

# JAINA

BOLETÍN INFORMATIVO  
VOL. 21 NO.2  
AGOSTO 2010 - DICIEMBRE 2010

1990 **20** 2010  
*Aniversario*

 **CENTRO  
EPOMEX**

Centro de Ecología, Pesquerías y  
Oceanografía del Golfo de México

ISSN 0188 - 4700

# JAINA

BOLETÍN INFORMATIVO

VOL. 21 NO. 2

AGOSTO 2010 - DICIEMBRE 2010

Información y correspondencia

Centro EPOMEX-Universidad Autónoma de Campeche

Av. Agustín Melgar y Juan de la

Barrera. Apartado Postal 520,

C.P. 24030, Campeche,

Campeche, México.

Tel: (981) 811-9800 ext. 62300

Fax:(981) 811-9800 ext. 62399

**Estrategias de Restauración de Ecosistemas de Manglar en México**

**C. Agraz Hernández<sup>1</sup>, J. Osti Sáenz<sup>1</sup>,**

**C. García Zaragoza<sup>1</sup>, C. Chan Keb<sup>2</sup>, E. Chan Canul<sup>1</sup>, R. Arana Lezama<sup>1</sup> y M. Torcuato Hidalgo<sup>1</sup>.**

<sup>1</sup>Universidad Autónoma de Campeche. Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México.

<sup>2</sup>Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

**05**

**Cambio Climático y Plaguicidas Químicos**

**L. Alpuche Gual.**

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

**29**

**Residuos de Endosulfan en Ecosistemas Acuáticos de México**

**J. Rendón von Osten<sup>1</sup> y F. Bejarano<sup>2</sup>,**

<sup>1</sup>Universidad Autónoma de Campeche. Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México.

<sup>2</sup>Centro de Análisis y Acción en Tóxicos y sus Alternativas (CAATA).

**41**

**Conformación y Primeros Avances de la Red Regional para el Estudio y Manejo Integral  
del Recurso Camaron del Golfo de México**

**A. Sosa López; D. Pech-Pool, J. Ramos Miranda, D. Flores Hernández y G. Villalobos Zapata**

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

**47**



# Estrategias de Restauración de Ecosistemas de Manglar en México

C. Agraz Hernández<sup>1</sup>, J. Osti Sáenz<sup>1</sup>,

C. García Zaragoza<sup>1</sup>, C. Chan Keb<sup>2</sup>, E. Chan Canul<sup>1</sup>, R. Arana Lezama<sup>1</sup> y M. Torcuato Hidalgo<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Universidad Autónoma de Campeche. Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México.

<sup>2</sup>Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

## RESUMEN

Para los manglares de México existen pocas evidencias de pasos efectivos para frenar los impactos en estos ecosistemas por las diversas actividades antrópicas que actúan de manera directa sobre ellos o en su cuenca. Atribuidos principalmente a la falta de coordinación entre las dependencias involucradas en el manejo del recurso costero, autorizaciones de construcción en zonas costeras y concesiones para su usufructo, además de la inadecuada aplicación de las leyes en la materia. Se estima una pérdida de la cobertura del manglar en el país del 14% (del año 1993 al 2000). Es por ello que, en la Laguna de Términos (Campeche, México) se efectuó durante 3 años, un programa de restauración, principalmente a través de reforestación y rehabilitación hidrológica. Considerando variables como la distribución del bosque, hidroperiodo, intervalos de tolerancia a la salinidad y microtopográficos en plántulas de *Avicennia germinans*. Así como, la disponibilidad de agua dulce y nutrientes, características del oleaje, química del sedimento y la detección y mitigación de factores de estrés. Para ello, se instalaron 6 colectores de agua intersticial en parcelas de 60 x 577 m en un total de 24.5 hectáreas en una isla de mangle muerto. Esto con la finalidad de monitorear los parámetros químicos, antes (año 2005) y después (año 2006) de la restauración hidrológica. Esta restauración se efectuó mediante la construcción de un canal principal con dimensiones de 2.0 m de ancho x 1.5 m de profundidad x 1000 m de largo, conectado este con 5.8 km de canales secundarios, con dimensiones de 1 m. de ancho x 1 m de profundidad. Un año posterior a la restauración hidrológica, se plantaron 108,878 plántulas de *A. germinans* producidas en vivero con productos biorracionales, fertilizantes foliares, biofungicida y endomicorriza.

Actualmente se ha recuperado la dinámica hidrológica del área de estudio. A tres años de haberse realizado la reforestación, la supervivencia de las plántulas es del 90% o superior, con un

crecimiento promedio en altura de  $51.3 \pm 11.1$  cm. Vale la pena destacar que este programa está contribuyendo a la recuperación del hábitat de especies endémicas y migratorias.

La validación estadística en el éxito del programa de restauración se efectuó con base a la comparación entre el antes y después de la restauración hidrológica, ratificadas las diferencias significativas entre estos mediante una MANOVA con respecto a sus nutrientes, salinidad, pH, redox y temperatura del agua intersticial, bajo los criterios de Wilks', Lawley Hotelling, Pillai's con una  $p < 0.05$ . Al aplicar un análisis multifactorial clásico con estas variables, se demostró que las de mayor importancia fueron los nitritos, amonio y redox, cambiando las condiciones de anaeróbicas a aeróbicas, expresado en tres factores:  $F1 = 0.822 (\text{PO}_4^{-3}) - 0.923 (\text{pH}) + 0.824 (\text{redox})$ ;  $F2 = 0.559 (\text{NO}_3^-) - 0.786 (\text{NH}_4^+) - 0.941 (\text{temperatura})$ ;  $F3 = 0.810 (\text{NO}_2^-) - 0.724 (\text{SO}_4^{=}) + 0.788 (\text{salinidad})$ . Asimismo, al aplicar un análisis de discriminantes entre variables químicas del agua intersticial de un bosque de *A. germinans* conservado tipo borde y las parcelas reforestadas, se estableció una probabilidad  $> 0.61$  para que en un futuro las áreas reforestadas alcancen atributos estructurales similar al bosque conservado.

## INTRODUCCIÓN

Los manglares son uno de los ecosistemas más productivos de la biosfera y cubren diferentes funciones ecológicas de importancia económica y social donde se destaca su papel como hábitat de apoyo a pesquerías y conservación de la biodiversidad. Se estima una pérdida anual de aproximadamente 800 kg de camarones y pescados de valor comercial por cada hectárea de manglar destruido. En términos económicos y ecológicos, la ONU calcula un valor de \$250,000 dólares la hectárea de manglar en condiciones ambientales apropiadas.

Uno de los principales factores que afecta al manglar es el incremento de su conversión en usos alternativos como es el caso de las granjas camaroneras de alta rentabilidad, establecimientos de industrias como salinas, instalación u operación de termoeléctricas, asentamientos urbanos, extracción de petróleo, etc.

Los manglares de México presentan una rápida transformación hacia ecosistemas de baja productividad y biodiversidad, presentándose en los últimos veinte años un índice en la tasa de deforestación de manglar de un 14% (del año 1993 al 2000). Durante el periodo de 1966 a 1991, el litoral del Golfo de México presentó el mayor porcentaje de deforestación (12.68%) con respecto al litoral Pacífico (9.3%). Dentro de los estados que comprenden el litoral del Golfo de México, el estado de Campeche tiene 196 552 ha de manglar, considerándose el estado más importante en cuanto a extensión de estos ecosistemas; no solo por su extensión en cobertura vegetal son importantes a nivel nacional, si no porque mantienen una alta productividad, ex-

presándose indirectamente en “producción pesquera-carbón-tinte-madera, entre otros. A pesar de ello, el Estado durante el periodo de 1993 al 2000 presentó pérdidas de aproximadamente el 29%; y en específico el sistema lagunar estuarino Laguna de Términos ha perdido el 20% de sus manglares. Las causas del deterioro se atribuyen principalmente a los asentamientos humanos, descargas de aguas urbanas, construcción de carreteras, extracción del petróleo e instalación de infraestructura de comunicación y electricidad.

Las técnicas silvícolas tales como la regeneración, reforestación y forestación de los ecosistemas de manglar pueden estar consideradas como una alternativa para mitigar el impacto de las actividades antropogénicas sobre estos ecosistemas (Hamilton y Snedaker, 1984). Los programas de restauración con manglares se han realizado en diversas regiones tropicales, principalmente de países asiáticos para el mejoramiento del hábitat como apoyo a las pesquerías, como fuente de alimento ganadero, y barrera contra huracanes, inundaciones, etc.

En los países árabes se tienen programas de reforestación con manglares para el uso de la hojarasca como alimento de cabras y camellos. El cuerpo de ingenieros de Estados Unidos en Texas, recomienda la conservación de los humedales por considerarlos como los sistemas más eficientes de protección contra inundaciones. En Bangladesh se reforestaron con éxito 25,000 ha de manglar para utilizar el bosque como barrera contra tifones ya que estos causaron la muerte de más de 70 000 personas en 1971 debido a la conversión paulatina de zonas de manglar en arrozales (Fosberg, 1971).

Un programa de restauración requiere de una cuidadosa plantación que implique un conocimiento en detalle de los espacios disponibles de zonas de mareas, estudios hidrológicos del sistema acuático adyacente, patrón e intensidad de oleaje, características químicas del agua intersticial y de los sedimentos; así como de la presencia o ausencia de contaminantes en agua y sedimento. En particular, dentro de la zona de mareas, el delimitar las áreas de inundación nictímeral durante mareas muertas, mareas vivas y durante la época de las mareas más altas, resulta de suma importancia debido a que, dependiendo de la frecuencia de inundación será la especie de manglar por establecer. Asimismo, la distribución de los manglares responde a la composición de los sedimentos finos (limos y arcillas) y estos a su vez son reguladores del padrón de circulación de las corrientes dentro del sistema, siendo necesario su conocimiento. La química del sedimento, en particular la salinidad y la presencia de suelos reducidos (sulfuros) son factores determinantes en la posibilidad de éxito de las colonizaciones, de la tasa de crecimiento y del nivel de desarrollo forestal del manglar. Otro factor limitante en el crecimiento de los manglares es la presencia de ciertos contaminantes, en particular, hidrocarburos y herbicidas.

Los programas de restauración con manglares a su vez basan su éxito en la utilización de áreas de acopio temporales (viveros de halófilas), debido a que las plántulas provenientes de estos sitios resultan ser más resistentes al efecto de extracción y trasplante; o bien a que utilizan durante la reforestación de plántulas o propágulos con una etapa de desarrollo menos crítica. Asimismo, la restauración desde su perspectiva técnica, provee herramientas útiles para enfrentar varios problemas de conservación, tales como: los efectos de borde y fragmentación, la generación de bancos genéticos *ex situ*, la conservación integrada y el desarrollo sustentable (Young, 2000). Por lo tanto, la implementación de restauración hidrológica del ecosistema es la mejor opción para retornar las condiciones fisicoquímicas más cercanas a las originales (Agraz Hernández *et al.*, en prensa). Ya que, se estimula a su vez la reforestación natural y retorna los usos y beneficios a mediano y largo plazo a la sociedad que depende de los ecosistemas de manglar del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos (APFFLT); así como la biodiversidad del ecosistema.

Es por ello, que en la Laguna de Términos, (Campeche), se efectuó durante 3 años, un programa de restauración con mangle, principalmente a través de la rehabilitación hidrológica (del 2005 al 2006 en un área total de 24.5 ha) y la reforestación, bajo cinco grandes rubros: 1) detección, evaluación y preparación de las áreas susceptibles a reforestar en una zona de 24.5 ha; 2) selección, acondicionamiento y concentración propágulos en una área de acopio temporal, con capacidad de 180 000 plántulas, en aproximadamente 1000 m<sup>2</sup>, 3) rehabilitación hidrológica de 24.5 ha; 4) reforestación con plántulas de *Avicennia germinans* provenientes de vivero y 5) mantenimiento, seguimiento y evaluación del programa de restauración.

## ÁREA DE ESTUDIO

El Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, (APFFLT) se encuentra en el litoral sur del Golfo de México entre los paralelos 18° 23' y 18° 52' Norte y los meridianos 91° 10' y 91° 52' Oeste. Está comunicada al noroeste con las lagunas Aguada y Sabancuy y al suroeste con las lagunas Carlos, Pom y Atasta. Hacia su margen continental hay tres estuarios: lagunas del Este, Balchacah y Panlau, donde desembocan los ríos Palizada, Chumpán y Candelaria, respectivamente. El APFFLT tiene una superficie de aproximadamente 1400 km<sup>2</sup> (De la Lanza *et al.*, 1991). El área restaurada se encuentra en la parte medio oeste de sotavento de la Isla del Carmen. Formando una franja más o menos paralela a la isla, en la zona ubicada en las coordenadas 18° 42' 37.82" N y 91° 36' 52.84" (área de restauración), 18° 42' 28.29" N y 91° 38' 22.78" O (zona de colecta de propágulos y bosque de referencia de *Avicennia germinans*) y 18° 46' 53.61" N y 91° 29' 30.81" O (vivero de mangle. Figura 1).

La vegetación circundante está integrada principalmente por cuatro especies de manglar: *Rhizophora mangle* L. (mangle rojo), *Avicennia germinans* (L.) L. (mangle negro), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. F. (mangle blanco) y *Conocarpus erectus* L. (mangle botoncillo). Donde los árboles de *Rhizophora mangle* en las zonas de Atasta, Río San Pedro, la desembocadura del Río Grijalva y Sontecomapan, alcanzan alturas de 30 metros o más. En la parte norte de la Bahía, los árboles de *Avicennia germinans* alcanzan una altura de hasta 15 m.

