

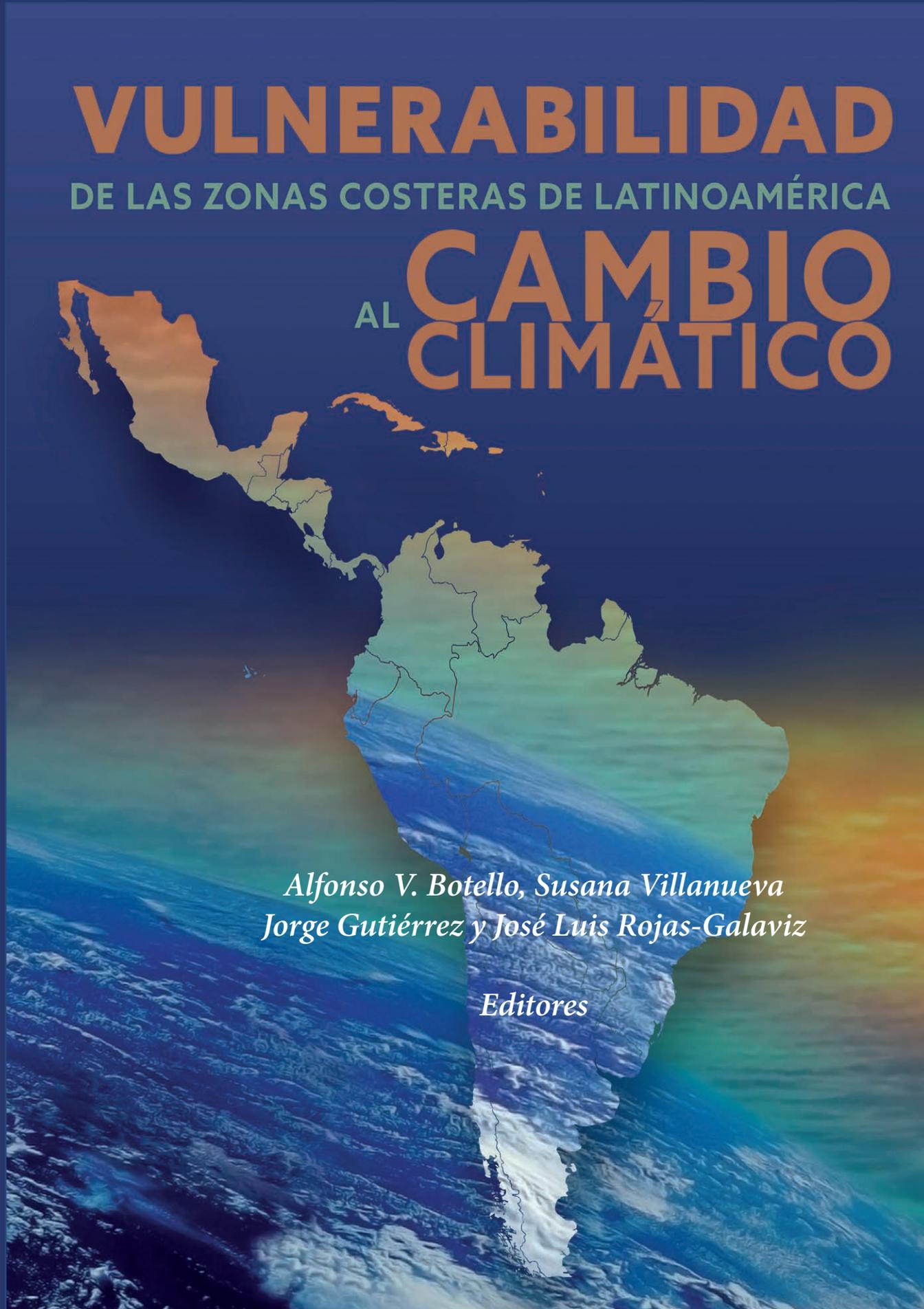
VULNERABILIDAD

DE LAS ZONAS COSTERAS DE LATINOAMÉRICA

AL CAMBIO CLIMÁTICO

*Alfonso V. Botello, Susana Villanueva
Jorge Gutiérrez y José Luis Rojas-Galaviz*

Editores



VULNERABILIDAD DE LAS ZONAS COSTERAS
DE LATINOAMÉRICA AL CAMBIO CLIMÁTICO

Alfonso V. Botello, Susana Villanueva,
Jorge Gutiérrez y José Luis Rojas Galaviz (eds.)

VULNERABILIDAD DE LAS ZONAS COSTERAS
DE LATINOAMÉRICA AL CAMBIO CLIMÁTICO

Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

© Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, 2017

© Universidad Nacional Autónoma de México, 2017
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología

© Universidad Autónoma de Campeche, 2017
Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (EPOMEX)

ISBN 978-607-606-416-0

Contenido

- 1. La vulnerabilidad costera: elementos para la construcción de su resiliencia** **1**
Evelia Rivera-Arriaga

- 2. Breve análisis de ciclones tropicales en 162 años, coincidentes con variaciones climáticas y factores atmosféricos cíclicos del Pacífico mexicano y del golfo de México** **29**
Guadalupe de la Lanza Espino, José Luis Carbajal Pérez y Salvador Hernández Pulido

- 3. Agua Antártica Intermedia en el golfo de México, indicativo del cambio climático (2017)** **55**
Alberto Mariano Vázquez de la Cerda

- 4. El cambio del nivel del mar y eventos extremos en el Pacífico mexicano** **85**
Ernesto Caetano, Luís Marton, Valdir Innocentini, Christian Domínguez, Arturo Caracas y Luis Galván

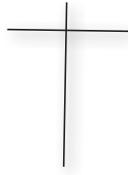
- 5. Cambio de uso de suelo en la zona litoral entre Ciudad del Carmen y Sabancuy en el estado de Campeche, México** **105**
Eduardo López-González, Antonio Z. Márquez-García y Alma D. Toledo-Guzmán

- 6. Modeling hydrological regimes with the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) for integrated watershed and coastal zone management: from systematic review to scientific debate** **117**
Verenice Escamilla-Rivera, Sergio Cortina-Villar & Jordi Honey-Rosés

- 7. Evaluación del riesgo de erosión en ciudades costeras de la provincia de Buenos Aires (Argentina)** 133
M. Luján Bustos, M. Cintia Piccolo y Gerardo M. E. Perillo
- 8. Influencia del viento, marea y aportes de aguas continentales en la dinámica de una laguna costera-estuarina. Aplicación a la ciénaga de Mallorquín, Colombia** 149
Franklin Torres-Bejarano y César Torres Marchena
- 9. Tendencias del nivel medio del mar en el litoral del Pacífico Sur Oriental** 165
Manuel Contreras-López, Jimmy Cevallos y Ricardo Torres
- 10. Vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos en la zona de influencia costera de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, ante la elevación de nivel medio del mar asociada al cambio climático** 177
Ena E. Mata-Zayas, Lilly Gama, Cesar Vazquez-Navarrete, Hilda Diaz Lopez, José Manuel Figueroa Maheng y Joaquín Rincón Ramirez
- 11. Erosión costera y cambio climático en las costas del municipio de Salina Cruz, Oaxaca** 205
Vicente Torres Rodríguez, Andrea Bolongaro Crevenna Recasens y Antonio Zoilo Márquez García
- 12. Vulnerabilidad de humedales y dunas litorales en Chile central** 227
Manuel Contreras-López, Rodrigo Figueroa-Sterquel, Julio Salcedo-Castro, Hernán Vergara-Cortés, Carlos Zuleta, Víctor Bravo, César Piñones, y Fernanda Cortés-Molina
- 13. La zona costera de Argentina en un escenario de cambios climáticos: vulnerabilidad, perspectivas y tendencias** 247
Jorge E. Marcovecchio, Ana L. Oliva, Noelia S. La Colla, Micaela Vallina, Silvia G. De Marco, Fernando Hidalgo, Andrés H. Arias y Carla V. Spetter

- 14. Tormentas severas: ¿Cuán vulnerables son las costas del sur de la provincia de Buenos Aires (Argentina)?** **283**
María Cintia Piccolo, Alejandra Merlotto, M. Lujan Bustos,
M. Andrea Huamantínco Cisneros y Mónica C. García
- 15. Servicios ecosistémicos y bienestar humano en la Reserva de la Biosfera de Pantanos de Centla, Tabasco, México: modelo de interacción** **297**
César J. Vázquez-Navarrete, Ena E. Mata-Zayas,
Joaquín A. Rincón-Ramírez y David J. Palma-López
- 16. Efectos del cambio climático en la sensación higrotérmica en las poblaciones costeras mayores a 200 mil habitantes desde México hasta Panamá** **321**
A. Tejeda-Martínez, I. R. Méndez-Pérez y J. A. Guzzi-Férez
- 17. Mercury mobilization due to global climate and regional land use changes in the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil** **333**
Luiz Drude Lacerda, Rozane Valente Marins & Mariany Cavalcante
- 18. Cambio climático y contaminantes orgánicos persistentes (COP) en mamíferos marinos** **345**
Carmen Rossana González Báez y Jaime Rendón von Osten
- 19. Vulnerabilidad de ecosistemas marino costeros sudamericanos a contaminantes orgánicos persistentes: panorama actual e histórico** **363**
Andrés H. Arias, Ana L. Oliva, Ana C. Ronda,
Melina M. Orazi y Jorge E. Marcovecchio
- 20. Idoneidad ambiental de las tortugas marinas en el golfo de México: visión futura en un océano más caliente** **379**
Abigail Uribe-Martínez, María de los Ángeles Liceaga-Correa
y Eduardo Cuevas

- 21. Respuesta ecofisiológica de los manglares del litoral de Campeche en condiciones de extrema sequía** 415
Claudia Maricusa Agraz-Hernández, Carlos Armando Chan-Keb, Raquel Muñiz-Salazar, Gregorio Posada, Juan Osti-Sáenz, Jordan Efrén Reyes Castellano, J.G. Martínez Kumul y K.P. Conde Medina
- 22. Vulnerabilidad de los ecosistemas bentónicos y pelágicos del Atlántico Sur al cambio climático** 435
Melisa D Fernández Severini, Natalia S Buzzi, Florencia Biancalana, M. Sofía Dutto, Anabela A. Berasategui, Ana C. Ronda y Jorge E. Marcovecchio
- 23. Las zonas costeras ante el cambio climático: la infraestructura verde como estrategia para disminuir la vulnerabilidad de la costa de latinoamérica** 449
Debora Lithgow, Luciana S. Esteves, María Luisa Martínez, Raúl Martell, Germán D. Rivillas, Patricio Winckler, Juan D. Osorio-Cano, Patricia Moreno-Casasola, Andrés F. Osorio, Edgar Mendoza, Pedro Pereira, Adolfo Campos C., Gonzalo Castillo-Campos y Rodolfo Silva
- 24. Los humedales costeros venezolanos en los escenarios de cambios climáticos: vulnerabilidad, perspectivas y tendencias** 461
Crispulo Marrero y Douglas Rodríguez-Olarte



SEMBLANZA DEL DR. ANDRES RESENDEZ MEDINA

El Dr. Andrés Reséndez Medina nació en la ciudad de Teapa, Tabasco el 21 de enero de 1935. Realizó sus primeros estudios en la ciudad de Villahermosa, incursionando después en el área de la telegrafía. Para continuar estudiando, se trasladó a la ciudad de México en 1953, donde cursó la secundaria, preparatoria y la licenciatura en Biología, de la cual egresó en 1963.

Debido a su interés en la investigación, se incorporó al laboratorio de Hidrobiología del Instituto de Biología de la UNAM, encabezado por el distinguido Carcinólogo, Dr. Alejandro Villalobos Figueroa; ahí conoció al Dr. Clarence P. Idyll del Instituto de Ciencias Marinas de la Universidad de Miami en Florida quien, en 1964, le ofreció una beca para realizar estudios avanzados de Biología Marina, así como su tesis de licenciatura sobre los peces pipa de la bahía de Florida.

En 1966 fue nombrado investigador del Instituto de Biología, comenzando sus investigaciones sobre los peces de lagunas costeras del golfo de México y el mar Caribe con la laguna de Tamiahua en el estado de Veracruz. Posteriormente las lagunas de Alvarado, El Carmen-Machona-Redonda, Zontecomapan, Nichupté y Bojórquez y la laguna de Términos complementaron el panorama sobre la composición ictiológica de la costa oriental de México. Adicionalmente, incursionó en el estudio de los peces de arrecife, en “La Blanquilla” en Veracruz. Mientras llevaba a cabo estas investigaciones, continuó sus estudios de Maestría y Doctorado en la Facultad de Ciencias de la UNAM, obteniendo los grados en 1975 y 1980 respectivamente.

Sus investigaciones de los últimos tiempos abarcaron también a los peces de agua dulce, considerándose ya clásico su estudio sobre el pejelagarto y la tenguayaca; adicionalmente realizó un estudio sobre los peces de la Reserva de la Biosfera “Pantanos de Centla”. Los resultados de todas estas investigaciones se encuentran concentrados en 20 artículos que publicó en diversas revistas científicas, tanto nacionales como internacionales, como los Anales del Instituto de Biología de la UNAM, la Revista de Biología Tropical de Costa Rica, el Boletín del Instituto Oceanográfico de Sao Paulo en Brasil y la revista Universidad y Ciencia de la UJAT.



