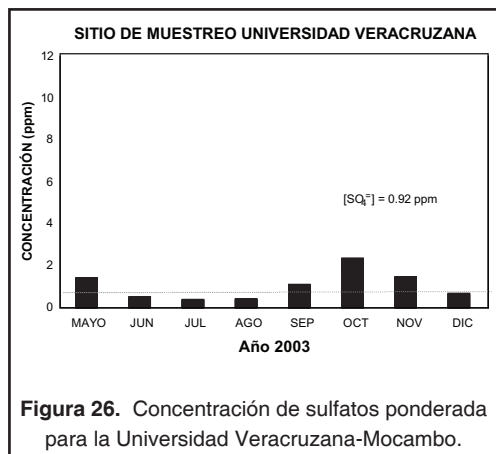


Figura 26. Concentración de sulfatos ponderada para la Universidad Veracruzana-Mocambo.

Deterioro del Material Calizo por Efecto de la Lluvia Ácida

Con el objeto de conocer el grado de deterioro del material calizo (conocido como recesión superficial), constituyente de los monumentos de la zona arqueológica de El Tajín, se realizó un experimento en la cámara de intemperismo acelerado, diseñada y construida en la SCA-CCA-UNAM. En esta cámara se expusieron 3 muestras de roca caliza, provenientes de la Zona Arqueológica de El Tajín, al efecto de lluvia ácida sintética, preparada en el laboratorio, con una concentración iónica similar a las muestras de agua de lluvia provenientes de dicho lugar. El pH del agua se ajustó a uno de los valores más bajos de pH encontrados en las muestras de agua de lluvia colectada en El Tajín. De esta manera se aseguró que el experimento originaría un deterioro más acentuado que a valores mayores de pH.

En el experimento se simularon las condiciones de temperatura y humedad relativa promedios existentes en el Tajín. El flujo volumétrico del agua que incidió sobre las muestras se estableció con base en la precipitación pluvial del lugar y el tiempo de exposición requerido. El experimento simuló un periodo de exposición a la lluvia ácida de 10 años, en condiciones normales.

Con base en la concentración del ion calcio determinada en el efluente después de la irrigación de las muestras de roca caliza por la lluvia ácida, fue posible evaluar cuantitativamente el deterioro que sufrió el material pétreo.

En la tabla 2 se muestran los valores de recesión superficial para cada una de las muestras, así como el valor promedio con su incertidumbre.

Muestra	D(mg/cm ² /año)
A	1.12
B	1.12
C	0.09
D ± Δ D=	1.05 ± 0.09

Por otra parte, y en vista de que se midieron las masas de las muestras de roca caliza antes y después de su irrigación con lluvia ácida, fue posible calcular también la recesión superficial de cada una de las muestras mediante este método. La tabla 3 presenta los resultados obtenidos.

Muestra	D(mg/cm ² /año)
A	1.18
B	1.12
C	0.90
D ± Δ D=	1.12 ± 0.04

CONCLUSIONES

Con relación a los valores de pH ponderados se encontró que la acidez de las muestras se incrementa en el orden siguiente: San Juan de Ulúa (pH=5.23), Universidad Veracruzana (pH= 5.05), Morro de la Mancha (pH = 4.74) y Zona Arqueológica de El Tajín (pH = 4.67). Los valores encontrados indican la presencia de deposición ácida, impactando así en el deterioro de los materiales de construcción de la Zona Arqueológica de El Tajín, así como la fortaleza de San Juan de Ulúa. De los 57 eventos de lluvia que se determinaron en la Universidad Veracruzana, sólo 6 de ellos presentaron un valor superior a un pH de 5.6, de 73 eventos de lluvia registrados en San Juan de Ulúa, 22 presentaron un pH superior a 5.6. En el Morro de la Mancha, 8 eventos presentaron un pH superior a 5.6, de un total de 98 eventos; mientras que en la Zona Arqueológica de El Tajín se detectaron solamente 4 con un pH superior a 5.6 de un total de 52.

Respecto a los resultados obtenidos de recesión superficial, se puede observar que los valores, por ambos métodos, difieren aproximadamente en 7%. Esta diferencia se puede atribuir a las incertidumbres asociadas con las técnicas experimentales utilizadas. El método gravimétrico presenta el inconveniente de que hay posibilidad de pérdida de material al manipular éste para determinar su masa. Desde este punto de vista, se puede considerar que el método cromatográfico da lugar a una mejor exactitud en la determinación de la recesión superficial (los coeficientes de correlación obtenidos en las curvas de calibración fueron de 0.99 o mejores).

En la Sección de Contaminación Ambiental del Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM se están iniciando estudios de deterioro debido a agentes biológicos (algas y bacterias).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la participación de los responsables de los muestreos en campo: Dr. Juergen K. Bruggerman† Director del Proyecto de Restauración en El Tajín y al custodio Alejandro Santéz del INAH en la Zona Arqueológica de El Tajín; al Sr. Enrique López Barradas, en el Morro de la Mancha, al M. en I. José Hernández Téllez, en la Fortaleza de San Juan de Ulúa y al Ing. Arturo Gómez del Instituto de Ingeniería de la Universidad Veracruzana, Campus Mocambo. Al Ingeniero Daniel Goeritz, delegado del INAH en Veracruz,

por las facilidades y autorización del acceso a los sitios bajo su responsabilidad. Se extiende el reconocimiento a los estudiantes de la Sección de Contaminación Ambiental del Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM: Ing. Jaime Ruíz Barrios, Valeria Ramírez Blancarte, Laura Negrete Martínez, Jorge D. Santacruz Morhy, Oscar González Tenorio, Elizabeth Cruz Jiménez, Ruth Hernández Galicia, Olga D. González Campos y Natasha C. Villaseñor Hernández.

LITERATURA CITADA

ASTM, 1985. Standard Methods of Test for Absorption and Bulk Specific Gravity of Natural Building Stone. No. C97-47. American Society for Testing Materials. Part XVI, pp. 1-3.

Bravo, A.H., 1987. La Contaminación del Aire en México. Fundación Universo Veintiuno A.C. México, D.F. 250 p. (ISBN 968-6198-048).

Bravo, A.H., F. Perrin, G. R. Sosa, G. Torres, y R. Torres, 1988a. Measurements of O₃, total hydrocarbons, H₂S and SO₂ Concentrations, p. 7-20. *In*: F. Parungo and J. Miller (Eds.). Air Chemistry Studies Over the Gulf of Mexico. NOAA Technical Memorandum ERL ESG-29. Environmental Sciences Group. Boulder, Colorado.

- Bravo, A.H., F. Perrin, R. Camacho, M.I. Saavedra, R. Sosa, G. Torres, y R. Torres, 1988b.** Aerosols mass concentrations, p. 72-77. *In: F. Parungo and J. Miller (Eds.). Air Chemistry Studies Over the Gulf of Mexico.* NOAA Technical Memorandum ERL ESG-29. Environmental Sciences Group. Boulder, Colorado.
- Bravo, A.H., M.I. Saavedra, P. Sánchez, R. Sosa, y R. Torres, 1991.** Impact of the Acidic Deposition in the Decay of Mexican Mayan Monuments (Preliminary Study). Paper 91-143.2, 84th Air & Waste Management Association. Vancouver, B.C. June 16-21.
- Bravo, A.H., M.I. Saavedra, P. Sánchez, R. Torres, y L.M. Granada, 1998a.** Identificación del origen genérico de los precursores de la lluvia ácida mediante el análisis comparativo entre los iones contenidos en las muestras de precipitación con iones típicos de agua marina. Anuario Latinoamericano de Educación Química. Universidad Nacional de San Luis, Argentina. 6 p.
- Bravo, A.H., M.I. Saavedra, P. Sánchez, R. Torres, y L.M. Granada, 1998b.** A preliminary study of the acid rain distribution along the coast of the Gulf of Mexico. *Jaina Boletín Informativo*, 9(3): 7-8.
- Bravo A.H., A.R.Soto, J.R. Torres, y A.P. Sánchez, 2000a.** Effects of Wet Acidic Deposition on Maya Monuments, Mexico. 93rd Annual Meeting & Exhibition of the Air & Waste Management Association. Salt Lake City, UTAH. June.
- Bravo, A.H., M.I. Saavedra, P. Sánchez, R. Torres, L.M. Granada, R. Soto, y J. Harris, 2000b.** Efecto potencial de la lluvia ácida en monumentos mayas. *Ciencia y Desarrollo*, 49-57. Julio-Agosto.
- Bravo, H.A., M.I. Saavedra, R.J. Torres, P.A. Sánchez, y L.M.M. Granada, 2000c.** Chemical composition of precipitation in a Mexican Maya region. *Atmospheric Environment*, 34(8): 1197-1204.
- Bravo A.H., R. Soto, R.Torres, y P. Sánchez, 2001.** Surface recession due to acid rain on the Maya monuments: Tulum, Mexico. *The PARI Journal. Pre-Columbian Art Research Institute*, 2(1): 14-16.
- Bravo A.H., A.R. Soto, E.R Sosa, y A.P. Sánchez, 2003a.** Efecto de la lluvia ácida en el material constituyente de los monumentos mayas mexicanos. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 4(3):195-205.
- Bravo A.H., A.R. Soto, E.R. Sosa, A., P. Sánchez, A. Alarcón, y B.J. Ruíz, 2003b.** Degradación del material pétreo de la zona arqueológica de El Tajín, Veracruz, México, por efecto de la lluvia ácida. *Revista de la Sociedad Química de México*, 47(4): 328-330.
- Bravo H., R. Sosa, R. Soto, P. Sánchez, A. Alarcón, J. Ruiz, y J. Kahl, 2004.** Acid deposition effects on archeological monuments in Mexico. 13th World Clean Air and Environmental Protection Congress. August 22-27. London UK.
- EPA, 1994.** Quality Assurance Handbook for Air Pollution Measurement Systems. Vol. V. Precipitation Measurement Systems. EPA-600/R-94/038e. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- ISRM, 1979.** Commission on Standardization of Laboratory and Field Test. *Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr.* 16(2): 143-156.
- NADP, 2000.** National Atmospheric Deposition Program/ National Trends Network, <http://nadp.sws.uiuc.edu>
- Parungo, F., H. Bravo, W.C. Keene, y J.N. Galloway, 1988.** Ion Concentrations and pH of rainwater, p. 93-105. *In: F. Parungo and J. Miller (Ed.). Air Chemistry Studies Over the Gulf of Mexico.* NOAA Technical Memorandum ERL ESG-29. Environmental Sciences Group. Boulder, Colorado.
- Parungo, F., N. Clarence, S. Hoyt, y H. Bravo A., 1990.** The investigation of air quality and acid rain over the Gulf of Mexico. *Atmospheric Environment*, 24A(1): 109-123.
- Quintana, B.A., F. Parungo, H. Bravo A., 1988.** Sulfate, nitrate, and biological particles in aerosols, p. 53-71. *In: F. Parungo and J. Miller (Eds.). Air Chemistry Studies Over the Gulf of Mexico.* NOAA Technical Memorandum ERL ESG-29. Environmental Sciences Group. Boulder, Colorado.
- Ruiz Barrios, J., 2004.** Efecto de la lluvia ácida en el material pétreo constituyente de los monumentos de la zona arqueológica de El Tajín, Veracruz, México. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Estudios Profesionales de Aragón, UNAM. 69 p.
- RILEM, 1980.** Essais Recommandés pour Mesurer l'Alteration des Pierres et Evaluer l'Efficacité des Méthodes de traitement. *Materiaux et Constructions*, 13(75): 216-220.

Hernández Arana, H.A., 2005. Enfoque multivariado no paramétrico para determinar la influencia de la variabilidad natural y las actividades petroleras sobre el macrobentos del banco de Campeche, p. 553-564. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Enfoque Multivariado No Paramétrico para Determinar la Influencia de la Variabilidad Natural y las Actividades Petroleras sobre el Macrobentos del Banco de Campeche

33

Héctor A. Hernández Arana

El Colegio de la Frontera Sur- Chetumal

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la influencia de las perturbaciones naturales producidas durante la época de lluvias y nortes e identificar la influencia de las actividades petroleras sobre el macrobentos del banco de Campeche. El diseño de muestreo consistió en dos transectos perpendiculares y dos paralelos a la costa con 12 estaciones por transecto separadas de 7 a 8 km, sobre gradientes naturales de profundidad y ambientes sedimentarios, la influencia de las descargas de los ríos y dentro del área de explotación petrolera. Se analizaron dos fracciones de macroinfauna así como la concentración de hidrocarburos, metales traza, materia orgánica, carbonatos y granulometría del sedimento. Las hipótesis de no diferencia en la composición comunitaria de las fracciones de macroinfauna para datos de abundancia y biomasa entre épocas de muestreo y estaciones agrupadas de acuerdo a distancia y densidades de plataformas petroleras fue rechazada. Las diferencias temporales y en relación con las actividades petroleras para el caso de una fracción de la macroinfauna fue resultado de un incremento en la dispersión de las réplicas en el espacio multivariado. Sin embargo las diferencias para otra de las fracciones fue producto de diferencias entre las medias de los grupos. El grupo de los metales fue el que explicó la mayor variación en los datos, lo que respalda la hipótesis de la influencia de las actividades petroleras. Las actividades petroleras al parecer tienen una influencia extensa sobre las comunidades de infauna la cual puede deberse a un ambiente naturalmente perturbado sobre el que se impone el impacto adicional humano.

ABSTRACT

This study aimed to estimate the influence of natural disturbance caused by the rainy seasons, cold front storms and oil related activities on the macrobenthic community of the Campeche Bank. The sampling design was of two across and two along shelf transects following natural gradients of depth and sediment type, within the area of river discharge influence and oil production. At each transect 12 stations were allocated 7-8 km apart each. Two fraction of infauna were sampled as well as oil hydrocarbons, trace metals, organic matter, carbonate content and grain size of sediment. The general hypothesis of no differences in community composition for the two fractions of infauna for abundance and biomass data between sampling dates and stations

grouped into distance to and density of oil platforms was rejected. Temporal differences and oil-activities related differences for one of the fractions of the fauna was due to an increased in the dispersion of samples on a multivariate space. However differences for the other fraction was due to mean differences between groups. Metals explained the largest variation in the data, which support the hypothesis of oil-related influences on the benthos. Oil-related activities have an extensive influence over the benthic community and it is considered that the human disturbance acts upon a natural disturbed community.

INTRODUCCIÓN

El sur del Golfo de México incluye el banco y bahía de Campeche, extensos ambientes de plataforma continental que reciben el impacto de diversas perturbaciones. Las principales perturbaciones naturales se atribuyen a los "nortes" y la descarga de ríos los cuales influyen sobre los ambientes sedimentarios, modifican la extensión de la provincia de transición terrígena-carbonatada (Yañez Arancibia y Sanchez Gil, 1983) y controlan las interacciones costa-plataforma-océano (Fuentes Yaco *et al.*, 2001). A este marco de procesos físicos se acopla un hábitat béntico heterogéneo en el que los patrones espaciales y temporales del macrobentos son controlados por el ambiente sedimentario y el régimen de perturbación (Hernandez Arana *et al.*, 2003). Adicionalmente se sospecha que actividades petroleras también contribuyen a los cambios en la estructura del macrobentos y constituyen el principal aporte de hidrocarburos fósiles a los sedimentos recientes del área de transición (Gonzalez *et al.*, 1992; Vazquez-Botello *et al.*, 1993).

Varios estudios ecológicos han descrito los procesos naturales que influyen sobre las comunidades bénticas en el Sur del Golfo de México (Soto y Escobar-Briones, 1995; Soto *et al.*, 1998), pero no se habían estudiado los efectos que las actividades petroleras pueden ocasionar sobre el macrobentos (Vazquez *et al.*, 2000). Los primeros esfuerzos por evaluar este impacto se enfocaron a estimar la influencia de las chapopoterías sobre la macrofauna (Gonzalez-Macias, 1989) y el efecto de los hidrocarburos sobre las poblaciones de camarón (Soto y Gracia, 1987); sin embargo los diseños de muestreo no fueron adecuados a la escala a la que los impactos ocurren y tampoco incorporan la variabilidad natural. Esta problemática fue abordada recientemente por Hernandez Arana (2003) quien demuestra que las actividades petroleras tienen una influencia sobre la estructura del macrobentos y esta puede separarse de la variabilidad natural presente.

Los estudios para evaluar la influencia de las actividades petroleras sobre el bentos indican que un diseño de muestreo adecuado en combinación con un análisis multivariado son robustos para detectar patrones de ordenación relacionados con las actividades petroleras (Olsgard y Gray, 1995). Recientemente se desarrolló una técnica de análisis multivariado de varianza no paramétrico (NPMANOVA) con base a medidas de distancia y permutaciones aleatorias, para contrastar los efectos de los factores principales así como las interacciones entre éstos (Anderson, 2001a). Esta prueba multivariada es sensible a las diferencias en la dispersión de los datos (heterogeneidad de varianzas) y se ha propuesto que estas diferencias en dispersión en el patrón de ordenación multivariado son resultado de las perturbaciones, las cuales producen un incremento en la variabilidad de la composición comunitaria (Warwick y Clarke, 1993).

El presente trabajo busca evaluar la influencia de las perturbaciones naturales producidas durante la época de lluvias y nortes, e identificar la influencia de las actividades petroleras sobre el macrobentos del banco de Campeche con base a: 1) Distancia de estaciones de muestreo a la plataforma petrolera más cercana, y 2) densidad de plataformas petroleras en un radio de 5 km del punto de muestreo. Para alcanzar estos objetivos se propone emplear el enfoque de análisis multivariado para probar la hipótesis general de no diferencia entre épocas de muestreo y distancia/densidad de plataformas petroleras; estimar la interacción de estos dos factores principales; determinar si las diferencias son producidas por cambios en las medias o por cambios en la variabilidad de los datos; y seleccionar entre un número de variables naturales e indicadores de actividades petroleras las que mejor describan la ordenación multivariada de las muestras.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra entre los 19° 00' a 19° 40' de latitud norte y 91° 40' a 92° 30' de longitud oeste, dentro de la región de transición sedimentaria del banco y la sonda de Campeche. Las características sedimentarias y los procesos físicos de esta región están descritas en Hernández Arana (2003) y Monreal Gómez *et al.* (1992). El área de estudio incluye la mayor zona de producción petrolera en México, con aproximadamente 8000 km² en donde se localizan chapopoterías naturales y más de 200 plataformas (Valdes y Ortega Ramírez, 2000). El diseño de muestreo consistió en dos transectos perpendiculares (A, B) y dos paralelos (C, D) a la costa, sobre gradientes naturales de profundidad, influencia de las descargas de los ríos y ambientes sedimentarios (Fig. 1). Sobre cada transecto se ubicaron 12 estaciones separadas de 7 a 8 km y cada par de transectos se interceptó en la zona de mayor densidad de plataformas petroleras.

El muestreo se realizó en noviembre de 1999 y abril de 2000. Las muestras se colectaron con un nucleador de 0.16 m² y 0.25 m² para noviembre y abril respectivamente. La profundidad de la columna de agua y la salinidad del fondo se registró al momento de colectar la muestra en cada estación. Del núcleo recuperado se tomaron sub-muestras para determinar materia orgánica, contenido de carbonato, tamaño de grano del sedimento, concentraciones de hidrocarburos fósiles y metales traza. Para el caso de la infauna se colectaron dos fracciones; la macroinfauna pequeña se muestreó con un núcleo de 0.01 m² x 20 cm de profundidad y se tamizó con una malla de 0.5 mm. La macroinfauna grande fue recuperada del sedimento restante y se tamizó con una malla de 2.0 mm. Detalles del análisis de laboratorio para cada variable se describen en Hernández Arana (2003) y Hernández Arana *et al.* (2003).

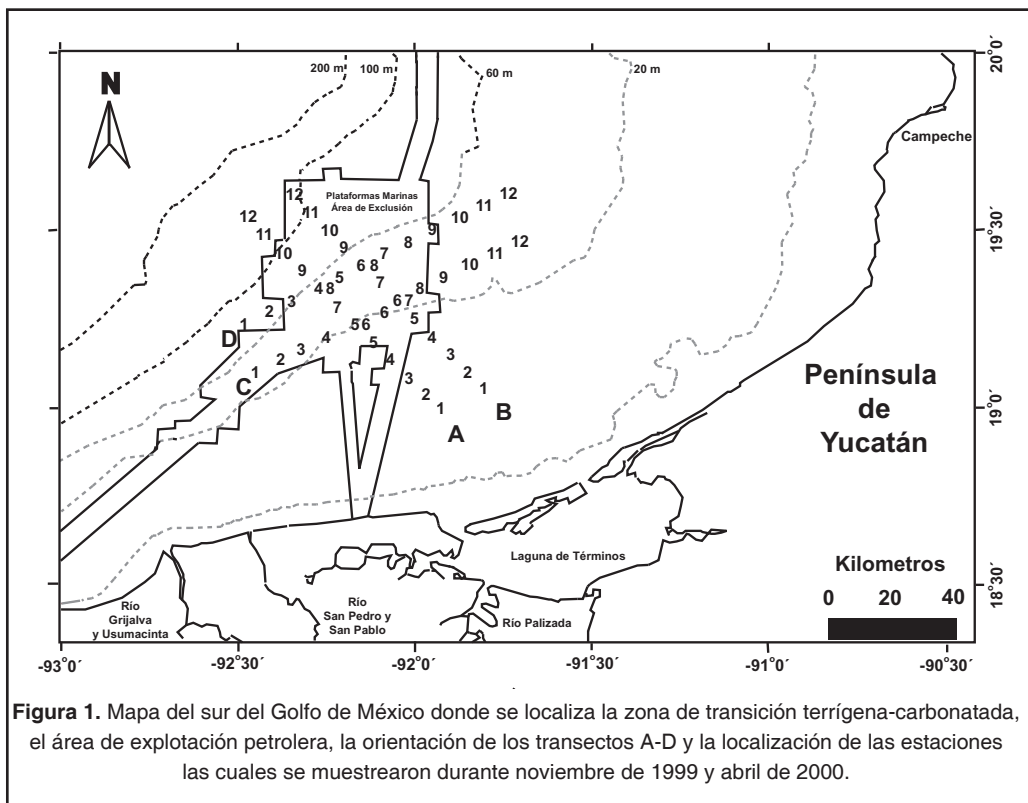


Figura 1. Mapa del sur del Golfo de México donde se localiza la zona de transición terrígena-carbonatada, el área de explotación petrolera, la orientación de los transectos A-D y la localización de las estaciones las cuales se muestrearon durante noviembre de 1999 y abril de 2000.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para probar las hipótesis de que estaciones localizadas en áreas de relativamente alta densidad de plataformas y estaciones cercanas a plataformas petroleras tienen menor abundancia, biomasa, una composición comunitaria reducida y mayor variabilidad, las estaciones se agruparon con base a: 1) número de plataformas petroleras en un radio de 5 km en; alta densidad (4-12), baja densidad (1-3) y cero plataformas. 2) distancia a la plataforma más cercana en; < 3km, 3-8 km y >8 km. Las distancias se seleccionaron con base a las máximas distancias a las que se han reportado influencias alrededor de una plataforma petrolera (Olsgard y Gray, 1995).

Los análisis estadísticos se hicieron con base a un diseño balanceado, ortogonal de dos factores. El factor 1 corresponde a la época de muestreo, con dos niveles y el factor 2 corresponde a grupos de densidad y distancia a plataformas con tres niveles. El tamaño de muestra ($n=11$) fue seleccionado de manera aleatoria del total de estaciones para cada grupo. El análisis sigue la lógica descrita por Anderson (2001a, b y c) y Anderson y Willis (2003). Por medio de un análisis de varianza y análisis de dispersión multivariada no paramé-

trico se probaron las hipótesis de no diferencias entre fechas de muestreo; entre grupos de densidad y distancia y la interacción de fechas de muestreo con grupos de densidad/distancia para evaluar la independencia del efecto de los factores principales. Estos resultados se respaldaron con un análisis de ordenación (análisis canónico por correspondencia tipo restringido o CAP), seguido por un análisis multivariado de regresión múltiple para establecer las variables ambientales que explican la variabilidad presente en la matriz de disimilaridades de Bray Curtis sobre datos de abundancia y biomasa. La matriz de datos ambientales contiene 22 variables agrupadas en 1) profundidad, 2) distancia a plataformas petroleras, 3) salinidad de fondo, 4) granulometría del sedimento (seis variables), 5) materia orgánica, 6) carbonato, 7) hidrocarburos (cinco variables) y 8) metales traza (seis metales normalizados por hierro). Las variables ambientales fueron transformadas para cumplir con el criterio de normalidad usando \log_{10} para mediciones continuas y arco-seno para variables expresadas como porcentaje o proporción (Sokal y Rohlf, 1995). Los análisis se efectuaron con los programas estadísticos NPMANOVA, NPDISP, CAP y DISTLM *forward* (Anderson, 2003a,b,c y d).

RESULTADOS

Análisis de Varianza Multivariado no Paramétrico

La hipótesis de no diferencia en la composición comunitaria de la macroinfauna pequeña y grande para datos de abundancia y biomasa entre épocas de muestreo y estaciones agrupadas de acuerdo a 1) distancia a plataformas petroleras y 2) densidad de plataformas fue rechazada.

Para el criterio de distancia a plataformas, no se encontró interacción multivariada significativa entre los factores época de muestreo y distancia. La composición comunitaria registrada en Noviembre de 1999 tanto para datos de abundancia como de biomasa fue muy diferente a la de Abril de 2000. De igual modo la distancia a plataformas petroleras tuvo un efecto

significativo sobre la composición comunitaria (Tabla 1). El grupo de estaciones localizadas > 8km de una plataforma petrolera fue significativamente diferente de la registrada en el grupo de estaciones localizadas de 0-3 km y de 3-8 km de distancia de plataformas petroleras. Los grupos de 0-3 km y 3-8 km no difirieron entre sí para la fracción de 0.5 mm de talla, sin embargo para la fracción de 2.0 mm de talla los grupos de estaciones > 8 km y 3-8 km fueron los que mostraron diferencias significativas.

Para el criterio de densidad de plataformas, en el caso de la macroinfauna pequeña solo se registraron diferencias entre las épocas de muestreo. No se encontró interacción multivariada significativa entre los factores época de muestreo y densidad. La composición comunitaria registrada en Noviembre de 1999 tan-

Tabla 1. Análisis de varianza multivariado no paramétrico de dos factores para probar diferencias e interacción entre épocas de muestreo y la influencia de las actividades petroleras con base en: a) distancia a la plataforma mas cercana y b) densidad de plataformas en un radio de 5 km para datos de abundancia y biomasa de macroinfauna de dos tallas.

a) Fuente	df	F	P	b) Fuente	F	P
Abundancia macroinfauna 0.5 mm						
Epoca	1	3.2018	0.0001	Epoca	2.4775	0.0005
Distancia	2	1.7709	0.0059	Densidad	1.3183	0.1136
Ep x Dist	2	1.0733	0.3587	Ep x Dens	0.9582	0.5399
Biomasa macroinfauna 0.5 mm						
Epoca	1	3.0920	0.0001	Epoca	2.4122	0.0005
Distancia	2	1.7533	0.0054	Densidad	1.2661	0.1417
Ep x Dist	2	1.0634	0.3696	Ep x Dens	0.9198	0.6029
Abundancia macroinfauna 2.0 mm						
Epoca	1	4.2324	0.0001	Epoca	4.5318	0.0001
Distancia	2	2.2361	0.0005	Densidad	1.5419	0.0396
Ep x Dist	2	0.6826	0.8738	Ep x Dens	0.9177	0.5880
Biomasa macroinfauna 2.0 mm						
Epoca	1	3.2346	0.0002	Epoca	3.4922	0.0001
Distancia	2	1.9891	0.0014	Densidad	1.5314	0.0318
Ep x Dist	2	0.7695	0.8151	Ep x Dens	0.7459	0.8491

to para datos de abundancia como de biomasa fue muy diferente a la de Abril de 2000. La densidad de plataformas petroleras en un radio de 5 km tuvo un efecto significativo para la macroinfauna grande, pero no para la macroinfauna pequeña (Tabla 1). La composición comunitaria de las estaciones con cero plataformas en un radio de 5 km fue significativamente diferente de la registrada en las estaciones con densidades de plataformas petroleras de 4 o más. Las otras combinaciones pareadas no fueron significativamente diferentes.

Análisis de Dispersión Multivariada no Paramétrica

La comparación de la dispersión multivariada entre los grupos de estaciones para cada factor analizado se uso para determinar si las diferencias detectadas con el NPMANOVA se debe a diferencias en la heterogenidad en las

varianzas o a diferencias entre las medias de los grupos. La hipótesis de no diferencia en la dispersión multivariada de dos fracciones de macroinfauna para datos de abundancia y biomasa entre épocas de muestreo y estaciones agrupadas de acuerdo a tres grupos de distancia a plataformas petroleras mostró resultados variables (Tabla 2). La abundancia de la macroinfauna pequeña no presentó diferencias significativas en la dispersión multivariada para ninguno de los factores, fecha de muestreo y distancia a plataformas. De modo que las diferencias significativas registradas por NPMANOVA indican que el efecto de la época de muestreo y la distancia a la plataforma más cercana produjo un cambio en las disimilaridades promedio entre los grupos y no un cambio en la variabilidad interna de la composición comunitaria dentro de cada grupo. La gráfica de ordenación del análisis CAP (se incluyen todas las estaciones muestreadas en ambas épocas) apoya los resultados del análisis NPMANOVA y NPDISP y se observa la separación de los

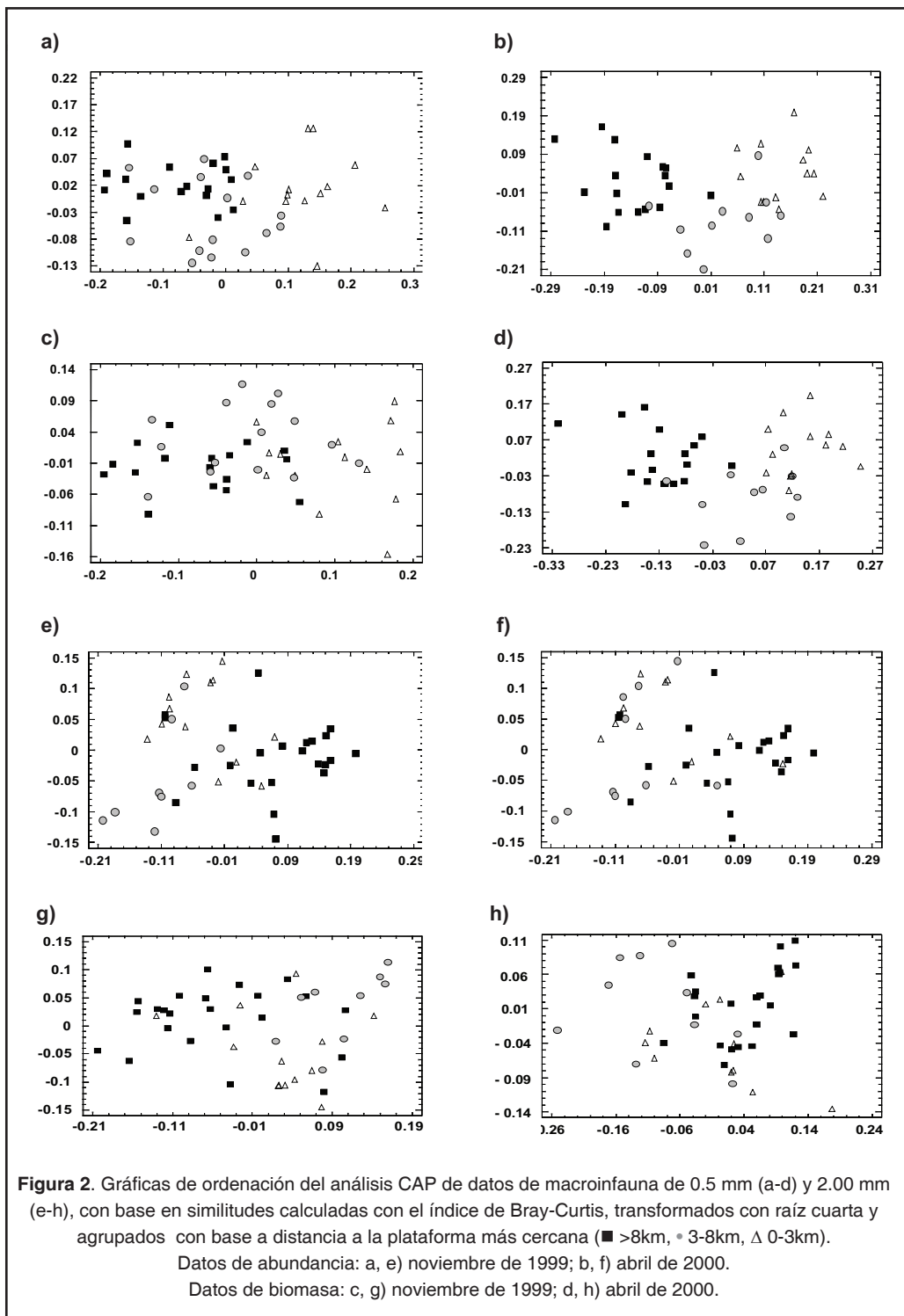
Tabla 2. Análisis de dispersión multivariado no paramétrico de dos factores para probar diferencias e interacción entre épocas de muestreo y la influencia de las actividades petroleras con base en: a) distancia a la plataforma mas cercana y b) densidad de plataformas en un radio de 5 km para datos de abundancia y biomasa de macroinfauna de dos tallas.

a) Fuente	df	F	P	b) Fuente	F	P
Abundancia macroinfauna 0.5 mm						
Epoca	1	2.6169	0.1125	Epoca	2.0407	0.1631
Distancia	2	2.5926	0.0851	Densidad	1.4070	0.2467
Ep x Dist	2	1.2114	0.3050	Ep x Dens	2.2463	0.1118
Biomasa macroinfauna 0.5 mm						
Epoca	1	4.1811	0.0452	Epoca	3.1786	0.0808
Distancia	2	2.1747	0.1237	Densidad	1.2924	0.2757
Ep x Dist	2	1.0735	0.3505	Ep x Dens	2.2676	0.1096
Abundancia macroinfauna 2.0 mm						
Epoca	1	16.1644	0.0001	Epoca	18.4291	0.0002
Distancia	2	2.2573	0.1178	Densidad	3.1493	0.0503
Ep x Dist	2	1.1260	0.3253	Ep x Dens	1.7032	0.1872
Biomasa macroinfauna 2.0 mm						
Epoca	1	15.9577	0.0001	Epoca	19.6628	0.0001
Distancia	2	3.0878	0.0562	Densidad	3.8402	0.0285
Ep x Dist	2	0.9696	0.3820	Ep x Dens	1.0627	0.3522

tres grupos de distancia siendo la separación de los grupos más clara para abril de 2000 y menos para noviembre de 1999 (Fig. 2 a y b). La biomasa de la macroinfauna pequeña y la abundancia y biomasa de la macroinfauna grande presentaron diferencias significativas en la dispersión multivariada para época de muestreo pero no para distancia a plataformas. Por lo tanto las diferencias significativas registradas por NPMANOVA indican que el efecto de la época de muestreo produjo un cambio en la variabilidad de la composición comunitaria, en donde el muestreo de noviembre de 1999 resultó ser más variable, y el efecto de la distancia a la plataforma más cercana produjo un cambio en las disimilaridades promedio entre los grupos, lo cual es más evidente para las muestras de abril de 2000 (Fig. 2 c y d).

La hipótesis de no diferencia en la dispersión multivariada de dos fracciones de macroinfauna para datos de abundancia y biomasa entre

épocas de muestreo y estaciones agrupadas de acuerdo a tres densidades de plataformas petroleras en un radio de 5 km también mostró resultados variables (Tabla 2). La abundancia y biomasa de la macroinfauna pequeña no presentó diferencias significativas en la dispersión multivariada para fecha de muestreo y para densidad de plataformas petroleras. Por tanto, las diferencias encontradas con el análisis NPMANOVA entre épocas de muestreo se deben a cambios en las disimilaridades promedio entre los grupos y no un cambio en la variabilidad interna de la composición comunitaria dentro de cada grupo. La abundancia y biomasa de la macroinfauna grande presentó diferencias significativas en la dispersión multivariada para ambos factores época de muestreo y densidad de plataformas. Esto significa que las diferencias encontradas por el NPMANOVA se deben a cambios en la variabilidad de la composición comunitaria, en donde el muestreo de noviembre de 1999 y el grupo de estaciones con alta



densidad de plataformas en un radio de 5km resultó tener mayor variabilidad en su composición comunitaria. Las gráficas de ordenación del análisis CAP (se incluyen todas las estacio-

nes muestreadas en ambas épocas) apoya los resultados del análisis NPMANOVA y NPDISP, donde se observa que los grupos de estaciones con densidades media y altas de platafor-

mas petroleras en un radio de 5 km se encuentran más dispersos (Fig. 2 a-d).

Análisis Multivariado de Regresión Múltiple

La relación de ocho grupos de variables ambientales con la ordenación multivariada de familias de macroinfauna por medio del procedimiento de selección adelantada (forward selection) mostró que el conjunto global de variables explicó desde 47 hasta 62% de la varianza total en los datos, aunque la mayoría

de los grupos de variables no fueron estadísticamente significativos (Tabla 3). El grupo de metales (Mn, Zn, Cu, Cr, Ba, Ni) y el grupo de variables del tamaño de grano (porcentajes de arena, limo, arcilla, tamaño medio de grano, desviación estándar, área específica del sedimento) fueron importantes ($p > 0.5$) en explicar la variación en los datos de familias de macroinfauna, pero la proporción acumulada de variación explicada no rebasó el 30%. La mayor varianza explicada (25%) por las concentraciones de metales se dio para la macroinfauna grande muestreada en abril de 2000 tanto para datos de abundancia como biomasa.

Tabla 3. Análisis de regresión múltiple tipo "forward selection" multivariado no paramétrico con base a distancias para determinar la relación de ocho grupos de variables ambientales con la matriz triangular de similitud de Bray-Curtis para datos de abundancia y biomasa de macroinfauna grande (> 2.0 mm) muestreados durante dos épocas.

Abundancia noviembre de 1999 macroinfauna grande; datos ambientales transformados					
Variable	SS(Trace)	Pseudo-F	P	Prop	cumulative
Metales	2.7499	1.5565	0.0034	0.1855	0.1855
Tamaño de grano	1.8255	1.0391	0.4079	0.1232	0.3087
Hidrocarburos	1.1822	0.7824	0.8476	0.0798	0.3884
Materia orgánica	0.4973	1.683	0.0949	0.0335	0.422
Salinidad	0.2229	0.7479	0.6602	0.015	0.437
Distancia plataformas	0.2175	0.7225	0.6909	0.0147	0.4517
Profundidad	0.2097	0.6886	0.7207	0.0141	0.4658
Carbonato	0.127	0.4075	0.9234	0.0086	0.4744
Biomasa noviembre de 1999 macroinfauna grande; datos ambientales transformados					
Variable	SS(Trace)	Pseudo-F	P	Prop	Cumulative
Metales	2.8377	1.4794	0.0054	0.178	0.178
Tamaño de grano	2.0565	1.0855	0.3052	0.129	0.3069
Hidrocarburos	1.2936	0.7955	0.856	0.0811	0.3881
Materia orgánica	0.6063	1.9213	0.045	0.038	0.4261
Salinidad	0.2731	0.8612	0.5631	0.0171	0.4432
Distancia plataformas	0.2171	0.6767	0.7543	0.0136	0.4568
Profundidad	0.2304	0.7106	0.715	0.0145	0.4713
Carbonato	0.18	0.5455	0.8657	0.0113	0.4826

Tabla 3 (Continuación). Análisis de regresión múltiple tipo "forward selection" multivariado no paramétrico con base a distancias para determinar la relación de ocho grupos de variables ambientales con la matriz triangular de similitud de Bray-Curtis para datos de abundancia y biomasa de macroinfauna grande (> 2.0 mm) muestreados durante dos épocas.

Abundancia abril de 2000 macroinfauna grande; datos ambientales transformados					
Variable	SS(Trace)	Pseudo-F	P	Prop	Cumulative
Metales	2.6062	2.4577	0.0001	0.2906	0.2906
Tamaño de grano	1.2439	1.215	0.1441	0.1387	0.4293
Hidrocarburos	0.923	1.1	0.3281	0.1029	0.5322
Materia orgánica	0.2769	1.6958	0.0886	0.0309	0.5631
Salinidad	0.1786	1.0982	0.3584	0.0199	0.583
Distancia plataformas	0.1871	1.1584	0.327	0.0209	0.6038
Profundidad	0.1676	1.0399	0.405	0.0187	0.6225
Carbonato	0.139	0.8561	0.5664	0.0155	0.638
Biomasa abril 2000 macroinfauna grande, datos ambientales transformados					
Variable	SS(Trace)	Pseudo-F	P	Prop	Cumulative
Metales	2.6728	2.225	0.0001	0.2705	0.2705
Tamaño de grano	1.4256	1.2328	0.1021	0.1443	0.4148
Hidrocarburos	1.0539	1.1145	0.2869	0.1067	0.5215
Materia orgánica	0.261	1.4021	0.1731	0.0264	0.5479
Salinidad	0.1937	1.0426	0.4023	0.0196	0.5675
Distancia plataformas	0.1885	1.0153	0.4313	0.0191	0.5866
Profundidad	0.1766	0.949	0.4903	0.0179	0.6044
Carbonato	0.1703	0.9113	0.525	0.0172	0.6217

DISCUSIÓN

Los resultados encontrados durante el presente estudio muestran que hay una fuerte influencia de los cambios temporales sobre la comunidad del macrobentos en la zona de transición del banco de Campeche. Esta influencia de la variabilidad natural se reflejó en menor abundancia, biomasa y número de taxa en el muestreo de noviembre y un subsecuente incremento en abril. Estudios previos sobre la variabilidad natural en el sur del Golfo de México han demostrado diferencias temporales marcadas sobre el macrobentos del banco de Campeche, las cuales se reflejan en disminución de la biomasa como resultado del efecto de los nortes (Soto y

Escobar-Briones, 1995; Soto *et al.*, 1998). Sin embargo esta influencia de los nortes no es tan marcada en la zona de transición como en la zona carbonatada, aparentemente como resultado de una perturbación continua causada por las descargas de los ríos el cual incrementa durante la época de lluvias (Hernandez Arana *et al.*, 2003). Estos cambios temporales en la estructura del macrobentos acoplados a incrementos en las descargas de ríos son típicos de plataformas continentales afectadas por grandes ríos como el amazonas (Aller y Stupakoff, 1996), el río Changjiang (Rhoads *et al.*, 1985) y el río Fly (Alongi *et al.*, 1992). Evidentemente

el sistema Grijalva-Usumacinta no se compara en caudal y extensión a los ríos mencionados; sin embargo muestra una variabilidad temporal asociada a la presencia o ausencia de este tipo de perturbación natural.

El segundo factor de interés para este estudio fue la influencia que las actividades petroleras tienen sobre la estructura del macrobentos en el sur del Golfo de México. Hernández Arana, (2003) demostró la existencia de un impacto derivado de estas actividades, sin embargo no pudo separar esta influencia de la ocasionada por las perturbaciones naturales como las descargas de los ríos y las tormentas de invierno. El análisis multivariado de varianza no paramétrico corroboró el efecto de las actividades petroleras el cual se refleja en una diferente composición comunitaria entre grupos de estaciones ubicadas cerca de plataformas petroleras (0-3 km) o grupos de estaciones localizadas en áreas donde la densidad de plataformas es mayor a tres en un radio de 5 km. Por el hecho de que las interacciones entre los factores principales no haya resultado significativo para ninguna de las dos fracciones de macrobentos se puede considerar que las actividades petroleras tienen una influencia independiente de la perturbación natural.

Los resultados de este trabajo difieren de lo que ha sido reportado para el norte del Golfo de México en donde las actividades petroleras tienen una influencia espacial limitada sobre el macrobentos a la cercanía de las plataformas (Rabalais *et al.*, 1992; Montagna y Harper, Jr., 1996). En el Sur del Golfo de México al parecer esta influencia se extiende hasta los tres km. Esto está de acuerdo con lo establecido para el Mar del Norte en donde se han reportado efectos moderados hasta los 2 km y efectos sutiles hasta los 6 km (Olsgard y Gray, 1995; Daan y Mulder, 1996; Grant y Briggs, 2002). El impacto que las actividades petroleras puedan tener sobre el macrobentos al parecer está en relación con la historia y la intensidad de explotación humana así como a la historia de perturbación natural (Daan y Mulder, 1996). En áreas donde las actividades petroleras son intensas o se han llevado a cabo por varias décadas se espera que exista un traslape de influencias de plataformas individuales; sin embargo esto no había sido probado con anterioridad. Este trabajo al usar como criterio para evaluar la influencia

de las actividades petroleras a la densidad de plataformas en un radio de 5 km demuestra este posible traslape de influencias.

En el contexto de la evaluación de impactos ambientales, Warwick y Clarke (1993) proponen que uno de los impactos de la perturbación es el incremento en la variabilidad de los datos. Pearson y Mannvik (1998) en su estudio sobre cambios a largo plazo en comunidades bénticas del Mar del Norte muestran que áreas influenciadas por actividades petroleras presentan fluctuaciones mayores en densidades de algunas poblaciones bénticas y diversidad en la estructura del bentos que en áreas alejadas de esta influencia humana. Los resultados obtenidos a través del análisis NPDISP muestran que los datos de abundancia y biomasa de la macroinfauna grande presentaron diferencias temporales y diferencias en relación con las actividades petroleras como resultado de un incremento en la dispersión de las réplicas en el espacio multivariado. Sin embargo las diferencias para la macroinfauna pequeña son producto de diferencias entre las medias de los grupos. Este tipo de respuesta quizá refleje mayor sensibilidad de la macroinfauna grande a la perturbación natural como el incremento en la sedimentación de material fino o cambios en la estabilidad de la columna de agua y de tipo humano como a la mayor densidad de plataformas y al traslape de influencias.

La relación de los patrones multivariados con las variables ambientales tanto naturales como de origen humano mostraron un grado de asociación débil. A pesar de esa asociación débil fue claro que el grupo de los metales fue el que explicó la mayor variación en los datos, lo que respalda la hipótesis de la influencia de las actividades petroleras sobre la infauna, medido indirectamente a través de su contribución a la carga de metales en el sedimento. La mayor variación explicada por los metales fue para la macroinfauna grande, esto refuerza la idea de que la macroinfauna grande podría ser más susceptible al impacto de las actividades petroleras. Estudios sobre la toxicidad de lodos de perforación con base diesel usados en el Mar del Norte sobre animales bénticos ha demostrado que son los hidrocarburos policíclicos aromáticos los responsables del efecto tóxico más que los metales (Grant y Briggs, 2002). Sin embargo en el sur del Golfo de México aparen-

temente los lodos de perforación usados son base agua (PEMEX comunicación personal) por tanto no contendrían cantidades importantes de hidrocarburos, pero los metales quizá entonces serían los más tóxicos. Las concentraciones de hidrocarburos totales registradas para este trabajo estuvieron en el intervalo de no detectados en áreas alejadas de la plataformas petroleras hasta $> 100 \mu\text{g g}^{-1}$ en estaciones cercanas a plataformas petroleras y más del 90% correspondió a la mezcla compleja no resuelta (UCM) lo que indica un origen de petróleo (Hernández Arana, 2003). Las variables del sedimento fueron importantes para la macroinfauna pequeña durante el muestreo de abril de 2000. Esta diferencia entre las variables ambientales que explican los patrones multivariados entre una época y otra muestran que hay una variabilidad temporal asociada quizá a los cambios en las descargas de los ríos y la posterior influencia de las tormentas de invierno cuya influencia sobre el sedimento se refleja en cambios sutiles en la composición

y tallas del sedimento en el área de transición del sur del Golfo de México.

Las técnicas multivariadas no paramétricas empleadas para probar las hipótesis de la influencia natural y humana sobre el macrobentos en el sur del Golfo de México probaron ser robustas para determinar el efecto de los factores principales y explorar las interacciones potenciales entre ellos. Este conjunto de técnicas permitió establecer que si hay influencia de las actividades petroleras sobre el macrobentos en el Banco de Campeche y que esta influencia es adicional a la influencia natural derivada de las descargas de los ríos y las tormentas de invierno. El diseño de muestreo refuerza la idea de la necesidad de aplicar diseños con una escala regional para el estudio del impacto de las actividades petroleras, sobre todo en áreas donde la variabilidad natural podría enmascarar las influencias derivadas de las actividades humanas (Olsgard y Gray, 1995; Pearson y Mannvik, 1998).

LITERATURA CITADA

- Aller, J.Y., e I. Stupakoff, 1996.** The distribution and seasonal characteristics of benthic communities on the amazon shelf as indicators of physical processes. *Continental Shelf Research*, 16: 717-751.
- Alongi, D.M., P. Christoffersen, F. Tirendi, y A.I. Robertson, 1992.** The influence of freshwater and material export on sedimentary facies and benthic processes within the Fly Delta and adjacent Gulf of Papua (Papua New Guinea). *Continental Shelf Research*, 12: 287-326.
- Anderson, M.J., 2001.** A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46.
- Anderson, M. J. 2003a.** CAP: a FORTRAN computer program for canonical analysis of principal coordinates. New Zealand, Department of Statistics, University of Auckland.
- Anderson, M. J. 2003b.** DISTLM forward: a FORTRAN computer program to calculate a distance-based multivariate analysis for a linear model using forward selection. New Zealand, Department of Statistics, University of Auckland.
- Anderson, M. J. 2003c.** NPDISP: a FORTRAN computer program for non-parametric multivariate dispersions (for any two factor ANOVA design) using permutation tests. New Zealand, Department of Statistics, University of Auckland.
- Anderson, M. J. 2003d.** NPMANOVA: a FORTRAN computer program for non-parametric multivariate analysis of variance (for any two factor ANOVA design) using permutation tests. New Zealand, Department of Statistics, University of Auckland.
- Anderson, M.J., y T.J. Willis, 2003.** Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology*, 84: 511-525.
- Botello, A.V., C. Gonzalez, y G. Diaz, 1991.** Pollution by petroleum hydrocarbons in sediments from continental shelf of Tabasco State, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 47: 565-571.
- Daan, R., y M. Mulder, 1996.** On the short-term and long-term impact of drilling activities in the Dutch sector of the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 1036-1044.
- Fuentes Yaco, C., D.A. Salas de Leon, M.A. Monreal-Gomez, y F. Vera-Herrera, 2001.** Environmental forcing in a tropical estuarine ecosystem: the Palizada river in the southern Gulf of Mexico. *Marine Freshwater Research*, 52: 735-744.

- Gonzalez, C., A.V. Botello, y G. Diaz, 1992.** Presence of aliphatic hydrocarbons in sediments and organisms from Campeche Bank, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 24: 267-270.
- Gonzalez-Macias, C., 1989.** Las comunidades bentónicas y su relación con afloramientos naturales de hidrocarburos en el Golfo de México: Crucero Chapo I. *Universidad y Ciencia*, 6: 7-28.
- Grant, A., y A.D. Briggs, 2002.** Toxicity of sediments from around a North Sea oil platform: are metals or hydrocarbons responsible for ecological impacts? *Marine Environmental Research*, 53: 95-116.
- Hernandez Arana, H.A., 2003.** Influence of natural and anthropogenic disturbance on the soft bottom macrobenthic community of the Campeche Bank, Mexico. PhD thesis. University of Plymouth, UK. 210 p.
- Hernandez Arana, H.A., A.A. Rowden, M.J. Attrill, R.M. Warwick, y G. Gold Bouchot, 2003.** Large-scale environmental influences on the benthic macroinfauna of the southern Gulf of Mexico. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 58: 825-841.
- Monreal Gomez, M.A., D.A. Salas de Leon, A.R. Padilla Pilotze, y M.A. Alatorre Mendieta, 1992.** Hydrography and estimation of density currents in the southern part of the Bay of Campeche, Mexico. *Ciencias Marinas*, 18: 115-133.
- Montagna, P., y D.E. Harper Jr., 1996.** Benthic infaunal long-term response to offshore production platforms in the Gulf of Mexico. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 2567-2588.
- Olsgard, F., y J.S. Gray, 1995.** A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. *Marine Ecology Progress Series*, 122: 277-306.
- Pearson, T.H., y H.P. Mannvik, 1998.** Long-term changes in the diversity and faunal structure of benthic communities in the North Sea: natural variability or induced instability? *Hydrobiologia*, 375/376: 317-329.
- Rabalais, N.N., B.A. McKee, D.J. Reed, y L.D. Mee, 1992.** Fate and effects of produced water discharges in coastal Louisiana, Gulf of Mexico, USA, p. 355-369. In: Ray, J.P., Engelhardt, F.R. (Eds.), *Produced Water*, Plenum Press, New York.
- Rhoads, D.C., D.F. Boesch, T. Zhican, X. Fengshan, 1985.** Macrobenthos and sedimentary facies on the Changjiang delta platform and adjacent continental shelf, East China Sea. *Continental Shelf Research*, 4: 189-213.
- Sokal, R.R., y F.J. Rohlf, 1995.** *Biometry*, W. H. Freeman and Co., New York. 887 p.
- Soto, L.A., y E. Escobar-Briones, 1995.** Coupling mechanisms related to trophic benthic production in the SW Gulf of Mexico, p. 233-242. In: Eleftheriou, A., A.D. Ansell, C.J. Smith. (Eds.), 28th European Marine Biology Symposium, Olsen and Olsen, Fredensborg, Institute of Marine Biology of Crete, Iraklio, Crete.
- Soto, L.A., y A. Gracia, 1987.** Evaluación de los efectos de hidrocarburos fósiles sobre las poblaciones de camarones peneidos en el Banco de Campeche. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 14: 133-146.
- Soto, L.A., S. Manickhand-Heileman, E. Flores, S. Licea, 1998.** Processes that promote decapod diversity and abundance on the upper continental slope of the southwestern Gulf of Mexico, p. 385-400. In: Klein, J.C.V.V., and F.R. Schram. (Eds.) *The Biodiversity crisis and Crustacea Fourth International Crustacean Congress*, A. A. Balkeman/Rotterdam/Brookfield, Amsterdam, The Netherlands.
- Valdes, V.M., y R. Ortega Ramirez, 2000.** Issues and challenges in the requalification of offshore platforms in Mexico. *Journal of Offshore Mechanics and Arctic Engineering*, 122: 65-71.
- Vazquez, F., R. Rangel, A.M. Quintero-Marmol, J., Fernandez, E. Aguayo, A. Palacio, y V.K., Sharma, 2000.** Southern Gulf of Mexico, p. 467-482. In: C.R.C. Shepard, (Ed.) *Seas at the Millennium: an Environmental Evaluation*, 1, Elsevier Science Ltd., Amsterdam.
- Vazquez-Botello, A., G. Ponce-Velez, y G. Diaz-Gonzalez, 1993.** Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's) en areas costeras del Golfo de México. *Hydrobiológica*, 3: 1-15.
- Warwick, R.M., y K.R. Clarke, 1993.** Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 172: 215-226.
- Yañez Arancibia, A., y P. Sanchez Gil, 1983.** Environmental "behavior" of Campeche Sound ecological system, off Terminos Lagoon Mexico: Preliminary results. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 10: 117-136.

De la Lanza Espino, G., y J.C. Gómez Rojas, 2005. Calidad de agua e indicadores fitoplanctónicos en tres ambientes acuáticos costeros al noroeste del Golfo de México, p. 565-574. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Calidad de Agua e Indicadores Fitoplanctónicos en Tres Ambientes Acuáticos Costeros al Noroeste del Golfo de México

34

Guadalupe de la Lanza Espino y Juan Carlos Gómez Rojas

Instituto de Biología, UNAM

RESUMEN

La compleja dinámica de los sistemas acuáticos costeros hace difícil actualmente diferenciar la eutrofización de origen natural de la cultural, por lo cual se puede considerar a los organismos del fitoplancton como una herramienta de apoyo en la evaluación de las condiciones fisicoquímicas o calidad del agua. Con base en esto, el presente estudio tuvo como objetivo analizar las características abióticas-bióticas de tres ambientes acuáticos de un sistema fluvio lagunar costero al noroeste de México (laguna las Marismas, estuario del río Pánuco y laguna Pueblo Viejo). Una baja proporción N:P, señaló un enriquecimiento de fósforo ($10 \mu\text{M}$), factor que determinó el predominio de las cianofitas. La composición de especies mostró una clara diferencia en los tres sitios de estudio, identificándose un total de 15 que han sido consideradas como posibles indicadoras de enriquecimiento por fósforo, entre las más importantes están las cianofitas *Anabaenopsis elenkinii*, *Merismopedia tenuissima*, *Oscillatoria limnetica*, *Synechocystis aquatilis*, así como las clorofitas, *Scenedesmus bijuga*, *Spermatozopsis exultans* y la bacilarofita *Cylindrotheca closterium*, como indicadoras dadas las altas densidades celulares, contenido de clorofila "a" y fósforo total.

ABSTRACT

The complex dynamics of coastal aquatic systems does actually difficult to differentiate the natural eutrophication of cultural eutrophication, by which they can be considered to the phytoplankton as monitoring in the evaluation of the physicochemical or water quality conditions. Based on this, the present study had an objective to analyze the abiotic-biotic characteristic of three fluvio lagoonar aquatic environments at the northwest of Mexico (Marismas Lagoon, Panuco River estuarine and Pueblo Viejo Lagoon). A low proportion N: P, indicated a significant enrichment of total phosphorus ($10 \mu\text{M}$) in the three environments, which could be the factor determined the predominance of the cyanophyta. The composition of species showed a clear difference in the three places of study, being identified a total of 15 species that have been considered as possible indicators of enrichment by phosphorus; between those we found as cyanophytes *Anabaenopsis elenkinii*, *Merismopedia tenuissima*, *Oscillatoria limnetica*, *Synechocystis aquatilis*, chorophytes *Scenedesmus bijuga*, *Spermatozopsis exultans* and basilarofita *Cylindrotheca closterium* as bioindicators conditions associated to high cell densities, chlorophyl "a" content and total phosphorus.

INTRODUCCIÓN

El enriquecimiento de materiales en los sistemas acuáticos costeros ha aumentado en las últimas décadas, ya sea como parte de su evolución o por causas antropogénicas que aceleran sus procesos evolutivos; motivo por el cual es importante evaluar su condición eutrófica. Tradicionalmente se han utilizado metodologías fisicoquímicas para determinar la calidad del agua con resultados que refieren condiciones en periodos cortos de tiempo, situación que requiere de relacionarse con organismos, debido a su exposición al medio acuático. Huszar *et al.* (1998) mencionan que las especies del fitoplancton pueden ser más útiles para la clasificación trófica de ambientes lacustres y por su parte De la Lanza Espino *et al.* (2000) sugieren que las algas microscópicas fitoplanctónicas reflejan mejor las condiciones ambientales del medio acuático, ya que responden rápidamente a los cambios que pueden ocurrir por procesos naturales o por actividades humanas, que modifican la estructura de sus comunidades.

La composición específica puede ser influenciada por el estado trófico, resultado de la disponibilidad de nutrientes inorgánicos nitroge-

nados y del fósforo, siendo este último el que estimula el crecimiento de la comunidad fitoplanctónica, así como la presencia de especies que prefieren ambientes eutróficos. Kelly y Whitton (1998) sugieren que las diferencias nutricionales de las clorofitas, cianofitas y bacilariofitas pueden inducir cambios en la dominancia de estos grupos; lo cual da una idea de las condiciones ambientales y niveles de calidad del agua.

Los estudios sobre bioindicadores en México son escasos; recientemente De la Lanza Espino *et al.* (2000) realizaron una compilación bibliográfica sobre organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación, en la cual se describen aquellos con posibilidades de ser usados en el monitoreo.

Por lo arriba expuesto, este estudio analizó la presencia de especies fitoplactónicas y su relación con el enriquecimiento de nutrientes, en tres ambientes acuáticos costeros de una misma cuenca fluvial (río Pánuco) al noreste de México.

ÁREA DE ESTUDIO

En general el clima de la región es tipo AW1(e), según García (1973), el cual corresponde a un clima cálido subhúmedo, con temperatura media de 22°C, y un promedio anual de 20 a 25°C con máximas en mayo y junio y sus mínimas en enero y febrero. La precipitación mayor es entre junio y octubre, siendo muy escasa en los meses restantes; la precipitación media anual es de 1,039 mm (INEGI, 1994).

calcáreos. El agua tiene poco movimiento y en época de lluvias recibe agua dulce y agua marina en máximas pleamares. En este sistema se muestrearon cuatro estaciones; al norte cerca de la boca que la comunica con el mar (22°27' N y 97°52' W), al sur (22°24' N y 97°52' W) y dos al centro (22°26' N y 97°52' W). La laguna Las Marismas recibe descargas de un poblado industrial petroquímico (Fig. 1).