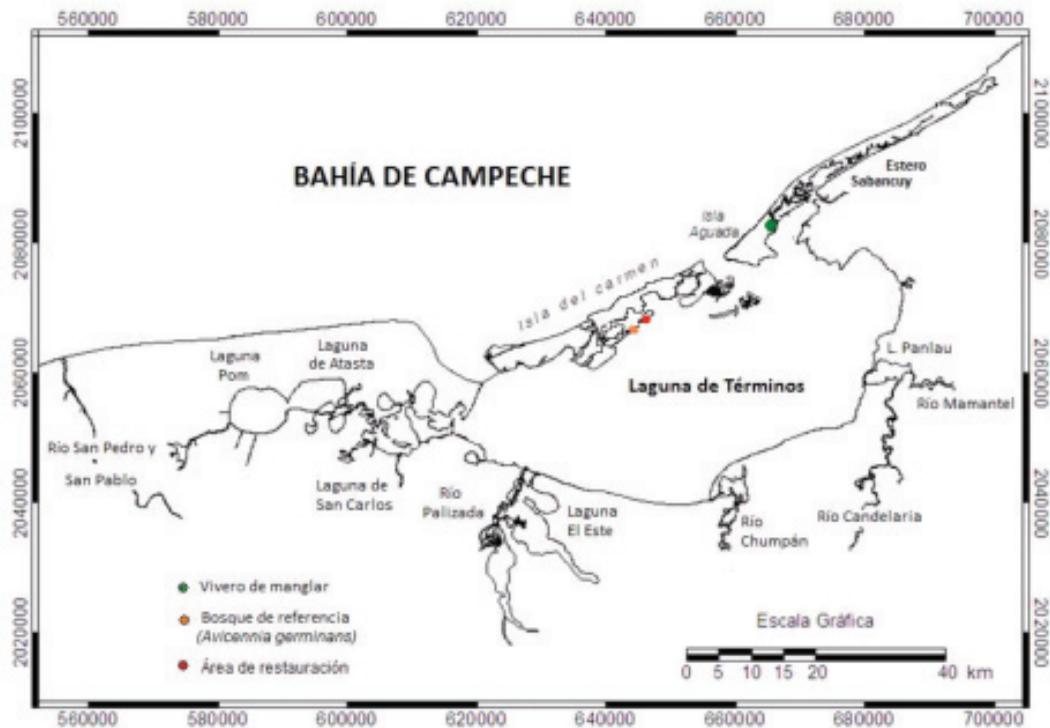


Figura 1. Bosques monoespecíficos de *A. germinans* para la colecta de propágulos y de referencia para los parámetros químicos y biológicos. Área de Rehabilitación hidrológica y reforestación con plántulas de *A. germinans* producidas en vivero.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Selección del bosque a restaurar y bosque de referencia**

#### *Selección del bosque a restaurar*

A partir del banco de imágenes del Centro de Ecologías, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México-UAC (EPOMEX. En un periodo de 17 años), se detectó el área de un bosque muerto susceptible a restaurar, considerándose el grado de influencia/disponibilidad del agua dulce, asentamientos o actividades humanas, sistemas acuáticos e hidrología, u otras unidades ambientales que se interrelacionaran con ésta área, con la finalidad de asegurar la permanencia de la plantación a largo plazo.

#### *Selección del bosque de referencia*

El bosque de referencia fue seleccionado con base a las características químicas del agua intersticial y a su grado de conservación. Con el fin de efectuar una comparación entre los parámetros fisicoquímicos y biológicos del área a restaurar.

### **Diagnóstico ambiental**

#### *Distribución espacial y tipos fisonómicos en una comunidad de mangle*

Para efectuar el programa de restauración, se llevó a cabo el monitoreo de una comunidad de mangle conservado adyacente al bosque de mangle a restaurar. Se analizó la distribución espacial y tipos fisonómicos a lo largo de un perfil de vegetación. Así como sus parámetros físicos, químicos y biológicos (diagnóstico ambiental), para utilizar dicha información como herramienta comparativa entre el bosque impactado y el de referencia, y con ello establecer la especie y los cambios ambientales antes y después de la rehabilitación hidrológica.

#### *Estructura forestal del bosque*

La estructura forestal se efectuó en el bosque de referencia utilizando el método de cuadrantes por punto central (*point centered quarter method*) descrito por Cottam y Curtis (1958). En el caso del área a restaurar se determinó la estructura forestal a partir de los árboles muertos mediante el método de cuadrantes de 90 m<sup>2</sup> en 10 puntos; los cuales fueron distribuidos aleatoriamente en el bosque a muestrear. En cada cuadrante se contabilizó el número de árboles, para determinar la densidad del bosque y el área basal a partir del diámetro del tronco. Con la finalidad de establecer el tipo fisonómico del manglar muerto y definir la densidad a reforestar.

### *Microtopografía de los bosques de manglar*

La distribución microtopográfica en un bosque de manglar determina la zonación de las especies a lo largo de la franja del bosque, debido a que esta presenta una estrecha relación con el hidropereodo, las características químicas del agua superficial, en la turba de manglar y del agua intersticial y con ello el establecimiento de la especie de mangle y su límite de distribución.

Las 24.5 ha a restaurar se dividieron en 13 parcelas de 60 x 577 m, para tener mayor precisión del comportamiento en los niveles microtopográficos y los parámetros químicos del agua intersticial; e incrementar el éxito del programa de restauración. Asimismo, se determinó el microrelieve en el bosque de referencia para establecer el intervalo de distribución de las especies y con ello seleccionar la especie área reforestar. Esta determinación se hizo con base a Agraz-Hernández (1999); para ello, se efectuó la primera medición a 5 m de la orilla del cuerpo de agua, clavando un estadal de madera (1.50 m de altura) y marcando el nivel del agua. Posteriormente se midió, la distancia del suelo a la marca, y se clavó otro estadal al inicio del bosque midiendo la distancia entre estadales y corriendo el nivel (a través del menisco de agua en una manguera de nivel por efecto de la gravedad) e identificado las especies de manglar (árboles y plántulas). La siguiente medición se realizó estableciendo el tercero estadal a 10 metros del anterior, corriendo nuevamente la manguera con agua hasta el cuarto estadal. Se midió del suelo a la nueva marca así sucesivamente hasta terminar el perfil.

### *Parámetros químicos del agua intersticial en el bosque de referencia y área a restaurar*

El agua intersticial se obtuvo mediante la instalación de piezómetros contruidos con tubos de cloruro de polivinilo (PVC) de 4" de diámetro y 1.5 m de altura. En el bosque de referencia se instalaron dos tubos por cada franja definida en el análisis de la estructura forestal. En el caso del área de manglar muerto por restaurar, se colocaron por parcela 6 tubos (con un total de 102). Cada tubo se enterró a una profundidad de 50 cm del suelo, con orificios de 1 cm de diámetro en 30 cm de la parte inferior del tubo para monitorear el agua intersticial donde se localizó la mayor biomasa de raíz. Los tubos se instalaron a lo largo de un perfil perpendicular a la orilla del agua, con el fin de identificar la penetración de la marea, aporte de agua dulce y la entrada y dirección del agua intersticial. Los tubos se mantuvieron tapados para evitar efectos de dilución por lluvia y alterar el valor de pH, redox y la concentración de la salinidad y nutrientes. La colecta de la muestra dentro de los tubos se efectuó mensual durante dos años (antes y posterior a la rehabilitación hidrológica). Estas determinaciones se llevaron a cabo mediante un sensor de pH y redox con un YSI 100 y un refractómetro de salinidad marca A&O, con un ámbito de valores de 0 a 100 ups (unidad equivalente a partes por mil).

Con respecto al análisis de los nutrientes (Nitritos, nitratos, amonio y fosfatos), el agua intersticial se extrajo de los tubos de PVC a través de una bomba de mano a un frasco de plástico de 50 ml de boca angosta (colectándose dos frascos en total: uno para nitritos, nitratos y fosfatos y otro para amonio). En el caso del frasco de amonio, se le agregó una gota de fenol como conservador. Las muestras se conservaron en hielo durante el trabajo de campo y una vez en el laboratorio se congelaron a menos 4 °C (no más de tres meses).

El análisis de las muestras se realizó tomando alícuotas de 5ml con 3 replicas para cada nutriente. En el caso del amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) se aplicó el método descrito por Grasshoff y Johanssen (1973) y Koroleff (1983). En el caso específico para la determinación de los nitritos (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), se aplicaron los métodos de Bendschneider y Robinson (1952) y Grasshoff (1983). Para la determinación de nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), el método utilizado fue el Grasshoff (1983), aplicable a aguas oceánicas y es ampliamente libre de interferencias costeras y oceánicas. Los fosfatos inorgánicos (PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>) se analizaron por el método colorimétrico de Murphy y Riley (1962).

Una vez obtenida la absorbencia de cada muestra, se elaboró una base de datos. La concentración de cada nutriente se determinó restándole a la absorbencia, el valor de la intersección obtenida de la curva de calibración. Este valor es dividido entre el valor de la pendiente de dicha curva, obteniendo así la concentración en µmol/l. Posteriormente, este valor se multiplicó por el peso molecular de cada nutriente y finalmente se dividió entre mil para obtener la concentración en unidades de mg/l.

### **Restauración del ecosistema de manglar impactado**

#### *Manejo del área a restaurar*

En áreas sujetas a algún tipo de estrés o algún grado de tensión, es necesario para el éxito del programa de restauración, detectar las causas u orígenes de dichas tensiones y eliminarlas en la medida de lo posible. Es por ello que una vez seleccionada el área a restaurar, se efectuó una prospección puntual en campo. Se midió la estructura forestal (en los troncos) para establecer el tipo fisonómico del bosque en el área impactada, el nivel microtopográfico y los parámetros químicos del agua intersticial en cada parcela del área a restaurar (como se describió anteriormente). Así como, el registro de indicadores cualitativos, tales como acumulo de material alóctono al bosque impactado.

#### *Construcción de canales para la restauración hidrológica*

Con base al análisis de la salinidad, nutrientes, pH y potencial redox del agua intersticial, la frecuencia y amplitud de mareas, el tiempo de residencia del agua y considerando la velocidad e intensidad del viento, así como la intensidad de las corrientes en las diferentes épocas del año,

se elaboraron estrategias de restauración hidrológica: tipo y número de canales, ubicación y dimensiones. Los canales se construyeron mediante la técnica de espigas de pescado o diques (Agraz Hernández *et al.*, 2007). La restauración se realizó en los meses de estiaje, cuando las áreas de manglar son menos afectadas por las mareas, aportes y esorrentías de agua dulce. Para que durante la época de lluvias, esta penetrara entre las parcelas y se efectuara el efecto de lavado, incrementado con ello el potencial redox y disminuyendo la salinidad y el tiempo de residencia del agua. Es relevante mencionar que esto se llevó a cabo de manera manual, a través de horas de jornal.

#### *Limpieza de las parcelas y especies oportunistas*

Una vez terminados los canales artificiales, se limpiaron las parcelas. La madera muerta fue utilizada para incrementar el nivel microtopográfico en las parcelas y darle el nivel a las plántulas similar a los perfiles de vegetación que se monitorearon como parte del proyecto, una referencia y bosques semilleros o bien para darle a cada plántula un soporte y evitar la remoción por efectos de la marea.

#### *Vivero de mangle*

El establecer viveros de mangle surge de la necesidad de producir plántulas con características homogéneas de vigor y salud. Es por ello que se construyó un vivero de 1000 m<sup>2</sup>, con capacidad de producción de 180 000 plántulas. El vivero se construyó con materiales locales, con la finalidad de reducir el costo y cercano a la población de Isla Aguada, (Campeche), con la finalidad de contar con agua y electricidad. Se construyeron 53 mesas de 1.05 m de ancho por 6 m de largo y 0.7 m de alto, de madera para soportar las charolas. Para disminuir la evapotranspiración en las primeras fases de vida de los propágulos en el vivero; se colocó una malla sombra de 50% luz a 1.8 m de altura durante el primer mes. Por otra parte, se instaló tela de mosquitero a los costados del vivero para evitar la entrada de plagas. El sistema de riego en el vivero transitorio fue de tipo microaspersión dispuesto al centro de las mesas para cubrir la totalidad de las plántulas, alimentado por un pozo de agua dulce y distribuido por una bomba de 1.5 hp. El riego se realizó dos veces por día y las plántulas permanecieron en el vivero 4 meses.

#### *Colecta de propágulos*

Se analizó la base de datos fenológicos del Laboratorio de Humedales Costeros con especialidad en manglares (EPOMEX-UAC) correspondientes a diversos bosques de manglar del estado de Campeche durante el año 2004 para detectar la mejor época de colecta de propágulos y así, tener disponible el número suficiente de éstos; principalmente de la especie que requiere el pro-

grama de reforestación. La colecta se llevo a cabo al norte del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, en el bosque monoespecíficos de *A. germinans*, seleccionado con base a los resultados obtenidos en el diagnostico ambiental.; efectuándose ésta en la época de mayor producción, menor salinidad y mayor potencial redox (propágulos sin estrés), reduciendo con ello alguna alteración o desventaja diferenciada en los patrones de crecimiento y desarrollo de los propágulos/plántulas. Se colectaron solo propágulos maduros, trepándose a los árboles y moviendo las ramas, esto para no cortar propágulos verdes y alterar la reforestación natural. Posteriormente se seleccionaron los propágulos eliminando aquellos que presentaron alguna deformación, maltrato o ataques por insectos (y por tanto alguna modificación o alteración metabólica).

