



Manglares: **ecosistema centinela** frente al cambio climático, Golfo de México*

Mangrove swamps: sentinel ecosystem in front of the climatic change, Gulf of Mexico

Alejandro Yáñez-Arancibia¹, John W. Day², Robert R. Twilley² y Richard H. Day³

¹ Instituto de Ecología A.C. Red Ambiente y Sustentabilidad. Veracruz, México. alejandro.yanez@inecol.mx

² Department of Oceanography and Coastal Sciences, Louisiana State University, Baton Rouge, Louisiana, EUA. johnday@lsu.edu, rtwilley@lsu.edu

³ United States Geological Survey USGS, Louisiana, EUA. dayr@usgs.gov

RESUMEN

Frente al desafío que enfrentan los sistemas económicos, sociales y ecológicos de la zona costera, se presentan evidencias de estructura funcional del sistema ecológico de manglar, revisitando la hipótesis planteada por Yáñez-Arancibia *et al.* (1998) y revisada más adelante por Yáñez-Arancibia *et al.* (2010): “los manglares como hábitat forestado crítico de la zona costera presentan respuestas de acomodación frente a la variabilidad ambiental que induce el cambio global, desarrollando un papel estructural y funcional clave en la estabilidad de la línea de costa, la persistencia de hábitats y biodiversidad, el metabolismo del ecosistema, reduciendo riesgos e incertidumbre para el desarrollo sustentable del uso de sus recursos”. Evidencias recientes indican que los manglares en el Golfo de México responden a esta hipótesis y -como respuesta al cambio climático y sus efectos en la zona costera- muestran un patrón ampliado y consistente de distribución, colonizando todo el Golfo hacia el norte, incluyendo la costa Atlántica de la Península de Florida, ante la oportunidad de la “tropicalización global del Golfo de México”. Más aún, actualmente las cuatro especies de manglar del Golfo de México ya se encuentran distribuidas en el Estado de Texas. Concluimos que el ecosistema de manglar es un “*ecosistema-centinela*” frente al impacto del cambio climático en el Golfo de México.

PALABRAS CLAVE: cambio climático, ecosistema-centinela, manglar, tropicalización Golfo de México.

ABSTRACT

Considering the challenge that the economic, social and ecological systems face -in order to know and mitigate the global climate change-, evidences of the functional structure of mangroves ecological system are presented revisiting the hypothesis presented by Yáñez-Arancibia *et al.* (1998), and revised latter by Yáñez-Arancibia *et al.* (2010): “the mangroves as a critical forest habitat of the coastal zone present accommodation responses to the environmental variability that induces global change playing an structural and functional role in the stability of the coastline, the persistence of habitats and biodiversity, the metabolism of the ecosystem, reducing risks and uncertainty for the sustainable development of the use of its resources”. Recent evidences indicates that mangroves in the Gulf of Mexico follows this hypothesis and -as answer to climate change and its effects in the coastal zone- shows a consistent pattern of geographical distribution colonizing all over the northern coast of the Gulf, including the Atlantic coast of Florida Peninsula because of the opportunity of “global tropicalization of the Gulf of Mexico”. Moreover, at present the four mangrove species in the Gulf of México are distributed in the Texas state U.S. We conclude that mangrove ecosystem is a “*sentinel-ecosystem*” in front of climate change impact in the Gulf of Mexico.

KEY WORDS: climate change, sentinel-ecosystem, mangrove, tropicalization Gulf of Mexico.

* Versión revisada, actualizada y expandida, basado en Yáñez-Arancibia *et al.* (1998) y Yáñez-Arancibia *et al.* (2010).

INTRODUCCIÓN

Los bosques de manglar están considerados entre los ecosistemas más vulnerables de la banda tropical/subtropical del planeta y sometidos a tensiones ambientales diversos en la interface continente/océano (UNEP, 1994; Kjerfve y Macintosh, 1997; Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1999; Mitsch y Gosselink, 2000; Valiela *et al.*, 2001; Duke *et al.*, 2007; Twilley y Day, 2013; Mitra, 2013a, 2013b). Todos estos autores coinciden en que el cambio climático tiene diversos componentes que actúan a diferentes escalas, siendo los más relevantes: cambios en el nivel medio del mar, eventos de inundaciones, tormentas tropicales, precipitación pluvial, erosión costera, temperatura ambiente y del agua, concentración de anhídrido carbónico atmosférico, patrón de circulación litoral, integridad ecológica de ecosistemas vecinos, e influencia social y económica asociada al cambio climático.

Para el siglo XXI esto plantea gran preocupación, porque la estructura funcional y los servicios ambientales que se desarrollan en los ecosistemas costeros tropicales, pudieran ubicar a los manglares en riesgo severo frente a los impactos del cambio climático, particularmente en lo que se refiere a los procesos geomorfológicos, sedimentológicos, biogeoquímicos, distribución geográfica, resiliencia morfo fisiológica y la incertidumbre de la sustentabilidad de los servicios ambientales que tienen estos bosques anfibios, entre otros aspectos (e.g. Kjerfve y Macintosh, 1997; Bortone, 2005; Ellison, 2009; Lara *et al.*, 2009; Alongi, 2009; Twilley *et al.*, 1996; Twilley y Rivera-Monroy, 2009; Twilley y Day, 2013; Mitra, 2013a).

En ese contexto, tanto por la importancia de la integridad ecosistémica de los bosques de manglar, como la gran vulnerabilidad de la zona costera, el Golfo de México está siendo el foco de atención como laboratorio natural, puesto que está resintiendo significativamente el severo impacto que induce el cambio climático sobre sus humedales costeros (Twilley *et al.*, 2001; Scavia *et al.*, 2002; Ning *et al.*, 2003; Day *et al.*, 2008, 2012; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2013). Eso se refleja en contribuciones recientes que relacionan el ecosistema de manglar, sus componentes estructurales y funcionales y los procesos ecológicos, con

los efectos del cambio climático, lo cual permite avanzar en la comprensión ecosistémica de la correlación “resiliencia/cambio climático” hacia un manejo ecosistémico integrado de este recurso natural costero tropical. Por ejemplo, entre otros tópicos:

- Respuestas de los peces y las pesquerías: (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1993; Pauly y Yáñez-Arancibia, 1994; Pauly e Ingles, 1999; Lee, 2004; Santilan, 2004; Manson *et al.*, 2005; Greenwood *et al.*, 2006; Steven *et al.*, 2006; Paperno *et al.*, 2006; Switzer *et al.*, 2006; Heileman y Rabalais, 2008; Heileman y Mahon, 2008; Martínez-Arroyo *et al.* 2011; Baltz y Yáñez-Arancibia, 2013).
- Respuesta en abundancia y distribución de poblaciones de aves y mamíferos: (Post *et al.*, 2009).
- Vulnerabilidad del endemismo de los vertebrados terrestres: (Luther y Greenberg, 2009).
- Respuestas de los manglares a la variabilidad climática: (Bacon, 1994; Dugan, 1994; Ellison, 1994; Field, 1995; Jiménez, 1999; McKee, 2004; Milbrandt *et al.*, 2006; Proffitt *et al.*, 2006; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1998; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2010; McKee *et al.*, 2012; Record *et al.* 2013; Mitra 2013a).
- Ecogeomorfología de los humedales tropicales: (Thom, 1967; Mendelssohn y McKee, 2000; Day *et al.*, 2008; Day *et al.*, 2012; Lara *et al.*, 2009; Ellison, 2009; Wooddroffe y Davies, 2009; Twilley y Day, 2013).
- Erosión *versus* la acreción de humedales: (Thom, 1967; Bacon, 1994; UNEP, 1994; Morris *et al.*, 2002; Cahoon, 2006; Cahoon *et al.*, 2002; Souza-Filho *et al.*, 2006; McKee *et al.*, 2007).
- Aporte de sedimentos como insumo de funcionalidad costera: (Lee *et al.*, 1996; Day *et al.*, 1999; Cahoon *et al.*, 1999, 2002, 2006, 2009; Ellison, 2009).
- Aporte de agua dulce como insumo de funcionalidad costera: (Whelan *et al.*, 2005; Patterson *et al.*, 1997; Poff *et al.*, 2002; Whelan *et al.*, 2005; Boorman, 2009; Day *et al.*, 2009a).
- Tolerancia a la baja temperatura: (McMillan, 1975; McMillan y Sherrod, 1986; Lugo y Patterson-Zucca,



1977; Sherrod *et al.*, 1986; Olmsted *et al.*, 1993; McKee, 2004; Day *et al.*, 2013a; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1998, 2010).

- Distribución en el Golfo de México y general: (Sherrod y McMillan, 1985; Lot-Helgueras *et al.*, 1975; Markley *et al.*, 1982; Kangas y Lugo, 1990; Thomas, 1993; Spalding *et al.*, 1997; Duke *et al.*, 1998; Zomlefer *et al.*, 2006; Saintilan *et al.*, 2009; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2010; Day *et al.*, 2013a).
- Dinámica ecosistémica y vulnerabilidad geomorfológica costera en relación con huracanes, subsidencia, sedimentación y ascenso del nivel del mar: (Conner *et al.*, 1989; Day y Templet, 1989; Woodroffe, 1990; Brinson *et al.*, 1995; Kjerfve y Macintosh, 1997; Michener *et al.*, 1997; Twilley *et al.*, 1999; Reyes *et al.*, 2003; Rogers *et al.*, 2005; Yáñez-Arancibia, 2005; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2013b; Milbrandt *et al.*, 2006; Gilman *et al.*, 2008; Ellison, 2009; Day *et al.*, 2012; Ortiz-Pérez *et al.*, 2013).
- Manejo ecosistémico integrando el funcionamiento del ecosistema con los procesos físicos y biológicos: (Lee, 1995; Pauly e Ingles, 1999; Twilley *et al.*, 1996; Lara-Domínguez *et al.*, 2002; Gilman *et al.*, 2008; Lara *et al.*, 2009; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2010; Twilley y Day, 2013; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2013b).
- Paradigmas ecológicos en ecosistemas de manglar: hacia nuevas agendas para el siglo XXI: (e.g. Snedaker, 1995; Blasco *et al.*, 1996; Lee, 1995; Lee, 1999; Lugo, 1999; Mitsch y Gosselink, 2000; McKee, 2004; McKee y Rooth, 2008; Manson *et al.*, 2005; Worley, 2005; Duke *et al.*, 2007; Gilman *et al.*, 2008; Alongi, 2008, 2009; Wolanski *et al.*, 2009; Twilley y Rivera-Monroy, 2009; Record *et al.*, 2013).

El efecto del cambio climático sobre los manglares no es una discusión agotada, porque no es un fenómeno simple de correlación lineal. Por ejemplo, el calentamiento global puede estimular la expansión de los manglares hacia latitudes altas, pero esto tiene un efecto sinérgico con el ascenso relativo del nivel del mar por expansión de la capa oceánica y el deshielo de los glaciares de ambos polos.

Este cambio de nivel del mar normalmente altera los niveles normales de inundación de las tierras bajas y ello se relaciona con la estructura de los bosques y su área de colonización. Al mismo tiempo, esto provoca cambios en el patrón de lluvias y con ello se asocian cambios en salinidades del suelo y del agua, con lo cual las interacciones fisiológicas, biogeoquímicas y ecológicas de competitividad entre los manglares y otra vegetación asociada, se distorsionan. El incremento en la frecuencia e intensidad de tormentas tropicales, combinado con el ascenso del nivel del mar, altera los patrones de sedimentación, erosión y subsidencia, con lo cual el umbral de resiliencia es sometido a estrés adicional de los manglares. Paradójicamente, el mayor aporte de sedimentos terrígenos hacia la costa, en combinación con suficiente aporte de agua dulce y combinado con una llanura costera extensa y mayor temperatura los manglares encuentran condiciones propicias para su expansión. Adicionalmente, el incremento de la concentración de CO₂ atmosférico puede inducir el crecimiento de los manglares por la estimulación fotosintética y el uso eficiente del agua desde las raíces; pero todos estos aspectos actúan interconectados ecológicamente y por ello continúan siendo hipótesis en desarrollo (e.g., Bacon, 1994; Snedaker, 1995; Kjerfve y Macintosh, 1997; McKee, 2004; McKee *et al.*, 2007; McKee y Rooth, 2008; Alongi, 2008; Gilman *et al.*, 2008; Day *et al.*, 2008, 2012, 2013; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2010; Mitra, 2013a, 2013b).

Complementariamente, el marco de referencia –físico ambiental– para todo el Golfo está bien documentado y eso facilita integrar información y analizar la posibilidad de explorar algunas hipótesis para investigaciones ecológicas futuras, las cuales ya se tornan urgentes. Lo referente al cambio climático se documenta en: (Twilley *et al.*, 2001; Poff *et al.*, 2002; Scavia *et al.*, 2002; Ning *et al.*, 2003; Greening *et al.*, 2006; Hoyos *et al.*, 2006; Day *et al.*, 2005, 2007, 2008, 2012, 2013a; Yáñez-Arancibia y Day, 2005; Day y Yáñez-Arancibia, 2013; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007, 2008). Lo referente a la circulación oceánica y costera y su relación con velocidad de corrientes, temperaturas, asociado con descarga de ríos y distribución de clorofilas, se documenta en: (Schmitz *et al.*, 2005;

Oey *et al.*, 2005; Chassignet *et al.*, 2005; Douglas, 2005; Kantha, 2005; Morey *et al.*, 2005; Zavala-Hidalgo *et al.*, 2002; Zavala-Hidalgo *et al.*, 2003; Schmitz, 2005; Weisberg *et al.*, 2005; Hu y Muller-Karger, 2005; Manzano-Sarabia *et al.*, 2008).

Con estos antecedentes de referencia, el objetivo de este trabajo es describir el funcionamiento general de ecosistemas costeros en el Golfo de México y su vínculo con las predicciones del cambio climático, analizando cómo el cambio climático impactará a los humedales costeros y las implicaciones que esto conlleva hacia el manejo-ecosistémico de la zona costera. Al mismo tiempo de orientar implicaciones en docencia a nivel de posgrado sobre ecología costera tropical hacia el futuro inmediato. El referente es el trabajo de Yáñez-Arancibia *et al.* (1998) sobre los ecosistemas de manglar frente al cambio climático global, actualizando las respuestas que los manglares empiezan a manifestar para reacomodar su distribución ante la oportunidad de nuevas magnitudes de parámetros ambientales que condicionan su actividad biológica, antes planteado en Yáñez-Arancibia *et al.* (2010), lo cual permite fundamentar en este trabajo que los manglares son ecosistemas-centinela frente a los efectos que induce el cambio climático, avanzando hacia la tropicalización global del Golfo de México.

¿TROPICALIZACIÓN GLOBAL DEL GOLFO DE MÉXICO?

El cambio climático global está provocando diferentes impactos en el Golfo de México, incluyendo incremento de la temperatura superficial del océano, ascenso acelerado del nivel medio del mar, cambios en el régimen de lluvias y el patrón de descarga de agua dulce, cambios en la frecuencia e intensidad de las tormentas tropicales, e incremento de la temperatura ambiente tierra adentro (Day *et al.*, 2008, 2012, 2013; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2013). El ascenso acelerado del nivel del mar está haciendo presión significativa sobre los humedales costeros y otros ambientes de las tierras bajas (Rybczyk *et al.*, 2013). Importantes razones fisiológicas que inducen pérdida de humedales impactando manglares son: las inundaciones,

los cambios de salinidad y la dinámica del ciclo de los nutrientes (Lugo 1999; Medina, 1999; Day *et al.*, 2008, 2012, 2013a); el cambio climático magnificará estos impactos. La precipitación alrededor del Golfo varía desde árido hasta hiper húmedo. La descarga de agua dulce está incrementándose en algunos estuarios del Golfo y disminuyendo en otros, con el impacto potencial de inundaciones severas, erosión de cuencas y los efectos hacia los humedales, la productividad costera y el potencial para florecimiento de algas nocivas (Day y Yáñez-Arancibia, 2013). En general, el ascenso acelerado del nivel del mar, combinado con un patrón atípico de lluvias, e incremento de la temperatura, está provocando múltiples presiones ambientales sobre los humedales, debido al incremento de la salinidad en contraste con inundaciones excesivas (Day *et al.*, 2008, 2012, 2013a, 2013b).

Un importante efecto del calentamiento global en el Golfo de México, ha sido bien explicado por Manzano-Sarabia *et al.* (2008). Esos autores encuentran evidencias empíricas observando grandes áreas calientes del Golfo vinculadas con severo efecto de El Niño ocurrido el año previo en el Océano Pacífico; por ejemplo, la gran área caliente de 1998 se correlaciona con fuerte respuestas biológicas negativas, como capturas pesqueras, niveles de clorofila-a y producción primaria neta, en el suroeste del Golfo de México (Fig. 1). Respuestas contrarias fueron encontradas durante otros eventos de grandes áreas calientes que ocurrieron durante épocas sin efectos de El Niño como en los años 2000-2001. Las grandes extensiones de áreas calientes con temperaturas elevadas, con o sin efectos de El Niño, tienen fuerte influencia sobre los componentes biológicos en la zona marino-costera del Golfo de México (Manzano-Sarabia *et al.*, 2008). El valor que predomina desde julio a septiembre es de 28,5 °C, con un valor de 24,5 °C en enero y febrero. El área de 28,5 °C, señalado en la figura 1, cubre una extensión de 6 742 753 km², pero el área expandida por el efecto de El Niño es casi el doble, 11 858 550 km². Estos datos de Manzano-Sarabia *et al.* (2008) fueron cotejados con Wang *et al.* (2006) en el sentido de que, un área caliente 25% más grande que el área climatológica SST es definida como



“gran área caliente” (= *large warm pool*) y, para efecto de la figura 1, el área encontrada por Manzano-Sarabia *et al.* (2008) fue 76% más grande que el SST climatológico para la figura 1(A) y 190% más grande para la figura 1(B).

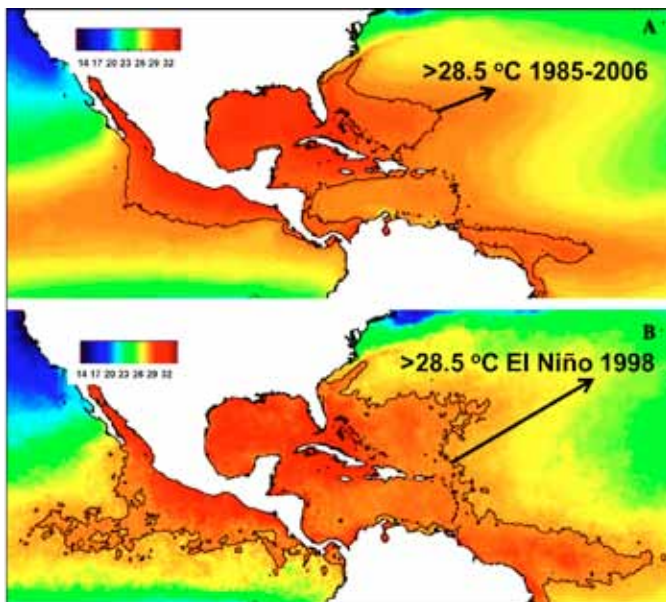


FIGURA 1. Promedio del balance julio-septiembre de temperatura superficial del océano Atlántico occidental y su relación con el Golfo de México y Caribe. El área con temperaturas mayores a 28,5 °C en la superficie del mar cubre completamente el Golfo de México para veinte años de datos. Esta área se expande considerablemente como efecto del fenómeno de El Niño. Imagen Jul-Ago-Sep AVHRR Pathfinder v5.0. (A) 1985-2006, (B) El Niño 1998. NASA Ocean Processing Group, NASA GSFC, PODAAC y AVISO para datos de satélite. Tomado de Manzano-Sarabia *et al.* (2008) y reproducido con autorización del autor durante el 1er Congreso Internacional de Manglares, Mérida Yucatán, Octubre 2010. Explicación en el texto.