Laguna las Marismas

Se localiza aproximadamente a 15.5 km al norte de la desembocadura del río Pánuco. Es un cuerpo salobre separado del mar por un cordón litoral. La laguna es somera con un sustrato fangoso en su extremo sur y fangoso arenoso en el norte, con formaciones de balánidos

El Río Pánuco o Moctezuma-Pánuco

Es uno de los más caudalosos e importantes ríos mexicanos; la mayor parte de su cuenca, pertenece a la porción central oriental de México, y el resto, que es la porción de su curso bajo, al declive hacia el Golfo de México, donde alcanza su máximo volumen.

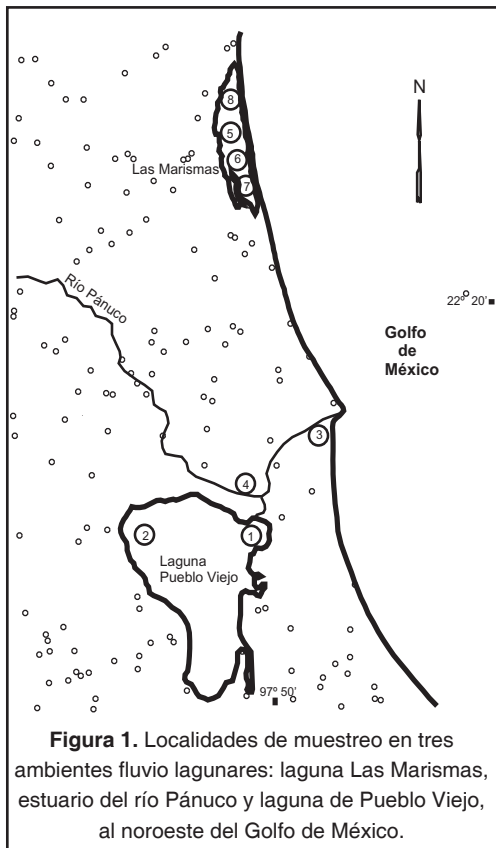


Figura 1. Localidades de muestreo en tres ambientes fluvio lagunares: laguna Las Marismas, estuario del río Pánuco y laguna de Pueblo Viejo, al noroeste del Golfo de México.

Existe escasa información de tipo ambiental acerca del estuario del río Pánuco, a pesar de que está considerado entre los más contaminados del país (INEGI, 1994). De los trabajos ambientales efectuados en la zona, está el de Miramar (1987) relacionado con las actividades en el puerto industrial, que menciona la influencia de esas actividades sobre el ecosistema marino adyacente al río Pánuco.

Para desarrollar el presente estudio se consideraron dos estaciones de muestreo en el estuario localizadas a $22^{\circ}12' N$ y a $97^{\circ}52' W$, así como a $22^{\circ}15' N$ y $97^{\circ}48' W$, (Fig. 1).

La Laguna de Pueblo Viejo

Está ubicada en la planicie costera al NW del Golfo de México, aproximadamente a 18 km al oeste de la desembocadura del río Pánuco, entre los paralelos $22^{\circ}05'$ y $22^{\circ}13' N$ y $97^{\circ}50'$ y $97^{\circ}57' W$, con una extensión aproximada de 14,2 km de largo y 1,25 km de ancho y una profundidad de uno a 2,5 m.

De la Lanza Espino y Cantú Ramírez (1986) con base en el índice de diversidad de pigmentos, así como por el contenido de clorofilas mencionan que es una laguna que presenta condiciones de eutrofia durante la época de nortes.

Cabe destacar que la cantidad de los principales metales en agua reportados por JICA-CNA (2000) para las dos épocas climáticas son bajos, que señalan no existe contaminación en agua; sin embargo en sedimento existe alto contenido de mercurio en el río Pánuco y laguna Pueblo Viejo (0.03 a 1.8 mg/kg y 0.7 mg/kg, respectivamente) (Tabla 1).

En esta laguna se consideraron dos estaciones de muestreo, una en el canal principal que comunica a la laguna con el río Pánuco, y la otra cercana a dos poblados ($22^{\circ}11' N$ y $97^{\circ}51' W$) (Fig. 1).

MÉTODO

Se eligieron ocho estaciones (septiembre del 2000) que representaron la influencia de actividades antropogénicas y en ellas se tomaron muestras de agua superficial a través de una botella Niskin para análisis fisicoquímicos y de fitoplancton. Se realizaron análisis *in situ* de temperatura, salinidad y pH. El oxígeno disuelto, DQO, ortofosfatos, fósforo total, nitratos, nitritos y clorofila "a", se determinaron según criterios de la APHA (1998). Para fitoplancton se tomaron 250 ml de agua de las botellas Niskin, a las que se adicionó lugol como preservador.

Posteriormente se identificaron y analizaron cuali y cuantitativamente por medio del vaciado de dos mililitros de cada muestra en una cubeta de sedimentación, utilizando un fotomicroscopio invertido Leitz Wetzlar/Diavert con barrido de transectos diametrales de acuerdo a Hasle (1978).

Se trabajó con un intervalo de confianza aceptable de acuerdo a Round (1990-1991) y Lara-Villa *et al.*, (1996), con el recuento de 100 a 300 células por muestra. Las células

Tabla 1. Contenido de metales en el río Pánuco y la laguna Pueblo Viejo durante dos épocas climáticas (JICA-CNA, 2000).

	Secas		Lluvias	
	Río Pánuco	Laguna Pueblo Viejo	Río Pánuco	Laguna Pueblo Viejo
Fenoles (mg/l)	< 0.001	<0.01	<0.001	<0.001
Cianuros (mg/l)	< 0.006	<0.006	<0.01	<0.01
Cr (mg/l)	< 0.1	<0.01-0.024	< 0.03	<0.03
Cr6+ (mg/l)	<0.002	<0.002	<0.003	<0.003
Cd (mg/l)	<0.02	<0.002	<0.005	<0.005
Pb (mg/l)	<0.01-0.01	<0.01	0.0014-0.0049	0.00003-0.0016
Cu (mg/l)	<0.005	<0.05	0.0034-0.0058	0.0035-0.0043
Zn (mg/l)	0.028	0.019-0.023	0.0017-0.0021	<0.0005-0.0012
Ni (mg/l)	<0.005	<0.005	0.0010-0.0050	0.0002-0.0003
As (mg/l)	0.002-0.004	0.001-0.004	<0.02	<0.02
Hg-T (mg/l)	<0.001	<0.001	<0.0003	<0.0003

fragmentadas pero con contenido celular se determinaron como completas de acuerdo al criterio de Stoermer *et al.* (1987). La determinación de la estructura de las comunidades, se

obtuvo de acuerdo al índice de diversidad (H') de Shannon y Wiener (Washington 1984; Lara-Villa *et al.*, 1996).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la fisicoquímica de los tres ambientes se destacaron las siguientes características: el intervalo de temperatura fue de 26.75 a 29.5°C en la época de lluvias, que según García (1973) corresponde a una condición térmica tropical. La salinidad para la laguna Pueblo Viejo y laguna las Marismas fue de 11.5 y de 17.4 ups, respectivamente (Tabla 2), niveles que corresponden a un medio mesohalino y en cuanto el estuario del río Pánuco fue de 3.64 ups u oligohalino (según criterio de Carriker, 1967).

El oxígeno disuelto fue en general, semejante a lo registrado en otros cuerpos de agua costeros, oscilando entre 75.9% para Pueblo Viejo y 81% de saturación tanto para la laguna las Marismas como para estuario del río Pánuco; condiciones satisfactorias para la vida acuática desde el punto de vista ecológico, tomando lo referido por Thurston *et al.* (1979) e incluso lo establecido en normas y criterios oficiales mexicanos.

Los nutrientes tanto nitrogenados como fosforados (Tabla 2) estuvieron dentro del intervalo normal registrado para sistemas lagunares, incluso semejante a lo evaluado por Contreras y Gutiérrez (1989) hace 13 años y más recientemente por Amezcua (1998); la excepción fue el fósforo total en la laguna las Marismas, donde alcanzó hasta 10 μM . En el caso de los ortofosfatos éstos fueron semejantes entre el presente estudio y los registros de JICA-CNA (2000); sin embargo, los contenidos de nitrógeno fueron más altos en los registros de JICA-CNA (2000) en sus niveles máximos, pero semejantes en el más bajo (Tabla 2).

A pesar de que el fósforo total fue alto, los tres ambientes pueden ser considerados en un estado de trofía normal, tomando como base lo referido por De la Lanza-Espino (1994); la excepción fue el estuario del río Pánuco si se toman los criterios limnológicos establecidos por Wetzel (1975) de no más de 3.0 μM .

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos en tres ambientes acuáticos de un sistema fluvio lagunar costero al noroeste del Golfo de México.

	Presente Estudio			Temporada de Secas (JICA-CNA, 2000)		Temporada de Lluvias (JICA-CNA, 2000)	
	Laguna Las Marismas	Estero del Río Pánuco	Laguna Pueblo Viejo	Río Pánuco	Laguna Pueblo Viejo	Río Pánuco	Laguna Pueblo Viejo
Traspacidad (m)				0.5-0.8	0-0.6	0.3-0.4	0.3-0.7
Temperatura °C	26.75	29.84	28.21	23.7-25.1	24.1-26.4	26.8-29.2	27.1-28.9
Salinidad (ups)	17.5	3.64	11.50	3.06-33.31	13.85-18.82	< 2	<2-10.60
pH	8.0	7.81	7.57	8.2-8.6	8.1-8.3	7.6-7.0	7-8.3
Oxígeno (mg/l)	5.85	6.0	5.50	9.2-15	7.2-11	4.9-5.5	5.8-6.4
Saturación de O ₂ (%)	81.0	81.0	75.90				
DQO (mg/l)	9.0	0.85	1.65				
Ortofosfatos (µM)	3.7	320	2.90	1.94-2.58	1.61-2.26	1.94-4.19	1.42-3.23
Fósforo Total (µM)	10.0	3.90	3.20	3.87-8.06	2.58-3.87	2.77-5.48	1.71-3.55
Nitritos NO ₂ (µM)	0.4	0.7	0.50	0.71-1.43	0.71-0.71	0.50-0.71	<0.14-0.50
Nitratos NO ₃ (µM)	1.4	16.4	10.70	11.43-15	0.71-10	13.57-60	0.71-43.57
Clorofila (mg/m ³)	39.7	4.75	4.40				
NH ₄ -N (mg/l)				0.71-2.86	0.71-2.86	<0.50-1.43	0.50-2.14
N-T (mg/l)				40-51.43	19.29-46.43	26.43-85.71	25-48.57
COD (mg/l)				2.7-7.8	1.0-1.3	3.6-4.4	1.3-6.8
SS (mg/l)					25-130	43-380	13-130
TOC (mg/l)						2.5-7.5	2.2-10

Las proporciones N:P para Pueblo Viejo y estuario del río Pánuco fueron 3.9 y 5.3, respectivamente, con un aparente déficit de nitrógeno dado el bajo cociente y en consecuencia una tendencia a la eutrofia tomando como base el criterio de Wu (1984). Los niveles de ortofosfatos y nitratos fueron normales comunes en lagunas costeras.

La carga orgánica evaluada a través de la DQO fue baja en general, con una máxima en laguna Las Marismas de escaso significado bajo el punto de vista de la contaminación y cuyo posible aporte puede ser de la vegetación local, tanto emergente como sumergida e incluso periférica (De la Lanza-Espino y Cantú-Ramírez, 1986 y De la Lanza-Espino 1990).

El contenido de clorofila "a" fue 8.6 veces mayor en la laguna Las Marismas que en laguna Pueblo Viejo y estuario del río Pánuco (Tabla 2), con una concentración alta de 39.7 mg/m³ semejante a lagunas muy productivas (De la Lanza Espino y Lozano Montes, 1999). Además, coincidió con el máximo de DQO (9 mg/l) que permite suponer que la materia orgánica procedió del fitoplancton; sin embargo, por las concentraciones de fósforo total, ortofosfatos, clorofila "a" y alta densidad de células (Fig. 2), la laguna Las Marismas puede ser considerada en condiciones de eutrofia.

JICA-CNA (2000) registraron contenidos de 2.7-7.8 mg/l de carbono orgánico total (equivalente a 6.1-21.8 mg de DQO) en el río Pánuco

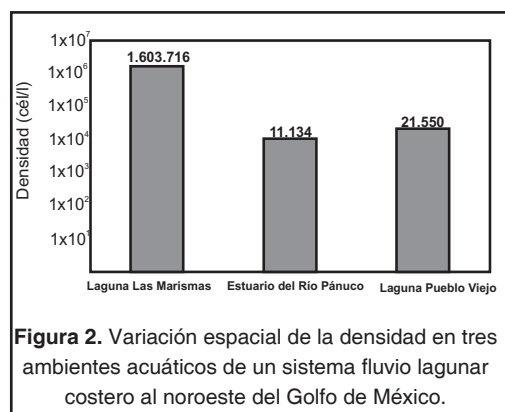


Figura 2. Variación espacial de la densidad en tres ambientes acuáticos de un sistema fluvio lagunar costero al noroeste del Golfo de México.

y de 2.2-10 mg/l TOC (equivalente a 5.9-27.0 mg/l de DQO, aproximadamente) en la laguna Pueblo Viejo; niveles superiores a los aquí registrados y que pueden ser consecuencia de la metodología empleada y el día en que fueron realizados los muestreos, tomando en cuenta que ambas estudios corresponden al mismo año. Otra justificación puede ser la ubicación de las estaciones y la hora del muestreo donde hay descargas residuales intermitentes y en la laguna descargas puntuales urbanas no registradas.

El contenido de clorofila “a” fue parecido al determinado por JICA-CNA (2000) tanto para el estuario del río Pánuco como de la laguna Pueblo Viejo; sin embargo la concentración en la laguna Las Marismas fue mayor.

Según la información de JICA-CNA (2000) la fisicoquímica de Pueblo Viejo y río Pánuco señala un proceso de concentración en época de sequías con incremento de clorofila “a” y una de dilución y baja de clorofila “a” en época de lluvias, como puede verse en los intervalos de variación de los parámetros en la tabla 2.

En los tres ambientes acuáticos se determinó un predominio de cianofitas, representando entre el 72.5 % en laguna Pueblo Viejo, el 78 % en el estuario del río Pánuco y el 96 % en laguna Las Marismas (Fig. 3), señalando esta última un estado de eutrofía. Registros hechos por otros autores corroboran esta condición, por ejemplo Trifonova (1998) observó que en aguas eutrofizadas las cianofitas representan el 75% de la biomasa total, Lepistö y Rosenström, (1998) incluso mencionan que las cianofitas son el grupo más importante en cuerpos lacustres con 2.8 µM de fósforo total y Padiśák (1998) designa que las condiciones hipertrófi-

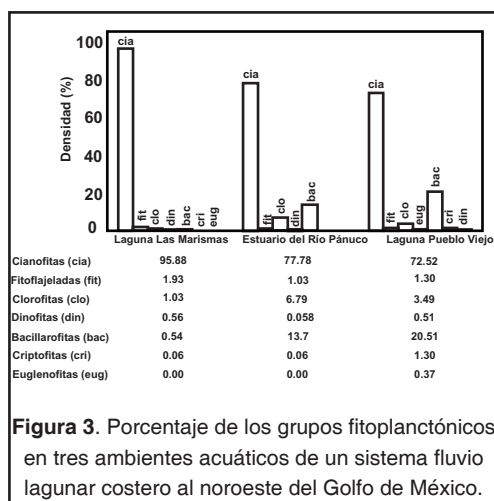


Figura 3. Porcentaje de los grupos fitoplanctónicos en tres ambientes acuáticos de un sistema fluvio lagunar costero al noroeste del Golfo de México.

cas se caracterizan por florecimientos de cianofitas. Recientemente Downing *et al.* (2001) mencionan que hay una probabilidad del 80 % de que predominen las cianofitas en ambientes con 3.2 µM de fósforo total. La especie cianofita predominante en la laguna de Pueblo Viejo y la laguna Las Marismas fue *Merismopedia tenuissima* con el 26 y 40.76 % de la densidad, respectivamente.

El segundo lugar estuvo representado por las bacillarofitas, registradas tanto para el ambiente mesohalino de la laguna Pueblo Viejo con el 20.5 % (predominando *Cylindrotheca closterium* con el 6.5 % de la densidad), como el oligohalino del estuario del río Pánuco con el 13.7% (Fig. 3) y en los últimos lugares, las clorofitas, fitoflageladas, criptofitas, dinofitas, euglenofitas, en ese orden decreciente.

A pesar de lo anterior, hay que tomar en cuenta que cada sistema acuático tiene un equilibrio hidrobiológico particular y hacer comparaciones puede resultar riesgoso. Las cianofitas han sido consideradas como bioindicadoras de eutrofía, como ha sido el caso del presente estudio; según Lepistö y Rosenström, (1998), también las clorofitas son comunes en lagos eutróficos con 2.8 µM de fósforo total, e incluso en reservorios hipertróficos con intervalos de 7.4 a 11.6 µM de fósforo total (Dasí *et al.*, 1998); con base en ésto es posibles considerar como especies indicadoras a *Scenedesmus bijuga*, y *Spermatozopsis exultans*, que en la laguna de Pueblo Viejo y la laguna las Marismas representaron 0.8 a 1.3% de la densidad, respectivamente.

Los tres ambientes acuáticos se pudieron diferenciar tanto con base en las variables físico-químicas, como con base en la composición de especies, sumando entre los tres cuerpos de agua 15 especies indicadoras, así como ocho especies que comparten los tres ambientes (Tabla 3). En la laguna de Pueblo Viejo se identificaron 39 especies en total, con 13 especies y nueve géneros importantes, dominando las bacilariofitas (Tabla 2). Dentro de los posibles indicadores de contaminación están: *Cryptomonas* sp, y *Aulacoseria granulata* típicas de ambientes eutróficos (Kilham y Kilham, 1975; Lima *et al.*, 1979; Lepistö y Rosenström, 1998); así como *Euglena polymorpha*, *Scenedesmus quadricauda* (Trifonova, 1998; Abdul-Hussein y Mason, 1988), *Cyclotella* sp., típica de ambientes de oligotróficos a moderadamente eutróficos (Trifonova, 1998; Dasí *et al.*, 1998; Reynolds, 1998). Prescott (1962) menciona que la presencia de *E. polymorpha*

y *Lepocinclis* sp. están relacionadas con contenidos altos de materia orgánica.

En el estuario del río Pánuco, se identificaron en total 44 especies con 11 importantes (Tabla 3), siendo de las bacilariofitas las más representativas y en segundo lugar las cianofitas y clorofitas. Las especies características en el río y clasificadas como de ambientes eutrofizados fueron: *Gomphosphaeria aponina* (Abdul-Hussein y Mason, 1988; Dasí *et al.*, 1998; Lepistö y Rosenström, 1998). Reynolds (1998), considera a *Actinastrum hantzschii* como una especie de ambientes hipertróficos; sin embargo *Gymnodinium verruculosum*, de ambientes oligotróficos.

En la laguna las Marismas se identificó el mayor número de especies con 53 en total, destacando 20 como distintivas (Tabla 3), 18 cianofitas, seguidas por las bacilariofitas con 14.

Tabla 3. Géneros y especies característicos de un sistema lagunar costero al noroeste del Golfo de México. Los géneros y especies en negritas son propuestas de bioindicadores fitoplanctónicos.		
Laguna Las Marismas	Estuario del Río Pánuco	Laguna de Pueblo Viejo
<i>Amphora Cofaeformis</i>	<i>Achnanthes</i> sp.	<i>Amphora</i> sp.
<i>Amphora proteus</i>	*Actinastrum hantzschii	*Aulacoseira granulata
<i>Amphora</i> sp.	<i>Chlorococcal</i> sp	*Cyclotella sp.
<i>Anabaena</i> sp.	*Gomphosphaeria aponina	*Cryptomonas sp.
*Ankistrodesmus falcatus	*Gymnodinium verruculosum	<i>Chaetoceros subtilis</i>
<i>Aulacomonas submarina</i>	<i>Navicula</i> sp.	<i>Cocconeis placentula</i>
*Chaetoceros gracilis	<i>Nitzschia gandersheimiensis</i>	<i>Cyclotella litoralis</i>
*Chaetoceros muelleri	<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	<i>Dinofita</i> sp.
<i>Chroococcus</i> sp.	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	<i>Diploneis bombus</i>
*Chroococcus turgidus	<i>Spirulina laxa</i>	<i>Entomoneis alata</i>
<i>Fitoflagelada</i> sp.	<i>Spirulina laxissima</i>	*Euglena polymorpha
<i>Fitoflagelada</i> sp.		<i>Glenodinium</i> sp.
<i>Golenkinia radiata</i>		<i>Hantzschia amphioxys</i>
<i>Nitzschia eglei</i>		*Lepocinclis sp.
<i>Nitzschia parvuloides</i>		<i>Monoraphidium elongatum</i>
*Oscillatoria erythraea		<i>Nitzschia sigma</i>
Prorocentrum dentatum		<i>Nitzschia</i> sp.
<i>Prorocentrum minimum</i>		*Scenedesmus quadricauda
<i>Synechococcus</i> sp		<i>Surirella</i> sp.
<i>Treubaria setigerum</i>		<i>Synechococcus cedrorum</i>
		<i>Synechococcus</i> sp.
		<i>Synedra ulna</i>
* Género y especies indicadoras		
Especies frecuentes y dominantes en los tres ambientes		
<i>Merismopedia tenuissima</i>	<i>Merismopedia punctata</i>	<i>Scenedesmus bijuga</i>
<i>Oscillatoria limnetica</i>	<i>Anabaenopsis elenkinii</i>	<i>Synechocystis aquatilis</i>
<i>Cylindrotheca closterium</i>	<i>Spermatozopsis exultans</i>	

Las especies registradas como indicadoras de contaminación, según la literatura, fueron: *Chaetoceros gracilis* y *Chaetoceros muelleri*; Turpin y Harrison (1979) mencionan que pueden ser características de elevadas concentraciones de amonio. Abdul-Hussein y Mason, (1988) identifican a *Ankistrodesmus falcatus* como la especie más importante en ambientes eutróficos; así como *Scenedesmus bijuga* en ambientes lacustres eutróficos (Trifonova, 1998).

La diversidad, tanto en la laguna de Pueblo Viejo como en el estuario del río Pánuco, fue de 1.85 y 2, respectivamente; según el criterio de

Hendley, (1977), ambos sitios presentarían una contaminación moderada. Comparativamente, Ali *et al.* (2000) reportan una diversidad de 1.72 como indicador de condiciones moderadas de contaminación en el río Nilo. En la laguna Las Marismas la diversidad fue de 0.72 que según consideraciones de Hendley (1977) fue altamente contaminada, a pesar de que dichos valores están dentro de los límites de variación de la diversidad de especies en lagunas costeras tropicales, los cuales están comprendidos entre 0.04-4.7 bits/ind según Santoyo, (1994). Sin embargo hay que tomar en cuenta las particularidades del marco biofísico local.

CONCLUSIONES

Dado que las condiciones fisicoquímicas de los tres ambientes cumple con las normas y criterios de la calidad del agua éstos se consideran como satisfactorios para la vida acuática; sin embargo, el mayor contenido de fósforo total, así como la carga orgánica determinaron una tendencia a la eutrofización en la laguna Las Marismas. Aunque los altos contenidos de fósforo en ambientes costeros es una condición normal de su evolución; estos estados de eutrofia normal son importantes desde el punto ecológico ya que pueden ser el factor que determine el predominio de especies fitoplanctónicas (cianofitas) tolerantes a diferentes grados de eutrofia, las cuales serían una herramienta importante en la caracterización ambiental de sistemas acuáticos contaminados. Las microalgas comunes e importantes en los tres am-

bientes acuáticos fueron las cianofitas *Merismopedia tenuissima*, *Merismopedia punctata*, *Oscillatoria limnetica*, *Anabaenopsis elenkinii*, *Synechocystis aquatilis*, así como las clorofita *Scenedesmus bijuga*, *Spermatozopsis exultans* y la basilarofita *Cylindrotheca closterium* las cuales son consideradas como especies de ambientes oligotróficos a moderadamente eutróficos; la presencia de éstas, así como las características de densidad, contenido de clorofila "a" y fósforo total indicaron fluctuaciones en la calidad del agua, y pueden ser consideradas como especies indicadoras. Localmente se observa que en laguna Las Marismas y la laguna de Pueblo Viejo tienen el mayor número de especies indicadoras, mientras que en el río Pánuco sólo se presentaron tres.

LITERATURA CITADA

Abdul-Hussein, M.M., y C.F. Mason, 1988. The phytoplankton community of a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 169: 165-277.

Ali, G.H, E. El-Taweel Gamila, M.G. Mahasen y M.A. Ali, 2000. Microbiological and chemical study of the Nile River water quality. *International Journal Environmental Studies*, 58:47-69.

Amezcuca, M.A., 1998. Poliquetos bénticos indicadores de la calidad del agua y sedimento del río Pánuco, Tamaulipas, México, Tesis Profesional, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, UNAM. México. 135 p.

APHA, 1998. Standard Methods for the Examination of water and Wastewater., 20th Edition, AWWA-WPCF 849 p.

Carriker, M.R., 1967. Estuaries, p. 4-42. *In:* Lauff Git (Eds.) Publication 83 American Association for the Advancement of Science Washington D.C.

Contreras, F., y F. Gutiérrez, 1989. Hidrobiología, nutrientes y productividad primaria en lagunas costeras, p. 57-78. *In:* J. Rosa-Vélez y F. González-Farías (Eds.) Temas de Oceanografía Biológica en México. Universidad Autónoma de Baja California.

- Dasí, M.J., M.R. Maricle, A. Camacho, J.M. Soria y E. Vicente, 1998.** Summer phytoplankton assemble across trophic gradients in hard-water reservoirs. *Hydrobiologia*, 369/370: 27-43.
- De la Lanza Espino, G. y M.C. Cantú Ramírez, 1986.** Cuantificación de clorofilas y aplicación del índice de diversidad de pigmento (D430/D665) para estimar el estado biótico de la Laguna de Pueblo Viejo. Ver. *Universidad y Ciencia*, 3 (5):31-41.
- De la Lanza Espino, G., 1990.** Algunos aspectos sobre hidrológica y calidad del agua, p.181-199. In: G.E. de la Lanza y J.L. Arredondo Figueroa (Eds.) *La Acuicultura en México: de los conceptos a la producción*. Ediciones Especiales del Instituto de Biología, UNAM.
- De la Lanza Espino, G., 1994.** Química, p. 127-182. In: G De la Lanza-Espino y C Cáceres Martínez (Eds.) *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*, Universidad Autónoma de Baja California, 525 p.
- De la Lanza Espino, G. y H. Lozano Montes, 1999.** Comparación fisicoquímica de las lagunas de Alvarado y Términos. *Hidrobiológica*, 9(1):15-30.
- De la Lanza Espino, G., S. Hernández, y J.S. Carbajal, 2000.** Organismos Indicadores de la Calidad del Agua y de la Contaminación (Bioindicadores), SEMARNAP, CNA, IB, UNAM, P y V., México D.F., 633 pp.
- Downing, J.A., S.B. Watson y E. McCauley, 2001.** Predicting cyanobacteria dominance in lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(10): 1905-1908.
- García, E., 1973.** Modificaciones al sistema de clasificación climática de Copen para adaptarlo a las condiciones de la republica Mexicana. Instituto de Geofísica, UNAM. México. 246 p.
- Hasle, G.R., 1978.** Using the inverted microscope, p. 191-196. In: A. Sournia, (ed.) *Phytoplankton Manual*. UNESCO, Paris. 337 p.
- Hendley, N., 1977.** The species diversity index of some in-shore diatoms communities and its use in assessing the degree of pollution insult on parts of the North Coast of Cornwall, p. 355-378. In: J. Cramme, (ed) *Fourth Symposium on Recent and Fossil Marine Diatoms*.
- Huszar, V.L.M., L.H.S. Silva, P. Domingos, M. Marinho y S. Melo, 1998.** Phytoplankton species composition in more sensitive tha OCED criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. *Hydrobiologia*, 369/370: 59-71.
- INEGI, 1994.** Estadísticas del Medio Ambiente. INEGI., México. 447 p.
- JICA-CNA, 2000.** The study on development of the national water quality monitoring program in coastal areas in the united mexican states. Final Report 20 p.
- Kelly, M.G. y B.A. Whitton, 1998.** Biological monitoring in river. *Hydrobiologia*, 384(1-3): 55-67.
- Kilham, S.S y P. Kilham, 1975.** *Melosira granulata* (Ehr.) Ralf: morphology and ecology of a cosmopolitan freshwater diatom. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 19: 2716-2721.
- Lara-Villa, M.A., J.L. Moreno-Ruiz y E.J. Amaro-Mauricio., 1996.** Fitoplancton: conceptos básicos y técnicas de laboratorio. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México. 227 p.
- Lepistö, L. y U. Rosenström., 1998.** The most typical phytoplankton taxa in four types of boreal lakes. *Hydrobiologia*, 369/370: 89-97.
- Lima, W.C., J.G. Tundisi y M. Marins., 1979.** A systemic approach to the sensitivity of *Melosira italica* (Ehrs) Kutz. *Revista Brasileira de Biología*, 39: 559-563.
- Miramar, R.L., 1987.** Estudio de los posible efectos que sobre la productividad primaria ejercen las actividades del puerto industrial de Altamira, Tamaulipas, Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, UNAM, 90 p.
- Padisák, J., 1998.** Selection of phytoplankton association in lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprocaryotes. *Hydrobiologia*, 384: 41-53.
- Prescott, G.W., 1962.** *Freshwater Algae*. Brown, Dubuque. 977 p.
- Reynolds, C.S., 1998.** What factors influence the species composition of phytoplankton in lake of different trophic status?. *Hydrobiología*, 369/370: 11-26.
- Round, F.E., 1990.** The effect of liming on the benthic diatom populations in three upland Welsh lakes. *Diatom Research*, 5 (1): 129-140.
- Round, F.E., 1991.** Epilithic diatoms in acid water streams flowing into the reservoir Llyn Brianne. *Diatom Research*, 6 (1): 137-145.
- Santoyo, H., 1994.** Fitoplancton y productividad, p. 221-245. In: G. De la Lanza Espino y C. Cáceres Martínez (Eds.) *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*, Universidad Autónoma de Baja California. 525p.
- Stoermer, E.F., J.P. Kociolek, C.L. Schelske y D.J. Conley., 1987.** Quantitative analysis of siliceous microfossils in the sediments of lake Erie's central basin. *Diatom Research*, 2 (1): 113-134.

Trifonova, I.S., 1998. Phytoplankton composition and biomass structure to trophic gradient in some temperate and subarctic lakes of north-western Russia and the Prebaltic. *Hydrobiologia*, 369/370:99-180.

Turpin, D.H. y P.J. Harrison, 1979. Limiting nutrient patchiness and its role in phytoplankton ecology. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 39: 151-166.

Thurston, R.V., R.C. Russo, JR. C.M. Felterolf, T.A. Edsall, y Jr. Y.M. Barber., 1979 A Review of the EPA Red Book: Quality Criteria for Water. Water Quality Section, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 313 p.

Washington, H.G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18: 653-694.

Wetzel, R.G., 1975. Limnology. Saunders College Publishing, Philadelphia. 745 pp.

Wu, J.T., 1984. Phytoplankton as bioindicator for water quality in Taipei. *Botany Bulletin of Academia Sinica*, 25: 205-214.

Evaluación del Impacto Ambiental de la Central Nucleoeléctrica Laguna Verde a 15 Años de Operación

35

Jaime A. Silva Jiménez¹ y Alfonso V. Botello²

¹ Gerencia de Centrales Nucleoeléctricas, Ingeniería Ambiental-CFE

² Instituto de Ciencias del Mar y Limnología

RESUMEN

En el presente estudio se muestran los resultados de los análisis químicos, físicos biológicos y radiológicos llevados a cabo por el Laboratorio de Monitoreo y Dosimetría Ambiental, a fin de evaluar los impactos ambientales de la operación de la Central Nuclear de Laguna Verde (CNLV) desde su etapa preoperacional (1980-88) hasta el 2003. Los resultados indican que los niveles de radiación se han mantenido dentro de las variaciones naturales, debajo de los límites normativos, y no han representado ningún peligro para los ecosistemas aledaños ni para los habitantes de la región. De igual manera, los análisis sobre la productividad marina, los parámetros fisicoquímicos, y las comunidades de fito y zooplancton en la zona de descarga, muestran sólo variaciones naturales a lo largo de 24 años; lo que indica que el impacto de la descarga del agua de enfriamiento es menor que el calculado por los modelos de difusión de la pluma térmica. Finalmente se resalta el problema sobre la disposición de los desechos radioactivos como producto de la operación de los reactores, haciéndose notar que los de nivel alto se almacenan en albercas de decaimiento dentro de la CNLV por toda la vida útil de la misma, por su parte, los desechos de nivel bajo y medio se depositan y almacenan en contenedores de alta integridad donde al cabo de 2 años su radioactividad decae hasta un 97%.

ABSTRACT

Results of physico-chemical, biological and radiological analysis carried out by the Environmental Monitoring and Dosimetry Laboratory of the Laguna Verde Nuclear Power Plant in order to evaluate the impacts of her operation on the environment since 1980 up 2003 are shown in this paper. These indicate that levels of radiation, not jeopardizing the ecosystem in the nearby of the plant as well as the health of the inhabitants or the region. Also, the analyses of primary productivity, diversity of phyto and zooplankton and fisheries stocks indicate a null variability during the last 24 years. Thus, the ecological impact produced by ther thermal discharge is minimum in accordance with the dispersion models. Finally, the disposition of nuclear wastes is discussed pointed out that the high level wastes are stored in decay pools inside the plant, and the wastes of low and medium level are placed and stored in high integrity containers at least during two years , where the loss radiactivity up to 97%.

INTRODUCCIÓN

En julio de 1990 dio inicio la operación comercial de la unidad 1 de la Central Nuclear de Laguna Verde (CNLV), con una capacidad de producción de 654 MW eléctricos netos, generados a partir de uranio enriquecido como combustible y agua en ebullición como moderador y refrigerante (BWR). En abril de 1995 entró en operación la unidad 2 con capacidad y características similares.

Las emisiones de radionúclidos artificiales liberados al ambiente por la CNLV en forma gaseosa o líquida, se encuentran reglamentadas, a nivel nacional, por la Comisión Nacional de Seguridad Nuclear y Salvaguardias (CNSNS), y a nivel internacional por el Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA), que vigila el cumplimiento de los acuerdos y convenios de seguridad nuclear, y por la World Association of Nuclear Operators (WANO), que agrupa a todos los operadores de reactores nucleares en el mundo, y busca mantener en un nivel inmejorable la seguridad.

De acuerdo con los estándares de estos organismos, el control de tales liberaciones debe ser óptimo y las dosis de exposición al medio deben de ser tan bajas como razonablemente sea posible (IAEA, 1986; USNRC, 1992, CNSNS, 1994). El procedimiento para garantizar tales estándares incluye la determinación de las condiciones naturales del lugar, antes del inicio de operaciones de la planta, e iniciar un programa de monitoreo ambiental; el cual continua durante toda la vida útil del reactor (LANL, 1987; Jaquish y Bryce, 1989).

La presente contribución es una síntesis de tales estudios, los cuales se enfocaron al análisis del transporte atmosférico de materiales radioactivos, al efecto de la descarga de agua al mar adyacente y a la evaluación de las condiciones ambientales generales y a los recursos bióticos en particular.

ÁREA DE ESTUDIO

La Central Nucleoeléctrica Laguna Verde se localiza en la costa nororiental del estado de Veracruz, México, en los 19°43'30"N y los 96°43'09"W. Topográficamente el sitio es plano, limitado al Este por el Golfo de México y al Oeste por montañas de baja elevación, de 500 m aproximadamente en los primeros 5 km de la costa y elevaciones de alrededor de 1,400 m a 60 km de la misma (Fig. 1).

El clima del área, de acuerdo a la clasificación climática de Köppen (modificada por E. García, 1981), es Aw1 (w) (i)w", tropical (marítimo) cálido húmedo con lluvias en verano, el mes con mayor precipitación es julio y el más seco enero. Durante el invierno e inicio de la primavera se presentan frentes de aire polar, mientras que en el verano perturbaciones tropicales.

METODOLOGÍA

La evaluación del impacto ambiental potencial producido por la CNLV, durante las fases de construcción y operación, incluyó el análisis de los siguientes tres componentes.

Niveles de Radiación

Las liberaciones de efluentes líquidos y gaseosos son parte muy importante de la verificación de los sistemas de operación en las instalaciones nucleares. Debido a que los límites

máximos de dosis radiactivas fijadas para la población, como resultado de la operación normal de la central, representan un porcentaje muy pequeño de las dosis que por radiación ionizante recibe normalmente la población de fuentes naturales o preexistentes, es necesario conocer estas actividades y dosis, así como las variaciones que se presentan en el área antes de la puesta en operación de la planta: estas mediciones son la base para evaluar, durante la etapa operacional, cualquier cambio en los ni-

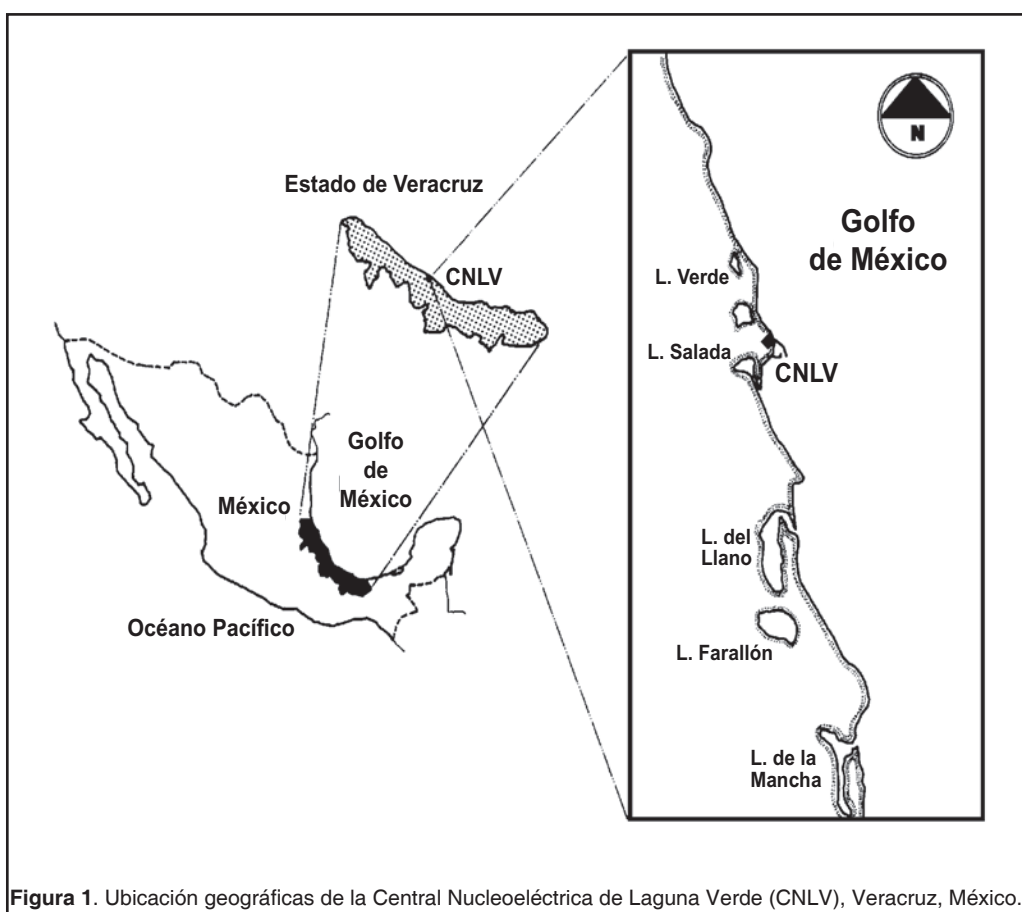


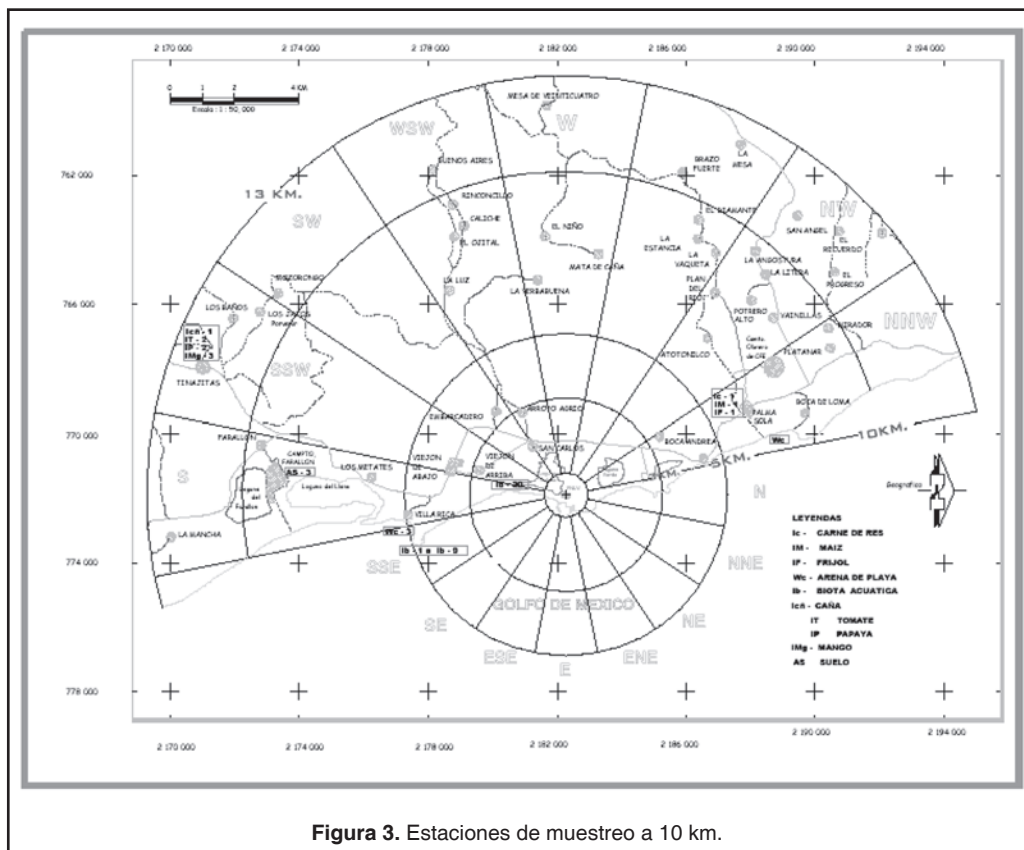
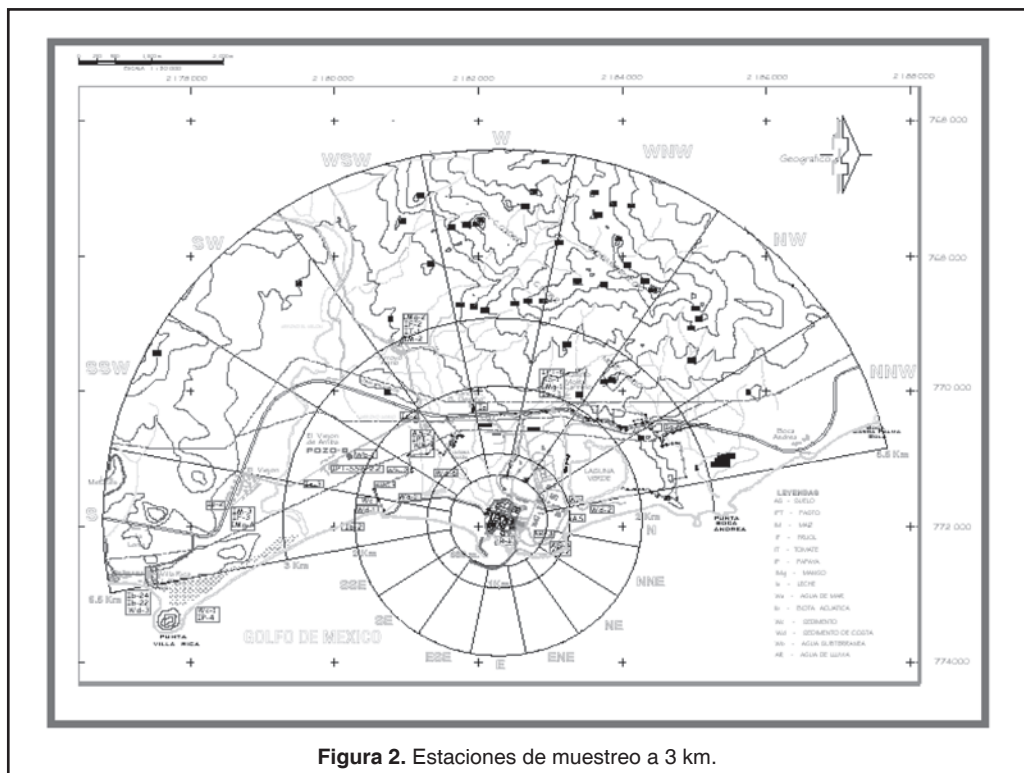
Figura 1. Ubicación geográficas de la Central Nucleoeléctrica de Laguna Verde (CNLV), Veracruz, México.

veles de radiación en el ambiente, y para poder cuantificar el impacto radiológico producido.

Lo anterior fue posible gracias al Programa de Monitoreo Radiológico Ambiental (PMRA), que cumpliendo requisitos normativos, inició su ejecución en la etapa preoperacional, enfocado al estudio previo de las condiciones radiológicas naturales (niveles de radiación) y cuya continuidad se da hasta la fecha en la etapa operacional. Dicho programa fue diseñado y realizado por el Laboratorio de Monitoreo y Dosimetría Ambiental de la Comisión Federal de Electricidad. La fase preoperacional se ejecutó entre los años 1980 y 1988. Se analizaron las diferentes rutas de exposición que podrían seguir tanto los efluentes líquidos como los gaseosos. Las estaciones de muestreo para los diferentes compartimientos analizados se muestran en las figuras 2, 3 y 4 y comprenden estaciones localizadas en un radio de 3 y 10 km del sitio de ubicación de la planta y de 70 km para las estaciones de referencia.

Posteriormente, una vez en operación comercial la CNLV, se continuó con el PMRA en su fase operacional. En la tabla 1 se presentan los tipos de análisis realizados en cada compartimiento ambiental, así como las técnicas empleadas para tal fin, y en las figuras 5 y 6 se muestra el número de análisis realizados en los períodos pre y operacional, así como los análisis obligatorios y complementarios efectuados en 2003, que comprendieron muestras de aire, partículas atmosféricas, agua de lluvia, suelo y depósito de polvos, bioacumulación en vegetales y productos agrícolas, como maíz, frijol, caña de azúcar, tomate, papaya y mango; y productos de origen animal, principalmente leche y carne de res.

También fueron analizadas muestras de agua de mar y productos alimenticios de origen marino, como peces, crustáceos, moluscos y algunos bioindicadores como las algas macrofitas (*Sargassum* sp), y sedimentos de origen marino, arenas de playa y pozos de agua dulce. Estas



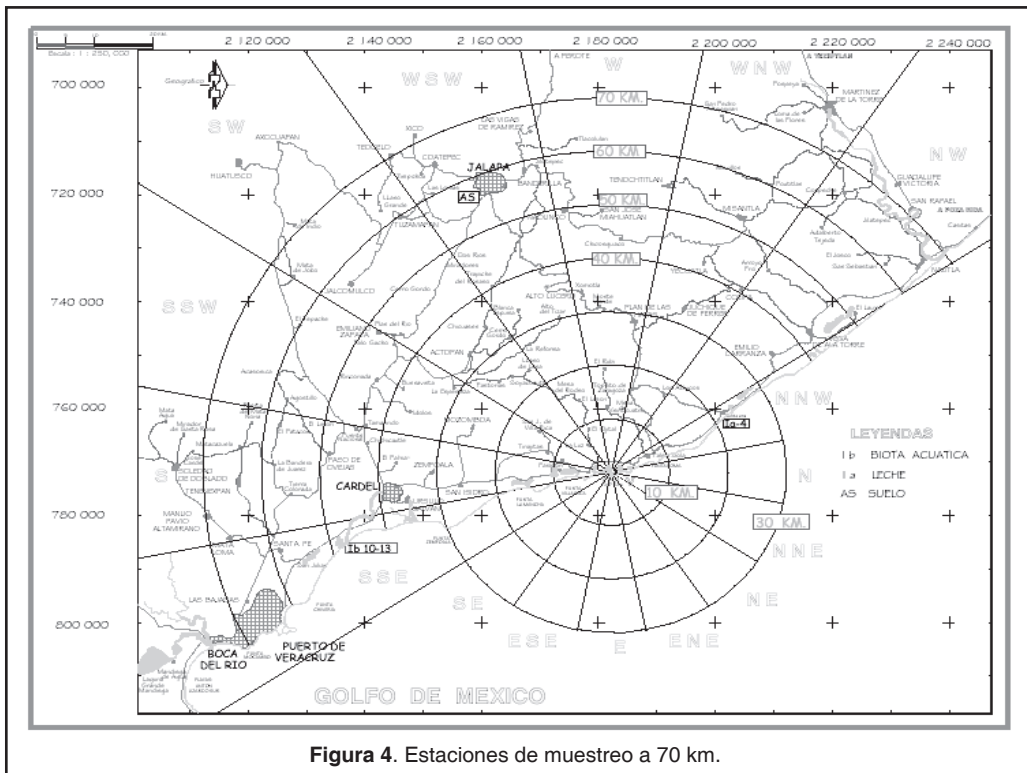


Figura 4. Estaciones de muestreo a 70 km.

mediciones, como se ha mencionado, continúan en la etapa operacional de la planta, y los últimos resultados incluyen hasta el año 2003.

un modelo de difusión térmica (Stolzembach y Harleman, 1972), para descargas superficiales en aguas someras.

Descarga Térmica

Una descarga térmica, para fines de impacto ecológico, es aquella cuyo propósito primario es la disposición del calor originado por procesos de intercambio en el interior de la planta, y cuyos contaminantes provienen de la adición de biocidas o sustancias inhibitoras de la corrosión (Langford, 1990).

Aunque es difícil definir los límites de una descarga, en el presente caso la descarga de la CNLV se inicia con el aumento de la temperatura que se produce en el condensador y termina hasta el punto en que el efluente se mezcla y enfría en el mar, de tal forma que su temperatura por encima de la temperatura ambiente del mar sea menor a 2.5°C, correspondiendo este valor a la variación diaria máxima en esta zona del Golfo de México. Con base en lo anterior, la predicción del tamaño, la dirección y el decaimiento de la pluma térmica se realizó aplicando

Programa de Monitoreo Ecológico

El Programa de Monitoreo Ecológico (PME), pretende establecer los impactos que la operación de los sistemas de enfriamiento pudiera causar en los ecosistemas y organismos del área marina adyacente, mediante la comparación de los datos actuales con los obtenidos en la etapa preoperacional. De esta manera, se han verificado los cambios en la distribución, abundancia y diversidad de las poblaciones y se ha determinado la naturaleza y extensión de dichos cambios.

El PME se ha desarrollado desde 1984 hasta la fecha, teniendo una continuidad de 20 años, 5 antes de la operación de la CNLV y 15 después. El programa incluye factores abióticos como: temperatura, transparencia, salinidad, pH, oxígeno disuelto, nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, silicatos y ortofosfatos. Estos factores son el marco de referencia para deli-

Tabla 1. Tipo de análisis realizados en diferentes compartimentos ambientales en el área de influencia de la CNLV (1981-2003).

Tipos de Efluente	Análisis	Técnica
Atmosféricos		
Aire	Rapidez de exposición	Cámaras de Ionización Dosímetros Termoluminiscentes
Partículas atmosféricas	Radioiodos, Tritio y β total (Gross Beta)	Proporcionales de flujo Centelleo líquido
Lluvia, precipitación radioactiva (Fallout), Depósitos, polvo, suelos	Radionúclidos naturales y artificiales: series del Torio y Uranio, Cs-137, 134 y Sr-90, 89	Espectrometría Gamma Análisis radioquímicos (Sr-89, Sr-90)
Vegetación y productos agrícolas	Radionúclidos naturales y artificiales	Centelleo líquido Análisis isotópico Gamma Análisis radioquímica Sr-89, Sr-90 y H-3
Productos animales	Radionúclidos naturales y precipitación radioactiva	Espectrometría Gamma, Análisis radioquímicos Centelleo líquido Sr-89, Sr-90, H-3
Líquidos		
Agua de mar	Radionúclidos naturales y artificiales	Espectrometría Gamma Análisis radioquímicos Sr-89, Sr-90, H-3
Organismos marinos	Radionúclidos naturales y artificiales	Espectrometría Gamma Análisis radioquímicos Sr-90
Sedimentos marinos, Arena de playas	Radionúclidos naturales y artificiales Rapidez de exposición	Espectrometría Gamma Análisis radioquímicos Cámara de Ionización
Mantos acuíferos	Tritio y radionúclidos naturales Artificiales Radioiodos	Espectrometría Gamma Análisis radioquímicos (Radioiodos H-3)

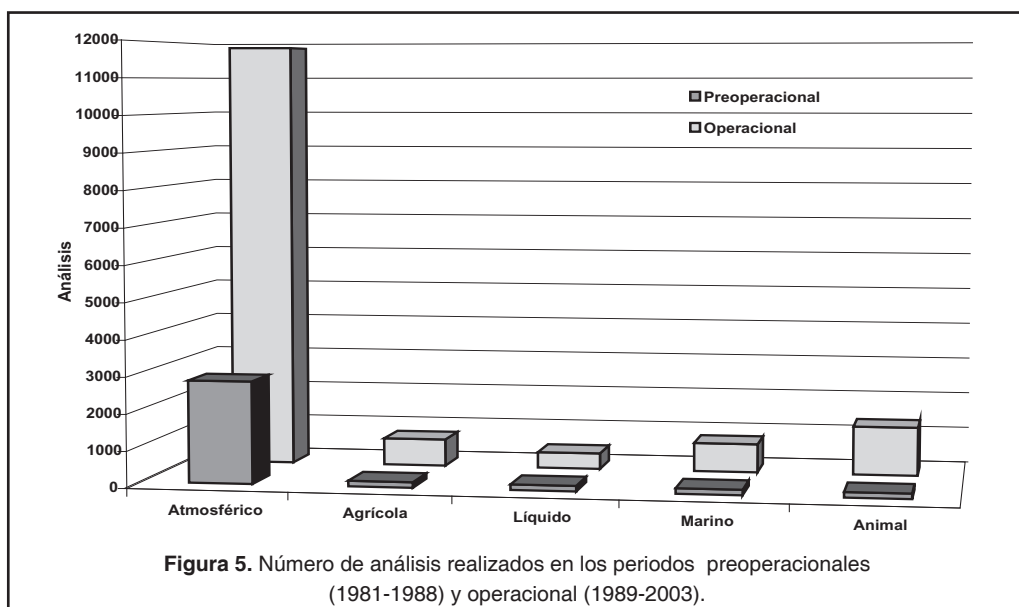


Figura 5. Número de análisis realizados en los periodos preoperacionales (1981-1988) y operacional (1989-2003).

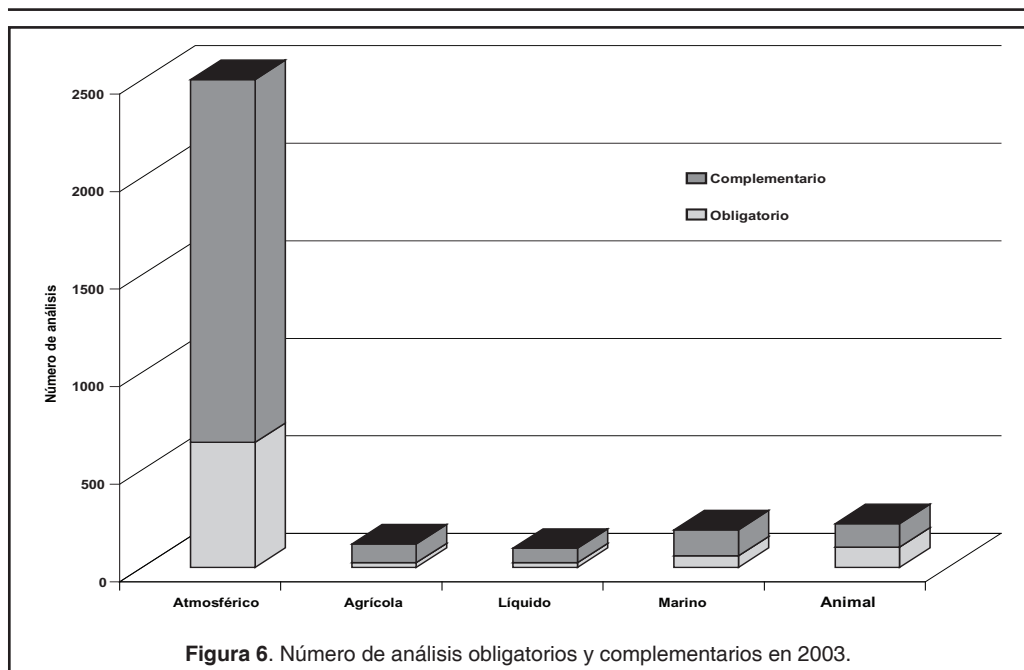


Figura 6. Número de análisis obligatorios y complementarios en 2003.

mitar las variaciones naturales de la producción primaria, clorofila "a", densidad y diversidad de fitoplancton, zooplancton, ictioplancton, bentos

y comunidades de peces comerciales. En la figura 7 se presenta la ubicación de las estaciones de muestreo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Niveles de Radiación

El transporte atmosférico de materiales radioactivos desde una central nuclear hacia el ambiente circundante representa la ruta directa de exposición hacia el hombre. Varios radionúclidos presentes en el ambiente se encuentran distribuidos a nivel mundial, con dos fuentes de origen: natural y artificial, la última, principalmente a partir de pruebas de armamento nuclear (Eisenbud, 1987). Los principales radionúclidos naturales pertenecen a los productos de decaimiento del U^{238} y Th^{232} , junto con otros de origen cosmogénico o que están presentes en rocas como el B^7 o el K^{40} . En cambio, los radionúclidos artificiales producidos en la operación de centrales nucleoelectricas, pueden ser liberados al medio por descargas operacionales, efluentes del reactor, reprocesado de combustible o almacenamiento de desechos radiactivos.

En la figura 8, se anota el promedio anual integrado de la actividad beta total en partículas suspendidas en aire de 1978 al 2003, se ob-

serva que ningún dato rebasó el límite del valor máximo del rango de mediciones del periodo preoperacional ($0,04 - 3,5 \text{ mBq/m}^3$), excepto los registrados entre 1980 y 1981, atribuibles a las pruebas atómicas y a la detonación de armamento nuclear en China. En general, los valores son similares a los preoperacionales, es decir, la actividad beta total en partículas en el aire se ha mantenido con las mismas variaciones observadas en años anteriores. En esta figura también se observan las concentraciones elevadas de la actividad beta total producida en 1986 por el accidente nuclear de la Central de Chernobyl en la Ex Unión Soviética.

La tabla 2, muestra que las mediciones de actividad beta total promedio para la etapa preoperacional y 2003 son similares ($0,50$ y $0,58 \text{ mBq/m}^3$). El Cs^{137} y H^3 en aire son elementos que pueden ser atribuidos tanto a lluvias radiactivas (fallout) originadas por las pruebas de armamento nuclear, como a la operación de la CNLV. Sin embargo, lo que actualmente se mide es el fallout, ya que las concentraciones detectadas se encuentran dentro del rango de valores pre-

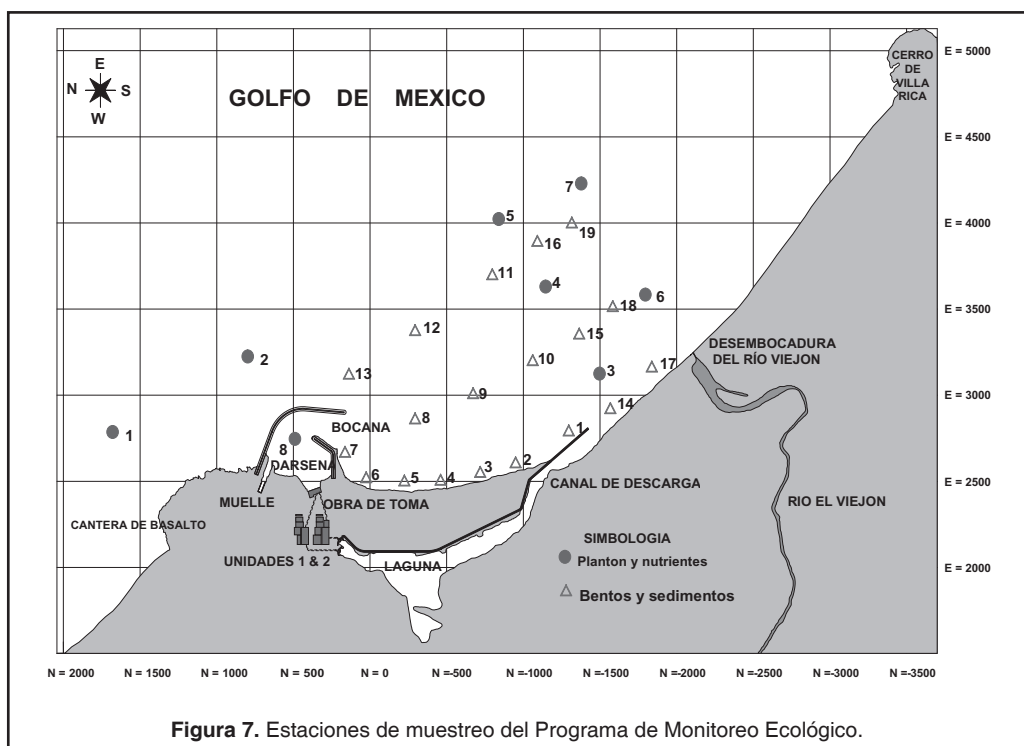


Figura 7. Estaciones de muestreo del Programa de Monitoreo Ecológico.