El número total de propágulos de *A. germinans* colectados para el plan de reforestación en las 24.5 ha fue de 120 000, con una merma del 10% por ataque de plagas y hongos en los propágulos.

#### *Preparación de los contenedores, siembra y mantenimiento de propágulos*

Una vez seleccionados los propágulos, estos se sembraron en charolas de polietileno virgen, de color negro humo, para que el sistema radicular no sea afectado por los rayos solares. Cada charola contenía 54 propágulos/plántulas, en dimensiones de 50 cm de largo x 30 cm de ancho y de un volumen por cavidad de 230 ml, con guías internas, las cuales sirven para dirigir el sistema radicular hacia abajo. En total se utilizaron 2016 charolas. El sedimento para la siembra se preparó con base a lo descrito en Agraz Hernández *et al.* (2007); el cual fue compuesto de peat moss, agrolita, vermiculita, fertilizantes de lenta liberación multicote, biofungicida triconderma y endomicorriza. Una vez sembrados los propágulos en las charolas, estos fueron fertilizados cada tres días en su fase de propágulos y cada seis ya como plántulas con fertilizante foliar 12-16-12. Durante los primeros tres meses se regó con agua dulce para el acondicionamiento de las plántulas y al tercer mes se realizó la aspersión con agua estuarina, incrementando la salinidad paulatinamente hasta llegar a la salinidad registrada en las parcelas posterior a la rehabilitación y estabilización de los parámetros ambientales. Con objetivo de establecer el éxito de la calidad y producción de plántulas en el vivero se determinó el crecimiento y la mortalidad, con una frecuencia quincenal.

#### *Reforestación del área a rehabilitar*

Las plántulas ya adaptadas a diferentes salinidades en el vivero (4 meses) y una vez que alcanzaron una altura en promedio de 35 a 40 cm, estas fueron trasladadas a las parcelas rehabilitadas

hidrológicamente para ser reforestadas. La densidad de la reforestación fue definida con base a la determinación de la estructura forestal mencionada con anterioridad.

#### *Evaluación del programa de restauración*

Como un indicador del éxito en el programa de restauración, se efectuaron mediciones mensuales morfométricas de las plántulas reforestadas en las parcelas, instalándole a cada plántula una marca inicial en la parte inferior como punto de inicio. Se tomaron datos del diámetro y la altura del tallo en milímetros por medio de un vernier digital, a través de la suma total de los incrementos internodales.

Por otra parte, con la finalidad de registrar el funcionamiento de los canales y la permanencia de las condiciones ambientales rehabilitadas, se continuó con la colecta y registros de los parámetros ambientales.

#### **ANÁLISIS ESTADÍSTICOS**

La validación estadística del éxito en el programa de restauración, se efectuó con base a la comparación entre el antes y después de la restauración hidrológica, ratificadas las diferencias significativas entre estos mediante una MANOVA con respecto a sus nutrientes, salinidad, pH, redox y temperatura del agua intersticial bajo los criterios de Wilks', Lawley Hotelling, Pillai's con una  $p < 0.05$ . Se utilizó un análisis multifactorial clásico con estas variables, para conocer la (s) variable (s) más importante (s) en el cambio de las condiciones hidrológicas. Asimismo, se aplicó un análisis de discriminantes entre variables químicas del agua intersticial de un bosque de *A. germinans* conservado tipo borde y las parcelas reforestadas, para conocer la probabilidad de que el bosque restaurado pueda alcanzar un tipo fisonómico, en específico, en el futuro.

#### **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

##### **Selección, evaluación y preparación en campo del área a restaurar y bosque de referencia.**

Con base al análisis del banco de imágenes del Centro EPOMEX y la información obtenida de las actividades antrópicas, se selecciono el área susceptible a restaurar (una isla de 104.5 ha) en la parte media oeste del sotaventos de la Isla del Carmen, efectuándose la prospección en campo para definir el promedio de los parámetros físicos (patrón de mareas y microtopografía) y químicos (salinidad, potencial redox, temperatura y pH) tanto del agua intersticial como del

sedimento, y posteriormente ser comparados con el bosque susceptible a ser utilizado como de referencia. Estableciéndose con esto las mejores estrategias de rehabilitación hidrológica y selección de la especie. El bosque de referencia seleccionado se basó a su vez con el análisis puntual de campo de los parámetros ambientales localizado en la parte norte del APFFLT.

### **Parámetros fisicoquímicos del agua intersticial en el bosque de referencia e impactado antes de la restauración**

Los registros promedio de salinidad, potencial redox y temperatura en el agua intersticial del área a restaurar y el bosque de referencia, fueron de 79 ups, -406 mV y 30°C y 84.5 ups, -53.0 mV y 28.1°C, respectivamente. Al comparar los promedios de estos parámetros entre ambas áreas (bosque de referencia e impactado), se detectaron valores no tolerantes para las plántulas de *A. germinans* o poco satisfactorios para un óptimo crecimiento de las plántulas, siendo esto un limitante para el adecuado desarrollo de la especie. Teas (1979), menciona que debido a la hipersalinidad de los suelos del bosque de manglar existe una reducción en el crecimiento (gasto energético por el aumento en el mecanismos de regulación y excreción de las sales). En resumen, podemos mencionar que la mortalidad de este bosque, se encontró estrechamente relacionado con los valores encontrados de redox, porque el patrón de la tasa fotosintética se ve afectado por la oxidación y reducción del nitrógeno, manganeso, fierro, sulfuros y carbono, debido a que el valor del redox depende de los periodos y frecuencia de inundación del suelo, tiempos de residencia del agua, tiempo de exposición del suelo al medio ambiente (por el aumento de la temperatura), y como reflejo pérdida de energía por regulación por parte de las plantas, no sólo por evapotranspiración y temperatura, sino también por regulación de las sales. De tal manera, las plantas responden a los cambios de estos elementos, produciendo efectos tales como: inhibición enzimática (+120 mV), reducción en la actividad fotosintética (+120 mV) y reducción en la respiración de las raíces (-75 a -150 mV), etc.

### **Manejo del área a restaurar**

Las causas de mortalidad del área a restaurar son atribuidas principalmente a los efectos de eventos hidrometeorológicos extraordinarios (tormenta tropical o ciclón) que acarrearón grandes cantidades de sedimentos en poco tiempo hacia este bosque a través de los fuertes vientos y el oleaje. Debido a esto se formó una barrera de concha, aislando el área de la influencia de las mareas; incrementando el tiempo de residencia del agua; así como la reducción drástica de los valores del potencial redox, el aumento de la salinidad (por efecto de la evaporación) y un mínimo recambio de agua. Por lo cual, se estableció como estrategia de restauración la rehabilitación hidrológica a través de la apertura de un canal principal y canales secundarios

conectados a este (construidos manualmente) para mejorar la circulación del agua en el área total a restaurar.

### **Estructura forestal del bosque de referencia e impactado**

La estructura forestal del bosque de referencia presento una densidad de 1 010 indiv.ha<sup>-1</sup>, área basal de 25.0 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> y una altura de 6.5 m, tipificando al bosque como borde con tendencia ribereño. Estas características estructurales son atribuidas principalmente por las condiciones estuarinas que prevalecen en el área (aportes de agua dulce, escorrentías durante la época de lluvias y mayor influencia marina a través de las mareas, oleaje y vientos dominantes. A su vez se determinó la estructura forestal de los troncos de manglar muerto, obteniendo una densidad de 4,489 árboles.ha<sup>-1</sup> y un área basal de 27 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>; estos valores indican que el área presentaba un tipo fisonómico borde. Es por ello que, se estableció una densidad de reforestación de 1.5 m entre plántulas para obtener a 10 años una densidad del bosque reforestado entre 3 142 árboles.ha<sup>-1</sup>, ya que el criterio es recuperar el tipo fisonómico de mangle impactado.

Teniendo en cuenta que el área presentó una gran cantidad de árboles muertos, cambios químicos en el agua intersticial y características anaeróbicas en el sedimento, fue indispensable preparar el área antes de proceder a la siembra. Específicamente se eliminó toda especie oportunista (*Salicornia*) para evitar la competencia con las plántulas que se sembrarían, no sólo por nutrientes y espacio, sino también por luz solar, debido a que las plántulas de mangle son demandantes de luz solar para su óptimo desarrollo. Dicho material fue almacenado o llevado fuera de las zonas donde el movimiento de la marea o escorrentías no fuera arrastrado hacia las parcelas de reforestación. De igual forma, se retiró toda la madera de los árboles de mangle muertos, ya que este representa un peligro para las nuevas plántulas al caer sobre ellas o que estas sean removidas por la madera caída por efecto de la marea. La madera se utilizó posteriormente para la construcción de pasillos temporales y plataformas artificiales para incrementar el nivel microtopográfico durante la siembra en áreas por debajo de los intervalos óptimos de la especie seleccionada para reforestar. Esta actividad generó una fuente de trabajo temporal para los pescadores de Isla Aguada.

### **Restauración hidrológica**

Se estableció como estrategia la recomunicación mediante la apertura de un canal de 2 m de ancho x 1.5 m de profundidad x 300 m de longitud (canal principal). Asimismo, se efectuó la construcción de canales secundarios cada 60 m, con dimensiones de 1 m de ancho y 1 m de profundidad (figura 2). Estos canales se conectaron con el principal y lagunetas internas presentes en la isla, con la finalidad de oxigenar, diluir la sal y remover producto de la descom-

posición orgánica (sulfuros, metano, etc.), disminuir la temperatura y aumento en el tiempo de residencia del agua, para minimizar el estrés y favorecer el crecimiento de las plántulas.

**Parámetros químicos del agua intersticial después de la rehabilitación hidrológica en las parcelas y bosque de referencia**

Se puede mencionar que esta actividad fue exitosa debido a que las concentraciones del amonio disminuyeron después de la rehabilitación hidrológica, lo que indica una oxigenación en las parcelas y entrada de agua dulce rica en nutrientes, como se puede observar con la concentración de los fosfatos, elemento fundamental para el crecimiento de las plántulas. Por otra parte, los cambios observados en las condiciones hidrológicas en las 24.5 ha, a causa de la rehabilitación (2005 antes de la rehabilitación y 2006 posterior), fueron registrados principalmente en el potencial redox del agua intersticial (figura 3) y, solo durante el periodo de lluvias y nortes, en la concentración de la salinidad (figura 4). Las condiciones en los parámetros químicos del agua intersticial antes de la rehabilitación hidrológica (2005) presentaron la mayor salinidad ( $49.7 \pm 23.9$  a  $74 \pm 14.8$  ups), menor potencial redox ( $-406 \pm 79.0$  mV) y mayor temperatura ( $31.5 \pm 1.9$  °C). A diferencia del años 2006 con la salinidad ( $47.0 \pm 19.6$  a  $66 \pm 12.6$  ups), menor potencial



Figura 2. Parcelas de rehabilitación hidrológica en la parte media oeste de sotavento de la Isla del Carmen, Campeche.

redox ( $-121 \pm 128$ ;  $-284.0 \pm 59.22$  mV) y menor temperatura ( $28.4 \pm 2.1$ ;  $28.1 \pm 2.1$  °C). A su vez, como respuesta del movimiento de la masa de agua marina y entrada de agua dulce al área restaurada, se observó cambio en las concentraciones de los nutrientes, incrementando la entrada de fosfatos (nutriente de origen alóctono terrigénico) de  $0.07 \pm 0.07$  mg/l a  $0.56 \pm 5.6$  mg/l y disminuyendo la concentración del amonio de  $0.71 \pm 0.6$  mg/l a  $0.55 \pm 0.3$  mg/l. En cuanto a los compuestos nitrogenados oxidados, aunque disminuyó su concentración posterior a la rehabilitación, su concentración superó a las registradas en el bosque de referencia, con  $19.9 \pm 0.22$  mg/l (2005) a  $5.52 \pm 8.8$  mg/l (2006) y  $16.2 \pm 2.4$  mg/l (2005) a  $0.73 \pm 0.18$  (2006) mg/l, respectivamente. Obteniendo diferencias significativas entre las condiciones ambientales del agua intersticial antes y posterior a la rehabilitación (tabla 1) Por otra parte se aplicó una prueba multifactorial clásica con el pH, potencial redox, temperatura, salinidad y nutrientes analizados, para conocer la(s) variable(s) más importantes en el cambio de las condiciones hidrológicas. Donde se demostró que los parámetros con mayor importancia de acuerdo con la rotación de varimax; fueron los nitritos, amonio y redox, cambiando las condiciones de anaeróbicas a aeróbicas (después de la rehabilitación) expresado en tres factores:  $F1 = 0.822 (\text{PO}_4^{-3}) - 0.923 (\text{pH}) + 0.824 (\text{redox})$ ;  $F2 = 0.559 (\text{NO}_3^-) - 0.786 (\text{NH}_4^+) - 0.941 (\text{temperatura})$ ;  $F3 = 0.810 (\text{NO}_2^-) - 0.724 (\text{SO}_4^{=}) + 0.788 (\text{salinidad})$ .