En el campo docente, el Dr. Andrés Reséndez jugó desde 1968 un importante papel como formador de profesionales de la Biología tanto a nivel de Licenciatura como de Maestría y Doctorado. La Facultad de Ciencias de la UNAM, la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos, la División de Ciencias Biológicas y de la Salud en la Unidad Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana y la División Académica de Ciencias Biológicas de la UJAT fueron las instituciones en donde transmitió su experiencia a una gran cantidad de estudiantes. En el año de 1971, su calidad como profesor le valió para ser invitado por la Universidad de Guayaquil, Ecuador, para dar un curso especializado de Ictiología para un grupo de Naturalistas de aquel país. Asimismo dirigió tesis de Licenciatura, Maestría y Doctorado en diferentes Universidades como la UNAM, la Universidad Veracruzana, la Autónoma del Estado de Morelos, la UAM Iztapalapa y la UJAT.

Desde su regreso a Tabasco en 1983, su deseo de aplicar sus conocimientos en beneficio de su estado, lo llevó a participar en tres ocasiones con el Gobierno del Estado como Asesor, Subdirector y Director de Fomento Pesquero de la entonces Secretaría de Desarrollo. En esta actividad tuvo la oportunidad de integrar la flota de barcos pesqueros que dieron a Tabasco una oportunidad para la pesca en altamar de camarón y escama y su comercialización internacional.

Consciente de la importancia de comunicar los resultados del trabajo profesional tanto hacia la comunidad científica como al público en general, el Dr. Reséndez también intervino en el campo editorial. En 1984 creó la revista "*Universidad y Ciencia*" como un vehículo de comunicación científica para dar a conocer los trabajos generados en la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, siendo su editor hasta 1991. En la División Académica de Ciencias Biológicas, creó la revista de divulgación científica Kuxulkab', en donde se publican artículos de interés general relacionados con las Ciencias Ambientales, de la cual se mantuvo durante 4 años como su editor. Posteriormente formó parte del Comité Editorial de dicha División.

Casi cuarenta años de trabajo dedicado al estudio, fomento, difusión y enseñanza de la Biología han hecho del Dr. Andrés Reséndez Medina un paradigma de numerosas generaciones de Biólogos. El 2 de noviembre de 2005, falleció en la ciudad de Villahermosa, Tabasco, siendo miembro de la Junta de Gobierno de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

Presentación

En los últimos años, científicos de todo el mundo se han dedicado a estudiar los efectos del cambio climático, especialmente en las zonas costeras, debido a la gran importancia ecológica, social y económica que representan para el planeta.

Sin duda, las poblaciones asentadas en las zonas costeras son las más vulnerables y van a sufrir directamente, unas más que otras, las consecuencias del incremento en el nivel del mar y la presencia de huracanes cada vez con mayor intensidad y fuerza. Una de esas consecuencias es la acelerada erosión de las playas debido al aumento en altura y frecuencia del oleaje, con la consecuente destrucción de la infraestructura asentada en ellas.

En el golfo de México hay tres regiones vulnerables: la parte norte que comprende Tamaulipas y el norte de Veracruz; la parte de la costa del sureste, a partir del sur del estado de Veracruz, Tabasco, Campeche y Yucatán; y la zona correspondiente a los estados de Sinaloa y Nayarit en el Pacífico mexicano.

En el caso del sur de Veracruz y Tabasco, su vulnerabilidad se debe a la orografía y la geología de la costa, la cual no está constituida por sedimentos consolidados (rocas y acantilados), sino por sedimentos arenosos (playas muy bajas) y, por lo tanto, el efecto de la elevación del nivel del mar y del oleaje podría ser devastador en ella.

En cuanto a las aportaciones de los científicos latinoamericanos, como el caso de Argentina, Brasil, Chile, Colombia, Panamá y Venezuela, también señalan problemas serios de vulnerabilidad en sus litorales tanto por erosión de la costa como por aumento del nivel del mar y las repercusiones que conlleva el cambio climático a los ecosistemas costeros como manglares, humedales, ríos y estuarios.

Es posible que, en un futuro no muy lejano, debido al aumento del nivel del mar y la fuerza del oleaje, los gobiernos estatales no le permitan a la gente habitar las zonas costeras vulnerables o incluso obliguen a los actuales pobladores a emigrar tierra adentro.

Los efectos del cambio climático en el ámbito nacional son muy variados; habrá zonas donde llueva más, otras en donde se acentuarán las sequías, habrá modificaciones en los ciclos agrícolas, salinización de las tierras, aparición de enfermedades emergentes, modificación y adaptación de las especies pesqueras, modificación en los patrones de migración de algunas especies y, sobre todo, modificación en el rendimiento de la captura de otras.

De ahí la importancia de que, además de un Plan Nacional y de distintos planes estatales de acciones frente al cambio climático, haya un sistema de alerta, para las poblaciones más expuestas y vulnerables, en el que participen activamente las Universidades, Institutos de Investigación, los diferentes niveles de Gobierno, los medios de comunicación y la sociedad en general.

Conscientes de esta gran tarea y de las necesidades de información actualizada, la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco publica este libro que, sin duda, será una gran aportación científica y apoyará el cumplimiento de la tarea esencial de la universidad que es el servicio a la sociedad.

Atentamente

Dr. José Manuel Piña Gutiérrez
Rector de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco

1

La vulnerabilidad costera: elementos para la construcción de su resiliencia

Evelia Rivera-Arriaga

INSTITUTO EPOMEX, UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CAMPECHE, MÉXICO
e-mail: evrivera@uacam.mx

RESUMEN

La vulnerabilidad costera enfrenta retos que deben ser abordados desde diferentes enfoques y tomar en cuenta elementos sociales, económicos, institucionales, legales y ambientales. La mayoría de las veces, la construcción de estrategias de mitigación y adaptación ante efectos del cambio climático, no analiza de manera adecuada los grandes retos de un clima cambiante sobre las zonas costeras, y como resultado, los habitantes, deben pagar los costos de planificaciones no apropiadas ni integradas, además de generar pérdidas de sus pertenencias, la generación de conflictos por la afectación de la infraestructura y equipamiento costero-marino y la destrucción de los ecosistemas y recursos naturales. Si bien es crucial contar con información dura sobre los fenómenos naturales que se suscitan ante los cambios que provoca el clima en el medio costero y marino, de igual manera es importante considerar, analizar y comprender los elementos sociales, económicos, jurídicos, políticos e institucionales que intervienen ante eventos catastróficos puntuales, así como también de aquellos eventos de largo plazo como la elevación del nivel del mar y la acidificación de los océanos. Este capítulo hace una revisión de varios de esos elementos y propone su integración en la construcción de la resiliencia costero-marina.

Palabras clave: vulnerabilidad costera, resiliencia, cambio climático, México.

ABSTRACT

Coastal vulnerability poses challenges that must be addressed from different approaches, considering social, economic, institutional, legal and environmental elements. More common than not, when strategies of mitigation and adaptation in the face of the effects of climate change are constructed, the great challenges of a changing climate upon coastal areas is not adequately analyzed. As a result, inhabitants must cover the costs of planning that is neither appropriate nor integrated, which also lead to the loss of possessions, the generation of conflicts due to the affectation of infrastructure and coastal-marine equipment, and the destruction of ecosystems and natural resources. Although it is crucial to have hard facts concerning the natural phenomena that arise along with the changes provoked by the climate in coastal and marine environments, it is equally important to consider, analyze and comprehend the social, economic, legal, political and institutional elements that intervene in the face of punctual catastrophic events as well as long-term events such as the rise in sea level and ocean acidification. This chapter reviews several of these elements and proposes their integration as part of building coastal-marine resilience.

Key words: Coastal vulnerability, resilience, climate change, Mexico.

INTRODUCCIÓN

La resiliencia implica tanto la habilidad para ajustarse a los eventos “normales” que suceden y también a los que son anticipados, a los eventos súbitos o inesperados. El concepto de resiliencia ha sido también utilizado en el manejo de las crisis que pueden ser económicas, políticas, sociales o ambientales, entre otras. La definición adoptada para este capítulo será “*la habilidad de sistemas, infraestructuras, gobiernos, negocios y población para resistir, absorber y recuperarse de o adaptarse a una situación crítica que pueda causar daño, destrucción o pérdida de significancia nacional*” (U.S. DHS, 2008, citado por Kahan, Allen y George, 2009).

Cuando se piensa en la resiliencia ante los diferentes retos del cambio climático en las zonas costeras, se debe reconocer de forma implícita el contexto de complejidad y multidimensionalidad de esas zonas, así como la participación de numerosas partes dinámicas, en diferentes escalas, e interrelacionadas entre sí. Por tanto, las políticas que abordan la resiliencia costera cubren un amplio rango de aplicabilidad, desde

las características físicas ambientales, la infraestructura industrial y las actividades económicas, hasta los pobladores y las comunidades. La resiliencia, entendiéndose como el manejo de una crisis, comprende cuatro fases: prevención, preparación, respuesta y recuperación (Labaka *et al.*, 2012).

De acuerdo con Kahan, Allen y George (2009), cada caso, crisis o evento debe tratarse con la estrategia adecuada para identificar primero, y resolver después, los problemas derivados de esas crisis. Pero es importante reconocer que cualquier estrategia para abordar un evento dado, deberá considerar e internalizar tensiones, dilemas y costos derivados del propio evento, así como situaciones colaterales o concomitantes. Estos mismos autores puntualizan que la complejidad aumenta cuando se agregan a la ecuación los intereses políticos y económicos que surgen de parte de los actores en todos los niveles, cada uno con sus propias perspectivas y percepciones.

Al final, un factor importante que también determinará la estrategia de resiliencia

elegida será la disponibilidad de los fondos y los destinos etiquetados de los presupuestos tanto públicos como privados. Labaka *et al.* (2012) consideran que la resiliencia es el resultado en el que el daño a la infraestructura y la economía es limitado (resistencia), se mitigan las consecuencias (absorción) y se reduce el tiempo de recuperación hacia el estado pre-evento o una adaptación del mismo (restauración).

Por otra parte, los efectos del cambio climático sobre los ambientes costeros y marinos son múltiples y –al día de hoy- poco estudiados y comprendidos. Algunas de las variables físicas, químicas y biológicas que se están monitoreando, muestran cambios atribuidos tanto por el aumento en la temperatura del agua marina, como por la aci-

dificación del mar. Otro factor que se está midiendo de forma local y que repercute en las costas, es el aumento en el nivel medio del mar ya que resulta en el aceleramiento de las tasas de erosión costera, así como en las inundaciones de las planicies y estuarios costeros. Estudios recientes presentan resultados sobre la modificación de las funciones fisiológicas de corales y crustáceos, la alteración de los patrones de corrientes, y la afectación de las pesquerías, entre otros muchos.

Este capítulo abordará la construcción de la resiliencia costero marina a partir del análisis de la perspectiva integrada multidimensional y multicausal ante los efectos del cambio climático.

LA IMPORTANCIA DE LA ZONA COSTERO-MARINA

Las zonas marinas mexicanas, definidas en la Ley Federal del Mar (DOF 08-01-1986), son la mayor extensión territorial del país e incluyen: el mar territorial, las aguas marinas interiores, la zona contigua, la zona económica exclusiva, la plataforma continental y las plataformas insulares. En las zonas mencionadas, la Nación ejercerá los poderes, derechos, jurisdicciones y competencias que dicha ley establece, de conformidad con la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos y con el derecho internacional.

La importancia de la zona costero-marina puede determinarse a partir de una visión territorial de México, que comprende una extensión de su zona económica exclusiva de 2 715 012 km², la cual es considerablemente mayor a los 1.9 millones de kilómetros cuadrados de su superficie con-

tinental; además, el país posee 11 122 km de costas y un territorio insular constituido por más de 2 500 islas (PNMC, 2015). Esta misma visión de territorio, genera la identificación de las 17 entidades federativas en las que habitan 55.3 millones de personas (46% del total nacional; INEGI, 2015); se genera el 40% del producto interno bruto nacional; se encuentra el 46% de la población económicamente activa y se ubican 150 municipios con frente litoral (PNMC, 2015), que contienen 22 millones de habitantes, algunos de los cuales presentan las tasas de crecimiento poblacional más altas de todo el país. Pero al mismo tiempo, y de acuerdo con el Consejo Nacional de Población, en el 2010, de los 17 estados costeros, 8 presentaron grados de marginación altos o muy altos, 3 marginación media y 6 baja o muy baja marginación.

La importancia del territorio costero-marino en México hace que a nivel municipal se promuevan desarrollos con direcciones e intereses diferentes en cuanto a la conservación y bienestar conciernen. El orden territorial costero marino a nivel país debería contar con directrices que se apliquen en lo general para incidir en las necesidades y requerimientos locales en lo particular. Es evidente por los datos de la PNUMC (2015) que en aquellos municipios donde existe infraestructura portuaria o turística, los niveles de marginación son bajos o muy bajos, pero el deterioro ambiental es mayor. Por el otro lado, cuando la infraestructura costera es mínima, las brechas de desigualdad son menores y existe una distribución de recursos más equitativa.