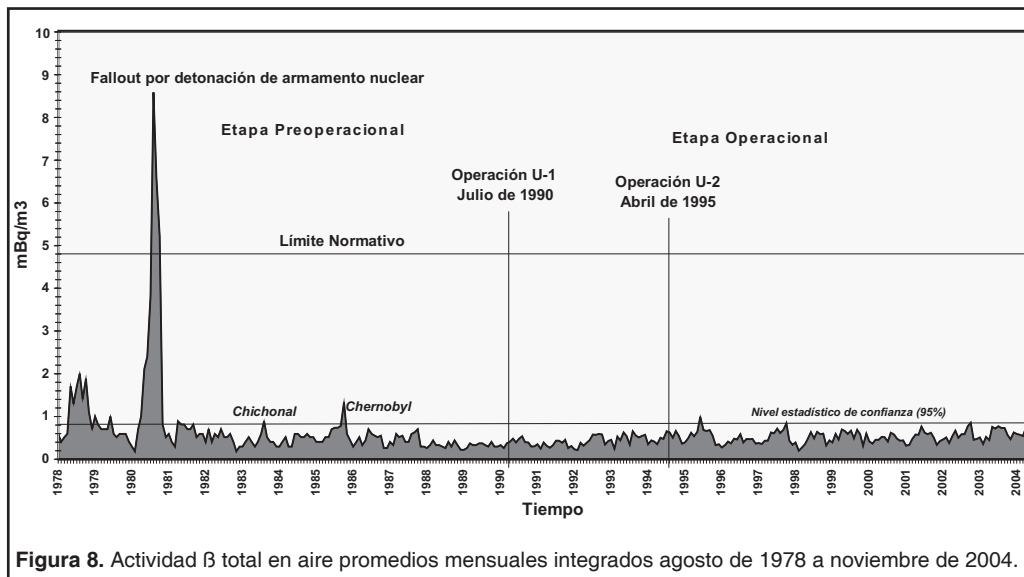


Figura 8. Actividad β total en aire promedios mensuales integrados agosto de 1978 a noviembre de 2004.

operacionales. Además, los valores medidos están muy por debajo de las concentraciones máximas permisibles establecidas por la US Nuclear Regulatory Commission (1992).

La tabla 3, que corresponde a la presencia de radioisótopos en productos de origen animal principalmente carne de res y leche, también presenta valores promedios muy similares

durante los periodos mencionados. La tabla 4 muestra los niveles de radioisótopos de origen natural y artificial en especies acuáticas de importancia comercial y de consumo humano. Los valores promedio de la etapa preoperacional y los de 2003 son similares, pudiéndose afirmar que la operación de la CNLV no ha incrementado la concentración de radioisótopos artificiales en estas especies.

Tabla 2. Comparación de los resultados del período preoperacional y el periodo operacional de 2003 (Efluentes atmosféricos).

Tipo de Muestra	Tipo de Análisis	Preoperacional			2003	
		LLD	Media	Intervalo	Media	Intervalo
Aire - Irradiación externa						
Exposición Integrada, mR/año	TLD	2	71,2	40 - 155	70,7	52,8 – 136,7
Aire - Inhalación						
Partículas en aire, mBq/m ³	β total	0,02	0,50	0,04 – 3,5	0,58	0,16 – 1,4
Muestras Trimestrales Integradas por Estación						
Partículas en aire, mBq/m ³	Be-7*	0,15	1,81	0,47 – 8,51	2,94	1,67 – 5,0
	K-40*	0,04	<0,53	N / A	0,28	0,16 – 0,40
	Cs-137**	0,02	0,02	0,01 – 0,07	<0,02	N / A
Tritio en aire, Bq/mL	H-3***	0,004	<0,33	N / A	<0,004	N / A
Aire - Depósito						
Suelo, Bq/Kg Base seca	K-40*	16,3	222,9	105,2 – 323,9	260,4	128,2 – 361,9
	Ac-228*	2,9	25,5	3,7 – 67,6	21,6	11,8 – 27,6
	Pb-212*	22,4	25,5	3,7 – 67,6	21,3	10,3 – 27,1
	Bi-212*	14,8	25,5	3,7 – 67,6	21,6	9,2 – 29,3
N/A = No aplicable; * Radionúclido natural; ** Radionúclido de Fallout; ***Radionúclido atribuible a la CNLV LLD = Límite Inferior de Detección (Low Limit Detection) TLD = Dosimetría Termoluminiscente (Thermoluminescent Dosimetry) Fuente: RPPMRA, 1989; RAPMRA, 2003.						

La tabla 5, al igual que las anteriores, indica que la concentración de radionúclidos artificiales en productos agrícolas de alto consumo humano (maíz, frijol y caña de azúcar) no se ha visto incrementada por las actividades de la CNLV en su etapa operacional.

En la figura 9 se observan los niveles de exposición medidos con TLD (Dosimetría Termoluminiscente) en las etapas pre y operacional (1982-2003). Es notable la similitud de la exposición y el patrón de comportamiento en ambas etapas. Es de notarse que los promedios de las estaciones alrededor de la CNLV oscilan en los 600 µGy/año, y el promedio de la estación de referencia Xalapa es de 975 µGy/año. Es decir, una persona que viva en los alrededores de la CNLV recibe una dosis por exposición de 600 µGy/año, más 43 µGy/año que podría recibir por la operación de la CNLV, suman un total de 643 µGy/año. Por otro

lado, una persona por el simple hecho de vivir en Xalapa recibe en promedio una dosis por exposición de 975 µGy/año debida a los rayos cósmicos, ya que esta población se encuentra a 1400 msnm.

En la figura 10, se observan los valores de rapidez de exposición obtenida con el sistema de monitoreo en tiempo real Gamma Tracer (GT) en la estación climatológica de la CNLV, durante 2003, y cuyo promedio de 87,8 nSv/hr está en el intervalo establecido durante la etapa preoperacional con la técnica de dosimetría termoluminiscente.

Las mediciones anteriores y los resultados obtenidos hasta 2003 indican el funcionamiento correcto de la CNLV. A la fecha, no se ha registrado impacto ambiental radiológico alguno, en los ecosistemas circundantes, ocasionado por la operación de la misma.

Tabla 3. Comparación de los resultados del período preoperacional y el periodo operacional de 2003 (Productos de origen animal).

Tipo de Muestra	Tipo de Análisis	Preoperacional			2003	
		LLD	Media	Intervalo	Media	Intervalo
Productos de Origen Animal						
Pastos, Bq/Kg (Base Húmeda)	K-40*	9,8	N / E	N / A	224,0	147,6 – 364,2
	Pb-214*	0,5	N / E	N / A	0,6	0,3 – 1,3
	Bi-214*	1,3	N / E	N / A	1,1	0,3 – 5,6
	Ac-228*	1,3	N / E	N / A	0,8	0,5 – 1,2
	Bi-212*	1,7	N / E	N / A	5,9	1,6 – 12,4
	Pb-212*	0,3	N / E	N / A	3,4	0,4 – 10,8
	Tl- 208*	0,7	N / E	N / A	1,2	0,1 – 4,1
	Be-7*	2,6	N / E	N / A	12,2	1,8 – 37,3
	I-131***	0,5	N / E	N / A	<0,5	N / A
Leche, Bq/L	K-40*	5,4	43,7	10,4 – 102,9	48,2	37,5 – 58,8
	I-131***	0,04	<1,1	N / A	<0,04	N / A
	Cs-137**	0,03	0,8	0,2 – 1,9	0,1	0,03 – 0,1
	Sr-90**	0,03	0,03	0,01 – 0,14	<0,03	N / A
Carne de Res, Bq/Kg Base Seca	K-40*	14,7	406,9	289,3 – 640,1	342,6	211,9 – 452,2
	Cs-137**	0,3	2,3	0,3 – 3,2	<0,3	N / A

N/A = No aplicable; N/E = No efectuado
 * Radionúclido natural; ** Radionúclido de Fallout; ***Radionúclido atribuible a la CNLV
 LLD = Límite Inferior de Detección (Low Limit Detection)
 Fuente: RPPMRA, 1989; RAPMRA, 2003.

Descarga Térmica

En el área de influencia de la CNLV la magnitud más baja registrada de la velocidad de las corrientes marinas fue de 0,1 m/s. Por consiguiente, el modelo de difusión térmica se corrió a esta velocidad y a 0,20 y 0,45 m/s, a fin de obtener las áreas máxima, media y mínima de influencia. En la tabla 6 se muestran las áreas en km² para las isoterma de 2,5°C, definidas como el tamaño de la “pluma térmica”, dando valores de 3,63, 1,52 y 1,03 km² para velocidades de corriente de 0,1, 0,2 y 0,45 m/s. La evaluación del impacto ambiental que ocasionaría la descarga térmica se realizó comparando los valores anteriores con los de plumas térmicas reales.

Durante 2003, la pluma térmica máxima medida se presentó en el mes de enero (Fig. 11) cuya isoterma de 2,5°C registró un área de 3,0 km² la cual representa el 82,6% de lo predicho en la evaluación del impacto térmico utilizado para fines del licenciamiento. El perfil de isotermas muestra que la “capa caliente” fluctuó entre 1,8 y 2,0 m de espesor y alcanzó los 3,5 km de longitud (Fig. 12).

Los límites espaciales de la pluma térmica dependen de factores como el tamaño de la descarga, la hidrografía, las condiciones climatológicas, la localización y las condiciones de operación (Langford, 1990). Para el caso de la CNLV, las condiciones climatológicas, especialmente la velocidad del viento, las corrientes

Tabla 4. Comparación de los resultados del periodo preoperacional y el periodo operacional de 2003 (Biota Acuática-Peces, Base Seca).

Tipo de Muestra	Tipo de Análisis	Preoperacional		2003		
		LLD	Media	Intervalo	Media	Intervalo
Robalo Bq/Kg	K-40*	16,3	366,9	37,4-691,9	397,1	344,5 – 490,3
	Cs-137**	0,4	1,4	0,3-4,1	0,6	0,2 – 1,1
Pámpano Bq/Kg	K-40*	16,3	519,6	97,0 – 647,5	395,6	276,7 – 514,6
	Cs-137**	0,4	0,7	0,1-1,4	0,1	N / A
Cazón Bq/Kg	K-40*	16,3	519,6	399,2 – 691,9	466,9	425,9 – 535,5
	Cs-137**	0,4	1,1	0,2-3,2	0,7	0,5 – 0,8
Huachinango Bq/Kg	K-40*	16,3	513,2	254,4 -1017,5	448,1	381,2 – 515,0
	Cs-137**	0,4	1,3	0,9-3,5	0,4	N / A
Ronco Bq/Kg	K-40*	16,3	460,3	98,1 – 657,5	372,7	335,0 – 412,9
	Cs-137**	0,4	0,9	0,04 - 2,4	0,3	N / A
Cangrejo Bq/Kg	K-40*	14,8	144,7	97,0 – 209,6	215,3	N / A
	Pb-214*	0,6	6,0	3,4 – 11,3	4,9	N / A
	Bi-214*	1,9	15,5	3,4 – 11,3	4,1	N / A
	Ac-228*	4,1	15,5	4,0 – 30,7	8,7	N / A
	Be-7*	1,5	<3,3	N / A	<1,5	N / A
	Pb-212*	1,0	N / D	N / A	1,6	N / A

N/A = No aplicable; N/D = No determinado; N/E = No efectuado
 * Radionúclido natural; ** Radionúclido de Fallout; ***radionúclido atribuible a la CNLV
 LLD = limite inferior de detección
 Fuente: RPPMRA, 1989; RAPMRA, 2003.

marinas y el oleaje, son las que determinan el comportamiento de la pluma térmica. Debido a estos factores las plumas térmicas reales representan el 82,6 78,9 y 68,0 % del área máxima, media y mínima esperadas.

Programa de Monitoreo Ecológico

En la tabla 7 se resumen los resultados de las características más importantes del PME durante su etapa preoperacional (1982-1988) y en los 15 años de operación de la CNLV.

Características Abióticas

Salinidad: La comparación de los resultados que se anotan en la tabla 7 indica que la di-

ferencia en promedios para las etapas pre y operacional fue de apenas 4 décimas y respecto a 2003 fue de 3 décimas.

Temperatura: Este factor de vital importancia para el desarrollo y distribución de muchos organismos presentó un promedio en la etapa operacional de 25,6 y de 26,1 °C en 2003. El resultado del análisis de varianza indicó que entre las estaciones no existieron diferencias significativas, a pesar de ser el parámetro que más influencia recibe de la descarga de la CNLV. En la Tabla 7 se muestra la diferencia entre los promedios de las etapas pre y operacional que fue de sólo 1 décima, indicando que la pluma térmica no tiene influencia directa más allá de los 500 m del punto de descarga.

Tabla 5. Comparación de los resultados del periodo preoperacional y el periodo operacional de 2003 (Suelo y productos agrícolas).

Tipo de Muestra	Tipo de Análisis	Preoperacional			2003	
		LLD	Media	Intervalo	Media	Intervalo
Suelo	K-40*	16,3	222,9	105,2 - 329,9	260,4	128,2 – 362,0
	Pb-214*	0,7	22,4	9,9 - 52,9	21,4	11,2 – 27,1
	Bi-214*	2,1	22,4	9,9 - 52,9	19,1	10,4 – 25,2
	Be-7*	4,7	<4,7	N / A	<4,7	N / A
	Cs-137**	0,6	7,0	0,2 - 18,5	3,6	0,2 – 9,1
	Sr-90**	0,2	2,0	0,1 – 6,5	2,9	N / A
Productos Agrícolas						
Maíz Bq/Kg	K-40*	5,9	127,2	78,8 - 318,2	128,7	123,6 – 132,3
	Sr-90**	0,03	0,03	0,01 - 0,07	<0,03	N / A
Frijol Bq/Kg	K-40*	5,9	483,0	260,1 – 891,7	525,5	514,5 – 536,5
	Sr-90**	0,06	0,11	0,02 – 0,47	<0,05	N / A
Caña de azúcar Bq/Kg	K-40*	14,7	386,5	188,8 - 884,3	167,2	159,8 – 174,7
	Be-7*	2,2	<2,2	N / A	6,3	N / A
	Cs-137**	0,7	N / D	N / A	<0,22	N / A
	H-3***	3,9	N / E	N / A	<3,9	N / A
	Sr-90**	0,3	N / E	N / A	<0,3	N / A
Jitomate Bq/Kg	K-40*	10,4	1569,1	1026.2-1142.3	1304,2	1242,8 – 1365,7
	Sr-90**	0,11	0,12	0,11 – 0,24	<0,11	N / A
N/A = No aplicable; N/D = No determinado; N/E = No efectuado * Radionúclido natural; ** Radionúclido de Fallout; ***radionúclido atribuible a la CNLV LLD = limite inferior de detección Fuente: RPPMRA, 1989; RAPMRA, 2003..						

pH: El pH presentó un promedio de 8,3 durante 2003; en la etapa operacional 8,2 y de 8,3 en el periodo preoperacional. Esto indica que se ha mantenido muy estable, sin haber presentado alteraciones drásticas debidas al funcionamiento de la CNLV.

Oxígeno: El análisis de varianza puso de manifiesto la estabilidad del mismo, ya que no hubo diferencias significativas entre las estaciones. En 2003, el valor promedio fue de 6,5 mg/l, en la etapa preoperacional de 6,5 mg/l y en la etapa operacional de 6,2 mg/l (Tabla 7). La mayoría de los datos estuvo cercana a la saturación y en algunos casos alcanzó niveles de sobresaturación. Debe notarse que

los promedios son mayores de 5,7 mg/l establecido para zonas de alta fotosíntesis por Raymont en 1980.

Nutrientes (nitratos, nitritos, amonio, sílice y ortofosfatos): De manera general, los valores promedio de estos parámetros son muy similares en las etapas pre y operacional y en 2003 (Tabla 7) y al comportamiento casi igual en las etapas mencionadas (Figs. 13, 14, 15 y 16). Esto fue confirmado al no presentarse diferencias significativas en el análisis de varianza, que pudieran indicar cambios drásticos en el área de estudio y que se pudieran atribuir a las descargas de la CNLV.

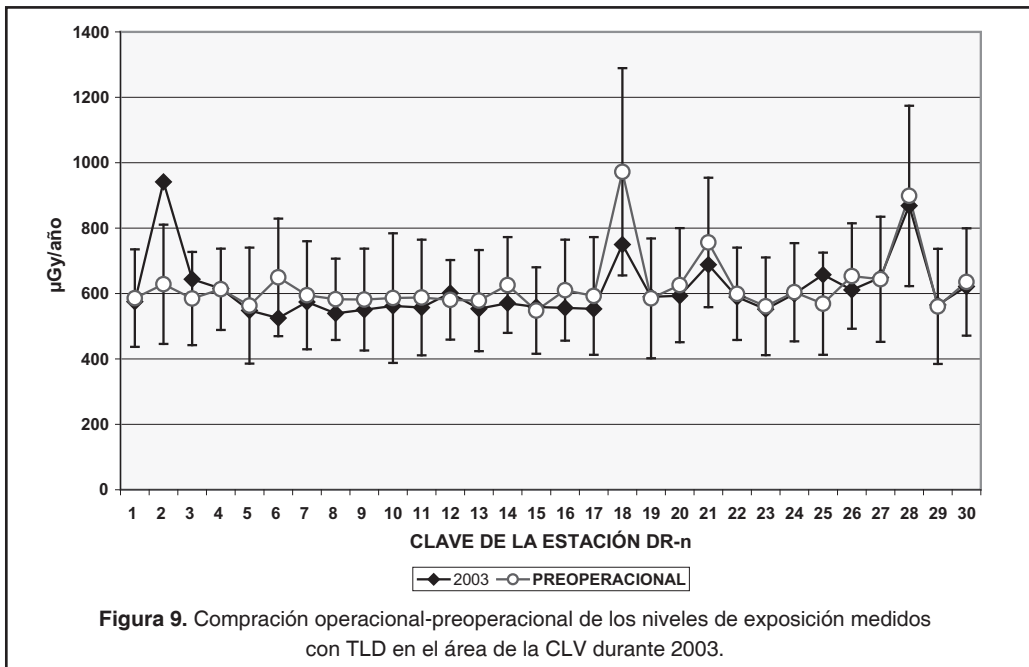


Figura 9. Comparación operacional-preoperacional de los niveles de exposición medidos con TLD en el área de la CLV durante 2003.

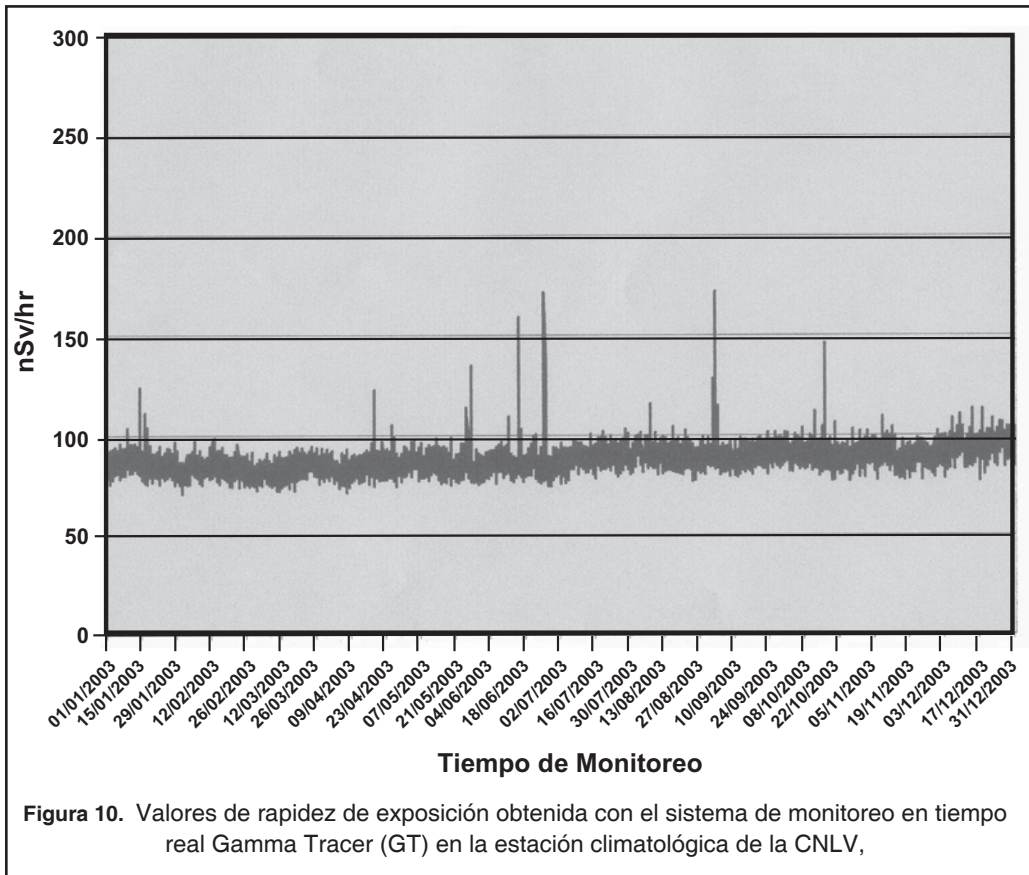


Figura 10. Valores de rapidez de exposición obtenida con el sistema de monitoreo en tiempo real Gamma Tracer (GT) en la estación climatológica de la CNLV,

Tabla 6. Comparación del modelo de difusión térmica de Stolzenbach-Harleman con mediciones reales del 2003.

Variable	Modelo de Fusión Térmica			Plumas Térmicas Reales		
	Max	Med	Min	Max	Med	Min
Área de la Pluma Térmica km²						
Isoterma + 0.5 °C	6,80	4,02	2,64	7,3	4,0	1,9
Isoterma + 1.5 °C	4,96	2,32	1,74	5,7	2,0	1,2
Isoterma + 2.5 °C	3,63	1,52	1,03	3,0	1,2	0,7
Porcentaje de Área *	100	100	100	82,6	78,9	68,0
Propiedades Físicas						
Velocidad del Viento Km/h	N/A	N/A	N/A	2,6	11,9	17
Dirección del Viento	N/A	N/A	N/A	N	N	S
Corrientes Marinas m/s	0,10	0,20	0,45	0,11	0,09	0,11
Dirección Corrientes	S-N	S-N	S-N	NE	SE	NW
Espesor Capa Caliente m	1,93	1,93	1,93	1,8	2,0	1,5
Condiciones de Operación de las Dos Unidades de la CNLV						
Volumen Descarga m ³ /s	60	60	60	64,0	64,0	64,0
Potencia Térmica %	U-1	100	100	100	100	100
	U-2	100	100	100	100	100
N/A = No aplicable, el modelo usa temperatura del agua calculada a partir de datos meteorológicos.						
* = porcentaje de la isoterma + 2.5 °C considerando los respectivos tamaños máximo, medio y mínimo, modelados y reales						

Características Bióticas

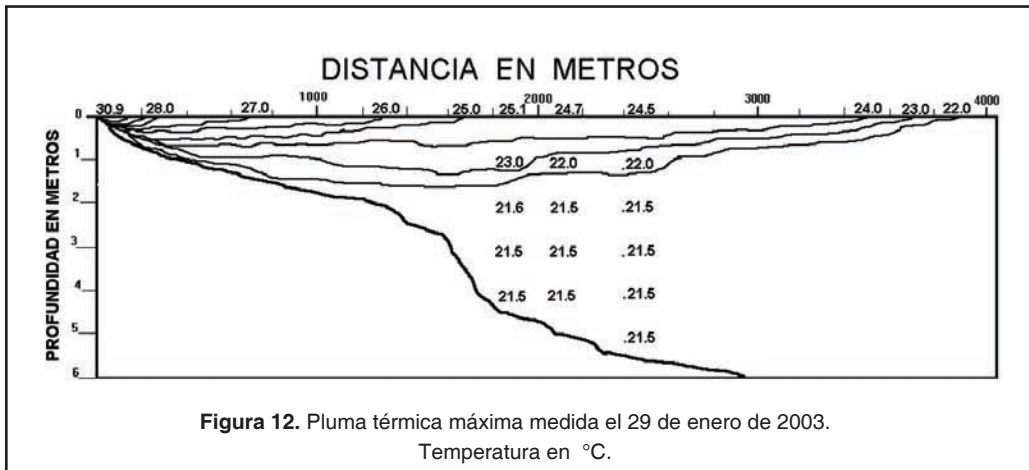
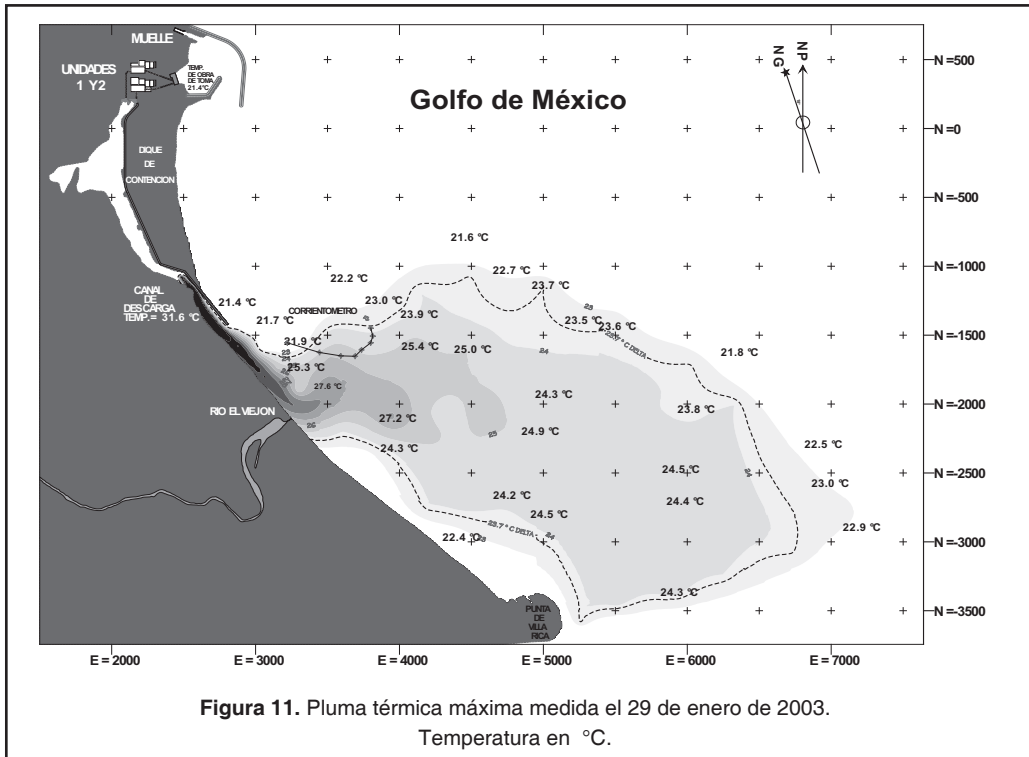
Fitoplancton: El análisis estadístico de la densidad del fitoplancton mostró dos grupos de estaciones, cercanas y lejanas de la costa, con promedios de 269 y 70 células/ml en la etapa operacional. Signoret *et al.* (1977), señalan que las variaciones en la densidad del fitoplancton son fenómenos naturales que se deben en gran medida a la influencia que tienen las condiciones meteorológicas sobre la zona costera, principalmente la remoción de los sedimentos por la acción de los vientos. De igual manera, los valores promedio obtenidos para determinar la diversidad del fitoplancton fueron muy similares en la etapa preoperacional y en 2003 (Tabla 7).

Zooplancton: el análisis de varianza mostró que no hubo diferencias significativas entre estaciones. En cuanto a la densidad, el valor medio fue de 2,451 ind/m³ en 2003, de 2,565

ind/m³ en la etapa operacional y de 3,157 ind/m³ en la etapa preoperacional. En cuanto a la diversidad, el valor promedio fue similar en 2003 que en las etapas anteriores (Tabla 7) y los análisis de similitud mostraron altos porcentajes a través del tiempo, lo que indica que la comunidad zooplanctónica es estable.

Por todo lo anterior, puede afirmarse que el impacto ambiental de la descarga de la CNLV sobre el ecosistema marino adyacente, es mínimo y se restringe a un área menor de 500 m de radio del punto de la descarga.

Pesquerías: Siendo el necton el último eslabón de la cadena trófica en el ecosistema costero, puede verse afectado de manera directa por la descarga del agua de enfriamiento de la CNLV, ya sea por la pérdida de hábitats, disponibilidad de alimento o que pudiera ser atrapado en las mallas de la obra de toma. Por lo tanto, se hizo necesaria una eva-



luación del comportamiento de las pesquerías en el área de la CNLV, mediante el estudio de la producción pesquera en Villa Rica, Veracruz, comunidad de pescadores más cercana a la central. Los datos de la etapa preoperacional abarcan 9 años (1980-1988) y las capturas totales oscilaron entre 40 y 72 toneladas anuales con un promedio de 56,7 toneladas/año (Fig. 17).

Las cinco especies más abundantes dentro de este periodo fueron, en orden decrecien-

te, sierra, cazón, peto, huachinango, y robalo. Para 2003, la captura total anual fue de 49,0 toneladas, siendo la décima más abundante de la etapa operacional (1989-2003) pero muy cercana al promedio de 56,7 toneladas de la etapa preoperacional.

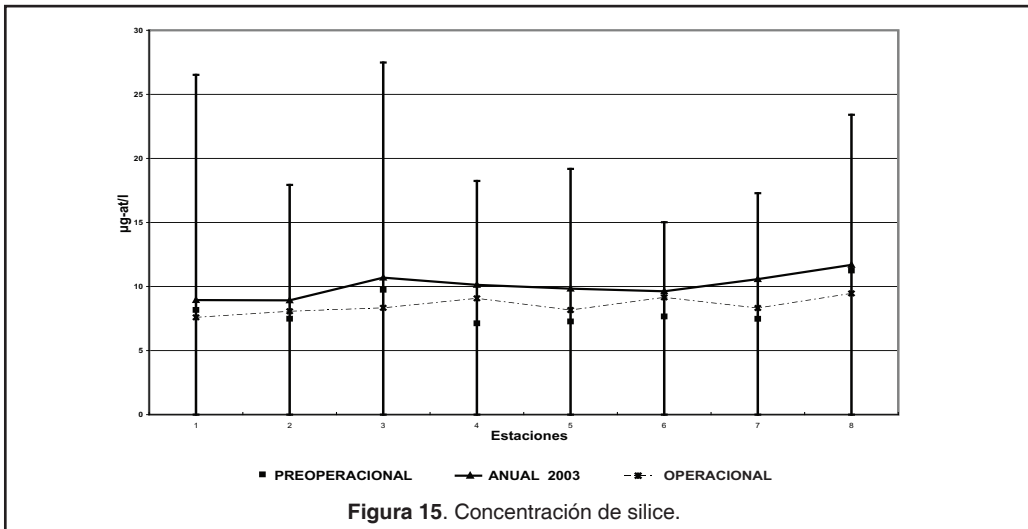
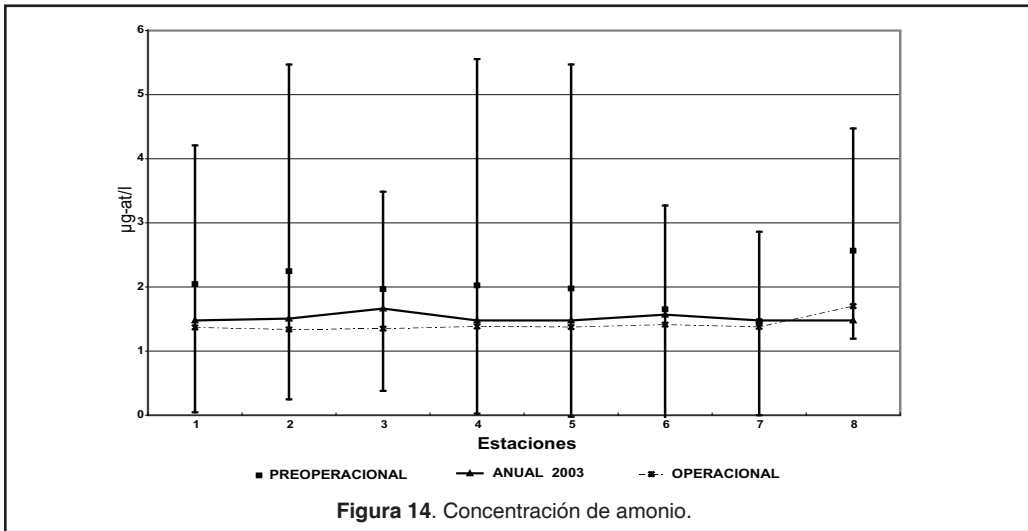
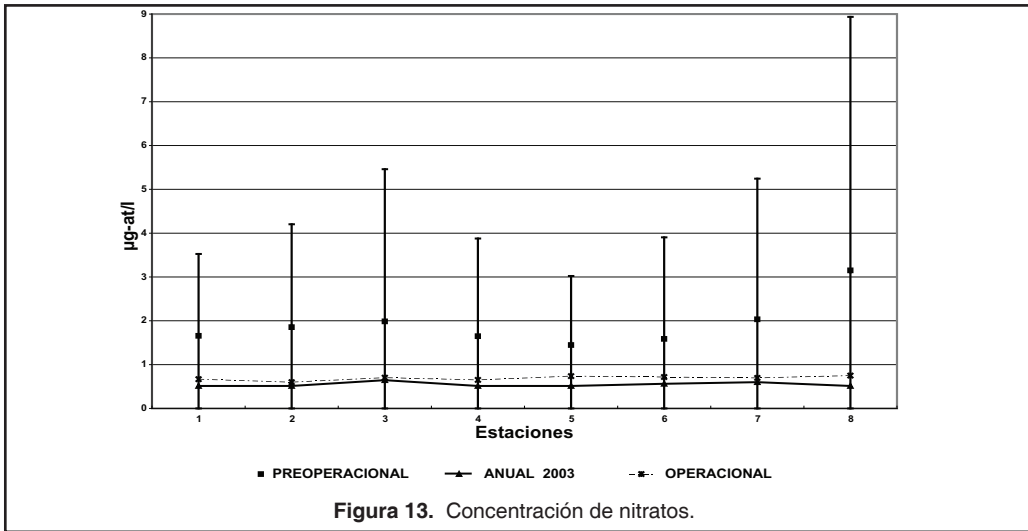
A diferencia de esta etapa, en 2003 las especies con mayores volúmenes de captura fueron tiburón, cazón, robalo, sierra, peto y huachinango. Por lo tanto, las actividades pesqueras en la Villa Rica no han sido afecta-

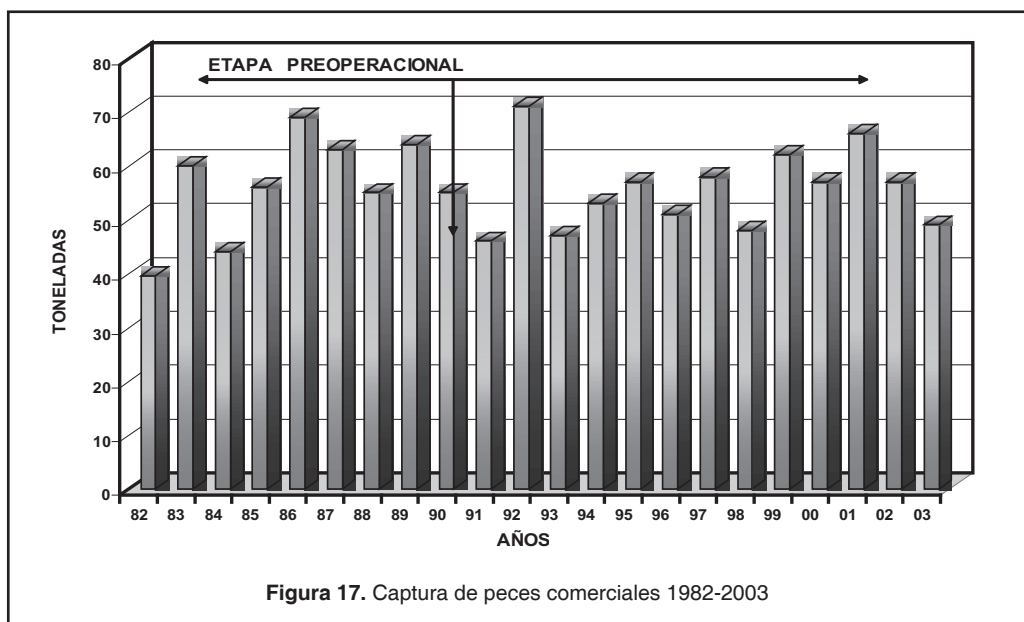
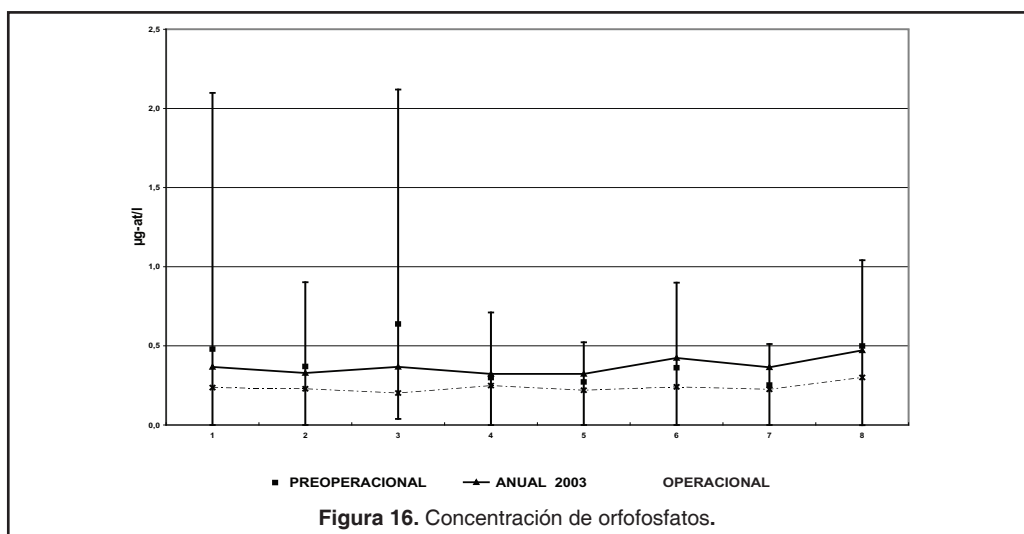
Tabla 7. Comparación de resultados del PME de 2003, etapa operacional y preoperacional.

Variable	Anual 2003		Operacional		Preoperacional	
	Promedio	No datos	Promedio	No datos	Promedio	No datos
Características Abióticas						
Salinidad ‰	35,7	48	35,8	2639	35,4	966
Temperatura °C	26,1	48	25,6	1755	25,7	803
Transparencia m	4,8	10	4,0	531	4,2	243
pH	8,3	16	8,2	1316	8,3	494
Oxígeno mg/l	6,5	48	6,2	2516	6,5	947
Clorofila "a" µg/l	0,7	16	0,6	856	1,4	345
Nitritos µg/at/l	0,04	32	0,07	1635	0,12	846
Nitratos µg/at/l	0,5	31	0,7	1612	1,9	846
Amonio µg/at/l	1,5	32	1,4	1639	1,9	814
Silicatos µg/at/l	10,1	30	7,7	963	7,8	407
Ortofosfatos µg/at/	0,3	32	0,2	1669	0,4	814
Características Bióticas						
Fitoplancton						
Densidad No. Cel/ml	372	6	248	305	254	137
Géneros/muestreo	32	10	16	510	20	230
Diversidad H' bits/ind	4,2	10	2,7	510	2,87	230
Equidad J' bits/ind	0,8	10	0,7	510	0,7	230
Zooplancton						
Densidad ind/m ³	2451	16	2565	863	3157	407
Biomasa g/m ³	0,05	16	0,27	863	0,74	367
Diversidad H' bits/ind	1,3	16	1,5	863	1,3	407
Equidad J' bits/ind	0,3	16	0,3	863	0,3	407
Ictioplancton						
Larvas ind/100 m ³	N /E	N /E	35	176	28	112
Huevos ind/m ³	N /E	N /E	231	176	569	112
N /E = No Efectuado Fuente: EIA, 1993.						

das por la descarga de la CNLV y se ha mantenido el volumen y el patrón de capturas du-

rante casi 22 años, sin mostrar tendencias de modificación de su estructura.





CONCLUSIONES

Después de 15 años de operación de la CNLV, 1988-2003, los análisis realizados para evaluar los impactos ambientales (Radiológicos y Ecológicos) producidos por la CNLV mostraron lo siguiente:

- La actividad beta total detectada durante 2003 tiene el mismo comportamiento que en años anteriores y sus variaciones están comprendidas dentro de las que se han observado de 1981 a la fecha.
- En las muestras pertenecientes al monitoreo de rutas de exposición al hombre, no se detectaron radionúclidos que contribuyeran a incrementar la dosis de radiación.
- Los únicos radionúclidos artificiales que se han detectado son Cs¹³⁷ y Sr⁹⁰. Sin embargo, no son atribuibles a la operación de la CNVL, por dos razones: su origen es la detonación de armamentos nucleares y han llegado al área por lluvias radioacti-

vas, y segundo, las concentraciones medidas están dentro de los límites establecidos en la etapa preoperacional.

- El área de la pluma térmica (+ 2.5°C) abarcó de 3,0 km² a 0,7 km² equivalentes al 82,6 y 68,0% de las áreas establecidas en la evaluación del impacto ambiental y que sirvieron para el licenciamiento. El espesor de la “capa caliente” no rebasó los 2,0 m. Los factores ambientales con mayor influencia son el viento y las corrientes marinas.
- Las características bióticas, que pudieron haber sido afectadas por la descarga del agua de enfriamiento, no mostraron diferencias significativas entre las etapas pre y operacional, al igual que los promedios de densidad de organismos e índices de diversidad.
- La producción pesquera de 2003, en Villa Rica Ver. poblado más próximo a la CNLV, fue similar al registrado en la etapa preoperacional, manteniendo su misma estructura de captura.
- Por lo tanto, el impacto ambiental de la descarga del agua de enfriamiento de la CNLV es mínimo, estadísticamente no detectable y se restringe a una área menor de 500 m de radio alrededor de la descarga.

CONSIDERACIONES: DISPOSICIÓN DE LOS DESECHOS RADIACTIVOS

La operación de la CNLV produce residuos radioactivos sólidos, líquidos y gaseosos de bajo, medio y alto nivel. Los residuos sólidos son aquellos materiales que han tenido contacto con sustancias radiactivas durante los trabajos normales de operación y mantenimiento, y son generalmente de bajo y medio nivel, como equipo de trabajo (ropa, guantes, zapatos, herramientas); y de alto nivel, como los ensamblajes de combustible gastado, extraídos del reactor, al término de su vida útil. Los residuos líquidos y gaseosos son generalmente, de baja y mediana intensidad. Entre los líquidos se tienen a los drenes del equipo y del piso, los desechos químicos y las aguas mezcladas con detergentes. Los residuos gaseosos son generados a partir de gases no condensables que acompañan al vapor y que se separan de él en el condensador.

El tratamiento que de ellos se hace en la CNLV, a grandes rasgos, es el siguiente: los residuos líquidos son colectados en los drenajes específicamente diseñados para ello, y sometidos a un proceso de filtrado mediante resinas de intercambio iónico. Posteriormente, se descargan al exterior previa verificación de que su nivel radiactivo no alterará los niveles naturales del ambiente.

Los residuos gaseosos son extraídos del condensador y transportados a un equipo de tratamiento, donde permanecen el tiempo necesari-

rio para que decaiga su actividad a un nivel tal que puedan ser desalojados a la atmósfera.

Los residuos sólidos de bajo nivel se mezclan con asfalto, se colocan en tambores especiales de acero y se envían al almacén de desechos durante el tiempo necesario para garantizar que su actividad ha bajado a los niveles naturales. Los de nivel mediano se envasan en contenedores de alta integridad y se envían al mismo sitio.

El problema más complejo de las centrales nucleares se presenta con los ensamblajes de combustible irradiado que son extraídos del reactor. La CNLV, al igual que muchos reactores, cuenta con albercas localizadas al lado del reactor, con capacidad para almacenar el combustible gastado durante los 40 años de operación. El almacenamiento es temporal en espera de que disminuya la actividad de los radioisótopos, de vida corta y media, contenidos en las pastillas del combustible. Bastan alrededor de 18 meses para que la radiactividad de los ensamblajes disminuya en más de 97%.

La solución definitiva implica una variedad de opciones: Introducir los ensamblajes en contenedores de diseño específico, incorporarlos dentro de sólidos como vidrio o cerámica para darles una configuración insoluble y estable y evitar su diseminación; enviarlos a una planta de reprocesamiento para recuperar uranio y plutonio y

aprovecharlos en la fabricación de nuevo combustible y además, se recuperarían otros radioisótopos útiles en la medicina, la agricultura y la industria, pero en última instancia, de una u otra forma, deberán enviarse a un depósito final de desechos radiactivos.

En la actualidad el almacenamiento es técnicamente posible, como lo demuestran los depósitos de Olkiluoto, Finlandia; Yucca Mountain, EU y Oskarshamn, Suecia; que están siendo desarrollados bajo la filosofía de las barreras múltiples, que se define de esta forma: Una seguridad sólida se conforma con el almacenamiento geológico profundo, reforzado con barreras naturales y de ingeniería (Thegerström, 2004). Cualquiera que sea la alternativa elegida por la CNLV para salvaguardar los residuos radioactivos (dentro de 25 años), en ningún caso se tomará una decisión que constituya un riesgo para la población o para la preservación del ambiente.

Es indudable que la utilización de la energía nuclear para producir electricidad ha causado grandes polémicas en muchas personas las cuales pueden estar influidas por falta de información. En la Conferencia Mundial sobre Medio Ambiente realizada en Río de Janeiro Brasil (junio de 1992), se puso de manifiesto que el aumento en el consumo de carbón y combustibles fósiles en la industria energética, conducirá a impactos ambientales negativos a escala mundial, principalmente al aumento de las lluvias ácidas y los efectos de invernadero.

Desde este punto de vista, cabe resaltar que el ciclo completo de la energía nuclear, desde la minería del uranio hasta la disposición de los desechos, incluyendo la construcción y operación de los reactores, emite de 2 a 6 gramos de carbono por kilowatt/hora, mientras que el carbón, el petróleo y el gas natural emiten dos órdenes de magnitud arriba. De esta forma, si todas las plantas nucleares del mundo, que producen el 17% del total de energía eléctrica, fueran reemplazadas por plantas convencionales se emitirían a la atmósfera 600 millones de toneladas de carbono al año, que es el doble de la cantidad estimada que se evitaría por el Protocolo de Kyoto en el año 2010 (ElBaradei, 2004).

En conclusión, las centrales nucleoelectricas se han caracterizado por un alto nivel de seguridad y la gran importancia que otorgan a la preservación del ambiente. Ambas preocupaciones mantienen a la industria nuclear a la vanguardia de las existentes, cuando el problema por resolver sea el de producir grandes cantidades de energía eléctrica, con amplios márgenes de seguridad.

Con base en los resultados de los programas de monitoreo ambiental, anteriormente mostrados, y de acuerdo a las consideraciones anteriores, la operación durante 15 años de la Central Nucleoelectrica Laguna Verde adquiere una especial relevancia en el desarrollo del país, convirtiéndola en una fuente alterna de energía limpia.

LITERATURA CITADA

CNSNS, 1994. Comisión Nacional de Seguridad Nuclear y Salvaguardias. Especificaciones técnicas de operación "Central Laguna Verde U-1, U-2". México, D.F.

Eisenbud, M., 1987. Environmental Radioactivity, London, U.K. Academic Press.

ElBaradei, M., 2004. Nuclear power an evolving scenario. IAEA Bulletin, Vol 41, N° 1. Vienna, Austria.

EIA, 1993. Evaluación del impacto ambiental. Central Laguna Verde. Comisión Federal de Electricidad, Laguna Verde, México.

García, E., 1981. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (adaptación a condiciones de la República Mexicana). UNAM, México, D. F.

IAEA, 1986. International Atomic Energy Agency. Principle for limiting releases of radioactivity effluents into the environment. Saf. Ser. 77 Vienna.

Jaquish, R. E., y R. W. Bryce, 1989. Environmental report for calendar year 1998. Hanford site PNL 6825-UC-41. Richland, WA.

Langford, T. E. 1990. Ecological Effects of Thermal Discharges. Elsevier Applied Sciences Publishers Ltd.

- LANL, 1987.** Los Álamos National Laboratory. Environmental Surveillance at Los Álamos during 1986. LA-10992-ENV. Los Álamos. NM
- Raymont, J. L., 1980.** Plankton and Productivity in the Oceans. Vol. 1 Phytoplankton. 2nd. Ed. Pergamon Press, Oxford.
- RPPMRA, 1989.** Reporte Preoperacional del Programa de Monitoreo Radiológico Ambiental Central Laguna Verde, Comisión Federal de Electricidad, Laguna Verde, México.
- RAPMRA, 2003.** Reporte Anual del Programa de Monitoreo Radiológico Ambiental Central Laguna Verde, Comisión Federal de Electricidad, Laguna Verde, México.
- Signoret, et al., 1977.** Fitoplancton. Informe final de las investigaciones sobre plancton y ciertos parámetros físicos-químicos del ambiente marino de la región de Laguna Verde, Ver. Centro de Ciencias del Mar y Limnología.
- Stolzenbach, K.D., y D.R. Harleman, 1972.** Physical modeling of heated discharges, Chapter 10. *In: Engineering Aspects of Heat Disposal from Power Generation.* Massachusetts Institute of Technology. Cambridge, MA. USA.
- Thegerström, C., 2004.** Sweden plans for nuclear waste. IAEA Bulletin, Vol 41, N° 1. Vienna, Austria.
- USNRC, 1992.** US Nuclear Regulatory Commission. Title 10. Energy. Parts 0 to 50, app. 8. Washington, DC

Agraz-Hernández, C.M., y F.J. Flores-Verdugo, 2005. Diagnóstico del impacto y lineamientos básicos para los programas de mitigación y manejo de humedales, p. 597-608. *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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Diagnóstico del Impacto y Lineamientos Básicos para los Programas de Mitigación y Manejo de Humedales

36

***Claudia M. Agraz-Hernández*¹ y *Francisco J. Flores-Verdugo*²**

¹ Centro EPOMEX-Universidad Autónoma de Campeche

² Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

RESUMEN

En el presente trabajo, se describen la importancia ecológica y económica que representan los humedales para los sistemas costeros tropicales; haciendo énfasis en sus servicios, usos y funciones de éstos ambientes. Se describe su relación directa con la productividad y la captura de peces y crustáceos de importancia comercial, así como el valor económico en beneficios directos e indirectos que se obtienen de ellos, principalmente de los bosques de manglar. Los impactos de las diversas actividades humanas (industriales, agrícolas y turísticas) señalan un constante deterioro y pérdida por deforestación de importantes áreas de manglar en los estados de Veracruz, Tabasco y Campeche en el Golfo de México y otros estados en el litoral del Pacífico Mexicano. Finalmente se describen ampliamente la importancia de los diagnósticos ambientales en éstos ambientes, los planes de restauración, tipos de reforestación, la factibilidad y los costos de restauración, así como las consideraciones fundamentales para su conservación y manejo, y las principales normas oficiales mexicanas que regulan y protegen a los humedales costeros.

ABSTRACT

The ecological and economic importance of the wetlands are described with emphasis in its services, uses and functions of them for the tropical coastal ecosystems. The direct relationships with productivity and the capture of fishes and crustaceans, as well as the economic values in direct and indirect benefits from them, (mainly mangrove forest) are widely described. The impacts of human activities (industrial, agriculture and tourism) pointed out the constant loss of important mangrove areas in Veracruz, Campeche and Tabasco states in the Gulf of Mexico and other places in the Mexican Pacific. Finally, the importance of the environmental diagnosis for these systems, the plans and types of restoration and reforestation including costs and factibility are also described including the basic considerations for its preservation as well as the Official Mexican regulations for their protection.

INTRODUCCIÓN

Los humedales costeros comprenden diversos ambientes tanto naturales como artificiales que se caracterizan por estar permanentemente o temporalmente inundados por agua dulce, estuarina (salobre) o salina e incluyen las regiones marinas que no excedan los 6 metros de profundidad con respecto al nivel medio del mar (Convenio RAMSAR, 1970). Bajo esta definición quedan comprendidos los ecosistemas que son considerados como los más productivos de la biosfera; manglares, ecosistemas lagunares-estuarinos, praderas de pastos marinos, macroalgas y arrecifes de coral. Estos ecosistemas presentan una flora y fauna exclusiva, registrando una gran variedad de especies de crustáceos, moluscos, peces, insectos, aves, reptiles y mamíferos. A nivel mundial los manglares comprenden en 75% de las zonas de mareas en los bosques tropicales y subtropicales (16 millones de hectáreas. Flores-Verdugo *et al.*, 2003). Los manglares son halófitas facultativas que pueden crecer a dife-

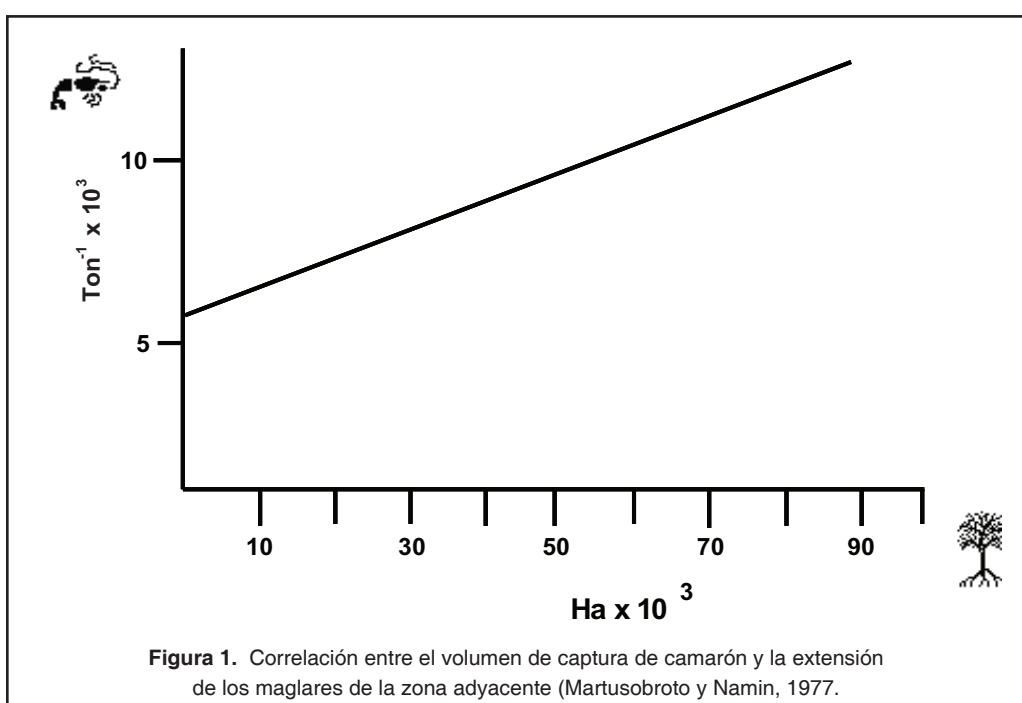
rentes salinidades desde dulceacuícola hasta hipersalinas. Las unidades taxonómicas de estos ecosistemas se componen por 56 especies en 12 familias (11 especies en el nuevo mundo y 45 especies en el viejo mundo). En México se tienen registradas 5 especies (*Rhizophora mangle*, *Rhizophora harrisonii*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*). Este tipo de bosques han desarrollado ciertas adaptaciones fisiológicas, que le permiten sobrevivir bajo una zona de transición (continente-mar), tales como: mecanismo de fijación al suelo, respiración por raíces y raíces aéreas, viviparidad y criptoviviparidad, especialización al medio de dispersión y desarrollo de estructuras xerofíticas en relación a la salinidad del suelo (exclusión, excreción o acumulación). Las praderas de pastos marinos son ecosistemas de elevada complejidad que interactúan funcionalmente con los ecosistemas adyacentes como manglares y corales.

SERVICIOS, USOS Y FUNCIONES DE LOS AMBIENTES CRÍTICOS

Los beneficios de los manglares, pastos marinos, arrecifes coralinos, macroalgas y ecosistemas lagunares-estuarinos comprenden una gran variedad de bienes, servicios, usos y funciones de valor para la sociedad, la flora y fauna silvestre. Así como, en el mantenimiento de sistemas y procesos naturales. Los principales beneficios se pueden agrupar principalmente en: Un sistema natural que funciona en el control de inundaciones, barreras de huracanes e intrusión salina; control de erosión y protección de costas, mejoran la calidad del agua al actuar como filtro biológico removiendo nutrientes y toxinas, como refugio de flora y fauna silvestre incluyendo especies en peligro de extinción, endémicas y migratorias; como hábitat de apoyo a pesquerías al ser zonas de alimentación, refugio y crecimiento de juveniles de crustáceos y alevines, vías de comunicación, banco de genes, de valor estético y recreativo, de significado cultural y educativo, prevención de la formación de suelos ácidos, microclimas, contribuyen a mantener sistemas y procesos naturales como respuesta a cambios en el nivel del mar, como trampa de

carbono, manteniendo los procesos de acreción, sedimentación y formación de turbas. Específicamente los bosques de manglar a su vez funcionan como un excelente evapotranspirador, supliendo significativamente la humedad atmosférica, convirtiendo esta humedad en una fuente de enfriamiento natural para las comunidades aledañas.

Los manglares y pastos marinos a través de su hojarasca contribuyen con cantidades importantes de materia orgánica a la cadena trófica del detritus. Diversos autores, mencionan que existe una correlación positiva entre la extensión de la zona de mareas y el volumen de captura de peces y camarones en las aguas adyacentes como se ha observado en Malasia, Filipinas, India, Luisiana y Japón (Martusobroto y Namin, 1977; Turner, 1991). Asimismo, diversas especies de crustáceos y peces dependen de los manglares y praderas de pastos marinos durante sus estadios juveniles (Fig. 1). Por tal motivo, es razonable inferir que existe una correlación inversa entre la captura pesquera con la destrucción de los bosques de mangle, ma-



nejándose que por cada hectárea de manglar se pierden en captura aproximadamente 774 Kg. de peces y crustáceos de importancia comercial (Fig. 2), adicionalmente el manglar es utilizado como alimento de forraje para el ganado en el Medio Oriente.