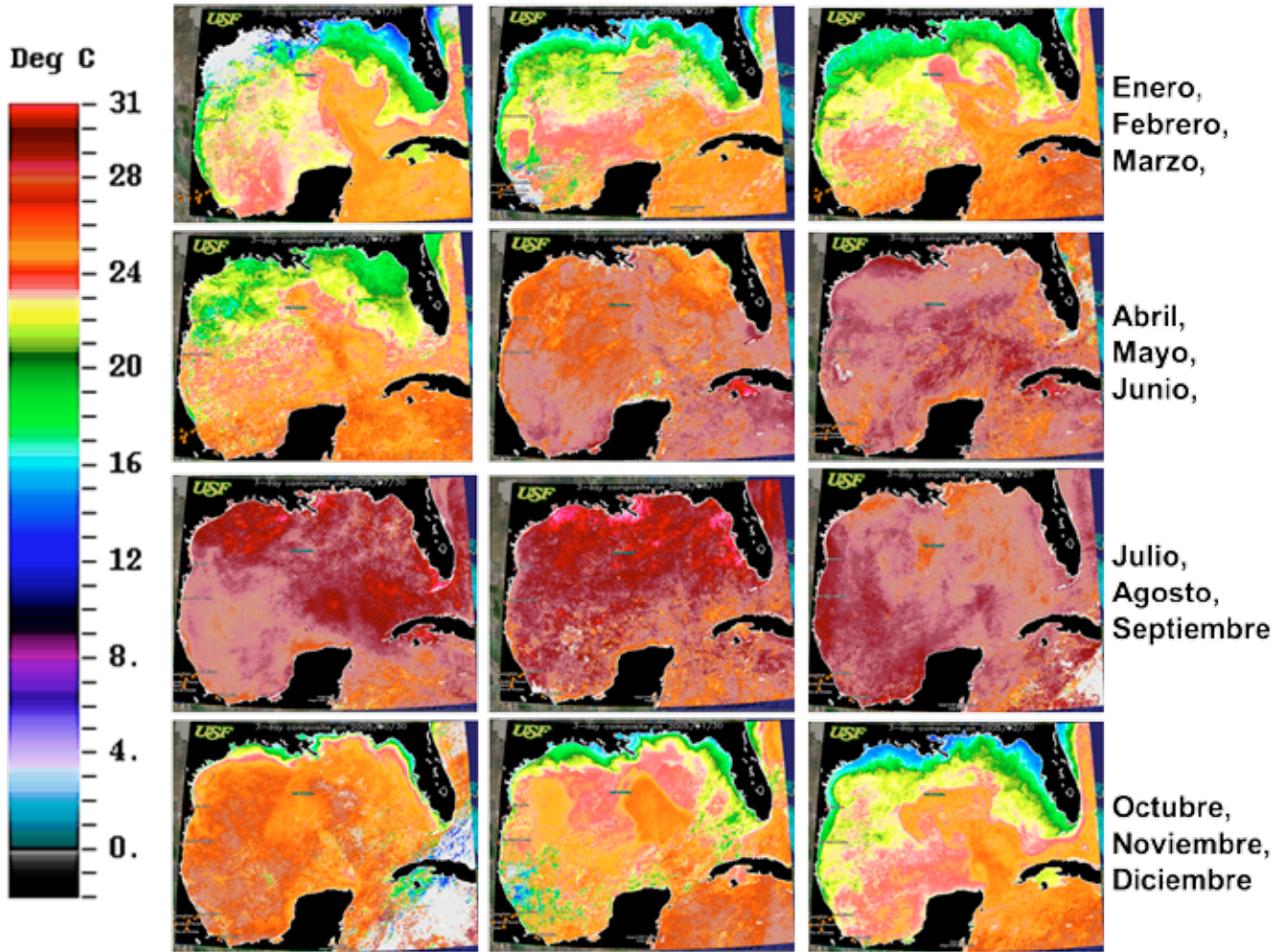
Cabe destacar que El Niño 1998-99 ha sido el efecto ENSO (El Niño Southern Oscillation) más severo con que finalizó el siglo XX. Del estudio de Manzano-Sarabia *et al.* (2008) se puede inferir que el umbral térmico de las capas oceánicas superficiales del Golfo de México ya está descrito y por esos datos, las “luces rojas ya están encendidas”.

El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2007) predijo que la temperatura global podría elevarse entre 1 y 5 grados centígrados durante el siglo XXI. La temperatura controla directamente numerosos procesos vitales y los cambios en el régimen térmico (p. ej., temperaturas extremas, duración del evento y el intervalo estacional de los cambios térmicos) pueden regular directamente las tasas de crecimiento y reproducción de diferentes especies biológicas, incluidos los humedales costeros. Los cambios inducidos por el clima en regímenes de temperatura regional, inducirán un amplio intervalo de respuestas ecológicas, desde extinciones locales de especies en particular, hasta cambios en la composición de especies de áreas específicas, a la vez de cambios en la tasa de procesos eco sistémicos físico químicos (como la producción primaria, actividad microbiana y estructura trófica de consumidores). En el caso de la expansión de especies hacia latitudes mayores, como consecuencia del calentamiento global, dependerá de la habilidad en la dispersión de la especie, la disponibilidad de los insumos ambientales requeridos para contender con la resiliencia y estas respuestas serán siempre, diferentes para cada tipo de conjunto de poblaciones de especies costeras (vegetales o animales).

Los eventos de temperaturas extremas en las capas oceánicas superficiales del Golfo de México, marcaron históricamente una temporada de eventos catastróficos para el periodo 2004 y 2005, con la incidencia de más de 30 tormentas severas y huracanes para las costas de México y los Estados Unidos (Yáñez-Arancibia *et al.* 2013a). El año 2005 ha sido el año más cálido registrado en el Golfo de México durante los últimos 100 años. Esto puede ser explicado observando la figura 2.

Dentro de este gradiente térmico general, las lluvias juegan un papel importante y manifiestan un claro gradiente de descarga (Day *et al.*, 1989; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2013a), desde árido a muy húmedo. En regiones del sur del Golfo, especialmente en la cuenca de drenaje de los ríos Grijalva y Usumacinta hacia la Sonda de Campeche, las lluvias pueden ser mayores a 3000 mm/año. El promedio de las lluvias varía entre 1500 mm/año y 2000

Temperatura Superficial del Mar, Golfo de México (Año 2005)



Gulf of Mexico Satellite Imagery. Dynamic Composite
Sea Surface Temperature, January to December, 2005.
Courtesy of the Institute for Marine Remote Sensing, USA

FIGURA 2. Mosaico térmico del Golfo de México en escala espacial y temporal. Los meses de enero, febrero y diciembre, son los únicos meses que muestran una restringida área templada/sub tropical en el litoral norte con temperatura entre 16 y 22 grados centígrados. Marzo y abril indican una dispersión térmica marcada y la desaparición de la zona templada en color azul, para dar paso al calentamiento severo de las capas superficiales del Golfo de México que reciben las aguas del Mar Caribe con temperaturas mayores a 30 grados centígrados, que se extiende en el tiempo hasta fines del mes de septiembre. Octubre todavía continúa siendo un mes con temperaturas mayores de 26 grados centígrados. Es decir, durante nueve meses, las temperaturas se distribuyen por arriba de los 26 grados, que es el umbral térmico como insumo a la formación de tormentas tropicales. Imágenes cortesía de: Institute for Marine Remote Sensing, University of South Florida, Dynamic Composite Sea Surface Temperature, 2005.



mm/año en la porción centro-norte del Golfo desde Pensacola, FL, hasta la llanura deltaica de Louisiana, además del sur del Estado de Veracruz. En la mayor parte de las penínsulas de Florida y Yucatán y noroeste del Golfo, las lluvias varían entre 1000 mm/año y 1500 mm/año. Zonas áridas con menos de 1000 mm/año se presentan en el noroeste de la Península de Yucatán cerca de Progreso y en el occidente de la costa del Golfo entre Tampico, Tamaulipas y Corpus Christi, TX. En esta amplia escala geográfica, las temperaturas y las lluvias son dos de los parámetros determinantes en la distribución de los humedales costeros (Day *et al.*, 1989, 2008; Yáñez-Arancibia y Day, 2004). La mayor descarga de agua dulce en

el norte del Golfo de México se presenta entre los meses de marzo a mayo como consecuencia de la mayor cantidad de lluvias en los meses anteriores y los deshielos del norte de Estados Unidos y Canadá en esos meses (Fig. 3). En contraste, para el sur del Golfo, la mayor descarga se presenta entre los meses de septiembre a noviembre como resultado del mes más lluvioso en México que es septiembre (Fig. 3). La correspondencia es alta con la presencia de grandes sistemas deltaicos y ríos mayores, frente a las áreas de principal importancia pesquera, asociada a fondos de sedimentos terrígenos y a las mayores concentraciones de clorofilas en el océano adyacente, ilustrado en la figura 4.

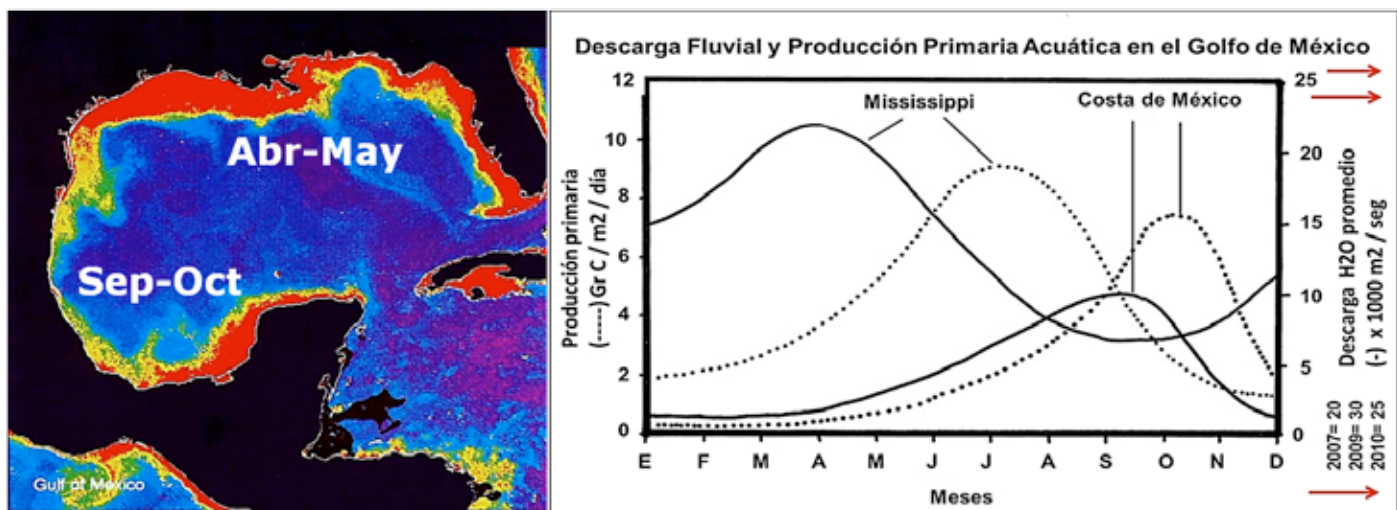


FIGURA 3. Marco físico del funcionamiento del Golfo de México. Patrón estacional del aporte de agua dulce en la plataforma continental interna y su relación con la producción primaria acuática. La descarga total en la costa del Golfo de los Estados Unidos es *ca.* 1110 km³/año (para los años 1930-1994; *fide* USACE, 1999; Lohrenz *et al.*, 1999). La descarga total en la costa mexicana del Golfo es *ca.* 146 km³/año (para los años 1971-2000), con la presencia de más de 33 ríos mayores entre ambos países. El principal en Estados Unidos es el Mississippi (18000 m³/s a 20000 m³/s) y en México el sistema Grijalva/Usumacinta (3800 m³/s a 4700 m³/s). Un punto de controversia es el sistema de acuíferos de la Florida con más de 300 “cenotes” (= *freshwater spring*) con descarga promedio de 26.8 km³/año (Day *et al.*, 2013b) y la descarga subterránea de la península de Yucatán con 13,5 km³/año (Herrera Silveira *et al.*, 2004). La imagen de satélite señala que la mayor concentración de Clorofila-a (color rojo) en la zona costera de los Estados Unidos se presenta entre marzo y mayo asociado a la mayor descarga de agua dulce. En México esto ocurre entre septiembre y octubre asociado a la mayor descarga de agua dulce. Para el caso de México, se han presentado descargas mucho mayores en relación con la presencia de huracanes; por ejemplo, las flechas en color rojo sindicán 20 000 m³/s en 2007, 30 000 m³/s en 2009 y 25 000 m³/s en 2010, todo asociado a una mayor descarga de sedimentos limo-arcillosos hacia los humedales costeros y la plataforma continental interna. Modificada y redibujada de Yáñez-Arancibia *et al.* (1977 y 2013b).

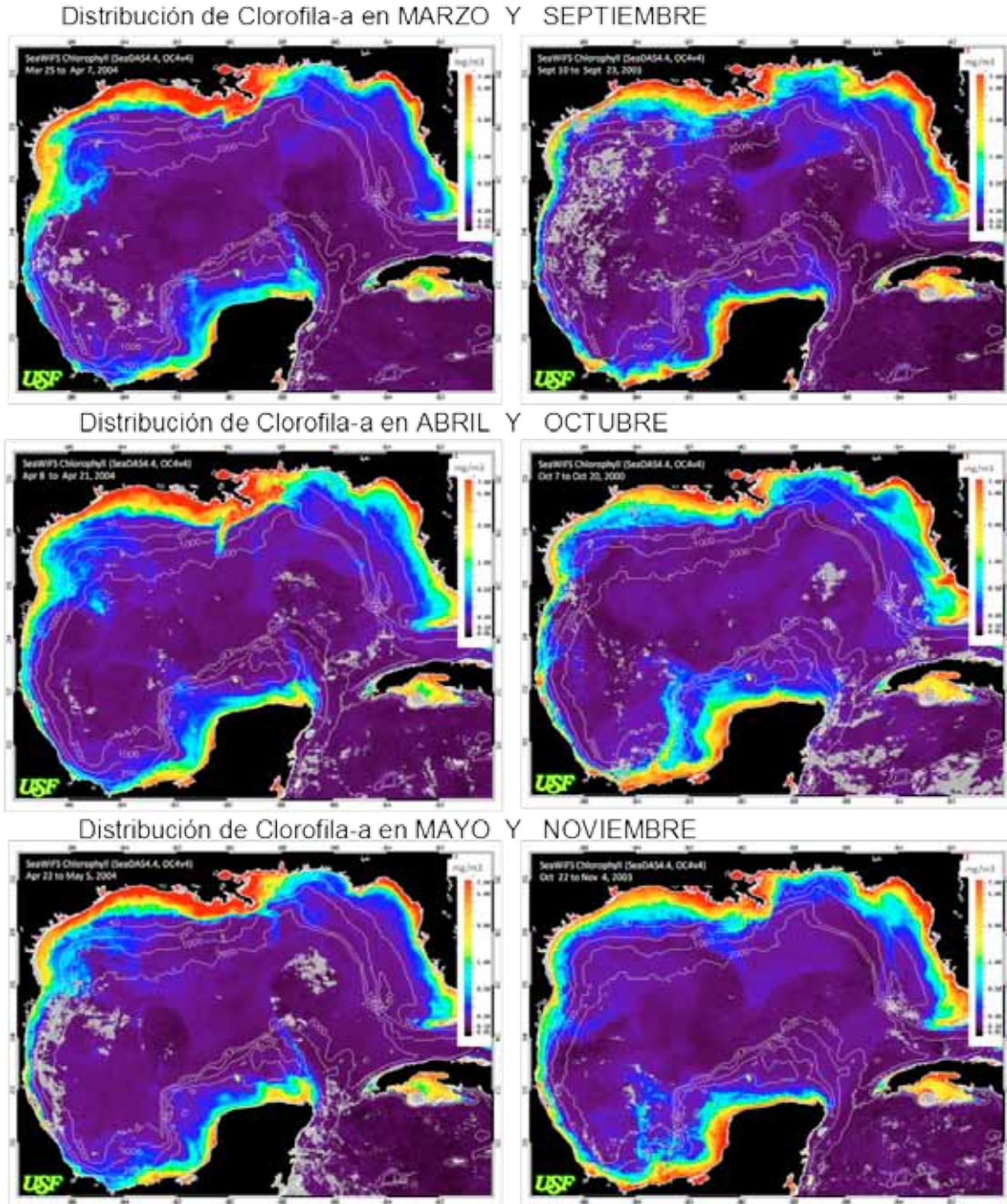


FIGURA 4. Oceanografía satelital. Concentración de clorofila-a en el Golfo de México, estimada de medidas de *Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor* (Sea WiFS de Orbimage Inc., NASA Sea WiFS Project). Sea WiFS es una órbita polar solar-sincronizada, desde donde se mide la intensidad de la luz desde el tope de la atmósfera en ocho canales espectrales (longitud de onda) centrada en 412 nm, 443 nm, 490 nm, 510 nm, 555 nm, 670 nm, 765 nm y 865 nm, respectivamente. Los colores falsos se aplican a las unidades de medida de la concentración de clorofilas en mg/m^3 . La información e imágenes fueron procesadas por Chuanmin Hu y Frank Muller-Karger (2005) y aquí se reproducen por cortesía de esos autores (<http://imars.marine.usf.edu>, <http://seawifs.gsfc.nasa.gov.SEAWIFS/>). La composición de esta figura 4 se ha hecho específicamente para este artículo, contrastando el periodo que va de marzo-abril-mayo para los Estados Unidos, con los meses de septiembre-octubre-noviembre para México, correlacionando la concentración de clorofilas (las mayores en áreas de color rojo), con la descarga de ríos y la producción primaria acuática señalado en la figura 3. Explicación en el texto.

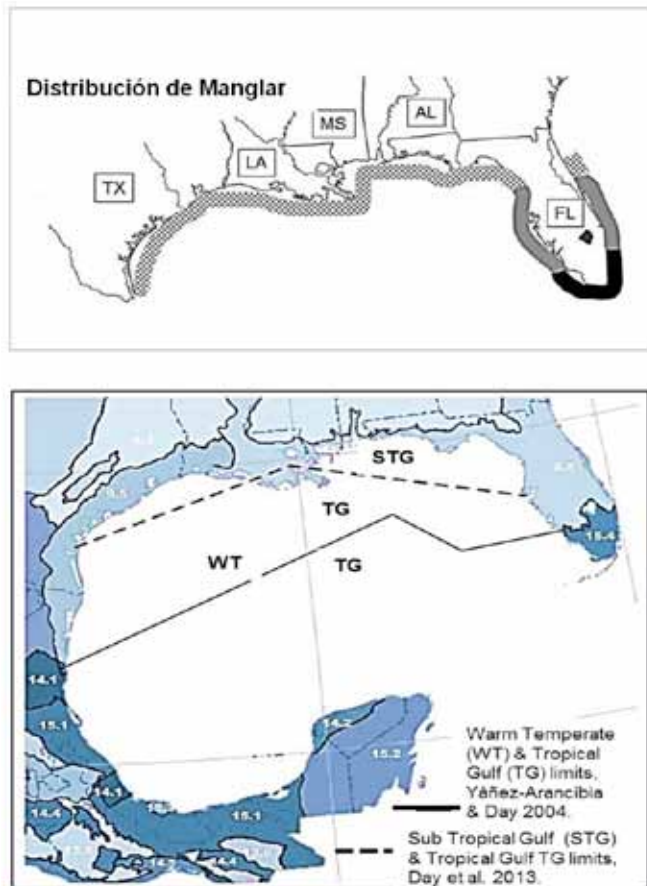


FIGURA 5. Distribución de la frontera entre la zona templada cálida (WT) y tropical (TG) del Golfo de México, sugerido por Yáñez-Arancibia y Day (2004) en línea continua. La línea punteada indica la nueva posición de la interface tropical del Golfo de México (TG) con la zona subtropical del Golfo (STG), establecido por Day, Yáñez-Arancibia, Twilley *et al.* (2013a). Se refleja en la distribución de Manglares hacia el norte del Golfo de México.

Cuadro superior: *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle* distribuidos en el norte del Golfo de México. Área negra: *Avicennia* no dañada por escarcha invernal; *Rhizophora* escasamente dañada. Área gris: *Avicennia* escasamente dañada; *Rhizophora* frecuentemente dañado por escarcha. Área punteada: *Avicennia* con distribución espaciada, poblaciones locales abundantes con daño frecuente por escarcha; *Rhizophora* con distribución espaciada de plantas individuales afectadas por escarcha. Basado en Steven *et al.* (2006), Zomlefer *et al.* (2006), Day (2007), Day *et al.* (2013a). Base de datos de Richard H.

El cambio climático global está condicionando una nueva visión, no solo ecológica en la apreciación del funcionamiento de los ecosistemas costeros, sino también socio económica replanteando consideraciones para el manejo costero integrado en el Golfo de México (Day *et al.*, 2013a; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2013a, 2013b). Esto es así por diferentes razones. El clima en el Golfo está expandiendo su geografía tropical, comprimiendo la zona templada hacia el norte y noreste (Fig. 5). Históricamente, en el norte del Golfo de México ocurre congelación/escarcha entre 1 y 4 años, pero no ha habido congelación severa en la costa desde 1989. Esto se debe al calentamiento global. La especie invasora/oportunista es manglar negro *Avicennia germinans*.

Actualmente, esta interface se localiza principalmente en el sur de la Florida y en la frontera México-USA en la región Tamaulipas-Texas basado en los datos de la Comisión de Cooperación Ambiental para América del Norte CCA-TLCAN (Yáñez-Arancibia y Day, 2004); pero Day *et al.* (2013a) plantea una modificación con base en los datos de *United States Geological Survey*. El norte del Golfo es actualmente templado pero, como el clima se calienta, la interface templado-tropical se está moviendo hacia el norte y los autores de este documento postulan que toda la zona costera del Golfo será tropical en el siglo XXI. Conjuntamente con esto, se aprecia una mayor descarga de aguas fluviales en la vertiente global del Golfo, p. ej., en el norte del Golfo por efecto de lluvias torrenciales

Day, cortesía del *United States Geological Survey*, *National Wetland Center*, Lafayette, Louisiana. Explicación más adelante con la figura 9.