De acuerdo con la PNUMC (2015), los estados costeros de México contribuyeron en

el 2010 con el 62% del producto interno bruto nacional en el sector primario; con el 43% en el sector secundario y con el 36% en el terciario. Las principales actividades productivas que se en las zonas costeras y marinas del país son: petroleras, turísticas, mineras, agrícolas, pesqueras, portuarias y de comercio marítimo.

Históricamente el valor económico, social, político y ambiental que representan las costas, territorios insulares y mares mexicanos ha sido muy importante en el crecimiento económico de México. Sin embargo, al ser zonas de alta vulnerabilidad y riesgo, se hace necesario contar con mecanismos institucionales tendientes a integrar acciones de largo plazo relacionados con la construcción de capacidades hacia la construcción de resiliencia.

LA COMPLEJIDAD DE LA ZONA COSTERO-MARINA

La complejidad de la zona costero-marina parte desde el hecho de que grandes extensiones del litoral son bienes comunes, no concesionados a particulares o gobiernos, pero con la designación constitucional para preservar su carácter público. Sin embargo, este mismo carácter público, la hace también ser frágil y vulnerable tanto para su integridad y conservación, como para los habitantes allí asentados. La complejidad de la zona costero-marina como bien público, también incluye a los derechos e intereses de personas que son usuarios dispersos, generalmente con pobre organización y que pertenecen a diversos sectores sociales y productivos. Ante efectos del cambio climático, son los primeros lesionados en su esfera jurídica, con la afectación

en sus bienes y en la prestación de servicios, la alteración del ambiente, la marginación en las zonas densamente habitadas, tanto urbanas como suburbanas y la constante destrucción del patrimonio costero arqueológico, histórico, arquitectónico y cultural que por ejemplo tiene la ciudad de San Francisco de Campeche en su zona costera.

La complejidad de la zona costera y marina también se borda en los intereses colectivos y los intereses difusos, pero considerando también distinguirlos de los intereses individuales (para personas físicas). Los intereses difusos en las zonas costeras y marinas, son aquellos derechos subjetivos e intereses legítimos que corresponden a una población o grupo de personas interesadas, pero no definidas necesariamente

de manera sectorial o por afiliación alguna, pero que tienen un interés particular en la atención de una problemática o situación específica de la costa. Este grupo de personas, deciden manifestar su derecho difuso para pedir protección jurisdiccional, el cual se va concretando si y sólo si el grupo lo ve amenazado. Esta es una diferencia con el derecho colectivo del que se afirma se encuentra previamente concretado en una asociación, cualquiera que ella sea, y que produce el reclamo en cuanto se obtiene la amenaza o el daño.

En las zonas costeras y marinas, la vinculación entre usuarios y actores conviviendo en los mismos espacios y usando muchas veces los mismos recursos, genera alianzas, sinergias y conflictos sociales y económicos que resultan generalmente en daños ambientales. Es aquí donde el grupo conformado por personas interesadas, reconoce la necesidad de reclamar protección del interés o derecho difuso. Las características propias de los derechos e intereses colectivos y difusos en las costas y mares mexicanos son las siguientes:

- Son derechos humanos
- Se pueden catalogar en su ejercicio tanto en lo individual como en lo colectivo
- Ayudan a aplicar el principio de precautoriedad ya que exigen una labor anticipada de protección sin esperar a que se produzca el daño socioambiental
- Requieren definir de forma precisa los niveles de riesgo permitido dentro de los cuales se pueden ejercer las actividades o bien construir escenarios de resiliencia ante efectos del cambio climático para mitigar los daños y plantear estrategias de adaptación
- Permiten tratar ámbitos de derecho tanto lo público como privado tendiendo vínculos entre sí

- Aperturan oportunidades para la construcción de propuestas nuevas de mecanismos de implementación, reconociendo la evolución política social y económica de nuevos sujetos de tal implementación y tomando en cuenta las transformaciones y limitaciones de los mecanismos actuales de mercado.

La complejidad costero-marina requiere también de un sistema jurídico, administrativo y gubernamental que sea funcional, efectivo y eficaz y que cumpla con las actividades operativas, normativas, de vigilancia y planificación que se requieran. Cuando se analizan los retos que afrontan las zonas costero-marinas de México en el marco de un clima cambiante, es necesario llevar a cabo un análisis de capacidad institucional ante escenarios complejos de vulnerabilidad y riesgo para los habitantes de cada uno de los municipios costeros de México, en donde se debe incorporar los ecosistemas costero-marinos presentes, así como cada sector económico, población litoral, e infraestructura vital que se encuentre asociada a cada sitio costero.

Para poder afrontar la vulnerabilidad y mitigar los riesgos en las zonas costeras, es prioritario y urgente reconocer los tipos y niveles de riesgo y vulnerabilidad que cada litoral tiene ante diferentes fenómenos de acuerdo con sus características geográficas, morfológicas y geológicas. De igual forma, la vulnerabilidad depende del transporte, composición y tamaño de los granos de arena y los perfiles de playas, las pendientes, declives y acantilados de las costas; la presencia de estuarios, bocas de conexión y lagunas costeras; la diversidad de ecosistemas, la composición de especies, así como el grado de desarrollo y estructura que presenten; y todo lo anterior modulado por variables físicoquímicas que están mo-

dificándose debido al cambio climático, y que por ende, afectarán a los seres vivos de forma que éstos presentarán una respuesta diferenciada, dependiendo de la capacidad que cada población, especie, e individuo tenga para adaptarse a dichos cambios.

La complejidad costero-marina también debe ser analizada desde la óptica del Derecho a la Ciudad, así como a través de la Ley General de Asentamientos Humanos, Ordenamiento Territorial y Desarrollo Urbano (LGAHOTDU, 2016). La Carta en la que se solicita el Derecho a la Ciudad fue propuesta por organizaciones civiles a ONU Hábitat desde el 2012 y ha ido cobrando más fuerza en los últimos años. Se basa en el derecho de toda persona a crear y/o transformar las ciudades para que respondan a las necesidades humanas. El derecho a la ciudad costera es tener el derecho a un hábitat que facilite el tejido de las relaciones sociales, a sentirse parte de la ciudad (sentido de cohesión social y construcción colectiva), a vivir dignamente en la ciudad, a la convivencia, a contar con un buen gobierno de la ciudad y a garantizar los derechos humanos para todos sus habitantes.

Según la Carta Mundial del Derecho a la Ciudad, este nuevo derecho es un derecho colectivo de los habitantes de las ciudades –en particular en el caso de las ciudades costeras- y en especial de los grupos vulnerables y desfavorecidos, que les confiere legitimidad de acción y de organización, basado en sus usos y costumbres, con el objetivo de alcanzar el pleno ejercicio del derecho a la libre autodeterminación y un nivel de vida adecuado. Además de los elementos anteriores, pretende promover el ejercicio pleno de la ciudadanía y la gestión democrática de la ciudad, desarrollar la función social de la ciudad y de la propiedad urbana, fomentar la igualdad, evitando la

discriminación, focalizando la protección especial de grupos y personas en situación de vulnerabilidad, establecer compromisos sociales de parte del sector privado, impulsar de la economía verde y políticas económicas innovadoras, planificar y gestionar social y ambientalmente a la ciudad, tomar en cuenta la producción social del hábitat y el desarrollo urbano equitativo y sustentable, así como el derecho a la información pública y la libertad e integridad, participación política, acceso a la justicia, seguridad pública y a la convivencia pacífica, solidaria y multicultural, derecho al agua, al acceso y suministro de servicios públicos domiciliarios y urbanos, incluyendo al transporte público y la movilidad urbana, la vivienda digna y sustentable y a un medio ambiente sano.

Por su parte, la LGAHOTDU (2016), tiene por objeto “*fijar las normas básicas e instrumentos de gestión de observancia general, para ordenar el uso del territorio y los Asentamientos Humanos en el país, con pleno respeto a los derechos humanos, así como el cumplimiento de las obligaciones que tiene el Estado para promoverlos, respetarlos, protegerlos y garantizarlos plenamente*”. Esta ley establece concurrencias, fija criterios de congruencia, coordinación y participación sobre la participación y el acceso equitativo a los espacios públicos; además de definir los principios que regulan la propiedad y propiciar mecanismos de participación ciudadana.

Sin embargo, cuando la LGAHOTDU (2016) aborda el Derecho a la Ciudad, sólo considera la provisión de infraestructura y servicios para la población, pero no hace mención el derecho a acceso a cualquier parte de la ciudad, esto es especialmente importante en las ciudades costeras, ya que el acceso a la zona federal marítimo terres-

tre, independiente de su condición económica y social, debe ser un derecho ejercido por todos los habitantes de la ciudad; además de tener la posibilidad de poder participar democráticamente en las decisiones para transformar el espacio de los mismos asentamientos humanos (derecho difuso/colectivo). Esta ley limita la aplicación del derecho a la ciudad, a quienes la habitan y este derecho debe abarcar también a todos aquellos que transitan y disfrutan de la ciudad costera, que son usuarios temporales como los turistas, sin la necesidad de vivir en ella.

Otro punto débil de la LGAHOTDU (2016) son los asentamientos humanos irregulares—sobre todo en zonas costeras con riesgo—a quienes a través de esta ley se deberían reconocer como sujetos de derechos, prevenir su criminalización y planificar su reubicación cuando se encuentran en zonas de riesgo ya que son pobladores con una alta vulnerabilidad a los efectos del cambio climático. El enfoque de la ley debería contemplar los escenarios de cambio climático en donde los asentamientos humanos irregulares costeros en condición de pobreza, representan un reto en materia de derechos humanos. Se plantea aquí que siempre será mejor adoptar estrategias de integración y mejoramiento participativo, ya que muchas veces son consecuencia de procesos de exclusión social, urbanización desigual, un mercado del suelo disfuncional, y actualmente existen en los litorales mexicanos, pobladores migrantes que vienen buscando mejores condiciones climáticas, y que se mudan a las costas porque en sus lugares de origen las condiciones climáticas cambiaron tanto que pusieron en riesgo sus actividades productivas, la pérdida de sus bienes y hasta sus vidas y al migrar están tratando de sobrevivir. La complejidad costero-ma-

rina debe construir su resiliencia a partir de estrategias de prevención acompañadas de acciones afirmativas que reduzcan la brecha de desigualdad ante escenarios de cambio climático.

De igual forma, es crucial que la LGAHOTDU (2016) incluya la necesidad de generar información sobre los efectos del cambio climático y sus características, ya que en la actualidad ni los censos, ni los catastros cuentan con información detallada sobre las irregularidades jurídicas que impiden a algunas personas el acceso a vivienda adecuada para enfrentar los embates de huracanes o mareas de tormenta e inundaciones, lo cual dificulta la atención de estas problemáticas. En estos casos, es importante establecer mecanismos de seguridad de la tenencia para la población más vulnerable por medio de la promoción y fortalecimiento de regímenes de asentamientos urbanos en coordinación con todas las autoridades de la materia, ya que la infraestructura y viviendas se pone en riesgo cuando existen irregularidades jurídicas en la propiedad o posesión de la vivienda y en los asentamientos de riesgo en donde se sitúan.

De manera muy importante, es crucial que se haga el análisis de impacto regulatorio entre la Ley General de Bienes Nacionales y el reglamento de la ZOFEMAT y la LGAHOTDU (2016) en lo referente a las zonas costeras que se catalogan como espacios públicos y que por ende deben incluir el libre tránsito de personas, sin discriminación ni obstaculización alguna. Esto tiene que ser claro, de lo contrario se abre la puerta para regular las delimitaciones irregulares, ilegales y voraces que benefician a pocos y perjudican a los habitantes costeros que usan ese espacio público, sobre todo ante escenarios de cambio climático que provocan impactos importantes en los bienes y

servicios, infraestructura y desarrollo de economías locales.

Las poblaciones humanas que dependen de los recursos costeros y marinos también se ven afectadas tanto por el encadenamiento de esos impactos ante los efectos del cambio climático; como por los costos que los habitantes deberán asumir ante los daños sufridos; así como el pagar por las acciones de adaptación para afrontar dichos efectos, que al día de hoy conllevan una enorme incertidumbre en cuanto a la magnitud y a los tiempos de ocurrencia. Todo esto impone retos enormes a las capacidades diferenciadas que cada gobierno local y comunidad costera debe construir para que pueda afrontar los cambios, estos es, construir su resiliencia.

Los efectos del cambio climático, generan problemas para las poblaciones y sus formas y medios de vida, la infraestructura de comunicación, servicios y de gobierno, la economía local y la atracción de capitales de inversión, y la política pública, que deberá buscar atender, mitigar y en la medida de lo posible prevenir. Dentro de la política de la resiliencia, es necesario conocer el grado de riesgo y la probabilidad de que algo acontezca; ya que ambos términos contienen connotaciones muy diferentes en variables de tiempo y costos. Entonces, para el diseño y la aplicación de una política pública que busque atender cualquier riesgo costero-marino, deberá plantearse en términos de la probabilidad de ocurrencia de un evento y el daño que resulte del cambio climático.