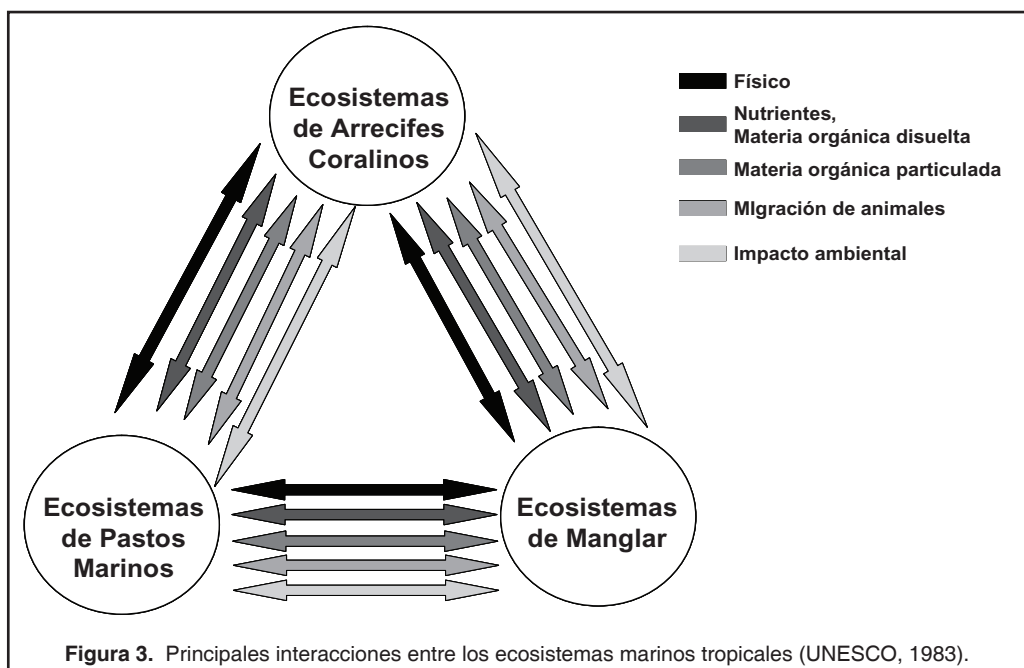
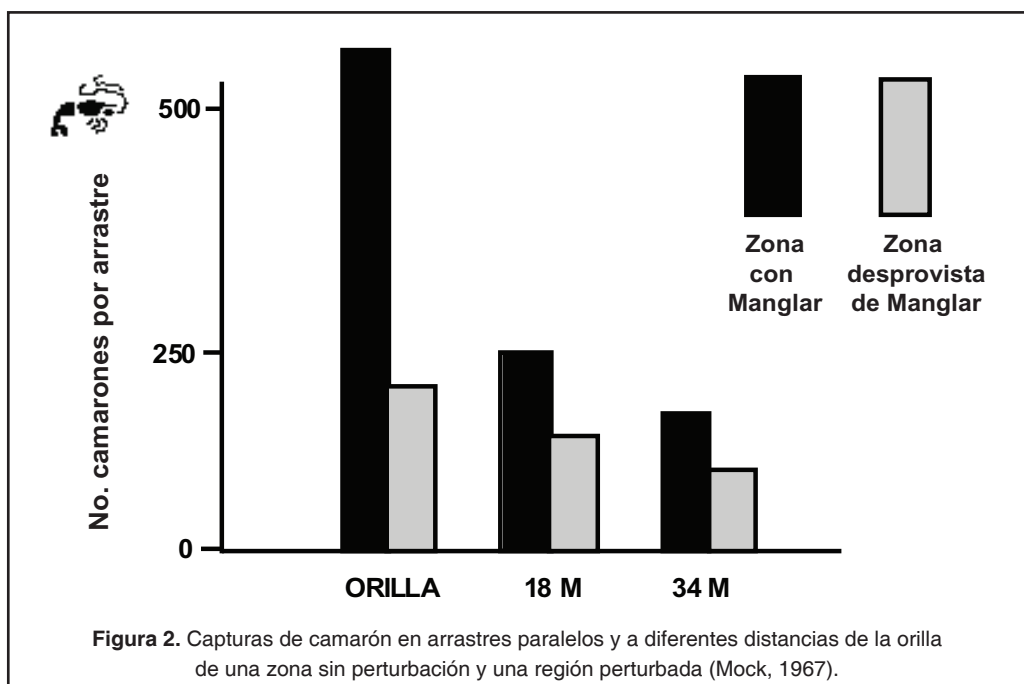
Los humedales del Caribe están asociados al turismo, siendo considerados como una de las principales fuentes de ingreso de diversos países. Por otra parte, los manglares son fuente de energía, proporcionan material para construcción, extracción de sales, taninos (tinción, curtiembre, desinfectantes y astringentes) y otros tintes e incluso alimento. Se calcula un valor económico y ecológico en beneficios directos e indirectos en específico para los bosques de mangle entre los \$10,000 a \$125,000 dólares por hectárea.

Interacciones Funcionales de los Manglares-Pastos Marinos- Arrecifes Coral

Las interacciones de los manglares con las praderas de pastos marinos y arrecifes de coral, han sido descritas por diversos autores desde un punto de vista ecológico, biológico-

pesquero e hidrológico (Kitheka, 1997, Wafar, 1997, Drake, 1996, Orden, 1988). El grado de interacción estará en función del grado de comunicación de los manglares con el mar, la dinámica de las corrientes y la distancia entre estos ecosistemas (Fig. 3). Este tipo de interacciones pueden ser clasificadas bajo dos grupos con base a su geomorfología:

- Manglares con influencia de mareas con comunicación continua al mar, presenta acoplamiento funcional con ecosistemas costeros adyacentes, tales como las praderas de pastos marinos y arrecifes de coral. Básicamente esta interacción entre ecosistemas se efectúa a través de la materia orgánica que es exportada de zona de manglar a pastos marinos-arrecifes de coral. Asimismo, por la participación de organismos que en algún periodo de su vida transcurren en estos bosques. Un ejemplo claro son las evidencias que existen de que los manglares de diversas regiones del Caribe y del Pacífico Occidental se encuentran funcionalmente relacionados con los ecosistemas lagunares costeros, pastos marinos y corales, participando en los ciclos de vida de diversos organismos acuáticos, así como manteniendo la calidad del agua en los ecosistemas coralinos.



- Manglares con comunicación estacional o restringida al mar y comunicación indirecta a las vías fluviales. Este tipo de ecosistemas funcionan principalmente como una trampa de carbono y nutrientes al concentrarlos estos en el interior. Diversos autores

consideran que del 85 al 90% de carbono total se queda en el bosque o el cuerpo de agua adyacente.

- Manglares que presentan ambos comportamientos (inciso a y b) de manera estacional.

Interacción de las Actividades Antropogénicas con los Ambientes Críticos: Impactos Directos e Indirectos

Las interferencias humanas directas e indirectas han modificado los ecosistemas de manglar, pastos marinos y arrecifes coralinos de México, transformándolos en ecosistemas de baja productividad y biodiversidad a través de cambios en su composición biológica y en sus funciones ambientales, así como en sus atributos y bienes. Un claro ejemplo ha sido la disminución de la calidad del agua en los cuerpos acuáticos adyacentes con el aumento de la turbidez, sedimentación y eutrofización. Los bosques de manglar, praderas de pastos marinos y arrecifes coralinos, a pesar de ser reconocidos como ecosistemas altamente productivos, presentan un creciente deterioro.

La transformación de extensas zonas inundables (marismas y manglares) por las diversas actividades humanas se pueden clasificar de la siguiente manera: a) Externas, tales como: el asolvamiento, salinización, eutrofización, desviación del patrón hidrológico, escurrimientos contaminados con pesticidas y derivados del petróleo y b) Internas como: la desecación o relleno de humedales, desecación de humedales por canalización y dragado, cambio en el patrón hidrológico por fragmentación del humedal, cambios del hábitat por su transformación a estanquería u otros usos, cambios en el patrón hidrológico por canalización excesiva y apertura o clausura total o parcial de bocas al mar, deforestación de manglares y otros bosques pantanosos, acidificación de suelos, quema y contaminación por plomo. Asimismo, la compactación del sedimento por tráfico ganadero en marismas y otros humedales, con su consecuente deterioro.

Para los manglares de México existen pocas evidencias de pasos efectivos para frenar los impactos en estos ecosistemas por las diversas actividades antropogénicas que actúan directamente sobre ellos o en su cuenca, así como otros usos que implican su destrucción (*Causas*: Falta de coordinación entre las agencias involucradas en el manejo del recurso costero, autorizaciones de concesión y construcción en zonas costeras, escasez de inspectores para la ejecución y ejercicio de las leyes de

una manera adecuada, entre otros). Se tiene estimado para nuestro país una pérdida en la cobertura del 14% en bosques de manglar (de 1993 al 2000). Aunque se desconoce la pérdida de pastos marinos y de los arrecifes coralinos a nivel nacional, existen evidencias locales de pérdida de éstos ecosistemas por actividades asociadas a operaciones de relleno y dragados e indirectamente por la influencia de escolleras y contaminación urbana.

La información sobre la pérdida de estos ambientes costeros en cada uno de los estados no se encuentra disponible en las estadísticas oficiales. Sin embargo, se estima que durante el periodo de 1966 a 1991, el litoral del Golfo de México presenta en sus bosques de manglar el mayor porcentaje de deforestación (12.68%) con respecto al litoral del Pacífico (9.3%). Para esas fechas, los estados del litoral del Golfo de México que tenían mayor pérdida eran Campeche, Tabasco y Veracruz con 29%, 26% y 22% respectivamente y su deterioro era atribuido a actividades agropecuarias, desarrollo de infraestructura por el sector público y privado (caminos, terraplenes, pasillos, marinas, canales dragados, aeropuertos costeros, plantas de tratamiento, y descargas de aguas residuales), turísticos y portuarios, el desarrollo acuícola y los problemas ocasionados por la apertura artificial de bocas, construcción de termoeléctricas, asentamientos humanos, descargas de aguas urbanas e industriales construcción de carreteras, actividad petrolera y efectos agrícolas (erosión del suelo, incrementando turbidez-disminución de la fotosíntesis), aporte de fertilizantes, pesticidas y otras sustancias que pueden ser adversas para los manglares, praderas de pastos y arrecifes de coral. En el caso del estado de Quintana Roo la pérdida en la cobertura de manglar durante el periodo de 1993 al 2000, fue de un 6.5%. Sin embargo, dicho porcentaje es considerado relevante por su escasa extensión con respecto al resto de los otros estados (16, 971 ha). Esta limitación en la distribución, abundancia y poca estructura que define a este tipo de bosques en el estado de Quintana Roo, es atribuida principalmente a que los árboles realizan su crecimiento sobre suelos de origen calcáreo (típico de la Península de Yucatán), con altas tasas de filtración a través de la roca calcárea, ausencia de ríos superficiales, escasa influencia de mareas y por el efecto de huracanes. Por otra parte, este tipo de suelos no permite la formación de tur-

ba, retención del sedimento, reciclamiento de sus nutrientes y poca disponibilidad de fósforo (esencial para su crecimiento y óptimo desarrollo). De tal manera que la comunidad vegetal depende de los escurrimientos subterráneos con manifestaciones de superficie como cenotes o rías en la franja litoral. Las principales causas de deterioro para el estado de Quintana Roo, son debido a las actividades turísticas (al desarrollo de hoteles), descarga de drenajes y aguas residuales, rellenos, asentamientos urbanos y construcción de carreteras.

Para el litoral Pacífico, las mayores pérdidas de manglar son registradas para los estados de Sinaloa (14.4%), Nayarit (11.8%) y Guerrero (12.5%). Esta deforestación básicamente se debe a las actividades de la expansión de la frontera agrícola y ganadera, acuacultura (en particular la camaronicultura), construcción de carreteras, asentamientos humanos y descargas de aguas urbanas y agrícolas.

Importancia del Diagnostico Ambiental en Ecosistemas Considerados como Críticos

Los estudios conocidos como diagnósticos ambientales en ecosistemas considerados como críticos, permiten establecer las líneas de acción prioritarias para elaborar modelos predictivos, desarrollar medidas de mitigación y establecer criterios sólidos para definir las estrategias de manejo más adecuadas para la región con base a la vocación más apropiada de uso de estos recursos y con el menor efecto en el entorno natural. Asimismo, efectuando el diagnostico se definirán los criterios necesarios para las futuras restauraciones en el ecosistema que se detecten como impactados.

Por lo anterior, el diagnostico ambiental para este tipo de ecosistemas deberá contemplar, el análisis del balance de fuerzas entre el régimen hidrológico de la cuenca continental y la suma de fuerzas de las corrientes y mareas oceánicas existentes, mismas que determinan la mezcla de aguas dulce y salada recreando las condiciones estuarinas, determinantes en

los humedales costeros y las comunidades vegetales que soportan. Por motivos pragmáticos de manejo de los estudios de impacto ambiental y ordenamiento deberán considerar un estudio integral de la unidad hidrológica donde se ubican los humedales. La unidad hidrológica esta constituida por el cuerpo lagunar costero y/o estuarino, los humedales asociados a él (manglares, marismas, pantanos), las unidades ambientales terrestres circundantes, las bocas permanentes o estacionales, la barra, playa y características externas como los aportes por ríos, arroyos permanentes o temporales, escurrimientos terrestres, aportes del manto freático, zona de influencia de oleaje y corriente litoral.

Para poder llevar a cabo un diagnostico ambiental completo en el ecosistema de manglar se deben considerar como básicos los siguientes aspectos:

- Determinar la estructura forestal del bosque.
- Determinar los tipos fisonómicos y la distribución microtopográfica de las especies en los bosques de manglar.
- Determinar las diferentes unidades ambientales y tipos fisonómicos de manglar.
- Determinar los patrones de los parámetros químicos y físicos del agua intersticial y biológicos a través de cada perfil en el bosque.
- Identificar bioindicadores que determinen los patrones de los parámetros químicos y biológicos a través de cada perfil en el bosque.
- Determinar las actividades y usos que impactan el ecosistema.

Específicamente para los diagnósticos en la península de Yucatán y Golfo de México, deberá considerarse además el análisis del patrón hidrológico del manto freático y su influencia sobre los humedales costeros, tasa de filtración, amplitud y frecuencia de mareas.

Principales Medidas de Mitigación de Impacto y Restauración en Ambientes Críticos

- a) Analizar las características generales del área de estudio (mapeo detallado del hábitat).
- b) Evaluar el impacto potencial en el bosque o pradera (Análisis tendiente a cuantificar la localización y el tamaño de pérdida de hábitat).

- c) Elaboración de planes de restauración e identificación de alternativas.

Específicamente en bosques de manglar el llevar a cabo una reforestación, restauración, aforestación o la permanencia de un borde (en una parte propia de la cobertura vegetal), con un mínimo de 20 m de ancho o que corresponda al ancho aproximado al manglar tipo borde de zonas adyacentes a la región, mitigará de manera significativa los efectos por actividades externas a estos.

PLANES DE RESTAURACIÓN

Las principales razones para efectuar un programa de restauración; son la recuperación para restablecer el hábitat lo mas cercano al original, como apoyo a las pesquerías, barrera contra la erosión, inundación e impacto por huracanes, así como, área disponible para el refugio, reproducción o crecimiento de flora y fauna silvestre local o migratoria. Asimismo, estos programas resultan benéficos para las comunidades locales y pescadores, debido a que prácticamente todas las labores (tales como: actividades en el manejo de las áreas de acopio temporal y colecta y siembra de las plántulas e hipocotilos) que se desarrollan en este, serán contratadas y realizadas directamente por las mismas comunidades (denominados "mangleros"). De tal manera que, los beneficios directos representan el mejorar el ecosistema e indirectos aumentar el nivel de vida, educación

y organización social de dichas comunidades ("Una nueva fuente de trabajo").

Específicamente la restauración en bosques de manglar tiene tres tendencias: reforestación, la restauración hidrológica y la combinación de las dos anteriores. Es necesario considerar para su éxito en cualquiera de los casos, la distribución el bosque, el hidropериodo (frecuencia y duración de inundación por mareas, los ríos de la región, y las variaciones micro topográficas), salinidad y la micro topografía en el rango específico de la especie. Así como, la disponibilidad de agua dulce y nutrientes, el patrón e intensidad del oleaje, características y química del sedimento, presencia o ausencia de contaminantes en agua y sedimento y principalmente la detección y mitigación del estrés provocado por actividades antropogénicas.

TIPOS DE REFORESTACIÓN

1.- Reforestación *in situ*: Aplicable en zonas de manglar donde las condiciones no han sido modificadas, tomando en cuenta el rango de distribución micro topográfica e hidropериodo específico de los propágulos y plántulas del bosque adyacentes a la zona de reforestación.

2.- Área de acopio temporal: Establecer durante los programas de reforestación un área de acopio temporal con hipocotilo/propágulos y plántulas para aumentar el por-

centaje de sobrevivencia que la siembra directa. Sin embargo, es importante destacar que con estos programas de reforestación el costo por plántula aumenta.

3.- Rehabilitar el patrón hidrológico mediante bordos, canales (unidades de reforestación) o puentes y alcantarillados en donde sea necesario rehabilitar el patrón hidrológico, con la finalidad de disminuir las condiciones anóxicas y concentraciones de sales en el sedimento.

FACTIBILIDAD Y COSTOS EN LA RESTAURACIÓN

El programa de la Unión Nacional de Medio Ambiente establece un valor a sus recursos de \$215,000 dólares/ha, con costos de reforestación nacional en promedio de \$1,236 dólares/ha. El rango en costos estimado por hora/hombre van de 450 a 1,800 horas/hombre/ha para la recolección e instalación de los propágulos, en plántulas se duplica el costo desde 2,550 a 3,100 horas/hombres/ha y en árboles > 4 m en altura, el costo se incrementa drásticamente hasta \$216,300 dólares (Thorhaug, 1990). Los costos de reforestación varían dependiendo del tipo de material biológico (propágulo, plántulas o árboles) a utilizar y el espaciado entre los propágulos, plántulas o árboles, con un rango de \$1,140 a \$6,545 dólares/hectárea. Los costos de reforestación se incrementan substancialmente de usar propágulos a árboles de 0.5 a 1.5 m de altura (Pulver, 1976).

De tal manera que, al reducir el espacio entre plántulas y plántula en una 1/3 de la distancia original (de 0.9 a 0.61 m) se duplica el número de trasplante (de 12,100 a 26,896 plántulas/ha) y con una mayor reducción (0.3 m) lo incrementa hasta 110, 889 plántulas/ha. Saenger (1996) cotiza un costo por plántula transplantada de \$4.50 dólar, con una sobre vivencia del 80% (sin área de acopio temporal).

En el Caribe se estimó un costo de \$1,400 a \$4,200 dólares/ha dependiendo del materia utilizado (propágulo o plántula) y la distancia entre plántulas, llegando a ser de \$11,460 dólares cuando se reforestó con árboles de 3 años de edad (Warner *et al.*, 2001). En un programa de reforestación en el Área Natural Protegida Laguna de Términos, Campeche. México; se calculó un costo por plántula de \$3.1 dólares, incluyendo el diagnóstico ambiental de 2 parcelas de 12 ha a reforestar, espaciado entre plántula/hipocotilo de 1.5 metros, su monitoreo por cinco años; así como, un área de acopio temporal de 0.5 ha (con capacidad de 68,000 plántulas)(Agraz-Hernández *et al.*, 2004a y b).

Los costos de reforestación mencionados son muy variables, por los diferentes precios en la mano de obra local de cada país (e incluso entre regiones), por las características de cada sitio (disponibilidad y acceso (vía terrestre o acuática)) y extensión a reforestar, material bio-

lógico (tipo), tipo de vivero y técnicas utilizadas. Millan (1999) menciona que en ocho proyectos de restauración desarrollados en la bahía del Vizcaíno, Miami. Florida, se presentó un rango en costo de entre \$5,300 a \$200,000 dólares por hectárea. Por otra parte, es importante considerar que los planes de reforestación deberán incluir registro de las condiciones físicas y químicas del agua del sistema lagunar/estuario y del agua intersticial del área de trasplante (anterior y posterior al trasplante) y las características del sedimento para que en un futuro optimicen este (mayor éxito a menor costo (producción de plantas viables)), así como un programa de monitoreo después del trasplante por un tiempo mínimo de 5 años.

Es relevante mencionar que los proyectos de reforestación, restauración y/o manejo sustentable de manglares en México son escasos o limitados a nivel experimental o en informes de baja difusión. Sin embargo, algunos esfuerzos se han realizado o están en proceso en las costas de la península de Yucatán, Nayarit, Sinaloa, Colima, Chiapas, Guerrero, Baja California Sur, y probablemente otros estados (agencias gubernamentales, instituciones de investigación y educativas, sector social e iniciativa privada) (Flores-Verdugo *et al.*, 2003; Agraz-Hernández *et al.*, 2004b)

En áreas donde se planea realizar alguna obra deberá considerarse los siguientes puntos:

- 1) Deberá dejarse parches de vegetación original. Esto es no solo por aspectos estéticos, si no de tipo funcional. Únicamente se desmontarán las áreas necesarias para las construcciones o vías de acceso conforme se avance en la obra o actividad de que se trate, realizando inmediatamente después las actividades de excavación, nivelación y relleno. En todo caso se cumplirán las disposiciones del Reglamento de Ecología y Gestión Ambiental del Municipio que le corresponda.
- 2) Las acciones de desmonte, excavación y formación de terraplenes para la construcción de caminos, deberán realizarse

evitando la remoción innecesaria de vegetación y el movimiento de grande volúmenes de tierra.

- 3) Se evitarán las construcciones en áreas inundables y en sitios donde puedan causar afectaciones directas a las praderas de pastos marinos y sistema arrecifal.
- 4) Toda construcción deberá ser diseñada preferentemente de acuerdo con la tipología del lugar, integrándose al entorno natural y respetando las normas para la comunicación visual en la vía pública vigente.
- 5) De las áreas no construidas deberá procurarse la conservación y en su caso la restitución y mejoramiento de la cubierta vegetal existente. Los espacios abiertos construidos deberán disponer de áreas verdes.
- 6) Cuando en los sitios con política de aprovechamiento, se causen afectaciones en los recursos naturales, se deberán realizar acciones de restauración.
- 7) Deberá garantizar la integridad de los procesos ecológicos que mantienen la viabilidad de las especies marinas de interés comercial.
- 8) El desarrollo industrial, urbano, turístico y camaronícola de alto impacto, deberá estar orientado bajo una visión integral, que comprenda la cuenca hidrológica para evitar que se pongan en riesgo las condiciones naturales de los humedales costeros
- 9) Evitar el deterioro de los ambientes críticos por el cambio de uso de suelo, canalización indiscriminada, apertura de bocas en lagunas y esteros, e interrupción o desvío de agua dulce o circulación en el humedal costero que incremente el asolvamiento, el aumento en la salinidad.
- 10) Considerar los servicios y funciones que los ambientes críticos (manglares, praderas de pastos marinos y arrecifes de coral) desarrollan, tanto por los estudios de

impacto ambiental, así como en los ordenamientos ecológicos, con el propósito de dimensionar los efectos negativos de alteraciones cercanas o a distancia por la actividades humanas y naturales.

Consideraciones Fundamentales para la Conservación y Manejo en los Ambientes Críticos

Una planificación integral (características ecológicas, condiciones sucesionales, aspectos silviculturales, faunísticos e hidrobiológicos) es considerada como fundamental en el éxito de los programas de conservación y sustentabilidad en el ecosistema de manglar, debido a la vulnerabilidad y excesiva fragilidad de estos ecosistemas. De tal manera que, todo plan de desarrollo y acciones incidentales que puedan llegar a estresar o afectar el ecosistema de manglar, deberá considerar los siguientes puntos en los planes de manejo y planificación:

- 1) Una red y una práctica zonificación (a nivel de detalle) de las áreas de manglar desde un punto de vista forestal y pesquero (mapas).
- 2) Aplicar planes y programas de investigación básica desde un punto de vista integral, con criterios ecológicos, silviculturales, inventarios forestales y estimulación de regeneración natural, zoológicos e hidrológicos.
- 3) Mantener la topografía y las características del sustrato en el bosque y los canales de agua.
 - Evitar procesos que puedan conducir a un cambio en la tasa de sedimentación del área específica (sedimentación excesiva y erosión). Mantener el equilibrio natural entre la acumulación, erosión y sedimentación
 - Evitar la alteración de las características químicas y físicas del ecosistema.
- 4) Mantener los patrones naturales, temporales y espaciales en los parámetros quími-

- cos (salinidad, potencial redox y nutrientes) de las aguas superficiales y subterráneas. Especialmente en zonas donde el agua disponible depende exclusivamente de los escurrimientos terrestres ó áreas donde las características "karticas" del sedimento no permiten la disponibilidad del agua vía superficial, como la Península de Yucatán.
- 5) Evitar toda actividad que induzca cambios en el patrón hidrológico del ecosistema (en los tiempos de residencia del agua (estancamiento).
 - 6) Establecer planes de restauración o reforestación en las áreas que aseguren la permanencia de los bosques.
 - 7) Establecer veda temporal, para el aprovechamiento de las especies de manglar con base a estudios que se desarrollen a mediano plazo. Dichos estudios deberán proporcionar las tasas de crecimiento por especie y por ende los tiempos de rotación, de acuerdo a las condiciones específicas del bosque por explotar (esquemas de ordenación y manejo)
 - 8) Refuerzo en las acciones de protección y vigilancia en los lugares tradicionales de aprovechamiento o impacto por actividades antropogénicas. Así como, zonas de acopio, distribución y venta de los productos extraídos del bosque de manglar.
 - 9) Crear un Comité Nacional de Manglar que forme parte de un cuerpo asesor en política y gestión de los manglares
 - 10) Vigilancia de las leyes que protejan los manglares existentes (establecer obligaciones de zonas de protección ("zonas de compensación") a cualquier agente que desee modificar de alguna manera estos ecosistemas.

NORMAS OFICIALES MEXICANAS QUE REGULAN Y PROTEGEN LOS HUMEDALES COSTEROS

Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximas permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 6 de enero de 1997.

Norma Oficial Mexicana NOM-002-PESC-1993, para ordenar el aprovechamiento de las especies de camarón en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 31 de diciembre de 1993 y su modificación publicada el 30 de julio de 1997 en el Diario Oficial de la Federación.

Norma oficial Mexicana NOM-009-PESC-1993, que establece los procedimientos, para determinar las épocas y zonas de veda para la captura de las diferentes especies de flora y fauna acuática en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 4 de marzo de 1994.

Norma Oficial Mexicana NOM-012-RECNAT, que establece los establecimientos, criterios y especificaciones para realizar el aprovechamiento de leña para uso doméstico, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 26 de junio de 1996.

Norma Oficial Mexicana NOM-013-PESC-1994, para aprovechar las especies de caracol en aguas de jurisdicción federal de los estados de Campeche, Quintana Roo y Yucatán, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 21 de abril de 1995.

Norma Oficial Mexicana NOM-015-PESC-1994, para regular la extracción de las existencias naturales de ostión en los sistemas lagunares-estuarinos del estado de Tabasco, publicada, en el Diario Oficial de la Federación el 24 de abril de 1995.

Normas Oficiales Mexicanas NOM-022-RECNAT-2001, establece las especificaciones para la preservación, conservación

y restauración de los humedales costeros. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 10 de abril de 2003, y su versión modificada publicada en el Diario Oficial de la Federación el 07 de mayo del 2004.

Normas Oficiales Mexicanas NOM-059-ECOL-1994, que determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras, y las sujetas a protección especial y que establecen especificaciones para su protección, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 16 de mayo de 1994, y su modificada publicada en el Diario Oficial de la Federación el 22 de marzo del 2000.

Normas Oficial Mexicana NOM-060-ECOL-1994, que establece las especificaciones para mitigar los efectos adversos ocasionados en los suelos y cuerpos de agua por el aprovechamiento forestal, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 13 de mayo de 1994.

Norma Oficial Mexicana NOM-061-ECOL-1994, que establece especificaciones para mitigar los efectos adversos ocasionados en la flora y fauna silvestre por el aprovechamiento forestal, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 13 de mayo de 1994.

Norma Oficial Mexicana NOM-062-ECOL-1994, que establece las especificaciones para mitigar los efectos adversos sobre la biodiversidad que se ocasionen por el cambio de uso del suelo de terrenos forestales a agropecuarios, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 13 de mayo de 1994.

NOM-089-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de las actividades de cultivo acuícola.

Así como:

Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en materia de impacto ambiental, establece que para la realización de obras o actividades que puedan causar desequilibrio ecológico o rebasar los límites y condiciones para proteger el ambiente y preservar y restaurar los ecosistemas, se requiere una autorización previa de la SEMARNAT.

Ley de Aguas Nacionales, Artículo 86 fracción II, y Artículo 155 del Reglamento de la misma Ley en los que se establece la responsabilidad de CNA para la formulación de programas integrales de protección de los recursos hidráulicos en cuencas hidrológicas y acuíferos, específicamente en humedales, así como el inventario de éstos, promoción de reservas de aguas nacionales o ecológicas que se requieran para la conservación de humedales, la expedición de condiciones para preservar, proteger y restaurar humedales, y otorgar permisos para desecar terrenos en humedales.

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), estableció: *“La Estrategia de Conservación Mundial dio como principal recomendación que el manejo global de lagunas costeras, estuarios, humedales (manglares y pantanos), y marismas, es garantizar la integridad de los procesos ecológicos que mantienen la viabilidad de las especies marinas de interés comercial”*.

Reglamento de la Ley Forestal, se define para los efectos de la propia Ley a la superficie con vegetación de humedales costeros (*con énfasis en los bosques de manglar*) como zonas de conservación y que, por sus características físicas y biológicas están sometidas a un régimen de protección y aprovechamiento restringido siempre que no se ponga en riesgo el suelo, la calidad de agua y la biodiversidad.

LITERATURA CITADA

- Agraz-Hernández, C.M., F.J. Flores-Verdugo y J. Ordoñez-Sulu, 2004a.** Dasometría de *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* en un ecosistema de manglar al sureste de la Reserva de la Biosfera "Los Petenes", Campeche. Campeche. México. Informe Técnico del proyecto: "Diagnostico ambiental de un ecosistema de manglar en la Reserva de la Biosfera "Los Petenes", Campeche. Campeche. Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche.
- Agraz-Hernández, C.M., F.J. Flores-Verdugo, H. Cazares-Rivas, J. Ordoñez, R. Zetina-Tapia, J. Osti-Saenz, V. Canche-Barbosa, C.E. Puc-Panti, J. Brito-Gomez, y M.A. Rosado-Galvez, 2004b.** Reforestación y Monitoreo de 17.5 ha. en un ecosistema de manglar al norte de la Laguna de Términos. Campeche. Informe Preliminar. Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche.
- Drake, S.F., 1996.** The International Coral Reef Initiative: A strategy for the sustainable management of coral reefs and related ecosystems. *Coastal Management*, 24 (4): 279-299.
- Kitheka, J.U., 1997.** Coastal tidally-driven circulation and the role of water exchange in the linkage between tropical coastal ecosystems. *Estuaries, Coastal and Shelf Science*, 45: 177-187.
- Marsubroto, P., y N. Namin, 1977.** Relation between tidal forest (mangrove) and commercial shrimp production in Indonesia. *Mar. Res. Indo.*, (18):81-85.
- Millan, E., 1999.** Techniquel note. Lewis Environmental Services Inc. and Environmental Laboratory US Army Engineer Research and Development Center (ERDC).
- Ogden, J.C., 1988.** The influence of adjacent systems on the structure and function of coral reefs, p. 1223-129. *In:* J.H. Choat, D. Barnes, M.A. Borowitzka, J.C. Coll, P.J. Davies, P. Flood, B.G. Hatcher y D. Hopley (Eds.). Proceedings of the 6 th Int. Coral Reefs Symp. Townsville, Australia, 8-12 august 1988. .
- Pulver, T.R., 1976.** Transplant techniques for sapling mangrove trees, *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, and *Avicennia germinans*, in Florida. Florida Marine Resources Publication 22. Tallahassee, FL. Florida Department of Natural Resources.
- Saenger, P., 1996.** Mangrove restoration in Australia: a case study of Brisbane International Airport, p. 36-51. *In:* C. Field (Ed.), Restoration of Mangrove Ecosystem. ISME/ITTO, Okinawa.
- Thorhaug, A., 1990.** Restoration of Mangroves and Seagrasses — Economic Benefits for Fisheries and Mariculture, p. 265-281. *In:* J.J. Berger (Ed.), Environmental Restoration Science and Strategies for Restoring the Earth. Island Press, Washington, D.C.
- Turner, R.E., 1991.** Factors affecting the relative abundance of shrimp in Ecuador. p. 121-139. *In:* S. Olsen, y L. Amaga (Eds.) A Sustainable Shrimp Mariculture Industry for Ecuador. Technical Report Series TR-E-6. Internat. Coas. Res. Man. Proj. Univ. Rhode Island, Gobierno de Ecuador y USAID.
- UNESCO, 1983.** Coral reefs, seagrass beds and mangroves: Their interaccion in the coastal zones of the Caribbean. Report of a Workshop. Held data West Indies Laboratory, St. Croix, U.S. Virgin Islands. May, 1982. Montevideo Uruguay.
- Wafar, M., 1997.** Carrying capacity of coral reefs, p. 65-70. *In:* Regional Workshop on the Conservation and Sustainable Management of Coral Reefs. M.S. Swamithan Res. Found., Chennai. India.
- Warner, B., C.M. Agraz-Hernández y F.J. Flores-Verdugo. 2001.** Creación y Restauración de Humedales, *In:* F.J. Abarca y M. Herzig (Eds.). Manejo y Conservación de los Humedales en México. North American Wetland Conservation Council (NAWCC), US Fish & Game Service, PRONATURA, Society of Wetland Scientist (SWS), Ramsar, Ducks Unlimited of Mexico AC (DUMAC), SEMARNAT, Environment Canada (ECan) y Wildlife Habitat Conservation de la Canadian Wildlife Service (WHCCWS). 24 p.

León Burgos F., y V. Parra Tabla, 2005. La evaluación del impacto ambiental en proyectos de tipo lineal. Experiencias y aportaciones de la Comisión Federal de Electricidad en el estado de Campeche, p. 609-628. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

La Evaluación del Impacto Ambiental en Proyectos de Tipo Lineal. Experiencias y Aportaciones de la Comisión Federal de Electricidad en el Estado de Campeche

37

Fidencio A. León Burgos ¹ y Víctor Parra Tabla ²

¹ Comisión Federal de Electricidad

² Universidad Autónoma de Yucatán

RESUMEN

Los Proyectos de tipo lineal son aquellos que ocupan una poligonal de poca amplitud, pero de gran longitud, con afectaciones ambientales de poca extensión y en su mayoría puntuales. Como parte inherente al suministro del servicio público de energía eléctrica, la Comisión Federal de Electricidad (CFE) ejecuta este tipo de proyectos (líneas de transmisión L.T.) para los que debe obtener la correspondiente autorización y elaborar la Manifestación de Impacto Ambiental indicada en la legislación mexicana. El propósito del presente trabajo es mostrar las contribuciones que la CFE hace en esta materia mediante la aplicación de una Guía Específica presentando como ejemplo, los resultados del grupo de proyectos en ejecución en el estado de Campeche: L.T. Escárcega Potencia-Sabancuy II, L.T. Sabancuy II-Sabancuy y L.T. Sabancuy II Entronque Champotón-Sabancuy.

ABSTRACT

The linear projects are those accomplished in a narrow width but in a very long transect. As part of the mechanisms to generate electricity, the Federal Electricity Commission (FEC) execute these types of projects, through the inherent approval of the Environmental Impacts Declaration indicated in the Mexican legislation. Thus, the main objective of this paper is to indicate the contributions of the Federal Electricity Commission to evaluate the environmental impacts by using the Specific Guidelines in a group of projects actually in execution in Campeche state as: L.T. Escárcega Potencia- Sabancuy II , L.T. Sabancuy II- Sabancuy y L.T. Sabancuy II Entronque Champotón- Sabancuy

*La Comisión Federal de Electricidad cuenta con el visto bueno de la autoridad competente para su aplicación en tanto se publiquen las actualizaciones de las guías sectoriales.

INTRODUCCIÓN

Los proyectos de carácter lineal, para los efectos del presente trabajo son aquellos que se caracterizan por ocupar una superficie delimitada por una poligonal de poca amplitud (ancho) y gran longitud; dentro de este tipo de proyectos se pueden listar las vías generales de comunicación tales como la ferroviaria, telefonía convencional y carretera, también recaen en esta categoría la instalación y operación de ductos para transporte de materiales diversos (gas, petróleo, agua), así como la transmisión de energía eléctrica. En su mayoría, este tipo de proyectos son de alto impacto en la sociedad, ya que se desarrollan para la atención de necesidades específicas de la población relacionadas con los servicios públicos básicos, que afectan directamente la mejora de la calidad de vida y que resultan imprescindibles para el desarrollo de cualquier actividad económica. Sin embargo, para llevar a cabo la construcción y operación de este tipo de proyectos se debe atender a lo especificado en la legislación mexicana que resulte aplicable y en forma particular, se debe contar con la correspondiente autorización en materia de impacto ambiental, cuyo otorgamiento está distribuido en los niveles de competencia Federal, Estatal o Municipal en función de la naturaleza de la obra o actividad, de su extensión y de las reglamentaciones aplicables y vigentes a cada una de ellas.

El desarrollo de este tipo de proyectos produce impactos que inciden en diversos componentes ambientales, con distinta duración, extensión, magnitud y reversibilidad según sea la función específica para la que se realicen. Sin embargo, de manera genérica se puede mencionar que los impactos más significativos incluyen pérdida de superficies de suelo fértil, cambios en la hidrología superficial, aumento de los niveles de ruido, cambios en el paisaje, destrucción directa de flora silvestre, destrucción indirecta de fauna silvestre, fragmentación de hábitat, erosión, incidencia directa e indirecta de cambios en la distribución espacial de la población humana y afectación de recursos arqueológicos (Saavedra, 2002). En general, mientras mayor sea la longitud de la línea de transmisión, mayores serán los impactos ambientales, siendo las causas principales

de estos impactos el desbroce (remoción) de la vegetación de los derechos de vía, la construcción de caminos de acceso y la construcción de las cimentaciones de las torres y el mantenimiento del derecho de vía (Gallipoliti, 2001).

En este contexto, la Comisión Federal de Electricidad (CFE), tiene a su cargo la prestación del servicio público de energía eléctrica, para lo cual debe realizar la construcción de la infraestructura necesaria para llevar la energía eléctrica desde los sitios de generación, hacia los centros de consumo, esta infraestructura es la que integran las subestaciones eléctricas y las líneas de transmisión. Las subestaciones eléctricas son instalaciones perfectamente delimitadas en un predio que usualmente se ubica en sitios bien comunicados (zonas agropecuarias, industriales, de equipamiento o urbanas) y que en consecuencia han sufrido perturbación previa del sistema ambiental; por otro lado, las líneas de transmisión, en la mayoría de las ocasiones, tienen trayectorias que cruzan por áreas donde existen sistemas ambientales con buen grado de conservación o recuperación.

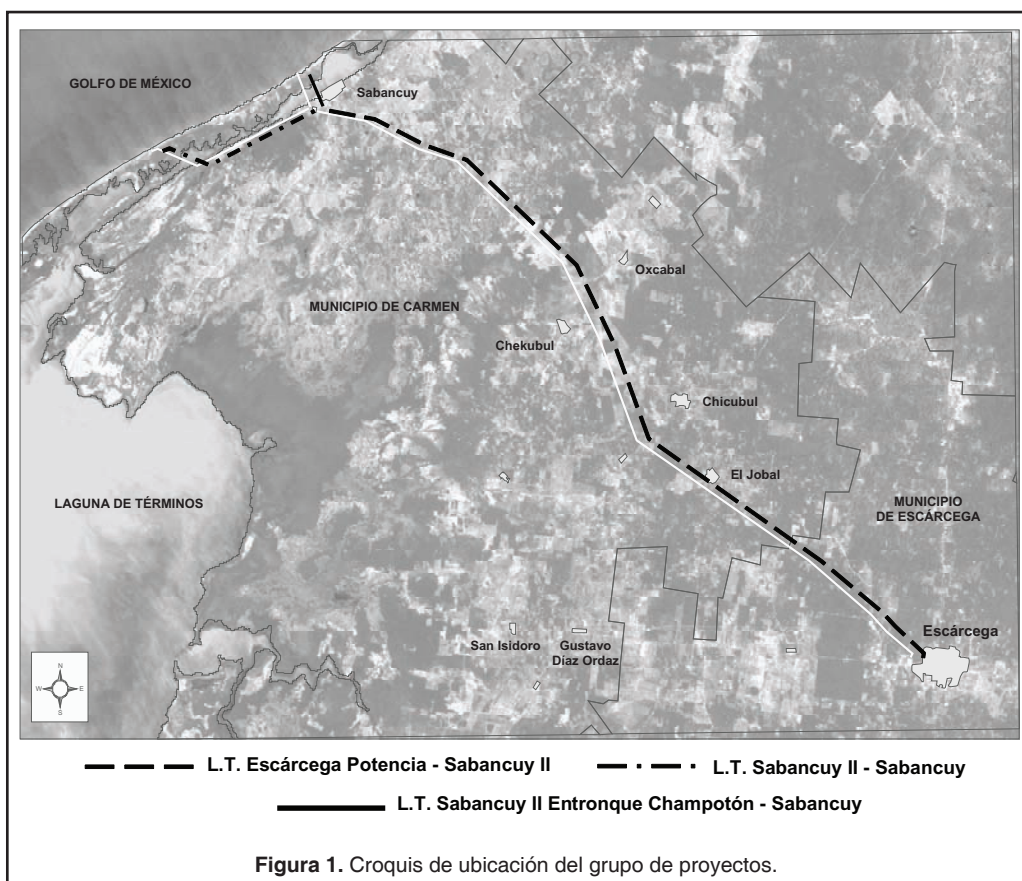
Dado que la naturaleza de la instalación está relacionada con la industria eléctrica, su construcción, operación y mantenimiento requiere de la autorización en materia de impacto ambiental en los términos establecidos en la normativa aplicable (DOF, 200 y 2001) para lo cual debe elaborarse la correspondiente Manifestación en Materia de Impacto Ambiental, en la cual deben señalarse todas las consideraciones que derivadas de la ubicación del proyecto puedan aplicar, *v.gr.*: la posible afectación de vegetación forestal, afectación de humedales o vegetación costera, la afectación de tipos de vegetación de difícil regeneración y su posible ubicación en áreas naturales protegidas.

Para la elaboración de las Manifestaciones de Impacto Ambiental (MIA), la CFE, se apoya en prestadores de servicios o instituciones académicas de reconocida calidad en dicha área, a fin de que la calidad de la información presentada a la autoridad permita la adecuada evaluación de las condiciones y circunstancias en que se realizarían los trabajos de construc-

ción y operación de la instalación, así como de las medidas de prevención, mitigación y/o compensación que deban realizarse para la minimización de los impactos ambientales que se identifiquen en forma particular para cada proyecto.

Derivado de lo anterior, la CFE, a través de sus áreas: Subdirección de Construcción y Coordinación de Proyectos de Transmisión y Transformación, desarrolló una Guía de Elaboración de Manifestaciones de Impacto Ambiental Específica para Proyectos de Construcción, Operación y Mantenimiento de Líneas de Transmisión de Energía Eléctrica, la cual involucra una evaluación del impacto ambiental con un nivel superior de detalle, y que es usada como base para los estudios de impacto ambiental que para este tipo de proyectos se presenta para evaluación de la autoridad competente.

El propósito del presente trabajo es indicar las contribuciones que la CFE hace a la evaluación del impacto ambiental mediante la aplicación de la Guía de Elaboración de Manifestaciones de Impacto Ambiental Específica para Proyectos de Construcción, Operación y Mantenimiento de Líneas de Transmisión de Energía Eléctrica, los resultados de su aplicación en el grupo de proyectos L.T. Escárcega Potencia – Sabancuy II, L.T. Sabancuy II – Sabancuy y L.T. Sabancuy II Entronque Champotón – Sabancuy (Fig.1), las medidas de prevención, mitigación y compensación propuestas con base en la identificación y estimación del impacto ambiental, así como las acciones específicas que hasta la elaboración del presente se han implementado para llevar a cabo las mismas.



MARCO CONCEPTUAL

La evaluación del impacto ambiental se basa en la identificación de la o las interacciones (impactos) que existen entre las actividades que se realizarán en la construcción y operación del proyecto y el sistema ambiental, con la finalidad de anticipar los futuros impactos negativos y positivos, aumentando los beneficios y disminuyendo las alteraciones ambientales no deseadas (CFE, 2002). La identificación de los impactos permitirá definir acciones que prevengan el mayor número posible de ellos.

Cada impacto debe ser valorado sobre una base lógica, medible y fácilmente identificable que considere e identifique los atributos, del impacto ambiental, para lo cual se asume que cualquier impacto tiene como mínimo tres atributos básicos e indispensables para definir las características directas e inmediatas de una interacción: *Magnitud* (intensidad de la afectación en el área del proyecto), *Extensión* (área de afectación del impacto respecto a la zona total del área de influencia del proyecto) y la *temporalidad de la interrelación* (CFE/UADY, 2002).

De manera adicional, para los efectos de la evaluación de impacto ambiental que solicita la CFE para sus proyectos de líneas de transmisión, se consideran cuatro atributos complementarios que son aquellos que toman en cuenta las relaciones de orden superior entre impactos: *Sinergia* (interacciones entre impactos para generar uno de orden superior), *Acumulación* (efectos aditivo de un impacto con otros ya existentes en el área del proyecto), *Controversia* (oposición de los sectores sociales a los proyectos), así como la *Mitigabilidad* (existencia y eficiencia de medidas de reducción del impacto) (CFE/UADY, 2002).

Los impactos que no pueden ser prevenidos, y para los cuales las medidas de mitigación no puedan reducir completamente, se consideran impactos residuales para los cuales deben establecerse medidas de compensación, preferentemente en la misma zona de influencia de la obra o actividad que lo genera.

En proyectos de carácter lineal, la superficie ocupada por el proyecto (enmarcada en

una poligonal de poco ancho y gran longitud) ocasiona que puedan ubicarse en dos o más unidades ambientales que pueden tener diferentes grados de conservación, lo cual ocasiona que la interrelación Actividad Constructiva–Componente ambiental, así como el impacto ambiental identificado sean de diferente significancia para cada unidad ambiental, disminuyendo para aquellas unidades ambientales con mayor grado de perturbación y aumentando para las unidades con mayor grado de conservación del sistema ambiental. De esta manera, la evaluación del impacto ambiental considerando a todo el proyecto como una unidad tiende a enmascarar el impacto que la obra o actividad ocasiona en el sistema ambiental y en sus unidades ambientales.

La Guía de Elaboración de Manifestaciones de Impacto Ambiental Específica para Proyectos de Construcción, Operación y Mantenimiento de Líneas de Transmisión usada por la CFE establece que la significancia del impacto ambiental identificado para una misma interrelación Actividad Constructiva–Componente Ambiental sea evaluado para cada unidad ambiental por separado, dando la posibilidad de identificar los impactos realmente significativos para cada una de ellas y permitiendo que las medidas de mitigación que se establezcan considere las condiciones particulares de cada unidad ambiental.

Un ejemplo claro de la diferencia que este proceso establece, es el impacto al componente ambiental flora (subsistema biótico) de un proyecto lineal cuya trayectoria ocupe un 75% de una unidad ambiental con uso de suelo agropecuario y el restante 25% ocupe unidades ambientales con vegetación forestal. Si la evaluación del impacto se realiza en forma integral a toda la superficie del proyecto, el impacto se identificaría con significancia de baja a moderada, mientras que la evaluación del impacto ambiental hecha para cada unidad permitiría identificar un valor de significancia bajo para las unidades con uso agropecuario y con valor de significancia alto para las unidades con vegetación forestal. Esta ejemplificación puede extenderse a la mayoría de los componentes del sistema ambiental (flora, fauna, suelo).

Esta diferenciación permite acotar con precisión los sitios donde se aplicaría la medida de mitigación y/o compensación (unidades ambientales con valor de significancia moderado y alto), esta perspectiva tiene, entre otros, los siguientes beneficios:

1. Permite a la autoridad una visión más cercana a la realidad del impacto ambiental ocasionado por el proyecto,
2. La identificación y diferenciación de las unidades ambientales con valores bajos de significancia de los impactos identificados, permite a la autoridad el énfasis de la evaluación hecha en las unidades ambientales que presentan impactos con valores altos de significancia, lo que hace eficiente

la propia evaluación del estudio ambiental presentado

3. Dado que las medidas de mitigación o compensación se plantean considerando las condiciones particulares de cada unidad ambiental, se aumenta su probabilidad de éxito, en beneficio del propio sistema ambiental.
4. Debido a que la extensión de la medida de compensación sería similar a la extensión del impacto ambiental identificado, evita al promovente inversiones innecesarias para implementar medidas de mitigación en unidades ambientales que no requieren de las mismas

MÉTODO

La Manifestación de Impacto Ambiental del grupo de proyectos L.T. Escárcega Potencia – Sabancuy II, L.T. Sabancuy II – Sabancuy y L.T. Sabancuy II Entronque Champotón – Sabancuy (9), fue elaborada por la Universidad Autónoma de Yucatán (Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia/Licenciatura en Biología) a solicitud de la Comisión Federal de Electricidad, usando como base la Guía de Elaboración de Manifestaciones de Impacto Ambiental Específica para Proyectos de Construcción, Operación y Mantenimiento de Líneas de Transmisión.

La secuencia de actividades y la metodología seguida para la elaboración de la Manifestación de Impacto Ambiental (CFE/UADY, 2002) se indica a continuación, misma que fue desarrollada por el Grupo de Trabajo del Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Yucatán (UADY).

- I. Descripción de las actividades de construcción, operación y mantenimiento del grupo de proyectos.

Esta información fue proporcionada por la CFE a la UADY para que fuera tomada como base para la evaluación del impacto ambiental, quedando a cargo de la UADY identificar las Interacciones entre estas y los componentes de las unidades ambientales (Tabla 1)

- II. Descripción de los subsistemas físico, biótico y socioeconómico.

La descripción del Subsistema Físico dentro del área de influencia (clima, geología y geomorfología, suelo, y la hidrología superficial y subterránea) se realizó de manera genérica para toda el área del proyecto.

La descripción del Subsistema Biótico (tipos de vegetación terrestre y acuática, así como la fauna terrestre y acuática) se realizó en forma particular para cada una de las unidades ambientales usadas como referencia para la evaluación del impacto. Para la descripción se realizó con base en los datos obtenidos en muestreos realizados en el área de influencia. Para la flora se obtuvieron: identificación de los tipos de vegetación, distribución en el área del proyecto, composición florística, identificación de especies con alguna categoría de protección (NOM-059-SEMARNAT-2001), estructura por tipo de vegetación, valores de importancia por especie, composición y riqueza, así como el índice de equidad. Para la fauna silvestre se identificó: el listado faunístico, los valores de riqueza específica por grupo faunístico, la identificación de especies en alguna categoría de protección (NOM-059-SEMARNAT-2001, CITES), la abundancia y densidad por gru-

Tabla 1. Actividades que se realizan en la construcción, operación y mantenimiento del grupo de proyectos L.T. Escárcega Potencia – Sabancuy II, L.T. Sabancuy II – Sabancuy y L.T. Sabancuy II Entronque Champotón– Sabancuy.

Etapa	Actividad
Preparación del Sitio	Contratos de servidumbre de paso
	Contratación del personal
	Desmonte a matarrasa
	Tala y poda selectiva
Construcción Obra Civil	Contratación de personal
	Instalación de talleres y almacenes
	Uso de maquinaria pesada
	Adquisición y transporte de insumos y materiales
	Excavaciones y/o barrenación y anclaje
	Colado de cimentaciones
	Relleno y compactado de cimentaciones
	Pilotaje en cuerpos de agua
Construcción Obra Electromecánica	Armado y montaje de estructuras
	Vestido de estructuras
	Tendido de cables de guarda y conductor
	Instalación de sistema de tierras
	Pruebas y puesta en servicio
Operación y Mantenimiento	Mantenimiento del derecho de vía
	Mantenimiento de estructuras y cables
	Operación de la línea de transmisión

po faunístico, así como la abundancia, distribución, densidad relativa y temporadas de reproducción de las especies en riesgo; en forma particular se desarrollo esta infor-

mación para la unidad ambiental denominada Estero (fauna acuática).

Para la Descripción del Subsistema Socioeconómico se utilizaron los límites políticos de los municipios donde se ubican los proyectos (Escárcega y Carmen, en el estado de Campeche). Las fuentes de consulta fueron Anuarios INEGI y Planes de Desarrollo Estatales y Municipales.

III. Identificación de Unidades Ambientales.

Debido a que las unidades de los Subsistemas Físico y Socioeconómico son demasiado grandes en relación con la superficie que ocuparía el grupo de proyectos (derecho de vía), se tomó como criterio para la identificación y delimitación de las unidades ambientales los tipos de vegetación y uso de suelo, que eran directamente afectadas por la trayectoria de las alternativas de ubicación del proyecto.

Las unidades ambientales identificadas usando este criterio, son: Selva Mediana Subperennifolia, Tular, Sabana, Manglar y Selva Baja Caducifolia. En forma adicional, debido a que la L.T. Sabancuy II – Sabancuy y la L.T. Sabancuy II Entronque Champotón – Sabancuy cruzan el estero Sabancuy, en donde será necesario ubicar estructuras de soporte de la línea, se identificó la unidad ambiental denominada (para efectos de la evaluación) Estero.

IV. Delimitación del área de estudio.

Considerando que en la zona donde se ubica el grupo de proyectos no existen topografías que puedan ser utilizadas para la delimitación de microcuencas, se procedió a identificar los tipos de vegetación y uso del suelo como el criterio para delimitar el área de influencia del grupo de proyectos, la cual se conformó con los límites de todos los manchones de vegetación y uso del suelo por los que pasó el eje de la trayectoria. Esta delimitación se realizó mediante el uso de una imagen de satélite Landsat TM y el plano del inventario forestal del año 2000, elaborado por la SEMARNAT, manejados con el software Arcview 3.0.

V. Caracterización del Sistema Ambiental Regional.

La caracterización consistió en la descripción cualitativa del sistema ambiental y la construcción de un modelo de simulación para estimar de manera cuantitativa los efectos que tendrá la construcción y operación de las tres líneas de transmisión sobre los usos del suelo y la riqueza de especies, para ello se utilizó el programa Stella Research Versión 7.0.3 para Windows (Stella Research High Performances Systems, 2001), esto con la finalidad de evaluar si la introducción de los proyectos afectará significativamente al sistema ambiental (Fig. 2).

VI. Identificación de los Factores y Componentes de las Unidades Ambientales.

Se identificaron los Factores que componen cada Subsistema y sus respectivos componentes ambientales (Tabla 2).

VII. Análisis de Alternativas.

Para evaluar las diferencias entre las alternativas de trayectoria presentadas para las líneas que integran el grupo de proyectos, se utilizaron los datos recaba-

dos para factores del Subsistema Biótico (fauna y flora), y establecer la comparación entre los sistemas ambientales que ocupan dichas alternativas. Esta comparación se realizó mediante la medida de similitud simple: coeficiente de similitud de Sørensen (Ss) (10).

$$Ss = \frac{2a}{2a + b + c}$$

donde:

Ss = coeficiente de similitud de Sørensen, y

a + b + c = matriz de presencias y ausencias:

		MUESTRA A	
		No. de especies presentes	No. de especies ausentes
MUESTRA B	No. de especies presentes	(a) Número de especies en el sitio a y sitio b	(b) Número de especies en el sitio b pero no en el sitio a
	No. de especies ausentes	(c) Número de especies en el sitio a pero no en el sitio b	(d) Número de especies ausentes en ambos sitios

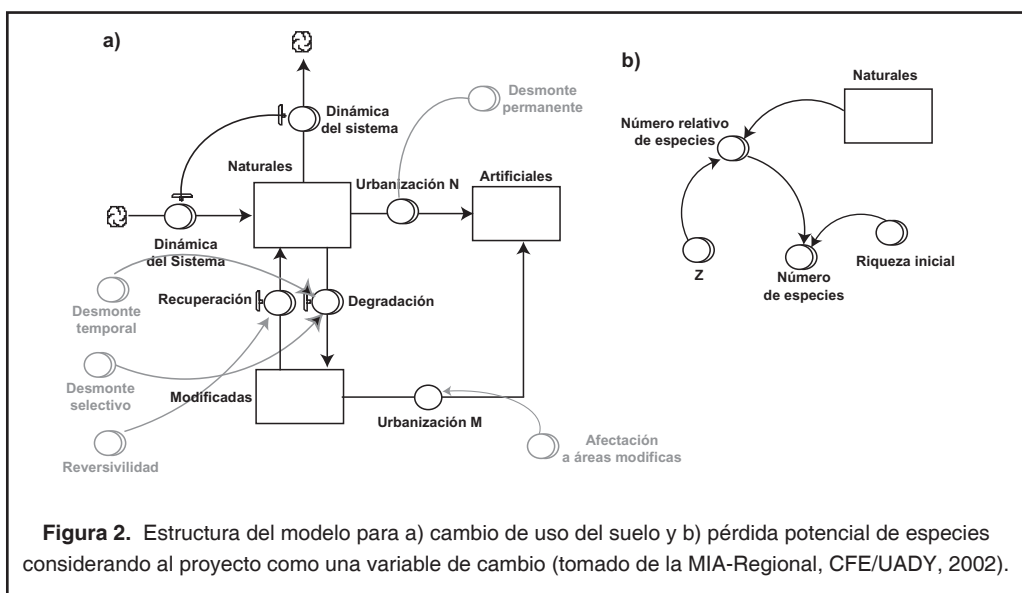


Figura 2. Estructura del modelo para a) cambio de uso del suelo y b) pérdida potencial de especies considerando al proyecto como una variable de cambio (tomado de la MIA-Regional, CFE/UADY, 2002).

Tabla 2. Factores y componentes de los Subsistemas Ambientales identificados dentro del área de Influencia de la construcción, operación y mantenimiento del grupo de proyectos L.T. Escárcega Potencia – Sabancuy II, L.T. Sabancuy II – Sabancuy y L.T. Sabancuy II Entronque Champotón – Sabancuy.

Subsistema	Factor Ambiental		Componentes Ambientales	
Medio físico	Aire		1. Calidad	
			2. Ruido	
	Suelo		3. Características fisicoquímicas	
		Hidrología		4. Características fisicoquímicas de la laguna
				5. Características fisicoquímicas de la sabana
				6. Productividad de la laguna y de la sabana
Medio biótico	Vegetación (Selva mediana subperennifolia, sabana, tular y manglar)		7. Distribución	
			8. Abundancia	
			9. Cobertura Vegetal	
			10. Estrato arbustivo	
			11. Estrato arbóreo	
			12. Especies en estatus	
			13. Especies de interés comercial	
	Fauna terrestre en selva mediana subperennifolia	Anfibios y reptiles		14. Riqueza
				15. Abundancia
				16. Especies en estatus
		Aves		17. Riqueza
				18. Abundancia
				19. Especies en estatus
		Mamíferos		20. Riqueza
				21. Abundancia
				22. Especies en estatus
	Fauna terrestre en la sabana	Anfibios y reptiles		24. Riqueza
				25. Abundancia
				26. Especies en estatus
		Aves		27. Riqueza
				28. Abundancia
				29. Especies en estatus
		Mamíferos		30. Riqueza
				31. Abundancia
				32. Especies en estatus

Tabla 2 (Continuación). Factores y componentes de los Subsistemas Ambientales identificados dentro del área de Influencia de la construcción, operación y mantenimiento del grupo de proyectos L.T. Escárcega Potencia – Sabancuy II, L.T. Sabancuy II – Sabancuy y L.T. Sabancuy II Entronque Champotón – Sabancuy.

Subsistema	Factor Ambiental		Componentes Ambientales
Medio biótico	Fauna terrestre en el tular	Anfibios y reptiles	33. Riqueza
			34. Abundancia
			35. Especies en estatus
		Aves	36. Riqueza
			37. Abundancia
			38. Especies en estatus
		Mamíferos	39. Riqueza
			40. Abundancia
			41. Especies en estatus
	Fauna terrestre del manglar	Anfibios y reptiles	42. Riqueza
			43. Abundancia
			44. Especies en estatus
		Aves	45. Riqueza
			46. Abundancia
			47. Especies en estatus
		Mamíferos	48. Riqueza
			49. Abundancia
			50. Especies en estatus
	Fauna acuática de la laguna (incluye el manglar)	Necton	51.- Distribución
			52.- Abundancia
		Bentos	53.- Distribución
54.- Abundancia			
Fauna acuática de la sabana	Necton	55.- Distribución	
		56.- Abundancia	
	Bentos	57.- Distribución	
		58.- Abundancia	
Medio Socioeconómico	Social	59.- Cambios demográficos	
		60.- Calidad de vida	
		61.- Paisaje	
	Económico	62.- Actividades agropecuarias y forestales	
		63.- Economía local	
		64.- Economía regional	

VIII. Identificación de las interacciones
Actividad Constructiva–Componente Ambiental

Para la identificación de la Interrelación Actividad Constructiva – Componente Ambiental elaboró una matriz de Causa – Efecto, de las actividades del proyecto (columnas) con los diferentes componentes ambientales (renglones).

Con esa base se describieron las interacciones detectadas en el cribado de la matriz.

IX. Cálculo del valor de impacto ambiental para cada interrelación detectada

Para cada interacción se asignó un valor comprendido dentro del rango de 1 a 9 a los atributos básicos y a los atributos complementarios se les asignó un rango de 0 a 9 (ya que estos pueden no existir en alguna interrelación).

Cuando dos actividades actúan sobre el mismo componente ambiental y la misma superficie, pero en diferente tiempo de ejecución, la evaluación del impacto se realizó en la actividad que se ejecuta en primer término (a excepción que la segunda actividad provoque un impacto significativamente mayor que la primera).

La evaluación del impacto considera la asignación de un valor a cada uno de los atributos de cada interacción identificada, valor que corresponden al efecto de una actividad sobre el factor o componente ambiental. Para la asignación de valores se considera la cantidad y calidad de información que soporte la predicción, la probabilidad de ocurrencia del impacto, la incertidumbre de la predicción y la relación entre el impacto y los estándares que puedan existir en normas ambientales. Una vez asignados los valores a cada atributo del impacto, se obtiene el valor (significancia) parcial del impacto identificado en la interacción Actividad Constructiva–Componente ambiental.