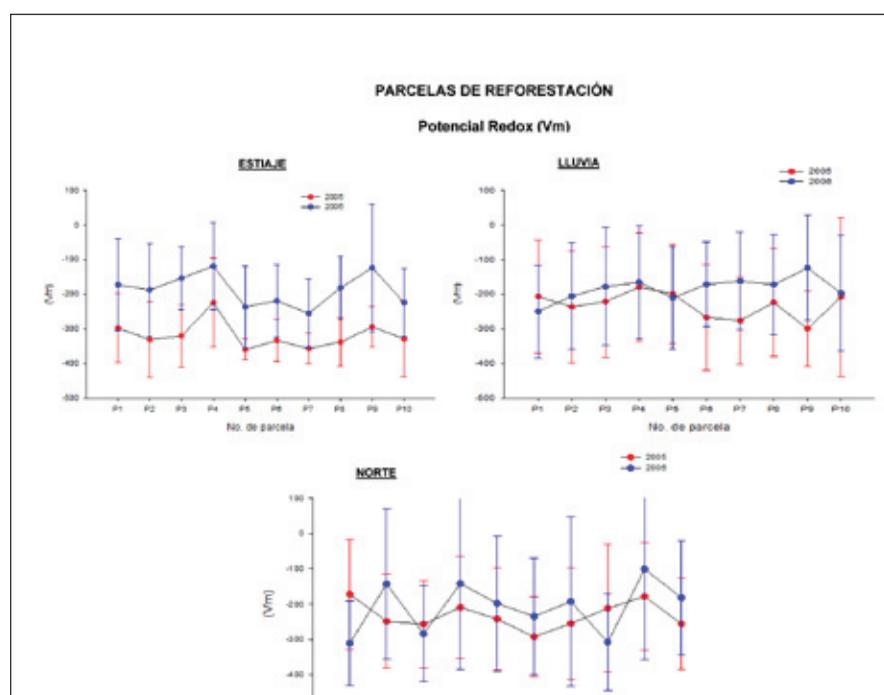


Figura 3. Valores de potencial redox (mV) antes de la rehabilitación hidrológica (2005) y posterior (2006) en parcelas restauradas al norte en el APFFLT, Campeche.

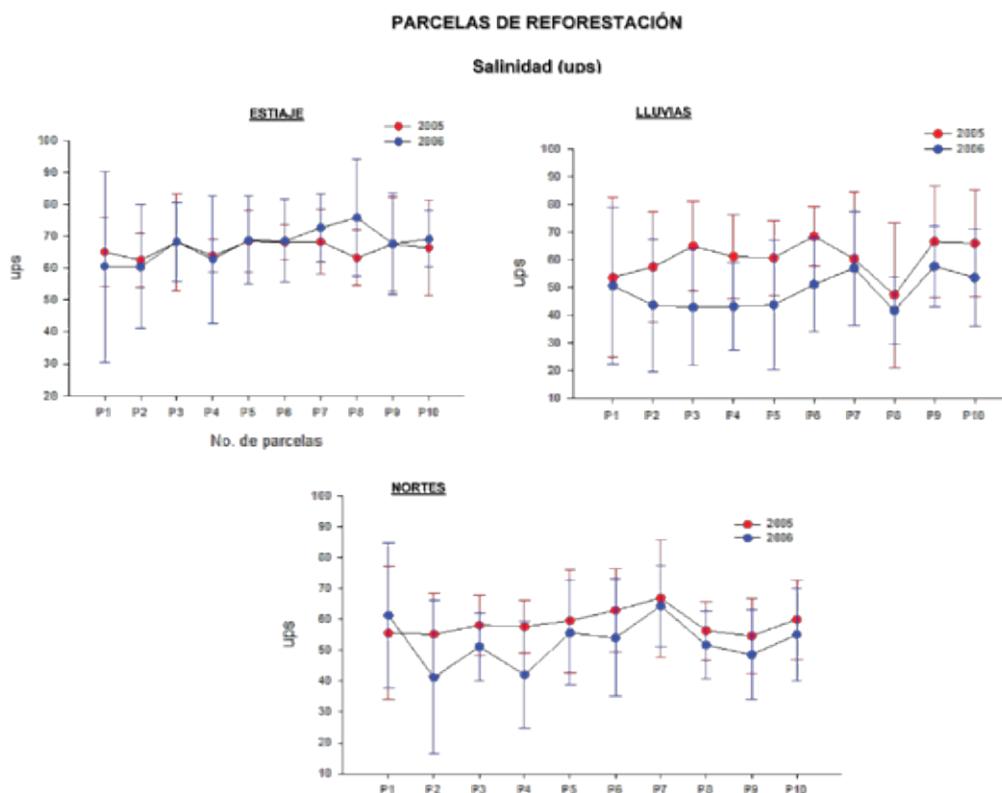


Figura 4. Concentración de la salinidad (ups) antes de la rehabilitación hidrológica (2005) y posterior (2006) en parcelas restauradas al norte en el APFFLT, Campeche. México.

Parámetros	Criterio	Test	Estadístico	gl	gl denom	Valor
Fisicoquímicos		Estadístico	F*	núm		P
pH, REDOX,	<b>Wilks</b>	0.03055	28.561	10	9	<b>0.000</b>
Temperatura,	<b>Lawley-</b>	31.73441	28.561	10	9	<b>0.000</b>
salinidad,	<b>Hotelling</b>					
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> ,	<b>Pillai's</b>	0.96945	28.561	10	9	<b>0.000</b>
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ,	<b>* Los valores de s=1 m=4.0 n=3.5</b>					
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>						

Tabla 1. Ratificación de las diferencias significativas entre los parámetros ambientales antes y después de la rehabilitación, mediante una MANOVA.

### Microtopografía en el bosque de referencia y área de restauración

La distribución de las diferentes especies de manglar y sus tipos fisonómicos a lo largo del perfil de vegetación del bosque de referencia, fue relacionada con el estudio micro topográfico. La diferencia en los niveles micro topográficos entre el bosque de referencia tipo borde vs. un bosque tipo matorral (Agraz Hernández *et al.*, 2007) fue de 10 cm y el matorral vs. muerto fue de 23.9 cm. Con respecto las plántulas de *A. germinans* presentadas en el bosque de referencia, el intervalo fue de -13 a 21.7 cm marcando claramente la periodicidad en la marea de esta especie. Por otra parte, básicamente la microtopografía en el área impactada fue un factor fundamental para el éxito del programa de reforestación. Debido a que en esta área los niveles microtopográficos se encontraron entre 22.5 y 7 cm en las parcelas (tabla 2). Por tal motivo, se utilizó la madera del manglar muerto para incrementar el nivel hasta los intervalos que presentaron las plántulas del bosque de referencia y posteriormente se reforestaron las plántulas producidas en el vivero. Rabinowitz (1975) realizó experimentos sobre el nivel micro topográfico en 4 especies de manglar (*L. racemosa*, *Rhizophora sp.*, *A. germinans*, *Pelliciera rizophorae*), concluyendo que *L. racemosa* no se encuentra en lugares en los que vive *Rhizophora sp.* y *Pelliciera rizophorae*. Siendo un factor significativo la elevación con respecto al nivel de la marea para la sobrevivencia y el crecimiento adecuado de las plántulas de manglar. La distribución microtopográfica en conjunto del efecto de las mareas y la cercanía del manto freático a la superficie del suelo, determinó el patrón estacional de los parámetros físicos y químicos del agua intersticial en el bosque (y por ende el tipo fisonómico, franjas y presencia o ausencia de las especies). Como resultado de lo anterior, se establecieron los intervalos de distribución de las especies de manglar en sus árboles.

En la tabla de microtopografía (tabla 2), se observa la distribución de los árboles adultos en las diferentes especies de manglar y tipos fisonómicos del bosque. Es importante observar que en general los árboles de *A. germinans* tipo borde (bosque de referencia) presentan salinidades del agua intersticial altas. De tal forma que la combinación de esta alta salinidad y el nivel micro topográfico limitan en el interior del bosque u otras áreas del sistema lagunar, su distribución y desarrollo.

### Vivero de manglar

La siembra en charolas de producción en el vivero con propágulos de *A. germinans* se realizó por parte inferior del propágulo de la zona más delgada no mayor 2 cm. Asimismo al utilizar productos biorracionales permitió producir plántulas de *A. germinans*, con bajo o nulo riesgo ambiental, residualidad, toxicidad, alta compatibilidad en sistemas de manejo integrado de plagas, especificidad en su aplicación y desarrollar plántulas con un mayor porcentaje de so-

brevivencia. Obteniéndose crecimientos en cuatro meses de  $45.6 \pm 5.2$  cm en altura total y una sobrevivencia del 97% en las plántulas. Dichos crecimientos fueron resultado de las excelentes condiciones en las que se desarrollaron las plántulas, con potenciales redox (mV) de  $169.8 \pm 28.0$  y pH de  $5.0 \pm 0.64$ . Una vez acondicionadas las plántulas a diferentes salinidades y concluido el cuarto mes de estancia, las plántulas fueron trasladadas a las parcelas rehabilitadas, para su reforestación.

#### *Crecimiento de plántulas reforestadas*

El crecimiento de las plántulas reforestadas en las parcelas de rehabilitación hidrológica fue de 15.8 cm/322días, superior a las plántulas silvestres localizadas en el bosque de referencia (5.7 cm/322días) (figura 6).

Es relevante mencionar que las tasas de crecimiento son mayores en las áreas rehabilitada hidrológicamente, debido a que las condiciones de los parámetros ambientales se encuentran en intervalos óptimos para su desarrollo en gran parte del año y principalmente durante la época de estiaje, al mejorar notablemente su oxigenación (figura 3 y 4), comparado con el bosque de referencia.

#### **Validación de la tendencia al tipo fisonómico del bosque restaurado**

La probabilidad para que en un futuro las áreas reforestadas alcancen atributos estructurales con tendencias a ser un tipo fisonómico borde similares al bosque conservado (bosque de referencia) es  $>0.61$ . Con base a las siguientes funciones discriminantes lineales:

Bosque	Límite inferior (cm)	Límite superior (cm)	Ancho de Clase
Laguna de Términos, Campeche, Campeche			
Árboles de <i>A. germinais</i>	0.0	14.7	7.35
<i>A. germinais</i> tipo matorral	16.2	18.9	17.55
Área de mangalar muerto	20.0	62.8	41.4
Plántulas de <i>A. germinais</i>	-13	21.7	4.35
Microtopografía en las parcelas que no requieren elevación artificial	-12.8	6.5	-8.15

Tabla 2. Distribución microtopográfica del bosque de referencia y de las parcelas a restaurar al norte de la laguna de Términos, Campeche. México.

BOSQUE DE *Avicenia germinans* TIPO BORDE = - 41.715 - 56.575(Nitritos) + 0.289(Nitratos) + 0.242(Amonio) + 5.553(Fosfatos) + 0.037(Sulfatos) + 0.011(pH) + 2.282(Temperatura) - 0.042(Conductividad) + 0.005(Redox) + 0.280(Salinidad).

BOSQUE DE *Avicenia germinans* TIPO MATORRAL = - 50.544 - 58.517(Nitritos) + 0.342(Nitratos) + 0.890(Amonio) + 5.480 (Fosfatos) + 0.35(Sulfatos) + 0.013(pH) + 2.466(Temperatura) - 0.046(Conductividad) + 0.006(Redox) + 0.330(Salinidad)

Asimismo en la figura 7 se puede observar la evolución y éxito del programa de restauración.



Figura 5. Siembra de propágulos, calidad y producción de plántulas en un vivero de manglar en Isla Aguada, Campeche. México.

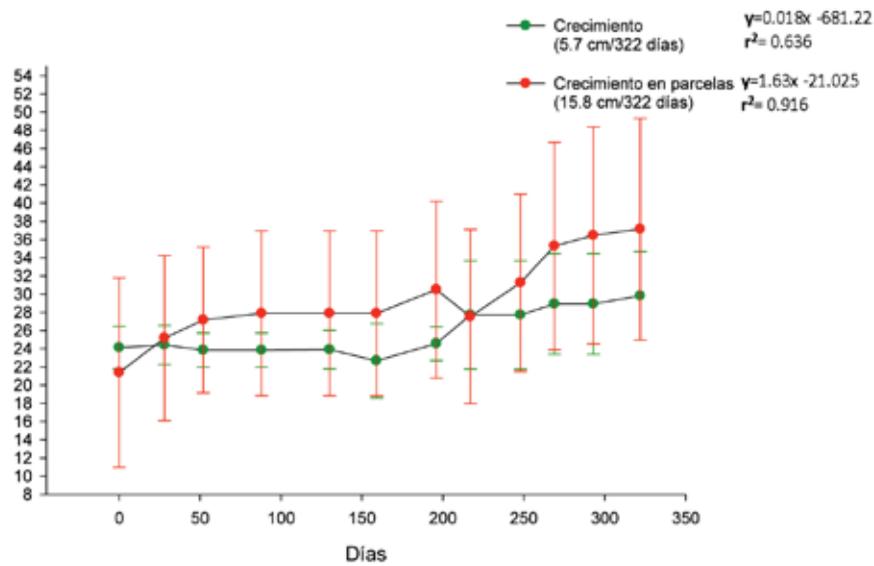


Figura 6. Crecimiento en altura de las plántulas reforestadas en áreas con rehabilitación hidrológica y en plántulas en el bosque de referencia.