La incertidumbre es uno de los elementos más costosos en la construcción de la resiliencia, pero también lo es el desconocimiento de la magnitud de los efectos que el cambio climático tendrá sobre las costas y mares. Los cambios en la temperatura

oceánica, pueden resultar en tres grandes grupos de efectos: 1) Socio-económicos, 2) Biológico-ecológicos, 3) Político-territorial. El tener la capacidad para enfrentar de la mejor manera cada uno de estos efectos es el resultado del grado de resiliencia costero-marina inherente en cada región. De manera que la propia resiliencia puede ser traducida a su vez en tres elementos que permiten construirla, fortalecerla o consolidarla: 1) Capacidad institucional, 2) Políticas de cambio climático, 3) Nivel de colaboración.

Para abordar de manera apropiada a la resiliencia, se debe tener claro que los riesgos derivados de los efectos del cambio climático en la zona costera implican tres componentes: 1) un producto que tenga un impacto sobre algo que sea valorado por las personas; 2) la posibilidad de ocurrencia (incertidumbre) de un evento; y 3) una fórmula que combine ambos elementos (Renn, 1998). Sin embargo, aunque el riesgo puede ser descrito a través de una función matemática de la probabilidad de un evento y las consecuencias de dicho evento (Jonkman et al., 2003), en muchas ocasiones, el riesgo se circunscribe a la probabilidad de que ocurra un evento (natural o antropogénico) y por el daño económico que resulte de dicho desastre.

Frecuentemente en política pública, se lleva a cabo un análisis costo/beneficio para determinar qué tan aceptable es el nivel de ese riesgo para decidir cómo actuar. De forma que el óptimo nivel de riesgo aceptado en el más puro sentido económico, se determina por la implementación de programas derivados de políticas. El riesgo entonces a considerar es el resultado de la suma total de los costos de las medidas para disminuir ese riesgo y los de la minimización de los daños esperados.

Pero siempre hay que tener en cuenta la complejidad y dinamismo de la zona costero-marina, por lo que para construir la política de resiliencia costero-marina, es necesario evaluar tanto el riesgo como la vulnerabilidad. La resiliencia de acuerdo con la NOAA (2017), se entiende como la habilidad para adaptarse a condiciones cambiantes y latentes, y recuperarse rápidamente de los cambios que puedan haberse

infringido provocando emergencias. Esta habilidad de recuperación es un concepto que se aplica tanto a individuos como a ciudades o ecosistemas. La resiliencia costero-marina es muy importante ya que la vulnerabilidad de las comunidades que viven en la franja costera, se incrementa constantemente y las vuelve proclives a afrontar un mayor número de desastres a la par que muchos cambios ambientales.

IMPACTOS DE LOS EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA ZONA COSTERO-MARINA

Los impactos que pueden alterar o afectar de diferentes maneras y grados la integridad y función de los ecosistemas, infraestructura, actividades productivas y poblaciones costeras, como se habló anteriormente, son numerosas y variables. Lo ideal para evaluar los efectos e impactos posibles y probables ante diversos escenarios de aumento de la temperatura, son desde la elevación del nivel medio del mar, acidificación de las aguas marinas, aumento de la erosión de playas, mayor ocurrencia en fuerza y magnitud de eventos meteorológicos extremos, entre otros.

Los datos colectados a través de sistemas de observación y monitoreo a nivel global, regional y local deberán ser revisados en “paquete” ya que existen múltiples esfuerzos de diferentes instituciones tanto de gobierno como privadas y de la academia, que tienen bases de datos, pero que no les dan el mismo tratamiento, rara vez los comparan entre sí y mucho menos los usan para mejorar el propio sistema de monitoreo, cubrir los vacíos de información, utilizar métodos y análisis integradores y que éstos a su vez, sirvan de plataforma para nutrir sistemas políticos, administrativos y de

operación. La evaluación incluye el análisis de patrones y tendencias no sólo en el comportamiento de las variables físicas y químicas, meteorológicas y climatológicas, sino también en la velocidad en el que las diferentes instancias de los tres órdenes de gobierno tardan en comprender, traducir y producir políticas, normatividades, y planes y criterios de operación para mejorar los modelos predictivos, los diversos escenarios y las alertas tempranas.

Se producen múltiples bases de datos sobre los mares y las costas en México. Éstos son tomados utilizando instrumentos que monitorean perturbaciones en temperatura, conductividad, corrientes y periodos de mareas, oleajes, presión atmosférica, etc. Pero también hay muchos datos valiosos que no se están tomando, monitoreando, calibrando, ni corroborando y que provienen de las poblaciones costeras. Estos cambios lentos y de largo plazo, no detectados por los investigadores, como los cambios en composición y talla de las especies pesqueras que los pescadores artesanales capturan, o la pérdida de ecosistemas y especies de aves migratorias que ya no han visto, o cambian de época para migrar.

La relación entre los datos científicos y las señales y signos observados por los habitantes costeros debería ser modelado de dos formas: 1) a través de modelos basados en datos duros que describan las causas-efectos entre los cambios de temperatura, pH, o cualquiera otra variable que nos ocupe. 2) utilizando un análisis de series de tiempo de datos multiparamétricos para identificar su importancia estocástica y mejorar la interpretación y detección oportuna de cualquier cambio en los patrones y tendencias de esas variables.

La detección e interpretación de cambios en las mareas, en los procesos de transporte de sedimentos y tasas de erosión costera, en el pH, entre otros, son los parámetros que están siendo más utilizados para las zonas costero-marinas. Los modelos construidos con variables físicas pueden ubicar celdas de erosión en un mapa, medir los incrementos en las mareas de tormenta y sus efectos erosivos, o determinar las relaciones entre los cambios pequeños en la velocidad de acidificación y sus efectos sobre los arrecifes de corales en México.

EVALUACIÓN Y ANÁLISIS DE VULNERABILIDAD DE LAS ZONAS COSTERAS

Diversos autores han estudiado la vulnerabilidad y el riesgo de las zonas costeras. Gornitz (1994) plantea la importancia para un manejo costero efectivo, la predicción en el mediano y largo plazos, del comportamiento de las variables climáticas y sus efectos en la zona costera. Cutter (1996) hace una revisión histórica que abarca desde las primeras definiciones y tratamientos de la vulnerabilidad y el riesgo desde 1980. Y Chakraborty *et al.* (2005) llevan a cabo un estudio para evaluar la variabilidad espacial de los requerimientos para llevar a cabo una evacuación ante un evento meteorológico extremo. Desarrollaron tanto un índice que mide el riesgo geofísico basado en los datos de inundaciones del Centro Nacional de Huracanes y el Programa Nacional de Seguros contra Inundaciones de los Estados Unidos. Así como un índice de vulnerabilidad social basado en información de los censos. Ambos índices al combinarse permiten evaluar los patrones espaciales para abordar las necesidades de evacuación en la Florida (EUA).

De acuerdo con Del Río y García (2007), clasifican los acantilados gaditanos en función de su vulnerabilidad y ayudan a conocer los principales factores y procesos más importantes involucrados en su retroceso. Los autores consideran que esa información es crucial para tener una planificación adecuada de usos en la llamada zona de servidumbre de protección del dominio público marítimo-terrestre aplicado a zonas acantiladas en España.

Por su parte Alfaro y Rivera (2008) hacen una evaluación de la región de Mesoamérica y encuentran que “la vulnerabilidad a los desastres naturales está ligada con el riesgo de impacto sobre el ambiente natural de un país. Para el medio ambiente, las entidades en riesgo, denominadas “de respuesta” (responders), incluyen ecosistemas, hábitats, poblaciones y comunidades de organismos, procesos físicos y biológicos (*i.e.* conformación de playas, reproducción de especies), flujos de energías, diversidad, genes, resiliencia ecológica y redundancia ecológica. Cada una de estas entidades de respuesta

(bienes, servicios y relaciones del ecosistema) puede verse afectada por los desastres naturales, cuyo riesgo varía con el tiempo, el lugar y el impacto humano”.

Conde-Álvarez y Saldaña-Zorrilla, (2007), plantean que “el aumento del nivel del mar puede causar un incremento de inundaciones en zonas bajas. El incremento de la temperatura de los océanos debido al cambio climático tendrá efectos negativos en los arrecifes coralinos y en las pesquerías regionales y provocará desplazamientos en la localización de los bancos de peces en el Pacífico sur y este.”

Moreno (2006), hace una evaluación de las afectaciones en España por el cambio climático, apuntando que “se prevé una reducción de la productividad de las aguas españolas, dadas sus características de mares subtropicales o templados cálidos. Los cambios afectarán a muchos grupos de organismos, desde fitoplancton y zooplancton a peces y algas. Habrá cambios en las redes tróficas marinas”. Mientras Boori (2010) considera que las costas de Brasil que son socioeconómica y físicamente vulnerables al incremento acelerado del nivel medio del mar debido a que son planicies costeras de inundación y zonas con alto valor ecológico y turístico. Considera que los efectos negativos del cambio climático serían inundaciones, destrucción de infraestructura portuaria y erosión de sus playas.

McGranahan *et al.* (2007) evaluaron los riesgos del cambio climático sobre los asentamientos humanos en zonas costeras bajas. Estos autores encuentran que el 2% de las costas de los países costeros tienen menos de 10 metros por arriba del nivel actual del mar, pero que contienen el 10% de la población del mundo y el 13% de la población mundial urbana. Esto cobra una dimensión muy importante cuando iden-

tifican que la mayoría de esas poblaciones pertenecen a pequeños estados isleños, así como en países continentales con grandes asentamientos que se ubican a lo largo de estuarios y deltas de ríos. De los más grandes problemas ante la evaluación del riesgo, es que en algunos países, como en las zonas costeras de México, el desarrollo urbano, las crisis en las zonas rurales y las oportunidades de empleo y bienestar, generan polos de atracción y aceleran procesos de migración hacia los litorales. La reducción del riesgo relacionado con los efectos del cambio climático en los asentamientos humanos requiere de una combinación de mitigación, estrategias de migración y desarrollo ordenado del territorio.

Como se puede apreciar, ha habido una evolución en el enfoque del estudio del riesgo y la vulnerabilidad. A partir de los estudios anteriores, se han construido nuevas formas para abordar el riesgo y la vulnerabilidad, pero muy pocos, han tratado de comprender la dimensión social de la vulnerabilidad ante los efectos del cambio climático en las zonas costeras de México.

En el año 2000, The Heinz Center generó un estudio que arrojó una luz totalmente distinta acerca de lo que era la evaluación del impacto integral de los eventos catastróficos costeros y de cómo estos resultados podían ser usados para la toma de decisiones desde tres vías: a) mejorar los métodos para estimar los costos y beneficios de estos eventos, b) promover el análisis de riesgos y vulnerabilidades y c) diseñar medidas de mitigación.

Ante los impactos ocasionados por el huracán Isidoro en la península de Yucatán, específicamente sobre el estado de Campeche, Rivera-Arriaga *et al.* (2004) evaluaron de manera integral los efectos destructivos y las modificaciones provocadas por este

fenómeno sobre los ambientes naturales, las economías locales y familiares de las poblaciones que afectó de formas más allá de las inundaciones y pérdidas materiales sufridas, las pérdidas de efectos personales invaluable e irremplazables, las vías de comunicaciones y transportes interrumpidas o destruidas, la interrupción de servicios de energía, combustibles, alimentos, medicamentos o insumos de cualquier clase, la ínfima capacidad de comunicar, difundir o transmitir cualquier alerta, información, anuncio o solicitud de ayuda a través de las radiodifusoras, así como las capacidades gubernamentales locales sobrepasadas e incapaces de brindar los apoyos requeridos. Este estudio fue la base para el desarrollo del programa estatal de contingencia ante huracanes en las zonas costeras de Campeche y la justificación para el desarrollo del Atlas de Riesgos del Estado.

Durante los siguientes años, los estudios e investigaciones se han centrado más en la construcción de capacidades institucionales instaladas, así como en la coordinación operativa interinstitucional e intergubernamental para afrontar este tipo de riesgos y crisis. Los enfoques actuales en la zona costera en México no van más allá de identificar el polígono inundado, la infraestructura afectada y los albergues que se deben instalar para la población afectada. Esto, sin duda es muy bueno, previene a la población con alertas tempranas y la prepara para enfrentar o la ayuda a estar a salvo durante este tipo de eventos.

Sin embargo, no hay todavía la inclusión de estudios sociales, psicológicos, sociobiológicos o económicos más allá de las pérdidas de los sectores productivos generalizadas, que permitan una evaluación integral que permita dimensionar el riesgo y vulnerabilidad y a la vez, traducir su significancia

en términos de resiliencia. Debe profundizarse en investigaciones con estos enfoques como partes importantes de la reducción de riesgos.

Por su parte, Cutter *et al.* (2003) construyen un índice de vulnerabilidad social a los eventos naturales catastróficos basado en tres principios: a) identificar el nivel de exposición al efecto, b) medir las condiciones sociales a la resiliencia ante estos eventos y c) integración de variables de exposición potenciales y niveles diferentes de resistencia social en sitios predeterminados. Sus resultados determinan que existen factores similares que contribuyen a una misma evaluación del riesgo, pero que frecuentemente arrojan resultados diferentes en zonas distintas, resaltando la importancia de la naturaleza interactiva de la vulnerabilidad social, ya que algunos componentes incrementan la vulnerabilidad (como género, edad o nivel socioeconómico), mientras que otros pueden moderar sus efectos (vivienda rentada, trabajo no vinculado con la costa, mayor nivel educativo).