La escala usada para asignar el valor a cada uno de los criterios (básicos y complementarios) fue la siguiente: 0 Nulo (solo en atributos complementarios); 1 Nulo a Muy Bajo; 2 Muy Bajo; 3 Bajo; 4 Bajo a Moderado; 5 Moderado; 6 Moderado a Alto; 7 Alto; 8 Muy Alto; 9 Extremadamente alto

La asignación de valores se realizó con base en la información generada para cada uno de los subsistemas, la construcción de los escenarios de sistema de cada unidad ambiental; a continuación se procedió a obtener la significancia parcial del impacto identificado en la interacción, para lo cual los efectos de la variable *j* (actividad) sobre la variable *i* (componente ambiental) se pueden describir a partir de los criterios de significancia, basados en el cálculo de dos índices:

$$\text{Índice Básico (MED}_{ij}) = 1/27^{**} (M_{ij} + E_{ij} + D_{ij})^2$$

$$\text{Índice Complementario (SAC}_{ij}) = 1/27 (S_{ij} + A_{ij} + C_{ij})$$

Usando los valores de los Índices Básico y Complementario, se calcula la Significancia Parcial (*lij*) del impacto identificado en cada interacción, el cual está dado por la combinación de ambos criterios.

$$(lij) = (MED_{ij})(1-SAC_{ij})$$

En ausencia de criterios complementarios, el impacto queda definido únicamente por los criterios básicos, pero en el caso de estar presentes, la importancia del impacto se incrementa. Por último, el valor de Significancia Final (*Sij*) del impacto identificado en cada interacción consideró el valor asignado a la medida de mitigación (*Tij*) propuesta para el mismo:

$$S_{ij} = l_{ij} (1 - 1/9 (T_{ij}))$$

Los valores de Significancia Final (*Sij*) obtenidos para cada uno de los impactos se agruparon en rangos que permiten visualizar el porcentaje de impactos que resultan significativos en la ejecución de las actividades de construcción, operación y man-

²Valor máximo que puede ser asignado

tenimiento del grupo de líneas de transmisión.

$0.00 < (Sij) < 0.25 =$ Significancia Baja (B)

$0.26 < (Sij) < 0.50 =$ Significancia Moderada (M)

$0.51 < (Sij) < 0.75 =$ Significancia Alta (A)

$0.76 < (Sij) < 1.00 =$ Significancia Muy Alta (MA)

Una vez obtenido este valor, se identifican los impactos negativos con los valores más altos de significancia parcial (impactos significativos), para los cuales se deberán proponer las medidas de mitigación que se consideren pertinentes para reducirlos al mínimo (desde su fase de planeación) o bien, la selección de la alternativa del proyecto que provoque el menor deterioro ambiental posible.

Por último, el valor final del impacto identificado en una interrelación será la suma de los valores de los atributos básicos, acumulada a la suma de los atributos complementarios, menos el valor asignado a la Mitigación.

X. Propuesta de medidas de prevención, mitigación y compensación.

La identificación de los impactos, permite establecer las condiciones en que debe realizarse la construcción, operación y mantenimiento de los mismos, de tal forma que se prevenga la mayor cantidad de los impactos identificados, establecer las medidas de mitigación para la reducción de la extensión y magnitud de los mismos, así como realizar la compensación por los impactos que efectivamente se realicen durante la construcción.

RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL

En la evaluación del impacto ambiental del grupo de proyectos se identificaron 335 interacciones, de las cuales 140 generan un impacto bajo (139 negativos y 1 positivo), 172 generarán un impacto moderado (159 negativos y 13 positivos), 22 un impacto alto (20 negativas y 2 positivas) y por último un impacto 1 muy alto que es positivo y corresponde al impacto de la operación de las líneas en la economía regional, de acuerdo a esto, el 48% de los impactos tiene una significancia moderada negativa y el 41% baja negativa. (8). (Figs. 3 y 4)

De las 335 interacciones identificadas 172 corresponden a la fauna terrestre en los cuatro tipos de vegetación (Fig. 5) y los impactos evaluados, todos en sentido negativo, reflejan que los grupos más afectados por la construcción

de las Líneas de Transmisión, serán los anfibios y las aves, ya que sólo éstos presentan impactos altos, el primero con el 29% de sus impactos y el segundo con el 15%; Sin embargo la mayoría de los impactos en el grupo de las aves son moderados con el 66% y para los anfibios son impactos bajos con el 57% (Fig. 6.)

De igual forma, los mamíferos presentan en particular un mayor número de impactos moderados con el 61%, por lo que se considera que los grupos más afectados serán las aves y los mamíferos, ya que para los reptiles el 98 % de sus impactos son bajos. (Fig. 7)

La Descripción de los Impactos Ambientales significativos del proyecto se incluye como anexo del presente trabajo.

MEDIDAS DE MITIGACIÓN Y COMPENSACIÓN DE IMPACTOS SIGNIFICATIVOS DETECTADOS EN LA ELABORACIÓN DE LA MANIFESTACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

Para los impactos ambientales identificados para cada unidad ambiental se propusieron medidas destinadas a prevenir su ocurrencia, reducir su intensidad, extensión y/o magnitud, o en su caso, a compensar el impacto residual del proyecto.

La mayoría de estas medidas se integraron al proceso constructivo del grupo de proyectos, para que sean realizadas por el mismo constructor. Las medidas de mitigación y prevención cuyo tiempo de ejecución excede al de la construcción de los proyectos, son realizados por la

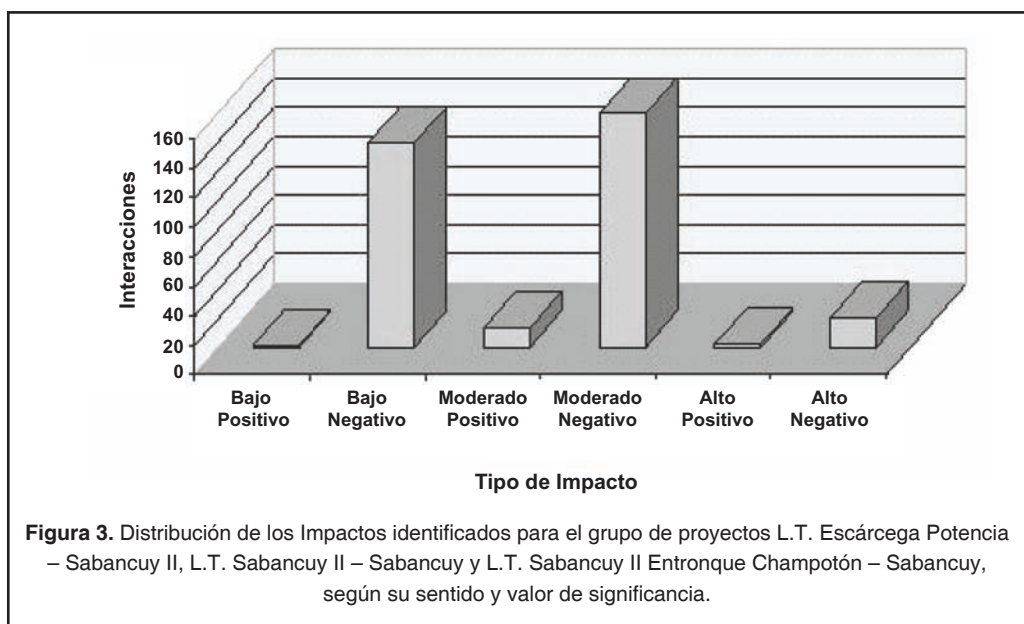


Figura 3. Distribución de los Impactos identificados para el grupo de proyectos L.T. Escárcega Potencia – Sabancuy II, L.T. Sabancuy II – Sabancuy y L.T. Sabancuy II Entronque Champotón – Sabancuy, según su sentido y valor de significancia.

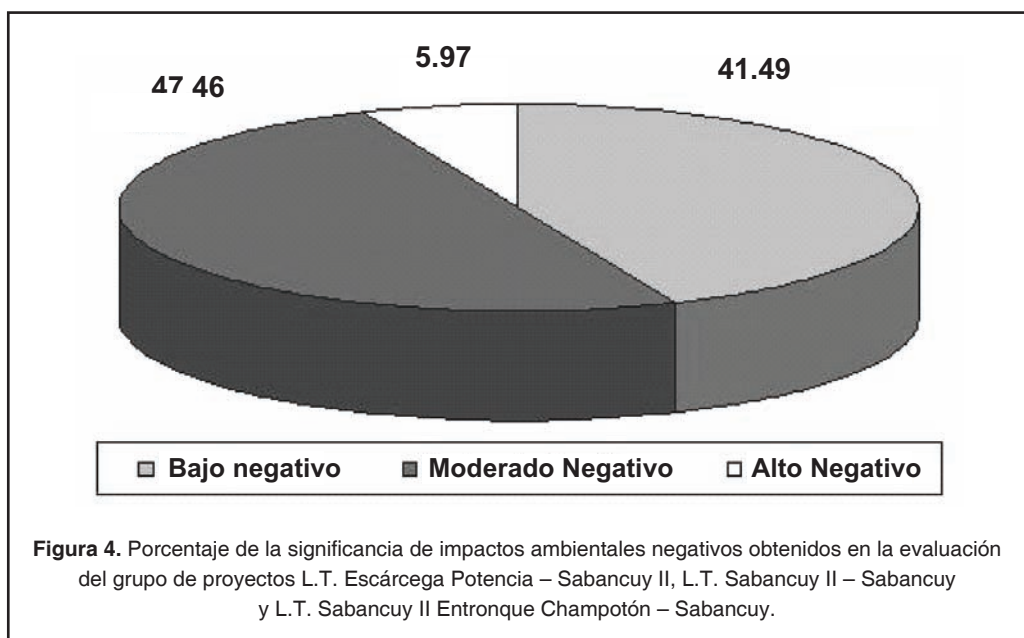


Figura 4. Porcentaje de la significancia de impactos ambientales negativos obtenidos en la evaluación del grupo de proyectos L.T. Escárcega Potencia – Sabancuy II, L.T. Sabancuy II – Sabancuy y L.T. Sabancuy II Entronque Champotón – Sabancuy.

CFE, directamente o a través de terceros. El resumen de dichas medidas se incluye como anexo del presente.

Es oportuno mencionar que con base en la información presentada por la CFE a la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, esta instancia emitió la Autorización en Materia de Impacto Ambiental en mayo de 2004, por lo que la aplicación de la Guía de

Elaboración de Manifestaciones de Impacto Ambiental Específica para Proyectos de Construcción, Operación y Mantenimiento de Líneas de Transmisión de Energía Eléctrica es un mecanismo probado en el proceso de dicha autorización.

El mecanismo de verificación del cumplimiento de las medidas de prevención, mitigación y compensación de los impactos ambientales, así

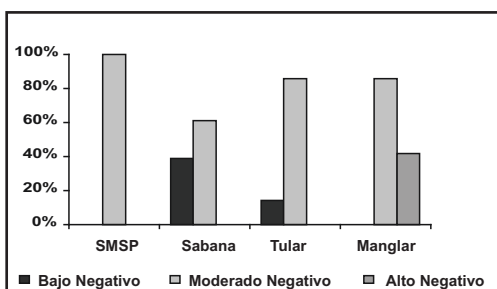


Figura 5. Distribución porcentual del número de impactos producidos sobre los diferentes tipos de vegetación por la construcción del Grupo de Proyectos L.T. Escárcega Potencia – Sabancuy II, L.T. Sabancuy II – Sabancuy y L.T. Sabancuy II Entronque Champotón – Sabancuy (Tomado de la MIA-Regional, CFE/UADY, 2002).

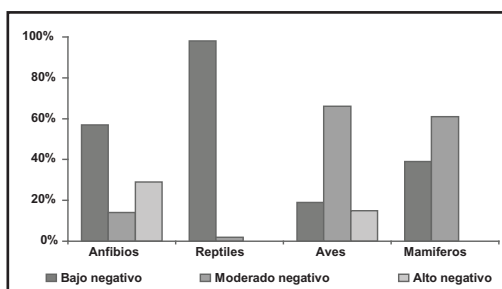


Figura 6. Distribución porcentual del número de impactos producidos sobre la fauna terrestre en la construcción del Grupo de Proyectos L.T. Escárcega Potencia – Sabancuy II, L.T. Sabancuy II – Sabancuy y L.T. Sabancuy II Entronque Champotón – Sabancuy (Tomado de la MIA-Regional, CFE/UADY, 2002).

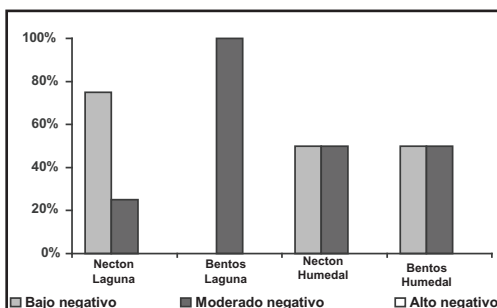


Figura 7. Distribución porcentual del número de impactos producidos sobre la fauna acuática por la construcción Grupo de Proyectos L.T. Escárcega Potencia – Sabancuy II, L.T. Sabancuy II – Sabancuy y L.T. Sabancuy II Entronque Champotón – Sabancuy (Tomado de la MIA-Regional, CFE/UADY, 2002).

el presente trabajo, se han firmado convenios con la Universidad Autónoma de Campeche para realizar un Programas de Reforestación con especies de manglar dentro del “Área de Protección de Fauna y Flora Silvestre Laguna de Términos” y con la Universidad Veracruzana para realizar un programa de identificación y traslocación de ejemplares de mono aullador (*Alouatta pigra*) que queden aislados en parches de vegetación que genere la construcción de los proyectos.

De igual manera y en atención a los establecidos en la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, la propia Autorización en Materia de Impacto Ambiental y la Autorización para el Cambio de Uso del Suelo en Terrenos Forestales, se hacen gestiones de colaboración para que la Comisión Nacional Forestal realice acciones de Reforestación y Conservación de suelos en el estado de Campeche y preferentemente en la zona donde se ubica el grupo de proyectos, en una proporción aproximada de dos hectáreas de compensación por cada hectárea afectada.

Para evaluar el éxito de acciones de conservación de fauna silvestre que se realizan durante la construcción, la CFE, a través de la UADY, realizará el monitoreo de los mismos parámetros evaluados para establecer la descripción del estado de este grupo de organismos que se describe en la caracterización del Subsistema Biótico (fauna terrestre) incluida en la MIA elaborada para este grupo de proyectos.

como los indicadores correspondientes se integraron a un Programa de Vigilancia Ambiental que cuenta con la validación de la misma autoridad en materia de impacto ambiental.

En forma particular se debe mencionar que las medidas de mitigación y compensación que requieren de especialistas en algún grupo florístico o faunístico para su ejecución con el nivel de éxito esperado, se realiza a través de prestadores de servicios o instituciones de reconocida experiencia en la materia. A este respecto y para la ejecución de medidas de mitigación y compensación establecidos para la ejecución del grupo de proyectos objeto de la evaluación de impacto ambiental descrita en

El monitoreo se realiza durante la ejecución de las actividades de construcción y posterior al término de la misma. De esta manera, tomando el estado inicial (descrito en la MIA) y el que se obtiene del monitoreo durante las actividades de construcción, se podrá presentar una aproximación del efecto de esas actividades en la distribución de la fauna del área de estudio; estos mismos datos, comparados con los que se obtengan después de terminada la construcción permitirán evaluar si la inclusión de la línea de transmisión en el Sistema Ambiental

tiene algún efecto sobre los componentes ambientales relacionados con la fauna silvestre.

De esta manera, se proveerá de información a la autoridad emisora de las autorizaciones en materia de impacto ambiental y se retroalimentará a la misma CFE para las futuras propuestas de acciones de conservación de este grupo durante el desarrollo de proyectos de construcción de líneas de transmisión de energía eléctrica.

CONCLUSIONES

La prestación del servicio público de energía eléctrica a la población en general es una acción prioritaria para asegurar la calidad de vida de la población, ya que incide directa e indirectamente en todos los aspectos de vida cotidiana, por lo que el desarrollo de proyectos para la incorporación de la infraestructura necesaria para otorgarlo es de vital importancia; pero no por esa razón debe perderse de vista la necesidad de la conservar el medio ambiente en donde se realizan dichos proyectos. Así, es necesario encontrar un punto en el cual el costo beneficio sea equitativo debido a la igualdad en la relevancia de uno y otro aspecto.

En este sentido, la aplicación de la metodología planteada en la Guía de Elaboración de Manifestaciones de Impacto Ambiental Específica para Proyectos de Construcción, Operación y Mantenimiento de Líneas de Transmisión de Energía Eléctrica es una herramienta eficaz, no solo en la gestión de la Autorización en Materia de Impacto Ambiental que por obligación se debe obtener para el desarrollo de este tipo de proyectos, sino también para establecer las condiciones en que dichos proyectos deben ser realizados.

Por otra parte, la intervención de instituciones académicas o de investigación en la elaboración de Estudios de Impacto Ambiental para los proyectos de construcción, operación y mantenimiento de líneas de transmisión es un mecanismo que se utiliza como estrategia para asegurar que la evaluación del impacto ambiental se realizará con la participación de especialistas en cada uno de los aspectos que deben considerarse en la elaboración del mismo, lo

cual brinda a la autoridad, a la sociedad y a la propia CFE la certeza de la imparcialidad en la estimación de los impactos ambientales que podría generar el proyecto, así como el establecimiento de las medidas de prevención, mitigación y compensación que sean técnicamente viables y al mismo tiempo oportunas en la reducción del posible impacto ambiental.

De esta manera, se ejecutan proyectos con un balance adecuado entre la importancia que reviste prestar el servicio de suministro de energía eléctrica a la población y la que tiene la conservación de los recursos naturales presentes en las regiones donde se realizarán los proyectos de construcción de infraestructura necesaria para prestar dicho servicio.

Sin embargo, no debe perderse de vista que tan solo la adecuada evaluación del impacto ambiental no asegura la ejecución ambientalmente amigable del proyecto en cuestión, sino que deben establecerse los mecanismos y procedimientos que aseguren que las medidas de prevención, mitigación y compensación que se planteen en los estudios se realicen en condiciones tales que aseguren el éxito esperado para cada una de ellas, lo cual se traducirá en la sostenibilidad con que se desea que el proyecto sea llevado a cabo.

Entre estos mecanismos para vigilar la ejecución de las actividades y acciones a realizar como medidas de prevención, mitigación y compensación, se encuentra el seguimiento y vigilancia que la CFE realiza durante todo el proceso constructivo, para asegurar que las mismas se lleven a efecto, en forma puntual y

oportuna. Igualmente importante es la realización de monitoreos de los efectos que sobre el sistema ambiental tienen la ejecución de las medidas de prevención, mitigación y compensación, mediante el uso de indicadores, los

cuales permiten evaluar el éxito que se obtenga en cada una de ellas, de manera que retroalimente el proceso de evaluación de impacto ambiental.

AGRADECIMIENTOS

Es necesario hacer el reconocimiento de los participantes en la elaboración de la MIA a la que se hace referencia en el presente trabajo: Biol. Sachiko Chiroguchi Murayama, en el manejo de los Sistemas de Información Geográfica, y el M. en C. Octavio Pérez Maqueo, en la construcción de los Modelos del Sistema Ambiental y predicción de escenarios.

Las opiniones presentadas en este trabajo son responsabilidad exclusiva de los autores, y no necesariamente representa la posición u opinión de las instituciones involucradas en la realización del grupo de proyectos que se menciona en su contenido y a las que se hacen referencia en el mismo.

LITERATURA CITADA

Brower, J., y J. Zar, 1977. Field and Laboratory Methods for General Ecology. Iowa. W.M.C. Brown Co. Pub. 195 p.

Comisión Federal de Electricidad (CFE), 2002. Guía de Elaboración de Manifestaciones de Impacto Ambiental Específica para Proyectos de Construcción, Operación y Mantenimiento de Líneas de Transmisión de Energía Eléctrica (Documento Interno). México.

Comisión Federal de Electricidad (CFE) / Universidad Autónoma de Yucatán (UADY), 2003. Manifestación de Impacto Ambiental Modalidad Regional para el grupo de proyectos L.T. Escárcega Potencia – Sabancuy II, L.T. Sabancuy II – Sabancuy y L.T. Sabancuy II Entronque Champotón – Sabancuy. Mérida, Yucatán, México.

Diario Oficial de la Federación (DOF), 2000. Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. México. 30/05/2000.

Diario Oficial de la Federación (DOF), 2001. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. México. 07/12/2001.

Espinoza, G., 2001. Fundamentos de Evaluación de Impacto Ambiental. Banco Interamericano de Desarrollo/ Centro de Estudios para el Desarrollo. Chile

Gallipoliti, V. A., 2001. Efectos Ambientales Asociados a Líneas de Transporte Eléctrico. Tesis de Graduación para la maestría en Ecología y Gestión Ambiental (Extracto). Facultad de Arquitectura y Urbanismo – Ciencias Exactas Naturales y Agrimensura. Argentina.

Instituto Nacional de Ecología, 2000. La Evaluación del Impacto Ambiental, Logros y retos para el desarrollo Sustentable 1995 – 2000. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. México.

Saavedra de Madrid, C., 2002. Construcción de Obras Viales, Su impacto Sobre el Ambiente. Diario El Universal de la Universidad Tecnológica de Panamá. Año 3, Publicación 07. Panamá.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2002. Guías para la presentación de la manifestación de impacto ambiental del sector del Sector Eléctrico (Modalidad Particular y Modalidad Regional). México.

ANEXO

**DESCRIPCIÓN DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES SIGNIFICATIVOS
DEL GRUPO DE PROYECTOS L.T. ESCÁRCEGA POTENCIA-SABANCUY II,
L.T. SAN BANCUY-SABANCUY Y L.T. SABANCUY II ENTRONQUE
CHAMPOTÓN-SABANCUY**

De manera genérica se concluye que la mayoría de los impactos identificados serán de carácter acumulativo, debido a la presencia de líneas de transmisión en operación, en la misma zona de influencia del grupo de proyectos. Los impactos mencionados son solo los significativos, para los impactos de moderados a bajos y se considera la realización de medidas de prevención que no se describen en este documento.

**Impactos Significativos
al Subsistema Físico (terrestre)**

La mayor parte de los impactos se consideraron de bajos a moderados, la calidad del aire se verá afectada principalmente por las excavaciones y/o barrenación y anclaje y por el desmonte a matarrasa sobre todo si esta actividad se realiza durante la época seca del año. Se consideró que la contratación de personal puede afectar a la calidad del aire y del suelo por la defecación al aire libre. También es factible la contaminación del suelo por la disposición inadecuada de los residuos sólidos generados durante las actividades constructivas.

El ruido se generará principalmente por el uso de la maquinaria pesada, este impacto se consideró de carácter puntual y temporal.

El suelo también podría verse afectado por el derrames accidentales de aceites y grasas provenientes de la maquinaria usada, así como por la compactación que la misma origina a su paso.

Como consecuencia del desmonte y tala selectiva se podrían alterar puntualmente las características del suelo, principalmente por el cambio de la cobertura vegetal.

**Impactos Significativos
al Subsistema Físico (acuático)**

El Estero de Sabancuy se ve afectado por la instalación de la cimentación (a base de pilotes) que se construirán para la instalación de las seis estructuras que se requieren dentro del ese cuerpo de agua para las L.T's. Sabancuy II - Sabancuy y Sabancuy II Entronque Champotón - Sabancuy. Esta actividad provocará resuspensión de sedimentos, con el consecuente efecto en las variables físicas de la columna de agua (incremento de sólidos en suspensión, reducción de la transparencia, probable reducción del oxígeno disuelto y del pH, sin embargo este impacto será de escasa duración, intensidad magnitud.

El uso de maquinaria dentro de la laguna y el transporte de materiales, equipo y personal, mediante lanchas con motores fuera de borda, durante la instalación de las líneas L.T. Sabancuy II - Sabancuy y L.T. Sabancuy II Entronque Champotón - Sabancuy, ocasionará resuspensión del sedimento que provocará una turbidez temporal y tendrá un efecto directo en la reducción de la cantidad de luz que llega a la columna, y con ello en la productividad, sin embargo este impacto es moderado a nivel local pero de baja extensión y duración, debido al efecto de la dilución y las corrientes que dispersan los materiales resuspendidos.

El uso de equipos de combustión interna genera el riesgo de vertimiento accidental de hidrocarburos al cuerpo de agua, siendo los organismos más expuestos a este impacto los filtradores (bivalvos de los géneros *Anomalocardia*, *Tagelus* y *Laevicardium*).

El tipo de cimentaciones que construirán para la instalación de las estructuras dentro del cuerpo de agua no se interfiere con hidrodinámica.

mica del estero; sin embargo, como prevención a este impacto, no se realizará la instalación de estructuras en el canal de mareas.

Impactos Significativos al Subsistema Biótico (flora)

Unidad Ambiental Selva mediana subperennifolia

Los impactos significativos identificados para esta Unidad Ambiental se originan en la etapa de preparación del sitio de construcción, particularmente las que se refieren al desmonte a matarrasa (remoción de toda la capa vegetal) en las áreas de instalación de estructuras y camino sobre el derecho de vía, debido a que esta actividad afecta los diferentes estratos de la vegetación causando la pérdida de individuos maduros (en etapa reproductiva), individuos en reclutamiento y dificulta el establecimiento de nuevos organismos (banco de germoplasma) que contribuyan a la regeneración de la zona afectada. Esta actividad también ocasiona la fragmentación del hábitat y afecta la distribución espacial de las especies y su cobertura.

Esta actividad repercute en la acumulación del impacto cuando se agrega a la pérdida de cubierta vegetal originada por las actividades agropecuarias que se llevan a cabo en esta zona.

Este incide tanto en el estrato arbóreo como en el arbustivo, el cual se ve afectado por la pérdida de reservorios de semilla de los organismos derribados, el cual se suma a las pérdidas ocasionadas por causas naturales o antropogénicas. Un impacto ocasionado por la misma actividad es la afectación a especies que se encuentran en alguna categoría de protección.

La actividad de desmonte (ya sea permanente o temporal) también involucra una afectación al medio socioeconómico, debido a la remoción de los volúmenes forestales (madera aprovechable) que se retirará del derecho de vía del proyecto. La mayor significancia de estos impactos se identifica en dos tramos de la trayectoria de la L.T. Escárcega Potencia - Sabancuy

II (en conjunto, 1,235.6 metros) que se caracterizan por tener un buen estado de conservación y donde se registró una gran riqueza de especies de fauna. Los tramos referidos son: los km 7+581.34 al km 8+616.94 y en el km 16+735.61 al km 16+935.61 tomando como inicio la S.E de Escárcega Potencia.

Unidad Ambiental Sabana

Los impactos significativos en esta unidad ambiental se consideran de bajos a moderados, debido a que este ecosistema se encuentra altamente perturbado por las actividades ganaderas, la actividad que tendrá un mayor efecto es el desmonte a matarrasa (remoción de toda la capa vegetal) en las áreas de instalación de estructuras y camino sobre el derecho de vía. Los impactos ambientales son similares a los mencionados en la Unidad Ambiental "Selva Mediana Subperennifolia", difiriendo en que el impacto de mayor extensión es sobre el estrato arbustivo que es el más abundante en esta unidad ambiental y debido a que se extiende en 9,802.52 m de la trayectoria de la LT Escárcega Potencia – Sabancuy

Unidad Ambiental Tular

Esta unidad tiene una distribución limitada dentro del área de influencia del proyecto, ya que se encuentra en manchones inmersos en la vegetación de Sabana. Al igual que en las unidades ambientales anteriores, el impacto mayor se origina por la pérdida de vegetación durante la etapa de preparación del sitio. Debido a que esta zona es de carácter inundable, se encuentran especies vegetales (*Conocarpus erecta*) que están consideradas en la categoría de protección especial en la NOM-059-SEMARNAT-2001, la alta humedad también favorece el establecimiento de numerosas epífitas, siendo las más afectadas las bromelias (*Tillandsia streptophylla*, *T. Recurvata* y *T. Polycostachia*)

Unidad Ambiental Manglar

Esta unidad se distribuye en las áreas inmediatas a ambos lados de la laguna de Sabancuy y se verá afectado por el desmonte a matarrasa y el mantenimiento del derecho de vía de las tres líneas de transmisión, como se menciona

a continuación. Esto afectará de manera significativa la cobertura de las cuatro especies de manglar (81.3 cm) presentes en el área del proyecto (*Conocarpus erecta*, *Avicenia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*),

Esta unidad ambiental, al igual que las anteriores recibirá el mayor impacto en la etapa de preparación del sitio, sin embargo, el impacto se considera de mayor magnitud ya que la modificación de la cobertura afecta toda la dinámica del sistema, debido a la compleja red de interacciones biológicas existentes en los manglares y las especiales condiciones de crecimiento (inundaciones periódicas por efectos de las mareas) y la instalación del proyecto podría cambiar los flujos y reflujos del agua, provocando una eventual sedimentación que bloquee los sistemas respiratorios (neumatóforos) de los manglares, redundando en un impacto indirecto (pérdida de cobertura en áreas fuera de las ocupadas por los proyectos).

Por otra parte, la pérdida del dosel de vegetación expone al suelo, favoreciendo la desecación por evaporación o la pérdida del suelo por erosión hídrica.

Impactos Significativos al Subsistema Biótico (Fauna Terrestre)

Con base en la riqueza de especies de fauna registrada en el área del proyecto, se prevé que el mayor impacto sobre las poblaciones de vertebrados se presente en las unidades ambientales: Sabana, Manglar y Tular.

En la Unidad Ambiental Selva Mediana Subperennifolia, se considera que el impacto es moderado ya que a pesar de que este tipo de vegetación es importante como sitio de alimentación y refugio de muchas especies de fauna, existe una considerable fragmentación del hábitat, el cual resulta de la remoción de la vegetación para dedicar esas superficies a actividades agropecuarias.

La principal afectación a la fauna será por la modificación de su hábitat que se genera por la eliminación de la cobertura vegetal y por el ruido que se generará durante la etapa constructi-

va, ocasionando su alejamiento de los cuerpos de agua temporales existentes en la zona del proyecto, mismos que son de particular importancia durante la época seca.

El uso de maquinaria pesada durante las actividades de desmonte y la actividad de poda selectiva causan impacto significativo en las poblaciones de especies pequeñas y con movimiento restringido (anfibios, reptiles y roedores), esto por la pérdida y disminución de sitios adecuados de reproducción, de ubicación de madrigueras y afectación directa de ejemplares.

Las especies presentes en el área del proyecto, principalmente mamíferos y aves de talla mayor (en su mayoría consideradas en la NOM-059-SEMARNAT-2001) serán afectadas por la disminución de las áreas de alimentación y de percha que se derivan de la eliminación de grandes árboles dentro del derecho de vía del grupo de proyectos.

Un impacto ambiental intrínseco a la instalación de líneas de transmisión es la afectación a las aves, como resultado de colisiones con los cables de guarda, en el caso del grupo de proyectos, la significancia de este impacto se incrementa por su localización en una zona costera (aves acuáticas residentes y migratorias), situación que se evidencia por la existencia de un Área de Interés para la Conservación de las Aves (www.conabio.gob.mx) y que se suma al efecto la línea de transmisión en operación que se encuentra en la misma área que el grupo de proyectos; este impacto es uno de los impactos significativos detectados en la Unidad Ambiental "Tular" sitio en donde existe una gran diversidad de especies de aves, tanto migratorias como residentes que la utilizan como zona de alimentación durante la época seca.

Impactos Significativos al Subsistema Biótico (Fauna Acuática)

El impacto a esta fracción del Subsistema solo se dará en la construcción operación y mantenimiento de la L.T. Sabancuy II – Sabancuy y la L.T. Sabancuy II Entronque Champotón – Sabancuy, que son las que requerirán la

instalación de estructuras dentro del estero Sabancuy.

La actividad que causara el mayor impacto es el pilotaje dentro del cuerpo de agua del estero, debido a la resuspensión de partículas que ocasionará la perforación, esto es además de la destrucción directa de la fauna bentónica en los sitios de colocación de cada una las estructuras. Este impacto, aunque es de carácter permanente y afecta una cantidad considerable de organismos (estimado de 1,019 org/m²), no tiene una gran extensión y resulta irrelevante (6 estructuras en áreas de 8 x 8 metros) en comparación con la superficie del fondo del estero. Se identificó que entre los organismos (invertebrados) que se afectarán se encuentran los siguientes géneros: *Cerithidea*, *Strombus*, *Bulla*, *Regula*, *Melongena* (Mollusca:Gasteropoda), *Laevicardium*, *Lucina*, *Macoma*, *Anomalocardia* (Mollusca:Bivalvia), *Luidia*, *Ophionereis* y *Lytechinus* (Echinoderma)

El impacto que la construcción, operación y mantenimiento del grupo d proyectos sobre el necton será de baja intensidad por la capacidad de desplazamiento de los organismos que componen este grupo y de poca duración, ya que solo se suscitará durante la etapa de construcción de la cimentación (pilotes) de las estructuras de las líneas de transmisión y una vez finalizada la actividad se espera que se restablezca la distribución de los peces, entre los que se encuentran: *Cynoscion nebulosus* (corvina), *Centropomus undecimalis* (Robalo) *Mugil cephalus* (liseta, lisa) *Harengula jaguana* (sardineta jaguana, sardina escamuda), *Lutjanus griseus* (pargo mulato), *Archosargus rhomboidalis* (sargo, posta), *Selene vomer* (papelillo) y *Elops saurus*.

Impactos Significativos al Subsistema Socioeconómico

Actividades Agropecuaria y Forestal

El impacto ocasionado a las actividades agropecuaria y forestal deriva de la creación del derecho de vía para la construcción, instalación y mantenimiento del grupo de proyectos, superficie que si bien sigue siendo propiedad de los

legales poseedores de los predios en la que se establecen, se establecen restricciones en cuanto a la altura de la vegetación (silvestre y cultivos) que puede mantenerse debajo de los cables conductores, por motivos de seguridad operacional de la instalación, por esta razón, el cambio de uso de suelo de áreas agropecuarias y forestales a la instalación de infraestructura eléctrica disminuye la superficie dedicada a estas actividades y en consecuencia se considera un impacto negativo moderado.

Entre los propietarios de predios por los que cruza las trayectorias de las líneas de transmisión se encuentran propietarios privados y ejidatarios, los cuales recibirán un beneficio económico en retribución a la instalación de la línea de transmisión en sus propiedades.

Economía Local

Las actividades de suscripción de los contratos de servidumbre de paso con los propietarios de predios por los que cruza la trayectoria, la generación de empleos no especializados, la adquisición de materiales de construcción y la contratación de los servicios necesarios para la construcción del grupo de proyectos generará un impacto positivo en la economía local, pero este impacto será de poca duración (periodo de construcción del grupo de proyectos).

Economía Regional

La garantía en el suministro del servicio público de energía eléctrica en el sitio de consumo (Ciudad del Carmen) generará un evidente impacto positivo en la capacidad de desarrollo de empresas y la consecuente conservación y creación de fuentes de trabajo que ocasionen flujo de recursos económicos en la región.

La instalación del proyecto también incide en forma directa en la mejora de la calidad de vida de las poblaciones que dependen del suministro de energía en la isla de Ciudad del Carmen y a las zonas cuyo suministro depende directamente de las instalaciones de transformación ubicadas en la isla, al garantizarse la prestación actual y futura del servicio público de energía eléctrica, junto con los beneficios intrínse-

cos hacia la población, por lo que se considera un impacto con alto valor de significancia.

Cambios Demográficos

Dado que la cantidad de personal empleado en la construcción es reducido (estimado de 306), la mano de obra para trabajos que no requieren de personal calificado (cerca del 60% del personal requerido) será contratada en la misma zona donde se ubica el proyecto, con lo que no se generaran cambios significativos en la demografía de la zona de estudio.

Paisaje

El paisaje de la zona se verá afectado por la construcción y operación del grupo de proyectos; siendo la instalación permanente de

las estructuras y los cables conductores en áreas donde exista presencia de espectadores (carreteras, poblaciones) donde se suscita el mayor impacto.

La significancia de este impacto se considera particularmente alto en la zona donde se ubica en la Unidad Ambiental "Estero", debido reducción del valor paisajístico que ocasiona al cruzar el cuerpo de agua y al carácter acumulativo con el impacto causado por las líneas existentes

La calidad del paisaje también se ve disminuida en las zonas donde es factible para los espectadores observar la remoción de vegetación que se realiza para la construcción del proyecto, siendo este impacto mayor en las áreas donde se removi6 vegetaci6n de selva mediana subperennifolia y en las 6reas de manglar.

Saavedra Vázquez, T.E., 2005. Normatividad en zonas costeras, p. 629-664. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Normatividad en Zonas Costeras

Teresa E. Saavedra Vázquez

Delegación Federal SEMARNAT-Veracruz

38

RESUMEN

En el presente trabajo se compilan las principales normas , acuerdos legislativos, protocolos y convenios tanto nacionales, regionales como internacionales que regulan las zonas costeras mexicanas, en especial las del Golfo de México para su desarrollo , la protección y conservación de sus recursos naturales y pesqueros; así como la de sus principales sistemas acuáticos. Su revisión se actualizo hasta el año del 2003.

ABSTRACT

The main national, regional and international norms, legislative agreements, protocols and laws for the regulation, protection and conservation of the mexican coastal zones, specially the coasts of the Gulf of México and its natural and fisheries resources as well as their main aquatic systems , are compiled and actualized up to 2003 in this paper.

LA PLANEACIÓN NACIONAL DEL DESARROLLO Y LAS POLÍTICAS SECTORIALES EN LA ZONA COSTERA DEL GOLFO DE MÉXICO

El Programa Nacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2001-2006 (PNMARN) tiene como propósito principal satisfacer las expectativas de cambio de la población, construyendo una nueva política ambiental de Estado para México.

Por primera vez, el Programa Nacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales incluye los programas operativos ambientales de sus órganos desconcentrados, a saber: la Comisión Nacional del Agua, la Comisión Nacional Forestal y la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Los objetivos, líneas de acción estratégicas y metas de estos Programas son congruentes, complementarios y están relacionados entre sí y con los pilares básicos de la nueva política ambiental, mismos que se destacan a continuación:

1. Formular, conducir y evaluar la política nacional de medio ambiente y recursos naturales.
2. Promover y fomentar el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales.
3. Promover y fomentar la responsabilidad ambiental de los sectores productivos.
4. Vigilar el cumplimiento de la legislación ambiental y de los recursos naturales, así como promover mecanismos voluntarios para su cumplimiento.
5. Desarrollar y fomentar la investigación en materia ambiental.
6. Promover y fomentar la cultura, la educación, la capacitación y la participación social en materia de medio ambiente y recursos naturales.
7. Crear mecanismos e instrumentos para informar oportunamente a la sociedad en materia ambiental y de recursos naturales.
8. Detener y revertir el deterioro del medio ambiente y de los recursos naturales.
9. Asegurar la integralidad y operacionalidad de los componentes de la Política Ambiental, en un marco de mejora institucional.

ASPECTOS JURÍDICO-ADMINISTRATIVOS DISPOSICIONES GENERALES BASES CONSTITUCIONALES

La Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, en los párrafos cuarto y quinto del Artículo 27, establece que *“corresponde a la Nación el dominio directo de todos los recursos naturales de la plataforma continental y los zócalos submarinos de las islas”* y que, *“son propiedad de la Nación, las aguas de los mares territoriales, en la extensión y términos que fije el derecho internacional, así como las aguas marinas interiores”*.

El ejercicio de esta soberanía, se extiende a la Zona Económica Exclusiva situada fuera del mar territorial y adyacente a éste. La Zona Económica Exclusiva se extiende a 200 millas náuticas, medidas a partir de la línea de base desde la cual se mide el mar territorial.

Por otra parte, el Artículo 42 Constitucional, en su fracción V, menciona a las aguas de los mares territoriales y las marítimas interiores como parte integrante del territorio nacional.

Otras disposiciones constitucionales relacionadas con la protección ecológica de las zonas costeras son:

Art. 4. Toda persona tiene derecho a un medio ambiente adecuado para su desarrollo y bienestar”

Art. 25. En su párrafo sexto establece el mandato al sector público de fomentar el uso de los recursos productivos, cuidando de su conservación y del medio ambiente.

Art. 73. La reciente adición a la fracción XXIX G de este artículo, le otorga facultades al Congreso de la Unión para expedir leyes que establezcan la concurrencia del Gobierno, de los estados y de los municipios en el ámbito de sus respectivas competencias, en materia de protección al ambiente y de preservación y restauración del equilibrio ecológico.

Art. 115. Los estados adoptarán, para su régimen interior, la forma de Gobierno republicano, representativo, popular, teniendo como base de su división territorial y de su organización política y administrativa, el municipio libre, conforme a las bases siguientes, V. los municipios, en los términos de las leyes federales y estatales relativas, estarán facultados para:

- Formular, aprobar y administrar la zonificación y planes de desarrollo urbano municipal;
- Participar en la creación y administración de sus reservas territoriales;
- Participar en la formulación de planes de desarrollo regional, los cuales deberán estar en concordancia con los planes generales de la materia. Cuando la Federación o los estados elaboren proyectos de desarrollo regional deberán asegurar la participación de los municipios;
- Autorizar, controlar y vigilar la utilización del suelo, en el ámbito de su competencia, en sus jurisdicciones territoriales;
- Participar en la creación y administración de zonas de reservas ecológicas y en la elaboración y aplicación de programas de ordenamiento en esta materia;
- Celebrar convenios para la administración y custodia de las zonas federales.

Agrega el mismo precepto que los municipios para tal efecto y de conformidad con los fines señalados en el párrafo tercero del Art. 27 de nuestra Carta Magna, expedirán los reglamentos que fuesen necesarios.

Disposiciones Específicas por Materia

Protección de los Recursos Acuáticos

Este es uno de los rubros regulados por diversas disposiciones, como se detalla a continuación:

a) Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA)

La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), promulgada el 28 de enero de 1988, y con un decreto de adiciones y reformas de diciembre de 1996, es la primera Ley marco de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, en lo que se refiere a la preservación y restauración del equilibrio ecológico, así como la protección al ambiente en el territorio nacional y las zonas sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción, que se señalan posteriormente.

De conformidad con LGEEPA, el aprovechamiento de los recursos naturales que comprenden los ecosistemas acuáticos debe realizarse de manera que no afecte su equilibrio ecológico. De esta forma, esta Ley marco estipula las normas sobre el control de la contaminación que se aplican a todos los ecosistemas acuáticos, incluidos los mares. De esta forma, la SEMARNAT de acuerdo al artículo 130 de la LGEEPA podrá autorizar vertidos de aguas residuales en aguas marinas, observando lo previsto en la Ley de Aguas Nacionales y de acuerdo con las normas oficiales mexicanas correspondientes.

Por otro lado, cuando las descargas se originen en plataformas marinas o en fuentes móviles la SEMARNAT actuará en coordinación con la Secretaría de Marina. Asimismo, la SEMARNAT está facultada para emitir Normas Oficiales Mexicanas (NOMs) en lo relativo a la protección, conservación, exploración y explotación de recursos naturales marinos. Esta dependencia actuará coordinadamente con la Secretaría de Marina, de Energía, de Salud y de Comunicaciones y Transportes para que cada una contribuya a prevenir y controlar la contaminación marina.

Adicionalmente, hasta noviembre de 1996 esta ley no consideraba disposiciones específicas para la zona costera, sin embargo en diciembre de 1996 tuvo modificaciones y adiciones, entre las que se incluyen algunas relacionadas con la zona costera. A continuación se mencionan las principales:

- En los Artículos 88-97 del capítulo I (Título Tercero) se definen los criterios para el aprovechamiento sustentable del agua y los ecosistemas acuáticos incluyendo los costero-marinos, así como las normas para la prevención y control de la contaminación, de acuerdo con la Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento, Ley de Pesca, Ley de Salud y la Ley Federal del Mar, entre las más importantes.
- En los Artículos 117-133, Capítulo III, (Título Cuarto), se definen los criterios para la prevención y control de la contaminación del agua y los ecosistemas acuáticos incluyendo los costeros y marinos. Los artículos que regulan específicamente al medio marino son el 130-132. El Artículo 130 se relaciona con el vertido de aguas residuales en aguas marinas, el Artículo 131 se relaciona con la emisión de Normas Oficiales Mexicanas para la explotación, preservación y administración de los recursos naturales, vivos y abióticos, del lecho y el subsuelo del mar y de las aguas suprayacentes, así como las que deberán observarse para la realización de actividades de exploración y explotación en la ZEE. Finalmente el Artículo 132 se relaciona con la prevención y control de la contaminación del medio marino, así como la preservación y restauración del equilibrio de sus ecosistemas, de acuerdo a lo establecido en la misma LGEEPA, en la Ley de Aguas Nacionales, Ley Federal del Mar, las convenciones internacionales de las que México forma parte y las demás leyes aplicables.

Por otra parte, se establecen en este rubro disposiciones tendientes a la protección de los recursos acuáticos, en todos los ámbitos de uso, incluyendo la congruencia de aplicación de normas relativas a la exploración, explotación y administración de los recursos acuáticos

Adicionalmente, hasta noviembre de 1996 esta ley no consideraba disposiciones específicas para la zona costera, sin embargo en diciembre de 1996 tuvo modificaciones y adiciones, entre las que se incluyen algunas relacionadas con la zona costera. A continuación se mencionan las principales:

b) Ley de Aguas Nacionales

La Ley de Aguas Nacionales reglamentaria del Artículo 27 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos en materia de aguas nacionales (Diario Oficial de la Federación, 1º de diciembre de 1992), ha sido modificada y adicionada por el Decreto Presidencial publicado el 29 de abril de 2004, es de observancia general en todo el territorio nacional, sus disposiciones son de orden público e interés social y tiene por objeto regular la explotación, uso o aprovechamiento de dichas aguas, su distribución y control, así como la preservación de su cantidad y calidad para lograr su desarrollo integral sustentable (Artículo 1).

De conformidad con el Artículo 2 de la misma, las disposiciones de esta Ley son aplicables a todas las aguas nacionales, sean superficiales o del subsuelo. Estas disposiciones también son aplicables a los bienes nacionales que la presente Ley señala.

En este sentido, las disposiciones de esta Ley son aplicables a las aguas de zonas marinas mexicanas en tanto a la conservación y control de su calidad, sin menoscabo de la jurisdicción o concesión que las pudiese regir.

En los términos de lo dispuesto por esta Ley (Artículo 113), entre las aguas propiedad de la Nación, y que constituyen los Bienes Nacionales a cargo de la CNA destacan aquellas pertenecientes a las zonas costeras y que son:

- I. Las playas y zonas federales, en la parte correspondiente a los cauces de corrientes en los términos de la presente Ley;
- II. Los terrenos ocupados por los vasos de lagos, lagunas, esteros o depósitos naturales cuyas aguas sean de propiedad nacional;

Tabla 1. Gestión federal, estatal y municipal de la zona costera.

Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Atribuciones conferidas relacionadas con la protección de los ecosistemas costeros (Art 32 bis)*
Fomentar la protección, restauración y conservación de los ecosistemas y recursos naturales y bienes y servicios ambientales, con el fin de propiciar su aprovechamiento y desarrollo sustentable
Formular y conducir la política nacional en materia de recursos naturales, siempre que no estén encomendados expresamente a otra dependencia; así como en materia de ecología, saneamiento ambiental, agua, regulación ambiental del desarrollo urbano y de la actividad pesquera, con la participación que corresponda a otras dependencias y entidades;
Establecer, con la participación que corresponda a otras dependencias y a las autoridades estatales y municipales, normas oficiales mexicanas sobre la preservación y restauración de la calidad del medio ambiente; sobre los ecosistemas naturales; sobre el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales y de la flora y fauna silvestre, terrestre y acuática; sobre descargas de aguas residuales, y en materia minera; y sobre materiales peligrosos y residuos sólidos y peligrosos;
Vigilar y estimular, en coordinación con las autoridades federales, estatales y municipales, el cumplimiento de las leyes, normas oficiales mexicanas y programas relacionados con recursos naturales, medio ambiente, aguas, bosques, flora y fauna silvestre, terrestre y acuática, y pesca; y demás materias competencia de la Secretaría, así como, en su caso, imponer las sanciones procedentes;
Proponer al Ejecutivo Federal el establecimiento de áreas naturales protegidas, y promover para su administración y vigilancia, la participación de autoridades federales o locales, y de universidades, centros de investigación y particulares
Organizar y administrar áreas naturales protegidas, y supervisar las labores de conservación, protección y vigilancia de dichas áreas cuando su administración recaiga en gobiernos estatales y municipales o en personas físicas o morales
Ejercer la posesión y propiedad de la nación en las playas, zona federal marítimo terrestre y terrenos ganados al mar;
Intervenir en foros internacionales respecto de las materias competencia de la Secretaría, con la participación que corresponda a la Secretaría de Relaciones Exteriores, y proponer a ésta la celebración de tratados y acuerdos internacionales en tales materias
Promover el ordenamiento ecológico del territorio nacional, en coordinación con las autoridades federales, estatales y municipales, y con la participación de los particulares;
Evaluar y dictaminar las manifestaciones de impacto ambiental de proyectos de desarrollo que le presenten los sectores público, social y privado; resolver sobre los estudios de riesgo ambiental, así como sobre los programas para la prevención de accidentes con incidencia ecológica;
Conducir las políticas nacionales sobre cambio climático y sobre protección de la capa de ozono;
Promover la participación social y de la comunidad científica en la formulación, aplicación y vigilancia de la política ambiental, y concertar acciones e inversiones con los sectores social y privado para la protección y restauración del ambiente;
Administrar, controlar y reglamentar el aprovechamiento de cuencas hidráulicas, vasos, manantiales y aguas de propiedad nacional, y de las zonas federales correspondientes, con exclusión de los que se atribuya expresamente a otra dependencia; establecer y vigilar el cumplimiento de las condiciones particulares que deban satisfacer las descargas de aguas residuales, cuando sean de jurisdicción federal; autorizar, en su caso, el vertimiento de aguas residuales en el mar, en coordinación con la Secretaría de Marina, cuando provenga de fuentes móviles o plataformas fijas; en cuencas, cauces y demás depósitos de aguas de propiedad nacional; y promover y, en su caso, ejecutar y operar la infraestructura y los servicios necesarios para el mejoramiento de la calidad del agua en las cuencas;
Controlar los ríos y demás corrientes y ejecutar las obras de defensa contra inundaciones;
Otorgar contratos, concesiones, licencias, permisos, autorizaciones, asignaciones, y reconocer derechos, según corresponda, en materia de aguas, forestal, ecológica, explotación de la flora y fauna silvestres, y sobre playas, zona federal marítimo terrestre y terrenos ganados al mar;
Fuente: * Ley orgánica de la Administración Pública Federal. Diario Oficial de la Federación del 29 de diciembre de 1976. Reformas del 25 de febrero de 2003 y 21 de mayo de 2003

Tabla 1 (Continuación). Gestión federal, estatal y municipal de la zona costera.

Secretaría de Marina
Atribuciones conferidas relacionadas con la protección de los ecosistemas costeros (Art. 30) *
Ejercer la soberanía en aguas territoriales, así como la vigilancia de las costas del territorio, vías navegables, islas nacionales y la zona económica exclusiva;
VII.- Organizar y administrar el servicio de policía marítima;
Ejecutar los trabajos topohidrográficos de las costas, islas, puertos y vías navegables, así como organizar el archivo de cartas marítimas y las estadísticas relativas;
Intervenir en el otorgamiento de permisos para expediciones o exploraciones científicas, extranjeras o internacionales en aguas nacionales;
Programar y ejecutar, directamente o en colaboración con otras dependencias e instituciones, los trabajos de investigación oceanográfica en las aguas de jurisdicción federal;
Integrar el archivo de información oceanográfica nacional.
Fuente: * Ley orgánica de la Administración Pública Federal. Diario Oficial de la Federación del 29 de diciembre de 1976. Reformas del 25 de febrero de 2003 y 21 de mayo de 2003

III. Los cauces de las corrientes de aguas nacionales;

IV. Las riberas o zonas federales contiguas a los cauces de las corrientes y a los vasos o depósitos de propiedad nacional, en los términos previstos por el Artículo 3 de esta Ley;

V. Los terrenos de los cauces y los de los vasos de lagos, lagunas o esteros de propiedad nacional, descubiertos por causas naturales o por obras artificiales;

VI. Las islas que existen o que se formen en los vasos de lagos, lagunas, esteros, presas y depósitos o en los cauces de corrientes de propiedad nacional, excepto las que se formen cuando una corriente segregue terrenos de propiedad particular, ejidal o comunal, y

VII. Las obras de infraestructura hidráulica financiadas por el gobierno federal, como presas, diques, vasos, canales, drenes, bordos, zanjas, acueductos, distritos o unidades de riego y demás construidas para la explotación, uso, aprovechamiento, control de inundaciones y manejo de las aguas nacionales, con los terrenos que ocupen y con las zonas de protección, en la extensión que en cada caso fije "la Comisión".

En los casos de las fracciones IV, V y VII la administración de los bienes, cuando corres-

ponda, se llevará a cabo en coordinación con la Comisión Federal de Electricidad.

Cabe destacar que las aguas costeras constituyen un bien tutelado por la Nación, bajo declaración de patrimonio de utilidad pública, que requiere por su naturaleza e importancia la aplicación estricta de políticas de control y manejo.

La autoridad y administración en materia de aguas nacionales y de sus bienes públicos inherentes le corresponde al Ejecutivo Federal, quien la ejercerá directamente o a través de la Comisión Nacional del Agua, órgano administrativo desconcentrado de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), tal como lo establece el artículo cuarto de este ordenamiento.

De esta forma, en el artículo octavo se expresa que las atribuciones conferidas al Secretario del Medio Ambiente y Recursos Naturales, son las siguientes:

I. Proponer al Ejecutivo Federal la política hídrica del país;

II. Proponer al Ejecutivo Federal los proyectos de ley, reglamentos, decretos y acuerdos relativos al sector;

III. Fungir como Presidente del Consejo Técnico de "la Comisión";

IV. Suscribir los instrumentos internacionales, que de acuerdo con la Ley sean de su competencia, en coordinación con la Secretaría de Relaciones Exteriores, e instrumentar lineamientos y estrategias para el cumplimiento de los tratados internacionales en materia de aguas;

V. Expedir las Normas Oficiales Mexicanas en materia hídrica en los términos de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, a propuesta de “la Comisión”, y

VI. Las que en materia hídrica le asignen específicamente las disposiciones legales, así como aquellas que le delegue el Titular del Ejecutivo Federal.

Por su parte, el legislativo le confirió a la Comisión Nacional del Agua las siguientes características y atribuciones:

“La Comisión” es un órgano administrativo desconcentrado de “la Secretaría”, que se regula conforme a las disposiciones de esta Ley y sus reglamentos, de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal y de su Reglamento Interior.

“La Comisión” tiene por objeto ejercer las atribuciones que le corresponden a la autoridad en materia hídrica y constituirse como el Órgano Superior con carácter técnico, normativo y consultivo de la Federación, en materia de gestión integrada de los recursos hídricos, incluyendo la administración, regulación, control y protección del dominio público hídrico.

En el ejercicio de sus atribuciones, “la Comisión” se organizará en dos modalidades:

a. El Nivel Nacional, y

b. El Nivel Regional Hidrológico Administrativo, a través de sus Organismos de Cuenca.

Las atribuciones, funciones y actividades específicas en materia operativa, ejecutiva, administrativa y jurídica, relativas al ámbito Federal en materia de aguas nacionales y su gestión, se realizarán a través de los Organismos de

Cuenca, con las salvedades asentadas en la presente Ley. (Artículo 9)

Entre las principales atribuciones de la CNA en su Nivel Nacional, destacan las siguientes en el marco del presente análisis:

- Fungir como la Autoridad en materia de la cantidad y de la calidad de las aguas y su gestión en el territorio nacional y ejercer en consecuencia aquellas atribuciones que conforme a la presente Ley corresponden a la autoridad en materia hídrica, dentro del ámbito de la competencia federal, con apego a la descentralización del sector agua, excepto las que debe ejercer directamente el Ejecutivo Federal o “la Secretaría” y las que estén bajo la responsabilidad de los Gobiernos de los estados, del Distrito Federal o municipios;
- Formular la política hídrica nacional y proponerla al Titular del Poder Ejecutivo Federal, por conducto de “la Secretaría”, así como dar seguimiento y evaluar de manera periódica el cumplimiento de dicha política;
- Integrar, formular y proponer al Titular del Poder Ejecutivo Federal, el Programa Nacional Hídrico, actualizarlo y vigilar su cumplimiento;
- Emitir disposiciones de carácter general en materia de aguas nacionales y de sus bienes públicos inherentes;
- Atender los asuntos y proyectos estratégicos y de seguridad nacional en materia hídrica;
- Administrar y custodiar las aguas nacionales y los bienes nacionales a que se refiere el Artículo 113 de esta Ley, y preservar y controlar la calidad de las mismas, en el ámbito nacional;
- Establecer las prioridades nacionales en lo concerniente a la administración y gestión de las aguas nacionales y de los bienes nacionales inherentes a que se refiere la presente Ley;

- Promover en el ámbito nacional el uso eficiente del agua y su conservación en todas las fases del ciclo hidrológico, e impulsar el desarrollo de una cultura del agua que considere a este elemento como recurso vital, escaso y de alto valor económico, social y ambiental, y que contribuya a lograr la gestión integrada de los recursos hídricos;
 - Promover y propiciar la investigación científica y el desarrollo tecnológico, la formación de recursos humanos, así como difundir conocimientos en materia de gestión de los recursos hídricos, con el propósito de fortalecer sus acciones y mejorar la calidad de sus servicios, para lo cual se coordinará en lo conducente con el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua;
 - Proponer a la "Secretaría" las Normas Oficiales Mexicanas en materia hídrica;
 - Vigilar el cumplimiento y aplicación de la presente Ley, interpretarla para efectos administrativos, aplicar las sanciones y ejercer los actos de autoridad en la materia que no estén reservados al Ejecutivo Federal;
 - Participar en el sistema nacional de protección civil y apoyar en la aplicación de los planes y programas de carácter federal para prevenir y atender situaciones de emergencia, causadas por fenómenos hidrometeorológicos extremos;
 - Realizar las declaratorias de clasificación de zonas de alto riesgo por inundación y elaborar los atlas de riesgos conducentes;
 - Coordinar el servicio meteorológico nacional y ejercer las funciones en dicha materia;
 - Mantener actualizado y hacer público periódicamente el inventario de las aguas nacionales, y de sus bienes públicos inherentes y de la infraestructura hidráulica federal; clasificar las aguas de acuerdo con los usos, y elaborar balances en cantidad y calidad del agua por regiones hidrológicas y cuencas hidrológicas;
 - Presentar las denuncias que correspondan ante autoridades competentes cuando, como resultado del ejercicio de sus atribuciones, tenga conocimiento de actos u omisiones que constituyan violaciones a la legislación administrativa en materia de aguas o a las leyes penales;
 - Otorgar los apoyos técnicos que le sean solicitados por "la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente" en el ejercicio de sus facultades en materia de reparación del daño a los recursos hídricos y su medio, a ecosistemas vitales y al ambiente;
- Por otra parte, entre las principales reformas a esta Ley se destaca en su artículo séptimo, "que se declara de utilidad pública: La gestión integrada de los recursos hídricos, superficiales y del subsuelo, a partir de las cuencas hidrológicas en el territorio nacional, como prioridad y asunto de seguridad nacional; asimismo: La protección, mejoramiento, conservación y restauración de cuencas hidrológicas, acuíferos, cauces, vasos y demás depósitos de agua de propiedad nacional, zonas de captación de fuentes de abastecimiento, zonas federales, así como la infiltración natural o artificial de aguas para reabastecer mantos acuíferos acorde con las "Normas Oficiales Mexicanas" y la derivación de las aguas de una cuenca o región hidrológica hacia otras;
- En el caso específico de las disposiciones de esta Ley relacionadas con el aprovechamiento y conservación de las zonas costeras, mismas que fueron sustancialmente modificadas de las que originalmente se establecieron al efecto, destacan las señaladas en su Título Séptimo: "Prevención y Control de la Contaminación de las Aguas y Responsabilidades por Daño Ambiental", y de las cuales se menciona lo previsto en el artículo 85 del presente ordenamiento:
- En concordancia con las Fracciones VI y VII del Artículo 7 de la presente Ley, es fundamental que la Federación, los estados, el Distrito Federal y los municipios, a través de las instancias correspondientes, los usuarios del agua y las organizaciones de la sociedad, preserven las condiciones ecológicas del régimen hidrológico, a través de la promoción y ejecución de

las medidas y acciones necesarias para proteger y conservar la calidad del agua, en los términos de Ley.

El Gobierno Federal podrá coordinarse con los gobiernos de los estados y del Distrito Federal, para que estos últimos ejecuten determinados actos administrativos relacionados con la prevención y control de la contaminación de las aguas y responsabilidad por el daño ambiental, en los términos de lo que establece esta Ley y otros instrumentos jurídicos aplicables, para contribuir a la descentralización de la gestión de los recursos hídricos.

Las personas físicas o morales, incluyendo las dependencias, organismos y entidades de los tres órdenes de gobierno, que exploten, usen o aprovechen aguas nacionales en cualquier uso o actividad, serán responsables en los términos de Ley de:

- a. Realizar las medidas necesarias para prevenir su contaminación y, en su caso, para reintegrar las aguas referidas en condiciones adecuadas, a fin de permitir su explotación, uso o aprovechamiento posterior, y
- b. Mantener el equilibrio de los ecosistemas vitales.