Cuadro inferior: Ubicación de las zonas y fronteras templado cálida (WT) y tropical (TG) en el Golfo de México; los números blancos indican las regiones ecológicas continentales costeras en el Golfo de México según la Comisión de Cooperación Ambiental del Tratado de Libre Comercio de América del Norte (Yáñez-Arancibia y Day, 2004).

y deshielos en las cuencas altas (Missouri, Ohio, Mississippi) y en el sur por efecto de mayor intensidad de lluvias en las altas montañas (p. ej., Chiapas, Oaxaca, Hidalgo), ilustrado en la figura 3. El promedio de descarga de agua dulce de la vertiente del Golfo en las costas mexicanas, es regularmente de 10 000 m³/s (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007, 2013b); sin embargo, en octubre de 2007 la descarga fue cercana a 30 000 m³/s con severas inundaciones en Campeche, Tabasco, Veracruz y Tamaulipas, en gran medida condicionado por el impacto de los huracanes Dean y Félix. A su vez, la descarga del Mississippi es regularmente de 18 000 m³/s; sin embargo, en abril de 2008 la descarga rebasó los 25 000 m³/s (Day *et al.*, 2008; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2013b). En términos generales, los cambios de largo-plazo en la frecuencia, intensidad, ritmo y distribución de fuertes tormentas, está alterando la composición de especies y la biodiversidad de los humedales costeros en el Golfo de México, así como importantes niveles físico químicos, p. ej., ciclos de nutrientes y productividad primaria y secundaria (Twilley, 1988; Greening *et al.*, 2006), aun cuando, eventualmente, también se aprecia la subsiguiente recuperación del ecosistema (Paperno *et al.*, 2006).

En el corto-plazo, las aguas cálidas y mayores tasas de crecimiento propiciarán expansión de los humedales salobres, favoreciendo la productividad de especies marinas estuarino-dependientes. Sin embargo, este incremento de productividad puede ser temporal debido al efecto negativo de largo-plazo del ascenso del nivel del mar y pérdida de humedales impactando los hábitats preferentes de peces y macro invertebrados (Heileman y Rabalais, 2008; Heileman y Mahon, 2008; Day *et al.*, 2012, 2013a; Rybczyk *et al.*, 2013).

Estas “anomalías” se están presentando con mayor regularidad y aparentemente el incremento es constante como se observa para los 20 últimos años (Yáñez-Arancibia, 2010, 2013; Day *et al.*, 2012, 2013a). El resultado global hacia la costa se está manifestando con mayores temperaturas, mayor aporte de agua dulce, insumos adicionales de sedimentos terrígenos y nutrientes, impactando la fisiografía plana de las llanuras de inundación

deltaica y ofreciendo un escenario diferente para los humedales costeros.

La pregunta: ¿benéfico para los manglares?

RESPUESTAS DE HUMEDALES COSTEROS AL ASCENSO DEL NIVEL DEL MAR Y OTROS TENSORES AMBIENTALES

Los humedales costeros en el Golfo de México se enfrentarán a un acelerado ascenso del nivel medio del mar durante el siglo XXI (Woodroffe, 1990; Morris *et al.*, 2002; Greening *et al.*, 2006; Day *et al.*, 2008, 2012, 2013a; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2010, 2013a). El Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC, 2007) predice que el nivel del mar se incrementará entre 20 cm y 80 cm para fines del siglo XXI, con una mejor estimación entre 45 cm y 50 cm. No obstante que eso es mucho más elevado que el ascenso del siglo XX, que fue de 10 cm a 20 cm (Gornitz *et al.*, 1982), estimaciones recientes establecen que el ascenso del nivel del mar será mucho mayor que lo predicho por IPCC (2007). Este incremento en el nivel del mar afectará extensas áreas de tierras bajas, particularmente humedales alrededor del Golfo de México. En zonas donde la subsidencia es muy significativa (p. ej., 3 mm/año a 10 mm/año), como en los deltas del Mississippi y del Grijalva-Usumacinta, el incremento acelerado del nivel del mar provocará evidentes impactos sobre los ecosistemas de humedales costeros. En estos casos, el ascenso eustático del nivel del mar debe ser sumado a la subsidencia sedimentaria, para obtener el ascenso relativo del nivel del mar (ARNM = RSLR), a que se enfrentarán los humedales en el siglo XXI. En el delta del Mississippi, el ARNM se incrementará de 1 cm/año a 1,7 cm/año en el siglo XXI, lo cual significa de 30% a 70% de incremento desde el siglo XX; pero esto sigue siendo muy conservador, al analizar los datos de McKee (2004, 2008) que sugiere un incremento que puede ser entre 3 mm/año y 6 mm/año. Evidencias recientes del deshielo Antártico y de Groenlandia y la disminución del albedo por pérdida de nieve y hielos, permite sugerir que el ARNM será significativamente superior para el año 2100, probablemente mucho más de 1,5 m (Rahmstorf, 2007; Veermer y Rahmstorf, 2009).



El ARNM desde las últimas décadas, ha presentado intrusión salina y pérdida de humedales en diferentes costas del Golfo de México, tanto en EUA (Salinas *et al.*, 1986; Conner y Day, 1989; Morris *et al.*, 2002; Day *et al.*, 2000; Day *et al.*, 2013b), como en México (Ortiz-Pérez y Méndez, 1999; Ortiz-Pérez *et al.*, 2013; 2007 Yáñez-Arancibia *et al.*, 2008), pero también en muchos otros deltas alrededor del mundo (Day *et al.*, 2008; Day *et al.*, 2013a). Debido a que el ARNM en el siglo XX es 2 a 9 veces más bajo que el proyectado para fines del siglo XXI (Neumann *et al.*, 2000), existe una gran preocupación mundial sobre las pérdidas de los humedales costeros que se vislumbra. Para estuarios con gran aporte de sedimentos, como los del Golfo de México, el factor limitante de ARNM se ha predicho que puede alcanzar 1,2 cm/año lo cual es 3,5 veces mayor que la tasa actual de ARNM (Morris *et al.*, 2002). El ascenso proyectado en el nivel del mar inducido por el cambio climático, colocará a los humedales bajo un estrés adicional, con la potencialidad para mortalidades masivas de plantas inter mareales y declinación en áreas naturales de crianza para peces y macro invertebrados. Para el caso del Golfo de México, esto será crítico (Morris *et al.*, 2002; Day y Yáñez-Arancibia, 2013); p. ej., en el sur de los Everglades, FL, el delta del Mississippi, LA y MS, el sistema lagunar-estuarino de Alvarado, Ver., el gran sistema de Laguna de Términos delta Grijalva-Usumacinta, Cam. y Tab., el sistema Chetumal, Q.R. y los Petenes en la Península de Yucatán.

Durante los periodos de ARNM, los humedales costeros solo podrán persistir cuando su acreción vertical sea a una tasa igual o mayor que el ARNM; y para ello el suministro de sedimentos es crucial (Cahoon *et al.*, 2002; Morris *et al.*, 2002; Souza-Filho *et al.*, 2006; McKee *et al.*, 2007; Day *et al.*, 2008; Day *et al.*, 2013a). Diversos estudios han mostrado que los humedales costeros pueden tener acreción a una tasa igual al valor histórico de 1 mm/año a 2 mm/año (Gornitz *et al.*, 1982; Cahoon, 2006) y persistir por cientos de años (Orson *et al.*, 1987). Sin embargo, dado las predicciones del ascenso acelerado del nivel del mar para las próximas décadas, la acreción del suelo en la mayoría de los humedales deberá ser de 2 a 9

veces más alta que en el siglo XX, para poder sobrevivir. Excepcionalmente, algunos humedales en el norte del Golfo de México, como en el delta del Mississippi, están mostrando una acreción mayor a 10 mm/año (Day *et al.*, 2000; Day *et al.*, 2008; Day *et al.*, 2013a). Aunque los humedales puedan mostrar importante acreción, el estrés persistente terminará por provocar la muerte del humedal. El ascenso del mar combinado con disminución del aporte de agua dulce, incrementará la intrusión salina en el subsuelo, estresando significativamente a los humedales dulceacuícolas asociados a la planicie costera. Este conjunto de anomalías conforman el principal impacto del cambio climático a los humedales de la zona costera en el Golfo de México (Thieler y Hammar-Klose, 2001; Greening *et al.*, 2006; Day *et al.*, 2008, Day *et al.*, 2013a; Yáñez-Arancibia, 2010; Yáñez-Arancibia, 2013).

La vegetación de los humedales costeros vive en la zona inter mareal caracterizada por la alternancia entre inundaciones y drenaje, suelos saturados de agua, abatimiento del oxígeno, estrés de temperatura y salinidad y la producción de toxinas naturales como “sulfitos” que inhiben el crecimiento de las plantas (Mendelssohn y Morris, 2000). Para resolver estas condiciones severas, la vegetación costera tiene diferentes adaptaciones incluyendo la producción de raíces “aéreas” y tejido aerenquimático para capturar y retener el oxígeno requerido. Pero estas adaptaciones permiten sobrevivir solamente si el promedio del nivel del agua permanece constante, puesto que las plantas permanecen estresadas progresivamente y finalmente mueren, si las inundaciones persisten por largo tiempo (McKee y Patrick, 1988). Adicionalmente el incremento del ARNM resulta ahora en un severo estrés para la integridad ecosistémica de los humedales costeros. Esto es particularmente cierto en el Golfo de México, donde el cambio climático puede resultar en una dramática alternancia de reducción del agua dulce, o el exceso de ella, provocando una combinación de tensiones entre salinización de suelos, sobresaturación hídrica, abatimiento del oxígeno y contrastes del potencial hidrógeno (Day *et al.*, 2013a; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1998, 2007, 2010, 2013).

La tasa a la cual ocurre la acreción sedimentaria (Elevación Relativa del Suelo = ERS) está en función de la combinación de aportes tanto orgánicos como inorgánicos y el éxito en la formación de suelo (Day *et al.*, 1997, 2007, 2012, 2013a). Pero ambos dependen fuertemente de la ERNM. La materia orgánica se deriva principalmente por el crecimiento de las raíces de las plantas, mientras que el material inorgánico es principalmente aportado en la forma de sedimentos provenientes tanto del continente como del océano en intensas interacciones estuario-mar (Twilley, 1988; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007). Los sedimentos fluviales son generalmente más importantes porque su aporte es más frecuente. El agua de los ríos amortigua la intrusión salina y el hierro que provoca precipitación tóxica de “sulfitos” (DeLaune y Pezeshki, 2003; DeLaune *et al.*, 2003). Muchos ríos en el Golfo de México aportan cada vez menos sedimentos inorgánicos en comparación con su aporte histórico. Por ejemplo, la contribución sedimentaria inorgánica hacia el delta del Mississippi ha decrecido al menos 50% desde 1860, debido a la construcción de presas en el Río Missouri, con lo cual se ha magnificado la pérdida de humedales (Kesel, 1989; Meade, 1995). Algunas proyecciones de la disminución casuística de la descarga de agua dulce en el norte del Golfo ha sido mencionadas por Day *et al.* (2005), pero otras proyecciones para el sur del Golfo indican mayores descargas por lluvias intensas en las altas montañas (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007, 2008, 2013b).

CONFRONTANDO EL ECOSISTEMA DE MANGLAR CON ESTE PLANTEAMIENTO

Los manglares constituyen un importante recurso forestal en toda la banda intertropical del planeta (aproximadamente 240×10^3 km² Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1999). Recientemente la FAO (2007) ha estimado 3 242 754 ha para África, 6 047 798 ha para Asia, 2 018 537 ha para Oceanía, 2 358 105 ha para América del Norte/Central/y Caribe y 2 037 764 ha para Sudamérica. Son los árboles que sostienen la biodiversidad de los ecosistemas costeros tropicales, en los humedales forestados inter mareales y áreas de influencia tierra adentro. En México, la Secretaria

de Agricultura y Recursos Hidráulicos indicó en el Inventario Forestal Nacional de los años 70's una superficie de $1,5 \times 10^6$ ha; pero el Inventario Forestal de Gran Visión de 1992 señaló que sólo quedan en existencia poco más de 500×10^3 ha, reflejando una tasa de deforestación de 60% en esos 20 años. Las últimas cifras para México señalan la existencia de 882 032 hectáreas en el año 2002 (FAO, 2007); lo cual implica dos cosas, o una estimación equivocada para 1992, o un incremento de áreas de manglar para 2002. Por una parte, las acciones antrópicas, deforestación, contaminación y cambio de uso del suelo, acrecientan las amenazas y riesgos naturales y esto ha sido más catastrófico que el propio cambio climático global. Por otra, todavía se conoce poco sobre la capacidad adaptativa y de auto mitigación de los manglares a la variabilidad climática.

La ubicación de estos humedales forestados en la interface tierra-mar (formando conjuntos inter-dependientes) liga el ambiente marino-costero con el paisaje terrestre-costero (Twilley, 1988; Twilley *et al.*, 1996; Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1999; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1993, 2007; McKee *et al.*, 2012; Record *et al.*, 2013). Aun cuando los manglares predominan en zonas de mayor influencia de sedimentos terrígenos (p. ej., deltas fluviales, lagunas costeras y estuarios), también pueden ser encontrados en la línea de costa de plataformas carbonatadas, con limitada o nula influencia de drenaje dulceacuícola superficial (Lara-Domínguez *et al.*, 2005). Esta heterogeneidad de hábitats y contrastes hidrológicos, fisiográficos y geomorfológicos, da como resultado diversos ecosistemas de manglar, cada uno con características específicas de estructura y función (Mitsch, 1994; Mitsch y Gosselink, 2000; Twilley *et al.*, 1996, Twilley y Day, 2013) p. ej., ribereño, de borde, de cuenca, de hamacas, o enanos). Aunque existen relativamente pocas especies de árboles costeros en ecosistemas de manglar (p. ej., 54 especies), los componentes de biodiversidad de estos ecosistemas son únicos debido a que incluyen nichos estructurales, son fronteras a nivel de eco-regiones y actúan como refugio para numerosa fauna y especies microbianas (Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1999; Day *et al.*,



2013 b; Twilley y Day 2013). Estas especies halofíticas se reúnen en 8 familias que contienen mangles verdaderos y 12 géneros (FAO, 2007): Avicenniaceae (*Avicennia*), Chenopodiaceae (*Suaeda*), Combretaceae (*Laguncularia*, *Lumnitzera*), Meliaceae (*Conocarpus*, *Xylocarpus*), Myrsinaceae (*Aegiceras*), Plumbaginaceae (*Aegialitis*), Rhizophoraceae (*Rhizophora*, *Bruguiera*), Sonneratiaceae (*Sonneratia*); incluyendo un total de 11 especies en el nuevo mundo y 36 en el Indo Pacífico y África, estando representadas en México 4 especies: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus* (FAO, 2007).

El paisaje costero donde se desarrollan los manglares, es vulnerable por fuerzas naturales episódicas de alto impacto, p. ej., huracanes, deslizamientos de tierras, subsidencia, diapirosis de lodo, aumento acelerado del nivel medio del mar y el cambio climático global (Snedaker, 1993; Kjerfve *et al.*, 1994, 1997). En este siglo XXI, los sistemas económicos, sociales y ecológicos del Golfo de México y Caribe, tienen un gran desafío en intensificar esfuerzos dirigidos al conocimiento y a la mitigación del cambio climático global, donde una gran limitante es todavía la poca comprensión de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas costeros de la región (Duke *et al.*, 1998; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007, 2009; Heileman y Rabalais, 2008; Heileman y Mahon, 2008; McKee *et al.*, 2012).

El fenómeno de “El Niño” combinado con los efectos que induce la ruptura de la capa de ozono atmosférica y el efecto invernadero sobre el planeta, están afectando los patrones de temperatura, precipitación pluvial, depresiones tropicales, huracanes, descarga de ríos y variación del nivel medio del mar, induciendo nuevas incertidumbres en la estabilidad ambiental de los hábitats críticos (Manzano-Sarabia *et al.*, 2008; Tarazona *et al.*, 2001). Los manglares no son la excepción, pero muestran sutiles evidencias para contender, con mejor éxito que otros humedales costeros, frente a esta nueva variabilidad física ambiental de ritmo acelerado (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1998, 2010; Twilley *et al.*, 1999). México es uno de los países comprometidos con este desafío, lo cual ha sido cla-

ramente expresado en el documento publicado por la Semarnap (1997), denominado “México Primera Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático”. Aquí se destaca de manera puntual a la zona costera como el escenario base para la comprensión de la problemática del cambio global y la vulnerabilidad de los ecosistemas. Humedales costeros, cuencas bajas de los ríos, sistemas deltaicos, lagunas costeras y la línea de costa, muestran pérdida de hábitats críticos por subsidencia, variación del nivel medio del mar y erosión litoral, como efecto al cambio climático global particularmente evidente en el Golfo de México (Yáñez-Arancibia, 2010, 2013). Esto induce inestabilidad ecológica y agrega un elemento de riesgo en los proyectos de conservación de la biodiversidad y desarrollo económico y social en las costas.

ESTRUCTURA, BIODIVERSIDAD FUNCIONAL Y VALORACIÓN DEL ECOSISTEMA

Los efectos producidos por el cambio climático global, están siendo evidentes a mayor celeridad que lo estimado hace treinta años. Es decir, en periodos cortos o más aún, en tiempo real, el hombre está observando colapsos ecológicos y su efecto en los sistemas sociales y económicos como consecuencia que se atribuye al cambio climático global. La intensidad específica del fenómeno “El Niño” en los periodos 1982-1983 y 1997-1998 son las principales alarmas con que finalizó el siglo XX (Tarazona *et al.*, 2001). Si se intenta analizar la capacidad de los ecosistemas de manglar para responder a los efectos del cambio global y visualizar medidas de mitigación, es preciso comprender la dinámica del ecosistema (es decir, su estructura funcional), su biodiversidad funcional (o sea, el papel ecológico de sus componentes estructurales conspicuos), así como también estimar económicamente los servicios del ecosistema (la valuación de las funciones ecológicas). Así fue planteado originalmente por Yáñez-Arancibia *et al.* (1998), enfatizando en una hipótesis principal indicando que estos ecosistemas de humedales forestados tienen, paradójicamente, una gran capacidad de acomodación al mismo tiempo de su alta fragilidad como hábitat crítico,

lo cual les permite contender con mejor expectativa que otros humedales costeros, frente a la variabilidad ambiental que está induciendo el cambio climático global.

Estructura funcional

El mosaico de hábitats de manglares provee gran variedad de componentes de biodiversidad que son importantes para la función y calidad ambiental de los ecosistemas estuarinos tropicales. La función ecológica dominante de los manglares es el mantenimiento de hábitats costero-marinos y la provisión adicional de alimento y refugio para una gran variedad de organismos a diferentes niveles tróficos. Además los manglares juegan un papel principal en mantener la calidad del agua y la estabilidad de la línea de costa, controlando la concentración y distribución de nutrientes y sedimentos en aguas estuarinos. Estos pantanos forestados son únicos donde las mareas modulan el intercambio de agua, nutrientes, sedimentos y organismos entre ecosistemas costeros intermareales tropicales. También los ríos y sus cuencas bajas vinculan la descarga de sedimentos y nutrientes desde el continente, condicionando la productividad y biogeoquímica de estuarios tropicales, acoplándose esta dinámica con ecosistemas vecinos. Las múltiples funciones de los manglares inducen una productividad primaria y producción secundaria muy alta en costas tropicales. Los manglares se presentan dentro de cinco grupos básicos de ambientes costeros, dependiendo de una combinación de energías geológicas, incluyendo la influencia relativa de la precipitación pluvial, descarga de ríos, amplitud de mareas, turbidez y fuerza del oleaje (Twilley *et al.*, 1996; Twilley y Day, 2013, p. ej., manglar de cuenca, manglar ribereño, manglar de borde, manglar de islotes o hamacas, manglar enano), esencialmente en litorales con influencia de sedimentos terrígenos (deltas fluviales, lagunas deltaicas, lagunas costeras, estuarios). La distribución espacial de estos tipos ecológicos dentro de la zona costera puede ser ilustrada en el gradiente de la figura 6 de Twilley *et al.* (1996), modificada en Twilley y Day (2013).

Los dos tipos de clasificación de los ecosistemas de manglar, el geológico y el ecológico, representan diferen-

tes niveles de organización del paisaje costero y en conjunto pueden ser usados para integrar diferentes escalas de factores ambientales que controlan los atributos de la estructura forestal de los manglares (Fig. 6). Las hojas producidas en el follaje del manglar, influyen en el ciclo de nutrientes inorgánicos en el suelo del bosque y la exportación de materia orgánica hacia las aguas costeras oceánicas (Fig. 7).