Es necesaria una visión de mediano y largo plazos de la vulnerabilidad que incluya las condiciones inherentes sobre las condiciones, contextos y antecedentes de cada situación por zona costera; así como las posibilidades y capacidades para recuperarse y adaptarse. De igual forma se deben generar ajustes en los métodos y modelos para medir el riesgo y la vulnerabilidad, ya que con cada evento quedan lecciones que supuestamente se aprenden y generan procesos de adaptación social hacia fenómenos como los huracanes. Pero cuando se trata de efectos de largo plazo como la elevación del nivel del mar, la acidificación de los mares o la erosión costera, el público lo percibe —si acaso— de forma totalmente distinta y por ende actúa como si no tuviera que

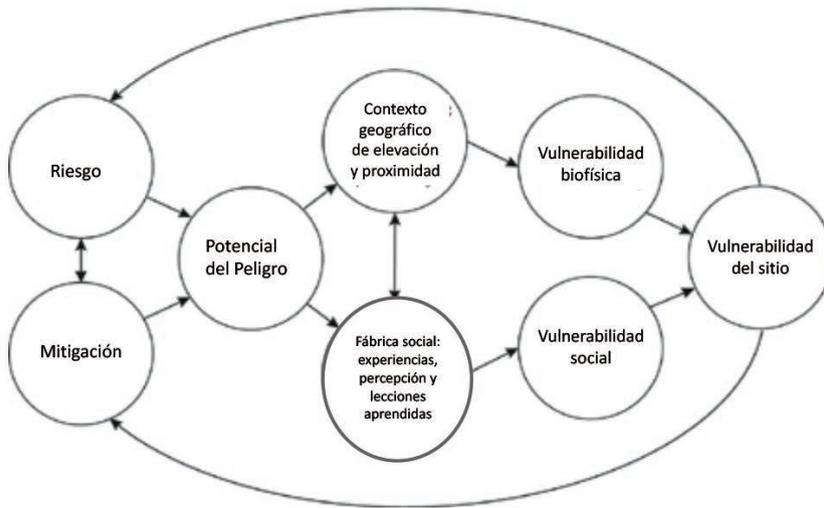


Figura 1. Modelo de vulnerabilidad basado en peligros (Fuente Cutter, 2003).

hacer nada al respecto. Existe un consenso general dentro de la comunidad de las ciencias sociales sobre los factores predominantes que influyen en la vulnerabilidad social y que incluyen (Cutter *et al.*, 2003): a) pobre acceso a recursos (incluyendo información, conocimientos y tecnología), b) acceso limitado a los procesos decisorios, a las redes sociales, c) creencias y costumbres, d) edad y género, e) limitaciones físicas o por salud individuales, y f) tipo y densidad de la infraestructura y líneas vitales de comunicación y transporte.

De igual forma, la vulnerabilidad debe ser analizada en términos de resultados de pérdida de bienes o vidas, detrimento de capacidades de bienestar, o daño, cambio o destrucción de ecosistemas. También debe incluirse en el análisis las habilidades para sobrellevar estas pérdidas y recuperarse. Esto requiere atención a las estructuras sociales, así como a los patrones de vulnerabilidad diferenciada a nivel de vivienda y su ubicación (Few y Tran, 2010).

La vulnerabilidad costera para ser manejada eficaz y efectivamente, debe ser estudiada de forma integrada. La susceptibilidad a los impactos del cambio climático podrían considerarse como inherentes al contexto y condiciones sociales en los que se puede evaluar el potencial de exposición y susceptibilidad a sufrir daño. Este potencial de susceptibilidad está modulado por recursos de protección e intervención y acceso a los recursos para recuperarse.

De acuerdo con Lebel *et al.* (2006), la capacidad de una sociedad para enfrentar y recuperarse de eventos catastróficos conlleva la capacidad de aceptar y aprender. Pero cuando se trata de eventos de largo plazo y que no les son urgentes en el tiempo presente, entonces entran otros factores. La capacidad de enfrentarse con realidades no lineales, u otras formas de incertidumbres, requieren una apertura al aprendizaje, una aceptación al cambio inevitable y la habilidad de tratar las intervenciones como experimentos y la posibilidad de implantar

casos de manejo adaptativo. Estos autores consideran que la capacidad de integrar el aprendizaje significativo construido a partir de diferentes fuentes y formas de conocimiento, incluyendo el formal y el informal, incrementa la posibilidad de reconocer umbrales. La importancia de reconocer umbrales irreversibles en líneas de tiempo o plazos establecidos, es importante porque pueden permitirles a las sociedades tomar medidas para prevenir que se crucen estos umbrales, por ejemplo, en pérdida de arena en playas, o porcentaje de blanqueamiento de corales, o en número de personas en riesgo de inundarse.

En resumen, cada zona costera debe evaluar su riesgo y vulnerabilidad ante los desastres a través del análisis combinado de los siguientes elementos: a) conocimientos personales para auto-protegerse antes/durante/post evento, b) capacidad y recursos para enfrentar el evento y recuperarse, c) Intervenciones de protección externas, y d) Intervenciones de ayuda externa (tabla 1).

Por su parte, Escudero Castillo *et al.* (2012), revisan casos de estudio sobre riesgos costeros y desarrollan una propuesta metodológica para evaluar los riesgos costeros aplicables en México. Y los autores Ramesh *et al.* (2015), han trabajado en las dos primeras etapas del proyecto “Interacciones tierra-océano en la zona costera” (LOICZ

por sus siglas en inglés) como parte del programa internacional Geosfera-Biósfera que fue establecido en 1993. En esta tercera etapa, los autores proponen un nuevo paradigma que apoya la transformación hacia la sostenibilidad y la resiliencia para las zonas costeras, facilitando soluciones innovadoras e integradas y basadas en ciencia. De esta manera, la tercera etapa de LOICZ se enfocará en el co-diseño, co-producción y co-implementación del conocimiento para la resiliencia costera. Sobre todo, abordando problemáticas de vulnerabilidad costera, enfocándose en temas de dinámica de costas, desarrollo humano y de sostenibilidad costera.

Desde otro enfoque, Hernández-Montilla *et al.* (2016), evalúan la resiliencia a las inundaciones de los ecosistemas costeros de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche, México. Los autores evalúan la resiliencia a partir de un análisis multicriterio con datos cuali y semi-cuantitativos, así como análisis estadístico espacial. A partir de estos datos desarrollaron un modelo jerárquico para medir, analizar y darle un peso a cada uno de los indicadores ecológicos que midieron criterios de exposición y sensibilidad para producir mapas donde resaltan las zonas con un índice de persistencia que ubicó las zonas con mayor incidencia a ser inundables.

EVALUACIÓN Y ANÁLISIS DE CAPACIDADES INSTITUCIONALES PARA LA CONSTRUCCIÓN DE LA RESILIENCIA

Para la construcción de la resiliencia es importante examinar tres aspectos de la capacidad institucional: a) el manejo efectivo del riesgo y la construcción de resiliencia multiescala, b) las circunstancias para la

gestación y reforma del sistema y condiciones políticas, y c) los diferentes tipos de regímenes de gobernanza del riesgo que existen en las zonas costeras. El problema reside en que las capacidades e interés de

Tabla 1. Capacidad frente a riesgos costeros.

	Conocimientos autoprotección	Capacidad y recursos	Intervenciones de protección externa	Intervenciones de ayuda externa
Individuo	Recibe información de alertas tempranas, Conoce el semáforo de alertas, Conoce las rutas de evacuación, Conoce los albergues disponibles, Sabe cómo resguardar sus pertenencias y documentos de identificación	Sin mayor capacidad ni recursos	Espera ayuda del gobierno y Armada de México	Sólo si llega acompañada de autoridad gubernamental
Grupo	Recibe información de alertas tempranas, Conoce el semáforo de alertas, Cuenta con medios de comunicación entre sus miembros, Sabe cómo resguardar su equipo y miembros se ayudan entre sí	Se encuentran en constante comunicación con autoridades portuarias, de Capitanía de Puerto y de marina, además del gobierno local. Tienen capacidad para gestionar recursos para sus miembros	Reciben ayuda del gobierno y Armada de México como estrategia para aprovechar su organización y beneficiarios	Puede llegar a través de organizaciones de la sociedad civil o del sector privado
Asentamiento costero	Recibe información de alertas tempranas y mensajes constantes sobre los semáforos de alerta. Los medios de comunicación masivos, además del perifoneo son utilizados para avisar a la población.	La población como tal disuelve las capacidades individuales o grupales para convertirlas en un enfoque general, que no necesariamente es mejor o más eficaz.	Recibe ayuda del gobierno y Armada de México y se dejan evacuar, conducir o guiar conforme lo dispongan las autoridades.	Puede llegar a través de organizaciones de la sociedad civil, del sector privado, o del gobierno
Diferentes sectores productivos	Reciben información de alertas tempranas y semáforos de alerta a través de las Delegaciones federales, Secretarías estatales, Comités, Asociaciones, etc.	Generalmente los productores agropecuarios y pesqueros se encuentran en situaciones económicas apremiantes ante estas crisis y no cuentan con recursos para proteger su equipo e infraestructura. Por su parte el sector turismo cuenta con algún porcentaje de recursos para protegerse y salvaguardar sus inversiones.	Dependiendo del sector, se aplican diferentes apoyos después del evento, siempre y cuando se soliciten y justifiquen ante el orden de gobierno correspondiente. De igual forma, el sector agropecuario puede cobrar seguros por siniestros o ser sujetos de empleos temporales.	Puede llegar a través de organizaciones de la sociedad civil, del sector privado, o del gobierno
Gobierno local	Recibe información de alertas tempranas, opera el semáforo con la información que recibe y decide las estrategias de contingencia.	Opera a través de su dirección municipal de protección civil la cual debe estar en coordinación constante con las similes estatal y federal. Dependiendo del grado de la crisis y/o afectación costera sufrida, solicita apoyo de órdenes de gobierno superiores.	Si lo solicita, recibe apoyo de los órdenes de gobierno superiores, acorde con el PNP. Si el daño es mayor, entonces el comando y control pasará al Estado y/o hasta la Federación para decretar la emergencia y solicitar apoyo de todo tipo, incluyendo el FONDEN.	Puede llegar a través de organizaciones de la sociedad civil, del sector privado, o del gobierno estatal o federal

Tabla 1 (continuación). Capacidad frente a riesgos costeros.

	Conocimientos autoprotección	Capacidad y recursos	Intervenciones de protección externa	Intervenciones de ayuda externa
Gobierno estatal	Recibe información de alertas tempranas, en ausencia de capacidad local, opera el semáforo con la información que recibe y dependiendo de las capacidades municipales, decide las estrategias de contingencia a través del comité estatal de contingencias.	Opera a través de su dirección estatal de protección civil la cual debe estar en coordinación constante con las símiles municipal y federal.	Dependiendo del grado de la crisis y/o afectación costera sufrida, solicita apoyo de la federación decretando el estado de emergencia.	Puede llegar a través de organizaciones de la sociedad civil, del sector privado, o del gobierno federal o de otros estatales
Gobierno Federal	Recibe información de alertas tempranas, monitorea y da seguimiento a los eventos de crisis, pero interviene hasta la declaratoria de emergencia de parte de los gobiernos subnacionales o ante una emergencia discapacitante de los mismos. Entonces opera el semáforo de alertas y decide las estrategias de contingencia coordinando los esfuerzos de protección civil.	Opera a través de la Secretaría de Gobernación, la de Marina y la del Ejército. Se establece el comité de protección civil acompañando al Estado y municipios y se establecen las estrategias de acción coordinada.	Dependiendo del grado de la crisis y/o afectación costera sufrida, solicita el apoyo de otros Estados de la República, y de otros países.	Puede llegar a través de organizaciones de la sociedad civil, del sector privado, o de otros gobiernos estatales o extranjeros

las autoridades e indiferencia de la propia población, o incluso la falta de recursos o la discrecionalidad para aplicarlos a grupos de interés, merma las posibilidades de construir resiliencia y esto afecta a la población más vulnerable.

Los desastres mayores pueden abrir ventanas de oportunidad para los cambios y reformas, al exponer las fallas de las políticas y reglas de operación de programas de atención y manejo de riesgos. Sin embargo, también estas ventanas pueden aperturarse ante presiones internacionales, evidencias contundentes o recursos etiquetados de ayuda exterior. En este tema, poco se ha estudiado y se desconocen las circunstancias bajo las cuales esto ocurre en el contexto

del manejo del riesgo del cambio climático en zonas costeras; y si las lecciones aprendidas y las políticas puedan trascender los cambios de administraciones gubernamentales locales.