Asimismo, en el Título Décimo de la Ley se establecen las Infracciones, Sanciones y Recursos que se aplicarán para el cumplimiento expedito de la misma, conforme a lo siguiente: La Autoridad del Agua” sancionará conforme a lo previsto por esta Ley, las siguientes faltas:

- I. Descargar en forma permanente, intermitente o fortuita aguas residuales en contravención a lo dispuesto en la presente Ley en cuerpos receptores que sean bienes nacionales, incluyendo aguas marinas, así como cuando se infiltren en terrenos que sean bienes nacionales o en otros terrenos cuando puedan contaminar el subsuelo o el acuífero. (Art. 119)

c) Ley de Bienes Nacionales y su Reglamento para el Uso y Aprovechamiento del Mar Territorial, Vías Navegables, Playas, Zona Federal Marítimo Terrestre y Terrenos Ganados al Mar

En México la legislación aplicable a zonas costeras incluyendo tanto a las playas, la zona federal marítimo terrestre y los terrenos ganados al mar se encuentra incorporada básicamente a la “Ley General de Bienes Nacionales (LGBN) “ y su “Reglamento para el Uso y Aprovechamiento del Mar Territorial, Vías Navegables, Playas, Zona Federal Marítimo Terrestre y Terrenos Ganados al Mar”.

De conformidad con lo dispuesto en las citadas disposiciones jurídicas, las playas, la zona federal marítimo terrestre y los terrenos ganados al mar, o a cualquier otro depósito que se forme con aguas marítimas, son bienes de dominio público de la Federación, inalienables e imprescriptibles y mientras no varíe su situación jurídica, no están sujetos a acción reivindicatoria o de posesión definitiva o provisional.

Corresponde a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) poseer, administrar, controlar y vigilar los bienes a que se refiere este artículo, con excepción de aquellos que se localicen dentro del recinto portuario, o se utilicen como astilleros, varaderos, diques para talleres de reparación naval, muelles, y demás instalaciones a que se refiere la Ley de Navegación y Comercio Marítimos; en estos casos la competencia corresponde a la Secretaría de Comunicaciones y Transportes.(Art 5º Rgto ZOFEMAT)

A su vez, para el debido aprovechamiento, uso, explotación, administración y vigilancia de las playas, la zona federal marítimo terrestre y los terrenos ganados al mar o a cualquier otro depósito que se forme con aguas marítimas, se considerarán sus características y uso turístico, industrial, agrícola o acuícola, en congruencia con los programas maestros de control y aprovechamiento de tales bienes, cuya elaboración estará a cargo de la Secretaría.(Art 6º Rgto ZOFEMAT).

En este sentido, cabe señalar que para los efectos de la legislación mexicana están considerados como bienes de dominio público de la Federación (LGBN, Art. 6), los siguientes:

Los bienes señalados en los Artículos 27, párrafos cuarto, quinto y octavo; 42, fracción IV, y 132 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos;

- Los bienes de uso común a que se refiere el Artículo 7 de esta Ley;
- Las plataformas insulares en los términos de la Ley Federal del Mar y, en su caso, de los tratados y acuerdos internacionales de los que México sea parte;
- El lecho y el subsuelo del mar territorial y de las aguas marinas interiores;
- Los terrenos ganados natural o artificialmente al mar, ríos, corrientes, lagos, lagunas o esteros de propiedad nacional

En tanto que el artículo séptimo de esta misma Ley señala que los bienes de uso común son los siguientes:

- I. El espacio aéreo situado sobre el territorio nacional, con la extensión y modalidades que establezca el derecho internacional;
- II. Las aguas marinas interiores, conforme a la Ley Federal del Mar;
- III. El mar territorial en la anchura que fije la Ley Federal del Mar;
- IV. Las playas marítimas, entendiéndose por tales las partes de tierra que por virtud de la marea cubre y descubre el agua, desde los límites de mayor refluo hasta los límites de mayor flujo anuales;
- V. La zona federal marítimo terrestre;
- VI. Los puertos, bahías, radas y ensenadas;
- VII. Los diques, muelles, escolleras, malecones y demás obras de los puertos, cuando sean de uso público;
- VIII. Los cauces de las corrientes y los vasos de los lagos, lagunas y esteros de propiedad nacional;
- IX. Las riberas y zonas federales de las corrientes;
- X. Las presas, diques y sus vasos, canales, bordos y zanjas, construidos para la irrigación, navegación y otros usos de utilidad pública, con sus zonas de protección y derechos de vía, o riberas en la extensión que, en cada caso, fije la dependencia competente en la materia, de acuerdo con las disposiciones legales aplicables;
- XI. Los caminos, carreteras, puentes y vías férreas que constituyen vías generales de comunicación, con sus servicios auxiliares y demás partes integrantes establecidas en la ley federal de la materia;
- XII. Los inmuebles considerados como monumentos arqueológicos conforme a la ley de la materia;
- XIII. Las plazas, paseos y parques públicos cuya construcción o conservación esté a cargo del Gobierno Federal y las construcciones levantadas por el Gobierno Federal en lugares públicos para ornato o comodidad de quienes los visiten, y
- XIV. Los demás bienes considerados de uso común por otras leyes que regulen bienes nacionales.

Actualmente la Ley General de Bienes Nacionales *define a la Zona Federal Marítimo Terrestre (ZOFEMAT)* como la faja de 20 metros de ancho de tierra firme, transitable y contigua a dichas playas, a las riberas de los ríos, desde la desembocadura de estos en el mar, hasta cien metros río arriba; asimismo, se incluyen también los cayos y arrecifes, lagos, lagunas o esteros que se comuniquen directa o indirectamente con el mar. Esta faja se contará a partir del punto a donde llegue el mayor embalse anual o límite de la pleamar, considerando la cota máxima observada durante treinta días consecutivos en una época del año en que no se presenten huracanes, ciclones o vientos de gran intensidad.

Este concepto también engloba a los Terrenos Ganados al Mar (TGM), que se identifican como la superficie de tierra que queda entre el límite de la nueva zona federal marítimo terrestre y el límite de la zona federal marítimo terrestre original. Los TGM son fáciles de apreciar a simple vista o identificarlos gracias a la existencia de mojoneras.

Estas disposiciones regulan el manejo y el desarrollo de las zonas costeras, por medio de concesiones para uso público y privado; el registro nacional de todos los concesionarios, estudios técnicos e inventarios nacionales de zonas costeras, así como sus planes de manejo.

La Ley General de Bienes Nacionales establece un régimen general para poder otorgar el derecho de uso de estos bienes de dominio público (que incluye las zonas costeras). Asimismo, el citado reglamento rige la administración y desarrollo de todas las zonas federales de tierras costeras (entendiéndose por aquéllas que se encuentran por arriba del nivel medio de la marea alta). Establece que los derechos de propiedad de la Nación son inalienables e intransferibles, y los derechos de uso dependen de los términos de la concesión, el pago de derechos de arrendamiento y la protección de ecosistemas importantes.

Por otra parte, cabe señalar, que de conformidad con el citado reglamento, la zona costero-marina del país, ha sido definida legalmente para su administración y manejo en la parte continental como la Zona Federal Marítimo Terrestre (ZFMT) (DOF., 8 enero 1986; DOF., 8 enero 1982) y en la parte marina como Mar Territorial (MT) y la ZEE. La aplicación de estos límites administrativos (ZFMT, MT y ZEE) para fines de manejo, tiene el inconveniente de no reflejar la extensión y límites naturales de la zona costero-marina. En el caso de la ZFMT, la zona costera puede extenderse más allá de los límites fijados por esta y en la zona marina a una distancia menor de los límites establecidos por el MT y ZEE. Por lo anterior es necesario ajustar los límites administrativos actuales o proponer otros acorde con la estructura y dinámica de la zona costera, como pueden ser las fronteras naturales en el continente y el mar, donde los procesos continentales y marinos respectivamente, tienen influencia espacial y temporal (DOF., 4 enero 1994).

d) Ley Federal de Pesca y su Reglamento

La Ley Federal de Pesca es reglamentaria del Art. 27 Constitucional tienen como objetivo fundamental fomentar y regular la pesca en beneficio social, mediante el uso y aprovechamiento óptimos de la flora y la fauna acuáticas en cualquiera de sus manifestaciones, para su explotación racional, distribución equitativa y adecuada conservación (Diario Oficial de la Federación, 25 de junio de 1992).

La Ley Federal de Pesca señala, que esta materia se rige además, por las leyes respectivas y por los tratados o convenios internacionales de los que México es parte, celebrados o que se celebren de conformidad con el artículo 133 constitucional. Las disposiciones de esta Ley se aplican a la flora y fauna acuáticas localizadas tanto en las aguas marítimas, como en las continentales.

Por otra parte, las normas de esta Ley que concede facultades a la Secretaría de Pesca, relativas a la protección ecológica de la flora y fauna acuáticas, se encuentran expresadas en sus artículos 16 y 17.

Para los efectos de este trabajo se destacan las siguientes disposiciones:

- a) Regular la introducción, en cuerpos de agua de jurisdicción federal, de especies ajenas a la flora y fauna acuáticas locales.
- b) Definir las normas técnicas sanitarias a que deberán sujetarse las especies acuáticas vivas para garantizar su sano desarrollo y comprobar las medidas de prevención y control en materia de sanidad acuícola, en coordinación con las dependencias competentes de la Administración Pública Federal.

El Reglamento de la Ley de Pesca (Diario Oficial de la Federación, 21 de julio de 1992) clasifica las actividades pesqueras en seis rubros: de Fomento, Didáctica, Comercial, Acuicultura, de Consumo Doméstico y Deportivo-recreativa.

Para dedicarse a cualquiera de estas actividades pesqueras con excepción de las consignadas en las fracciones V y VI, los solicitantes de concesiones, deberán acreditar su inscripción en el Registro Nacional de Pesca.

Cabe señalar, que entre las obligaciones de los concesionarios destaca la de coadyuvar con el Gobierno Federal en la preservación del medio ecológico y la conservación y reproducción de especies, así como apoyar los programas de repoblamiento del medio natural, en los términos y condiciones que fije la Secretaría de Pesca. (Art. 31. f. VII).

Los permisos que otorga la Secretaría de Pesca pueden aplicarse en casos de excepción y de acuerdo al interés nacional, para que embarcaciones extranjeras aprovechen el excedente de captura permisible únicamente en la zona económica exclusiva, pero en ningún caso se otorgarán permisos cuando se pretenda recolectar especies en peligro de extinción o especies con limitado potencial reproductivo (Arts. 36 a 38)

Asimismo, se requiere contar con la autorización de la Secretaría de Pesca para: introducir especies ajenas al hábitat local en agua de jurisdicción federal. A tal efecto, la Secretaría atenderá las políticas de prevención y control en materia de sanidad acuícola, así como de

fomento, enriquecimiento y desarrollo de la flora y fauna marinas, fluviales y lacustres (Art. 39, f. IV).

Por lo que se refiere a la acuicultura, se establecen reglas específicas para otorgar las concesiones correspondientes, en estricto apego a las normas sanitarias que para el efecto dicte la Secretaría de Pesca (Arts. 44-54).

Por otra parte establece regulaciones relacionadas con el establecimiento de zonas de veda y de refugio para flora y fauna acuáticas (Arts. 86-89), señalándose que la Secretaría fijará las normas expresas que determinaran las actividades que en dichas áreas y zonas podrán efectuarse, así como el carácter temporal o permanente de la misma.

Por último, las especies declaradas en veda no podrán ser objeto de pesca a excepción de los volúmenes que se autoricen para el abasto de la producción acuícola, así como para el fomento pesquero y exclusivamente para fines científicos o de investigación.

CONTAMINANTES CRÍTICOS

Plaguicidas

La LGEEPA, regula los plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas, en el capítulo relativo a la prevención y control de la contaminación del suelo. Aunque, las disposiciones fundamentales sobre fertilizantes y plaguicidas se encuentran en la Ley Federal de Sanidad Vegetal (Diario Oficial de la Federación. 5 de enero de 1994) que tiene por objeto regular y promover la sanidad vegetal. Por otra parte, la protección y conservación de las plantas y los animales contra la acción perjudicial de plagas y enfermedades, los fertilizantes y plaguicidas se hallan también regulados por la Ley General de Salud (Diario Oficial de la Federación, 7 de febrero de 1984, reformas de 5 de noviembre de 2004), desde el punto de vista de la protección de la salud humana, La Ley de Sanidad Animal (Diario Oficial de la Federación del 16 de junio de 2004); La Ley de Variedades Vegetales que por objeto fijar las bases y procedimientos para la protección de los derechos de los obtentores de variedades vegetales. Su aplicación e

interpretación, para efectos administrativos, corresponderá al Ejecutivo Federal a través de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural. (Diario Oficial de la Federación 25 de octubre de 1996)

Las reglas básicas previstas en la legislación en esta materia, son las siguientes:

- a) Los plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas quedarán sujetos a las normas técnicas que expidan en forma coordinada la SEMARNAT y las Secretarías de Desarrollo Agropecuario, Alimentación y Pesca, de Salud y de Economía para evitar que causen desequilibrio ecológico.
- b) Se reglamentará la disposición final de los residuos, empaques y envases vacíos, a fin de evitar efectos adversos en los ecosistemas.
- c) En relación con la importación y exportación de plaguicidas, fertilizantes y sustan-

cias tóxicas, la SEMARNAT participará en el examen de las tarifas arancelarias relativas a la importación y exportación de los mismos, aunque establece que “no podrán otorgarse autorizaciones para la importación de plaguicidas, fertilizantes o sustancias tóxicas cuando su uso no esté permitido en el país en el que se hayan elaborado o fabricado” (LGEEPA. Art. 144).

d) La SEMARNAT promoverá ante las autoridades competentes el establecimiento de requisitos especiales para la fabricación en el país de dichas sustancia y productos, cuando su uso pueda causar desequilibrio ecológico

Además existe un conjunto de Normas Oficiales Mexicanas (NOM) expedidas para la regulación de estas sustancias, que reviste una gran importancia en este tema, ya que los efectos residuales de las mismas, se conducen a los recursos hídricos y en particular a los marinos.

Hidrocarburos del Petróleo

La regulación de los efectos de contaminación derivada de la explotación y transporte del petróleo tienen las siguientes bases normativas en la Ley Federal del Mar:

Esta Ley es reglamentaria de los párrafos Cuarto, Quinto, Sexto y Octavo del Artículo 27 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, en lo relativo a las zonas marinas mexicanas (Diario Oficial de la Federación, 8 de enero de 1986).

Las zonas marinas mexicanas son las siguientes: mar territorial, las aguas marinas interiores, la zona contigua, la zona económica exclusiva, la plataforma continental y las plataformas insulares y cualquier otra permitida por el derecho internacional.

Por lo que respecta a la protección y preservación del medio marino, se aplican tanto las disposiciones de esta Ley y su Reglamento, como las que en esta materia se señalan en: la Ley General de Salud, la LGEEPA y sus receptivos reglamentos, la Ley de Aguas

Nacionales y demás leyes y reglamentos aplicables vigentes, así como las normas pertinentes del derecho internacional para prevenir, reducir y controlar la contaminación del medio marino entre los que destacan el Plan Nacional de Contingencias para Combatir y Controlar Derrames de Hidrocarburos y otras Sustancias Nocivas en el Mar (Diario Oficial de la Federación, 8 de diciembre de 1981); Protocolo Relativo a la Cooperación para Combatir los Derrames de Hidrocarburos en la Región del Gran Caribe (Diario Oficial de la Federación, 5 de agosto de 1985), entre otros.

Asimismo, la soberanía de la Nación y sus derechos de soberanía, jurisdicciones y competencias dentro de los límites de las respectivas zonas marinas se ejercerán conforme a los ordenamientos señalados, en relación con:

- I. Las obras, islas artificiales, instalaciones y estructuras marinas.
- II. El régimen aplicable a los recursos marinos vivos, inclusive su utilización y conservación.
- III. El régimen aplicable a los recursos marinos no vivos, inclusive su utilización y conservación.
- IV. El aprovechamiento económico del mar, incluyendo la utilización de minerales disueltos en sus aguas, la producción de energía eléctrica o térmica derivada de las mismas, de las corrientes y de los vientos, la captación de energía solar en el mar, el desarrollo de la zona costera, la maricultura, el establecimiento de parques marinos nacionales, la promoción de la recreación y el turismo y el establecimiento de comunidades pesqueras.
- V. La protección y preservación del medio marino, incluyendo la prevención de su contaminación.
- VI. La realización de actividades de investigación científica marina.

Por otra parte, la particular importancia que reviste en las zonas marinas, la explotación, beneficio, aprovechamiento, refinación transportación, almacenamiento, distribución y venta

de los hidrocarburos y minerales submarino, requiere de aplicación de diversas regulaciones. Por ello, estas actividades se rigen tanto por las leyes reglamentarias del Art. 27 Constitucional en el Ramo del Petróleo y en materia Minera y sus respectivos reglamentos, como por lo dispuesto en la Ley Federal del Mar (Diario Oficial de la Federación, 8 de enero de 1986).

Esta última Ley es reglamentaria de los párrafos Cuarto, Quinto, Sexto y Octavo del Artículo 27 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, en lo relativo a las zonas marinas mexicanas. Por lo que respecta a la industria petrolera la Ley Reglamentaria del Artículo 27 Constitucional en el Ramo del Petróleo, publicada en el Diario Oficial de la Federación del 29 de noviembre de 1958 establece que la industria petrolera abarca:

- La exploración, explotación, refinación, transporte, almacenamiento, distribución y las ventas de primera mano del petróleo, el gas y los productos que se obtengan de la refinación de éstos. La elaboración, el almacenamiento, el transporte, la distribución y las ventas de primera mano del gas artificial.
- La elaboración, el almacenamiento, el transporte, la distribución y las ventas de primera mano de aquellos derivados del petróleo que sean susceptibles de servir como materias primas industriales básicas.

Estas actividades se llevan a cabo a través de PEMEX, institución pública descentralizada cuya estructura, funciones y régimen interno se ha modificado recientemente de acuerdo con la legislación aplicable en la materia.

Por otra parte, cabe señalar, que el Reglamento de la Ley Reglamentaria antes citada, establece que las actividades de exploración y explotación del petróleo se llevan a cabo a través de labores de reconocimiento y exploración superficial que son entre otras, las siguientes:

- Trabajos de geología; trabajos gravimétricos y magnetométricos; trabajos sísmológicos y perforación de pozos de tiro correspondientes; trabajos eléctricos y electromagnéticos; trabajos topográficos necesarios; perforación de pozos de sondeo; trabajos de geoquímica y muestreo de rocas; y cualesquiera otros trabajos tendientes a determinar las posibilidades de explotación petrolera.

Asimismo, la regulación de esta actividad incluye la emisión en 1974 del Reglamento de Trabajos Petroleros (Diario Oficial de la Federación, 27 de Febrero de 1974).

En esta disposición se establecen las funciones y obligaciones de PEMEX relativas a la protección ambiental, así como a la prevención y control de accidentes, entre las más importantes (UNAM-PEMEX, 1992).

CONTAMINACIÓN DEL AGUA

La LGEEPA, regula los aspectos relativos a la prevención y control de la contaminación del agua, en su Título Cuarto, denominado "Protección al Ambiente". Para ello, se establecen los siguientes criterios:

- Corresponde al Estado y a la sociedad prevenir la contaminación de ríos, cuencas, vasos, aguas marinas y demás depósitos y corrientes de aguas, incluyendo las aguas del subsuelo.
- El aprovechamiento del agua en actividades productivas susceptibles de producir contaminación, conlleva la responsabi-

lidad del tratamiento de las descargas, para reintegrarla en condiciones adecuadas para su utilización en otras actividades y para mantener el equilibrio de los ecosistemas.

- Las aguas residuales de origen urbano deben recibir tratamiento previo a su descarga a ríos, cuencas, vasos, aguas marinas y demás depósito o corrientes de agua, incluyendo las aguas del subsuelo.

La SEMARNAT en coordinación con las dependencias competentes deberá expedir las normas técnicas ecológicas requeridas para

regular el vertimiento de aguas residuales en redes colectoras, cuencas, cauces, vasos, aguas marinas y demás depósito o corrientes de agua, así como para infiltrarlas en terrenos.

La LGEEPA señala otras disposiciones relacionadas con los citados aspectos, destacando que la SEMARNAT deberá resolver sobre las solicitudes de autorización para descargar aguas residuales, sustancias o cualquier otro tipo de residuos en aguas marinas, fijando en cada caso las normas técnicas ecológicas, condiciones y tratamiento de las aguas y residuos, incluyendo residuos peligrosos (Diario Oficial de la Federación, 22 de octubre de 1993), de acuerdo al reglamento correspondiente. Cabe señalar, que este reglamento no ha sido emitido y se aplica el reglamento en la materia de la Ley predecesora (Ley Federal de Protección al Ambiente) y las normas técnicas ecológicas (ahora Normas Oficiales Mexicanas) que se refieren en el Anexo 2.

En el caso de que las descargas provengan de fuentes móviles o de plataformas fijas en el mar territorial y la zona económica con la

Secretaría de Marina para la expedición de las autorizaciones correspondientes.

Cabe destacar, que el Art. 131 del LGEEPA, establece que para la protección del medio marino, el Ejecutivo Federal emitirá los criterios para la explotación, conservación y administración de los recursos naturales vivos y abióticos del lecho y subsuelo del mar y de las aguas suprayacentes, así como los que deberán observarse para la realización de actividades de explotación en la zona económica exclusiva. Estos criterios aún no han sido formulados.

Por último, el Art. 132 dispone que la SEMARNAT se coordinará con las Secretarías de Marina, de Energía, de Salud, y la de Comunicaciones y Transportes, a efecto de que dentro de sus respectivas competencias, intervengan para prevenir, controlar, vigilar y abatir la contaminación del medio marítimo y preservar y restaurar el equilibrio de sus ecosistemas, con arreglo a lo que establece la LGEEPA, la Ley Federal del Mar y los demás ordenamientos aplicables y las normas vigentes del derecho internacional.

IMPACTO AMBIENTAL

De conformidad con lo dispuesto por la LGEEPA "la realización de obras o actividades públicas o privadas, que puedan causar desequilibrios ecológicos o rebasar los límites y condiciones señalados en los reglamentos y las normas técnicas ecológicas emitidas por la Federación para proteger el ambiente, deberán sujetarse a la autorización previa del Gobierno Federal, por conducto de la SEMARNAT o de las entidades federativas o municipios, conforme a las competencias que señala esta Ley, sí como al cumplimiento de los requisitos que se les impongan una vez evaluado el impacto ambiental que pudieran originar, sin perjuicio de otras autorizaciones que corresponda otorgar a las autoridades competentes" (Art. 28. LGEEPA).

La evaluación de impacto ambiental a que alude esta disposición, constituye uno de los instrumentos de política ecológica con que cuentan los Gobiernos Federal, Estatal y Municipal, y su papel fundamental consiste en que su elaboración se antepone por definición, a la ejecu-

ción de proyectos de obra y otras actividades de desarrollo. Es decir, tienen un carácter eminentemente preventivo.

La citada LGEEPA en sus artículos 28 al 35 faculta al Gobierno Federal, a través de la SEMARNAT para evaluar el impacto ambiental, por lo que toca a las materias reservadas a la Federación, señaladas en las obras de la tabla 2 y que incluyen todas aquellas actividades productivas que se desarrollan en las zonas costeras, por ejemplo viaductos marítimos, rellenos para ganar terrenos al mar, bocas de intercomunicación lagunar-marítima; desarrollos turísticos federales, proyectos acuícolas, entre otros. Por lo que respecta a las atribuciones de estados y municipios en materia de evaluación de impacto ambiental, se analiza posteriormente la legislación de carácter local correspondiente.

A través de un estudio denominado Manifestación de Impacto Ambiental (MIA), el

Tabla 2. Obras o actividades públicas o privadas que requieren autorización de la SEMARNAT en materia de impacto ambiental.

1	Hidráulicas
2	Vías generales de comunicación
3	Oleoductos, gasoductos, carboductos y poliductos
4	Industria del petróleo, petroquímica, química, siderúrgica
5	Papelera, azucarera, del cemento y eléctrica
6	Exploración, explotación y beneficio de minerales y sustancias reservadas a la Federación
7	Instalaciones de tratamiento, confinamiento o eliminación de residuos peligrosos
8	Aprovechamientos forestales en selvas tropicales y especies de difícil regeneración.
9	Plantaciones forestales, cambios de uso de suelo de actividades forestales, así como en selvas y zonas áridas
10	Parques industriales en donde se realicen actividades altamente riesgosas
11	Desarrollos inmobiliarios que afecten ecosistemas costeros
12	Obras y actividades en humedales, manglares, lagunas, ríos, lagos y esteros conectados con el mar, o en litorales y zonas federales.
13	Obras en áreas naturales protegidas de competencia de la Federación
14	Actividades Pesqueras, acuícolas o agropecuarias que pongan en peligro la preservación de una o más especies
15	Obras y actividades que correspondan a asuntos de competencia federal y que puedan causar desequilibrios ecológicos graves o irreparables

Fuente: LGGEPA y Reglamento de la Ley General del Equilibrio ecológico y la Protección al Ambiente en materia de impacto ambiental Diario Oficial de la Federación 30 de mayo de 2000

responsable de una obra o actividad pública o privada, declara el impacto ambiental que puede producir dicha actividad y propone las medidas para atenuar o evitar el impacto.

Para llevar a cabo la evaluación de las manifestaciones ambientales, la SEMARNAT ha instaurado un Procedimiento de Impacto Ambiental, que le permite dar cumplimiento a lo previsto en las citadas disposiciones.

El resultado de esta labor, se traduce en una resolución en la que se autoriza, condiciona o se niega la realización de dichas obras o actividades.

Por otra parte, el Reglamento en materia de Impacto Ambiental (Diario Oficial de la

Federación, 30 de mayo de 20007), tiene como objetivo fundamental establecer los mecanismos y procedimientos administrativos para asegurar la debida observancia de las disposiciones de la LGEEPA conforme a las cuales habrá de llevarse a cabo la evaluación del impacto ambiental, consistente en “ el procedimiento a través del cual la SEMARNAT establece las condiciones a que se sujetará la realización de obras y actividades que puedan causar desequilibrio ecológico o rebasar los límites o condiciones establecidos en las disposiciones aplicables para proteger el ambiente y preservar y restaurar los ecosistemas, a fin de evitar o reducir al mínimo sus efectos negativos sobre el ambiente” (LGEEPA, art. 28). En la Tabla 3 se muestran las atribuciones conferidas a la Federación en esta materia.

ANÁLISIS DE LA LEGISLACIÓN LOCAL EN MATERIA AMBIENTAL DEL GOLFO DE MÉXICO

La LGEEPA, en su artículo 6º, señala que, con base en las disposiciones que para la distribución de competencia en las materias que regula esta Ley, expidan los congresos locales con arreglo a sus respectivas contribuciones, los ayuntamientos dictarán los bandos y reglamentos de policía y buen gobierno, a efecto de que en sus respectivas circunscripciones, se cumplan las disposiciones del citado ordenamiento.

Asimismo, en el ejercicio de sus atribuciones, las entidades federativas y en su caso, los municipios, observarán las disposiciones de esta Ley y los demás ordenamientos de que de ella se deriven y aplicarán las normas técnicas ecológicas que expida la Secretaría.

En cumplimiento a esta disposición las entidades federativas del país, cuentan con su ley en materia del equilibrio ecológico y la protección al ambiente en sus respectivas jurisdicciones.

Para el caso de las entidades federativas que integran el área del Golfo de México, la promulgación de leyes locales en materia ecológica ha seguido el siguiente orden:

“Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección del Ambiente del Estado de Yucatán”. (Decreto N.º. 69, publicado en el Periódico Oficial del Gobierno del Estado, 21 de Diciembre 1989).

“Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección del Ambiente del Estado de Quintana Roo” (Decreto N.º. 57, publicado en el Periódico Oficial del Gobierno del Estado, 14 de Abril 1989).

“Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente del Estado de Tabasco” (Decreto N.º.0044, publicado en el Periódico Oficial del Gobierno del Estado, 20 de diciembre 1989).

“Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente del Estado de Veracruz-Llave”

(Ley N.º. 76, publicado en la Gaceta Oficial del Gobierno del Estado, 22 de mayo de 1990).

“Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente del Estado de Tamaulipas” (Ley publicada en el Periódico Oficial del Gobierno del Estado, 1º de febrero de 1992).

“Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente del Estado de Campeche” (Decreto del 21 de junio de 1994 y publicada en el Periódico Oficial del Gobierno del Estado, 2 de julio 1994).

A continuación se enuncian, en términos generales las disposiciones emanadas de las citadas leyes locales aplicables a la protección y manejo de las zonas costeras:

- La formulación y conducción de la política ecológica estatal.
- La preservación y restauración del equilibrio ecológico y la protección al ambiente en el territorio de la entidad; salvo en asuntos reservados a la federación.
- La regulación del aprovechamiento racional y la prevención y control de la contaminación de las aguas de jurisdicción del estado.
- El ordenamiento ecológico estatal.
- La evaluación del impacto ambiental.

Por lo que toca al aspecto de evaluación de impacto ambiental el reglamento en la materia (diario Oficial de la Federación, 30 de mayo de 2000), señala que en las materias de competencia local que prevén los artículos 6º, 9º y 31 de la LGEEPA, las autorizaciones en materia de impacto ambiental serán expedidas por las autoridades competentes de los Estados, los Municipios o del Distrito Federal, en los términos de la Ley, las demás leyes locales y los demás ordenamientos aplicables (Tabla 3).

Tabla 3. Obras o actividades públicas o privadas que requieren autorización de los ejecutivos estatales en materia de impacto ambiental.

Materias Atribuidas a los Estados	Entidad Federativa	Fecha de Publicación Ley Local
<p>La realización de obras o actividades publicas o privadas que puedan causar desequilibrios ecológicos o rebasar los limites y condiciones señalados en los reglamentos y en las normas técnicas emitidas por las Federación y el Gobierno del Estado, deberán sujetarse a la autorización previa del Ejecutivo del Estado de los municipios, en el ámbito de sus respectivas competencias, siempre que no se trate de materias reservadas a la Federación (Art. 29 de la LGEEPA).</p> <p>Corresponderá a los organismos y dependencias que el ejecutivo del Estado designe, evaluar el impacto ambiental, particularmente tratándose de las siguientes materias:</p> <p>I. Obra publica estatal II. Caminos rurales; III. Zonas y parques industriales; IV. Exploración, extracción y procesamiento de minerales y sustancias que constituyen depósitos de naturaleza semejante a los componentes de los terrenos V. Desarrollo turísticos estatales y privados VI. Instalación de tratamiento, confinamiento o eliminación de aguas residuales y de residuos sólidos no peligrosos. VII. Fraccionamientos, unidades habitacionales y nuevos centros de población VIII. Las demás que no sean competencia de la federación.</p>	<p>Yucatán Quintana Roo Tabasco Veracruz Tamaulipas Campeche</p>	<p>Diciembre 21, 1988 Abril 14, 1989 Diciembre 20, 1989 30 de junio de 2000 Febrero 1º, 1992 Julio2, 1994</p>
<p>Fuente: Elaborado con base en volúmenes 1 y 2 de la Gaceta Ecológica Sedesol (SEDUE) e información de SEDESOL 1990-1994.</p>		

Por otra parte, cabe señalar que en estas leyes no se contempla en forma expresa la protección y manejo de zonas costeras, pero en todas ellas queda presente el señalamiento de criterios a considerar en lo relativo a la prevención y control de la contaminación del agua.

Estos criterios destacan la competencia del estado y la sociedad para prevenir la conta-

minación de ríos, cuencas marinas y demás depósitos y corrientes de agua incluyendo las aguas del subsuelo. Asimismo, el aprovechamiento del agua en actividades productivas que produzcan su contaminación, conlleva la responsabilidad del tratamiento de las descargas, para reintegrarla en condiciones adecuadas para su utilización en otras actividades y para mantener el equilibrio de los ecosistemas.

NORMAS OFICIALES MEXICANAS APLICABLES EN LAS ZONAS COSTERAS

La Legislación ambiental aplicable y la Ley Federal de Normalización y Metrología, otorga a la Federación la facultad de expedir normas Oficiales Mexicanas en todas las materias objeto de la misma; de las cuales se aplican al caso de las zonas costeras las siguientes:

Recursos Naturales

Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, Protección Ambiental –especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especifica-

ciones para su inclusión , exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación del 6 de marzo de 2002.

NOM-126-SEMARNAT-2001, Que establece las especificaciones para la realización de actividades de colecta científica sobre material biológico de flora y fauna silvestres y otros recursos biológicos en el territorio nacional. Diario Oficial de la Federación del 20 de marzo de 2000.

Norma Oficial Mexicana NOM-022-SEMARNAT-2003. Que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar. Diario Oficial de la Federación del 10 de abril de 2003.

Agua

Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los Límites Máximos Permisibles de Contaminantes en las Descargas de Aguas Residuales en Aguas y Bienes Nacionales.(D.O.F. 6 Enero 1997). Esta Norma Oficial y sus usos, son de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas. Esta Norma Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales vertidas a aguas nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos. Esta NOM, no se aplica a las descargas de aguas provenientes de drenajes pluviales independientes.

Aire

Norma Oficial Mexicana NOM-075-SEMARNAT -1994, que establece los niveles máximos permisibles de emisión a la atmósfera de compuestos orgánicos volátiles provenientes del proceso de los separadores agua-aceite de las refinerías de petróleo. Diario Oficial de la Federación, 26 de Diciembre 1995.

Pesca

NOM-002-PESC-1993, que ordena el aprovechamiento de las especies de camarón en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. Diario Oficial de la Federación diciembre 4 de 1993.

NOM-008-PESC-1993, que ordena el aprovechamiento de las especies de pulpo en las aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe. Diario Oficial de la Federación diciembre 21 de 1993.

NOM-009-PESC-1993, Que establece el procedimiento para determinar las épocas de veda para la captura de las diferentes especies de la flora y fauna acuáticas, en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. Diario Oficial de la Federación marzo 4 de 1994.

NOM-010-PESC-1993,. Que establece el procedimiento para determinar las épocas de veda para la captura de las diferentes especies de la flora y fauna acuáticas, en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. Diario Oficial de la Federación marzo 4 de 1994.

NOM-011-PESC-1993,. Que establece los requisitos sanitarios para la importación de organismos acuáticos vivos en cualesquiera de sus fases de desarrollo, destinados a la acuicultura u ornato, en el territorio nacional. Diario Oficial de la Federación agosto 16 de 1994.

NOM-023-PESC-1993,. Que regula el aprovechamiento de las especies de tñidos con embarcaciones palangreras en aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y el Caribe. Diario Oficial de la Federación agosto 4 de 1994.

Los avances señalados en materia de reglamentación y normatividad existente para la atención y manejo adecuado de las zonas costeras resultan insuficientes, dada la complejidad de la problemática ecológica en las mismas. La incidencia de actividades productivas de diversa índole, y sobre todo la naturaleza

heterogénea de las políticas y programas de desarrollo que se aplican en estas zonas, da como resultado inmediato, la insuficiente aplicación de las disposiciones ecológicas, lo que origina daños significativos a este patrimonio

Por otra parte, reviste primordial importancia promover ante las autoridades correspondientes, la emisión de normas tendiente a la regulación de las diferentes actividades productivas que inciden en las zonas costeras. Estas normas, deberán insertarse en un Plan o Programa Integral de Manejo de Zonas Costeras, que complete a su vez, un marco regional de planeación y de instrumentación de programas específicos.

Las líneas de acción de este programa se sustentarían en el ordenamiento ecológico la

evaluación de impacto ambiental, como instrumentos básicos de la planeación ecológica.

Este esquema integral de planeación ecológica, debería ser aplicado en las zonas costeras, sobre todo, si se considera que la evaluación del impacto ambiental complementaría esta fase de regulación y aprovechamiento racional de los recursos naturales, al tener en cuenta la actividad productiva y de los asentamientos humanos.

En suma, es menester contar con un marco normativo más amplio y acorde con las necesidades inherentes al manejo y protección de los recursos costeros. Un programa de carácter integral, que incluya ámbitos regionales y normas específicas, y considere modalidades críticas de contaminación.

MARCO DE REFERENCIA INTERNACIONAL

La gestión ambiental en el ámbito internacional, reviste una marcada importancia para el caso del Golfo de México, dado que se inscribe éste en la Región del Gran Caribe, siendo esta zona objeto de celebración de diversos convenios y programas de cooperación multilateral, tendiente a prevenir y en su caso, abatir el deterioro en la citada región.

En este sentido destaca la labor emprendida por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), que a través de sus programas de Mares Regionales; el Plan de Acción para el Medio Ambiente en América Latina y el Caribe, ha permitido caracterizar los problemas ambientales de la citada región. Uno de los aspectos más relevantes del diagnóstico ambiental llevado a cabo por los programas del PNUMA, se refiere al deterioro de los recursos marinos y costeros, enunciando su problemática como sigue:

Los manglares, pantanos, lagunas costeras y arrecifes coralinos, son ecosistemas todos ellos de particular fragilidad, ha sufrido degradaciones con frecuencia irreversibles por desarrollos mal planeados o problemas de contaminación, con la consiguiente merma de su potencial pesquero, los ecosistemas pelágicos se ha visto afectados por sobre pesca, derrame de hidrocarburos y vertidos de residuos.

Los recursos marinos y los ecosistemas pelágicos (inclusive los arrecifes y las zonas de reproducción) han sido afectados negativamente por la pesca excesiva, las prácticas pesqueras destructivas y una tecnología pesquera inapropiadas, por derrames de hidrocarburo y por el vertimiento de desechos. Las playas también se ha deteriorado debido a su uso excesivo e inapropiado para el esparcimiento, construcción y la extracción de arena.

La zona del Golfo de México padece varios de los problemas de carácter regional. Por este motivo, México ha participado en los amplios esfuerzos internacionales para la protección de los ecosistemas marinos, entre los que destacan numerosos acuerdos internacionales, convenciones y otras disposiciones en la materia, coronadas por la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, celebrada en Montego Bay, Jamaica 1982, que constituye el mayor avance en reglas sobre protección del medio marino (Brañes, 1987 y 1994).

Cabe destacar, que al contrario de lo que ocurre a nivel nacional, donde resultan insuficientes las disposiciones específicas para la protección de los ecosistemas marinos, a nivel internacional se ha desarrollado un vasto campo de disposiciones y programas tendientes a la regulación ecológica del medio marino.

México ha suscrito y ratificado un número importante de estos acuerdos internacionales se señalan los más importantes en el Anexo 3.

Como puede observarse en el Anexo 3, es vasto el campo de disposiciones regionales en la manera, por lo que a continuación se presentan los ejemplos más representativos de estos mecanismos de cooperación internacional para proteger el medio marino:

Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (Montego Bay, 1982)

La Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar fue suscrita por 138 países el 10 de diciembre de 1982 en Montego Bay, Jamaica. Esta Convención fue resultado de un largo proceso que se inició en 1967 y que se extendió hasta 1982. Una importante etapa de este proceso estuvo constituida por la aprobación en 1970 por la Asamblea de las Naciones Unidas, de la declaración de las zonas de los fondos marinos y oceánicos y sus subsuelos fuera de los límites de jurisdicción nacional, así como sus recursos, como patrimonio común de la humanidad, y que su exploración y explotación se realizará en beneficio de toda la humanidad, independientemente de la situación geográfica de los Estados (Resolución 2749, XXV del 17 de diciembre de 1970).

El objetivo fundamental de esta Convención consiste en promover el establecimiento, en un marco de respeto a la soberanía de todos los estados, de un orden jurídico para los mares y océanos que facilite la comunicación internacional y promueva los usos con fines pacíficos de los mares y océanos, la utilización equitativa y eficiente de sus recursos, el estudio, la protección y la preservación del medio marino y la conservación de sus recursos vivos.

En el articulado de la Convención destacan las disposiciones sobre la Zona Económica Exclusiva (Parte V), Plataforma Continental (Parte VI); Alta mar (Parte VII); Fondos Marinos y Oceánicos (Parte XI); y la Parte XII sobre Protección y Preservación del Medio Marino.

En este rubro se destaca el establecimiento de normas generales para la protección y preservación del medio marino, haciendo énfasis en las siguientes obligaciones para los estados ribereños (Brañes, 1987):

“Dictar leyes y reglamentos para prevenir, reducir y controlar la contaminación del medio marino procedente de fuentes terrestres, incluidos los ríos, estuarios, tuberías y estructuras de desagüe, teniendo en cuenta las reglas y estándares, convenidos internacionalmente”... (Art. 207).

“Los estados ribereños dictaran leyes y reglamentos para prevenir, reducir y controlar la contaminación del medio marino resultante directa o indirectamente de las actividades relativas a los fondos marinos sujetas a su jurisdicción y de las islas artificiales, instalaciones y estructuras bajo su jurisdicción....” (Art. 208).

Se establecerán normas, reglamentos y procedimientos internacionales para prevenir, reducir y controlar la contaminación del medio marino resultante de las actividades de la zona...” (Art. 209).

“Los Estados dictarán leyes y reglamentos para prevenir, reducir y controlar la contaminación del medio marino por vertimiento ... (Art. 210).

“Los Estados, actuando por conducto de las organizaciones internacionales competentes o de una conferencia diplomática general, establecerán reglas y estándares de carácter internacional para prevenir, reducir y controlar la contaminación del medio marino causada por buques y promoverán la adopción, del mismo modo y siempre que sea apropiado, de sistemas de ordenación del tráfico destinados a reducir al mínimo el riesgo de accidentes que puedan provocar la contaminación del medio marino, incluido el litoral, o afectar adversamente por efecto de la contaminación a los intereses conexos de los Estados ribereños...” (Art. 211).

“Para prevenir, reducir y controlar la contaminación del medio marino desde la atmósfera o a través de ella, los Estados dictarán leyes

y reglamentos aplicables al espacio aéreo bajo su soberanía y a los buques que enarbolan su pabellón... (Art. 212).

En México la mayor parte de estas disposiciones se ha aplicado en forma incipiente, solo en lo respecta a la formulación de estándares.

Plan de Acción para el Programa Ambiental del Caribe Proyecto APCEP / 2

El proyecto APCEP/2, denominado "Desarrollo de Metodologías Específicas para la preparación de la Evaluación del Impacto Ambiental del Gran Caribe (PNUMA-SEDUE 1989), recibió la máxima prioridad en la Reunión Intergubernamental sobre el Plan de Acción para el Programa Ambiental del Caribe (PAC), CELEBRADA EN Montego Bay, en Abril de 1981, y fue ratificado posteriormente en Cancún, Quintana Roo, México, durante la IV Reunión del Comité de Supervisión del PAC en 1985. México fue designado como país ejecutor y Cuba y Barbados como países coparticipantes.

Las actividades prevista en el proyecto se llevaron a cabo de 1985 a 1988, cumpliéndose los objetivos señalados en el mismo, entre los que destacan los siguientes:

- Desarrollar, mediante tres estudios de caso, metodologías de evaluación de impacto ambiental adecuadas a las características del medio ambiente coterero de los estados y territorios del Gran Caribe.
- Adiestrar técnicos de los países participantes en metodologías de evaluación de impacto ambiental.
- Celebrar un seminario taller para dar a conocer los trabajos realizados por los tres países involucrados, con la participación de expertos de la región del Gran Caribe.
- Preparar un informe del seminario-taller que incluya los estudios de caso señalados, las metodologías presentadas y las conclusiones obtenidas en las deliberaciones.

- Crear una base de datos alfa-numérica y cartográfica sobre ecosistemas marinos y costeros afectados por proyectos de desarrollo en la región, con el propósito de intercambiar información como herramienta para el establecimiento de políticas de desarrollo y gestión ambientalmente correctas.

Las conclusiones de este proyecto tienen gran importancia para los propósitos de este trabajo, destacándose las siguientes:

La evaluación del impacto ambiental es un instrumento de gran importancia, que debe ser considerado en los planes de desarrollo de todos los países del Caribe con objeto de prevenir oportunamente efectos negativos sobre los ecosistemas.

La planeación del uso del suelo en las zonas costeras del Gran Caribe reviste especial significación, y que con frecuencia se dan usos incompatibles que afectan particularmente los recursos marinos, de enorme importancia en la mayoría de los países de la región.

Se recomienda instaurar metodologías de planeación ambiental a dos niveles: uno macro, que estaría dado por los estudiosos de ordenamiento ecológico; y el otro el nivel específico, puntual, que sería abordado por los estudiosos de evaluación de impacto ambiental propiamente dicho.

Finalmente, hubo consenso por parte de los países participantes en el sentido de que la experiencia obtenida a través del intercambio de ideas y enfoques técnicos ha resultado del todo exitosa en cuanto al fortalecimiento de las relaciones entre estas naciones y, por extensión, del Programa Ambiental del Caribe. Por esta razón, los países participantes han considerado indispensable continuar y ampliar este proyecto.

Convenio para la Protección y Desarrollo del Medio Ambiente en la Región del Gran Caribe

Este convenio fue aprobado en una Conferencia de Plenipotenciarios convocada para ese efecto, que se llevó a cabo los días 21 a 24 de marzo de 1983 en Cartagena de Indias, Colombia y tiene como zona de aplicación del convenio, el medio marino del Golfo de México, el Mar Caribe y las zonas adyacentes del Océano Atlántico al sur de los 30 grados de latitud norte y dentro de las 200 millas marinas de las costas atlánticas de los Estados que son parte del convenio. Esta zona no incluye aguas interiores (Brañas, 1987).

El convenio establece en términos generales, la obligación de las partes para establecer medidas adecuadas para prevenir, reducir y controlar la contaminación de la zona de aplicación del convenio y para asegurar una ordenación racional del medio. Al igual que la citada Convención sobre Derecho del Mar, este convenio dispone regulaciones especiales, como las que a continuación se señalan:

- Obligación de las partes para adoptar las medidas necesarias para evitar la contaminación causada por buques, procedente de fuentes terrestres, la resultante de actividades en los fondos marinos, etc. El convenio establece además un sistema de cooperación científica y técnica, así como las previsiones relativas a que las partes contratantes evalúen el posible impacto de proyectos de desarrollo importantes sobre el medio ambiente, especialmente en las zonas costeras (Art. 12).

En nuestro país, este propósito se ha ido cumpliendo a medida que se instauran disposiciones relativas a la evaluación de impacto ambiental; como ya se ha destacado en el rubro anterior.

Aunado al convenio se aprobó un Protocolo relativo a la Cooperación para Combatir los Derrames de Hidrocarburos en la Región del Gran Caribe (Diario Oficial de la Federación,

5 de agosto de 1985), que como lo indica su denominación es aplicable a "los incidentes de derrame de hidrocarburos que tengan como resultado la contaminación del medio marino y costeros de la Región del Gran Caribe o que afecten adversamente a los intereses conexos de una o varias partes contrastante o constituyan un peligro considerable de contaminación".

En el citado Protocolo se prevé además, que las partes signatarias prepararán además, que las partes signatarias prepararán los cambios necesarios para extender el protocolo a la cooperación regional para la lucha contra los derrames de sustancias peligrosas distintas de los hidrocarburos.

Convenio sobre la Prevención de la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y Otras Materias

Este Convenio firmado el 15 de julio de 1975, establece el compromiso de las partes contratantes de adoptar todas las medidas posibles para impedir la contaminación del mar por vertimiento de desechos y otras materias que puedan constituir un peligro para la salud humana, dañar los recursos biológicos y la vida marina, reducir las posibilidades de esparcimiento o entorpecer otros usos legítimos del mar (Diario Oficial de la Federación, 15 de julio de 1975).

Para el caso de México, con el propósito de vigilar el cumplimiento de este convenio, el Ejecutivo Federal expidió el Reglamento para Prevenir y controlar la contaminación del mar por vertimiento de desechos y otras materias (Diario Oficial de la Federación, 23 de enero de 1979), confiriéndose a la Secretaría de Marina su aplicación y vigilancia.

Este reglamento regula "los vertimientos deliberados de materias sustancias o desechos en aguas marinas jurisdiccionales mexicanas" (Art. 1).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La gestión y manejo de la zona costera del Golfo de México y sus recursos requiere de la intervención de diversas instituciones, así como del establecimiento de responsabilidades compartidas y de la aplicación de múltiples instrumentos jurídicos a los niveles federal, regional y local.

En las últimas dos décadas se ha llevado a cabo, la aplicación de programas y acciones tendientes a la prevención y control del deterioro de los recursos marinos, asimismo, se han promulgado diversas disposiciones jurídicas aplicables a dicha materia.

En este sentido, México cuenta con un marco de políticas ambientales amplio y derivado de los principios y filosofía del desarrollo nacional, que se orienta a fomentar el crecimiento económico, respetando el equilibrio y conservación de los recursos naturales en que se sustenta.

La conservación y aprovechamiento de los recursos naturales y las acciones de prevención y control de la contaminación ambiental son los aspectos que cuentan con el mayor número de disposiciones jurídicas vigentes. Asimismo, como se ha destacado, existen diversos programas sectoriales, con objeto de atender los aspectos señalados de la gestión ambiental.

Los instrumentos señalados incorporan en forma general, la atención de las zonas costeras y sobre todo dirigen sus esfuerzos a los casos de derrames accidentales de hidrocarburos u otros casos coyunturales. Sin embargo, la falta de homogeneidad en los mismos, las carencias en los mismos, las carencias en lo referente a la expedición y aplicación de normas específicas para zonas costeras y sus recursos, tales como orientadas a la conservación y aprovechamiento de manglares y arrecifes coralinos, entre las más importantes exigen la reformulación e integración en su caso, de políticas, programas y disposiciones.

Los requerimientos más importantes para llevar a cabo lo anterior son los siguientes:

a) Elaborar un Programa Integral de Manejo de Zonas Costeras, que contemple aspectos

de planeación del desarrollo, instrumentos de políticas ecológica, como el ordenamiento ecológico, impacto y riesgo

b) Formular las Normas Oficiales Mexicanas y criterios técnicos ecológicos, para la regulación de las diversas actividades productivas y socioeconómicas que se realizan en las zonas costeras y sus recursos, de las siguientes actividades:

- Manejo y conservación ecológica de manglares y arrecifes coralinos
- Manejo y disposición final de desechos peligrosos.
- Vertimiento e incineración de residuos peligrosos y otros materiales en la región del Golfo de México.
- Extracción de agua potable en zonas costeras.
- Disposición de aguas residuales (Complementar las normas enunciada en el Anexo 2)
- Bancos de préstamo de materiales.
- Infraestructura hotelera.
- Caminos y vías de acceso a sitios costeros
- Infraestructura portuaria y marítima.
- Marinas turísticas
- Manejo y disposición de residuos municipales.
- Cambios de uso del suelo, particularmente en áreas de uso agrícola.

c) Promover la instauración de “Áreas Marinas Protegidas”, en el marco del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas, con objeto de salvaguardar los ecosistemas costeros y marinos representativos.

-
- d)** Revisión y actualización del marco jurídico aplicable, con el propósito de incorporar disposiciones específicas, programas operativos, instrumentos de vigilancia, supervisión y seguimiento para el manejo de las zonas costeras y sus recursos.
- e)** Establecer mecanismos o crear una unidad administrativa encargada de dar seguimiento a la gestión del citado programa de manejo, con enfoque regional e inclusive multilateral, dadas las repercusiones en el derecho internación de la aplicación de un programa de esta naturaleza.
- f)** Promover la instalación de un Consejo Asesor, integrado con los especialistas, funcionarios, empresarios, instituciones académicas, fundaciones nacionales e internacionales y miembros de la sociedad civil interesados en la problemáticas de las zonas costeras.
- g)** Promover en el ámbito internacional el seguimiento del proyecto “Desarrollo de Metodologías Específicas para la Preparación de la Evaluación del Impacto Ambiental del Gran Caribe . (APCEP /2), ampliando su aplicación a toda la zona del Golfo de México, ya que el estudios de caso realizado comprende exclusivamente el Impacto Ambiental en el Área Metropolitana de la Desembocadura del Río Pánuco.
- h)** Ampliar y fortalecer las acciones de cooperación regional y el intercambio científico y tecnológico para la instauración de programas de cooperación multilateral.

ANEXO 1

SISTEMA NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS

La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) establece en su Artículo 76 que La Secretaría (SEMARNAT) integrará el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas, con el propósito de incluir en el mismo las áreas que por su biodiversidad y características ecológicas sean consideradas de especial relevancia en el país.

La integración de áreas naturales protegidas de competencia federal al Sistema

Nacional de Áreas Naturales Protegidas, por parte de la Secretaría, requerirá la previa opinión favorable del Consejo Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

De esta forma, las dependencias de la administración pública federal, los gobiernos de los estados, del Distrito Federal y de los municipios, deberán considerar en sus programas y

acciones que afecten el territorio de un área natural protegida de competencia federal, así como en el otorgamiento de permisos, concesiones y autorizaciones para obras o actividades que se desarrollen en dichas áreas, las previsiones contenidas en la presente Ley, los reglamentos, normas oficiales mexicanas que se expidan en la materia, en los decretos por los que se establezcan las áreas naturales protegidas y en los programas de manejo respectivos (Art 77)

Actualmente el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas se integra con 150 áreas decretadas que significan 17,8 millones de hectáreas, de las cuales aproximadamente 4 millones de hectáreas corresponden a las ANP'S de carácter marino. Para el caso que nos ocupa, se presenta en la Tabla 4 las áreas naturales protegida localizadas en la zona del Golfo de México.

Tabla 4. Áreas naturales protegidas localizadas en los estados del Golfo de México 2004.

Entidad	Municipio	Categoría Denominación	Fecha del Decreto	Superficie Ha	Ecosistema
Tamaulipas	Gómex Farias, Ocampo, Llera Jaumave	Reserva de la Biosfera (Estatal) El Cielo	13 / julio /1985	144,530	Bosque tropical, bosque de coníferas, bosque mesófilo
		Playa de Rancho Nuevo	16 / julio /2002	30	
Veracruz	Angel R. Cabada, Catemaco, Mecayapan, Pajapan, San Andrés Tuxtla, Santiago Tuxtla, Soteapan, Tatahuicapan	Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas	23 /noviembre/ 1998	155,122	Selva baja caducifolia , selva media perennifolia, bosque mesófilo
	Frente a Veracruz, Boca del Río y Alvarado	Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzán	24/ agosto/1992	52,238	Arrecife coralino
Tabasco	Centla, Huimanguillo y Jonuta	Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla	6 / agosto/ 1992	302,706	
Campeche	Carmen, Palizada y Champoton	Área de protección de flora y fauna.Laguna de Términos	6 / junio / 1994	705,016	Comprende al sistema lagunar-estuarino de mayor volumen y extensión en el país, con una gran biodiversidad
	Calkini, Hecelchakán, Tenabo y Campeche	Reserva de la Biosfera Los Petenes	Decretada por el Ejecutivo del estado 4 / junio / 1996. Recategorizada por la Federeación 24 /mayo/ 1999	282,858	Comprende un ecosistema único en su género, constituye una zona de gran valor ecológico por su biodiversidad y la variedad de ecosistemas independientes que se presentan en esta zona
	Campeche y Calakmul	Reserva de la Biosfera Calakmul	23 / mayo /1989	723,185	Selva alta, mediana y baja subperinnifolia, vegetación hidrófita
Campeche Yucatán	Celestum y Calkini	Celestum	27/ noviembre/ 2000	81,842	Mangle, vegetación dunas costeras, petenes, sabana, tulares. Selva baja inundable
Yucatán	San Felipe, Río Lagartos y Tzimin	Reserva de la Biosfera Ría Lagartos	21/ mayo /1999	60,348	Selva baja caducifolia, dunas costeras, manglar
	Frente a municipio Progreso	Parque Nacional Arrecife Alacranes	06 / junio / 1994	333,579	

Fuente: SEMARNAT. CONANP, 2004.

Tabla 4 (Continuación). Áreas naturales protegidas localizadas en los estados del Golfo de México 2004.

Entidad	Municipio	Categoría Denominación	Fecha del Decreto	Superficie Ha	Ecosistema
Yucatán	Mérida	Parque Nacional Dzibilchantun	14 / abril /1987	539	
Yucatán y Quintana Roo	Valladolid , Solidaridad	Área de protección de flora y fauna O'toch Ma'ax yetel kooh	5 / junio / 2002		
		Playa adyacente a la localidad denominada Ría Lagartos	29/octubre/1986 Recategorizada 16 / julio / 2002	131	
Quintana Roo	Felipe Carrillo Puerto y Cozumel	Reservas de la Biosfera:Sian Ka án	20/ enero /1986	538,147	
	Frente a los Municipios de Solidaridad y Felipe Carrillo Puerto	Arrecifes de Sian Ka án	02/ febrero/1998	34,927	Arrecife coralino
	Othón P. Blanco	Banco Chinchorro	19 / julio /1996	144,360	Arrecife coralino
	Cozumel	Parques Nacionales Arrecifes de Cozumel	19 / julio / 1996	11,988	Arrecife coralino
	Benito Juárez	Arrecife de Puerto Morelos	2 / febrero /1998	9,067	Arrecife coralino
	Isla Mujeres y Benito Juárez	Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc	19 /julio / 1996	8,673	Arrecife coralino
	Isla Mujeres	Isla Contoy	2 / febrero /1998	5,126	
	Felipe Carrillo Puerto	Tulum	23 / abril / 1981	664	
	Othón P. Blanco	Arrecifes Xcalak	27/ noviembre/2000	17,949	
	Felipe Carrillo Puerto yOthón P. Blanco	Áreas de Protección de Flora y Fauna Uaymil	17/noviembre/ 1994	89,118	Selva baja inundable, manglar
	Lázaro Cárdenas e Isla Mujeres	Yem Balum	6 / junio / 1994	154,052	
	Isla Mujeres	Santuario Playa Isla Contoy	16 / julio / 2002	14	

Fuente: SEMARNAT. CONANP, 2004.

ANEXO 2

PRONTUARIO DE OTRAS DISPOSICIONES JURÍDICO-NORMATIVAS APLICABLES A LAS ZONAS COSTERAS

Normas, reglamentos, acuerdos u otras disposiciones aplicables a la regulación de los recursos pesqueros localizados en el Golfo de México y Mar Caribe.

En el marco jurídico antes señalado y desde 1992 en atención a lo dispuesto por la nueva Ley de Metrología y Normalización (1992), el Ejecutivo Federal a través de la Secretaría de Pesca emitió diversas disposiciones tendientes a la regulación de la explotación pesquera en la zona del Golfo de México y el Mar Caribe, que se relacionan directamente con la región, las cuales se mencionan brevemente a continuación:

- Decreto por el que se determinan como zonas de reserva y sitios de refugio para la protección, conservación, repoblación y desarrollo de las especies de tortuga marina, los lugares en los que dicha especie anida y desova, adyacentes a las playas que se indican (Diario Oficial de la Federación, 29 de octubre de 1986).
- Acuerdo por el que se establece veda para las especies y subespecies de tortuga marina en aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe, así como las del Océano Pacífico, incluyendo el golfo de California (Diario Oficial de la Federación, 31 de mayo de 1990).
- Acuerdo que norma el aprovechamiento de las especies de camarón de alta mar en aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe, así como las del Océano Pacífico (Diario Oficial de la Federación, 17 de mayo de 1991. Modificado por acuerdo Presidencial el 26 de septiembre de 1991).

En este acuerdo se considera “Que el aprovechamiento de las especies de camarón de alta mar en aguas de jurisdicción federal del Océano Pacífico, Golfo de México y Mar Caribe

ha generado el establecimiento de pesquerías comerciales de particular importancia económica y social que es necesario mantener, por los ingresos y divisas que generan y por el número de empleos productivos que sustentan, tanto en su fase extractiva, como en las de procesamiento, distribución y comercialización”.

- Asimismo, considerando por una parte que durante las operaciones de pesca de camarón en alta mar con embarcaciones mayores podrían registrarse capturas incidentales de tortugas marinas, principalmente en el Golfo de México y el Mar Caribe. Y por otra, que existe veda total e indefinida para las especies de tortuga marina existentes en la zona, decretada desde 1990 por la SEDUE y la Secretaría de Pesca. Se ha considerado necesario tomar previsiones para evitar la captura incidental de tortugas en esta pesquería.

Por lo anterior, en el presente acuerdo se establecen las bases para el cumplimiento del citado objetivo.

- Acuerdo por el que se establecen medidas para la identificación y control de pescadores, cooperativistas y embarcaciones menores de diez toneladas brutas de registro autorizadas para la pesca comercial de camarón en sistemas lagunares estuarinos y bahías ubicados en los litorales del Océano Pacífico, Golfo de California y Golfo de México (Diario Oficial de la Federación, 17 de mayo de 1991).

El segundo considerando de este acuerdo establece: “Que el aprovechamiento de las diferentes especies de camarón en sistemas lagunares—estuarinos ha generado el establecimiento de diversas pesquerías en ambos litorales del país de particular importancia económica y social en las que participan más de trescientas sociedades cooperativas de producción pesquera, que es necesario mantener, por los ingresos y divisas que generan y por el

numero de empleos productivos que sustentan tanto en su fase extractiva como en las de procesamiento, distribución y comercialización”.