Está bien documentado por Twilley (1988), Twilley *et al.* (1996), Twilley y Day (1999, 2013), Twilley y Rivera-Monroy (2009), Lugo (1999), Medina (1999), que la dinámica de la foliación del manglar, incluyendo productividad, biogeoquímicos, descomposición y exportación, ejerce influencia en los presupuestos de nutrientes y materia orgánica en el ecosistema. Los manglares son ecosistemas forestados y muchas de las funciones ecológicas de ciclos de nutrientes descritas para bosques terrestres, pueden ocurrir también en estos bosques de humedales intermareales. Así, el ciclo del nitrógeno en el follaje del bosque está acoplado con la dinámica de los nutrientes en los suelos del mismo y estos están influidos por la ecología nutricional que es especie-específico en estos árboles. La acumulación de hojarasca sobre el piso del manglar puede ser un importante factor para la inmovilización de nutrientes durante la descomposición (Fig. 7). La concentración del nitrógeno en la hojarasca, generalmente se incrementa durante la descomposición sobre el piso del bosque, siendo una función de la demanda de este sustrato por microbiota que coloniza el detritus. En bosques de *Rhizophora* la tasa de descomposición de hojarasca es más baja y la inmovilización de nitrógeno es más alta, que en bosques de *Avicennia*, como resultado de una alta tasa C/N. Sin embargo, hay evidencias que la re-translocación de nutrientes previo a que ocurra la defoliación, es mayor en *Rhizophora* que en *Avicennia*, contribuyendo esto a la alta tasa C/N en hojarasca de *Rhizophora*. Esto sugiere que más nitrógeno puede ser reciclado en el follaje de los bosques dominados por *Rhizophora* que en *Avicennia*. Complementariamente, la mayor remineralización de nitrógeno en la hojarasca de *Avicennia* puede suplir la alta demanda de nitrógeno en el follaje.

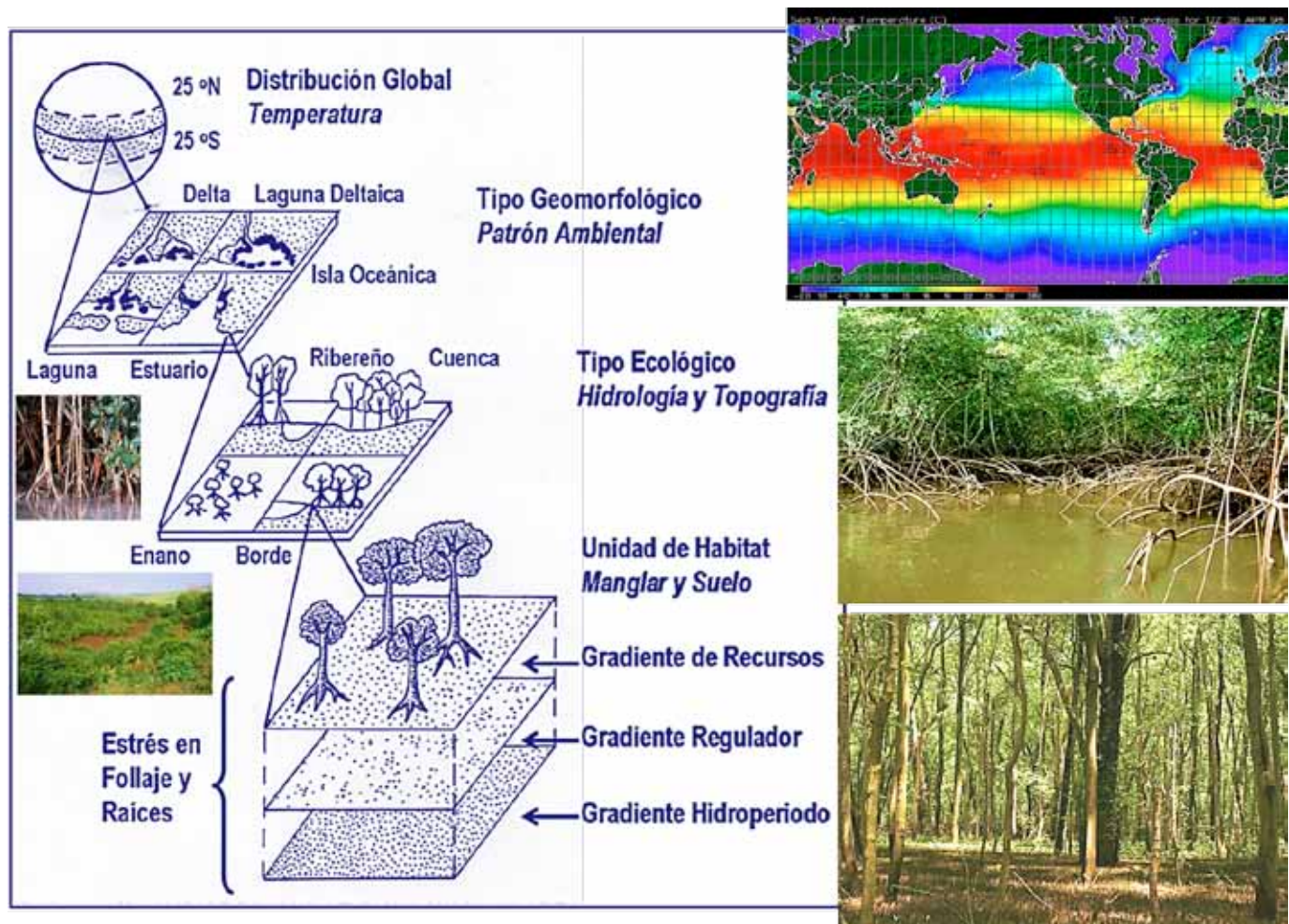


FIGURA 6. Sistema de clasificación jerárquica para describir diversos patrones de estructura y funcionamiento de los manglares, basado sobre factores que controlan la fisiografía, la concentración de recursos de nutrientes y tensores en el suelo. Por ejemplo, distribución global (condicionado por temperatura), regional (condicionado por la geomorfología), local (condicionado por procesos ecológicos diversos y la fisiografía) y los tensores en el follaje y raíces (condicionado por interacciones físico químicas y biogeoquímicas en la interface agua-sedimento). Fotografías de *Avicennia germinans*, *Rhizophora mangle*, e ilustraciones para mangle enano y mangle ribereño; la imagen de satélite se refiere a la banda intertropical del planeta coincidente con la distribución global de los manglares. Adaptado de Twilley *et al.* (1996) y Twilley y Day (2013).

La productividad de los manglares, tanto primaria como secundaria, generalmente se asocia con el concepto de “exportación” (*outwelling*) en el ecosistema lagunar-estuarino (Lee, 1995; Twilley, 1988; Twilley *et al.*, 1996; Twilley y Rivera-Monroy, 2009; Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1999; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007; Fig. 7). Esto se explica por la característica de los manglares de ubicarse en un ambiente modulado por la amplitud de las

mareas y el flujo de los ríos. Por otra parte, la productividad de estos bosques se relaciona con la fisiografía y el origen geológico del paisaje donde se sitúan, así como de sus respectivas características hidrológicas. Esta conclusión se basa principalmente sobre el intercambio de materia orgánica en los manglares, aunque hay evidencias que el reciclamiento de nutrientes puede también variar a lo largo de un continuo gradiente en hidrología. El tiempo de

residencia de la hojarasca en el piso del bosque está fuertemente modulado por la frecuencia del flujo de la marea y el volumen de descarga de agua dulce. A nivel global, el promedio de exportación de carbón desde los manglares es aproximadamente $210 \text{ gCm}^{-2} \text{ año}^{-1}$, con variación entre $1.86 \text{ gCm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y $420 \text{ gCm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y aproximadamente 75% de este material es carbón orgánico disuelto. Desde luego, la variación del nivel medio del mar, la amplitud de la marea y los eventos de pluviosidad, pueden también incrementar la exportación de carbón orgánico desde los manglares. El patrón de exportación de hojarasca y detritus orgánico en forma de partículas desde los manglares no está exclusivamente restringido a fuerzas geofísicas. En algunos casos se presentan importantes factores biológicos que influyen en la dinámica del detritus foliar, lo cual demuestra la importancia relativa de conocer los procesos geofísicos acoplados con la biodiversidad y su influencia sobre las funciones ecológicas del ecosistema manglar.

Estas ideas sugieren que: “la dominancia alterna de ambos géneros de acuerdo con gradientes de zonación, balancea la dinámica del nitrógeno entre el follaje y el suelo del ecosistema de manglar, con la ventaja de ser un mecanismo flexible frente al cambio climático global y su efecto en los litorales tropicales.” (Fig. 7).

Biodiversidad funcional

Muchos organismos como los cangrejos desempeñan un papel importante en la estructura y flujo de energía de estos bosques a través de la dinámica del detritus de origen foliar. Aunque la alta diversidad de cangrejos y su efecto potencial en la productividad del bosque de manglar ha sido bien reconocida (p. ej., *Uca*, *Sesarma*, *Chiro-manthes*, *Cardisoma*, *Goniopsis*, *Ucides*, *Aratus*), existe poca información cuantitativa sobre estructura de la comunidad, dinámica de las poblaciones, e interacciones ecológicas entre los cangrejos y la producción de detritus *via* hojarasca (Twilley, 1988; Twilley *et al.*, 1996). Existen evidencias que los cangrejos pueden remover por consumo entre 9% y 79% del detritus producido por hojarasca, dependiendo de la época del año y del nivel de inundación, siendo esto uno de los principales vínculos entre producti-

vidad primaria y producción secundaria en ecosistemas de manglar (Fig. 7). Más aún, se ha estimado que la tasa de renovación de hojarasca/detritus *via* cangrejos (aproximadamente $14 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$), puede ser hasta 75 veces mayor que la tasa generada *via* micro biota. Además, el detritus convertido en partículas por los cangrejos puede luego ser comido por aproximadamente 50 especies de otros invertebrados y al menos 60 especies de peces (Fig. 7). Por lo tanto, el papel ecológico de estos macroinvertebrados es amplio ya que ellos: 1). Evitan que el material foliar de los manglares sea lavado fuera del bosque previo a su enriquecimiento, 2). Proveen de materia orgánica en forma de partículas a los detritívoros que requieren de partículas finas como alimento, 3). Regulan el tamaño de la materia orgánica en forma de partículas en el ecosistema, 4). Estimulan la colonización de la materia orgánica en forma de partículas por la micro fauna y micro organismos, permitiendo nutrientes disponibles para los árboles, 5). Simplifican la estructura y la composición química del detritus en forma de partículas, lo cual facilita la degradación por la microbiota, 6). Pueden afectar la estructura, composición de especies y expansión de los propágulos de los manglares, los cuales son comidos por los cangrejos entre 75 % y 100% de la producción total de epicotíleos germinados.

Por otra parte, los peces estuarinos –como consumidores secundarios– en los ecosistemas de manglar, pueden ser muy importantes en el flujo de energía y materiales en diferentes maneras (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1993; Yáñez-Arancibia y Lara Domínguez, 1999; Baltz y Yáñez-Arancibia, 2013; Cowan *et al.*, 2013). Los peces pueden: 1) almacenar nutrientes y energía, 2) controlar el intervalo y magnitud del flujo de energía a través del consumo de fuentes alimentarias *via* pastoreo o detritus y 3) mover energía y nutrientes a través de las fronteras del ecosistema. En términos generales, el necton –organismos libre nadadores– utiliza los manglares como hábitat crítico para protegerse y alimentarse en las diferentes etapas de su ciclo de vida. La mayoría de los peces en estos ecosistemas son migratorios de pequeña escala, pero algunas especies pueden ser residentes permanentes, fuertemente



vinculados a la vegetación de humedales costeros (Deegan *et al.*, 1986; Pauly y Yáñez-Arancibia, 1994; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1994). Principalmente se presentan 3 tipos de migración: 1) en ciclos diurnos, 2) en ciclos estacionales y 3) en ciclos ontogenéticos. Las migraciones diarias están en función de los hábitos alimentarios, mientras que las migraciones estacionales pueden estar relacionadas con parámetros ambientales como salinidad, temperatura, turbidez, o funciones biológicas como reproducción y reclutamiento; y todo esto en función de los pulsos de productividad primaria. Los pulsos secuenciales de producción primaria por plancton y macrofitas como los manglares, acoplados con la exportación estacional de detritus, sugieren que la liberación de materia orgánica sostiene una alta producción secundaria y diversidad de especies consumidoras dependientes estuarinos (Fig. 7). Las especies dominantes de peces actúan como controladoras de la estructura y función de los macro consumidores, mientras que la variabilidad físico-ambiental y productividad de los manglares modula su diversidad de especies. A través de la banda intertropical del planeta, el número de especies de peces varía en un amplio intervalo que depende de las condiciones locales del manglar, la latitud y la variabilidad ambiental, oscilando entre 20 y 200 especies, o más (Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1999; FAO, 2007).

La estructura funcional de los manglares y la diversidad de hábitats que sostiene, provee alimento y refugio a esta gran diversidad de peces a diferentes niveles tróficos. Esto se refleja claramente en la estructura trófica global del necton y en los cambios en la dieta de las especies, de acuerdo con la época del año, la edad de los peces y la disponibilidad de alimento. Los peces relacionados con los manglares muestran lo siguiente (Deegan *et al.*, 1986; Pauly y Yáñez-Arancibia, 1994; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1994; Sánchez-Gil *et al.*, 2008; Baltz y Yáñez-Arancibia, 2013; Cowan *et al.*, 2013): 1) flexibilidad de alimentación en tiempo y espacio, 2) compartición de una fuente alimentaria común por un conjunto muy diverso de especies de peces, 3) cada especie captura alimento desde diferentes niveles en la trama trófica, 4) la dieta cambia con el

crecimiento, diversidad de alimento y localidad dentro del estuario, 5) Diversas especies utilizan tanto el patrón pelágico (pastoreo) como el bentónico (detritus) para la obtención de alimento.

Estos elementos sugieren que: “la flexibilidad relativa de la estructura trófica de los macro consumidores (peces y crustáceos) y su programación estacional para sincronizar la reproducción y la incorporación con los pulsos secuenciales de productividad primaria y aporte de materia orgánica, son mecanismos eficientes de acomodación frente a la dinámica físico-ambiental (p. ej., los efectos en el litoral por el cambio climático global)” (Fig. 7).

La fragmentación del escenario manglar-pastos marinos o manglar-corales post evento de huracán, reduce la complejidad del ecosistema y la diversidad de crustáceos y peces, afectándose la estructura de la comunidad y las pesquerías locales, debido a la desintegración de la biodiversidad funcional. Este impacto de desintegración de la comunidad ictiofaunística puede ser severo en el corto-plazo, pero se presenta en seguida una recuperación notable a medio- y largo-plazo (Greenwood *et al.*, 2006; Stevens *et al.*, 2006; Paterno *et al.*, 2006; Switzer *et al.*, 2006); en gran medida por el nivel de amortiguamiento, flexibilidad ecológica y eficiente recuperación al estrés que muestra el bosque de manglar.

Valoración de las funciones ecológicas

Los manglares se han degradado y manifiestan una evidente pérdida de su calidad ambiental. Esto se debe a diversas razones (Yáñez-Arancibia y Agüero, 2000, Fig. 8): 1) cambios en la organización social de las comunidades humanas costeras, rotando la actividad económica entre pescador, campesino y artesano, 2) incremento en el consumo de energía *per cápita* para desarrollar la economía costera, 3) manejo fragmentado en el sector oficial, o ausencia total de un plan de manejo, ante la presión urbana, industrial, turística, agrícola y de acuicultura, 4) depreciación del valor ecológico y uso irracional no sostenible, 5) poco impacto de los resultados científicos y baja disponibilidad de los mismos en términos prácticos para los usuarios del sector oficial, 6) carencia de términos de refe-

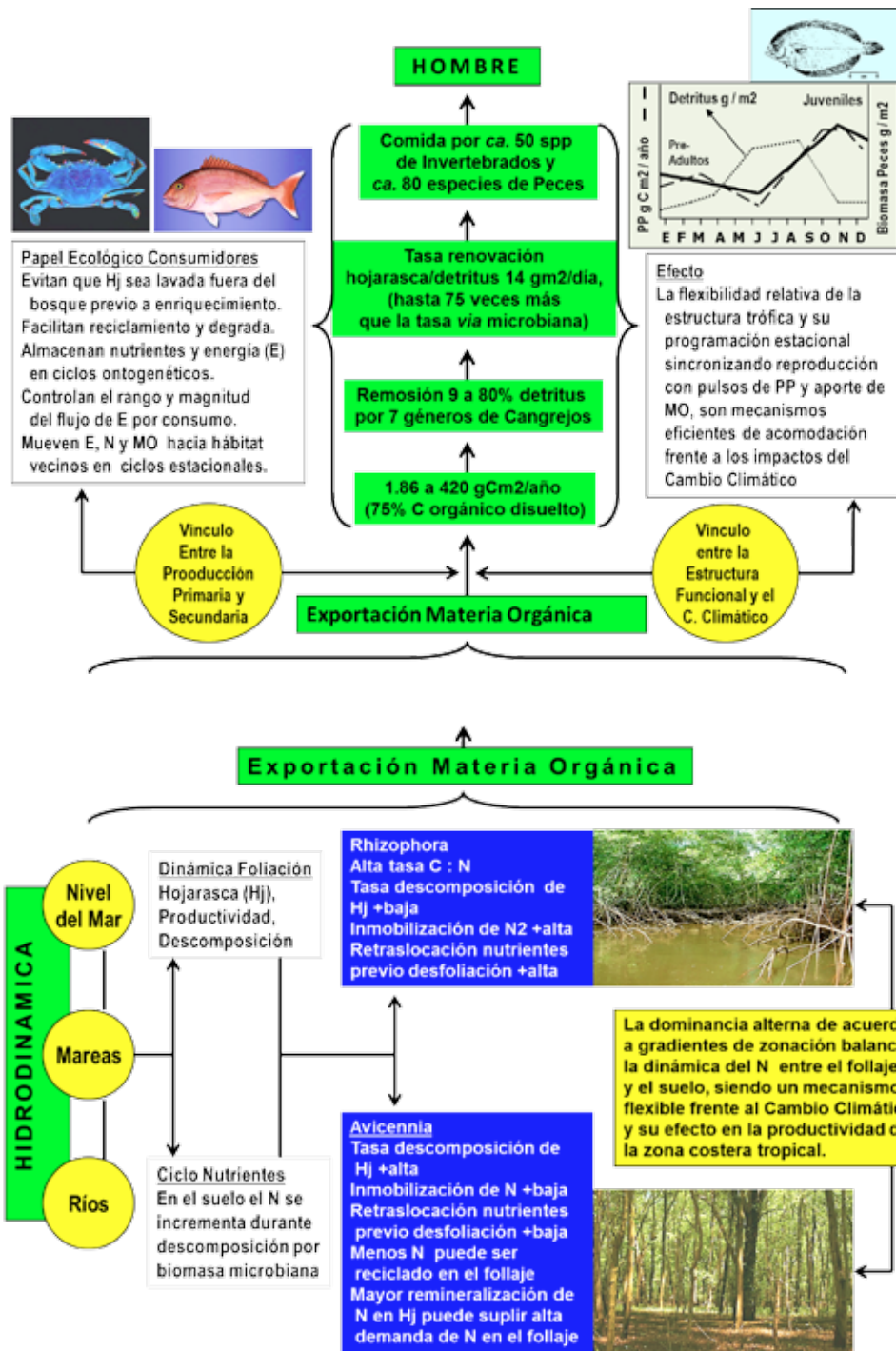


FIGURA 7. Flexibilidad de la estructura trófica de los macro consumidores (peces y crustáceos) y su programación estacional para sincronizar la reproducción y el reclutamiento con los pulsos secuenciales de productividad primaria y aporte de materia orgánica desde los manglares. Numerosos peces y crustáceos utilizan el pulso de productividad de sept-oct-nov en el sur del Golfo de México (Figs. 3 y 4) y de mar-abr-may en el norte del Golfo. Esto es un mecanismo adaptativo eficiente de acomodación frente a la dinámica físico-ambiental y variabilidad que induce el cambio climático. H₂O = hojarasca, E = energía, N = nitrógeno, C = carbono, MO = materia orgánica, PP = producción primaria, CC = cambio climático. Fotografías de *Avicennia germinas*, *Rhizophora mangle*, *Callinectes sapidus*, *Lutjanus campechanus* y *Etropus crossotus*.



rencia de vocación y aptitudes de la región y de evaluación ecológica y de recursos, para desarrollos productivos y 7) reconversión de áreas de manglar para agricultura y acuicultura insustentable que colapsa en pocos años.