Estos cambios requieren de reformas institucionales y políticas para la construcción de la resiliencia. La capacidad institucional puede ser dividida y medida en tres escalas de aplicación: micro, meso y macro. A micro escala se debe considerar las capacidades de los individuos u organizaciones de la sociedad civil; a meso escala se toman en cuenta los aspectos organizacionales y sistemas de manejo; y a macro escala se incluyen los contextos más grandes económicos, políticos y sociales dentro de los que esas

organizaciones operan. De acuerdo con McLaughlin y Dietz (2008), dos teorías modulan la percepción y conducta hacia y en situaciones de vulnerabilidad: el esencialismo y el nominalismo, mientras el primero le otorga atributos, identidad y funciones a una instancia y por ende afecta su organización; la otra niega la generalización de las instituciones y les otorga diferencias en su comportamiento.

Al mismo tiempo, es necesario analizar las capacidades institucionales existentes

y los incentivos para construir resiliencia. Se debe considerar la interacción entre los procesos económicos y políticos en la sociedad, incluyendo la distribución de poder y riqueza entre los diferentes grupos, así como los procesos que crean, sostienen y transforman estas relaciones en el tiempo. El enfoque debe ser de abajo hacia arriba considerando diferentes escalas, y siempre buscando vincular las capacidades y procesos locales a niveles y ámbitos más amplios de la política y economía ambientales.

MARCO PARA LA CONSTRUCCIÓN DE LA RESILIENCIA COSTERA EN MÉXICO

El marco para construir la resiliencia en la zona costera en México parte del Sistema Nacional de Protección Civil (SINAPROC), el cual tiene la misión de coordinar “acciones de prevención, auxilio y recuperación ante los desastres a toda la población, sus bienes y el entorno”¹. El SINAPROC estructura y establece relaciones funcionales, métodos y procedimientos entre las dependencias y entidades del sector público, con las organizaciones de la sociedad civil, de forma que prevalezca la coordinación para diseñar y llevar a cabo acciones que ayuden a la población. Estas acciones se establecen de forma operativa en cadenas de comando y control con establecimiento de responsabilidades previamente acordadas, partiendo de las autoridades locales y escalando hasta la federación, en caso de que la situación exceda las capacidades del gobierno local o estatal. De acuerdo con la OCDE (2014) durante los últimos 25 años,

el SINAPROC ha logrado mejoras significativas, sobre todo en sus capacidades de planeación, respuesta y recuperación ante eventualidades catastróficas.

Sin embargo, el Plan Nacional de Protección Civil (PNPC) 2013-2018² considera que el SINAPROC todavía tiene que mejorar en las alertas tempranas para la población “debido a la existencia de brechas tecnológicas que impiden la homologación de los sistemas de monitoreo y cobertura de servicios de alerta.” Además, es evidente que la infraestructura nacional, especialmente del sector público en los tres niveles de gobierno, requiere de equipamiento y reingeniería con una óptica de resiliencia para enfrentar fenómenos naturales y antrópicos. Esto incluye a la pobre capacidad y entrenamiento de los servidores públicos en conocimientos especializados en gestión de riesgos, así como de mecanismos para compartir información que permitan reforzar su infraes-

¹ SINAPROC <http://www.proteccioncivil.gob.mx/en/ProteccionCivil/Organizacion>

² PNPC http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5343076&fecha=30/04/2014

estructura y proteger los servicios públicos.

Las autoridades locales y estatales, así como las agrupaciones de la sociedad civil organizada y el público en general de los 17 estados costeros requieren de mayor preparación para enfrentarse a escenarios de catástrofe, que pongan en riesgo su estabilidad y/o gobernabilidad. Los efectos por eventos meteorológicos extremos como huracanes y tormentas, tienen su estacionalidad y permite que se tengan alertas estacionales. Sin embargo, las condiciones nuevas que impone el cambio climático, no están siendo consideradas por autoridades ni por sociedad. No existen programas orientados a la gestión de los efectos de largo plazo ni a la continuidad de operaciones, que además de prevenir, mitigar y minimizar las pérdidas, reduzcan tiempos de recuperación, así como los costos sociales y económicos y que garanticen una respuesta planificada ante cualquier desastre que ponga en peligro su integridad y funcionalidad. Enfrentar los efectos del cambio climático en el largo plazo por parte de los gobiernos, significa añadirles en capacidades y financiamiento a sus actividades cotidianas y quizá hasta relegar las primordiales. Todo estos son retos para los gobiernos en las zonas costeras que deben reconocer la importancia del diseño y aplicación de planes estratégicos para la continuidad de operaciones que garantice coordinación en las prioridades de atención frente al cambio climático.

El marco regulatorio de la protección civil en México se expresa en el PNPC y se basa en la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos y en los siguientes instrumentos legales:

Instrumentos internacionales. La cooperación internacional se ha considerado,

aunque no en materia específica para las costas. Sin embargo, es importante puntualizar que cuando así se ha requerido, la comunidad internacional amablemente ofrece su ayuda y colaboración para la limpieza, el rescate, salvamento, evacuación, aprovisionamiento, atención médica, etc.; y dependerá de la decisión del gobierno federal, aceptarla y coordinarla. Los instrumentos internacionales que contempla el PNPC son los siguientes:

- Acuerdo entre el Gobierno de los Estados Unidos Mexicanos y el Gobierno de los Estados Unidos de América sobre Cooperación en la Administración de Emergencias en Casos de Desastres Naturales y Accidentes.
- Acuerdo entre el Gobierno de los Estados Unidos Mexicanos y el Gobierno de la República de Guatemala sobre Cooperación para la Prevención y Atención en Casos de Desastres Naturales.
- Convención de Viena sobre Responsabilidad Civil por Daños Nucleares.
- Convención entre los Estados Unidos Mexicanos y los Estados Unidos de América para el Envío de Barcos con Fines de Auxilio y Salvamento.
- Convención sobre Asistencia en Caso de Accidente Nuclear o Emergencia Radiológica.
- Convención sobre la Pronta Notificación de Accidentes Nucleares.
- Convención sobre la Protección Física de los Materiales Nucleares.
- Convención sobre Seguridad Nuclear.

Leyes. El marco regulatorio permite por una parte, identificar las instancias que deben participar en la emergencia que se trate en la zona costera, y la otra parte para acotar las responsabilidades de cada una y las oportunidades de coordinación y colabo-

ración entre instancias. Es importante señalar que la presencia de todos los sectores productivos en las zonas costeras, requiere de un marco amplio que cubra desde lo estratégico hasta lo sectorial. Las leyes y reglamentos considerados dentro del PNPC son las siguientes:

- Ley de Aguas Nacionales.
- Ley de Planeación.
- Ley de Responsabilidad Civil por Daños Nucleares.
- Ley del Instituto Nacional de las Mujeres.
- Ley Federal de Responsabilidades de los Servidores Públicos.
- Ley Federal sobre Metrología y Normalización.
- Ley General de Asentamientos Humanos.
- Ley General de Cambio Climático.
- Ley General de Desarrollo Social.
- Ley General de Población.
- Ley General de Protección Civil.
- Ley General de Salud.
- Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente.
- Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.
- Ley Orgánica de la Administración Pública Federal.
- Ley sobre la Celebración de Tratados.
- Ley Reglamentaria del Artículo 27 Constitucional en Materia Nuclear.

Reglamentos

- Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales.
- Reglamento de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización.
- Reglamento de la Ley General de Desarrollo Social.
- Reglamento de la Ley General de Población.

- Reglamento de la Ley General de Salud en Materia de Control Sanitario de Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios.
- Reglamento de la Ley General de Salud en Materia de Control Sanitario de la Disposición de Órganos, Tejidos y Cadáveres de Seres Humanos.
- Reglamento de la Ley General de Salud en Materia de Sanidad Internacional.
- Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Prevención y Control de la Contaminación de la Atmósfera.
- Reglamento de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.
- Reglamento en Materia de Registros, Autorizaciones de Importación y Exportación y Certificados de Exportación de Plaguicidas, Nutrientes Vegetales y Sustancias y Materiales Tóxicos o Peligrosos.
- Reglamento de Seguridad, Higiene y Medio Ambiente en el Trabajo del Sector Público Federal.
- Reglamento Federal de Seguridad, Higiene y Medio Ambiente de Trabajo.
- Reglamento General de Seguridad Radiológica.
- Reglamento Interior de la Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas.
- Reglamento Interior de Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.
- Reglamento Interior de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes.
- Reglamento Interior de la Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano.

- Reglamento Interior de la Secretaría de Desarrollo Social.
- Reglamento Interior de la Secretaría de Economía.
- Reglamento Interior de la Secretaría de Educación Pública.
- Reglamento Interior de la Secretaría de Energía.
- Reglamento Interior de la Secretaría de Gobernación.
- Reglamento Interior de la Secretaría de la Defensa Nacional.
- Reglamento Interior de la Secretaría de la Función Pública.
- Reglamento Interior de la Secretaría de Marina.
- Reglamento Interior de Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Reglamento Interior de la Secretaría de Relaciones Exteriores.
- Reglamento Interior de la Secretaría de Salud.
- Reglamento Interior de la Secretaría de Turismo.
- Reglamento Interior del Comité Técnico Nacional del Programa del Fondo para Atender a la Población Rural Afectada por Contingencias Climatológicas.
- Reglamento para el Transporte Terrestre de Materiales y Residuos Peligrosos.
- Reglamento para la Coordinación de Acciones Ejecutivas en Materia de Seguridad Nacional.
- Reglamento Tipo que deberán adoptar los Administradores de los Inmuebles de Propiedad Federal Ocupados por Distintas Oficinas Gubernamentales, para su Administración, Rehabilitación, Mejoramiento, Conservación y Mantenimiento constantes.

Estatutos. La Comisión Dictaminadora del Componente Atención a Desastres Na-

turales es una instancia deliberativa que decide y dictamina los expedientes de riesgo que someten los gobiernos subnacionales para atender emergencias en los sectores pesquero, pecuario y agrícola, con la intención de simplificar y agilizar los procesos.

- Estatuto de la Comisión Dictaminadora del Componente Atención a Desastres Naturales en el Sector Agropecuario y Pesquero del Programa de Prevención y Manejo de Riesgos (CADENA).

Decretos. Se han decretado el Sistema y el Consejo para la atención específica de emergencias de la atención de la protección civil, y los riesgos costeros quedan incluidos en el quehacer de ambos. Sin embargo, es evidente que ante escenarios de efectos negativos del cambio climático en las zonas costeras, se debería considerar al menos una fecha exclusiva alusiva a los mares y costas mexicanos para atender las particularidades del riesgo en estas zonas. Los decretos que se tienen son los siguientes:

- Decreto por el que se aprueban las Bases para el Establecimiento del Sistema Nacional de Protección Civil.
- Decreto por el que se crea el Consejo Nacional de Protección Civil, como Órgano Consultivo de Coordinación de Acciones y de Participación Social en la Planeación de la Protección Civil.
- Decreto por el que se declara Día Nacional de Protección Civil el 19 de septiembre de cada año.

Normas Oficiales Mexicanas. Las normas mexicanas consideradas por el PNPC son las siguientes, pero se puede apreciar la ausencia de éstas en temas costeros como por ejemplo normas para la construcción de edificios e infraestructura de comunicaciones y transportes en zonas proclives a las

inundaciones y para sitios que enfrenten huracanes y oleajes de tormenta.

- Norma Oficial Mexicana NOM-001-STPS-2008, Edificios, locales, instalaciones y áreas en los centros de trabajo-Condiciónes de seguridad.
- Norma Oficial Mexicana NOM-002-STPS-2010, Condiciónes de seguridad-Prevención y protección contra incendios en los centros de trabajo.
- Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEGOB-2011, Señales y avisos para protección civil.- Colores, formas y símbolos a utilizar.
- Norma Oficial Mexicana NOM-006-STPS-2000, Manejo y almacenamiento de materiales-Condiciónes y procedimientos de seguridad.
- Norma Oficial Mexicana NOM-017-STPS-2008, Equipo de protección personal-Selección, uso y manejo en los centros de trabajo.
- Norma Oficial Mexicana NOM-018-STPS-2000, Sistema para la identificación y comunicación de peligros y riesgos por sustancias químicas peligrosas en los centros de trabajo.
- Norma Oficial Mexicana NOM-025-STPS-2008, Condiciónes de iluminación en los centros de trabajo.
- Norma Oficial Mexicana NOM-026-STPS-2008, Colores y señales de seguridad e higiene, e identificación de riesgos por fluidos conducidos en tuberías.
- Norma Oficial Mexicana NOM-029-STPS-2011, Mantenimiento de las instalaciones eléctricas en los centros de trabajo-Condiciónes de seguridad.

Lineamientos. El PNPC debería considerar también que el FONDEN asista a los estados costeros en la reconstrucción de su frente costero, y que especialmente se atienda la

erosión de playas y pérdida de línea de costa; así como en dirigir fondos para la reubicación de poblaciones completas o parte de ellas, ante la elevación del nivel medio del mar, entre otras.

- Lineamientos de Operación específicos del Fondo de Desastres Naturales.