En el tercer considerando se destaca que el desenvolvimiento de las pesquerías de camarón en aguas protegidas se ha registrado una tendencia creciente tanto en el numero de pescadores como en la cantidad de embarcaciones existiendo alrededor de diecisiete mil embarcaciones autorizadas a operar en más de trescientas cooperativas, las que no obstante, de observarse un aparente incremento en los rendimientos de las capturas por embarcación, muchas de ellas enfrentan problemas financieros, por lo que se hace necesario tomar medidas pertinentes para identificar a las unidades de pesca que participan en estas pesquerías y para medir adecuadamente el esfuerzo pesquero que esta siendo aplicado al recurso y las capturas por unidad de esfuerzo.

De esta forma, el citado acuerdo establece sitios específicos para el desembarque de las capturas por cooperativa, de acuerdo a los lineamientos de la Secretaria de Pesca.

- Norma Oficial Mexicana de Regencia 002-PESC-1993 (Diario Oficial de la Federación, 1º de abril de 1993) por la que se establece el uso obligatorio de dispositivos excluidores de tortugas mexicanas en el Golfo de México y Mar Caribe mexicanos., Esta norma fue renovada el 14 de septiembre del mismo año con la denominación NOMEN-008-PESC-1993.

Esta disposición tiene por objeto establecer a partir del 1º de Abril de 1993, el uso obligatorio de cualquiera de los dispositivos excluidores de tortugas marinas que autorice la Secretaria de Pesca, en todas las operaciones de pescas comercial de camarón con redes de arrastre en el Golfo de México y Mar Caribe mexicanos.

Asimismo, por Acuerdo del 23 de diciembre de 1993, se emitió la NOM-012-PESC'1993, para ordenar el aprovechamiento de las espe-

cies de camarón en aguas de jurisdicción federal, en la cual se establece el uso obligatorio de cualesquiera de los dispositivos excluidores de tortuga marina autorizados en todas las redes de arrastre utilizadas durante la realización de pesca comercial de camarón.

Cabe señalar, que se han citado igualmente, algunos de los esfuerzos realizados por el Ejecutivo Federal, tendientes a la Protección de la tortuga marina (Diarios Oficiales de la Federación del 31 de mayo de 1990; 8 de octubre de 1993; 2 de diciembre de 1993 y 23 de diciembre de 1993).

Estas normas se complementan con las disposiciones antes señaladas.

- Criterios de calidad del agua, CECCA.001/89 (Diario Oficial de la Federación, 2 de diciembre de 1989) que son el marco de referencia para instrumentar acciones de política ecológica por lo que concierne a los diferentes usos del agua ya que con base en estos criterios la autoridad competente califica a los cuerpos de agua como aptos para ser utilizados como fuente de abastecimiento de agua potable, en actividades recreativas con contacto primario, para riego agrícola, para uso pecuario, en la acuicultura o para la protección de la vida acuática.
- Normas Oficiales Mexicanas (antes normas técnicas ecológicas), que establecen los límites máximos permisibles de contaminantes contenidas en las descargas de aguas residuales de la industria a los diferentes cuerpos de agua. Entre las fuentes contaminantes de mayor importancia, se encuentran: la industria azucarera, la generación de energía en plantas termoeléctricas, la refinación del petróleo y sus derivados y la petroquímica básica, la industria textil, de celulosa, papel, beneficio del café; de preparación y envasado de conservas y mariscos, y de producción de harina y aceite de pescado.

ANEXO 3

ACUERDOS INTERNACIONALES FIRMADOS POR MÉXICO EN MATERIA AMBIENTAL EN ZONAS COSTERAS

Convención Internacional para la Reglamentación de la caza de la ballena (Diario Oficial de la Federación, 30 de junio de 1949).

Convenio Internacional para la Prevención de la Polución de las Aguas por Hidrocarburos (Diario Oficial de la Federación, 20 de junio de 1956)

Convención Sobre el Mar Territorial y la zona Contigua (Diario Oficial de la Federación, 15 de octubre de 1966).

Convención Sobre la Alta Mar Diario Oficial de la Federación, 19 de octubre de 1966)

Convención sobre Pesca y Conservación de Recursos Vivos en Alta Mar (Diario Oficial de la Federación, 22 de octubre de 1966)

Convención sobre Plataforma Continental (Diario Oficial de la Federación, 16 de diciembre de 1966)

Convención Constitutiva de la Organización Consultiva Marítima Intergubernamental (Diario Oficial de la Federación, 08 de Agosto de 1970)

Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como habitada de Aves Acuáticas, Ramsar, Irán, el 2 de febrero de 1971. Protocolo de modificaciones, firmado en París el 3 de diciembre de 1982 /Diario Oficial de la Federación del 29 de Agosto de 1986)

Convenio sobre la Prevención de la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y otras Materias (Diario Oficial de la Federación, 15 de julio de 1975)

Acuerdo de Cooperación entre los Estados Unidos Mexicanos y los Estados Unidos de América sobre Contaminación del Medio Marino por Derrame de Hidrocarburos y

otras sustancias nocivas (Diario Oficial de la Federación, 18 de mayo de 1981).

PNUMA: Plan de Acción del Programa Ambiental del Caribe (Montego Bay, 1981).

Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (diario Oficial de la Federación, 1º junio de 1983)

Convenio Constitutivo de la Organización Latinoamericana de Desarrollo Pesquero (Diario Oficial de la Federación, 20 de julio de 1983).

Convenio para la protección y el Desarrollo del Medio Ambiente en la Región del Gran Caribe (Diario Oficial de la Federación, 2 de Agosto de 1985).

Conferencia de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD) celebrada en Río de Janeiro Brasil el 5 de Junio de 1992. En el marco de esta Conferencia, México suscribió los documentos: Convención Marco sobre Cambio Climático, Convención sobre Diversidad Biológica, Agenda XXI y la Declaración de Río.

Decreto de Promulgación de las enmiendas al Convenio Internacional Para Prevenir la Contaminación por Buques (Diario Oficial de la Federación, 26 de Octubre de 1993).

Convención Marco Sobre Cambio Climático. Firma 13 de junio de 1992. Ratificación 11 de marzo de 1993. Entrada en vigor 21 de marzo de 1994.

Convenio sobre Diversidad Biológica. Firma 13 de junio de 1992. Ratificación 11 de marzo de 1993. Entrada en vigor 29 de diciembre de 1993.

Convención Interamericana de Protección y Conservación de las Tortugas Marinas.

Firma 1 de diciembre de 1996. Ratificación
11 de septiembre de 2000. Entrada en vigor
2 de mayo de 2001.

Convención sobre Pesca y Conservación de
los Recursos Vivos de Alta Mar. Firma 20 de
abril de 1958. Entrada en vigor 1 de septiem-
bre de 1996.

ANEXO 4

NORMATIVIDAD CONSULTADA

Autores

Brañes, R., 1987. Derecho Ambiental Mexicano, Fundación Universo XXI, México.

Brañes, R., 1994. Manual de Derecho Ambiental Mexicano, Fundación Universo XXI – Fondo de Cultura Económica. México.

UNAM-PEMEX, 1992. La Industria Petrolera ante la Regulación Jurídica-Ecológica en México. México, 1992.

Disposiciones Jurídicas

Acuerdo

Acuerdo de Cooperación entre los Estados Unidos Mexicanos y los Estados Unidos de América sobre Contaminación del Medio Marino por Derrame de Hidrocarburos y otras sustancias nocivas (Diario Oficial de la Federación, 18 de mayo de 1981).

Acuerdo por el que el Plan Nacional de Contingencia para Combatir y Controlar Derrames de Hidrocarburos y Sustancias Nocivas en el Mar será de carácter permanente y de interés social (Diario Oficial de la Federación del 15 de abril de 1981).

Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, CECCA-001/89 (Diario Oficial de la Federación del 2 de diciembre de 1989)

Acuerdo por el que se establece veda para las especies y subespecies de tortuga marina en aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe, así como las del Océano Pacífico, incluyendo el Golfo de California. (Diario Oficial de la Federación, 31 de Mayo de 1990).

Acuerdo que norma el aprovechamiento de las especies de camarón de altamar en aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe, así como las del océano Pacífico (Diario Oficial de la Federación, 17 de mayo de 1991). Modificado por Acuerdo Presidencial Publicado el 26 de septiembre de 1991.

Acuerdo por el que se establecen medidas para la identificación y control de pescadores, cooperativistas y embarcaciones menores de 10 toneladas brutas de registro autorizadas para la pesca comercial del camarón en sistemas lagunares-estuarinos y bahías ubicados en los litorales del Océano Pacífico, Golfo de California y Golfo de México (Diario Oficial de la Federación del 17 de mayo de 1991).

Acuerdo por el que la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, con la participación de la Secretaría de Turismo, procederá a planear el ordenamiento ecológico para el desarrollo turístico de la región denominada Corredor Cancún-Tulum (Diario Oficial de la Federación del 31 de Mayo de 1991).

Acuerdo por el que se crea la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Diario Oficial de la Federación del 16 de marzo de 1992).

Acuerdo por el que se adscriben orgánicamente las unidades administrativas de la Secretaría de Desarrollo Social (Diario Oficial de la Federación del 4 de junio de 1992).

Acuerdo que regula la organización y funcionamiento interno del Instituto Nacional de Ecología y de la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. (Diario Oficial de la Federación, 17 de Julio de 1992).

Acuerdo por el que se crea con carácter permanente la Comisión Intersecretarial para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas. (Diario Oficial de la Federación del 2 de diciembre de 1993).

Bases de colaboración que celebran la Secretaría de Marina, la Secretaría de Desarrollo Social y la Secretaría de Pesca, con la finalidad de, implementar medidas de control y vigilancia de los campamentos tortugeros y dar el debido cumplimiento a lo establecido en los artículos noveno y décimo tercero del acuerdo por el que se establece veda para las especies y subespecies de tortuga marina en las aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y del Mar Caribe, así como las del Océano Pacífico y el Golfo de California (Diario Oficial de la Federación del 8 de octubre de 1993).

Convenios, Convenciones y Conferencias Nacionales e Internacionales Suscritas por México

Convención Internacional para la Reglamentación de la Caza de la Ballena (Diario Oficial de la Federación del 30 de junio de 1949).

Convenio Internacional para la Prevención de la Polución de las Aguas por Hidrocarburos (Diario Oficial de la Federación del 20 de julio de 1956).

Convención sobre el Mar Territorial y la Zona Contigua (Diario Oficial de la Federación del 15 de octubre de 1966).

Convención sobre la Alta Mar (Diario Oficial de Federación del 19 de octubre de 1966).

Convención sobre Pesca y Conservación de los Recursos Vivos en Alta Mar (Diario Oficial de la Federación del 22 de octubre de 1966).

Convención sobre Plataforma Continental (Diario Oficial de la Federación del 16 de diciembre de 1966).

Convención Constitutiva de la Organización Consultiva Marítima Intergubernamental (Diario Oficial de la Federación del 8 de Agosto de 1970).

Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas, Ramsar, Irán, el 2 de febrero de 1971. Protocolo de modificaciones, firmado en París el 3 de diciembre de 1982 (Diario Oficial de la Federación del 29 de Agosto de 1986).

Convenio sobre la Prevención de la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y otras Materias (Diario Oficial de la Federación del 15 de julio de 1975).

Acuerdo de Cooperación entre los Estados Unidos Mexicanos y los Estados Unidos de América sobre Contaminación del Medio Marino por Derrame de Hidrocarburos y otras Sustancias Nocivas (Diario Oficial de la Federación del 18 de mayo de 1981).

PNUMA, Plan de Acción del Programa Ambiental del Caribe (Montego Bay, 1981).

Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (Diario Oficial de la Federación del 10 de junio de 1983).

Convenio Constitutivo de la Organización Latinoamericana de Desarrollo Pesquero (Diario Oficial de la Federación del 20 de julio de 1983).

Convenio para la Protección y el Desarrollo del Medio Ambiente en la Región del Gran Caribe (Diario Oficial de la Federación del 2 de Agosto de 1985).

Protocolo relativo a la Cooperación para Combatir los Derrames de Hidrocarburos en la Región del Gran Caribe (Diario Oficial de la Federación del 5 de Agosto de 1985)

Conferencia de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD) celebrada, en Río de Janeiro Brasil el 5 de Junio de 1992. En el marco de esta Conferencia, México suscribió los siguientes documentos:

- Convención Marco sobre Cambio Climático
- Convenio sobre Diversidad Biológica.
- Agenda XXI
- La Declaración de Río
- Decreto de Promulgación de las enmiendas al "Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación por Buques (Diario Oficial de la Federación del 26 de Octubre de 1993).

Disposiciones Constitucionales

Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, 5 de Febrero de 1917. Editorial Porrúa 98a. edición, México, 1993.

Decretos

Decreto por el que se determinan como zonas de reserva y sitios de refugio para la protección, conservación, repoblación y desarrollo de las diversas especies de tortuga marina, los lugares en los que dicha especie anida y desova, adyacentes a las playas que se indican (Diario Oficial de la Federación, 29 de octubre de 1986).

Decreto por el que se reforma, adiciona y deroga diversas disposiciones de la Ley Orgánica de la Administración pública Federal (Diario Oficial de la Federación del 25 de mayo de 1992).

Decreto de Promulgación de las enmiendas al Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación por Buques (Diario Oficial de la Federación del 26 de octubre de 1993).

Decreto por el que se reforma, adiciona y deroga diversas disposiciones de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal (Diario Oficial de la Federación del 28 de diciembre de 1994).

Legislación Federal

Ley Reglamentaria del Artículo 27 Constitucional en el Ramo del Petróleo (Diario Oficial de la Federación del 29 de noviembre de 1958).

Ley Orgánica de la Administración Pública Federal (Diario Oficial de la Federación del 29 de diciembre de 1976).

Ley General de Salud (Diario Oficial de la Federación del 7 de febrero de 1984).

Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (Diario Oficial de la Federación del 28 de enero de 1988)

Ley de Aguas Nacionales (Diario Oficial de la Federación del 1º de Diciembre de 1992).

Ley Federal de Mar (Diario Oficial de la Federación del 8 de Enero de 1986).

Ley Federal sobre Metrología y Normalización (Diario Oficial de la Federación del 1º de julio de 1992)

Ley de Pesca (Diario Oficial de la Federación del 25 de junio de 1992)

Ley de Sanidad Fitopecuaria de los Estados Unidos Mexicanos (Diario Oficial de la Federación del 13 de diciembre de 1974)

Legislación Estatal

Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente del Estado de Yucatán. Decreto No 69 publicado en el Periódico Oficial del Gobierno del Estado del 21 de diciembre de 1989.

Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente del Estado de Quintana Roo. Decreto No 57 publicado en el Periódico Oficial del Gobierno del Estado del 14 de Abril de 1989.

Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente del Estado de Tabasco. Decreto No 044 publicado en el Periódico Oficial del Gobierno del Estado del 20 de diciembre de 1989.

Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente del Estado de Veracruz-Llave. Ley Núm. 76 publicada en la Gaceta Oficial del Gobierno del Estado del 22 de mayo de 1990.

Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente del Estado de Tamaulipas, Publicada el 1o de Febrero de 1992.

Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente del Estado de Campeche. Decreto del 21 de Junio de 1994 y publicada el 2 de Julio de 1994.

Marco Programático Institucional

Secretaría de Desarrollo Urbano (SEDUE) Comisión Nacional de Ecología (CONADE) 1988. Informe General de Ecología. México.

Secretaría de Desarrollo Urbano (SEDUE) Comisión Nacional de Ecología (CONADE) 1992. Informe de la Situación General en Materia de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente 1989-1990. México.

Secretaría de Programación y Presupuesto: Plan Nacional de Desarrollo 1989-1994. México.

Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Plan de Acción para el Programa Ambiental del Caribe-Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Desarrollo de Metodologías específicas para la preparación de la Evaluación del Impacto Ambiental del Gran Caribe (APCEP/2). Gobiernos de México, Cuba y Barbados: México, 1989.

Secretaría de Pesca. Programa Nacional de Desarrollo de la Pesca y sus Recursos. 1990-1994. Diario Oficial de la Federación 17 de octubre de 1990.

Secretaría de Pesca. Programa de Desarrollo Integral de Acuacultura 1990-1994.

Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE), Programa Sectorial de Protección del Medio Ambiente 1990-1994. Diario Oficial de la Federación 9 de Julio de 1990.

Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL). Informe de la Situación General en materia de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente. 1991- 1992. México, 1993

Secretaría de desarrollo Social (SEDESOL). Regulación y Gestión de Productos Químicos en México, enmarcados en el Contexto Internacional. México. Noviembre, 1992.

Versión Abreviada del Plan Nacional de Contingencia para Combatir y Controlar Derrames de Hidrocarburos y otras Sustancias en el Mar. Diario Oficial de la Federación del 8 de diciembre de 1981.

Poder Ejecutivo Federal. Plan Nacional de Desarrollo 1989-1994. Mayo 1996.

Programa de Medio Ambiente 1995-2000. Diario, Oficial de la Federación del 3 de abril de 1996.

Programa de Pesca y Acuicultura 1995-2000. Diario Oficial de la Federación del 13 de marzo de 1996.

Programa Hidráulico 1995-2000. Diario Oficial de la Federación del 10 de junio de 1996.

Programa Forestal y de Recursos Naturales 1995- 2000. Diario Oficial de la Federación.

Normas Oficiales Mexicanas en Materia Ambiental

Secretaría de Desarrollo Social Decreto de publicación de las Normas Oficiales Mexicanas: NOM- 001-ECOL/1993 A NOM-033- ECOL/1993 que establecen los límites máximos permisibles en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de diversas industrias. Diario Oficial de la Federación 18 de Octubre de 1993.

Secretaría de Pesca. Norma Oficial Mexicana de Emergencia 002-PESC-1993. por la que establece el uso obligatorio de dispositivos excluidores de tortugas mexicanas en el Golfo de México y Mar Caribe mexicanos. (Diario Oficial de la Federación del 1º de Abril de 1993). Esta norma fue renovada el 14 de septiembre del mismo año con la denominación NOMEM-008-PESC-1993.

Secretaría de Pesca. Norma Oficial Mexicana NOM-012-PESC-1993, por la que se ordena el aprovechamiento de las especies de camarón en aguas de jurisdicción federal, en la cual se establece el uso obligatorio de cualesquiera de los dispositivos excluidores de tortugas "marinas autorizados en todas las redes de arrastre utilizadas durante la realización de pesca comercial de camarón (Diario Oficial de la Federación 23 de diciembre de 1993)

Reglamentos

Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente para la Prevención y Control de la Contaminación de Aguas. Diario Oficial de la Federación 29 de marzo de 1973.

Reglamento de Trabajos Petroleros, Diario Oficial de la Federación 27 de febrero de 1974.

Reglamento para Prevenir y Controlar la Contaminación del Mar por vertimiento de desechos y otras materias, Diario Oficial de la Federación 23 de Enero de 1979.

Reglamento de la Zona Federal Marítimo Terrestre y de los terrenos ganados al mar, Diario Oficial de la Federación del 17 de junio de 1982

Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en materia de Impacto Ambiental, Diario Oficial de la Federación 7 de Junio de 1988,

Reglamento Interior de la Secretaría de Desarrollo Social, Diario Oficial de la Federación 4 de Junio de 1992.

Reglamento de la Ley de Pesca. Diario Oficial de la Federación del 21 de Julio de 1992.

Programas y Reuniones Internacionales

Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) Plan de Acción del Programa Ambiental del Caribe Montego Bay; Jamaica, 1981.

Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Plan de Acción para el Medio Ambiente en América Latina y el Caribe, Propuesta revisada y aprobada para la Séptima Reunión Ministerial sobre el Medio Ambiente en América Latina y el Caribe, Puerto España, Trinidad y Tobago (22 y 23 de Octubre de 1990)"

Albert, L.A., L. Bozada-Robles, J. Uribe-Juárez, J. López-Portillo, R. Méndez-Alonzo, K. Antonio Soto, O. de los Reyes-Trejo y C. J. Torres-Nachón, 2005. Evaluación instantánea de los efectos del derrame de petróleo en el área de Nanchital-Coatzacoalcos, Veracruz (22 de Diciembre de 2004), p. 665-680. 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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Evaluación Instantánea de los Efectos del Derrame de Petróleo en el Área de Nanchital – Coatzacoalcos, Veracruz (22 de Diciembre de 2004)

39

**Lilia A. Albert ¹, Lorenzo Bozada-Robles ², Jorge Uribe-Juárez ³,
Jorge López-Portillo ⁴, Ricardo Méndez-Alonzo ⁴,
Karlo Antonio Soto ⁵, Octavio de los Reyes-Trejo ⁶,
y Claudio J. Torres-Nachón ⁷**

¹ Consultora Internacional en Toxicología

² Sociedad Mexicana de Toxicología

³ Consejo Estatal de Protección al Ambiente

⁴ Instituto de Ecología, A.C.

⁵ Museo de la Fauna de Veracruz

⁶ Pronatura-Veracruz

⁷ Municipio de Coatzacoalcos

RESUMEN

El presente estudio analizó los efectos instantáneos del derrame de crudo ocurrido el 22 de diciembre del 2004 en el área de Nanchital – Coatzacoalcos. A través de nueve navegaciones y tres recorridos terrestres a lo largo de la zona afectada se determinó una extensión de 2.5 ha de mangle cubierto con crudo; se observaron 16 especies de aves afectadas, principalmente pelícanos; los análisis químicos de sedimentos detectaron concentraciones de hidrocarburos totales de petróleo en una muestra superiores a lo establecido por la norma mexicana; estas concentraciones también excedieron notoriamente lo que se ha encontrado en otros países y los límites sugeridos por la UNESCO. Los impactos más importantes fueron registrados sobre el suelo y la vegetación (mangle y lirio acuático); asimismo se estimaron los impactos sobre fauna (mamíferos peces, aves, reptiles, anfibios e invertebrados), agua y aire. Aunque algunos impactos no pudieron ser evaluados a detalle, no se descarta la posibilidad de que estos puedan ser significativos, incluso en el largo plazo.

ABSTRACT

This study analyzed the instantaneous effects of the oil spill occurred on December 22nd of 2004 in the area of Nanchital – Coatzacoalcos, Veracruz, Mexico. Through nine boat-based surveys and three inspections along

the river margins it was determined that at least 2.5 ha of mangrove were covered with petroleum; sixteen bird species were observed to be stained with oil, and most of the animals affected were pelicans. Chemical analyses of sediments detected concentrations of petroleum in one sample which were above the established by Mexican regulations; this was also above the limits suggested by UNESCO. The most important impacts to the environment were registered over the soil and vegetation (mangrove and water hyacinth); also, we assessed the environment impacts on fauna (mammals, fish, birds, reptiles, amphibians and invertebrates), water and air. Although some impacts could not be addressed with detail, there is a possibility that these may be significant in the long term.

INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental es inherente a las actividades humanas y el efecto ambiental más importante se presenta cuando la entrada de estos contaminantes rebasa la capacidad de los ecosistemas para asimilarlos y/o degradarlos; o bien, cuando los organismos ven saturados sus mecanismos de desintoxicación, lo que resulta en la pérdida de los hábitats y la biota.

Los daños ambientales provocados por accidentes relacionados con los derrames de hidrocarburos en ambientes acuáticos a gran y pequeña escala (México, 1978; Alaska 1989; Golfo Pérsico, 1991; España 2002, entre otros), han puesto de manifiesto no sólo los efectos considerados como irreversibles en el medio abiótico, sino que han demostrado que las secuelas siguen siendo evidentes en la biota mucho tiempo después de ocurridos. Por lo

anterior, hoy en día es insuficiente caracterizar el estado de un ecosistema con tan sólo determinar las concentraciones de contaminantes presentes, sino que se ha hecho necesario conocer cómo éstos afectan a la biota y de esta manera, poder explicar la relación entre la exposición de una población a contaminantes y los subsecuentes efectos biológicos; esta información conjunta obtenida a través de respuestas biológicas específicas, permite inferir la salud de un ecosistema.

Este estudio se realizó como diagnóstico instantáneo de referencia para estudios posteriores de seguimiento y evaluación de los trabajos de limpieza y restauración de las zonas afectadas por el derrame de petróleo en el área de Nanchital – Coatzacoalcos, Veracruz el 22 de Diciembre de 2004.

ÁREA DE ESTUDIO

Los municipios de Coatzacoalcos y Nanchital de Lázaro Cárdenas del Río, se localizan en el Istmo Mexicano, en el sur del estado de Veracruz o Sotavento, en la región denominada Corredor Industrial - Uxpanapa (Fig. 1). La región comprende 12 municipios abarcando los parques industriales (química y petroquímica) aledaños a la Ciudad de Coatzacoalcos. En este corredor se ubican 7 de las 34 zonas urbanas más grandes del estado de Veracruz y el número de habitantes calculado para la zona es de aproximadamente 800,000 (Dirección de Desarrollo Institucional de Coatzacoalcos, 1998).

El desarrollo de la industria petrolera a partir de los años sesenta y sus significativos efectos

ambientales adversos, han sido ampliamente estudiados desde la perspectiva de la economía política. Desde hace treinta años se ha generado información sobre las fuentes de emisión de contaminantes al río Coatzacoalcos y acerca de los procesos geoquímicos en el ambiente (Long *et al.*, 1995; IMTA, 1996; Bahena-Manjarrez *et al.*, 2002; Botello *et al.*, 2004).

El 22 de diciembre de 2004, alrededor de las 9:40 AM se registró un incendio en el cuarto de control de la estación Mazumiapan, Municipio de Catemaco como consecuencia de una fuga en el sello de bombeo (empaquete). Una vez controlado y extinguido el fuego, se notificó un derrame de petróleo crudo en el oleoducto de 30" de diámetro que corre de Nuevo Teapa a Poza



Figura 1. Fotografía aérea del área de estudio en Nanchital-Coatzacoalcos, Veracruz.

Rica, el cual tiene una longitud de 486 Km; la fuga de hidrocarburo se reportó en el Municipio de Nanchital de Lázaro Cárdenas del Río en la casa de válvulas de la margen derecha del río Coatzacoalcos a las 10:27 hrs. Las válvulas de seccionamiento en el río Coatzacoalcos se cerraron a las 11.11 hrs. El derrame fue calculado en poco más de 5,000 barriles de crudo y abarcó un total de 14 kilómetros desde su origen en Nanchital (Arroyo Tepeyac, hasta la desembocadura del Río Coatzacoalcos).

MATERIALES Y MÉTODOS

Trabajo de Campo

Se realizaron nueve navegaciones y 3 recorridos por tierra a lo largo del área de estudio para documentar las zonas perturbadas y calcular la extensión aproximada del área afectada. Se utilizaron principalmente fotografías digitales georeferenciadas (GPS) como evidencia visual del incidente. Se realizaron observaciones de flora y fauna y se muestreos de agua y sedimentos (Morteo *et al.*, 2005).

Las navegaciones se realizaron en forma de transectos cubriendo ambas márgenes del río Coatzacoalcos; se hicieron 10 estaciones de muestreo cruzando el río desde 2 km al sur de Nanchital hasta su desembocadura (estaciones A0-A9). Se establecieron otras nueve estaciones, dentro y fuera del cauce del río, para obtener un muestreo representativo de la zona. En todos los casos se registró la fecha, hora y posición geográfica mediante un GPS. Los pará-

metros ambientales cualitativos evaluados en cada estación de muestreo fueron: la profundidad (m), tipo de vegetación; la iridiscencia en la superficie del agua (%), daño a la vegetación (%) y el ancho de la franja de daño (m).

Se recolectaron muestras de agua y sedimento en 14 estaciones de muestreo, con un control negativo río arriba, fuera de la zona de influencia del derrame. Todas las muestras se recolectaron conforme a las Normas Mexicanas NMX-AA-117-SCFI-2001 y NMX-AA-051-SCFI-2001. Las muestras de agua se recolectaron en los primeros 10 cm de la columna de agua; en el caso de los sedimentos, la mayoría se recolectaron de los primeros 10 cm con un nucleador de PVC de 3". Para la determinación de hidrocarburos totales del petróleo (HTP's) se recolectó un litro de muestra simple en un frasco de vidrio con ácido clorhídrico. Todos los envases, incluyendo el blanco de campo, se conservaron en hielo y posteriormente se mantu-

vieron en refrigeración a 4°C hasta su análisis. Los análisis de HTP y metales pesados se realizaron en laboratorios especializados y acreditados por la Entidad Mexicana de Acreditación (EMA).

Se realizaron observaciones de aves a través de muestreos por puntos y transectos lineales. Se utilizaron binoculares de 7 x 50 y contadores manuales para identificar las especies presentes en la zona y el grado de afectación en sus poblaciones mediante la proporción de individuos manchados por el crudo.

Dependiendo de las características físicas del terreno, se observó el grado de intrusión del hidrocarburo (en metros) tierra adentro en siete estaciones de muestreo de manglar ubicadas en ambas márgenes del río Coatzacoalcos. Para cada estación se efectuó un transecto de diez metros de longitud paralelo a la orilla del Río; cada una de ellas fue geo-referenciada y cada individuo fue marcado con una cinta. Se contó el número de especies, el número de individuos por especie y el porcentaje de afectación para cada individuo. El porcentaje de afectación fue definido dependiendo de la especie, como el ancho de la banda en la que se impregnó el crudo, ya sea en raíces o zancos, o como el porcentaje de pneumatóforos afectados.

Evaluación de los Impactos Ambientales

La información generada se sintetizó en una gráfica de afectación de la zona de estudio. Se utilizó un método de análisis rápido, mediante una matriz de identificación de impactos ambientales. Este método supone que cualquier modificación o perturbación al ambiente tiene algún efecto; sin embargo, de acuerdo con la

evaluación que se realiza, se consideran significativos aquellos impactos que, por su duración, magnitud o extensión, tengan efectos permanentes o irreversibles en los recursos naturales. De acuerdo con las características de la zona, se determinaron los factores bióticos y abióticos presentes y los impactos ambientales sobre éstos. Las categorías de los impactos por evaluar fueron:

1) Duración: Se refiere a la duración del impacto; sus niveles son: Limitada - incluye los impactos con duración menor de un año y que sean reversibles. Moderada - aquellos impactos cuyos efectos permanezcan por más de un año, pero que sean reversibles. Amplia - impactos cuyos efectos sean permanentes o irreversibles.

2) Extensión: Se refiere a las dimensiones del área impactada; sus niveles son: Limitada - cuando el impacto alcanza menos del 10% de la distribución del recurso. Moderada - cuando el impacto alcanza entre 10 y 40% de la distribución del recurso. Amplia - cuando el impacto alcanza más del 40% de la distribución del recurso.

3) Magnitud: Se refiere al grado de afectación del impacto; conforme a sus niveles se clasifica en: Limitada - cuando el impacto es reversible y no compromete la continuación del ciclo de vida del recurso. Moderada - cuando el impacto es reversible, pero compromete la continuación del ciclo de vida del recurso. Alta - cuando el impacto es irreversible y compromete la continuación del ciclo de vida del recurso.

Los puntajes para los niveles de cada categoría se especifican en la tabla 1; cualquier impacto cuya suma de puntos en las tres categorías sea igual o mayor a 5 se consideró significativo.

Tabla 1. Matriz de claves para la evaluación del impacto ambiental.

Categoría	Limitada	Moderada	Alta/Amplia
Duración	1	2	3
Extensión	1	2	3
Magnitud	1	2	3

RESULTADOS

Los recorridos, navegaciones y las estaciones de muestreo para agua, sedimento y vegetación se observan en la figura 2.

Sedimentos

Se colectaron un total de 18 muestras de sedimento de las 19 estaciones. Los resultados de los análisis para determinar la concentración de hidrocarburos totales de petróleo (HTP) en sedimentos se presentan en la tabla 2. Este contaminante estuvo presente, incluso en la zona que presuntamente no fue afectada por el derrame del 22 de diciembre (A0). En la desembocadura, del río (estaciones D1 y B4), no se encontraron niveles detectables de hidrocarburos totales.

Por otra parte, sólo se encontraron concentraciones detectables no significativas de níquel las cuatro estaciones muestreadas (A0, A2, A7 y B5) y de plomo en las de una de ellas (A7).

Agua Superficial (Río y Mar)

Se colectaron un total de 20 muestras de agua superficial de las diferentes estaciones del río Coatzacoalcos. Los análisis de HTP's registraron concentraciones de 12 ppm de estos compuestos en las muestras analizadas; el 54% de las estaciones de muestreo presentaron iridiscencia superficial, en todos los casos mayor al

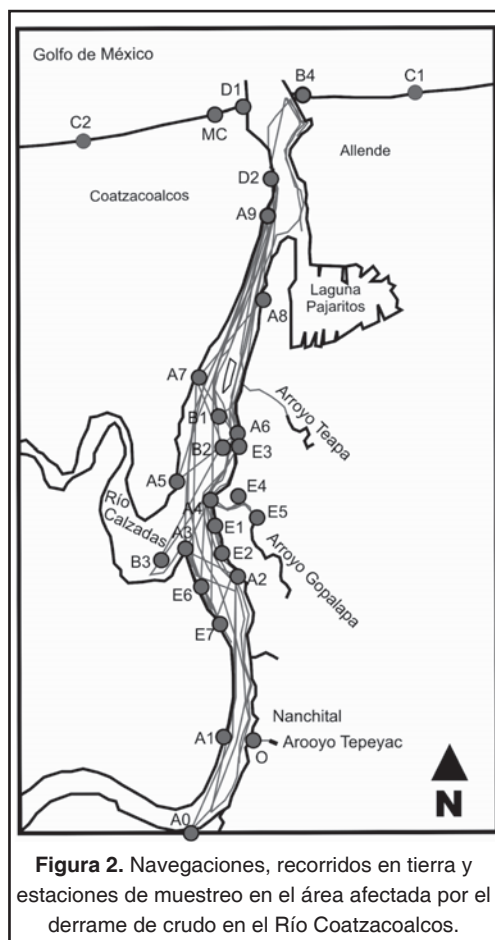


Figura 2. Navegaciones, recorridos en tierra y estaciones de muestreo en el área afectada por el derrame de crudo en el Río Coatzacoalcos.

90% de la superficie observada. No se encontraron concentraciones detectables de metales pesados en las muestras de agua analizadas.

Tabla 2. Resumen de resultados de los análisis de hidrocarburos totales de petróleo. HTP = Hidrocarburos totales de petróleo; ND = No detectable.			
Muestra	% de Sólidos	HTP Base Seca mg/kg	HTP Base Húmeda mg/kg
A0	68.9	47.17	32.5
A2	69.6	89.66	62.4
A7	50.5	1,290.0	650.6
B5	75.9	ND	ND
C1	79.5	ND	ND
C2	79.1	ND	ND

Aire

Aún cuando no se tomaron muestras para detectar contaminantes en la atmósfera, es importante destacar que el fuerte olor a crudo fue persistente durante todas las visitas a la zona afectada (28 de diciembre del 2004 al 9 de enero del 2005); incluso en algunos puntos específicos, como el Malecón de Coatzacoalcos (MC), el personal del equipo de muestreo de campo presentó signos de irritación en ojos, nariz y garganta, aunque habían transcurrido varios días desde el derrame y la zona había estado expuesta a fuertes vientos, lo cual hace evidente la exposición a uno o más compuestos volátiles de composición y toxicidad desconocidas.

Vegetación

(Mangle, Lirio Acuático y Pastizal)

Se estimó un mínimo de 254 individuos de mangle impregnados de crudo en mayor o menor grado, lo que resultó en 25,400 m² de afectación. Se observó que la cantidad de crudo impregnada en las raíces aéreas del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y en los pneumatóforos del mangle negro (*Avicennia germinans*) en la mayor parte de los casos no fue suficiente para interrumpir la función de las estructuras que permiten el intercambio de gases, lo cual no puso en peligro la viabilidad de los individuos en el corto plazo. En la zona más afectada (estaciones E1 y E2), cubierta en su mayoría por individuos de mangle negro, la cantidad de petróleo derramado cubrió alrededor del 60% de los pneumatóforos. En los recorridos hacia el interior de los parches de manglar se observó que el petróleo penetró entre 0.5 y 12 metros aproximadamente, en función de la microtopografía local; como los arroyos y la mayor parte del mangle se encuentran sobre la margen derecha del río, la intrusión de petróleo fue mayor en esta zona.

No se observaron daños sobre los pastizales ubicados en las márgenes del río; sin embargo, el lirio acuático de la zona afectada fue removido prácticamente en su totalidad debido a su elevado grado de contaminación por crudo.

Aves

Durante el recorrido por toda el área de estudio se observaron 534 individuos de 34 especies; el grupo con mayor representatividad correspondió a la familia Laridae (gaviotas) con un total de 181 individuos (33 %), seguido de la familia Pelecanidae (pelícanos) con 151 individuos registrados (28 %), y por último la familia Ardeidae (garzas) con 56 individuos (10 %); el resto fueron especies de otras familias. El 23% de los individuos presentaron manchas en distintas partes del cuerpo, plumaje y/o pico (Tabla 3).

El recorrido sobre los muelles y escolleras del Río Coatzacoalcos, mostró un total de 1,250 individuos, de los cuales el 85% (1,066 individuos), fueron de las familias, Laridae con 806 individuos (65%) y Pelecanidae con 260 individuos (21%). El 19% del total de los individuos observados presentaron manchas de hidrocarburo (Tabla 4). De los recorridos se obtuvo que el grupo más afectado fueron los pelícanos, ya que hasta un 80% de los individuos observados estaban contaminados.

Otros Grupos de Fauna (mamíferos, reptiles, anfibios, peces, e invertebrados)

El impacto del derrame de crudo sobre otros grupos de fauna fue difícil de evaluar ante la falta de pruebas fehacientes de la afectación, ya sea por observación de animales contaminados, mortandades masivas o por el resultado de pruebas toxicológicas. Sólo se obtuvieron registros de cangrejos manchados en las zonas con manglar, todos ellos vivos; también se obtuvieron informes y pruebas de varios ejemplares de ranas y serpientes impregnados de crudo, sin embargo, estos no fueron suficientes para evaluar el daño a nivel específico, poblacional, o por zona. Debido a lo anterior, la evaluación de los impactos se realizó con base en el grado de afectación al hábitat de estas especies.

Tabla 3. Aves observadas durante el primero recorrido sobre el río Coatzacoalcos, el número total de individuos por especie, número de individuos por especie afectados por el derrame de hidrocarburo y porcentaje.

Familia	Especie	No Total de Individuos Observados	No. de Individuos Afectados	% de Individuos Afectados por Especie
Ardeidae	<i>Ardea herodias</i>	22	6	27%
	<i>Ardea alba</i>	11	4	36%
	<i>Egretta thula</i>	7	3	43%
	<i>E. tricolor</i>	8	6	75%
	<i>E. caerulea</i>	7	1	14%
	<i>Bubulcus ibis</i>	1	0	0%
Alcedinidae	<i>Chloroceryle amazona</i>	1	0	0%
	<i>Chloroceryle americana</i>	1	0	0%
	<i>Ceryle torquata</i>	1	1	100%
	<i>Ceryle alcion</i>	1	1	100%
Accipitridae	<i>Pandion haliaetus</i>	3	0	0%
	<i>Rostramus sociabilis</i>	2	0	0%
Anhingidae	<i>Anhinga anhinga</i>	18	4	22%
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	6	0	0%
	<i>Cathartes burrovianus</i>	1	0	0%
	<i>Coragyps atratus</i>	15	0	0%
Emberizidae	<i>Seiurus noveboracensis</i>	1	0	0%
Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	2	0	0%
Laridae	<i>Larus argentatus</i>	2	0	0%
	<i>Larus delawarencis</i>	5	0	0%
	<i>Larus atricilla</i>	116	20	17%
	<i>Sterna maxima</i>	12	5	41%
	<i>Sterna sandvicensis</i>	2	1	50%
	<i>Sterna caspia</i>	26	4	15%
	<i>Rynchops niger</i>	18	0	0%
Pelecanidae	<i>Pelecanus occidentalis</i>	151	65	43%
Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianum</i>	3	1	33%
	<i>P. auritus</i>	3	1	33%
Picidae	<i>Centurus aurifrons</i>	2	0	0%
Recuivirostreridae	<i>Himantopus mexicanus</i>	71	0	0
Scolopacidae	<i>Calidris alba</i>	4	0	0%
	<i>Tringa flavipes</i>	1	0	0%
	<i>Actitis macularia</i>	9	0	0%
Threskiornithidae	<i>Eudocimus albus</i>	1	0	0%
Número de especies registradas	34	534	123	

Tabla 4. Aves observadas en las inmediaciones de la escollera y muelles en la ciudad de Coatzacoalcos, Veracruz.

Familia	Especie	No Total de Individuos Observados	No. de Individuos Afectados	% de Individuos por Especie Afectados
Ardeidae	<i>Ardea herodias</i>	1	1	100%
Accipitridae	<i>Pandion haliaetus</i>	4	0	0%
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	9	0	0%
	<i>Cathartes burrovianus</i>	2	0	0%
	<i>Coragyps atratus</i>	140	0	0%
Falconidae	<i>Falco peregrinus</i>	1	0	0%
Laridae	<i>Larus argentatus</i>	25	5	20%
	<i>Larus atricilla</i>	600	60	10%
	<i>Sterna sandvicensis</i>	135	7	5%
	<i>Sterna maxima</i>	46	12	26%
Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i>	4	0	0%
Pelecanidae	<i>Pelecanus occidentales</i>	260	140	50%
Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianum</i>	23	11	15%
Gran total		1250	236	

Evaluación de los Impactos Ambientales

De acuerdo con los resultados de la evaluación de campo, y el análisis de la información, se generó una gráfica con el grado de afectación de las zonas de influencia del derrame (Fig. 3). La matriz de evaluación de los impactos ambientales se presenta en la tabla 5.

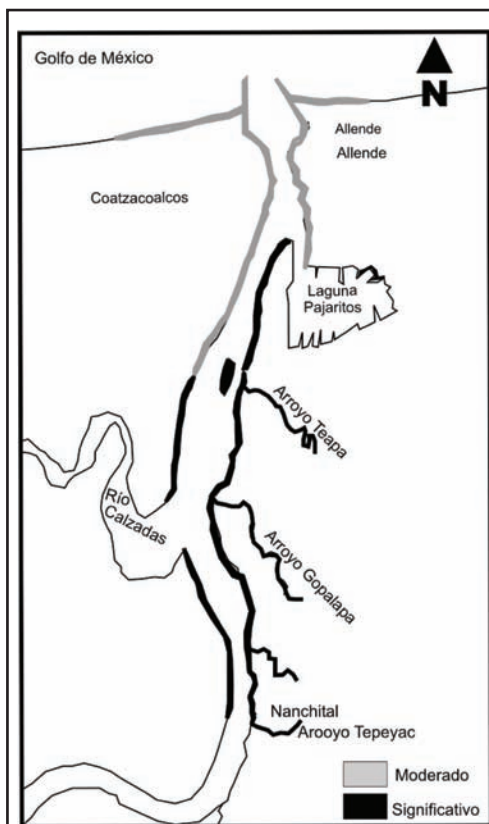


Figura 3. Mapa de identificación de impactos ambientales.

Tabla 5. Matriz general de impactos ambientales identificados.

* = No se descarta que el impacto pueda ser significativo a largo plazo.

Factor	Elemento	Evaluación del Impacto			Conclusión
		Duración	Extensión	Magnitud	
Abióticos	Suelo (Arena, Limo-Arcilla)	Moderada	Moderada	Moderada	Impacto significativo
	Agua superficial (Ríos y Mar)	Limitada	Amplia	Limitada	Impacto significativo
	Aire	Moderada	Moderada	Moderada	Impacto significativo
Bióticos	Vegetación (Mangle)	Amplia	Moderada	Moderada	Impacto significativo
	Vegetación (Lirio acuático)	Amplia	Moderada	Moderada	Impacto significativo
	Fauna (Aves)	Moderada	Moderada	Moderada	Impacto significativo
	Fauna (Peces)	Moderada	Amplia	Moderada	Impacto significativo
	Fauna (Mamíferos)	Indeterminada	Indeterminada	Indeterminada	Indeterminado*
	Fauna (Reptiles acuáticos)	Limitada	Moderada	Moderada	Impacto significativo
	Fauna (Invertebrados)	Indeterminada	Indeterminada	Indeterminada	Indeterminado*

DISCUSIÓN

Determinar la vulnerabilidad ambiental de un área ante un accidente como el derrame en cuestión es una tarea muy compleja debido a los numerosos factores que intervienen como el tipo y la cantidad de crudo derramado, y las técnicas de combate de derrame utilizadas para minimizar los efectos negativos del mismo.

Se sabe que los derrames de petróleo afectan directamente al ambiente costero y ocasionan entre otras, interferencias en los procesos de los organismos afectados, tales como la fotosíntesis y la respiración, el ciclo reproductivo y el desarrollo normal de dichos organismos; adicionalmente provocan mortalidad, principalmente por asfixia, contacto e intoxicación.

También son importantes los daños potenciales por la pérdida económica temporal de las

playas (turísticas), las alteraciones en el desarrollo normal de cualquier actividad (portuaria, industrial, forestal, turística u otra) que se realice en el lugar del derrame. Finalmente, aunque de forma indirecta, puede causar reducción en la productividad de las aguas costeras, y daños sociales y económicos a las comunidades cercanas por reducción de la pesca y/o contaminación de sus costas como parte de su espacio vital.

Sedimentos

Las cantidades de hidrocarburos totales obtenidas se compararon con las que indica el Proyecto de la Norma Oficial Mexicana de Emergencia NOM-138-ECOL-2002, que establece

los límites máximos permisibles de contaminación en suelos afectados por hidrocarburos, la caracterización del sitio y los procedimientos para la restauración, así como los criterios fundamentales de calificación en caso de derrames y su correspondiente saneamiento. Esta norma también establece los límites de aceptabilidad de contaminación de un terreno en función de su uso, así como los criterios específicos para cada uno. Por ejemplo, en el caso de los derrames de petróleo crudo, establece como límite máximo, para suelos agrícolas, 1,000 mg kg⁻¹ de HTP. Los otros dos tipos de suelos a que hace referencia esta norma son residenciales e industriales, dejando para este último, los valores más altos.

En el caso de que el producto derramado en la zona de estudio haya sido petróleo crudo, sólo la muestra A7, cuyo valor fue de 1,290 mg kg⁻¹, en base seca, presenta valores superiores los que establece dicha NOM. Esta muestra se obtuvo sobre la margen derecha del río, aproximadamente a la altura del islote.

Botello *et al.* (1996) reportó la concentración de hidrocarburos en sedimentos del río Coatzacoalcos, efectuadas en 1982-1983 (Tabla 6); dichos valores son consistentes con el valor máximo encontrado en este estudio.

Los sedimentos generalmente no concentran contaminantes en el mismo grado que lo hace la biota; de esa manera, a cierta distancia de su fuente de origen, algunas veces resulta difícil determinar o detectar los aportes antropogénicos de hidrocarburos a los sedimentos. El análisis de hidrocarburos totales de petróleo (HTP) sólo determina los que tienen enlaces de tipo alquílico y es "ciego" a los aromáticos, que se encuentran en mayor porcentaje en muchos hidrocarburos procesados y, comúnmente son más tóxicos.

A pesar de no analizar las concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), el valor de 1,290 mg/kg excede con mucho a los que han sido reportados para HAP's en estuarios contaminados, los que pueden ser de hasta 8.8 mg/kg; por otra parte, aún los valores intermedios y aparentemente bajos de 47 y 89 mg kg⁻¹ encontrados en las muestras analizadas exceden con mucho ese valor. En zonas costeras no contaminadas, los niveles de HAPs en agua superficial es de 10µg/L (UNESCO, 1976). Mientras que la misma norma internacional registra para sedimentos costeros un valor de 70µg/g, y un valor mínimo de 4.02µg/g para provocar efectos biológicos (Long *et al.*, 1995).

Botello *et al.* (2004) realizaron una revisión de las concentraciones de metales en ríos y sistemas lagunares del Golfo de México, señalando las concentraciones de metales biodisponibles y las concentraciones mínimas para producir efectos biológicos adversos a los organismos; aunque los valores de este estudio no son comparables con los de (Long *et al.*, 1995), se puede anticipar que las concentraciones de contaminantes observadas en los sedimentos requieran verificación, debido a que los resultados obtenidos no pueden tomarse como definitivos. Esto se debe a que la poca representatividad de las muestras, y las limitantes metodológicas para caracterizar el hidrocarburo derramado. Adicionalmente, por los antecedentes de los derrames petroleros en la zona, las concentraciones obtenidas podrían no derivarse del derrame en cuestión.

Agua Superficial (Río y Mar)

El efecto más evidente del derrame de crudo sobre el agua del río fue la dilución del conta-

Tabla 6. Concentración de hidrocarburos fósiles en sedimentos del río Coatzacoalcos.

Localidad Río Coatzacoalcos	Rango de Valores de Hidrocarburos (ppm)			Concentración Total Promedio (ppm)
	Saturados	Aromáticos	Totales	
Marzo, 1982	11-597	47-1025	184-1053	457
Junio, 1982	73-1048	107-635	443-1544	780
Febrero, 1983	113-1562	41-1061	179-2623	802

minante debida su caudal y la dispersión debida al movimiento de su cause; sin embargo, la presencia de fuertes vientos del norte en las fechas inmediatamente posteriores al derrame, en conjunto con la circulación del río y la vegetación (principalmente el lirio), contribuyeron a controlar, en cierto grado, la dispersión del contaminante.

Botello *et al.* (1996) anotaron que los niveles promedio de hidrocarburos disueltos y dispersos en las aguas del río Coatzacoalcos corresponden a 14 ppb. Sin embargo, el petróleo presente en los ríos y escorrentías terrestres presenta un problema para su evaluación, pues la mayoría de esos hidrocarburos llega en forma diluida, adsorbido sobre material y, como ha estado sujeto a la intemperie, en su mayor parte los compuestos tóxicos se han perdido. Al llegar los ríos a los estuarios, más de la mitad del material suspendido se deposita rápidamente, se hace parte del sedimento y puede resuspenderse y tornarse así disponible para los microorganismos.

El estuario del río Calzadas recibe aportes pequeños, pero continuos, de hidrocarburos del petróleo, que se mezclan con los que proporcionan biogénicamente la vegetación y los organismos que habitan o circundan esta área. Adicionalmente, debe considerarse que el dragado de estuarios produce cambios en el régimen de corrientes, la circulación, la mezcla, y la salinidad; asimismo, aumenta la turbidez y resuspende en la columna de agua las sustancias tóxicas que se encuentran depositadas en los sedimentos.

Aunque los arroyos Teapa y Tepeyac, afluentes del Coatzacoalcos por su margen derecha, no son de gran extensión, constituyen cuerpos de agua superficial importantes en la zona, ya que han sido convertidos en colectores de descargas de aguas residuales de diferentes industrias. El gasto calculado para la zona de estudio comprende un total de 2'232,300 L·s⁻¹, y los volúmenes de aguas residuales medidos en 1996 por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) fueron del orden de 2,403.65 L·s⁻¹, lo cual implica que el 0.11% del río son aguas contaminadas. Si se considera únicamente el flujo que aporta la porción estudiada (203,900 L·s⁻¹) entonces el 1.2% del agua de la zona estaría contaminada.

Las industrias ubicadas en la zona de este estudio emplean diferentes metales en su proceso de producción (cadmio, cromo, fierro, mercurio, plomo y zinc en petroquímica; además de los anteriores cobre y níquel en la refinación de petróleo; además de los anteriores, se usa manganeso en la de fertilizantes). Tanto las fuentes antropogénicas como las naturales aportan metales al agua, principalmente a través del ciclo hidrológico; el enriquecimiento de éstos en el ecosistema acuático bajo estudio se debe a las descargas industriales o municipales.

Los resultados obtenidos en cuanto a la cuantificación de contaminantes en el agua se deben limitantes en las técnicas analíticas utilizadas, ya que los límites de detección no eran adecuados para mostrar elementos en concentraciones bajas, y posiblemente el caudal del río contribuyó a diluir y dispersar los contaminantes hacia el Golfo de México. Por lo tanto, estos resultados no pueden compararse con los criterios internacionales.

Aire

La concentración de contaminantes en el aire es modificada continuamente por el viento, la humedad, la inversión y las precipitaciones. El viento (como los Nortes) generalmente favorece la dispersión de los contaminantes, ya que desplaza las masas de aire en función de la presión y la temperatura. El efecto que puede causar el viento depende de los accidentes del terreno o, incluso, de la configuración de los edificios en las zonas urbanizadas.

Al contrario del viento, la humedad tiene un papel negativo en la evolución de los contaminantes, ya que favorece la acumulación de humos y polvos. Por otra parte, el vapor de agua puede reaccionar con los contaminantes, generando productos más agresivos para la salud. En general, el problema principal de los hidrocarburos es su reactividad fotoquímica en presencia de la luz solar para dar compuestos oxidados que pueden ser toxicológicamente más activos.

Debido a la persistencia del olor a crudo en la zona hasta 12 días después del derrame, y

a los síntomas de intoxicación del equipo de trabajo, se concluye que la acción del viento no fue suficiente para dispersar algunas de las fracciones volátiles del crudo; es posible que por acción de la intemperización y la erosión, este olor persista en las zonas afectadas que no se limpiaron por completo.

Vegetación

(Mangle, lirio acuático y pastizal)

El impacto del derrame sobre el mangle se evaluó en términos de un esquema costo-beneficio. Si bien las manchas de crudo pueden ser removidas (impacto reversible), los métodos de limpieza podrían resultar más perjudiciales para los individuos que el mismo crudo, y utilizando un enfoque precautorio, la duración del impacto podría ser permanente. Tanto el grado de intrusión del contaminante, como la altura de la mancha en el árbol o en sus raíces fueron elevadas en algunos puntos de muestreo; esto se debió principalmente a las mareas y al oleaje producido por las embarcaciones de limpieza. Debido a la zonación que presenta el mangle en las márgenes del río, y a su anatomía y fisiología, ambas especies de mangle fueron afectadas en gran medida; sin embargo, esto no pareció ser una tendencia general, ya que las características del terreno propiciaron que esto ocurriera principalmente en los primeros metros de la ribera sobre el margen derecho.

El lirio acuático es un problema para navegación en algunas zonas del río Coatzacoalcos; adicionalmente, la presencia del lirio acuático como planta oportunista indica un alto grado de alteración del hábitat, que indica especialmente un incremento de nutrientes (eutrofización) ya sea por incorporación de fertilizantes o por descarga de aguas negras municipales. Sin embargo, también representa un hábitat para muchas especies y es un filtro potencial de contaminantes en la zona.

La vegetación de la zona se expuso al efecto de las fracciones solubles tóxicas del petróleo, a los productos fraccionados por el intemperismo del petróleo residual, al impacto de compuestos tóxicos en las poblaciones microbiales del suelo y al desencadenamiento de otros procesos en distintos niveles del ecosistema.

Estos factores particulares provocaron en una condición diferente a la vegetación ribereña en comparación con el resto de la zona costera, lo cual potencialmente puede tener efectos nocivos en el mediano plazo.

Aves

La forma de contaminación más evidente en las aves observadas fue por contacto con el agua y los sedimentos contaminados con crudo. Sin embargo, también es posible que la contaminación se haya dado de manera indirecta (por ejemplo, por contacto de las aves contaminadas con los polluelos, nidos y e incluso otras aves).

El problema más importante para las aves fue la pérdida de aislamiento en el plumaje, la que puede causar el enfriamiento del cuerpo y un "shock" térmico, e incluso la muerte. El grado de contaminación y la incorporación del crudo en las diferentes partes del cuerpo de las aves puede limitar la capacidad de flotación e incluso la de vuelo, haciéndolas más vulnerables a los depredadores y/o inhabilitándolas para conseguir alimento. Por otra parte, debido a sus hábitos de limpieza al acicalarse, las aves pueden ingerir el contaminante y, como resultado, disminuir su capacidad de alimentación o intoxicarse. Afortunadamente, las acciones de captura y limpieza de aves, principalmente pelícanos, por parte del Internacional Fund for Animal Welfare (IFAW), probablemente hayan ayudado a disminuir el efecto del contaminante en las aves que se encontraban en la zona.

Otras Grupos Faunísticos

Peces

Entre un 80 y 90% de las pesquerías del Golfo de México son dependientes del manglar durante uno o más de sus ciclos de vida. Bozada y Páez (1987) encontraron que en las capturas de macrofauna en la zona están representadas 69 especies de peces, de las cuales las más abundantes son el chivato (*Upeneus parvus*), el lenguado (*Syacium papillosum*) y el charrito (*Trachurus latham*). Sin embargo, duran-

te la época de invierno, precisamente la que comprende el periodo del derrame del 22 de diciembre, se observa una disminución general en la riqueza y abundancia de huevos, larvas y adultos de peces. Bozada y Páez (1987) encontraron que la pesca en la zona se encontraba afectada, ya que la macrofauna en general presentó menores valores de captura por hora y diversidad frente a la desembocadura del Coatzacoalcos, sin cambios estacionales detectables; esto se explicó por una fuerte influencia del caudal incrementado por el constante dragado en la zona estuarina y en el mar abierto frente a su desembocadura.

Los peces expuestos al crudo presente en el agua como consecuencia del derrame pudieron ser afectados directamente por la ingestión del crudo y su absorción a través del aparato respiratorio (agallas); además, a causa de los cambios en su ecosistema, puede haber efectos en sus huevos y sobre la supervivencia de larvas. Uno de los principales efectos observados en la reproducción de peces cuyos huevos han sido expuestos, incluso a concentraciones bajas de hidrocarburos aromáticos polinucleares (HAP's), son las deformidades físicas, lo cual repercute en su aptitud para sobrevivir en el medio y pone en riesgo la viabilidad de las poblaciones. Sin embargo, no es posible aseverar que esto haya ocurrido en este caso, ya que no se hicieron pruebas de concentración de HAP's, ni se cuenta con especímenes de peces afectados.

Mamíferos

Estos animales tienden a moverse repetidamente entre los humedales y el río, por lo que son susceptibles al contacto con el crudo. Algunos estudios han mostrado que la sensibilidad de los mamíferos hacia los derrames de crudo es altamente variable y depende de la especie. La cantidad de daño se encuentra relacionada directamente con el grado de contaminación del pelaje y la piel, principalmente porque se afectan sus funciones en la termorregulación.

Algunas especies son susceptibles a los efectos tóxicos de la inhalación de los vapores del petróleo, los cuales puede causarles daños al sistema nervioso central, el hígado y los pulmones. Los animales también se encuentran en

riesgo de ingerir el crudo de acuerdo con sus diferentes hábitos y comportamiento, lo que reduce su habilidad de cazar o de ingerir alimentos, al dañarse las células del aparato digestivo.

Sin embargo, algunos de los principales efectos de la contaminación son indirectos. Algunos estudios incluso muestran indicios de problemas reproductivos, así como de carcinogénesis, mutagénesis y teratogénesis a largo plazo, relacionados con la exposición al crudo. También puede ocurrir la destrucción de los recursos alimentarios de especies que ni siquiera estuvieron en contacto directo con el crudo derramado. Es decir, los depredadores que consumen presas contaminadas están expuestos indirectamente al crudo por medio de la ingestión. Adicionalmente, como la exposición al crudo les confiere a los peces y otros animales un sabor y olor desagradables, los depredadores podrían negarse a consumir esas presas y empezar a sufrir efectos de inanición, o bien, migrar hacia áreas menos contaminadas y desaparecer de las zonas afectadas. Algunas veces, las poblaciones locales de presas de algunos organismos son aniquiladas, dejando sin recursos alimentarios a los depredadores.

Reptiles y Anfibios

Muchos reptiles que habitan en las zonas ribereñas donde se alimentan y reproducen, son directamente susceptibles a la contaminación por crudo. En los reptiles, el contacto directo con el crudo puede limitar o detener su movilidad, disminuyendo su capacidad de defensa y de alimentación. Los anfibios, por ejemplo, al estar en contacto con el crudo pueden morir asfixiados, ya que realizan el intercambio de gases a través de la piel (respiración).

Muchos reptiles consumen peces e insectos que se encuentran cerca de la superficie del agua, por lo cual están expuestos a ingerir directamente el crudo, o a consumir presas contaminadas, e intoxicarse. Por otra parte, la desaparición repentina de los componentes de su hábitat, así como su degradación paulatina a largo plazo, pueden ocasionar la extinción local de las poblaciones de reptiles y otras especies.

Invertebrados

La concentración de hidrocarburos puede ser de tal magnitud que impida la existencia de organismos en las áreas contaminadas; en este caso, se considera aguda y letal. Aunque las concentraciones de hidrocarburos en la zona sean bajas y no ejerzan un efecto visible e inmediato en las poblaciones, pueden impedir la sucesión ecológica, modificando drásticamente el hábitat. En estas condiciones, es más frecuente la acumulación de sustancias tóxicas en los organismos, cuyos efectos se observan a largo plazo y representan una mayor posibilidad de que estas sustancias se transmitan a las poblaciones humanas, en las que podrían causar efectos crónicos. En las zonas costeras, estos casos de contaminación crónica y subletal son los más importantes, tanto para las especies afectadas, como para la cadena trófica y las poblaciones humanas.