El valorar económicamente los ecosistemas de manglar ha avanzado con lentitud en México, puesto que estimar el valor económico de los servicios ambientales y funciones ecológicas, implica cuantificar en términos monetarios la calidad de los humedales y del ambiente (Costanza *et al.*, 1997; Barbier y Strand, 1997; Barbier, 2011; Barker *et al.*, 2010; Lara-Domínguez *et al.*, 1998; Agüero, 1999; Sanjurjo Rivera, 2001) y en cierta medida esto sigue siendo controvertido metodológicamente y muy subjetivo. Esencialmente, se deben incluir en esta valoración los usos y funciones ambientales clave que afectan actividades productivas locales y regionales, tales como el mantener la productividad de las pesquerías, contribuir a la estabilidad de la línea de costa, sostener la biodiversidad, establecer la relación con el turismo costero y determinar el uso potencial de los manglares como planta natural de tratamiento de aguas residuales (Mitsch, 1994; Costanza *et al.*, 1997; Day *et al.*, 2009a). Los manglares tienen valores que pueden caracterizarse por las siguientes funciones ecológicas: 1) descarga y recarga de aguas subterráneas, 2) control de flujo y reflujo en el encuentro de las aguas dulces con las marinas, 3) control de erosión y estabilización costera, 4) retención de sedimentos, 5) retención de nutrientes, 6) mantenimiento de la calidad del agua incluyendo transformación de nutrientes, 7) estabilización micro climática, 8) amortiguamiento de los contaminantes de ecosistemas vecinos, 9) recreación y esparcimiento, 10) integración biológica y 11) hábitats de una alta biodiversidad (Fig. 8).

Se han estimado valores de servicios ambientales para la zona costera y humedales asociados, que son mucho más altos que para ecosistemas oceánicos o continentales (Costanza *et al.*, 1997). Por ejemplo, esos autores han estimado en dólares/ha/año los siguientes valores para estuarios (22 832), pastos marinos y lechos de algas (19 004), arrecifes de coral (6075), plataforma continental (1610), humedales globales (14 785), pantanos de mareas y manglar (9900), pan-

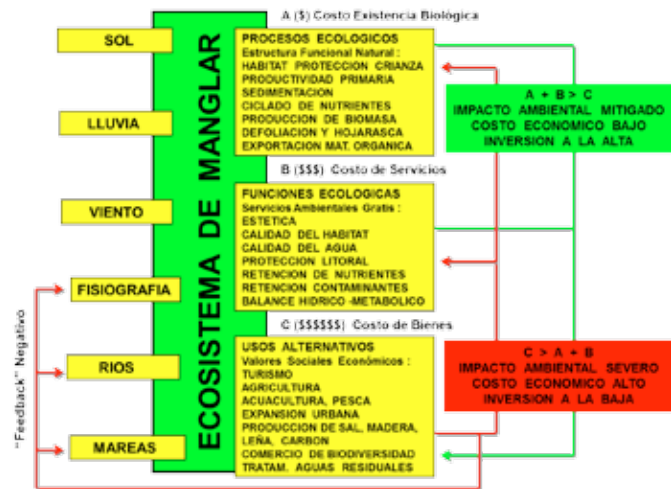


FIGURA 8. El concepto de "Ecosistema de manglar" integrando los procesos ecológicos que definen su estructura funcional, las funciones ecológicas que definen sus servicios ambientales y los usos alternativos que determinan su valor social y económico. Tradicionalmente el costo de existencia biológica (A) es subvalorado frente al costo de servicios ambientales (B) y al costo de bienes (C). El diagrama muestra las consecuencias negativas de sobrevalorar (C) induciendo insustentabilidad en el manejo de estos recursos. Fisiografía incluye sedimentos en balance erosión/acreción. Adaptado de Yáñez-Arancibia *et al.* (2010).

tanos y planicie costera (19 500); todo esto considerando 17 parámetros de bienes y servicios que fueron valorados. Estudios específicos han señalado que la valoración económica total de los manglares puede variar entre 38 dólares y 77 000 dólares/ha/año, dependiendo del método de valoración, el número de servicios ecológicos valorados, la latitud, el entorno social, la percepción económica y la presión por el uso del suelo para reconvertir los hábitats (Agüero, 1999). Asimismo, el establecimiento de actividades humanas en zonas costeras generalmente no incluye en sus estimaciones los valores de uso indirecto y de no-uso que pudieran ser impactadas por dicha actividad.

La valoración económica de los manglares se justifica (urgentemente) en términos de que la asignación actual de inversión o gasto público para estos recursos ya sea para

su conservación, o para su reconversión en hábitats alternativos, generalmente no refleja el valor que la sociedad y la tendencia internacional les otorga, particularmente al decidir su importancia en la integridad ecológica de la zona costera. Este planteamiento sugiere que: “sin duda, es una necesidad para la gestión ambiental valorar económicamente los ecosistemas de manglar y obtener indicadores cuantitativos del daño económico por su degradación ya sea por eventos naturales, acciones antrópicas, o el cambio climático global” (Fig. 8).

RESPUESTAS ESPERADAS DEL ECOSISTEMA DE MANGLAR AL CAMBIO CLIMÁTICO GLOBAL

Como los manglares son uno de los más emblemáticos hábitats críticos costeros en latitudes tropicales y subtropicales alrededor del mundo, el impacto costero ante el cambio climático tendrá significado ecológico, económico, social y cultural sobre este tipo de ecosistemas. Por sus características reproductivas, los manglares pueden acusar importantes respuestas sensitivas, estructural y funcionalmente, a los cambios climáticos. Otros humedales costeros salobres o dulceacuícolas y los pastos marinos, muestran una variabilidad más pronunciada en periodos cortos debido a fluctuaciones estacionales e interanuales y su tasa de renovación es muy rápida, por lo cual se dificulta su rápida adaptabilidad frente al cambio climático global.

UNEP (1994) presenta resumidamente los cambios esperados en la concentración de gases atmosféricos, en el promedio de temperatura global y en el promedio del nivel del mar, según el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático. Se conoce que el calentamiento global puede estar causado por los gases del efecto-invernadero. Estos son gases que pueden absorber la radiación infrarroja. La absorción de radiación térmica de onda larga en la atmósfera evita el escape de la energía térmica, provocando el incremento marcado de la temperatura de la atmósfera.

El recuadro 1 resume las principales respuestas esperadas de los ecosistemas costeros tropicales (manglares), frente a las predicciones sobre el cambio climático (IPCC,

2007). Los ecosistemas tropicales estuarinos son también vulnerables a los cambios en el medio ambiente costero debido a las perturbaciones que resultan del incremento de gases de efecto invernadero en la atmósfera. El CO₂ y otros gases de efecto invernadero pueden llegar en el 2050 al doble de la concentración presente al comienzo de la revolución industrial a fines del siglo XIX, aumentando la temperatura superficial del planeta de 2 °C a 5 °C. Si la temperatura promedio se incrementa 3 °C para el 2050 y permanece constante, el nivel del mar se incrementará aproximadamente 1,5 m, o más, para el 2100. Un calentamiento global de 6 °C para el 2100 podría resultar en un incremento del nivel del mar de 2 m (> 100 cm por cada 100 años según el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático). Estos números son mayores que la tasa de incremento actual del nivel del mar y son significativos en relación con el ARNM observado durante la última fase del Holoceno.

Respuestas de los Manglares frente a Cambios Climáticos

ASCENSO DEL NIVEL MEDIO DEL MAR
Incremento erosión litoral.
Incremento PP y PS por mayor disponibilidad de nutrientes.
Progradación del manglar tierra adentro modulado por fisiografía y topografía.

ASCENSO DE LA CONCENTRACION DEL CO2 ATMOSFERICO
Mayor eficiencia en el uso de H2O por algunas especies de manglar.

ASCENSO DE LA TEMPERATURA ATMOSFERICA
Expansión de los manglares a latitudes mayores.
En algunas especies cambios en patrones fenológicos, reproductivos y crecimiento.
Incremento en la productividad neta global del ecosistema de manglar.
Cambios en la composición florística y faunística por beneficio de microclima.
Aceleración de procesos microbianos en la interface agua-sedimento.

CAMBIOS EN LOS PATRONES DE LLUVIAS
Mayor precipitación sobre tasa evapotranspiración incrementará PP de los manglares.
Mayor evapotranspiración sobre tasa pluviométrica reducirá PP y crecimiento.
Salinización de suelos reducirá PP y crecimiento de los manglares.
Cambios en la distribución de especies estenohalinas.
Cambios contenido de H2O del suelo y salinidad del sustrato impactarán crecimiento.

IMPACTOS SOBRE EL USO DEL SUELO
Incremento del riesgo de inundación de la llanura costera.
Incremento de la erosión de litorales blandos vulnerables.
Incremento del riesgo de intrusión salina.

RECUADRO 1. Síntesis de las principales respuestas esperadas de los manglares frente a las predicciones sobre los cambios climáticos. Basado en Snedaker (1993), UNEP (1994), Ellison (1994), Kjerfve *et al.* (1994), Kjerfve y Macintosh (1997), Field (1995), Twilley *et al.* (1999), Yáñez-Arancibia *et al.* (1998, 2010), Cahoon *et al.* (2006), Day *et al.* (2008), Gilman *et al.* (2008), McKee *et al.* (2012), Mitra (2013b), Record *et al.* (2013). PP =producción primaria, PS = producción secundaria, H2O = agua, CO2 = anhídrido carbónico.



Existe controversia sobre la tolerancia de los manglares al incremento del nivel del mar. Los manglares son un componente fundamental en los estuarios tropicales y se presentan en la interface entre la tierra y el mar; por lo tanto, son muy sensitivos a los cambios en el nivel del mar. Algunos sostienen que incrementos entre 12 cm y 27 cm por cada 100 años harán colapsar estos ecosistemas; por el contrario, descensos del nivel del mar producirían una mayor expansión de estos bosques. Esto último no ha sido pronosticado en ninguna hipótesis alterna. Pero, sobre el ARNM, hay evidencias que los manglares no se verían afectados significativamente con ascensos entre 50 cm y 80 cm por cada 100 años (p. ej., como se ha observado en Belice, Jamaica, Florida). Incluso durante los últimos 56 años, los manglares de Key West Florida se han expandido hacia el mar y hacia el continente, a pesar de los huracanes y aún con un incremento del nivel del mar equivalente a 23 cm por cada 100 años. Los cambios en la riqueza de especies de los manglares durante la migración horizontal hacia el continente, en respuesta a los cambios del nivel del mar, dependen de las respuestas específicas de cada especie del manglar al incremento en la inundación y erosión y a los efectos del tamaño del propágulo y ritmo de la marea a lo largo de la zona intermareal, aunado a las anomalías inducidas por el paso de huracanes (Proffitt *et al.*, 2006; Milbrandt *et al.*, 2006). Estos dos factores indican que la profundidad de la inundación mareal puede ser el principal factor en regular la zonación de especies con el ascenso del nivel del mar. La mayoría de los estudios señalan que *Rhizophora* es más tolerante a la baja disponibilidad de oxígeno causada por la inundación mareal y la acumulación de agua que *Avicennia*. Si no hay barreras geográficas continentales, los manglares pueden migrar tierra adentro manteniendo a prudente distancia el incremento del nivel del mar. Asumiendo como constantes otros factores ecológicos, *Rhizophora* con propágulos de gran tamaño y mayor tolerancia a las inundaciones invadiría y dominaría las zonas altas previamente ocupadas por *Avicennia* y *Laguncularia*, las cuales se retraerían hacia la nueva zona salina somera intermareal formada hacia el interior. Los

manglares de borde compuestos básicamente por *Rhizophora* irían desapareciendo paulatinamente de la línea frontal en correspondencia con su nueva distribución hacia el interior.

La temperatura es el factor climático básico que modula los límites de distribución de los manglares hacia el norte y hacia el sur del planeta (Saintilan *et al.*, 2009). Por ejemplo, como está ocurriendo con el avance de los manglares hacia el norte en el Perú, hacia el sur en Santa Catarina, Brasil y hacia el norte en el Golfo de México; en los tres casos observación personal de los autores de este trabajo. Se ha señalado que los bosques de manglares responderían a la disminución de la temperatura reduciendo la riqueza de especies, simplificando la estructura del bosque (altura y biomasa). Aunque el promedio de temperatura del aire y del agua muestra alguna correlación con la distribución de los manglares en el mundo (FAO, 2007), las temperaturas extremas pueden ser el principal factor de control. *Avicennia* y *Laguncularia* parecen ser más tolerantes a las temperaturas frías en el neotrópico que *Rhizophora*. Las diversas tolerancias a las bajas temperaturas entre diferentes especies de manglar, generalmente se infiere a su distribución natural y adaptaciones morfo-fisiológicas, metabólicas y reproductivas. Sin embargo, se ha demostrado que la diversidad genética influye en la tolerancia de los manglares al cambio climático global.

La figura 9 muestra la nueva distribución de los manglares en el Golfo de México y aun la costa Atlántica de la Península de Florida (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2010; Day *et al.*, 2013a). En esa porción del Golfo normalmente los manglares son achaparrados y mueren periódicamente, o son severamente fragmentados por los fríos y escarcha. Sin embargo, después de 20 años (o más) sin escarcha -la última fue en diciembre de 1989- según *United States Geological Survey*, en las costas de Texas, Louisiana y el Noreste de la Florida, el manglar negro (*Avicennia germinans*) se está expandiendo rápidamente en Texas y Louisiana, a la vez que el manglar rojo (*Rhizophora mangle*) está siendo encontrado al norte de su registro histórico en Texas y Florida. Actualmente, *Avi-*

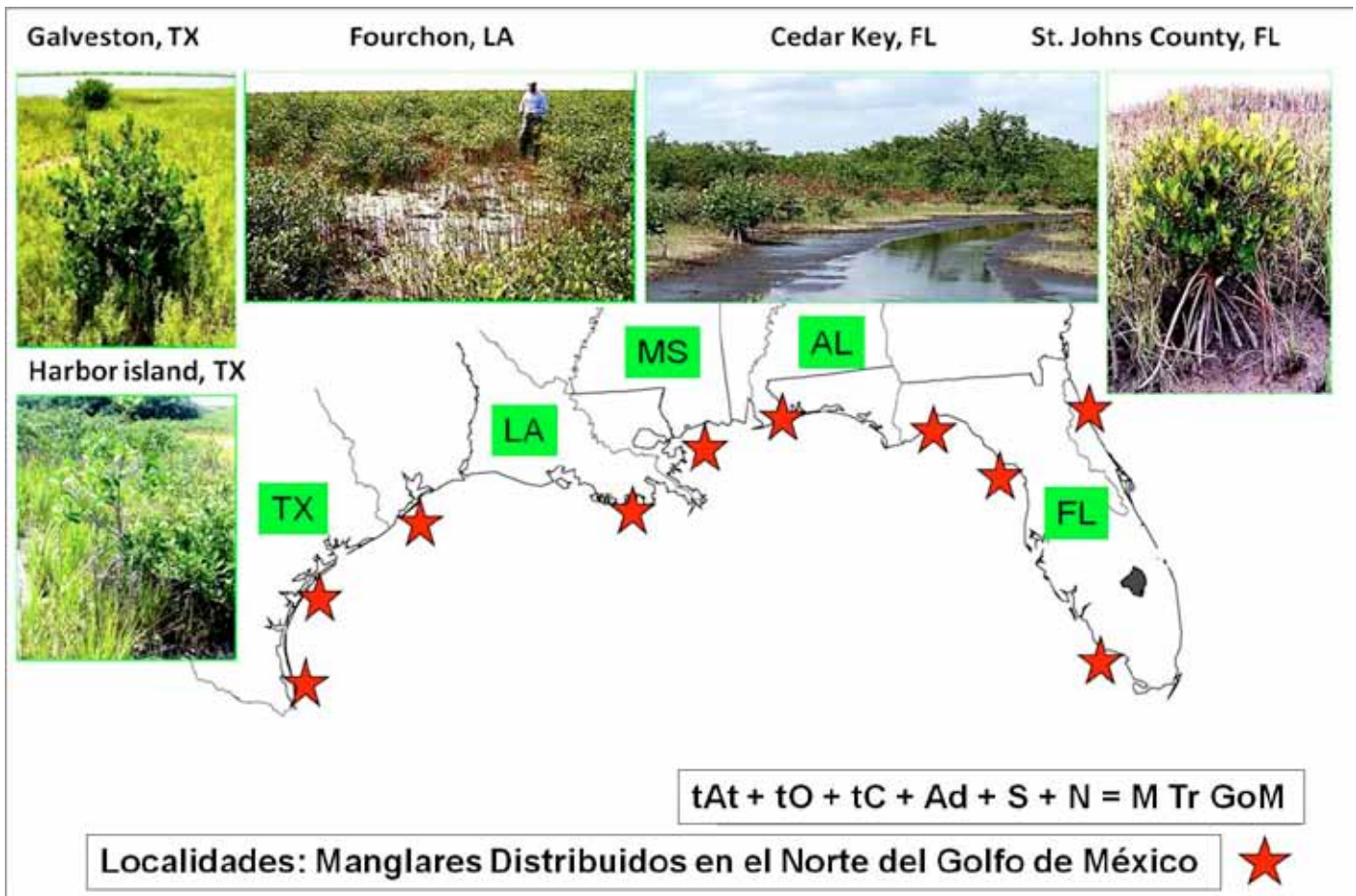


FIGURA 9. Las cuatro especies de manglares del Golfo de México (*Avicennia*, *Rhizophora*, *Laguncularia* y *Conocarpus*) ya se encuentran distribuidas en el Estado de Texas (TX). *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle* son la especie mejor representadas en el norte del Golfo de México. Ver figura 4 para detalles de distribución geográfica. Explicación en el texto. Fotografías de Richard H. Day. Registros adicionales para el norte del Golfo de México en Steven *et al.* (2006), Zomlefer *et al.* (2006), R. H. Day (2007). Base de datos de Richard H. Day son cortesía del *United States Geological Survey, National Wetland Center*, Lafayette, Louisiana. Los insumos que favorecen la dispersión latitudinal de los manglares hacia latitudes mayores en el Atlántico tropical de América (Golfo de México) son: tAt (temperatura atmosférica), tO (temperatura oceánica), tC (temperatura de las corrientes costeras), Ad (descarga de agua dulce), S (aporte de sedimentos terrígenos), N (disponibilidad de nutrientes por aporte dulceacuícola y sedimentario). La tropicalización global del Golfo de México predispone la expansión de los manglares hacia el norte, MTrGoM = Manglares en la tropicalización del Golfo de México.

Fotografías de Richard H. Day (USGS).



cennia en Port Fourchon, LA y Harbord Island, TX, está desplazando rápidamente a otra vegetación en humedales salobres y esto puede ser fácilmente detectado con imágenes *Landsat*. Algunos árboles de *Avicennia* en Louisiana alcanzan ahora de 10 a 15 centímetros de diámetro y más de 5 metros de altura. *Rhizophora* es más susceptible al daño causado por la escarcha y aunque los propágulos son llevados por las corrientes tanto desde México como desde la Florida, los pequeños retoños no son persistentes todavía, pero se observan plántulas de presencia anual. El manglar blanco (*Laguncularia racemosa*) y el manglar botoncillo (*Conocarpus erectus*) están restringidos por la intolerancia a la escarcha y no se han encontrado al norte de Cedar Key, FL. Uno de los autores de este manuscrito ha documentado en 2009 las cuatro especies de manglar del Golfo como habitantes regulares de los humedales costeros en el estado de Texas (CERF Abstract Proceedings 2009, <http://www.erf.org>). La consecuencia del reemplazo de los humedales salobres por manglares en el norte del Golfo de México, incluye cambios en la estructura trófica del detritus orgánico, nuevos hábitats para juveniles de peces y alternativa adicional de anidación de aves costeras (Day *et al.*, 2013a).

Estudios recientes (Day *et al.*, 2008, 2013a; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2013a) indican que la frecuencia e intensidad de tormentas tropicales y huracanes se están incrementando bajo condiciones de calentamiento climático incidiendo directamente sobre estos humedales costeros. Puesto que los manglares están distribuidos en latitudes donde la frecuencia de huracanes es alta, es importante comprender cómo estos eventos afectan el desarrollo de los bosques (p. ej., estructura del bosque, composición de especies) y la dinámica de la comunidad del ecosistema de manglar, incluyendo biodiversidad. Aunque el efecto es evidente en la defoliación, producción de hojarasca y la mortalidad de los árboles, también hay evidencias de una rápida recuperación por este daño, aunado al papel que juega la dinámica del suelo controlando el crecimiento y desarrollo de los árboles.

EL MANGLAR-ECOSISTEMA CENTINELA

El módulo Costero del Sistema Global de Observación Terrestre (C-GTOS sigla en inglés) de las Naciones Unidas, considera ecosistemas centinela para observar cambios globales en ecosistemas terrestres, humedales costero-marinos y ecosistemas de agua dulce. Se trata de ecosistemas que sean bien comprendidos a diferentes escalas de espacio y tiempo, que dispongan de una buena base de datos físicos y biológicos y que puedan ser observados con métodos accesibles y de manera sostenida, constituyendo un instrumento (el ecosistema) de detección temprana de los cambios globales y un referente en escala regional (Christian y Mazzilli, 2007).