Figura 7. Fase de la recuperación del bosque impactado por un evento natural, en la parte media oeste del sotavento de la Isla del Carmen, a través de la rehabilitación hidrológica y reforestación.

**LITERATURA CITADA**

Agraz-Hernández, C.M., J. Osti-Sáenz, Jiménez-Zacarías, C. García-Zaragoza, E. Chancanul, L. González-Durán, A. Palomo-Rodríguez, 2007. Restauración con manglar: criterios y técnicas hidrológicas de reforestación y forestación. Universidad Autónoma de Campeche, Comisión Federal de Electricidad, Comisión Nacional Forestal. 132 p.

Agraz-Hernández, C., J. Osti-Sáenz, C. García-Zaragoza y C. Chan Keb. en prensa. Estrategias de Restauración de ecosistemas de manglar al norte de la laguna de términos Campeche, México. Universidad Autónoma de Campeche.

Agraz-Hernández, CM., 1999. Reforestación experimental de manglares en ecosistemas lagunares estuarinos de la costa Noroccidental de México. Facultad de Ciencias Biológicas. (Tesis Doctoral). Universidad Autónoma de Nuevo León.

Bendschneider, K. y R.J. Robinson, 1952. Un nuevo método espectrofotométrico para la determinación de nitritos en agua de mar. *Diario Investigación Marina*, 11: 87-96.

Cottam, G. y J. T. Curtis, 1958. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology*, 37: 451-460.

De la Lanza-Espino, E.G., M. Rodríguez y L. Soto, 1991. Análisis ecológico de los productores primarios en la laguna de Términos, Campeche. México. *Universidad y Ciencia*, 8 (15): 15-18.

Fosberg, F.R., 1971. Mangroves versus Tidal Waves. *Biology Conservation*, 4:269-276.

Grasshoff, K., 1983. Determination of nitrate: 143-150. In: Grasshoff, K, Ehrhardt, M. y Kremling, K. ed. *Methods of Seawater Analysis*, Verlag Chemie, Weinheim.

Grasshof, K., y H. Johannsen, 1973: A new sensitive and direct method for the automatic determination of ammonia in sea water. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 24, 516-521.

- Hamilton, L. S., y S. C. Snedaker, 1984. Handbook of mangrove area management. East West Centre, Honolulu, HI.
- Koroleff, F., 1983. Determination of ammonia. In: K. Grasshoff, M. Ehrhardt, and K. Kremling, Methods of Seawater Analysis, Verlag chemie, Weinheim.
- Murphy, J., y J.P. Riley, 1962: modificado a un solo método de solución para la determinación de fosfato en aguas naturales. *Química Analítica Acta*, 27, 31-36.
- Rabinowitz, D., 1975. Planning experiments in mangrove swamps of Panama. pp. 385-393. In: G.E. Walsh, S.C. Snedaker and H.J. Teas (Eds.), Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves, Vol. 1. University of Florida, Gainesville,
- Teas, H.J., 1979. Silviculture with saline water. p. 117-161. In: Hollaender, A. ed., *The diosaline concept*. New York: Plenum Press, 117-161.
- Young, T.P., 2000. Restoration ecology and conservation Biology. *Biological Conservation*, 92:-83.



# Cambio Climático y Plaguicidas Químicos

L. Alpuche Gual.

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

El cambio climático es una preocupación mundial que se ha analizado desde varias perspectivas, incluyendo a la comunidad científica que lo ha tomado como eje central de numerosos estudios, ya que se considera que el alcance de sus efectos puede alterar la vida en el planeta de una manera devastadora. Sin embargo, aún existen temáticas que no han sido suficientemente abordadas, como es el caso de la interrelación cambio climático-plaguicidas químicos. En este trabajo se plantean algunos estudios que analizan esta sinergia y que demuestran las alteraciones que ya están ocurriendo en los ecosistemas.

## ALTERACIONES EN EL DESPLAZAMIENTO, DESTINO Y COMPORTAMIENTO DE LOS PLAGUICIDAS

Varias investigaciones indican que el cambio climático influirá de manera substancial en el movimiento, destino y comportamiento de los plaguicidas en el medio ambiente; estos patrones pueden ser modificados debido al incremento en la temperatura, lo que a su vez ocasiona alteración de los mecanismos fundamentales de partición de estos compuestos químicos, ya que aumentan los procesos fisicoquímicos tales como la volatilidad, la deposición húmeda (partículas de contaminantes asociadas a gotas de agua) y la degradación.

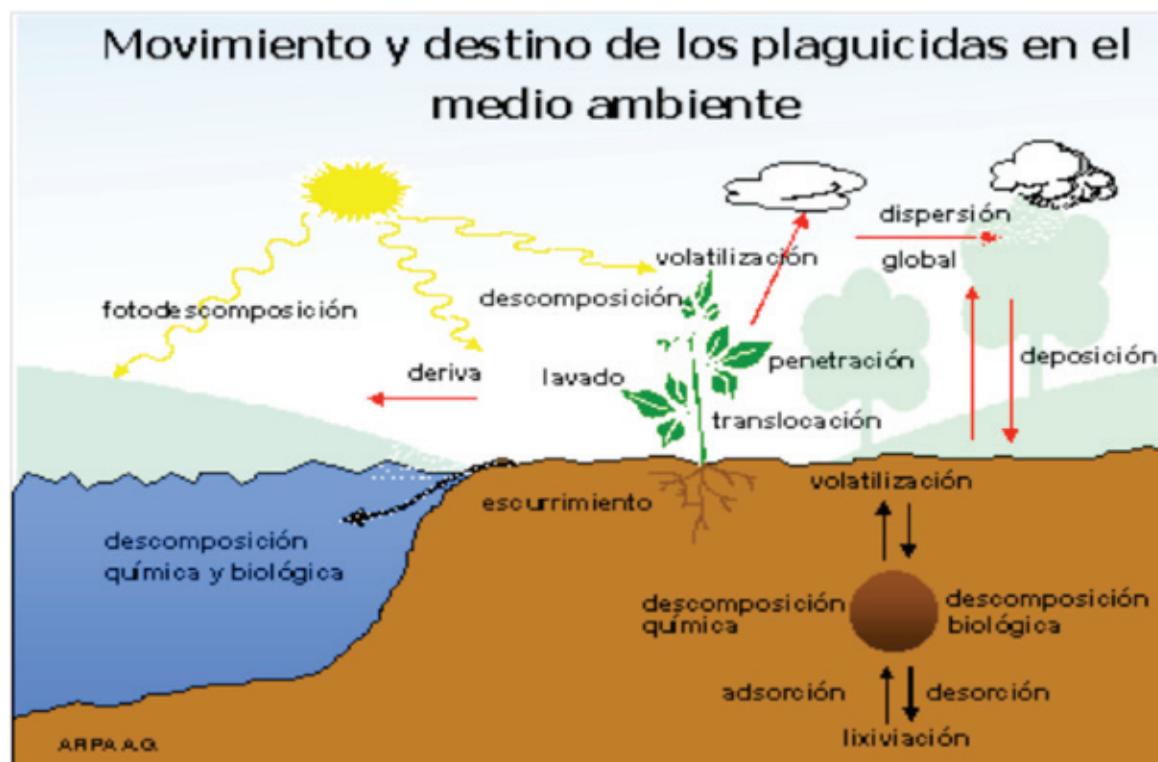
Varios autores aseveran que el calentamiento global puede reducir las concentraciones de los plaguicidas del suelo debido a una combinación del aumento de la volatilización y la degradación (Van den Berg *et al.*, 1999; Bailey, 2004), como respuesta al cambio climático se puede alterar la frecuencia y la cantidad de plaguicidas utilizados en la agricultura al incrementar las cantidades de plaguicidas empleadas (Chen y McCarl, 2001; Reilly, *et al.* 2003). Por otro lado, los incrementos en la intensidad y frecuencia de lluvias y tormentas, provocará un aumento en la deposición húmeda de los plaguicidas en los sistemas terrestres y acuáticos (Presley *et al.*, 2006; Bollmohr *et al.*, 2007; Chiovarou y Siewicki, 2007).

La volatilidad es un factor clave en la partición de los plaguicidas en el medio ambiente, y el calentamiento global podría generar una mayor evaporación de los plaguicidas en relación con el suelo y el agua. Van den Berg *et al.* (1999) señala que los procesos de volatilización pueden causar la pérdida de hasta el 50% de la dosis aplicada de un plaguicida, en función de las

siguientes condiciones: las propiedades de los plaguicidas, la técnica de aplicación utilizada y las condiciones ambientales prevalecientes. Con esta partición en la atmósfera, los plaguicidas se pueden dispersar en zonas de alta concentración a zonas de baja concentración, lo que posiblemente cause la exposición de nuevas poblaciones humanas y de flora y fauna a los efectos tóxicos de los plaguicidas (Beyer *et al.*, 2003).

Además de una mayor volatilidad, el cambio climático podría tener un efecto importante en la aceleración en el proceso de degradación de plaguicidas. Bailey (2004) examinó los residuos del isoproturón, un herbicida sistémico, en suelos durante un período de veinte años y encontró que en el período 1997-2001 aumentó la degradación de este compuesto en los suelos más calientes lo que dio como consecuencia concentraciones muy bajas del herbicida como para controlar el crecimiento de malezas, con una diferencia hasta por 30 días a diferencia de años anteriores a 1997.

Teniendo en cuenta el posible aumento de la pérdida de los plaguicidas que se aplican debido a la volatilidad y a una mayor degradación, tendría que haber un incremento compensatorio de las aplicaciones de plaguicidas para que sean eficaces contra las plagas objetivo. De acuerdo con Bloomfield *et al.* (2006) calculan que por cada 10 °C de incremento en la temperatura, se prevé que la vida media de los plaguicidas en los suelos puede disminuir hasta en un 60%.



Fuente: Adaptado de Jacobsen, J.S. and G.D. Johnson, 1993. Water quality and agrochemicals in Montana. Montana State University, Extension Service.

El Panel Intergubernamental sobre cambio climático de las Naciones Unidas (IPCC, 2007) predice que los eventos extremos de lluvia es muy posible que cada vez sean más frecuentes, generalizados e intensos durante el siglo XXI. Por otra parte, una amplia gama de modelos del clima apoya un probable aumento de la intensidad de tifones y huracanes, con precipitaciones más intensas y mayor velocidad máxima del viento (IPCC, 2007). Las precipitaciones neutralizan los gases y aerosoles, con partículas químicas adsorbida, de la atmósfera y los deposita en las superficies. Como las tormentas y lluvias son cada vez más intensas y frecuentes, esto puede ocasionar el aumento en las cantidades de contaminantes que serán depositados en las superficies terrestres y acuáticas, con la consecuente exposición de seres humanos y animales a estos productos químicos (Presley *et al.*, 2006; Bollmohr *et al.*, 2007; Chiovarou y Siewicki, 2007; )

Bollmohr *et al.* (2007) evaluaron la exposición y la toxicidad de una variedad de plaguicidas en artrópodos y peces en el estuario del río Lourens en Western Cape, Sudáfrica y encontraron concentraciones trazas de los piretroides cipermetrina y fenvalerato en la parte alta del río Lourens; sin embargo, estos plaguicidas fueron encontrados en la desembocadura del río a niveles que pueden presentar riesgos agudos y crónicos para la vida acuática.

En otro estudio Chiovarou y Siewicki (2007) emplearon un modelo para predecir el transporte y destino de seis plaguicidas, atrazina, carbaril, dibromnicie, diquat, imidacloprid y fipronil, en cuerpos de agua en el condado de Volusia, Florida y Portland, Oregon; el objetivo del estudio fue determinar la correlación entre diferentes intensidades de las tormentas y las concentraciones de contaminantes químicos en los sistemas acuáticos. Los resultados del estudio permitieron detectar una correlación significativa positiva entre las mayores concentraciones de los seis contaminantes, y el aumento en la intensidad de las precipitaciones. Por su parte, Presley, *et al.*



Aplicación aérea de plaguicidas químicos

Fuente: ¡Agua es (http://agua.es/2009/03/nuevos-plaguicidas-de-liberacion-lenta-minimizan-la-contaminacion-ambiental-y-de-los-acuiferos/)

(2006) investigaron los niveles de contaminantes y patógenos en Nueva Orleans, Louisiana, tras el huracán Katrina. Se midieron las concentraciones de aldrín y otros contaminantes orgánicos semi-volátiles, así como varios metales pesados en suelos y sedimentos y se encontró que se superaban los niveles recomendados por la Environmental Protection Agency (EPA) de los Estados Unidos. Estos estudios proporcionan pruebas de que la influencia del cambio climático y la intensidad de las tormentas que cada vez son mayores y más frecuentes puede llevar a episodios de contaminación más elevado de los cuerpos de agua y sus cuencas hidrográficas.

No es posible tener plenamente en cuenta los efectos del cambio climático en la distribución de los plaguicidas en el medio ambiente sin considerar los cambios previstos en la agricultura. El cambio climático puede afectar a la agricultura por el desplazamiento de la ubicación y el tipo de cultivos; y por lo tanto el tipo y la magnitud de las plagas que atacarán los cultivos. Ante estos escenarios, el patrón de uso de plaguicidas deberá responder a estos nuevos modelos de cultivo y a la distribución de las plagas. Aunque la mayoría de las investigaciones se han centrado en los Estados Unidos y Europa.