Bozada y Páez (1987) encontraron dos picos de máxima abundancia de larvas de camarón (*Penaeus sp.* y *Trachypenaeus sp.*) durante otoño e invierno. También describen que el desove ocurre todo el año, con un pico a finales de invierno y principios de primavera y otro en otoño. Éstos se presentaron en las zonas cercanas a las lagunas y junto al cauce de los ríos, principalmente el Coatzacoalcos, debido al aporte de materia orgánica. Estas especies pudieron verse afectadas ya que los sedimentos contaminados pueden impactar a los organismos que viven y se alimentan en el fondo de los ríos. Sin embargo, debido a la ausencia de datos a este respecto, no se tienen evidencias sobre su vulnerabilidad y los posibles efectos adversos de los contaminantes sobre ellos. El espectro de los impactos puede ser amplio e incluir mortalidad, alteraciones en la estructura de las poblaciones, cambios en las tasas metabólicas y alimentarias y alteraciones en la formación del exoesqueleto, entre otras.

CONCLUSIONES

La evaluación instantánea de los impactos del derrame mostró perturbaciones significativas en los factores bióticos y abióticos analizados. Sin embargo, las afectaciones al ambiente por derrames de hidrocarburos en el río Coatzacoalcos son muy antiguas y crónicas; de hecho, debido a los valores promedio de hidrocarburos en los sedimentos del río Coatzacoalcos, se puede considerar uno de los ecosistemas costeros más contaminados por actividades petroleras en México.

Las técnicas analíticas empleadas para cuantificar hidrocarburos y metales pesados en las muestras de sedimentos y agua, limitaron acentuadamente la evaluación de los impactos ambientales del derrame de hidrocarburo. Adicionalmente, aunque algunos impactos no pudieron ser evaluados a detalle, no se descarta la posibilidad de que estos puedan ser significativos a largo plazo.

LITERATURA CITADA

- Alloway, B.J., y D.C. Ayres, 1993.** Chemical Principles of Environmental Pollution. Blackie Academic & Professional, London.
- Gobierno del Estado de Veracruz, 1998.** Atlas Digital del Estado de Veracruz. 1998. Xalapa, Ver.
- Bahena, J.L., L. Rosales-Hoz y A. Carranza Edwards, 2002.** Spatial and temporal variation on heavy metals in tropical estuary. *Environmental Geology*, 42:575-582.
- Botello, A.V., 1996.** Características, composición y propiedades fisicoquímicas del petróleo, p. 203-210. In: AV Botello, JL Rojas-Galaviz, JA Benitez y D Zárate-Lomelí (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, Serie Científica 5, Epomex, Universidad Autónoma de Campeche, Campeche, México. 666 p.
- Botello, A.V., 1996.** Fuentes, Transformación y Caracterización Geoquímica del Petróleo en el Ambiente Marino, p 211-223. In: AV Botello, JL Rojas-Galaviz, JA Benitez y D Zárate-Lomelí (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, Serie Científica 5, Epomex, Universidad Autónoma de Campeche, Campeche, México. 666 p.
- Lomelí (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, Serie Científica 5, Epomex, Universidad Autónoma de Campeche, Campeche, México. 666 p.**

- Bozada, L., y M. Páez, 1987.** La Fauna Acuática del Litoral. Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos. Centro de Ecodesarrollo – Universidad Veracruzana. 156 p.
- Dirección de Desarrollo Institucional de Coatzacoalcos, 2004.** [Http://148.235.146.228/Coatza/Conoce+Coatzacoalcos/Diagnostico+Situacional/](http://148.235.146.228/Coatza/Conoce+Coatzacoalcos/Diagnostico+Situacional/)
- Dirección General de Investigaciones de la Universidad Veracruzana – PEMEX Refinación, 2002.** Mejoramiento ambiental de la zona del arroyo Tepeyac, en Nanchital, Ver. [Http://www.uv.mx/invest/pemex.html](http://www.uv.mx/invest/pemex.html)
- Gallegos, M., 1986.** Petróleo y Manglar. Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos. Centro de Ecodesarrollo – Universidad Veracruzana. 102 p.
- Gold Bouchot, G., 2004.** Hidrocarburos en el sur del Golfo de México. p. 657-682. *In:* M. Caso, I. Pisanty y Ezcurra, E. 2004. Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Tomo I. SEMARNAT, INE, Instituto de Ecología, A.C., Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies.
- Halffter, G. et al. 1972.** Estudio de la contaminación en el bajo río Coatzacoalcos. Primeros trabajos. ENCB-IPN, México.
- IMTA, 1996.** Estudio de Caracterización de la Cuenca del Coatzacoalcos. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 233 pp.
- IPCS, 1998.** Environmental Health Criteria 202, Selected Non-Heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, World Health Organization, Geneva.
- IPEN/ARINKA/RAPAM, 2005.** Contamination of chicken eggs near the Pajaritos Petrochemical Complex in Coatzacoalcos, Veracruz, Mexico by dioxins, pcbs and hexachlorobenzene. IPEN/ARINKA/RAPAM. 28 p
- Kennish, M.J., 1997.** Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution. CRC Press. Florida. 524 p.
- Legorreta, J., 1983.** El proceso de urbanización en ciudades petroleras. CECODES, México.
- Long, E. R., D.D. MacDonald, S.L. Smith y F.D. Calder, 1995.** Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19(1): 81-97.
- Morteo, E., L.A. Albert, L. Bozada-Robles, J. Uribe-Juárez, J. López-Portillo, R. Méndez-Alonzo, K. Soto, O. de los Reyes-Trejo, y C.J. Torres-Nachón. 2005.** Derrame de Petróleo del 22 de diciembre de 2004 en el Área de Nanchital – Coatzacoalcos: Informe Preliminar de la Afectación Ambiental. Consejo Estatal de Protección al Ambiente, Gobierno del Estado de Veracruz – Ignacio de la Llave. Xalapa, Veracruz, México. 127 p.
- Nolasco, M., 1979.** Ciudades perdidas de Coatzacoalcos, Minatitlán y Cosoleacaque. CECODES. México
- Ochoa, S.A., G.E. Halffter, y R. Ibarra, 1973.** Estudio de la contaminación en el Bajo Río Coatzacoalcos. Primeros trabajos. Primer Seminario sobre la Evaluación de la contaminación Ambiental. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables (Ed.). México, D.F. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas: 115-162.
- Paasivirta, J., 1991.** Chemical Ecotoxicology. Lewis Publishers, Chelsea, MI, EUA.
- Pérez-Zapata, J. et al., 1982.** La contaminación por plomo en habitantes de Coatzacoalcos. *An. Esc. Nac. Cienc. Biol., Méx.*, 1-4(26): 147-151.
- Restrepo, I., 1995.** Desarrollo Sustentable en Golfo y Caribe de México. Centro de Ecología y Desarrollo. México.
- Roberts, M. H., Jr., M. C. Newman, y R. C. Hale, 2002.** Overview of Ecological Risk Assessment in Coastal and Estuarine Environments. *In:* Newman C. M., M. H. Morris and R. C. Hale (Eds.). Coastal and Estuarine Risk Assessment. Lewis Publishers. Florida. 347 p.
- Rosas Pérez, I. A., 1974.** Cuantificación de mercurio en la biota relacionada con el río Coatzacoalcos. Tesis. UNAM. 87 p.
- Stringer, R., I. Lubunska, y K. Brinden, 2001.** Contaminantes organoclorados y metales pesados en el ambiente alrededor del Complejo Petroquímico Pajaritos, Coatzacoalcos, México. Nota técnica 05/2000. Laboratorios de Investigación Greenpeace, Departamento de Ciencias Biológicas. Universidad de Exeter, Exceder, Reino Unido. 19 p.
- Toledo, A., A.V. Botello, y M. Herzig, 1987.** El Pantano: Una Riqueza que se Destruye. Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos. Centro de Ecodesarrollo – Universidad Veracruzana. 140 pp.
- Toledo, A., A.V. Botello, M. Herzig, L. Bozada y F. Contreras, 1989.** Impacts of Oil Industry in Mexican Coastal Areas, p. 1948-1955. *In:* Orville T. Magoon, Hugh Converse, Dallas Miner, L. Thomas Tobin and Delors Clark (Eds): COASTAL ZONE'89. Vol. 2. Proceedings of the Sixth Symposium on Coastal and Ocean Management. Charleston, South Carolina. July 11-14, 1989. Published by the American Society of Civil Engineers. New York.
- Toledo, A., et al., 1988.** Energía Ambiente y Desarrollo. Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos. Vol XV. Centro de Ecodesarrollo. México. 382 p.

University of Delaware (2004). Impacts on wildlife and other natural resources? <http://www.ocean.udel.edu/oilspill/wildlifeimpacts.html>

Vázquez-Botello, A., y F. Páez. 1986. La Contaminación: el problema crucial". Vol. I. Centro de Ecodesarrollo. México. 140 p.

Vázquez-Botello, A., S. Villanueva-Fragoso y L. Rosales-Hoz, 2004. Distribución y contaminación de metales en el Golfo de México, p. 683-7122. *In:* M. Caso, I. Pisanty, y E. Ezcurra. Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Tomo I. SEMARNAT, INE, Instituto de Ecología, A.C., Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies.

Bozada Robles, L.M., y P.E. Namihira-Santillán, 2005. El derrame de petróleo del 22 de diciembre de 2004 en la cuenca baja del río Coatzacoalcos: estudio de caso, p. 681-696. *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. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

El Derrame de Petróleo del 22 de Diciembre de 2004 en la Cuenca Baja del Río Coatzacoalcos: Estudio de Caso

40

Lorenzo M. Bozada Robles ¹ y Patricia E. Namihira-Santillán ²

¹ Universidad Istmo Americana, A.C.

² Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

RESUMEN

En el presente trabajo se realiza una revisión histórica de los derrames de hidrocarburos y de sustancias tóxicas registradas en la Cuenca Baja del río Coatzacoalcos en los últimos 16 años. Se presenta una evaluación de los impactos ambientales, sociales y económicos originados por el derrame de hidrocarburos del 22 de diciembre del 2004. Finalmente se realiza un análisis crítico de las actividades empleadas para enfrentar contingencias transitorias por derrames de hidrocarburos y se plantea una perspectiva ambiental de la región.

ABSTRACT

A historical review of registered oil spills and toxic substances in the Lower Basin of the Coatzacoalcos River over the past 16 years is presented. It includes an evaluation of environmental, social and economic impacts arising from the oil spill of December 22, 2004. Finally, it critically analyzes the activities employed to confront contingent and transitory outcomes of oil spills and indicates the regions's future environmental prospects.

INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental es inherente a las actividades humanas y el efecto más importante se presenta cuando la entrada de estos contaminantes rebasa la capacidad de carga de los ecosistemas para asimilarlos y/o degradarlos; o bien, cuando los mecanismos de desintoxicación de los organismos se ven saturados para eliminarlos, lo que se traduce en la pérdida de hábitats y de la biota.

El petróleo es una sustancia muy compleja, formada por miles de compuestos diferentes, principalmente de una mezcla de hidrocarburos (alifáticos y aromáticos), resinas, asfaltenos compuestos heterocíclicos azufrados, nitrogenados, oxigenados (Cazzarelli y Baeher, 2004). En base a que el petróleo se forma por procesos químicos que transforman material orgánico de diferentes fuentes, en ambientes geológicamente heterogéneos, existen diferencias notables en la composición de cada yacimiento y, por lo tanto, de cada tipo de petróleo (Gold Bouchot, 2004; Botello, 2005. com. epistolar).

Los daños ambientales provocados por accidentes relacionados con el derrame de hidrocarburos en ambientes acuáticos a pequeña y gran escala (México, 1978; Alaska 1989; Golfo Pérsico, 1991; España 2002), han puesto de manifiesto no sólo efectos considerados como irreversibles en el medio abiótico, sino que han demostrado que las secuelas siguen siendo evidentes en la biota años después de haber ocurrido. Por lo anterior, actualmente es insuficiente caracterizar el estado de un ecosistema con tan sólo determinar las concentraciones de contaminantes presentes, sino que se hace necesario conocer cómo éstos afectan a la biota y de esta manera, poder explicar la relación entre la exposición de una población a contaminantes y los subsecuentes efectos biológicos, cuya información conjunta obtenida a través de respuestas biológicas específicas, permitirá inferir la salud de un ecosistema (Roberts, *et al.*, 2000; Namihira-Santillán 2005; Botello, 2005.com. epistolar).

PERFIL SOCIOECONÓMICO DEL ÁREA DE ESTUDIO

Los municipios de Coatzacoalcos y Nanchital de Lázaro Cárdenas del Río, se localizan en el Istmo Mexicano, en el Sur del estado de Veracruz o Sotavento, en la subregión denominada Corredor Industrial-Uxpanapa. La región comprende 12 municipios abarcando la extensión total de Minatitlán, Las Choapas, Jáltipan y los parques industriales (química y petroquímica) aledaños a Coatzacoalcos. En este corredor se ubican 7 de las 34 zonas urbanas más grandes del estado de Veracruz; el número de habitantes calculado para la zona es de aproximadamente 800,000.

La problemática originada por el crecimiento poblacional de la región Corredor Industrial-Uxpanapa ha generando agudas presiones sociales como:

- Las carencias de agua potable, de vivienda, de servicios de salud y de infraestructura escolar.

- Las ciudades y municipios descargan sus desechos domésticos en los cuerpos de agua, principalmente en el río Coatzacoalcos, Tonalá, Calzadas y la laguna del Ostión, lo que ha provocado una alta y crónica contaminación bacteriana.
- La descarga al río Coatzacoalcos de los desechos industriales sin tratamiento y los frecuentes derrames accidentales, causaron el brusco descenso de la actividad pesquera en el río Coatzacoalcos con la transformación a una pesca de pequeña escala de litoral de media altura en el Golfo de México.
- El crecimiento anárquico de las ciudades trajo por consecuencias las ocupaciones de zonas ecológicas vitales como pantanos, dunas y manglares.

- Se aprecia una situación de pobreza aguda con un alto índice de desempleo y emigración de la población al norte del país y a Norteamérica.

UNA VISIÓN HISTÓRICA SOBRE DERRAMES DE HIDROCARBUROS Y SUSTANCIAS TÓXICAS AL RÍO COATZACOALCOS

Las afectaciones al medio ambiente por derrames de hidrocarburos en el río Coatzacoalcos son muy antiguas y crónicas. La denuncia de la S.C.M. Pesquerías de Coatzacoalcos contra la Compañía Petrolera el Águila por contaminar el río en 1937, señala:

“...Pues con todo este petróleo que durante el año ha estado invadiendo las márgenes del río y claramente hemos ido notando que toda clase de cría de pescado que sube a su criadero las va matando con ese aceite que corre por el río para arriba y para abajo y ese es el motivo al cual nos referimos para el fin que les pongan medidas necesarias a la Cía. del Águila de este lugar, con el fin de que ya no sigan derramando tanto petróleo y como también la clase pescadora deja de ganarse la vida por estar invadiendo el río de petróleo por no poder echar sus redes al agua, porque si la echamos nos las quema el petróleo.”[...] Pues durante el tiempo que se lle-

na el río completamente de petróleo, deja el pescador de ganarse la vida...”

Los principales derrames de hidrocarburos y sustancias tóxicas registrados en el río Coatzacoalcos entre 1989 y 2005, se muestran en la Tabla 1.

Actualmente, PEMEX posee en el país una red de ductos de 54,000 km. para la actividad petrolera instalada en tierra y 2,000 km. de tipo submarino para el transporte de petróleo crudo, gas natural y otros productos refinados. Considerándose que cerca del 50% de los ductos registran alrededor de 30 años de operación, existe un alto riesgo adicional ocasionado por el establecimiento de poblaciones humanas en los derechos de vías, como son los casos en el Sur de Veracruz en el poblado de Mundo Nuevo (Congregación de Coatzacoalcos) y el municipio de Nanchital de Lázaro Cárdenas del Río.

EL DERRAME DE PETRÓLEO DE DICIEMBRE DE 2004

El 22 de diciembre de 2004, alrededor de las 9:40 AM se registró un incendio en el cuarto de control de la estación Mazumiapan, municipio de Catemaco como consecuencia de una fuga en el sello de bombeo (empaquete). Una vez controlado y extinguido el fuego, se notificó un derrame de petróleo crudo en el oleoducto de 30” de diámetro que corre de Nuevo Teapa a Poza Rica, el cual tiene una longitud de 486 km; reportándose una fuga de petróleo crudo

en el municipio de Nanchital de Lázaro Cárdenas del Río, en la casa de válvulas de la margen derecha del río Coatzacoalcos a las 10:27 hrs, cerrándose las válvulas de seccionamiento a las 11.11 hrs.

Como consecuencia del accidente, se produjeron lesiones en cinco trabajadores y el volumen derramado se calculó en 5,013 barriles (PEMEX. Boletín 16.02.2005).

RÍO COATZACOLACOS: UNA HISTORIA CIENTÍFICA OLVIDADA

Los esfuerzos de la comunidad científica mexicana encaminados a diagnosticar los impactos ambientales en los últimos cincuenta kilómetros del río Coatzacoalcos se inician en 1972, con la determinación de las fuentes de emisión industrial (Halffter *et al.*, 1972).

Los trabajos clásicos de Botello y Páez (1986) realizados hace dos décadas sobre la presencia de hidrocarburos en sedimentos en la cuenca baja del río Coatzacoalcos se muestran en la tabla 2.

Tabla 1. Principales derrames de hidrocarburos y sustancias tóxicas registrados en el río Coatzacoalcos entre 1989 y 2005.

Fecha	Lugar
11 de julio de 1989	Mortandad masiva por vertido de residuos de FERTIMEX-Unidad Coatzacoalcos al arroyo Colorado, afluente del Cosoleacaque.
17 de julio de 1989	Ruptura de ducto de 3 pulgadas que transportada FERTIMEX-Unidad Coatzacoalcos. Municipio de Cosoleacaque y Chinameca.
11 de marzo de 1991	Pajaritos, Coatzacoalcos.
2 de octubre de 1993	Poliducto de 12 pulgadas. Nanchital
1 y 19 de noviembre de 1995	Dos derrames de un poliducto de 12 en el arroyo Tepeyac. Municipio de Nanchital.
8 de noviembre de 1997	Fuga. Nanchital.
Diciembre de 1998	Incendio en el arroyo Tepeyac, a consecuencia de la ruptura de un poliducto de 12. Municipio de Nanchital.
17 de abril de 2001	Derrame de crudo que se vertieron en el arroyo Tepeyac, ocurrido en la red de ductos de PEMEX. Tramo de Nuevo Teapa, Poza Rica. Municipio de Nanchital.
22 de diciembre de 2004	Derrame de 5,000 barriles de hidrocarburos en el arroyo Tepeyac. Municipio de Nanchital.
3 de marzo de 2005	Se registran dos incendios en PEMEX. Comprende una fuga de hidrocarburos e incendio.
13 de marzo de 2005	Fuga de amoníaco en el ducto de 10 pulgadas que va de Cosoleacaque a la Terminal.

Fuente: Ricardo Castelo. Presidente Municipal de Nanchital

Tabla 2. Presencia de hidrocarburos en sedimentos en la cuenca baja del río Coatzacoalcos.

Coatzacoalcos	Rango de Valores de Hidrocarburos (ppm)			Total Promedio (ppm)
	Saturados		Totales	
Marzo, 1982	11-597	47-1025	184-1053	457
Junio, 1982	73-1048	107-635	443-1544	780
Febrero, 1983	113-1562	41-1061	179-2623	802

Anotándose que en las estaciones comprendidas entre la desembocadura del río Coatzacoalcos en el Golfo de México y el Puente Coatzacoalcos I, la concentración de hidrocarburos aromáticos excede el valor de la n-parafinas; mientras que en la estación localizada frente a Nanchital los valores de n-parafinas son solo ligeramente mayores que los compuestos aromáticos, concluyéndose que los valores más altos de aromáticos se presentan en las zonas de descargas fijas o de intensa actividad petrolera.

Una anotación singular del trabajo de Botello *et al.* (*Op. Cit.*) comprendieron la determinación de los hidrocarburos polinucleares (PAHs) en 19 especies de organismos como peces, crustáceos y moluscos. Entre los PAHs identificados se cuentan Benzo (a) pireno y Benzo (ghi) perileno, los más peligrosos por su potencial carcinogénico y los riesgos para la salud.

Botello *et al.* (*Op. Cit.*) registraron en sedimentos la presencia de compuestos organoclorados (BHC, Aldrín, Dieldrín, Endrín, Hepacloro

y Lindano), resultando la concentración promedio de éstos muy baja (1.56 ppb). Mientras que en las concentraciones de plaguicidas detectadas en peces, moluscos y crustáceos analizados, los compuestos más abundantes son el HCH y Dieldrín, que se presentaron en el 100% de las muestras, siguiéndole en importancia el heptacloro epóxido y el DDT; los cuales se presentaron en 98% de las especies analizadas. Señalándose el contraste de que en los sedimentos no se pudo detectar la presencia de DDT. Otro aspecto sobresaliente reportado fue la estrecha relación entre la concentración de plaguicidas y el contenido de carbono orgánico, tipo de sedimentos, en base a que las mayores concentraciones de plaguicidas se presentaron en las fracciones limo arcillosas con alto contenido de carbono orgánico.

Botello *et al.* (Op. Cit.) efectuaron el análisis de mercurio de 15 muestras, de las cuales solo cuatro presentaron niveles detectables: en orden descendente éstos fueron las colectadas en el pantano de Santa Alejandrina (0.062 ppm), en tiradero Complejo Pajaritos (0.078 ppm), en arroyo Teapa (0.153 ppm) y la más alta en el estero de arroyo San Francisco (0.209 ppm) todos estos sitios corresponden a las zonas donde son vertidos directamente desechos provenientes de las industrias del corredor industrial de Coatzacoalcos.

Stringer *et al.* (2001), en sus estudios alrededor del Complejo Petroquímico Pajaritos, registraron en sedimentos la concentración de ocho

metales pesados, algunos de estos metales son empleados como catalizadores en procesos industriales como la oxiclорación para la producción de 1,2 dicloroetano (cobre) fuente primaria para la producción de cloruro de vinilo; el mercurio en la producción de cloro y la presencia de plomo posiblemente este relacionada con la antigua producción de tetraetilo de plomo (Tabla 3). Stringer *et al.* (Op. Cit.) reportaron la presencia de organoclorados de tipo volátil (especialmente 1,2 dicloroetileno y cloruro de vinilo) y semivolatil en las descargas del Complejo Petroquímico Pajaritos, compuestos característicos de los procesos de producción de cloruro de vinilo. Asimismo, infieren que dado que la producción de 1,2 dicloroetileno inevitablemente genera dioxinas y furanos como subproducto no deseado, es muy probable la existencia de estos compuestos altamente tóxicos alrededor del Complejo Petroquímico Pajaritos.

Los resultados de los estudios realizados por Bahena-Manjarrez *et al.* (2002), sobre metales en sedimentos superficiales en los últimos 50 km del río Coatzacoalcos, se muestran en la tabla 4. Las diferentes propiedades estacionales de los sedimentos permiten diferenciarlos y aseverar que los sedimentos superficiales del Río Coatzacoalcos son dinámicos y se autodepuran durante la época de lluvia (septiembre).

Botello *et al.* (2004) realizaron una revisión de las concentraciones de metales en ríos y sistemas lagunares del Golfo de México, señalando

Tabla 3. Concentración de metales pesados en sedimentos alrededor del Complejo Petroquímico de Pajaritos (Stringer *et al.*, 2001).

Metales	mg/kg en peso seco	mg/kg en peso seco	Promedio mg/kg en peso seco
Cobalto	13	2	6.6
Cobre	131	19	70.2
Cromo	217	14	72.7
Manganeso	356	79	203.7
Mercurio	60.83	0.1	10.264
Níquel	58	8	30.2
Plomo	213	9	66.2
Zinc	602	41	238.03

Tabla 4. Valores promedio de metales en sedimentos superficiales (Bahena-Manjarrez *et al.*, 2002).

Metales	Cd	Co	Cu	Cr	Ni	Pb	V	Zn
Septiembre	0.97	19.50	22.24	40.41	9.96	34.89	39.96	90.00
En enero	2.50	24.10	42.24	53.94	73.74	57.68	58.35	97.41
Abril	2.83	25.30	26.36	56.10	60.60	54.93	55.86	109.20
Agosto	2.40	16.10	26.30	59.60	23.50	11.32	87.73	87.73

las concentraciones de metales biodisponibles y las concentraciones mínimas para producir efectos biológicos adversos a los organismos (Tabla 5).

La Red Internacional para la eliminación de Compuestos Orgánicos Persistentes (IPEN), Red de Acción Sobre Plaguicidas y Alternativas en México - RAPAM (México), Organización y Desarrollo Social, S.C. (México), Arnika Association (República de Checoslovaquia) en 2005, aportan los primeros datos sobre la presencia de contaminantes orgánicos persistentes (COP) generados en huevos de gallina en México. Los huevos de gallinas de traspatio, recolectados alrededor del Complejo Petroquímico de Pajaritos en Coatzacoalcos mostraron altos niveles de dioxinas (PCDD/F) y hexaclorobenceno, así como elevados niveles de policlorobifenilos (PCB). El nivel de dioxinas fue seis veces mayor al límite de la Unión Europea (UE) en huevo y casi 19 veces más alto en comparación con niveles base ambientales. Los niveles de hexaclorobenceno fueron 1.5 veces mayores que el límite actual establecido para la Unión Europea en huevo y más de tres veces que el nuevo límite de esta sustancia química, como residuo de plaguicida, propuesto para la misma Unión Europea. De manera similar, las concentraciones de PCB encontradas son 1.5 mayores que los límites de la Unión Europea en huevo. Considerando la relación de los congéneres de dioxinas en los huevos, se anota que domina la 2, 3, 7,8, TCDD (la más tóxica) y que las corrientes predominantes de viento en la región de Coatzacoalcos van en dirección sur y sureste; siendo la fuente más evidente generadora de dioxinas y otras sustancias químicas en los huevos de gallina. El Complejo Petroquímico de Pajaritos y los incineradores de desechos asociados con dicho complejo petroquímico, son una fuente de afectación potencial a la comunidad de

Tabla 5. Concentración de metales en sedimentos del río Coatzacoalcos ($\mu\text{g/g}$).

	Pb	Cr	Cd	Ni
	46.6	81	1.2	20.9
Coatzacoalcos I	39.71	ND	2.18	41.91
Biodisponible	6.58	ND	1.67	5.1
Coatzacoalcos II	43.41	71.8	1.84	34.76
Biodisponible	4.79	ND	0.33	2.59
* Basado en datos de Long et al., 1995 ND: No disponible				

Paso a Desnivel (268 personas) del Municipio de Coatzacoalcos; la población que habita en Mundo Nuevo (9,021) en el mismo municipio, Nanchital de Lázaro Cárdenas con 27,218 habitantes en el municipio del mismo nombre e Ixhuatlán del Sureste con 13,294 habitantes, así como el casco urbano de la ciudad de Coatzacoalcos con 267,212 habitantes.

Por otra parte, la información relacionada con los impactos ambientales sobre la salud humana en la región de Coatzacoalcos es escasa y posiblemente la población este presentando sintomatología que aún no han sido detectada. Un reconocimiento de la problemática de la región ha sido expresado por el Director General del Instituto Nacional de Salud Pública quien señala:

“... la experiencia de otros casos de contaminación por hidrocarburos ha derivado en la aparición de males en la salud de los pobladores como son afecciones cancerígenas, abortos, malformaciones congénitas y en el caso de los niños, problemas de crecimiento y desarrollo físico...” (Diario de Xalapa, 30 de marzo del 2005)

EL ÁREA AFECTADA POR EL DERRAME DE PETRÓLEO EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO COATZACOALCOS

El río Coatzacoalcos nace en Oaxaca, tiene una longitud aproximada de 185 km. y drena una cuenca de 4,803 km². Recibe algunos afluentes importantes, especialmente por su margen derecho: el Coachapa, Uxpanapa y San Antonio. El Uxpanapa entra al cauce principal 5 km debajo de Minatitlán. Se trata de un río notable, que nace en Oaxaca, tiene una longitud aproximada de 185 Km y drena una cuenca de 4 803 km².

El río Huazuntlán nace en la Sierra de Santa Marta, en su recorrido, el canal principal recoge los aportes de otros ríos importantes como el Ozuluapa, Texizapa, Tilaza y Chacalapa y comprende una superficie de drenaje de 800 km². En su porción terminal el río se bifurca; el canal principal cambia de nombre a río Calzadas, el cual desemboca en el río Coatzacoalcos con un volumen estimado de 11 m³/s.

El gasto calculado para la zona de estudio comprende un total de 2 '232,300 L/s y los volúmenes de aguas residuales medidos en 1996 por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA, 1996) son del orden de 2,403.65 L/s .

El área impactada por el derrame del 22 de diciembre del 2004 comprendió el cauce

del río Coatzacoalcos desde la localidad de Nanchital, hasta su desembocadura en el Golfo de México, incluyendo el sistema de humedales del río Calzadas, con impactos no reconocidos a la zona litoral del Golfo de México y al sistema laguna del Ostión (Fig. 1) .



Figura 1. Fotografía aérea de la cuenca baja del río Coatzacoalcos.

LOS IMPACTOS OCASIONADOS POR EL DERRAME DE PETRÓLEO DEL 22 DE DICIEMBRE EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO COATZACOALCOS

La determinación de la concentración del hidrocarburo derramado realizado por la COEPA (2005) en tres muestras de sedimentos del cauce principal del río Coatzacoalcos, muestra valores en peso seca de 47.17 a 1,290 (promedio de 475.61) mg/kg. Por otra parte, registra concentraciones de hidrocarburos en la columna de agua de 12 ppm. Botello *et al.* (1986) anotaron que los niveles promedio de hidrocarburos disueltos y dispersos en las aguas del río Coatzacoalcos corresponden a 14 ppb.

Las determinaciones de hidrocarburos alifáticos y aromáticos fueron solicitadas por

Greenpeace al Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente del Instituto de Geografía, UNAM, mediante el análisis cromatográfico de una muestra obtenida el 31 de diciembre de 2004, de la cual se analizaron hidrocarburos alifáticos (C₁₀ a C₃₀) y aromáticos policíclicos (HAPs-16 compuestos prioritarios que establece la EPA). La concentración de los hidrocarburos alifáticos C₁₀ -C₃₀ registraron valores de 2.74 mg/kg y las de HAPs de 5.40 mg/kg.

Los compuestos alifáticos encontrados en mayor cantidad son aquellos de tipo kero-

senos (C₁₀-C₁₂) y destilados ligeros (C₁₂-C₂₀). La obtención del índice de procedencia de los compuestos alifáticos de bajo peso molecular (C₈-C₂₀) con respecto a los de alto peso moléculas (C₂₁ a C₃₀), indican que su origen es petrogénico (derrame) lo que adicionalmente es ratificado por el cálculo del índice de preferencia de carbono.

Los HPAs en el petróleo crudo o sus derivados exhiben un perfil de "tipo campana" formada por cada serie homóloga con grupos alquilo (Stout *et al.*, 2002), semejante a la mostrada por el cromatograma de la muestra de estudio y registrándose los 16 HPAs considerados prioritarios por la EPA.

Los compuestos poliaromáticos en base al número de anillos, mostraron el siguiente orden: 3 anillos > 4 anillos > 5 anillos > 6 anillos > 2 anillos, mientras que por compuestos, los que exhiben una mayor concentración son: Acenafteno y Pireno (0.57 mg/kg) y Fenantreno (0.55 mg/kg). De los compuestos que poseen 5 anillos, el de mayor concentración registrada fue el Benzo (a) Pireno (0.26 mg/kg), Benzo (b) Fluoranteno (0.23 mg/kg) y el Benzo (k) Fluoranteno (0.18 mg/kg), compuestos con potencial carcinogénico-mutagénico. El total de HAPs con 4-6 anillos es de 2.55 mg/kg .

La presencia de compuestos aromáticos de bajo peso molecular (2 y 3 anillos) comprende aproximadamente un poco más de la mitad de la concentración total de HPAs (2.84 mg/kg), por lo que se infiere que fueron incorporados al ambiente en tiempo reciente. Este tipo de HAPs, debido a sus propiedades fisicoquímicas, tienden a degradarse con mayor facilidad en sedimentos por diversos procesos geoquímicas de disipación de contaminantes como evaporación, dispersión o biodegradación y

que en la cuenca del río Coatzacoalcos son extremadamente acentuados.

Las posibles fuentes de HPAs en sedimentos, bien sean por combustión (pirolítico) o por derrame de petróleo crudo (petrogénico), pueden determinarse por medio de índices calculados a partir de las proporciones de determinados HPAs individuales (Zhang *et al.*, 2004). Para el análisis de la muestra de hidrocarburos del derrame del 22 de diciembre de 2004 del río Coatzacoalcos, se calcularon los siguientes índices de procedencia de compuestos poliaromáticos: Fenantreno/Antraceno (FEN/ANT), Fluoreno/Pireno (FLUO/PIR), Criseno/Benzo(a)Antraceno [CRIS/B(a)A] y compuestos de bajo peso molecular/alto peso molecular (BPM/APM) (Tabla 6).

Los resultados muestran que el índice (FLUO/PIR) señala un origen pirogénico; mientras que para los índices (FEN/ANT), y [CRIS/B(a)A] la fuente es petrogénica. Por su parte, el índice BPM/APM mostró un valor de 0.98; muy cercano a la frontera de la fuente de HPAs.

Con los resultados de HPAs se determinó la calidad de sedimentos propuesta por Buchman (1999). Los compuestos que rebasaron los criterios de efectos probables en la biota (PEL-probable effects level por sus siglas en inglés), fueron el Fenantreno y el Benzo(a) Antraceno. Sin embargo, estos criterios deben tomarse con cautela al momento de su aplicación, pues hay que tener en cuenta que están establecidos para estudios realizados en zonas templadas.

El impacto ocasionado por el derrame del 22 de diciembre del 2004 fue acentuadamente de tipo físico y existe una prioritaria necesidad de considerar los efectos ecotoxicológicos a cor-

Tabla 6. Índices de origen de HPAs.

Fuente de HPAs	HPAs BPM/APM	Fen/Ant	Fluo/Pir	Cris/B(a)A	FEN/ANT	FLUO/PIR	CRIS/B(a)A	APM/BPM
Pirogénica	< 1 ^{a)}	<10 ^{c)}	> 1 ^{b)}	< 1 ^{a)}		0.80	1.18	0.98
Petrog	> 1 ^{a)}	>10 ^{c)}	< 1 ^{b)}	> 1 ^{a)}	1.93			

^{a)} Socio *et al.*, 2000
^{b)} Zhang *et al.*, 2004
^{c)} Budzinski *et al.*, 1997

to, mediano y largo plazo, posiblemente derivados de la presencia de HAPs de 4 a 6 anillos como; Pireno, Benzo(a)Antraceno, Criseno, Benzo(b) Fluoranteno, Benzo(k) Fluoranteno, Benzo(a) Pireno, Indeno[123-cd], Dibenzo (ah) Antraceno y Benzo(ghi) Perileno que pueden acumularse en el sedimento y, tras su transformación, generar compuestos oxidados más tóxicos que los compuestos originales.

El informe de la Empresa Competitividad Ambiental, encargada de realizar la evaluación de extensión de daños ambientales para PEMEX presentado en mayo del 2005, reportó en sedimentos la existencia de TPHs (hidrocarburos totales del petróleo) de 300 a 800 ppm, mientras que los hidrocarburos poliaromáticos anotaron valores mayores a los límites esta-

blecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-138-SEMARNAT/SS-2003 (Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y las especificaciones para su caracterización y remediación).

La extensión del derrame de hidrocarburos en la cuenca baja del río Coatzacoalcos realizados por COEPA (2005) se exhibe en la figura 2. PEMEX reconoció que se contaminaron 11.3 km. de la margen derecha del río Coatzacoalcos, 3 hectáreas del campo deportivo de Nanchital, 12 km. de playas en Coatzacoalcos y Allende, 500 m. del arroyo Tepeyac, Noreste de la laguna de Pajaritos y escolleras de la desembocadura al mar (PEMEX. Boletín 16 02 2005).

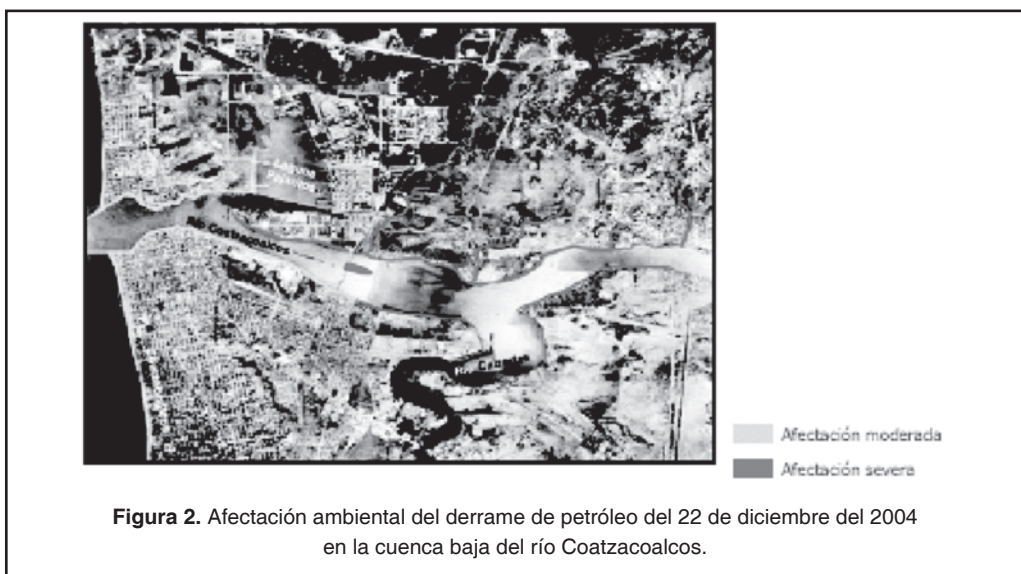


Figura 2. Afectación ambiental del derrame de petróleo del 22 de diciembre del 2004 en la cuenca baja del río Coatzacoalcos.

LOS IMPACTOS SOCIOECONÓMICOS, AMBIENTALES Y A LA SALUD

El análisis socioeconómico de la cuenca baja del río Coatzacoalcos se efectúa con referencia a las funciones ecológicas del ecosistema. Este tipo de análisis se encuentra ausente en las estructuras actuales de planificación, haciéndose más notable su ausencia en el caso de las evaluaciones de las actividades petroleras.

Los Impactos a la Salud

Las primeras afectaciones no cuantificadas a la salud que se presentaron por el derrame de

petróleo del 22 de diciembre de 2004, fueron las causadas por emanaciones de compuestos volátiles, sobre esta situación el alcalde de Nanchital, Ricardo Castelo Castillo, informó que aproximadamente 15 mil habitantes de la ciudad resultaron afectados por las fuertes emanaciones del hidrocarburo. Se registraron al menos seis intoxicados, quienes fueron trasladados a instituciones hospitalarias para su atención. En Coatzacoalcos se desconoce el número de habitantes que presentaron irritación en garganta y ojos, durante el periodo que duró la recuperación manual del hidrocarburo

en el río Coatzacoalcos; sin embargo los síntomas de náuseas, irritación de ojos y el olor a hidrocarburo era perceptibles en la población. El 19 de enero del 2005 el nuevo presidente municipal de Nanchital señala:

"... PEMEX paga en promedio 300 pesos semanales a familias afectadas o damnificadas, que [...] sumaban 300 en un patrón oficial..." (Liberal del Sur, 20 de enero, 2005)

"... personal de los Servicios de Salud en el Estado visitó cuando menos 900 hogares y encontró problemas de vías respiratorias en cuando menos 350 personas, que ya son atendidas en el Hospital de PEMEX y las Clínicas del Sector Salud..." (Liberal del Sur, 20 de enero, 2005)

Los Impactos al Manglar

El personal del Departamento de Ornato, Parques y Jardines del municipio de Coatzacoalcos realizó un recorrido por el área afectada el 28 de diciembre del 2004, estimando mediante observaciones 254 individuos de mangle impactados por el derrame en mayor o menor grado, lo que suma aproximadamente 25,400 m² de mangle impactados (2.54 ha).

En el informe de COEPA (2005), se señala que durante el recorrido del 5 de enero del 2005, la zona afectada por el derrame de petróleo crudo en el río Coatzacoalcos y arroyos afectados presentan cobertura de manglar. Se observó que la cantidad de crudo incrustada en raíces aéreas (propias de la especie *Rhizophora mangle*, o mangle rojo) y en los pneumatóforos (estructuras de intercambio gaseoso de la especie *Avicennia germinans*, o mangle negro) en la mayor parte de los casos no fue suficiente para interrumpir la función de las estructuras que permiten el intercambio de gases. En la zona más afectada, cubierta en su mayoría por individuos de *A. germinans* (mangle negro), la cantidad de petróleo derramado cubrió alrededor del 60% de los pneumatóforos. En recorridos hacia el interior de la comunidad de manglar, se observó que el petróleo

penetró de 0.5 a 12 metros, aproximadamente, en función de la microtopografía local.

Diversos autores han evaluado a los manglares en términos económicos y solamente desde el punto de vista pesquero; el valor económico del manglar afectado hubiera traído beneficios en el orden los \$ 300,000 pesos M.N. por kilómetro lineal de manglar (\$ 26,350 dólares americanos) hasta un millón de pesos por kilómetro cuadrado de manglar (\$95,000 dólares americanos).

Los Impactos a las Poblaciones de Aves

Toledo (1988) anota que de las 1,000 a 1,018 especies de aves que reportan para México (Peterson y Chalif, 1973), en la región de Coatzacoalcos se detectan 202; esto indica que cerca del 20 % de todas las especies de aves registradas pudieran observarse en algún momento en la región de Coatzacoalcos.

COEPA (2005) a partir de las observaciones y conteos efectuados en la cuenca baja del río Coatzacoalcos, determinó que los individuos más afectados por el derrame de hidrocarburo pertenecen a especies de la familia Pelecanidae (Pelícanos y Cormoranes) y Laridae (Gaviotas), y en menor grado de la familia Ardeidae (Garzas) y de otras familias.

En diciembre del 2004 las autoridades de PEMEX, solicitaron apoyo al Fondo Internacional para la Protección de los Animales y su Hábitat (IFAW) en las labores de rescate y rehabilitación de fauna silvestre, afectada por el derrame de petróleo. En la operación en Coatzacoalcos durante 23 días de un hospital de rehabilitación para aves y reptiles, fueron atendidos 178 animales (149 pelícanos, 7 gaviotas, 4 garzas, 1 martín pescador, 1 gavilán, 7 víboras, 8 tortugas y 1 iguana), de los cuales una vez lavados y rehabilitados se liberaron 95. Reportándose la muerte de 14 especies durante su captura y traslado, principalmente de reptiles, así como el deceso de dos pelícanos durante su rehabilitación.

LAS PESQUERÍAS DE PEQUEÑA ESCALA DE LA REGIÓN DE COATZACOALCOS

Mathew (2001), registró que las características principales que definen a los pescadores en pequeña escala son:

- La pequeña escala de sus inversiones de capital y niveles de producción.
- El término pescadores artesanales no es adecuado para describir a los pescadores que utilizan pequeñas embarcaciones de motor y artes de pesca fabricados fuera de sus comunidades locales.
- La mayoría viven en comunidades dispersas a lo largo de las costas y gran parte de sus actividades pesqueras se realizan cerca de sus comunidades de origen. Teniendo poca influencia en el desarrollo y la aplicación de las políticas de ordenación pesquera y, por consiguiente, han tenido poca capacidad para proteger las pesquerías de que dependen de la invasión de pescadores en escala mayor, así como de las amenazas extremas como la contaminación marina.
- La ocupación de pesca en pequeña escala está estrechamente vinculado con la identidad personal y cultural de los pescadores. La pesca no es sólo un medio de asegurarse la subsistencia, sino más bien un modo de vida, fundamentando importantes valo-

res y símbolos ocupacionales que a su vez cohesionan aspectos de identidad individual y cultural.

- La pesca en pequeña escala proporciona normalmente niveles notablemente más altos de producción y empleo. Asimismo, debido a sus niveles relativamente bajos de capitalización, los pescadores contribuyen con menos frecuencia a la sobrecapitalización, adicionalmente registran una mayor producción por unidad de consumo de energía fósil.

En el presente reporte se considera a la pesca como un sistema biotécnico-económico-social con el propósito fundamental de evaluar el impacto del derrame de petróleo del 22 de diciembre de 2004 en la cuenca baja del río Coatzacoalcos.

La serie histórica de la pesquería de la región de Coatzacoalcos en el periodo comprendido de 1976 a 2004 se exhibe en la figura 3. Los valores considerados comprenden recursos vivos de agua dulce y marinos (incluyendo crustáceos y moluscos).

La captura anual promedio para la región de Coatzacoalcos fue de 3,545.027 toneladas de peso vivo. La captura máxima se obtuvo en 1997 con 8,034.42 toneladas y la mínima en

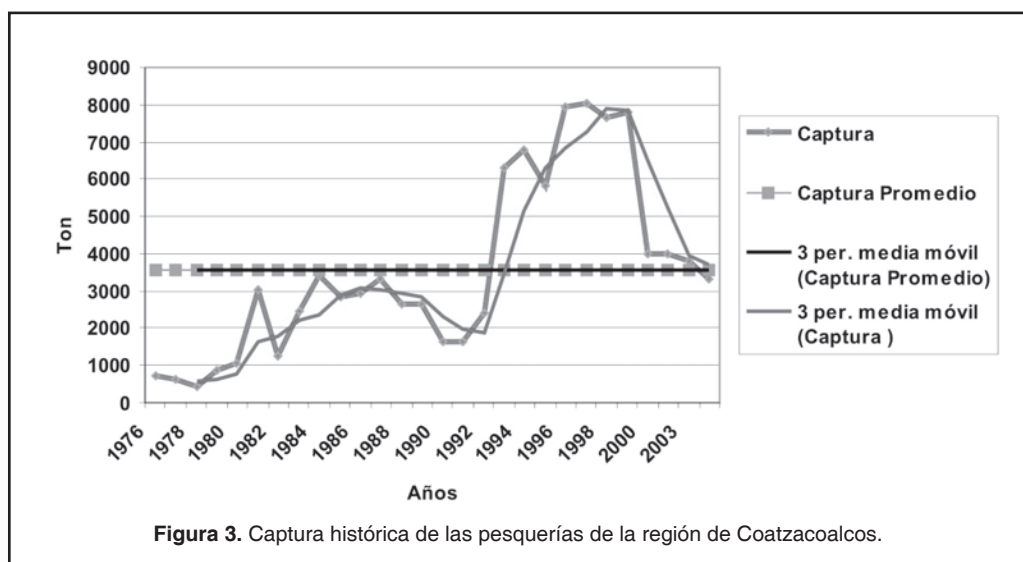


Figura 3. Captura histórica de las pesquerías de la región de Coatzacoalcos.

1976 con 419.82 toneladas. Registrándose un cambio de la pesquería, originado por la transformación de la pesca de pequeña escala en aguas dulces o interiores a una de litoral de media altura en el Golfo de México.

Las pesquerías de escama de la región Coatzacoalcos se encuentran básicamente sostenida en orden de importancia por la captura de róbalo (*Centropomus spp.*), sierra (*Scomberomorus maculatus*) jurel (*Caranx hippos*), cojinuda (*Caranx crysos*) cintilla (*Trichurus lepturus*) bandera (*Bagre marinus*), trucha (*Cynoscion spp.*), tolete (*Sphyaena guachacho*), roncós (*Conodon spp.* y *Bairdiella spp.*), huachinangos (*Lutjanus campechanus*, *Lutjanus spp.*), bonito (*Euthynnus alleteratus*), esmedregal (*Seriola rivoliana*), Chivato (*Upeneus parvus*), charrito (*Trachurus lathami*), lenguados (*Syacium papillosum*), así como jai-bacos (*Portunus spp.*, *Callinectes spp.*) y moluscos (*Rangia spp.*, *Melongena spp.*, *Mercenaria campechiensis*).

El Gobierno de Veracruz y la Subdelegación de Pesca en Veracruz de la SAGARPA, han implementado algunas medidas de regulación pesquera en la región de Coatzacoalcos donde sobresalen: la estricta restricción para la autorización de permisos de pesca a nuevas organizaciones, el fomento de la pesca de pequeña escala de media altura en el Golfo de México; el convencimiento a los integrantes de las organizaciones pesqueras para entregar sus permisos de pesca a cambio de apoyos económicos para realizar proyectos productivos diferentes a la pesca; y la veda establecida en el área comprendida entre la desembocadura del río Coatzacoalcos y el puente Coatzacoalcos I, debido a las actividades de navegación.

El sector pesquero de la región de Coatzacoalcos está conformado aproximadamente por 2500 pescadores organizados. El Subdelegado de Pesca en Veracruz de la SAGARPA, reconoció que se identificaron 54 organizaciones que ampararon un total de 1046 pescadores con autorización para dedicarse a esta actividad, que fueron impactados por el derrame de petróleo y que durante el periodo comprendido entre enero y abril del 2005, los volúmenes de captura han disminuido en un 34% con respecto a los registrados en 2004 (Diario del Istmo, 3 de mayo del 2005).

Durante el derrame de petróleo del 22 de diciembre del 2004, no se registraron mortandades masivas de la macrofauna en la cuenca baja del río Coatzacoalcos y el impacto sobre los pescadores en sus diferentes categorías (permisionarios, cooperativistas y libres), consistió en que paralizaron sus actividades de pesca en el Golfo de México, debido a que el petróleo derramado manchaba las embarcaciones y redes.

El mayor impacto biológico del derrame del 22 de noviembre del 2004, en la cuenca baja del río Coatzacoalcos se registró en las poblaciones de la microfauna (fito y zooplanctón, larvas, huevos) rompiéndose el circuito biológico del estuario para funcionar como área de reproducción, alimentación y protección de especies biológicas. El mayor impacto localizado se pronostica en la especie *Joturus pichardoí*, especie catadrómica, vedada su captura en el río Coatzacoalcos y que se reproduce en esta época del año.

En la cuenca baja del río Coatzacoalcos, cerca de mil quinientos hombres dedicados al oficio de pescadores fueron contratados por las empresas al servicio de PEMEX, para realizar las labores de limpieza y recuperación ambiental. La mayoría sin conocimiento alguno para realizar este tipo de trabajo y sin equipo de seguridad completo, cubriendo una jornada laboral mayor a 12 horas diarias en la limpieza de las márgenes del río Coatzacoalcos. Es importante enfatizar que los trabajadores contratados registraban edades entre los 70 y los 14 años, estos últimos conformaban el grupo de los "chaperos". Las empresas recolectoras de hidrocarburos pagaban entre 600 y 900 pesos a la semana por pescador-obrero, los "chaperos" solo cobraban la mitad del salario de los adultos. Los permisionarios (dueños de embarcaciones) proporcionaban la embarcación y al operario, cobrando dos mil quinientos pesos por día. Se observó que los trabajadores no contaban con la prestación de atención médica y en los casos de intoxicaciones y accidentes registrados estos fueron canalizados a través de la Cruz Roja por sus compañeros.

En otro escenario, se registró que alrededor de 60 embarcaciones que trabajan en transportación de mercancía o de productos derivados de petróleo estaban varadas en el puerto

de Coatzacoalcos, debido a que tenían el casco manchado de petróleo y las pérdidas diarias por no operar se calcularon en el orden de los 30 mil dólares (Reforma, 20 de enero del 2005).

Es hasta el 2 de mayo de 2005 que PEMEX realiza el pago de la indemnización a 1492 pescadores, de los cuales 806 recibieron tres salarios mínimos por 45 días, es decir seis mil trescientos dieciocho pesos y 686 que comprenden pescadores libres o de autoconsumo y trabajadores de los permisionarios, obtuvieron el pago de un salario mínimo por 45 días, lo que significa que cada uno de ellos recibió la cantidad de dos mil ciento ocho pesos.

...” Su cheque salió por la cantidad de seis mil ciento sesenta y seis pesos, sin embargo

solicitó que le permitieran leer y que le dieran una copia del documento que estaba firmando junto con el recibo, pero la gente de PEMEX Refinación se negó a ello, por lo que él se abstuvo de recibir indemnización. ...”

...” En ese papel que nos dieron a firmar, PEMEX se deslinda de toda responsabilidad futura que pudiera tener a consecuencia del derrame, incluso dice que hasta se procederá contra la persona que intente actuar contra PEMEX, yo me negué a firmar y no me dieron el cheque, pero muchos de los compañeros que no saben leer sí lo hicieron, sin pensar en las consecuencias futuras...” (Diario del Istmo, 3 de mayo del 2005).

UNA REFLEXIÓN FINAL

El análisis de la problemática ambiental de la cuenca baja del río Coatzacoalcos durante las últimas dos décadas, constituye uno de los ejemplos más palpables de los efectos de la implantación de la industria petrolera y petroquímica, en la región de Coatzacoalcos y uno de los mayores retos que afronta la sociedad mexicana actual.

Hoy, las conductas de PEMEX, de las Autoridades encargadas de vigilar y cuidar el medio ambiente de este país y del Gobierno de Veracruz sobre el derrame de hidrocarburo en la cuenca baja del río Coatzacoalcos del 22 de diciembre del 2004, nos muestra la nueva faceta del Estado Mexicano: la decisión de legitimar riesgos ambientales que, cada vez en mayor medida, no pueden percibirse en todas sus complejas dimensiones y, por lo tanto, no pueden controlarse. Los riesgos para el entorno en los que se involucra el sistema económico tienen el carácter de una acumulación de efectos imprevisibles, de transgresión de umbrales y de irreversibilidades cuya mezcla se vuelve explosiva para la toma de decisiones. Se produce así

una situación que algunos analistas sociales caracterizan como de “*irresponsabilidad organizada*”, a partir de la cual las instituciones de las sociedades modernas, reconocen las realidades de las catástrofes ambientales y sociales que producen, negando al mismo tiempo su existencia, encubriendo los orígenes y evitando su control y la compensación a las sociedades afectadas. Sus propias consecuencias sobre el entorno y la casi imposibilidad de determinar con precisión las causas, dimensiones y actores involucrados, socavan los fundamentos mismos de los procesos de modernización que se pretenden impulsar a partir de decisiones que buscan incrementar la eficiencia productiva de la economía. En estas circunstancias se da un proceso de dilución de las responsabilidades: los más altos riesgos los producen las industrias, los capitaliza la economía, los legitima el sistema normativo y la política los vuelve inofensivos, desactivando su alto potencial explosivo de inconformidad social. Así, “*los riesgos ambientales terminan por diluirse y por no ser responsabilidad de nadie... o de todos*” (Toledo y Bozada, 2002).

LITERATURA CITADA

- Buchman, M.F., 1999.** NOAA Screening Quick Reference Tables. NOAA HAZMAT Report 99-1. Seattle WA, Coastal Protection and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. 12 p.
- Budzinski, H. I. Jones, J. Belloco, C. Pierard, y P. Garrigues, 1997.** Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Marine Chemistry*, 58: 85-97
- Botello, A.V., y F. Páez, 1986.** La Contaminación: El Problema Crucial. Vol. I. Centro de Ecodesarrollo. México. 140p.
- Botello, A. V., S. Villanueva-Fragoso y L. Rosales-Hoz, 2004.** Distribución y contaminación de metales en el Golfo de México, p. 683-7122. *In: M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds.). Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Tomo I. SEMARNAT, INE, Instituto de Ecología, A. C., Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies. ESPACIOS*
- Carrasco, T., 2005.** Paga Pemex a pescadores. Diario del Istmo, 3 de mayo del 2005.
- Cozzarelli, I. M., y A.L. Baehr, 2004.** Volatile fuel hydrocarbons and MTBE in the environment, p. 433-474. *In: L.B. Sherwood (Ed.). Treatise on Geochemistry. Vol 9: Environmental Geochemistry. Elsevier L.T.D. United Kingdom.*
- García, I., 2005.** Promete Pemex cubrir daños por derrame. Pemex prevé indemnización a barcos que se les restringió el derecho de zarpar debido a que sus cascos quedaron manchados de hidrocarburo. Reforma, 23 de enero de 2005.
- Gold Bouchot, G., 2004.** Hidrocarburos en el sur del Golfo de México, p. 657-682. *In: M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds.), Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Tomo I. SEMARNAT, INE, Instituto de Ecología, A.C., Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies.*
- Gómez, G., 2005.** Se desploma 34% la producción pesquera. Liberal del Sur, 3 de mayo del 2005.
- Halffter, G.R., A. Ibarra, y A. Ochoa, 1972.** Estudio de la contaminación en el Bajo Río Coatzacoalcos. Primeros trabajos. ENCB-IPN, México.
- Herrera B.C, y J. Lastra, 2005.** Se equivocan Pemex y Profepa; el derrame traerá graves trastornos sociales: experto. La Jornada, 9 de enero de 2005.
- IMTA, 1996.** Estudio de Caracterización de la Cuenca del Coatzacoalcos. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 233 p.
- Instituto Nacional de Salud Pública, 2005.** Iniciarán estudio de impacto epidemiológico en esta zona. Diario de Xalapa, 30 de marzo del 2005.
- IPEM/ARINKA/RAPAM, 2005.** Contamination of chicken eggs near the Pajaritos Petrochemical Complex in Coatzacoalcos, Veracruz, Mexico by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene. IPEN/ARINKA/RAPAM. 28 p.
- López Ch. G., 2005.** Con problemas de salud, 350 personas en Nanchital, a causa del derrame: Ocejo. Liberal del Sur, 20 de enero, 2005.
- Mathew, S., 2001.** Small-scale fisheries perspectives on an ecosystem-based approach to fisheries management. p. 1-17. *In: Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem, Reykjavik, Iceland, 1- 4 October, 2001.*
- Morteo, E., L. A. Albert, L. M. Bozada Robles, J. Uribe-Juárez, J. López-Portillo, R. Méndez-Alonzo, K. Soto, O. de los Reyes-Trejo, y C. J. Torres-Nachón. 2005.** Derrame de Petróleo del 22 de diciembre de 2004 en el Área de Nanchital –Coatzacoalcos: Informe Preliminar de la Afectación Ambiental. Consejo Estatal de Protección al Ambiente, Gobierno del Estado de Veracruz –Ignacio de la Llave. Xalapa, Veracruz, México. 127 p.
- Namihira-Santilán, P. E., 2005.** Determinación de Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos en sedimentos y organismos en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. Tesis de Maestría. ICMYL, UNAM. En proceso
- Neilson, A. H., 2000.** Organic Chemicals. An Environmental Perspective. Lewis Publishers. Florida. 891 p.
- PEMEX, 2005.** Pemex enfrenta eficiente y oportunamente los accidentes ocurridos en Veracruz. Boletín 16.02.2005.
- Roberts, M. H. Jr., M. C. Newman, y R. C. Hale, 2002.** Overview of Ecological Risk Assessment in Coastal and Estuarine Environments. *In: C.M. Newman, M. H. Morris, and R. C. Hale (Eds.). Coastal and Estuarine Risk Assessment. Lewis Publishers. Florida. 347 p.*

- Socio, H.H., PH Garrigues, y M. Ewald, 2000.** Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal and marine sediments: Case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France). *Marine Pollution Bulletin* 40(5): 387-396.
- Stout, S. A., A. D. Uhler, K. J. McCarthy, y S. Embom-Mattingly, 2002.** Chemical Fingerprints of Hydrocarbons, p. 137-260. *In*: B.L. Murphy, and R. D. Morrison (Eds.). *Introduction to Environmental Forensics*. Academic Press.
- Stringer, R., I. Lubunska, y K. Brinden, 2001.** Contaminantes organoclorados y metales pesados en el ambiente alrededor del Complejo Petroquímico Pajaritos, Coatzacoalcos, México. Nota técnica 05/2000. Laboratorios de Investigación Greenpeace, Departamento de Ciencias Biológicas. Universidad de Exeter, Exceder, Reino Unido. 19 p.
- Toledo, A., y L.M. Bozada, 2002.** El Delta del río Balsas. Medio ambiente, Pesquerías y Sociedad. México: INE-Colegio de Michoacán, A.C. 294 p.
- Toledo, A., 1988.** Energía Ambiente y Desarrollo. Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos. Vol. XV. Centro de Ecodesarrollo. México. 382 p.
- Zhang, J., I., Cai, D. Yaun, y M. Chen, 2004.** Distribution and sources of polynuclear aromatic hydrocarbons in Mangrove surficial sediments of Deep Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 49(5-6) : 479-486

**GOLFO DE MÉXICO CONTAMINACIÓN E IMPACTO AMBIENTAL:
DIAGNÓSTICO Y TENDENCIAS**

Se realizó en el Departamento de Difusión y Publicaciones
del Centro EPOMEX-Universidad Autónoma de Campeche.

Composición, diseño y proceso editorial
a cargo de Jorge Gutiérrez Lara

Se terminó de imprimir en el mes de diciembre de 2005,
en los talleres de *S y G editores SA de CV*

La edición consta de 1,300 ejemplares
más sobrantes de reposición