El Golfo de México reúne esas características, incluyendo en el concepto a los ecosistemas de manglar. Desde los últimos 25 años, vivir en la costa del Golfo es enfrentarse a las inundaciones de primavera en los Estados Unidos y de verano-otoño en México. Es vivir cada año sufriendo mayor frecuencia e intensidad de huracanes en ambos países. Es cuantificar el colapso estacional de las actividades agropecuarias, pesqueras y turísticas. Y es contemplar la pérdida sostenida de humedales costeros por acciones del hombre. Paradójicamente, las inundaciones y las tormentas tropicales son fenómenos que controlan la expresión del paisaje y modulan la productividad natural de los recursos de la zona costera.

Los recursos costeros del Golfo, desde el punto de vista social y económico, se extienden desde la planicie costera hasta el efecto de los ríos hacia el mar adyacente como una pluma estuarino. Todos esos recursos –p.ej., petróleo, gas, agricultura, ganadería, bosques, playas, pesca, puertos, turismo–, utilizan agua para su producción de manera directa o indirecta y tienen mejor rendimiento si el paisaje es ecológicamente saludable; por lo tanto, son recursos dependientes de los humedales y de su integridad ecológica (Day *et al.*, 2009b; Day y Yáñez-Arancibia, 2013). Paradójicamente, México y Estados Unidos –en conjunto– pierden aproximadamente 250 kilómetros cuadrados de humedales cada año, principalmente por contaminación, dragado de canales, relleno de áreas de inundación natural para expansión agropecuaria, urbana e industrial, construcción de

infraestructura que intenta manipular el curso natural de los ríos y todo ello alterando la dinámica hidrológica de las costas del Golfo. En México esto se hace cotidianamente y sin evaluación/planificación ambiental estratégica para la zona costera.

Los cinco estados de la Unión Americana y los seis estados mexicanos contribuyen con 72 millones de habitantes en el Golfo. Esto es una demografía intensa que demanda servicios, trabajo y bienestar; para un sistema ecológico que produce a los dos países –en conjunto– 150 billones de dólares anuales como valor sólo de cinco actividades productivas regionales, e. g., petróleo, gas, puertos, pesca y turismo (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2009). Todo ello dependiendo de una explotación conjunta de 33 ríos principales, de 207 ecosistemas de lagunas costeras y estuarios, de 450 mil kilómetros cuadrados de humedales costeros. Como el deterioro ecológico es evidente, se trata de una economía en alto riesgo de sustentabilidad, para una sociedad demandante, dentro de un sistema ecológico en riesgo severo para las próximas décadas. El resultado es una evidente incertidumbre hacia la “Insustentabilidad del Producto Interno Bruto/Golfo-dependiente” para las próximas décadas (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2009). El Golfo de México es un ecosistema centinela y esto involucra a los ecosistemas de manglar.

El Golfo de México: mayor frecuencia e intensidad de tormentas tropicales

Desde hace poco más de dos décadas, el Golfo presenta claramente todos los ingredientes que se requieren para la formación y atracción de huracanes: temperatura superficial del océano con más de 26 grados centígrados, humedad atmosférica de más de 85 por ciento, intensa circulación vertical de vientos por diferencia térmica en la interface océano/atmósfera, temperaturas de aguas del Caribe que penetran al Golfo con más de 30 grados centígrados, expansión térmica de la capa superficial del océano, tormentas tropicales severas con pequeño umbral para cambiar rápidamente a huracanes, entre otros.

Recientemente se ha descrito para el Golfo un “túnel térmico” con efecto embudo que conforma la ruta persis-

tente de las tormentas tropicales del Atlántico Norte que luego como huracanes son atraídos fuertemente hacia el Golfo (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2013a). Las proyecciones son dramáticas para los próximos años: Se pronostican más de 25 tormentas severas anualmente, la temperatura global se incrementará entre 2 y 5 grados centígrados en los próximos 80 años, el ascenso relativo del nivel medio del mar se incrementará entre 1 y 2 metros para fines del siglo, la erosión de playas irá en aumento, por el “efecto montaña de las lluvias” algunos ríos arrastrarán más agua y sedimentos hacia el mar, las inundaciones de la llanura costera serán recurrentes y ciudades costeras como Tuxpan/Pánuco, Veracruz/Boca del Río, Coatzacoalcos, Alvarado/Tlacotalpan, Villahermosa, Ciudad del Carmen, Celestún, Cancún y Chetumal, mostrarán un nivel de vulnerabilidad mucho más severo (Yáñez-Arancibia, 2010, 2013). Todo esto es un universo nuevo de incertidumbre e insustentabilidad para las actividades económicas, el desarrollo social y la protección civil de la ciudadanía (Day *et al.*, 2009b).

La evaluación/planificación ambiental estratégica para la zona costera es en extremo muy urgente en el marco de una política ambiental nacional.

Sin embargo, en última instancia, todos y cada uno (la política, la ciudadanía, la ciencia, la tecnología, el desarrollo socio-económico) tendrán que enfrentarse a los dilemas que plantean, por una parte el crecimiento “desarrollista” insustentable y el crecimiento negativo que se avecina y, por otra, los recursos naturales del Golfo de México en franco declive y los efectos cada vez más nefastos de la crisis energética y cambio climático global. El Golfo de México es una macro “ecosistema centinela” que nos indica que ¡las luces rojas ya están encendidas!

Tropicalización Global del Golfo de México

Los manglares constituyen un importante recurso forestal en la zona costera de toda la banda intertropical del planeta y, para el caso del Golfo de México, se están comportando como “especies centinela” de rápida reacción adaptativa frente al cambio climático. El cambio climático acrecienta el impacto provocado por el hombre en las cos-



tas e induce nuevas incertidumbres en la estabilidad ambiental, aumentando la vulnerabilidad de los hábitats críticos. Pero es interesante observar que los manglares (bosques anfibios entre la tierra y el mar: *Rhizophora*, *Avicennia*, *Laguncularia*, *Conocarpus*) presentan evidencias de estructura funcional que se expresan en respuestas de acomodación frente a la variabilidad ambiental que induce el cambio global, desarrollando un papel estructural y funcional clave en la estabilidad de la línea de costa, la persistencia de hábitats y biodiversidad, el metabolismo del ecosistema, reduciendo riesgos e incertidumbre para el desarrollo sustentable del uso de sus recursos (Fig. 9).

Los manglares en el Golfo responden al cambio climático mostrando un patrón ampliado y consistente de distribución colonizando todo el Golfo hacia el norte, incluyendo la costa atlántica de la península de Florida. Más aún, en estos momentos las cuatro especies de manglar del Golfo ya se encuentran distribuidas en el estado de Texas. Anteriormente la distribución clásica de los manglares solamente abarcaba las costas mexicanas y alguna de las especies en la costa sur de Texas y esto se interrumpía hasta reaparecer en el extremo de la Península de Florida. Actualmente los manglares han colonizado las costas de los cinco estados de la Unión Americana.

La oportunidad de la “tropicalización global del Golfo de México” ha sido detectada por los manglares como “ecosistema/especies centinela” de detección temprana de los cambios globales.

CONCLUSIONES

Revisitando la hipótesis

El cambio climático global está afectando la dinámica natural de la biosfera. La zona costera es una eco-región sensible donde los cambios inducidos y sus efectos, se están apreciando en tiempo real, con mayor celeridad que lo previsto. Los manglares, ubicados en la interface tierra-mar controlan interacciones entre hábitats críticos de los humedales costeros con el océano adyacente. No obstante, son ecosistemas frágiles que están acusando el impacto

frente al cambio climático, pero existen evidencias que estos humedales forestados tienen gran capacidad de acomodación para contender con mejor éxito que otros sistemas naturales, frente a esta variabilidad físico ambiental de ritmo acelerado que muestra el cambio global.

La respuesta final de los ecosistemas de manglar estará determinada por el balance dinámico entre la tasa de incremento del nivel del mar, la descarga de agua dulce, la acreción sedimentaria, la migración lateral potencial y la temperatura. Cuando el incremento del nivel del mar es mucho mayor que la acreción sedimentaria y la erosión y migración de la línea de costa sobrepasa la tasa a la cual pueden migrar los manglares, el ecosistema se sumergirá y será reemplazado por un ambiente costero marino. Si la tasa del incremento del nivel del mar es mayor que la acreción sedimentaria, pero la tasa de traslado de la línea de costa no sobrepasa la capacidad del ecosistema de migrar tierra adentro, el bosque de manglar podrá retraerse tierra adentro. Finalmente si el incremento del nivel del mar es relativamente pequeño, los manglares pueden permanecer en la línea de costa actual acumulando sedimentos en la vertical del sustrato. El ensayo predictivo de esta aproximación conceptual puede variar significativamente cuando otros factores, como el CO₂ y la temperatura, son incorporados en los modelos matemáticos que actualmente se diseñan para estimar respuestas al cambio climático global (Twilley *et al.*, 1999).

Estudios existentes sugieren que la dominancia alterna entre *Avicennia* y *Rhizophora* de acuerdo con gradientes de zonación, balancean la dinámica del nitrógeno entre el follaje y el suelo del ecosistema de manglar, con la ventaja de ser un mecanismo flexible frente al cambio climático global y su efecto en los litorales tropicales. Asimismo, otros estudios sugieren que la flexibilidad relativa de la estructura trófica de los macro-consumidores (peces y crustáceos) y su programación estacional para sincronizar la reproducción y la incorporación con los pulsos secuenciales de productividad primaria y aporte de materia orgánica, son mecanismos eficientes de acomodación frente a los efectos físico ambientales del litoral por el cambio climático global (Fig. 7). De manera que la macro

fauna asociada (peces y macro invertebrados), normalmente recursos pesqueros, también tienen respuestas de acomodación y, aparentemente, podrán ir siguiendo la huella de los manglares en sus nuevos intervalos de distribución. Dado que, de manera general, los manglares son ecosistemas sub-valorados económicamente, es una necesidad para la gestión ambiental el valorarlos con precisión y el obtener indicadores cuantitativos del daño económico ocasionado por su degradación ya sea por acciones antrópicas, o el cambio climático global (Fig. 8).

Existe controversia sobre la tolerancia de los manglares al incremento de gases de efecto invernadero, de temperatura, de ascenso del nivel del mar y de frecuencia e intensidad de tormentas tropicales y huracanes, más aún cuando esta variabilidad se está presentando a un ritmo mayor que el inicialmente predicho por el Panel Intergubernamental sobre cambio Climático (IPCC, 2007). Sin embargo, la estructura funcional de este sistema ecológico, así como las evidencias revisadas permiten sostener la hipótesis inicialmente planteada por Yáñez-Arancibia *et al.* (1998) que “los manglares como hábitat forestado crítico de la zona costera presentan respuestas de acomodación frente a la variabilidad ambiental que induce el cambio global, desarrollando un papel estructural y funcional clave en la estabilidad de la línea de costa, la persistencia de hábitats y biodiversidad, el metabolismo del ecosistema, reduciendo riesgos e incertidumbre para el desarrollo sustentable del uso de sus recursos” (Fig. 9).

Implicaciones en Manejo Costero

Los cambios climáticos globales son condición importante a considerar en el manejo costero integrado en el Golfo de México, incluyendo los manglares (Lara-Domínguez *et al.*, 2002). Esto es así por diversas razones. El clima en el Golfo se dispersa en un intervalo tropical a templado que parecía estable en sus límites. Como clima cálido, la interfase tropical-templada, generalmente más oceánica que costera, se está ahora moviendo marcadamente hacia la zona costera en la porción norte y nororiental del Golfo (Day *et al.*, 2013a). Inicialmente, esta interfase localizada en el sur de Florida y en la región fronteriza México-USA en los estados

de Texas y Tamaulipas (Yáñez-Arancibia y Day, 2004, Fig. 5); muestra actualmente otro patrón, abarcando las tierras bajas de Louisiana y Mississippi, incluso la costa Atlántica de Florida, teniendo como buen testigo la expansión de la distribución de los manglares. Esta “*tropicalización global del Golfo de México*”, plantea un nuevo desafío para reajustar los términos de referencia hacia una evaluación/planificación ambiental estratégica para la zona costera de la región.

Una estrategia de manejo de adaptación al cambio climático por el ARNM buscando sostener la productividad de los humedales costeros, es utilizar los recursos fluviales y los sedimentos terrígenos, teniendo en cuenta que la zona costera y el mar adyacente son otro “usuario” más de agua dulce, sedimentos y nutrientes, en estacionalidad y cantidades razonables con la capacidad de carga del ecosistema (Figs. 6 y 7). Un ejemplo de esto es el delta del Mississippi donde los bordos han propiciado el transporte de esos insumos, directamente hacia el mar, limitando las inundaciones naturales, atenuando el fortalecimiento de los humedales y su pérdida, e induciendo el establecimiento de la “zona muerta” en el piso oceánico de Louisiana y Texas (Mitsch *et al.*, 2001; Rabalais *et al.*, 2002; Day *et al.*, 2000, 2007, 2008). En un esfuerzo por resolver este problema, se está planteado la recuperación del aporte de agua dulce y sedimentos del Río Mississippi a los humedales laterales de la planicie costera (*via* compuertas), como un manejo apropiado del cauce fluvial y asegurar la estructura funcional de los humedales costeros (Lane *et al.*, 1999, 2004; DeLaune y Pezeshki, 2003; DeLaune *et al.*, 2003; Costanza *et al.*, 2006; Day *et al.*, 2007). Será de vital importancia acoplar estas estrategias con la variabilidad que está induciendo el cambio climático en el sistema natural (Recuadro 1); es decir, además de incorporar el manejo del agua y sedimentos, acoplar las variables que induce el cambio de uso del suelo y la expansión de la frontera agropecuaria, entre otros impactos sociales y económicos sobre el ecosistema de manglar que se indican en la figura 8.

Finalmente, hay un consenso global en la comunidad científica que las actividades humanas están afectando el



cambio climático y el cambio climático alterará significativamente muchos de los ecosistemas de humedales costeros en escala mundial. Por lo tanto, el patrón climático general aquí presentado para el Golfo, cambiará sustancialmente para fines del siglo XXI induciendo una “*tropicalización global del Golfo de México*”. Más aún, el cambio climático interactuará y magnificará, otros factores que induce el desarrollo social y económico sobre la zona costera del Golfo, afectando la estructura funcional de sus humedales y los bienes y servicios que proporcionan. Twilley *et al.* (2001) plantea tres cuestiones para que la sociedad y los tomadores de decisión, comprendan las consecuencias ecológicas más evidentes del cambio climático en el Golfo para los próximos 50 a 100 años y qué se debería hacer para proteger la ecología, asegurar la economía, preservar la cultura y asegurar la herencia natural de las costas del Golfo: ¿Cuál será el futuro climático de la región costera del Golfo?, ¿Qué significarán esos cambios para los ecosistemas costeros del Golfo y su relación con los bienes y servicios que proveen?, ¿Cómo podrán los habitantes de las costas del Golfo enfrentar el desafío del cambio climático?

Ahora se puede agregar otra cuestión en la mesa de discusiones: ¿Cuáles son los ecosistemas y especies centinela que nos están indicando nuevos reacomodos y distribuciones dada su resiliencia adaptativa frente al cambio climático?

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la invitación del Dr. Raymundo Dávalos Sotelo, editor en jefe de la revista *Madera y Bosques* (ISSN-14050471) para contribuir en el Número Especial que conmemora los 20 años de la revista. Se agradece al Institute for Marine Remote Sensing, IMARS University of South Florida, la cortesía para utilizar la imagen de la Figura 2. Los colegas Chuanmin Hu y Frank Muller-Karger (2005) y SeaWiFS de Orbimage Inc., NASA Sea WiFS Project, autorizaron utilizar las imágenes de la figura 4 que aquí se reproducen en una composición específica para los objetivos de este trabajo. (<http://imars.marine.usf.edu>, <http://seawifs.gsfc.nasa.gov/SEAWIFS/>). La Dra.

Mercedes Marlene Manzano-Sarabia autorizó utilizar la figura 1 desde la presentación oral de este trabajo durante el 1er Congreso Internacional de Manglares, Mérida, Yucatán, octubre 2010. El Dr. Guillermo J. Villalobos Zapata, Director del Instituto EPOMEX del Golfo de México, autorizó utilizar información del capítulo 12 del libro “Cambio Climático en México un Enfoque Costero y Marino” publicado por EPOMEX en 2010. Resultados de este trabajo provienen del Coloquio Internacional sobre Cambio Climático Inecol 2007, 2008 y 2012, desarrollados en el Instituto de Ecología, A. C. Se agradece a Ariel Lugo sus comentarios acerca del efecto de las tormentas tropicales y huracanes sobre la defoliación, producción de hojarasca y la mortalidad de los árboles, así como en la rápida recuperación por este daño. Se agradece a la M. en I. Reyna Paula Zárate Morales del Instituto de Ecología, A.C., la edición final del manuscrito.

REFERENCIAS

- Agüero, M. 1999. Cómo estimar el valor económico de los manglares: un método y un ejemplo. *In*: A. Yáñez-Arancibia y A.L. Lara-Domínguez, eds. Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa México, UICN/ORMA Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD EUA. p: 319-368.
- Alongi, D.A. 2008. Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76:1-13.
- Alongi, D.M. 2009. Paradigm shifts in mangrove biology. *In*: G.M.E. Perillo, E. Wolanski, D.R. Cahoon, M.M. Brinson, eds. Coastal Wetlands an Integrated Ecosystem Approach. Elsevier. Amsterdam, Países Bajos p:615-640.
- Bacon, P.R. 1994. Template for evaluation of impacts of sea level rise on Caribbean coastal wetlands. *Ecological Engineering* 3:171-186.
- Baltz, D.M. y A. Yáñez-Arancibia, 2013. Ecosystem-based management of coastal fisheries in the Gulf of Mexico: environmental and anthropogenic impacts and essential habitat protection. *In*: J.W. Day y A. Yáñez Arancibia, eds. The Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota,

- Series Volume 4 Ecosystem-Based Management. Harte Institute for Gulf of Mexico Studies. Texas A & M University Press. College Station, TX. p:337-370
- Barbier, E. B. e I. Strand. 1997. Valuing mangrove-fishery linkages: a case study of Campeche, Mexico. Annual Conference of European Association of Environmental and Resource Economics. Tilburg University. Países Bajos.
- Barbier, E.B. 2011. Pricing nature. *Annual Review of Resource Economics* 3:337-353.
- Batker, D., I. de la Torre, R. Costanza, P. Swedeen, J. W. Day, R. Boumans y K. Bagstad. 2010. Gaining Ground: Wetlands, Hurricanes and the Economy: The Value of Restoring the Mississippi River Delta. *Earth Economics - Tacoma*. Washington. 98 pp.
- Blasco, F., P. Saenger y E. Janodet. 1996. Mangroves as indicators of coastal change. *Catena* 149:1-12.
- Boorman, L.A. 2009. The role of freshwater flows on salt marsh growth and development. *In*: G.M. E. Perillo, E. Wolanski, D.R. Cahoon y M.M. Brinson, eds. *Coastal Wetlands an Integrated Ecosystem Approach*. Elsevier. Amsterdam, Países Bajos. p:493-514.
- Bortone, A.A., ed. 2005. *Estuarine Indicators*. CRC Marine Science Series. Press, Boca Raton FL, 532 pp.
- Brinson, M.M., R.R. Christian y L.K. Blum. 1995. Multiple states in the sea-level induced transition from terrestrial forest to estuary. *Estuaries* 18:648-659.
- Cahoon, D.R., 2006. A review of major storm impacts on coastal wetland elevation. *Estuaries and Coasts* 29:939-942.
- Cahoon, D.R., J.W. Day y D.J. Reed. 1999. The influence of surface and shallow subsurface soil processes in wetland elevation: a synthesis. *Current Topics on Wetlands Biogeography* 3:72-88.
- Cahoon, D.R., J.C. Lynch, P. Hensel, R. Boumans, B.C. Perez, B. Segura y J.W. Day. 2002. High-precision measurements of wetlands sediment elevation: I Recent improvements to the Sedimentation-Erosion Table. *Journal of Sedimentology Research* 72:730-733.
- Cahoon, D.R., P.F. Hensel, T. Spencer, D.J. Reed, K.L. McKee y N. Saintilan. 2006. Wetland vulnerability to relative sea-level rise: wetland elevation trends and process controls. *In*: J.T.A. Verhoeven, B. Bletman, R. Bobbink, D.F. Whigham, eds. *Wetland Conservation and Management*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. p:271-292.
- Christian, R. R. y S. Mazzilli, 2007. Defining the coast and sentinel ecosystems for coastal observations of global change. *Hidrobiologia* 577:55-70.
- Conner, W.H. y J.W. Day. 1991. Variations in vertical accretion in a Louisiana swamp. *Journal of Coastal Research* 7:617-622.
- Conner, W.H., J.W. Day, R.H. Baumann y J. Randall. 1989. Influence of hurricanes on coastal ecosystems along the northern Gulf coast. *Wetlands Ecology and Management* 1(1):45-56.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton y M. van der Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(15 May):253-260.
- Costanza, R., W.J. Mitsch y J.W. Day. 2006. A new vision for New Orleans and the Mississippi delta: applying ecological economics and ecological engineering. *Frontiers in Ecology and Environment* 4(9):465-472.
- Cowan, J.H., A. Yáñez-Arancibia, P. Sánchez-Gil y L.A. Deegan. 2013. Estuarine nekton. *In*: J.W. Day, B.C. Crump, W.M. Kemp y A. Yáñez-Arancibia, eds. *Estuarine Ecology*. 2a ed. Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons, Inc. Publications. Hoboken, Nueva Jersey. p:327-356.
- Day, J.W. y P.H. Templet. 1989. Consequences of sea-level rise: implications from the Mississippi Delta. *Coastal Management* 17:241-257.
- Day, J.W., C.A.S. Hall, W.M. Kemp y A. Yáñez-Arancibia. 1989. *Estuarine Ecology*. Wiley Interscience, John Wiley & Sons Inc. Nueva York. 576 pp.
- Day, J.W., J. Martin, L. Cardoch y P. Templet. 1997. System functioning as a basis for sustainable management of deltaic ecosystems. *Coastal Management* 25:115-154.
- Day, J.W., G.P. Shaffer, L.D. Britsch, D.J. Reed, S.R. Hawes y D.R. Cahoon. 2000. Pattern and process of land loss in the Mississippi delta: a spatial and temporal analysis of wetland habitat change. *Estuaries* 23:425-438.