Plan y programas. Los programas federales considerados dentro del PNPC son importantes, pero debería considerarse también los planes de desarrollo municipal y los de desarrollo urbano y fomentar el desarrollo de planes de manejo costero integrado que permitan prevenir y mitigar los efectos del cambio climático y contar con un instrumento de planificación estratégica, dinámico y adaptativo que considere plazos largos para el desarrollo costero desde un punto de vista integral. Los programas que el PNPC toma en cuenta son los siguientes:

- Plan Nacional de Desarrollo 2013-2018.
- Programa Sectorial de Comunicaciones y Transportes 2013-2018.
- Programa Sectorial de Desarrollo Agropecuario, Pesquero y Alimentario 2013-2018.
- Programa Sectorial de Defensa Nacional 2013-2018.
- Programa Sectorial de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano 2013-2018.
- Programa Sectorial de Desarrollo Social 2013-2018.
- Programa Sectorial de Educación 2013-2018.
- Programa Sectorial de Energía 2013-2018.
- Programa Sectorial de Gobernación 2013-2018.
- Programa Sectorial de Marina 2013-2018.

- Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2013-2018.
- Programa Sectorial de Relaciones Exteriores 2013-2018.
- Programa Sectorial de Salud 2013-2018.
- Programa Sectorial de Trabajo y Previsión Social 2013-2018.
- Programa Sectorial de Turismo 2013-2018.

El marco jurídico debe permitir a cada uno de los integrantes del sistema de protección civil en las zonas costeras tener las bases legales de actuación y los faculte para coordinar esfuerzos y recursos en beneficio de la población. Sin embargo esto se cumple básicamente con el PNPC con las autoridades federales, pero deja fuera a las instancias estatales y a las municipales que son las primeras que enfrentan las crisis. Considerando que siempre hay oportunidad para el mejoramiento y actualización del marco regulatorio, muchos de los problemas operativos que existen actualmente se deben al desconocimiento de las capacidades locales instaladas; así como a la emisión de planes, leyes y otros instrumentos, sin contar con el debido impacto regulatorio y el estudio de costo/beneficio de la implementación de esos instrumentos, todo lo cual permitiría determinar la eficiencia, eficacia y efectividad de los mismos para atender debidamente la protección civil en las zonas costeras de México.

Este PNPC, está planteado para tener un enfoque integral y adaptativo, lo que supuestamente, permitiría y fomentaría la capacitación, el aprendizaje y la evaluación y construcción sobre lecciones aprendidas y fortalecimiento de capacidades; así como la coordinación intersectorial e intergubernamental necesaria para atender de forma expedita y efectiva las crisis que se

presenten. Sin embargo, es evidente que el PNPC está operando sobre situaciones de crisis latentes por su alta vulnerabilidad y porque México es un país con numerosas fuentes de riesgos, sobre todo en el marco del cambio climático. Son multicausales e históricas las razones por las que por todo el país, especialmente en las zonas costeras, estuarios, deltas, etc., se han establecido asentamientos humanos en zonas de riesgo por diversas causas como la necesidad de vivienda, cercanía a fuente de trabajo o alimento, desplazamiento por cambios en el clima, huir de la violencia, entre otros, y en ocasiones, la gente lo hace aún con el conocimiento de los peligros a los que se exponen. . A esto, se suma el pobre o nulo orden territorial para el desarrollo urbano y municipal por numerosos factores como los costos de reubicar a personas asentadas en estas zonas, y que lamentablemente resultan en tragedias y pérdida de vidas humanas e infraestructura vital por derrumbes e inundaciones, principalmente. Actualmente La Ley General de Protección Civil contempla como delito grave la construcción en zona de riesgo, pero este hecho no es sancionado en la legislación penal federal, lo que convierte al precepto en inaplicable.

Sería ideal tomar en cuenta que la planeación del orden del desarrollo territorial, tuviera en consideración los riesgos, pero no se debe olvidar que este Plan opera sobre un escenario establecido, pero que la oportunidad para la construcción de la resiliencia en las zonas costeras se tiene con la Ley General de Protección Civil (LGPC), y tomando en cuenta que todo desarrollo e inversión debería basarse en el análisis de los atlas de riesgos. Estos instrumentos deben armonizarse con los ordenamientos ecológicos territoriales municipales, ya que son el marco de referencia para la elabora-

ción de políticas públicas que de esta manera, serían preventivas para mitigar el riesgo de desastres. Sin embargo, de acuerdo con el PNPC, *“el Atlas Nacional de Riesgos (ANR) se encuentra desactualizado y su escala de representación no permite llevar a cabo consultas sobre el nivel de riesgos existentes en una zona de interés y tampoco identificar con precisión zonas de riesgo y zonas de riesgo grave, siendo las primeras, de acuerdo con la Ley General de Protección Civil, en las que existe la probabilidad de que se produzca un daño, originado por un fenómeno perturbador y las segundas, donde además, se registra alta vulnerabilidad física o social de asentamientos humanos.”*

Los esfuerzos para la construcción de la resiliencia costera en México deben analizarse desde el Plan Nacional de Desarrollo (PND 2013-2018), partiendo de la base que para su operación se deben coordinar autoridades federales, estatales y municipales que en muchos casos no tienen conocimientos de los procedimientos de operación y acceso para cada situación. Para ello es necesario llevar a cabo la alineación de las acciones de construcción de resiliencia aplicables a las zonas costeras de México con las metas nacionales (PNPC, 2013-2018) (tabla 2).

CONCLUSIONES

Para un país como México, con una zona costera tan extensa, la importancia de la zona costero-marina debería haber sido igual de grande históricamente hablando. Sin embargo, la insistencia de parte tanto de gobiernos como de pobladores en vivir de espaldas al mar, ha cobrado su precio. La complejidad y dinámica de la zona costero-marina desde los puntos de vista sectorial, gubernamental, económico, social y ambiental, presentan retos enormes cuando se enfrentan a la pobre planeación, con grandes problemas de orden territorial, conflictos de espacio y uso de ecosistemas y recursos costeros y marinos, y una constante presión por migración poblacional que ya raya en el 56% del total poblacional del país y que busca asentarse en alguna de las costas de México. Todos estos impactos frente a los efectos del cambio climático, se ven exacerbados y rebasados.

Ante este panorama, es necesario identificar los elementos para construir la resiliencia costera que permita la mitigación de los impactos de los efectos del cambio climático en la zona costero-marina. El análisis de la vulnerabilidad y riesgo en las costas mexicanas deberá abarcar desde lo ambiental, considerando estructuras y funciones ecosistémicas, además de las composiciones poblacionales que abarquen riqueza y diversidad. Otro elemento importante es el social que requiere de estudios especializados sobre antropología y psicología del riesgo, incluyendo estudios para determinar las capacidades organizacionales y de empoderamiento y toma de decisiones que tienen las poblaciones costeras. El elemento económico es crucial para determinar los costos de aplicación de cualquiera de las estrategias de mitigación y adaptación que consideren deban ser aplicadas tanto

Tabla 2. Alineación de las acciones de construcción de resiliencia aplicables a las zonas costeras con las metas nacionales (Fuente: PNPC, 2013-2018).

Meta Nacional	Objetivo de la Meta Nacional	Estrategia(s) del objetivo de la Meta Nacional	Objetivo de Programas sectoriales	Objetivo del PNPC
México en Paz	1.2 Garantizar Seguridad Nacional.	1.2.3 Fortalecer la inteligencia del Estado Mexicano para identificar, prevenir y contrarrestar riesgos y amenazas a la Seguridad Nacional.	Programa Sectorial de Marina 2013-2018: 3. Consolidar la inteligencia naval para identificar, prevenir y contrarrestar riesgos y amenazas que afecten a la Seguridad Nacional.	3. Mejorar la coordinación de los integrantes del Sistema Nacional de Protección Civil en emergencias y desastres.
	1.6 Salvaguardar a la población, a sus bienes y a su entorno ante un desastre de origen natural o humano.	1.6.1 Política estratégica para la prevención de desastres.	Programa Sectorial de Gobernación 2013-2018.	1. Fomentar la acción preventiva en la Gestión Integral de Riesgos para disminuir los efectos de fenómenos naturales perturbadores.
				2. Fortalecer la cultura de la protección civil mediante la vinculación nacional e internacional.
				4. Generar un marco jurídico consistente que permita brindar certeza jurídica a las acciones en materia de protección civil.
1.6.2 Gestión de emergencias y atención eficaz de desastres.	Programa Sectorial de Gobernación 2013-2018: 5. Coordinar el Sistema Nacional de Protección Civil para salvaguardar a la población, sus bienes y entorno ante fenómenos perturbadores.	Programa Sectorial de Defensa Nacional 2013-2018: 5. Proporcionar apoyo a la población civil en caso de desastre de forma eficaz.	3. Mejorar la coordinación de los integrantes del sistema Nacional de Protección Civil en emergencias y desastres.	
			Programa Sectorial de Gobernación 2013-2018: 5. Coordinar el Sistema Nacional de Protección Civil para salvaguardar a la población, sus bienes y entorno ante fenómenos perturbadores.	5. Fomentar la adopción y uso de innovación tecnológica aplicable a la Protección Civil.
México Próspero	4.11 Aprovechar el potencial turístico de México para generar una mayor derrama económica en el país.	4.11.4 Impulsar la sustentabilidad y que los ingresos generados por el turismo sean fuente de bienestar social.	Programa Sectorial Turismo 2013-2018: 5. Fomentar el desarrollo sustentable de los destinos turísticos y ampliar los beneficios sociales y económicos de las comunidades receptoras.	1. Fomentar la acción preventiva en la Gestión Integral de Riesgos para disminuir los efectos de fenómenos naturales perturbadores.
	4.10 Construir un sector agropecuario y pesquero productivo que garantice la seguridad alimentaria del país.	4.10.3 Promover mayor certidumbre en la actividad agroalimentaria mediante mecanismos de administración de riesgos.	Programa Sectorial de Desarrollo Agropecuario, pesquero y Alimentario 2013-2018: Promover mayor certidumbre en la actividad agroalimentaria mediante mecanismos de administración de riesgos.	

para salvaguardar infraestructuras como vidas, al mismo tiempo que se incentivan inversiones que permitan el desarrollo económico con una visión más sostenible. En materia legal, los intereses difusos y el derecho colectivo deberá considerarse para atender tantas problemáticas que al día de hoy, no tienen cabida en los numerosos instrumentos del marco regulatorio aplicable a la construcción de la resiliencia misma.

Además de lo anterior, es necesario evaluar y analizar las capacidades institucionales locales, regionales y nacionales. Es a partir de las instituciones que emanan las directrices para la construcción de la resiliencia. La fortaleza, coordinación y la capacidad adaptativa son atributos necesarios para lograr las sinergias entre los tres órdenes de gobierno y los diferentes sectores que convergen en las costas. Estas instituciones actúan dentro de marcos políticos sectoriales y legales que intentan tener una misma dirección a partir de la Política Na-

cional de Mares y Costas y del Plan Nacional de Protección Civil. Si bien ambos instrumentos plantean derroteros y son *per se* grandes avances en el papel, es importante mencionar que además de financiamiento para su implementación y operación, todavía requieren de trabajo y ajustes, mismos que se deberán dar conforme se mejoren y armonicen los marcos regulatorios que en ellos intervienen y se aprendan lecciones sobre su aplicación que permitan sus adaptaciones. En este capítulo se ha tratado de subrayar la necesidad de incluir la atención especial a la prevención de riesgos y disminución de la vulnerabilidad en las zonas costeras de México dentro de enfoques complementarios a la protección civil. La conclusión final es que sin un manejo integrado de la zona costero-marina, la construcción de la resiliencia costera ante el cambio climático tiene pocas oportunidades de darse y menos de implementarse.

LITERATURA CITADA

- Alfaro, W. y L. Rivera, 2008. Cambio Climático en Mesoamérica: Temas para la creación de capacidades y la reducción de la vulnerabilidad. Consulta Regional sobre Prioridades, Capacitación y Retos de la investigación en Cambio Climático en los Países de América Latina y el Caribe organizado por la Fundación Futuro Latinoamericano con apoyo de The International Development Research Centre (IDRC) y de Department for International Development (DFID-UK). CEN 778.
- Boori, M.S., 2010. Coastal vulnerability, adaptation and risk assessment due to environmental change in Apodi-Mossoro estuary, Northeast Brazil. *International Jour. Of Geomatics and Geosciences*, 1(30): 620-638.
- Chakraborty, J., G.A., Tobin, y B.E. Montz, 2005. Population evacuation: Assessing spatial variability in geophysical risk and social vulnerability to natural hazards. *Natural Hazards Review* 6(1)
- Conde-Álvarez y Saldaña-Zorrilla, 2007. Cambio climático en América Latina y el Caribe: Impactos, vulnerabilidad y adaptación. *Revista Ambiente y Desarrollo* 23 (2): 23 - 30. Santiago de Chile, 2007
- Cutter, S.L., 1996. Vulnerability to environmental hazards. *Progress in Human Geography*, 20(4): 529-539.