Tibiello *et al.*, (2002) predicen que la producción de trigo y maíz migraran más hacia el norte debido al aumento de la temperatura y la precipitación, mientras que en el sur los climas serán más caliente y más secos, lo que causará una disminución de la producción de cultivos en esas zonas. Las temperaturas más cálidas en las regiones norteadas también darán lugar a más temporadas de cultivo, permitiendo potencialmente incrementar las temporadas y suelos dedicados a la agricultura, pero también traerá consigo un aumento del uso de plaguicidas. Los agricultores podrán tener otro tipo de cultivos en zonas donde actualmente sería impensable considerarlos dentro de los programas agrícolas locales. Estos patrones de cultivo ampliados probablemente traerá aumentos en el volumen y la variedad de plaguicidas utilizados.



Plaguicidas químicos  
comúnmente empleados en  
la agricultura

Fuente: Marcos Clavel Pardo

Otra alteración importante en la agricultura que producirá el cambio climático es la alteración en la distribución y abundancia de las plagas de los cultivos. El cambio climático puede influir en las poblaciones de plagas de los cultivos mediante la reducción de tiempos de generación y el exceso de mortalidad en época invernal, incrementando el número de generaciones y las tasas de crecimiento de la población, y alterando la sincronía de los cultivos y las plagas (Cannon, 1998). Los estudios muestran que los principales factores que determinan la distribución y la abundancia de plagas son la temperatura y la precipitación, los cuales están siendo alterados con el cambio climático (Rafoss y Saethre, 2003; Gutiérrez *et al.*, 2006).

Un estudio basado en el modelo de distribución potencial del barrenador del maíz (*Ostrinict nubilalis*) en la gama europea de la plaga, predijo un desplazamiento hacia el norte de hasta 1220 kilómetros, con un aumento de la temperatura de 3 a 6 ° C (Porter *et al.*, 1991). Gutiérrez *et al.*, (2006) evaluaron la distribución y abundancia del gusano rosado (*Pecrinophora gossypiella*) en el algodón en Arizona y California. Su modelo predice que actualmente el gusano es poco probable que alcance la condición de plaga en el Valle Central de California, pero con aumentos de temperatura de 1,5 a 2,5 °C es probable que se amplíe su alcance en toda esa región. Estos resultados demuestran que las plagas en general pueden aumentar en número, en tipo y en distribución, lo que sin duda traerá un control químico de plagas muy distinto al empleado en la actualidad.

Algunos estudios han determinado cómo el uso y aplicación de plaguicidas podría cambiar en respuesta a estos cambios climáticos inducidos por alteraciones en la distribución de plagas (Chen y McCarl, 2001; Reilly *et al.*, 2003). Por ejemplo, Reilly, *et al.* (2003) se centran en un modelo para los años 2030 y 2090 para evaluar los impactos del cambio climático en el uso de plaguicidas mediante la medición actual de las cantidades de plaguicidas empleados. Calculan aumentos en los consumos de plaguicidas en los Estados Unidos entre un 10-20% para el maíz, de 5-15% en las papas, y 2-5% en la soya y el algodón y hasta de un 15% para el trigo, dependiendo de la región y el escenario de cambio climático.

Por lo tanto, hay que remarcar que el cambio climático aumenta la volatilidad, la degradación y la escorrentía de los plaguicidas hacia cuerpos de agua. En conjunto, los efectos del cambio climático pueden aumentar la exposición humana y de la vida silvestre a los efectos tóxicos de los plaguicidas.

#### **ALTERACIÓN DE LA HOMEOSTASIS Y LAS RESPUESTAS DE LOS ORGANISMOS**

Hay estudios que indican que el cambio climático está afectando la fenología de los organismos, el alcance y la distribución de las especies, y la composición y dinámica de las comunidades. Mientras que las especies históricamente se han aclimatado o adaptado a los cambios en el

clima, el ritmo rápido del cambio climático actual, junto con los hábitats cada vez más fragmentados y deteriorados presentan retos sin precedentes para las especies.

Por otro lado, la biodisponibilidad y la toxicidad de los plaguicidas para la fauna silvestre es probable que aumente en respuesta al aumento de la temperatura y la salinidad. Un mecanismo subyacente de esta toxicidad interactiva es que la temperatura altera la toxicocinética de los contaminantes químicos en la biota expuesta. Otro mecanismo probable que influye en este aumento de la toxicidad es que el incremento de la temperatura puede alterar la homeostasis y otros mecanismos fisiológicos claves, lo que agrava los efectos adversos de los contaminantes (Noyes, *et al.*, 2009). Algunas poblaciones, especialmente los que viven en el borde de su rango de tolerancia homeostático o fisiológico, pueden ser más vulnerables de manera sinérgica a estos dos factores de estrés: el cambio climático y la exposición a contaminantes.

Asimismo, la rapidez del cambio climático podría afectar la toxicidad de los contaminantes mediante la alteración de las vías de exposición y el aumento de la susceptibilidad de algunas poblaciones, especialmente los que ya están bajo algún tipo de estrés.

Además, el aumento de la temperatura pueden incrementar la absorción y excreción de sustancias tóxicas. En un estudio realizado con tres especies de insectos acuáticos: *Notonecta kirvyi*, *Pteronarcys californica* y *Dicosmoecus gilvipes*, Buchwalter *et al.* (2003) observaron una mayor absorción del plaguicida organofosforado clorpirifos al aumentar la temperatura. En otro trabajo se observaron que en peces de estuario (*Fundulus heteroclitus*), las temperaturas más altas (25 °C) contribuyeron a aumentar la velocidad de eliminación de metabolitos del toxafeno hasta dos veces más que en agua más fría (15 °C) (Maruya *et al.*, 2005).

El mecanismo exacto del incremento de toxicidad de los contaminantes por el aumento de temperaturas no se entiende completamente. La mayoría de las investigaciones se centran en especies acuáticas e indican que el aumento en la temperatura induce cambios en el metabolismo (Montserrat y Bianchini, 1995). Por ejemplo, la letalidad del dieldrin sobre la perca de agua dulce (*Etheostoma nigrum*) se incrementó con el aumento de la temperatura (Silbergeld, 1973). Gaunt y Barker (2000) encontraron que la toxicidad del herbicida atrazina para el bagre (*Ictalurus punctatus*) fue mayor con el aumento de la temperatura o la disminución de oxígeno disuelto, lo que podría ocurrir de manera simultánea en los escenarios de cambio climático. Capkin *et al.* (2006) observaron una mayor mortalidad en juveniles de trucha arcoiris (*Oncorhynchus Otworhynchus*) expuestos al insecticida endosulfán cuando la temperatura se incrementó de 13 °C a 16 °C. Estos estudios demuestran la respuesta diferencial de cada especie al aumento de las temperaturas y la exposición a sustancias tóxicas.

Los cambios de temperatura dependiente del metabolismo parece ser un importante mecanismo de modulación de la biotransformación y el aumento de la toxicidad observada en

condiciones de temperatura elevada. Se ha observado que las altas temperaturas contribuyen a disminuir la carga corporal de los insecticidas organofosforados; sin embargo, la toxicidad puede ser mayor en última instancia debido a una aceleración de la biotransformación de estos insecticidas a sus metabolitos más tóxicos. Montserrat y Bianchini (1995) sugirió una explicación similar para el aumento de la toxicidad que se observa cuando se exponen los cangrejos (*Chasmagnathus granulata*) al metilparatión; ya que encontraron un aumento de aproximadamente diez veces en la letalidad aguda con el cambios de temperatura de 12 °C a 30 °C. Los autores sugieren que la mayor temperatura favorece la activación enzimática de los organofosforados sobre la degradación y la excreción.

Los estudios de toxicocinética de los plaguicidas demuestran una hipótesis general sobre el efecto de la temperatura y la toxicidad de muchos contaminantes: aunque las tasas de absorción y excreción en general pueden incrementarse con el aumento de la temperatura, la toxicidad de estos contaminantes al final dependerá de si los cambios en el metabolismo dan como resultado un aumento de la bioactivación del tóxico o bien de su desintoxicación.

#### **INTERACCIÓN AUMENTO DE TEMPERATURA –EXPOSICIÓN A PLAGUICIDAS**

La capacidad de las especies y las poblaciones de tolerar temperaturas elevadas puede verse afectada debido a la exposición a ciertos tóxicos. El aumento en la temperatura que ocasiona el cambio climático actúa como co-estresante con los productos químicos tóxicos, tales como los plaguicidas. Esto puede afectar los procesos fisiológicos y la capacidad de la vida silvestre para mantener la homeostasis (Broomhall, 2004). Por otro lado, los organismos ectotermos, tales como peces, anfibios y reptiles pueden ser particularmente vulnerables a estas interacciones entre incremento de temperaturas y exposición a contaminantes. Además, las especies que viven en el borde de su rango de tolerancia fisiológica pueden ser menos capaces de hacer frente a estos factores combinados de estrés.

El estrés generalizado que implica mantener la homeostasis cuando los organismos están frente un aumento de la temperatura, puede potenciar los efectos de algunos plaguicidas. Existe un estudio experimental con huevos de la rana australiana (*Umnodynastes peronii*) los cuales fueron criados en un régimen de altas y bajas temperaturas y expuesto al insecticida endosulfán, los resultados indicaron un efecto negativo en sus estrategias para evitar a los depredadores entre las ranas expuestas al tóxico y criados con temperaturas más altas, respecto a los renacuajos criados con temperatura bajas (Broomhall, 2004). Este mismo efecto se observó en otro trabajo similar con otra especie de anfibios, *Litoria citropa* (Broomhall, 2002). Los límites de tolerancia a los cambios de temperatura también se redujeron en cuatro especies de peces de agua dulce expuesto a una mezcla de plaguicidas (clorpirifos y endosulfán), los organismos estu-

diados fueron la perca plateada (*Bidyanus bidyanus*), el pez arco iris (*Melanotaenia duboulayi*), la carpa occidental (*Hypseleotris klunzingeri*) y la trucha arco iris (Patra *et al.*, 2007).

En otra investigación, se determinó que la capacidad de la trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*) y el salmón del Atlántico (*Salmo solares*) para aclimatarse a los cambios de temperatura cada vez se ven más afectados por exposiciones a dosis subletales de DDT (Anderson y Peterson, 1969). Heath *et al.* (1994) encontraron que la exposición de las carpitas (*Pimephales promelas*) a dosis bajas de la ciflutrina (piretroide) reduce su zona de tolerancia de cambios en la temperatura en un 30%. Estos efectos se observaron a concentraciones tan bajas como 170 partes por billón al piretroide mencionado.

Otra consideración importante respecto al cambio climático y las interacciones con los plaguicidas, es la etapa de la vida en la que se encuentran los organismos frente a estas exposiciones, como por ejemplo durante la maduración, desove y desarrollo las cuales pueden ser estadios sensibles a la inducción de respuestas que a su vez alteran otros procesos fisiológicos, lo que finalmente resulta perjudicial para su salud y capacidad de sobrevivencia.

## CONCLUSIONES

Hay una creciente cantidad de estudios que demuestran que el cambio climático tendrá importantes impactos negativos en la distribución y la toxicidad de los contaminantes ambientales. Sin embargo, hay áreas de la toxicología ambiental y la ecotoxicología que merecen estudios más específicos y profundos. La investigación actual de los impactos del cambio climático en el comportamiento de los contaminantes y específicamente de los plaguicidas y su toxicidad analizan estas cuestiones de forma indirecta (por ejemplo, se centra en las variaciones de temperatura, de salinidad, etc.). Asimismo, hay otros estudios que se enfocan en la predicción, a través de modelos, sobre el comportamiento de los contaminantes en diferentes escenarios de cambio climático.

Las investigaciones que describen las consecuencias toxicológicas de estos patrones alterados de distribución de plaguicidas son escasos. Asimismo, hay una carencia en la información que describe los efectos del cambio climático y la exposición tóxica para la salud humana. Aunque el cambio climático es un fenómeno global, la literatura está basada en las interacciones de contaminantes sobre todo en países de América del Norte y Europa. Por lo que, los países en latitudes tropicales enfrentan el reto de lograr una mayor comprensión de los efectos biológicos del cambio climático en relación con la toxicidad de los plaguicidas químicos, así como de otros compuestos orgánicos persistentes.

De igual manera, es un desafío importante para los investigadores del medio ambiente mejorar la comprensión de los efectos de los múltiples factores de estrés que existen sobre los sistemas naturales. El cambio climático no sólo está alterando la estructura fundamental y la función de muchos ecosistemas, existen estudios que indican, sin lugar a dudas, que se está afectando la distribución y la toxicidad de los contaminantes químicos. Otra cuestión importante para la investigación en el área de toxicología ambiental será dilucidar los umbrales o puntos de inflexión en el que los contaminantes actúan como cofactores con otros agentes estresantes que finalmente conducen a profundos efectos negativos en los ecosistemas.