- Day, J.W., D. Boesch, E. Clairain, P. Kemp, S. Laska, W.J. Mitsch, K. Orth, H. Mashriqui, D. Reed, L. Shabman, C. Simenstad, B. Streever, R.R. Twilley, C. Watson, J. Wells y D. Whigham. 2007. Restoration of the Mississippi delta: lessons from Hurricanes Katrina and Rita. *Science* 315:1679-1684.
- Day, J.W., R. Christian, D. Boesch, A. Yáñez-Arancibia, J.T. Morris, R.R. Twilley, L. Naylor, L. Schaffner y C. Stevenson. 2008. Consequences of climate change on the ecogeomorphology of coastal wetlands. *Estuaries and Coasts* 37:477-491.
- Day, J.W., A. Yáñez-Arancibia y W.J. Mitsch. 2009. Using ecotechnology to address water and habitat loss quality in estuarine systems, Gulf of Mexico. *In: Science and information technology for sustainable management of aquatic ecosystems*. Universidad de Concepción. International Water Association, 7th ISE & 8th HIC Chile. p:90-99.
- Day, J.W.; J.E. Cable, J.H. Cowan, R. DeLaune, K. Mutsert, B. Fry, H. Mashriqui, D. Justic, P. Kemp, R.R. Lane, J. Rick, L.P. Rozas, G. Snedden, E. Swenson, R.R. Twilley y B. Wissel. 2009b. The impacts of pulsed reintroduction of river water on a Mississippi delta coastal basin. *Journal of Coastal Research* Número especial(54):225-243.
- Day, J.W., A. Yáñez-Arancibia y J.M. Rybczyk. 2012. Climate change effects, causes, consequences: physical, hydro-morphological, ecophysiological, and biogeographical changes. *In: M.J. Kennish y M. Elliot, eds. Estuarine Treatise. Vol. 8: Human-Induced Problems, Uses and Abuses*. Elsevier, Inc., Dordrecht, Países Bajos. p:303-315.
- Day, J.W., A. Yáñez-Arancibia, J.H. Cowan, R.H. Day, R.R. Twilley y J.R. Rybczyk. 2013a. Global climate change impacts on coastal ecosystems in the Gulf of Mexico: considerations for integrated coastal management. *In: J.W. Day y A. Yáñez Arancibia, eds. The Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota, Series Volume 4 Ecosystem-Based Management*. Harte Institute for Gulf of Mexico Studies. Texas A & M University Press, College Station, TX. p:253-272.
- Day, J.W., F. Sklar, J.E. Cable, D.L. Childers, C. Coronado-Molina, S.E. Davis, S. Kelly, C.J. Madden, B. Perez, E. Reyes, D.T. Rudnick y M.A. Sutula. 2013b. The salinity transition zone between the southern Everglades and Florida Bay: system functioning and implications for coastal zone management. *In: J.W. Day y A. Yáñez-Arancibia, eds. Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota, Series Volume 4 Ecosystem-Based Management*. Harte Institute for Gulf of Mexico Studies. Texas A&M University Press, College Station TX. p:1-24.
- Deegan, L.A., J.W. Day, J. Gosselink, A. Yáñez-Arancibia, G. Soberón y P. Sánchez-Gil. 1986. Relationships among physical characteristics, vegetation distribution and fisheries yield in Gulf of Mexico estuaries. *In: D. Wolfe, ed. Estuarine Variability*. Academic Press. Nueva York. p. 83-100.
- DeLaune, R.D. y S. Pezeshki. 2003. The role of soil organic carbon in maintaining surface elevation in rapidly subsiding U.S. Gulf of Mexico coastal marshes. *Water, Air, Soil Pollution* 3:167-179.
- DeLaune, R.D., A. Jugsujinda, G. Peterson y W. Patrick. 2003. Impact of Mississippi River freshwater reintroduction on enhancing marsh accretion processes in Louisiana estuary. *Estuarine Coastal Shelf Science* 58:653-662.
- Dugan, P.J. 1994. Wetlands in the 21st century: the challenge to conservation science. *In: W.J. Mitsch, ed. Global Wetlands, Old World and New*. Elsevier Science B.V. Amsterdam, Países Bajos. p:75-88.
- Duke, N. C., M.C. Ball y J.C. Ellison. 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letter* 7:27-47.
- Duke, N.C., J.O. Meynecke, S. Dittman, A.M. Ellison, K. Anger, U. Berger y S. Cannicci. 2007. A world without mangroves? *Science* 317:41-42.
- Douglas, B.C. 2005 Gulf of Mexico and Atlantic coast sea level change. *In: W. Sturges y A. Lugo-Fernandez, eds. Circulation in the Gulf of Mexico Observations and Models*. American Geophysical Union. Washington DC. Geophysical Monograph 161, 348p., plus CD-ROM Data Base and Plates. p:111-122.

- Ellison, J.C. 1994. Climate change and sea-level rise impacts on mangrove ecosystems. *In:* J. Pernetta, R. Leemans, D. Elder y S. Humphrey, eds. Impacts of climate change on ecosystems and species: Marine and Coastal Systems. IUCN. Gland, Suiza. p:11-30.
- Ellison, J.C. 2009. Geomorphology and sedimentology of mangroves. *In:* G.M.E. Perillo, E. Wolanski, D.R. Cahoon, M.M. Brinson, eds. Coastal wetlands an integrated ecosystem approach. Elsevier. Amsterdam, Países Bajos. p:565-592.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2007. The World's Mangroves 1980-2005. Volume 153. FAO. Roma. 82p.
- Field, C.D. 1995. Impact of expected climate change on mangroves. *Hidrobiologia* 295:75-81.
- Gilman, E.L., J.C. Ellison, N.C. Duke y C. Field. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. *Aquatic Botany* 89:237-250.
- Gornitz, V., S. Lebedeff y J. Hansen. 1982. Global sea level trend in the past century. *Science* 215:1611-1614.
- Greening, H., P. Doering y C. Corbett. 2006. Hurricane impacts on coastal ecosystems. *Estuaries and Coasts* 29(6A):877-879.
- Greenwood, M.F.D., P.W. Stevens y R.E. Matheson. 2006. Effects on the 2004 hurricanes on the fish assemblages in two proximate Southwest Florida estuaries: changes in context of inter annual variability. *Estuaries and Coasts* 29(6A):985-996.
- Heileman, S. y N. Rabalais. 2008. Gulf of Mexico LME, XV-50. *In:* K. Sherman y G. Hempel, eds. The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A perspective on changing conditions in LME's of the World Regional Seas. UNEP Regional Seas Report and Studies No. 182. UNEP. Nairobi, Kenia. p:673-698.
- Heileman, S. y R. Mahon. 2008. Caribbean Sea LME, XV-49. *In:* K. Sherman y G. Hempel, eds. The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A perspective on changing conditions in LME's of the world regional seas. UNEP Regional Seas Report and Studies No. 182. UNEP. Nairobi, Kenia. p:657-672.
- Herrera-Silveira, J.A., F.A. Comin, N. Aranda, L. Troccoli y L. Capurro. 2004. Coastal waters quality assessment in the Yucatan peninsula: management implications. *Ocean & Coastal Management* 47:625-640.
- Hoyos, C., P. Agudelo, P. Webster y J. Curry. 2006. Deconvolution of the factors contributing to the increase in global hurricane intensity. *Science* 312:94-97.
- Hu, C. y F. Muller-Karger. 2005. Gulf of Mexico surface chlorophyll-a concentration from SeaWiFS, a brief description. 4 pp en Anexo de CD-ROM. *In:* W. Sturges y A. Lugo-Fernandez, eds. Circulation in the Gulf of Mexico Observations and Models. American Geophysical Union, Washington DC, Geophysical Monograph 161, 348 p., plus CD-ROM Data Base and Plates.
- IPCC. 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2007: The Scientific Basis, Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report, Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Jiménez, J.A. 1999. Ambiente, distribución y características estructurales en los manglares del Pacífico de Centro América: contrastes climáticos. *In:* A. Yáñez-Arancibia y A.L. Lara-Domínguez, eds. Ecosistemas de manglar en América Tropical. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa México, UICN/ORMA Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD EUA. p:51-70.
- Kangas, P.C. y A.E. Lugo. 1990. The distribution of mangrove and saltmarsh in Florida. *Tropical Ecology* 31:32-39.
- Kantha, L. 2005. Barotropic tides in the Gulf of Mexico. *In:* W. Sturges y A. Lugo-Fernandez, eds. Circulation in the Gulf of Mexico Observations and Models. American Geophysical Union, Washington DC. Geophysical Monograph 161, 348p., plus CD-ROM Data Base and Plates. p:159-164.
- Kesel, R. 1989. The role of the Mississippi River in wetland loss in southeastern Louisiana, USA. *Environmental Geological Water Sciences* 13:183-193.
- Kjerfve, B., W. K. Michener y L. R. Gardner. 1994. Impacts of climate change in estuary and delta environments. IUCN International Union for the Conservation of Nature, Symposium on Impacts of Climate Change on Ecosystems and Species. Países Bajos. 2-6 Dec 1991. 18 p.



- Kjerfve, B. y D. J. Macintosh. 1997. The impact of climatic change on mangrove ecosystems. *In*: B. Kjerfve, L.D. Lacerda y E.S. Diop, eds. Mangrove ecosystem studies in Latin America and Africa. International Society for Mangrove Ecosystems, ISME-UNESCO. Paris, Francia. p:1-7.
- Lane, R.R., J.W. Day y B. Thibodeaux. 1999. Water quality analysis of a freshwater diversion at Caernarvon, Louisiana. *Estuaries* 22:327-336.
- Lane, R.R., J.W. Day, D. Justic, E. Reyes, B. Marx, J.N. Day y E. Hayfield. 2004. Changes in stoichiometric Si, N, and P ratios of Mississippi River water diverted through coastal wetlands to the Gulf of Mexico. *Estuarine Coastal Shelf Science* 60:1-10.
- Lara, R.J., C.F. Szlafsztein, M.C.L. Cohen, J. Oxmann, B.B. Schmitt y P.W.M. Souza-Filho. 2009. Geomorphology and sedimentology of mangroves and salt marshes: the formation of geobotanical units. *In*: G.M.E. Perillo, E. Wolanski, D.R. Cahoon, M.M. Brinson, eds. Coastal wetlands an integrated ecosystem approach. Elsevier. Amsterdam, Países Bajos. p:593-614.
- Lara-Domínguez, A.L., A. Yáñez-Arancibia y J.C. Seijo. 1998. Valuación económica de los servicios de los ecosistemas: estudio de caso de los manglares en Campeche. *In*: H. Benítez Díaz, E. Vega López, A. Peña Jiménez y S. Ávila Foucat, eds. Aspectos económicos sobre la biodiversidad de México. Conabio, INE, Semarnat, México DF. p:23-44.
- Lara-Domínguez, A.L., A. Yáñez-Arancibia y J.W. Day. 2002. Sustainable management of mangroves in Central America. *In*: Managing Forest Ecosystem of Sustainable Livelihoods. Commission on Ecosystem Management, Global Biodiversity Forum, Ecosystem Program of IUCN and the Netherland Committee for IUCN. p:1-21. <http://www.iucn.org/themes/cem/library/reports/index.htm>.
- Lara-Domínguez, A.L., J.W. Day, G.J. Villalobos-Zapata, R.R. Twilley, H. Álvarez-Guillén y A. Yáñez-Arancibia. 2005. Structure of a unique inland mangrove forest assemblage in fossil lagoons on the Caribbean Coast of Mexico. *Wetland Ecology and Management* 13:111-122.
- Lee, S.Y. 1995. Mangrove outwelling-a review. *Hydrobiology* 295:203-212.
- Lee, S.Y. 1999. Ecology of tropical mangals: the need for a synthesis of physical and biotic influences on ecosystem structure and function. *Australian Journal of Ecology* 24:355-366.
- Lee, S.Y. 2004. Relationship between mangrove abundance and tropical prawns production: a re-evaluation. *Marine Biology* 145:943-949.
- Lee, S.K., W.H. Tan y S. Havanond. 1996. Regeneration and colonization of mangrove on clay-filled reclaimed land in Singapore. *Hidrobiologia* 319:23-35.
- Lohrenz, S.E., D.A. Weisenburg, R.A. Arnone y X. Chen. 1999. What controls primary production in the Gulf of Mexico? *In*: H. Kumpf, K. Steidinger y K. Sherman, eds. The Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem: Assessment, Sustainability and Management. Blackwell Science, Malden, MA, EUA. p:151-170.
- Lot-Helgueras. A., C. Vásquez-Yanes y F. Menéndez. 1975. Physiognomic and floristic changes near the northern limit of mangroves in the Gulf coast of Mexico. *In*: G.E. Walsh, S.C. Snedaker y H.J. Teas, eds. Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves, Volume 1. University of Florida. Gainesville. p:52-61.
- Lugo, A.E. y C. Patterson-Zucca. 1977. The impact of low temperature stress on mangrove structure and growth. *Tropical Ecology* 18:149-161.
- Lugo, A. 1999. Mangrove ecosystem research with emphasis on nutrient cycling. *In*: A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez, eds. Ecosistemas de manglar en América Tropical. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa México, UICN/ORMA Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD, EUA. p:17-38.
- Luther, D.A. y R. Greenberg. 2009. Mangroves: a global perspective on the evolution and conservation of their terrestrial vertebrates. *BioScience* 59 (7):602-612.
- Manson, F.J., N.R. Loneragan, G.A. Skilleter y S.R. Phinn. 2005. An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the literature and identification of research directions.

- Oceanography and Marine Biology Annual Review* 43:483-513.
- Markley, J.L., C. McMillan y G.A. Thompson. 1982. Latitudinal differentiation in response to chilling temperatures among populations of three mangroves, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, and *Rhizophora mangle*, from the western tropical Atlantic and Pacific Panama. *Canadian Journal of Botany* 60:2704-2715.
- Martínez Arroyo, A., S. Manzanilla Naim y J. Zavala-Hidalgo. 2011. Vulnerability to climate change of marine and coastal fisheries in Mexico. *Atmosfera* 24 (1):103-123.
- McKee, K.L. 2004. Global change impacts on mangrove ecosystem. United States Geological Survey. USGS Fact Sheet 2004-3125, 3 pp. <http://www.nwrc.usgs.gov>
- McKee, K.L. 2008. United States Geological Survey. Data from: <http://sealevel.colorado.edu/results.php>
- McKee, K.L., D.R. Cahoon e I.C. Feller. 2007. Caribbean mangrove adjust to rising sea level through biotic control on soil elevation change. *Global Ecological Biogeography* 16:545-556.
- McKee, K.L. y J.E. Rooth. 2008. Where temperature meets tropical: multi-factorial effects of elevated CO₂, nitrogen enrichment, and competition on a mangrove-salt marsh community. *Global Changes Biology* 14:971-984.
- McKee, K.L., K. Rogers y N. Saintilan. 2012. Response of salt marsh and mangrove wetlands to change in atmospheric CO₂, climate, and sea level. *In*: B.A. Middleton, ed. Global change and the function and distribution of wetlands. Series Global Change Ecology and Wetlands Vol. 1. Springer. Países Bajos. p:63-96.
- McMillan, C. 1975. Adaptive differentiation to chilling in mangrove population. *In*: G.E. Walsh, S.C. Snedaker y H.J. Teas, eds. Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves, Volume 1. University of Florida, Gainesville. p:62-68.
- McMillan, C. y C.L. Sherrod. 1986. The chilling tolerance of black mangrove *Avicennia germinans*, from the Gulf of Mexico Coast of Texas, Louisiana and Florida. *Contributions in Marine Science* 29:9-16.
- Meade. 1995. United States Geological Survey. Circular 1133.
- Medina, E. 1999. Mangrove physiology: the challenge of salt, heat, and light stress under recurrent flooding. *In*: A. Yáñez-Arancibia y A.L. Lara-Domínguez, eds. Ecosistemas de manglar en América Tropical. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa México, UICN/ORMA Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD EUA. p:109-126.
- Mendelssohn, I.A. y J.T. Morris. 2000. Eco-physiological controls on the productivity of *Spartina alterniflora* Loisel. *In*: M.P. Weinstein y D.A. Kreeger, eds. Concepts and controversies in tidal marsh ecology. Kluwer Academic Publishers. Boston, MA. p:59-80.
- Mendelssohn, I.A. y K.L. McKee. 2000. Salt marshes and mangroves. *In*: M.G. Barbour, W.D. Billings, eds. North American terrestrial vegetation. Cambridge University Press. Cambridge. p:501-536.
- Michener, W.K., E.R. Blood, K.L. Bildstein, M.M. Brinson y L.R. Gardner. 1997. Climate change, hurricanes and tropical storms, and rising sea level in coastal wetlands. *Ecological Applications* 7:770-801.
- Milbrandt, E.C., J.M. Greenawalt-Boswell, P.D. Sokolof y S.A. Bortone. 2006. Impact and response of Southwest Florida mangroves to the 2004 hurricane season. *Estuaries and Coasts* 29(6A):979-984.
- Mitra, A. 2013a. How mangroves resist natural disaster? *In*: A. Mitra. Sensitivity of mangrove ecosystems to changing climate. Springer. Nueva Dehli. p:107-130.
- Mitra, A. 2013b. Impact of climate change on mangroves. *In*: A.Mitra. Sensitivity of mangrove ecosystems to changing climate. Springer. Nueva Dehli. p:131-160.
- Mitsch, W.J., ed. 1994. Global wetlands, Old and new. Elsevier Science B.V. Amsterdam, Países Bajos. 968 p.
- Mitsch, W.J., J.G. Gosselink. 2000. Wetlands. 3a ed. John Wiley and Sons. Nueva York. 980 p.
- Mitsch, W., J.W. Day, J. Gilliam, P. Groffman, D. Hey, G. Randall y N. Wang. 2001. Reducing nitrogen loading to the Gulf of Mexico from the Mississippi River basin: strategies to counter a persistent problem. *BioScience* 51(5):373-388.
- Morey, S.L., J. Zavala-Hidalgo y J.J. O'Brien. 2005. The seasonal variability of continental shelf circulation in the Northern and Western Gulf of México from a high-reso-



- lution numerical model. *In:* W. Sturges y A. Lugo-Fernandez, eds. *Circulation in the Gulf of Mexico Observations and Models*. American Geophysical Union, Washington DC, Geophysical Monograph 161, 348 p., plus CD-ROM Data Base and Plates. p:203-218.
- Morris, J.T., P.V. Sundareshwar, C.T. Nietch, B. Kierfve y D.R. Cahoon. 2002. Responses of coastal wetlands to rising sea level. *Ecology* 83(10):2869-2877.
- Neumann, J.E., G. Yohe, R. Nicholls y M. Manion. 2000. Sea-level rise and global climate change. *Pew Center on Global Climate Change*, Arlington, VA, 48 p.
- Ning, Z.H., R.E. Turner, T. Doyle y K. Abdollahi, eds. 2003. *Integrated assessment of the climate change impacts on the Gulf Coast Region*. United States Environmental Protection Agency, and United States Geological Survey, Baton Rouge, Louisiana. 236 p.
- NOAA (Administración Nacional Oceánica y Atmosférica). 2007. *Sea Surface Temperature (SST) contour charts*. Prepared by National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Satellites and Information. Accessed date December 2007. <http://www.osdpd.noaa.gov/PSB/EPS/SST/contours.html>.
- Oey, L.Y., T. Ezer y H.C. Lee. 2005. Loop current, rings and related circulation in the Gulf of Mexico: a review of numerical models and future challenges. *In:* W. Sturges y A. Lugo-Fernandez, eds. *Circulation in the Gulf of Mexico Observations and Models*. American Geophysical Union, Washington DC, Geophysical Monograph 161, 348p., plus CD-ROM Data Base and Plates. p:31-56.
- Olmsted, I., H. Dunevitz y W.J. Platt. 1993. Effects of freezes on tropical trees in Everglades National Park Florida, USA. *Tropical Ecology* 34:17-34.
- Orson, R., R. Warren y W.A. Niering. 1987. Development of a tidal marsh in a New England River Valley. *Estuaries* 10:20-27.
- Ortiz-Pérez, M.A. y M.P. Méndez-Linares. 1999. Escenarios de vulnerabilidad por ascenso del nivel del mar en la costa mexicana del Golfo de México y el Mar Caribe. *Investigaciones Geográficas UNAM* 39:68-81.
- Ortiz-Pérez, M.A., A.P. Méndez-Linares y J.R. Hernández-Santana. 2013. Sea-level rise and vulnerability of coastal low-land in the Mexican area of the Gulf of Mexico and the Caribbean sea. *In:* J.W. Day y A. Yáñez-Arancibia, eds. *The Gulf of Mexico Origin, waters, and Biota*, Series Volume 4 Ecosystem-Based Management. Harte Institute for Gulf of Mexico Studies. Texas A & M University Press, College Station, TX. p:273- 290.
- Paperno, R., D.M. Tremain, D.H. Adams, A.P. Sebastian, J.T. Sauer y J. Dutka-Gianelli. 2006. The disruption and recovery of fish communities in the Indian River Lagoon, FL, following two hurricanes in 2004. *Estuaries and Coasts* 29(6A):1004-1010.
- Patterson, S., K. L. McKee y I. A. Mendelsohn. 1997. Effects of tidal inundation and predation on *Avicennia germinans* seedling establishment and survival in a sub-tropical mangal/salt marsh community, Louisiana. *Mangroves and Salt Marshes* 1:103-111.
- Pauly, D. y A. Yáñez-Arancibia. 1994. Fisheries in coastal lagoons. *In:* B. Kjerfve, ed. *Coastal lagoons processes*. Elsevier Oceanography Series 60. p:377-399.
- Pauly, D. y J. Ingles. 1999. The relationships between shrimp yield and intertidal vegetation (mangroves) area: a reassessment. *In:* A. Yáñez-Arancibia y A.L. Lara-Domínguez, eds. *Ecosistemas de Manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa México, UICN/ORMA Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD EUA. p :311-316.
- Poff, N.L., M.M. Brinson y J.W. Day. 2002. Aquatic ecosystems & global climate change: potential impacts on inland freshwater and coastal wetlands ecosystems in the United States. *Pew Center on Global Climate Change*. Arlington, Virginia. 44 p.
- Post, E., J. Brodie, M. Hebblewhite, A.D. Anders, J.A.K. Maier y C.C. Wilmers. 2009. Global population dynamics and hot spots of response to climate change. *BioScience* 59(6):489-497.
- Proffitt, C.D., E.C. Milbrandt y S.E. Travis. 2006. Red mangrove (*Rhizophora mangle*) reproduction and seedling colonization after Hurricane Charley: comparisons of Charlotte Harbor and Tampa Bay. *Estuaries and Coasts* 29(6A):972-978.

- Rabalais, N.N., R.E. Turner y D. Scavia. 2002. Beyond science into policy: Gulf of Mexico hypoxia and the Mississippi River. *BioScience* 52:129-142.
- Rahmstorf, S. 2007. A semi-empirical approach to predicting sea-level rise. *Science* 315:368-370.
- Record, S., N.D. Charney, R.M. Zakaria y A.M. Ellison. 2013. Projecting global mangrove species and community distribution under climate change. *Ecosphere* 4(3):1-23.
- Reyes, E., J.F. Martin, J.W. Day, G.P. Kemp, H. Mashriqui. 2003. Impacts of sea-level rise on coastal landscape. *In*: Z. H. Ning, R.E. Turner, T. Doyle y K. Abdollahi, eds. Preparing for a changing climate: The Potential Consequences of Climate Variability and Change – Gulf of Mexico Coast Region. Gulf Coast Climate Change Assessment Council GCRCC, U.S. EPA, and USGS. Louisiana State University LSU Graphic Services. Baton Rouge, Louisiana. p:105-114.
- Rybczyk, J.M., J.W. Day, A. Yáñez-Arancibia y J.H. Cowan. 2013. Global climate change and estuarine systems. *In*: J.W. Day, B.C. Crump, W.M. Kemp y A. Yáñez-Arancibia, eds. Estuarine Ecology. 2a ed. Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons, Inc. Publications, Hoboken, Nueva Jersey. p:497-518.
- Salinas, L., R. DeLaune y W. Patrick. 1986. Changes occurring along a rapidly submerging coastal area: Louisiana, USA. *Journal of Coastal Research* 2:269-284.
- Saintilan, N. 2004. Relationships between estuarine geomorphology, wetlands extent and fish landing in New South West estuaries. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 61:591-601.
- Saintilan, N., K. Rogers y K.L. McKee. 2009. Salt marsh-mangrove interactions in Australasia and the Americas. *In*: G. M.E. Perillo, E. Wolanski, D.R. Cahoon, M.M. Brinson, eds. Coastal wetlands an integrated ecosystem approach. Elsevier. Amsterdam, Países Bajos. p:855-884.
- Sánchez-Gil, P., A. Yáñez-Arancibia, M. Tapia-García, J.W. Day, C.A. Wilson y J.H. Cowan. 2008. Ecological and biological strategies of *Etropus crossotus* and *Citharichthys spilopterus* (Pleuronectiformes-Paralichthyidae) related to estuarine plume, Southern Gulf of Mexico. *Journal of Sea Research* 59:173-185.
- Sanjurjo-Rivera, E. 2001. Valoración económica de servicios ambientales prestados por ecosistemas: humedales de México. Semarnat, INE, México DF, 46 p.
- Scavia, D., J.C. Field, D.F. Boesch, R.W. Buddemeier, V. Burkett, D.R. Cayan, M. Fogarty, M.A. Harwell, R.W. Howarth, C. Mason, D.J. Reed, R.C. Royer, A.H. Sallenger y J.G. Titus. 2002. Climate change impacts on U.S. coastal and marine ecosystems. *Estuaries* 25:149-164.
- Schmith, W.J. 2005. Cyclones and wetward propagation in the shedding of anticyclonic rings from the loop current. *In*: W. Sturges y A. Lugo-Fernandez, eds. Circulation in the Gulf of Mexico Observations and Models. American Geophysical Union, Washington DC Geophysical Monograph 161, 348 p., plus CD-ROM Data Base and Plates. p:241-262.
- Schmitz, W.J., D.C. Biggs, A. Lugo-Fernandez, L.Y. Oey y W. Sturges. 2005. A synopsis of the circulation in the Gulf of Mexico and on its continental margins. *In*: W. Sturges and A. Lugo-Fernandez, eds. Circulation in the Gulf of Mexico Observations and Models. American Geophysical Union, Washington DC, Geophysical Monograph 161, 348 p., plus CD-ROM Data Base and Plates. p:11-30.
- Semarnat. 1997. México: Primera Comunicación Nacional para la Convención Marco de las Naciones Unidas ante el Cambio Climático. Semarnat, México DF. 149 p.
- Sherrod, C.L. y C. McMillan. 1985. The distributional history and ecology of mangrove vegetation along the northern Gulf of Mexico coast region. *Contribution in Marine Science* 28:129-140.
- Sherrod, C.L., D.L. Hockaday y C. McMillan. 1986. Survival of the red mangrove *Rhizophora mangle* on the Gulf of Mexico Coast of Texas. *Contribution in Marine Science* 29:2736.
- Snedaker, S.C. 1993. Impact on mangrove. *In*: G.A. Maul, ed. Climate Change in the Intra-Americas Sea. Edward Arnold. Kent, Reino Unido. p:282-305.



- Snedaker, S.C. 1995. Mangroves and climate change in the Florida and Caribbean regions: scenarios and hypothesis. *Hidrobiologia* 295:43-49.
- Souza-Filho, P.W.M., E.S. Farias-Martins y F. Ribeiro da Costa. 2006. Using mangrove as a geological indicator of coastal changes in the Braganca macrotidal flat, Brazilian Amazon: a remote sensing data approach. *Ocean & Coastal Management* 49:462-475.
- Spalding, M.D., F. Blasco y C.D. Field, eds. 1997. World Mangrove Atlas. International Society for Mangrove Ecosystems. Okinawa, Japón.
- Stevens, P.W., D.A. Blewett y J.P. Casey. 2006. Short-term effects of a low dissolved oxygen event of estuarine fish assemblages following the passage of Hurricane Charley. *Estuaries and Coasts* 29(6A):997-1003.
- Switzer, T.S., B.L. Winner, N.M. Duham, J.A. Whittington y M. Thomas. 2006. Influence of sequential hurricanes on nekton communities in a Southeast Florida estuary: Short-term effects in the context of historical variations in freshwater inflow. *Estuaries and Coasts* 29(6A):1011-1018.
- Tarasona, J., W. E. Arntz y E. C. Maruenda, eds. 2001. El Niño en América Latina: Impactos Biológicos y Sociales. El Niño in Latin América: Biologic and Social Impacts. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Lima, Perú. 423 p.
- Thieler, R.R. y E.S. Hammar-Klose. 2001. National Assessment of Coastal Vulnerability to Sea-Level Rise: Preliminary Results for the U.S. Gulf of Mexico Coast. U.S. Geological Survey Open-File Report 00-179 (<http://pubs.usgs.gov/of/of00-179>).
- Thom, B.G. 1967. Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, Mexico. *Journal of Ecology* 55:301-343.
- Twilley, R.R. 1988. Coupling of mangroves to productivity of estuarine and coastal waters. In: B.O. Jansson, ed. Coastal-Offshore ecosystem interactions. Springer Verlag, Berlin. p:155-180.
- Twilley, R.R., S.C. Snedaker, A. Yáñez-Arancibia y E. Medina. 1996. Biodiversity and ecosystem processes in tropical estuaries: perspectives on mangrove ecosystems. In: H.A. Mooney, J.H. Cusham, E. Medina, O.E. Sala, E.D. Schulze, eds. Functional roles of biodiversity: A global perspective. ICSU/UNEP/SCOPE John Willey & Sons Ltd. Nueva York, EUA. p:327-370.
- Twilley, R.R. y J.W. Day. 1999. The productivity and nutrient cycling of mangrove ecosystems. In: A. Yáñez-Arancibia y A.L. Lara-Domínguez, eds. Ecosistemas de manglar en América Tropical. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa México, UICN/ORMA Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD. EUA. p:127-152.
- Twilley, R.R., R. Chen y V. Rivera-Monroy. 1999. Formulating a succession model of mangrove wetlands in the Caribbean and Gulf of Mexico with emphasis on factors associated with global climate change. *Current Topics in Wetland Biogeochemistry* 3:118-141.
- Twilley, R.R., E.J. Barron, H.L. Gholz, M.A. Harwell, R.L. Miller, D.J. Reed, J.B. Rose, E.H. Siemann, R.G. Wetzel y R.J. Zimmerman. 2001. Confronting climate change in the Gulf Coast Region: Prospects for sustaining our ecological heritage. Union of Concerned Scientist, Cambridge, Massachusetts, and Ecological Society of America, Washington DC. 82 p.
- Twilley, R.R. y V. Rivera-Monroy. 2009. Ecogeomorphic models of nutrient biogeochemistry for mangrove wetlands. In: G.M.E. Perillo, E. Wolanski, D.R. Cahoon, M.M. Brinson, eds. Coastal wetlands an integrated ecosystem approach. Elsevier. Amsterdam, Países Bajos. p:641-684.
- Twilley, R.R. y J.W. Day. 2013. Mangrove wetlands. In: J.W. Day, B.C. Crump, W.M. Kemp y A. Yáñez-Arancibia, eds. Estuarine ecology. 2a ed. Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons, Inc. Publications. Hoboken, Nueva Jersey. p:165-202.
- UNEP (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 1994. Assessment and monitoring of climate impacts on mangrove ecosystems. UNEP. Regional Seas Report and Studies. No. 154, 62 p.
- USACE. 1999. United States Army Corps of Engineers, Data Base. In: S.E. Lohrenz, D.A. Weisenburg, R.A. Arnone y X. Chen. 1999. What controls primary production in the Gulf of Mexico? In: H. Kumpf, K. Steidinger y K. Sherman, eds. The Gulf of Mexico Large marine ecosystem:

- assessment, sustainability and management. Blackwell Science Inc. Publications, Malden, Massachusetts. p:151-170.
- Valiela, I., J.L. Bowen y J.K. York. 2001. Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *BioScience* 51:807-815.
- Veermer, M. y S. Rahmstorf. 2009. Global sea-level linked to global temperatura. *Proceeding National Academy of Science United States* 106 (51):21521-21532.
- Walker, N.D. 2005. Wind and Eddy-related shelf/Slope circulation processes and coastal upwelling in the northwestern Gulf of Mexico. *In: W. Sturges y A. Lugo-Fernandez, eds. Circulation in the Gulf of Mexico Observations and Models. American Geophysical Union, Washington DC, Geophysical Monograph 161, 348 p., plus CD-ROM Data Base and Plates. p:295-314.*
- Wang, C., D.B. Enfield, S.K. Lee y C.W. Landsea. 2006. Influences of the Atlantic warm pool on western hemisphere summer rainfall and Atlantic hurricanes. *Journal of Climate* 19:3011-3028.
- Weinsberg, R.H., R. He y Liu y J.I. Virmani. 2005. West Florida shelf circulation on synoptic, seasonal, and inter annual time scales. *In: W. Sturges y A. Lugo-Fernandez, eds. Circulation in the Gulf of Mexico Observations and Models. American Geophysical Union, Washington DC, Geophysical Monograph 161, 348 p., plus CD-ROM Data Base and Plates. p:325-347.*
- Whelan, K.R.T., T.J. Smith, D.R. Cahoon, J.C. Lynch y G.H. Anderson. 2005. Groundwater control of mangrove surface elevation: shrink and swell varies with soil depth. *Estuaries* 28:833-843.
- Wolanski, E., M.M. Brinson, D.R. Cahoon y G.M.E. Perillo. 2009. Coastal wetlands: a synthesis. *In: G.M.E. Perillo, E. Wolanski, D.R. Cahoon, M.M. Brinson, eds. Coastal wetlands an integrated ecosystem approach. Elsevier. Amsterdam, Países Bajos. p:1-62.*
- Woodroffe, C.D. 1991. The impact of sea-level rise on mangrove shoreline. *Progress in Physical Geography* 14:483-520.
- Woodroffe, C.D. y G. Davies. 2009. The morphology and development of tropical coastal wetlands. *In: G.M.E. Perillo, E. Wolanski, D.R. Cahoon y M.M. Brinson, eds. Coastal wetlands an integrated ecosystem approach. Elsevier. Amsterdam, Países Bajos. p:65-88.*
- Worley, K. 2005. Mangroves as indicator of estuarine conditions in restoration areas. *In: S.A. Bortone, ed. Estuarine indicators. CRC Press, Boca Raton FL. p:247-260.*
- Yáñez-Arancibia, A. 2005. Middle America, coastal ecology and geomorphology. *In: M.L. Schwartz, ed. The encyclopedia of coastal sciences. Springer. Dordrecht, Países Bajos. p:639-645.*
- Yáñez-Arancibia, A., ed. 2010. Impactos del Cambio Climático sobre la Zona Costera. Instituto de Ecología A.C. Inecol, Texas Sea Grant Program Houston, INE-Semarnat, México DF. 180 p.
- Yáñez-Arancibia, A., ed. 2013. Cambio Climático Dimensión Ecológica y Socio Económica. AGT Editorial S. A., México DF. 300 p.
- Yáñez-Arancibia, A. y A.L. Lara-Domínguez, eds. 1999. Ecosistemas de manglar en América Tropical. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa México, UICN/ORMA Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.
- Yáñez-Arancibia, A. y M. Agüero. 2000. Integridad de ecosistemas y valor económico. *In: Seminario de Valoración Económica del Medio Ambiente. INE-Semarnat. México DF. p:1-23. URL:http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/consultaPublicacion.html?id-pub=340&id_tema=5&dir=Consultas.*
- Yáñez-Arancibia, A. y J.W. Day. 2004. Environmental subregions in the Gulf of Mexico coastal zone: the ecosystem approach as an integrated management tool. *Ocean & Coastal Management* 47(11-12):727-757.
- Yáñez-Arancibia, A., A.L. Lara-Domínguez y J.W. Day. 1993. Interactions between mangrove and seagrass habitat mediated by estuarine nekton assemblages: coupling primary and secondary production. *Hidrobiologia* 264:1-12.
- Yáñez-Arancibia, A., A.L. Lara-Domínguez y D. Pauly. 1994. Coastal lagoons as fish habitats. *In: B. Kjerfve, ed. Coastal Lagoons Processes. Elsevier Oceanography Series 60. p:363-376.*
- Yáñez-Arancibia, A., A.L. Lara-Domínguez, P. Sánchez-Gil y J.W. Day. 2007. Estuary-sea ecological interactions: a



- theoretical framework for the management of coastal environment. *In*: K. Withers y M. Nipper, eds. Environmental analysis of the Gulf of Mexico. The Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies. Special Publication No. 1. Texas A&M University-Corpus Christi. p:271-301.
- Yáñez-Arancibia, A., J.W. Day, W.J. Mitsch y D.F. Boesch. 2006. Following the ecosystem approach for developing projects on coastal habitat restoration in the Gulf of Mexico. Commission on Ecosystem Management Newsletter 5. Highlights News. IUCN Gland Suiza. www.iucn.org/themes/cem/documents/cem/members_2006/restoration_esa_a.yanez_arancibia_nov2006.Pdf
- Yáñez-Arancibia, A., J.W. Day y B. Currie-Alder 2009a. The Grijalva-Usumacinta river delta functioning: challenge for coastal management. *Ocean Yearbook* 23:473-501.
- Yáñez-Arancibia, A., J.J. Ramírez-Gordillo, J.W. Day y D. Yoskowitz. 2009b. Environmental sustainability of economic trends in the Gulf of Mexico: What is the limit for Mexican coastal development? *In*: J. Cato, ed. Ocean and coastal economy of the Gulf of Mexico. Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies. Texas A & M University Press. College Station, TX. p:82-104.
- Yáñez-Arancibia, A., J.W. Day y E. Reyes. 2013a. Climate change and hurricanes in the Gulf of Mexico: ecological and socio economic implications. *In*: A. Yáñez-Arancibia, ed. Cambio climático Dimensión ecológica y socio económica. AGT Editorial S.A. México DF. p:193-228.
- Yáñez-Arancibia, J.W. Day y E. Reyes. 2013b. Understanding the coastal ecosystem-based management approach in the Gulf of Mexico. *Journal of Coastal Research* Número especial 63:243-262.
- Yáñez-Arancibia, A., R.R. Twilley y A.L. Lara-Domínguez. 1998. Los ecosistemas de manglar frente al cambio climático global. *Madera y Bosques* 4(2):3-19.
- Yáñez-Arancibia, A., J.W. Day, R.R. Twilley y R.H. Day. 2010. Manglares frente al cambio climático, ¿tropicalización global del Golfo de México? *In*: E. Rivera-Arriaga, I. Azuz-Adeath, L. Alpuche-Gual y G.J. Villalobo-Zapata, eds. Cambio Climático en México un Enfoque Costero y Marino. Universidad A. de Campeche, Instituto EPO-MEX, Gobierno del Estado de Campeche. p: 231-262.
- Zavala-Hidalgo, J., A. Pares-Sierra y J. Ochoa. 2002. Seasonal variability of the temperature and heat fluxes in the Gulf of Mexico. *Atmosfera*: 15:81-104.
- Zavala-Hidalgo, J., S.L. Morey y J.J. O'Brien. 2003. Seasonal circulation on the western shelf of the Gulf of Mexico using a high-resolution numerical model. *Journal of Geophysical Research* 108(C12):19-1-19-17. Doi.1029/2003JC001879.
- Zomlefer, W.B., W.S. Judd y D.E. Giannasi. 2006. Northernmost limit of *Rhizophora mangle* (red mangrove; Rhizophoraceae) in St. Johns County, Florida. *Castanea* 71:239-244.

Manuscrito recibido el 4 de abril de 2014.

Aceptado el 17 de noviembre de 2014.

Este documento se debe citar como:

Yáñez-Arancibia, A., J. W. Day, R. R. Twilley y R. H. Day. 2014. Manglares; ecosistema centinela frente al cambio climático, Golfo de México. *Madera y Bosques* 20(3):39-75.