Fuente: pepegriilo. La guía verde (<http://pepegriilo.com/>)

Efectos contrastantes del cambio climático

**LITERATURA CITADA**

- Anderson JM, y MR. Peterson, 1969. DDT—sublethal effects on brook trout nervous system. *Science*, 164(3878):440–1.
- Bailey SW. 2004. Climate change and decreasing herbicide persistence. *Pest Manag Sci*;60(2):158–62.
- Beyer A., F. Wania, T. Gouin, D. Mackay, M. Matthies. 2003. Temperature dependence of the characteristic travel distance. *Environ Sci Technol*, 37:766–71.
- Bloomfield JP., RJ. Williams, DC. Goody, JN. Cape y P. Guha. 2006. Impacts of climate change on the fate and behaviour of pesticides in surface and groundwater—a UK perspective. *Sci Total Environ*, 369(1–3):163–77.
- Bollmohr S., JA. Day y R. Schulz, 2007. Temporal variability in particle-associated pesticide exposure in a temporarily open estuary, Western Cape, South Africa. *Chemosphere* 68(3):479–88.
- Broomhall S., 2002. The effects of endosulfan and variable water temperature on survivorship and subsequent vulnerability to predation in *Litoria citropa* tadpoles. *Aquat Toxicol*; 61(3–4):243–50.
- Broomhall SD., 2004. Egg temperature modifies predator avoidance and the effects of the insecticide endosulfan on tadpoles of an Australian frog. *J Appl Ecol* 41(1):105–13.
- Buchwalter DB, Jenkins JJ, Curtis LR. 2003. Temperature influences on water permeability and chlorpyrifos uptake in aquatic insects with differing respiratory strategies. *Environ Toxicol Chem* 22(11):2806–12.
- Capkin E, I. Altinok, S. Karahan, 2006. Water quality and fish size affect toxicity of endosulfan, an organochlorine pesticide, to rainbow trout. *Chemosphere*, 64(10):1793–800.
- Cannon RJC., 1998. The implications of predicted climate change for insect pests in the UK, with emphasis on non-indigenous species. *Global Change Biol.*, 4(7):785–96.

- Chen CC., BA. McCarl, 2001. An investigation of the relationship between pesticide usage and climate change. *Climatic Change*, 50(4):475–87.
- Chiovarou ED., y TC. Siewicki, 2007. Comparison of storm intensity and application timing on modeled transport and fate of six contaminants. *Sci Total Environ*, 389(1): 87-100.
- Gaunt P., SA. Barker, 2000. Matrix solid phase dispersion extraction of triazines from catfish tissues; examination of the effects of temperature and dissolved oxygen on the toxicity of atrazine. *Int J Environ Pollut*, 13(1–6):284–312.
- Gutierrez AP, D'Oultremont T, Ellis CK, Ponti L. 2006. Climatic limits of pink bollworm in Arizona and California: effects of climate warming. *Acta Oecol* 30(3):353–64.
- IPCC (United Nations Intergovernmental Panel on Climate Change)., 2007. *Climate Change 2007: The physical science basis*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. <http://www.ipcc.ch/ipccreports/assessments-reports.htm>.
- Maruya KA., KL. Smalling y W. Vetter, 2005. Temperature and congener structure affect the enantioselectivity of toxaphene elimination by fish. *Environ Sci Technol*, 39(11): 3999–4004.
- Monserat J. y A. Bianchini, 1995. Effects of temperature and salinity on the toxicity of a commercial formulation of methyl parathion to *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Grapsidae). *Braz J Med Biol Res.*, 28(1):74–8.
- Noyes PD., MK. McElwee, HD. Miller, BW. Clark, LA. Van Tiem, KC. Walcott, KL. Erwin y ED. Levin, 2009. The toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming World. *Environm Internat* 35, 971–986.
- Patra RW., JC. Chapman, RP. Lim y PC. Gehrke, 2007. The effects of three organic chemicals on the upper thermal tolerances of four freshwater fishes. *Environ Toxicol Chem*; 26(7): 1454–9.

- Porter JH., ML. Parry y TR. Carter, 1991. The potential effects of climatic-change on agricultural insect pests. *Agr Forest Meteorol*; 57(1-3):221-40.
- Presley SM., TR. Rainwater, GP. Austin, SG. Platt, JC. Zak y GP. Cobb, 2006. Assessment of pathogens and toxicants in New Orleans, LA following Hurricane Katrina. *Environ Sci Technol*; 40(2):468-74.
- Rafoss T., MG. Saethre., 2003. Spatial and temporal distribution of bioclimatic potential for the Codling moth and the Colorado potato beetle in Norway: model predictions versus climate and field data from the 1990s. *Agric For Entomol*; 5(1):75-85.
- Reilly J., F. Tubiello, B. McCarl, J. Melillo, 2001. Chapter 13: Climate change and agriculture in the United States. Climate change impacts on the United States: the potential consequences of climate variability and change, Report for the US Global Change Research Program. Cambridge, UK: Cambridge University Press. <http://www.usgcrp.gov/usgcrp/Library/nationalassessment/>.
- Reilly J., F. Tubiello, B. McCarl, D. Abler, R. Darwin y K. Fuglie *et al.*, 2003. US agriculture and climate change: new results. *Climatic Change*; 57(1-2):43-69.
- Silbergeld EK., 1973. Dieldrin—effects of chronic sublethal exposure on adaptation to thermal-stress in freshwater fish. *Environ Sci Technol*; 17(9):846-9.
- Tubiello FN., C. Rosenzweig, RA. Goldberg, S. Jagtap, JW. Jones, 2002. Effects of climate change on US crop production: simulation results using two different GCM scenarios. Part I: Wheat, potato, maize, and citrus. *Climate Res*; 20(3):259-70.
- Van den Berg F., R. Kubiak, WG. Benjey, MS. Majewski, S. Yates y GL. Reeves, 1999. Emission of pesticides into the air. *Water Air Soil Poll*; 115:195-218.

# Residuos de endosulfan en ecosistemas acuáticos de México

J. Rendón von Osten<sup>1</sup> y F. Bejarano<sup>2</sup>,

<sup>1</sup>Universidad Autónoma de Campeche. Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México.

<sup>2</sup>Centro de Análisis y Acción en Tóxicos y sus Alternativas (CAATA).

El endosulfán es un insecticida organoclorado que aún se emplea en México. Pertenece al grupo de los ciclodienicos y ha sido propuesto para ingresar al Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs), debido a su toxicidad, persistencia, bioacumulación, bioconcentración y capacidad de transportarse a grandes distancias. El grupo de expertos del Comité de Revisión de COPs elaboró un perfil de riesgo del endosulfán donde se describen sus características como COPs, y una evaluación de gestión de riesgos en la que se recomienda se tomen medidas para su eliminación mundial.<sup>1</sup> Hasta la fecha, el endosulfán ha sido prohibido o se ha puesto fecha límite para su uso en 73 países, dentro de los cuales se encuentran Belice, Brasil, Colombia, Jamaica, Paraguay y Venezuela.

En México de acuerdo a la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) para diciembre del 2008 se tenían 85 registros autorizados para uso agrícola del endosulfán como ingrediente activo y como producto formulado, para 20 cultivos, incluyendo hortalizas, gramíneas, leguminosas y frutales.<sup>2</sup> Del 2002 al 2010 se importaron cerca de 4 000 toneladas de endosulfán para su formulación, principalmente de Alemania, India e Israel. Aunque no es de acceso público la información de dónde y cuanto se usa de endosulfán, la amplitud de registros autorizados, sus características intrínsecas como COP y su posible dispersión ambiental a ecosistemas acuáticos, es importante evaluar estos sistemas y conocer el posible riesgo que conlleva la presencia de este compuesto.

<sup>1</sup> Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes. Convenio de Estocolmo. Perfil de riesgos sobre el endosulfán UNEP/POPS/POPRC.5/10/Add.2., Evaluación de la gestión de riesgos del endosulfán UNEP/POPS/POPRC.6/13/Add.1. ver <http://chm.pops.int/>

<sup>2</sup> Comunicación de COFEPRIS, Dic 2008 al Comité de Revisión de COPs, Ver Anexos POPRC 4 <http://chm.pops.int/>

El endosulfán en el ambiente puede reportarse ya sea como endosulfán total ( $\Sigma$ endosulfán) o como los compuestos endosulfán I (alfa), II (beta) y el endosulfán sulfato. Asimismo, en este reporte no se incluyen los resultados de estudios realizados en condiciones controladas de laboratorio los cuales generalmente se realizan con el fin de obtener información fisicoquímica o toxicológica del endosulfán.

Se entiende por compartimento o sustrato ambiental a los grandes componentes del ecosistema, siendo estos: agua, sedimento, suelo, aire y biota. Debido a que la gran mayoría de los estudios sobre la presencia de residuos de organoclorados en matrices ambientales se han enfocado en el DDT y su distribución o dispersión, hay muy pocos estudios en los cuales el objetivo principal sea la determinación de endosulfán, ya que además, el análisis químico del endosulfán, DDT y otros plaguicidas organoclorados se puede hacer de manera simultánea.

#### ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

En un estudio sobre la presencia de compuestos organoclorados en ostiones (*Crassostrea virginica*) en varios sitios del Golfo de México realizado poco más de 30 años mostró que lugares como la laguna de Pueblo Viejo (Veracruz), el estero Tamulté y laguna del Carmen (Tabasco) y en la laguna de Términos (Campeche) se encontraron concentraciones promedio de endosulfán II de 0.06 ng.g<sup>-1</sup> para los primeros tres sitios y de 0.4 ng.g<sup>-1</sup> para Campeche (Rosales *et al.*, 1979).

Galindo *et al.* (1999) reportaron la presencia de endosulfán I y endosulfán sulfato en agua, sedimento y organismos de la ensenada del Pabellón y de la Bahía Santa María en Sinaloa. En la ensenada del Pabellón se presentaron concentraciones de endosulfán I en agua de 0.0342 a 0.0973 ng.L<sup>-1</sup>, en sedimentos las concentraciones fueron de 0.003 a 0.005 ng.g<sup>-1</sup> y en camarón (*P. vannamei*) de 0.001 ng.g<sup>-1</sup>. En agua de la bahía de Santa María se determinó endosulfán sulfato en concentraciones de 0.0934 ng.mL<sup>-1</sup> y de 0.00972 ng.g<sup>-1</sup> en camarón.

En este mismo estado, tanto en el ecosistema de la ensenada del Pabellón y en la bahía de Ohuira se determinaron residuos de endosulfán en sedimentos. En la ensenada se encontró endosulfán I, II y endosulfán sulfato en concentraciones de 1.2, 0.08 y 1.5 ng.g<sup>-1</sup> respectivamente (Carvalho *et al.*, 1996), mientras que en la bahía de Ohuira se encontró solo endosulfán I pero en concentraciones de 155.02 ng.g<sup>-1</sup> (Galindo-Reyes *et al.*, 1999).

Asimismo, en Sinaloa se ha reportado concentraciones de endosulfán I, II y sulfato en sedimentos del ecosistema de Jitmazuri en concentraciones promedio de 2.8, 0.55 y 6.81 ng.g<sup>-1</sup> peso seco (González-Farias *et al.*, 2002).

En zona costera sur del Pacífico, en Chiapas, se han llevado a cabo algunos estudios, como por ejemplo el de Botello *et al.* (2000), quienes reportan para las lagunas Chantuto-Panzacola concentraciones promedio de endosulfán II de 250 ng.g<sup>-1</sup>, principalmente durante la temporada

de secas.

Asinismo en Chiapas, en un estudio llevado a cabo en el sistema lagunar Pozuelos-Murillo, se determinaron  $814.5 \text{ ng.g}^{-1}$  de endosulfán en sedimentos (Hernández *et al.*, 2004), igualmente, en sedimentos de un sistema cercano se encontraron  $155.02 \text{ ng.g}^{-1}$  de endosulfán total (González-Farias *et al.*, 2002). La distribución espacial de estos contaminantes implica un riesgo potencial debido a que se encontraron residuos en sitios donde se tienen actividades pesqueras.

En la zona del Golfo de México, en los sistemas de Palizada y Candelaria, pertenecientes a la laguna de Términos en Campeche, se ha reportado la presencia de endosulfán en peces más que en vegetación sumergida como los pastos (Díaz-González *et al.*, 2005). Así, en bagre (*A. melanopus*) del sistema Candelaria Panlau se tienen reportadas concentraciones promedio de endosulfán I de  $10.8 \pm 16.4 \text{ ng.g}^{-1}$ , de endosulfán II  $2.9 \pm 7.5 \text{ ng.g}^{-1}$  y de endosulfán sulfato de  $31.2 \pm 74.4 \text{ ng.g}^{-1}$  peso seco. En la zona de Palizada del Este se determinaron en mojarra (*Cichlasoma spp*) concentraciones promedio de endosulfán I, II y sulfato de  $21.68 \pm 35.7$ ,  $5.11 \pm 13.5$  y de  $7.1 \pm 18.8 \text{ ng.g}^{-1}$  peso seco, respectivamente.

En la laguna de Términos (Campeche), se realizaron análisis de compuestos orgánicos persistentes en muestras de agua, sedimento y ostiones. Los resultados del estudio indican que las concentraciones promedio de endosulfán total o  $\Sigma$ endosulfán en agua fueron de  $15 \text{ pg.L}^{-1}$  ( $0-37 \text{ pg.L}^{-1}$ ). En sedimentos las concentraciones de  $\Sigma$ endosulfán fueron de  $13 \text{ pg.g}^{-1}$  ( $0 - 50 \text{ pg.g}^{-1}$ ), mientras que en ostiones oscilaron entre 162 y  $670 \text{ pg.g}^{-1}$  con un promedio de  $385 \text{ pg.g}^{-1}$  (Carvalho *et al.*, 2009).

Un estudio realizado en bagres (*Ariopsis assimilis*) de la bahía de Chetunal solo fueron reportados residuos de endosulfán II con una concentración máxima de  $26.57 \text{ ng.g}^{-1}$  (base seca) (Noreña *et al.*, 2004).

Con respecto a sistemas acuáticos tierra adentro se tiene un estudio realizado durante tres temporadas climáticas en el lago de Metztlán, Hidalgo en el cual se encontraron en las capas superiores del sedimento residuos de endosulfán I y sulfato, pero no endosulfán II. Para el caso del endosulfán I las concentraciones más altas se encontraron durante julio ( $0.27 \pm 0.15 \text{ ng.g}^{-1}$  peso seco), mientras que para el endosulfán sulfato éstas se presentaron durante el mes de noviembre ( $1.1 \pm 0.5 \text{ ng.g}^{-1}$ ) (Fernández-Bringas *et al.*, 2008).

Por otra parte, con relación a contaminantes en organismos acuáticos se tiene que las concentraciones de endosulfán sulfato en leones marinos (*Zalophus californianus californianus*) varados en la bahía de Todos Santos (Baja California), presentaron una media de  $0.10 \text{ ug.g}^{-1}$  base lípidos (rango:  $0.02 - 0.30$ ) (Del Toro *et al.*, 2006)

A pesar de la escasez de estudios, lo que se ha encontrado en leones marinos confirma la capacidad de bioconcentración y de biomagnificación del endosulfán ya que estos organismos

marinos no están expuestos en los sitios de aplicación del endosulfán, si no que es a través de la red trófica.

### AVES

Se determinaron residuos de endosulfanes en plasma de Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*) de la laguna de San Ignacio, BCS en concentraciones de  $0.050 \pm 0.064$  pg. $\mu\text{L}^{-1}$  de endosulfán I, de  $0.015 \pm 0.027$  pg. $\mu\text{L}^{-1}$  de endosulfán II y de  $0.027 \pm 0.033$  pg. $\mu\text{L}^{-1}$  de endosulfán sulfato, no encontrándose diferencias en las concentraciones determinadas en hembras y machos (Rivera-Rodríguez y Rodríguez, 2010)

Existen varios estudios sobre la presencia de residuos de compuestos organoclorados en tejidos de aves, principalmente los realizados por Mora (1991); sin embargo, son muy pocos los estudios de él que indiquen la presencia de endosulfán en estos organismos. Hay un reporte de residuos de endosulfán presente en la Garza garrapatera o ganadera (*Bubulcus ibis*) del Valle de Mexicali, en la cual reporta concentraciones de endosulfán de  $0.018$   $\mu\text{g.g}^{-1}$  (rango de  $0.014$ - $0.022$   $\mu\text{g.g}^{-1}$  peso húmedo) (Mora 1991). Asimismo, un estudio realizado en el Valle del Yaqui y en el de Culiacán en 8 especies de aves, de las cuales sobresalen las palomas (*Zenaida macroura*), cormoranes (*Phalacrocorax auritus*) y garzas garrapateras (*Bubulcus ibis*), se encontraron residuos de endosulfán en todas las muestras cuya concentración no fue mayor a  $0.1$   $\mu\text{g.g}^{-1}$  (Mora y Anderson, 1991).

A pesar de la escasez de estudios, éstos confirman la capacidad de bioconcentración y biomagnificación del endosulfán en las aves acuáticas.

### CONCLUSIONES

En general, las concentraciones antes reportadas son una pequeña muestra de la posible presencia del endosulfán en los ecosistemas acuáticos; sin embargo, la presencia de endosulfán en los distintos sustratos ambientales, dada sus características intrínsecas de persistencia, transporte a grandes distancias y capacidad de bioacumulación y biomagnificación justifica aplicar un enfoque precautorio y tomar medidas que eviten su liberación ambiental.

La información acerca de la presencia de residuos de endosulfán en México es escasa debido a que algunos de los laboratorios que estudian este tipo de compuestos se enfocan principalmente en el DDT. A pesar del amplio uso del endosulfán, se puede decir que aproximadamente un 90% de las costas carece de información acerca de los posibles residuos de este compuesto, ya sea en agua, sedimento o biota.

Asimismo, es importante mencionar que existen a nivel mundial criterios de calidad de sedimentos acerca del posible riesgo que representan las concentraciones de plaguicidas organoclorados presentes (Burton, 2002); así, en estos criterios internacionales se encuentran varios

plaguicidas organoclorados e hidrocarburos aromáticos, pero no se tiene referencia del potencial tóxico que representa el endosulfán. Lo anterior indica la carencia de información del endosulfán y el poco interés que existe por este compuesto aún a nivel internacional.

Ante la recomendación del Comité de Revisión de COPs del Convenio de Estocolmo para incluir al endosulfán en el Anexo A para su eliminación a nivel mundial con excepciones, México debe apoyar esta recomendación y unirse a la tendencia internacional para su prohibición a nivel nacional, y así reducir la exposición ambiental de este plaguicida. Sin embargo, a pesar de su posible prohibición sería necesario llevar a cabo estudios de monitoreo al igual que de otros organoclorados con características de COP, con el fin de obtener información acerca de su estado y tendencias ambientales, y monitorear los compromisos a los que se llegue en el Convenio de Estocolmo.

#### LITERATURA CITADA

- Burton GA., 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* 3:65-75.
- Botello AV., L. Rueda-Quintana, G. Díaz-González y A. Toledo, 2000. Persistent Organochlorine Pesticides (POPS) in Coastal Lagoons of the Subtropical Mexican Pacific. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 64:390-397
- Carvalho FP., SW. Fowler, F. Gonzalez-Farias, I. Mee, Jw. Readman, 1996. Agrochemical residues in the Altata-Ensenada del Pabellon coastal lagoon (Sinaloa, Mexico): A need for integrated coastal zone management. *International Journal of Environmental Health Research*, 6: 209 – 220
- Carvalho FP., JP. Villeneuve, C. Cattini, J. Rendón-von Osten y J. Mota de Oliveira, 2009. Pesticide and PCB residues in the aquatic ecosystems of Laguna de Terminos, a protected area of the coast of Campeche, Mexico. *Chemosphere*, 74:988-995
- Del Toro L., G. Heckel, VF. Camacho-Ibar y Y. Schramm, 2006. California sea lions (*Zalophus californianus californianus*) have lower chlorinated hydrocarbon contents in northern Baja California, Mexico, than in California, USA. *Environmental Pollution*, 142:83-92
- Díaz-González G., AV. 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. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

- Fernández-Bringas LM., G. Ponce-Vélez, LG. Calva, IH. Salgado-Ugarte, AV. Botello y G. Díaz González, 2008. Organochlorine pesticides in lacustrine sediments and tilapias of Metztlán, Hidalgo, Mexico. *Rev Biol Trop.*, 56:1381-90.
- Galindo G., C. Villagrana y G. Lazcano, 1999. Environmental Conditions and Pesticide Pollution of two Coastal Ecosystems in the Gulf of California, Mexico. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44:280-286
- Galindo G, Fossato VU., C. Villagrana-Lizarraga y F. Dolci, 1999. Pesticides in Water, Sediments, and Shrimp from a Coastal Lagoon off the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*; 38:837-841
- González-Farías F., X. Cisneros Estrada, C. Fuentes Ruíz, G. Díaz González y AV. Botello, 2002. Pesticides distribution in sediments of a tropical coastal lagoon adjacent to an irrigation district in northwest Mexico. *Environ Technol*; 23:1247-56.
- Hernández-Romero AH., C. Tovilla-Hernández, EA. Malo y R. Bello-Mendoza, 2004. Water quality and presence of pesticides in a tropical coastal wetland in southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 48: (2004) 1130-1141
- Mora MA., 1991. Organochlorines and breeding success in cattle egrets from the Mexicali Valley, Baja California, Mexico. *Colonial Waterbirds*; 14:127-132.
- Mora MA., y DW. Anderson, 1991. Seasonal and Geographical Variation of Organochlorine Residues in Birds from Northwest Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*; 21:541-548.
- Noreña-Barroso E., R. Sima, G. Gold-Bouchot y O. Zapata, 2004. Persistent organic pollutants and histological lesions in Mayan catfish *Ariopsis assimilis* from the Bay of Chetumal, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 48:263-269
- Rivera-Rodríguez LB. y R. Rodríguez-Estrella, 2010. Incidence of organochlorine pesticides and the health condition of nestling ospreys (*Pandion haliaetus*) at Laguna San Ignacio, a pristine area of Baja California Sur, Mexico. *Ecotoxicology*, DOI 10.1007/s10646-010-0553-5
- Rosales MTL., AV. Botello, H. Bravo y EF. Mandelli, 1979. PCBs and Organochlorine Insecticides in Oysters from Coastal Lagoons of the Gulf of Mexico, Mexico. *Bull. Environm. Contain. Toxicol*; 21:652-656

# Conformación y Primeros Avances de la Red Regional para el Estudio y Manejo Integral del Recurso Camaron del Golfo de México

A. Sosa López; D. Pech-Pool, J. Ramos Miranda, D. Flores Hernández y G. Villalobos Zapata  
Universidad Autónoma de Campeche. Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México.

## INTRODUCCIÓN

En la problemática pesquera y acuícola de México, desde la década de los setentas, una de las interrogantes más importantes ha sido por un lado, ¿Cuál? o ¿Cuáles? son de manera precisa, los principales factores que han contribuido al decaimiento de la pesquería del camarón, y por otro ¿Cuáles? son los factores que impiden el despegue de la industria camaronícola en el Golfo de México. Para el área pesquera, la presión proveniente de las diversas actividades socioeconómicas, entre la que destaca el efecto de la industria petrolera, establecida en la Sonda de Campeche a mediados de los 70, el deterioro del hábitat y las modificaciones en la estructura trófica de las comunidades acuáticas; son factores de reconocido efecto en la variabilidad de la producción camaronera. De forma paralela a la tendencia decreciente de los volúmenes de captura de camarón, el desarrollo de biotecnologías para el cultivo de diversas especies de camarón ha surgido como una actividad que pretende solventar las demandas del recurso en el mercado. Sin embargo, el desarrollo de biotecnología de producción, su implementación y mantenimiento en el largo plazo ha sido un enorme reto a través de cada una de las fases del desarrollo de los paquetes tecnológicos. Dentro de los factores más importantes que no han permitido el despegue de la acuicultura en la región, se encuentran la falta de inversión ligada a la escasa investigación. Con base en lo expuesto anteriormente, un grupo de investigadores provenientes de diversas instituciones de la región (CRIP-INP, UAC, TEC-Lerma, UJAT, CICIMAR-IPN, UAM, UMDI-UNAM, CINVESTAV-IPN, ECOSUR, IFREMER) plantean que una de las mejores formas de manejo sustentable del recurso camarón es sin duda, a través de la conformación de una Red Inter-Institucional de Investigación regional para el estudio y manejo del recurso camarón del Golfo de México, la cual debe articular los principios del Sistema Producto Camarón con los diversos proyectos de investigación nacionales e internacionales liderados por diversas instituciones académicas.

**OBJETIVOS ESPECIFICOS**

- A) Crear y conformar la red Inter-Institucional de Investigación Regional para el estudio y manejo del recurso camarón del Golfo de México y su inserción en redes nacionales e internacionales con líneas de investigación pertinentes al desarrollo del estado y la región.
- b) Generar una comunidad virtual regional, con ayuda de las tecnologías de la información como un instrumento de vinculación entre los diversos miembros de la red enfocados a la atención de problemas y oportunidades locales e regionales en torno a la problemática del recurso camarón.
- c) Fortalecer y consolidar a la Red Inter-Institucional de Investigación Regional para el estudio y manejo del recurso camarón del Golfo de México, con sustento en la cooperación entre cuerpos de investigadores, empresarios, departamentos gubernamentales y el sector social para atender las demandas prioritarias del estado y la región.
- d) Difundir las actividades y productos resultado de la cooperación de la Red Inter-Institucional de Investigación Regional para el Estudio y Manejo del Recurso Camarón del Golfo de México, en atención a problemas y oportunidades locales e regionales.

Conformación y Primeros Avances de la Red Regional para el Estudio y Manejo Integral del Recurso Camarón del Golfo de México

**Problemática, Flujo de información y recursos entre sectores para el aprovechamiento sustentable**





## GRUPOS Y ENFOQUES DE INVESTIGACIÓN PRIMER TALLER de la REMIC del Golfo de México



### **PRINCIPALES PRODUCTOS DEL PRIMER TALLER**

- Creación de la red virtual; página web con información diversa y listado de expertos sobre el estudio del recurso camarón.
- Establecimiento de líneas de investigación prioritarias y mecanismos para su desarrollo.
- Identificación de bibliografía técnica para la edición de catálogo bibliográfico sobre el recurso camarón.
- Revisión de planes y programas especializados para la formación de futuros manejadores del recurso.

### **INSTITUCIONES PARTICIPANTES**

- **Sistema Producto Camarón de Altamar AC**
- **Secretaría de Pesca**
- **INAPESCA, Centros Regionales de Investigación Pesquera**
- **CONAPESCA-SAGARPA**
- **Instituto Tecnológico de Lerma, Campeche**
- **UACAM, UNACAR, UJAT, UAT, UNAM**
- **IFREMER-Francia**

Información y correspondencia  
Centro EPOMEX  
Av. Agustín Melgar y Juan de la  
Barrera. Apartado Postal 520,  
C.P. 24030, Campeche,  
Campeche, México.  
Tel: (981) 811-9800 ext. 62300  
Fax:(981) 811-9800 ext. 62399