- Cutter, S.L., B.J. Boruff, W.L. Shirley, 2003. Social vulnerability to environmental hazards. *Social Science Quarterly* 84(2): 242-261
- Del Río, L. y F.J. Gracia, 2007. Análisis de la vulnerabilidad de los acantilados atlánticos de la provincia de Cádiz ante la erosión costera. *Rev. C & G.*, 21 (1-2):, 87-101.
- Escudero Castillo, M., E. Mendoza Baldwin, R. Silva Casarín, G. Posada Vanegas y M. Arganis Juárez, 2012. Characterization of risks in coastal zones: A review. *CLEAN Jour. Soil, Air, Water*, 40(9): 894-905.
- Few, R., y P.G. Tram, 2010. Climatic hazard, health risk and response in Vietnam studies on social dimensions of vulnerability. *Jour. Of Global Environmental Change*, 20(3): 529-538.
- Gornitz, V.M., R.C. Daniels, T.W. White, and K.R. Birdwell, 1994. The development of a coastal risk assessment database: vulnerability to sea-level rise in the U.S. Southeast. *Journal of Coastal Research*. Special Issue No. 12: 327-338.
- Hernández-Montilla, M.C., M.A. Martínez-Morales, G. Posada Vanegas, y B.H.J. de Jong, 2016. Assessment of hammocks (Petenes) resilience to sea level rise due to climate change in Mexico. *PLoS One*, 11(9): 0162637.
- INEGI, 2015. <http://www.inegi.org.mx/>
- Jonkman, S. N., van Gelder, P. H. A. J. M., Vrijling, J. K., 2003. An overview of quantitative risk measures for loss of life and economic damage, *Journal of Hazardous Materials*, A99, 1-30
- Kahan, J.H., A.C. Allen, y J.K. George, 2009. An operational framework for resilience. *Journal of Homeland Security and Emergency Management*, 83 6(1), The Berkeley Electronic Press.
- Labaka, L., J. Hernantes, A. Laugé, y J.M. Sarriegi, 2012. Resilience: Approach, definition and building policies. p. 509-512. In: N. Aschenbruck *et al.* (eds.): Future Security, CCIS 318.
- Lebel, L., J. M. Anderies, B. Campbell, C. Folke, S. Hatfield-Dodds, T. P. Hughes. and J. Wilson. 2006. Governance and the capacity to manage resilience in regional social-ecological systems. *Ecology and Society* 11(1): 19.
- Ley Federal del Mar, 1986. Nueva Ley DOF 08-01-1986. <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/124.pdf>
- Ley General de Asentamientos Humanos, Ordenamiento Territorial y Desarrollo Urbano, 2016. DOF 28/11/2016. Decreto de expedición. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5462755&fecha=28/11/2016
- McGranahan, G., D. Balk y B. Anderson, 2007. The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones *Environment & Urbanization Jour. International Institute for Environment and Development (IIED)*, 19(1): 17-37.
- McLaughlin, P., T. Dietz, 2008. Structure, agency and environment: toward an integrated perspective on vulnerability. *Global Environmental Change Jour.*, 18(1): 99-111
- Moreno, J.M., 2006. Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. Boletín Ciudades para un futuro Sostenible, 38/39: Arquitectura del siglo XXI: más allá de Kioto.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), 2017. National Ocean Service, Ocean Facts, What is coastal resilience? <http://oceanservice.noaa.gov/ecosystems/resilience/>
- OCDE, 2013. Estudio de la OCDE sobre el Sistema Nacional de Protección Civil en México. OCDE Publ. <http://dx.doi.org.10.1787/97892664200210-es>.
- Política Nacional de Mares y Costas (PNMC), 2015. http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/mares/pdf/A4_PNMC_actualizada_dic2015.pdf
- Programa Nacional de Protección Civil (PNPC) 2014-2018. <http://www.dof.gob.mx/>

- nota_detalle.php?codigo=5343076&fecha=30/04/2014
- Ramesh, R., Z. Chen, V Cummins, J. Day, C., D'Elia, B. Denninson, D.L. Forbes, B. Glaeser, M. Glaser, B. Glavovic, H. Kremer, M. Lange, J.N Larsen, M. Le Tissier, y A. Newton, 2015. Land-ocean interactions in the coastal zone: past, present & future. *Anthropocene Jour.* 12: 85-98.
- Renn, O., 1998. The role of risk perception for risk management, *Reliability Engineering and System Safety*, 59, 49-62
- Rivera-Arriaga, E., G. Palacio-Aponte, G. Villalobos Zapata, R. Silva Casarín, P. Salles Afonso de Almeida, 2004. Evaluación de daños en las zonas costeras de la Península de Yucatán por el Huracán Isidoro, desarrollo de propuestas de investigación y mitigación en manejo integrado de recursos costeros. Sección Campeche. EPOMEX Serie Científica, Universidad Autónoma de Campeche.
- The H.J. Heinz III Center for Science, Economics and the Environment. 2000. The hidden costs of coastal hazards, implications for risk assessment and mitigation, Island Press, 223 p.
- u.s. Department of Homeland Security, Risk Steering committee; DHS Risk Lexicon, Washington, DC September 2008, pp. 23-24.

2

Breve análisis de ciclones tropicales en 162 años, coincidentes con variaciones climáticas y factores atmosféricos cíclicos del Pacífico mexicano y del golfo de México

Guadalupe de la Lanza Espino, José Luis Carbajal Pérez
y Salvador Hernández Pulido

INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM, MÉXICO
e-mail: gdlle@unam.mx

RESUMEN

El presente capítulo tiene como objetivo hacer un análisis del número de ciclones tropicales que comprende 162 años para el Pacífico tropical mexicano y el golfo de México, en coincidencia con fenómenos atmosféricos de diferente ciclicidad y que influyen en el número e intensidad de ciclones tropicales; para ello se consideraron solamente y en forma aislada: Oscilación Casi Bianaual, ENSO, número de Manchas Solares, Decanal del Pacífico y Oscilación Multidecadal del Atlántico. En los últimos 64 años (1949-2013), en el Golfo de México se calcularon un total de 154 ciclones tropicales, correspondiendo a 64 tormentas tropicales, 31 huracanes de categoría 1, 16 categoría 2, 15 categoría 3, 12 categoría 4 y 16 categoría 5. En el Pacífico mexicano se contabilizaron un total

De la Lanza, G., J.L. Carbajal Pérez, y S. Hernández Pulido, 2017. Breve análisis de ciclones tropicales en 162 años, coincidentes con variaciones climáticas y factores atmosféricos cíclicos del Pacífico Mexicano y del Golfo de México. p. 29-54. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

288 ciclones tropicales con predominancia de tormentas tropicales de 138, huracanes categoría 1 fueron 80, categoría 2 fueron 27 y en la categoría 3 y 4 fueron 20 cada uno, aunque los de categoría 5 se limitaron a tres eventos (1959, 2002 y 2009). Después de una revisión de los 162 años a través de diversas fuentes bibliográficas, se observó una tendencia al incremento en el número de los ciclones tropicales: de 1.1 a 2.6 promedio anual para el golfo de México y de 1.8 a 3.8 promedio anual para el Pacífico mexicano. Dada la complejidad de los factores climáticos e incluso su coexistencia cíclica temporal, fue difícil atribuir su asociación con los ciclones tropicales; a pesar de esto, se pudo observar en general que el número y tipo de ciclones tropicales coincidió con el ENSO, las manchas solares y la Oscilación Multidecadal. Se determinó que en las fases neutras (periodos intermedios entre El Niño y La Niña) se desarrolló un alto número de CT.

Palabras clave: ciclones tropicales, golfo de México, Pacífico Mexicano.

ABSTRACT

The objective of this chapter is to analyze the number of tropical cyclones over the course of 162 years in the tropical Mexican Pacific and the Gulf of Mexico, coinciding with atmospheric phenomena of differing cyclicity that influence the number and intensity of the cyclones. To this effect, only the following were considered and each in its own way: Quasi-Biennial Oscillation, ENSO, the number of sunspots, Pacific Decadal Oscillation, and Atlantic Multidecadal Oscillation. In 64 years (1949-2013), a total of 154 tropical cyclones was calculated for the Gulf of Mexico, corresponding to 64 tropical storms and 31 category 1 hurricanes, 16 category 2, 15 category 3, 12 category 4 and 16 category 5 hurricanes. In the Mexican Pacific, a total of 288 tropical cyclones was counted, predominantly 138 tropical storms, 80 category 1 hurricanes, 27 category 2, 20 category 3, and 20 category 4 hurricanes, but only three category 5 hurricanes (1959, 2002 y 2009). After a review of the 162 years through diverse bibliographic sources, a rising tendency in the number of tropical cyclones was observed: a yearly average from 1.1 to 2.6 for the Gulf of Mexico and from 1.8 to 3.8 for the Mexican Pacific. Given the complexity of the climatic factors and even their cyclical coexistence in time, it was difficult to associate them to the tropical cyclones. Notwithstanding, the number and type of tropical cyclones were generally observed to coincide with the ENSO, sunspots and the Multidecadal Oscillation. It was determined that a great number of tropical cyclones developed during neutral phases (intermediate periods between El Niño and La Niña).

Key words: Tropical cyclones, Gulf of Mexico, Mexican Pacific.

INTRODUCCIÓN

Actualmente existe una preocupación mundial por la supuesta presencia de un cambio climático, para lo cual diferentes investigadores lo justifican, entre otros factores meteorológicos, al incremento de la temperatura de la superficie del mar o por el aumento en el número de Ciclones Tropicales (CT); para esto, diversos autores

emplean bases de datos amplios que con el apoyo de modelos matemáticos, analizan, interpretan, afirman o rebaten la presencia del cambio del clima. Además, se podría incluir la influencia de factores de variación cíclica de diversa magnitud, entre los que se pueden mencionar: las variaciones casi bianuales (OCB), el ENSO u Oscilación

Sur El Niño (incluyendo en ello a La Niña) (Poveda *et al.*, 2005), número de manchas solares y las oscilaciones decadales propias del Pacífico (Court, 1980 y JLSAO, 2000) y a las oscilaciones multidecadales del Atlántico (incluido el golfo de México) (Poveda

et al., 2005 y Caron *et al.*, 2014) que se podrían asociar con los CT (que incluyen desde depresiones, tormentas tropicales y huracanes); asimismo hay que tomar en cuenta si es resultado de las actividades antropogénicas.

MATERIAL Y MÉTODOS

La base de datos de los ciclones tropicales (CT que incluye las categorías depresiones, tormentas y huracanes) en su mayoría se obtuvo de los registros del Centro Nacional de Huracanes de Estados Unidos (CNH) perteneciente a la National Oceanographic and Atmospheric Administration (Pacífico; NOAA-UNISYS, 2015a y Atlántico; NOAA-UNISYS, 2015b). Los registros del Atlántico fueron a partir de 1851 hasta el 2013 (que comprende 162 años) y los del Pacífico oriental de 1949 hasta el 2013 (que comprende 64 años). Sin embargo, con la finalidad de contar con una base de datos similar, los registros de los CT del Pacífico se ampliaron con una búsqueda de información bibliográfica hasta 1851, aunque con la incertidumbre correspondiente (Vibher, 1922; Edwin, 1929; Hbbby, 1929; Serra, 1971; Court, 1980; García Herrera, *et al.*, 2003; García Herrera, *et al.*, 2004; Escobar Obmstede, 2004; Blake y Landsea, 2005 y Raga, *et al.*, 2013); definiéndose solamente como huracanes que impactaron en las costas mexicanas

Para considerar específicamente los CT que impactaron las costas de México, se tomó como base la distancia propuesta por JTWC (2007) Radius of Outermost Closed Isobar (ROCI por sus siglas en inglés), que circunscribe un radio desde el centro de circulación hasta la última isobara; cuan-

do el radio es de dos grados de latitud o 222 kilómetros, se cataloga como un ciclón “muy pequeño” de tal manera que se consideró no solamente aquellos CT que tocaron tierra sino también los que incursionaron en las inmediaciones hasta 200 km de distancia de las costas mexicanas.

Se elaboraron figuras que representaran el número de CT en los 162 años con el objeto de analizar su tendencia y su ciclicidad; además de emplear series de tiempo. Asimismo, se efectuó un análisis que incluyera diferentes periodos: 162, 64 y 50 años o menos según la frecuencia de ENSO (El Niño y La Niña), Oscilación Casi bianual (OCB), manchas solares y decadales como multidecadales, que permitieran facilitar su asociación con los CT.

Para El Niño Oscilación del Sur se recurrió a la base de datos de los registros de la NOAA (Earth System Research Laboratory), a través del índice multivariado (MEI, por sus siglas en inglés), (NOAA-ESRL, 2015a) que incluye seis variables atmósfera-océano para la cuenca del Pacífico tropical, con información de 1949 a 2013; dada la falta de información del MEI estándar del Pacífico se estimó considerar el MEI-extendido (NOAA-ESRL 2015b), en el que incluyen variables individuales como temperatura y presión superficiales del océano; Wolter y Timlin (2011) estiman que su combina-

ción es similar al MEI estándar. Se recurrió a referencias bibliográficas como: Quinn *et al.* (1987); Quinn y Neal (1992); Ortlieb (2004) y Koutavas (2011), lo que permitió ampliar el periodo de 1851 a 1870, en donde refieren al El Niño como: débil, moderado, fuerte y muy fuerte, basados en las anomalías de la temperatura superficial del mar (indicador que expresa la desviación del valor medio anual de temperatura de un año determinado respecto a la temperatura media histórica de un periodo de referencia). Con el fin de darles un nivel numérico a dichas categorías se recurrió a lo referido por la NOAA (Golden Gate Weather Service, 2015) en donde una anomalía de 0.5 a 0.9 correspondería a un evento El Niño débil, moderado 1.0 a 1.4, fuerte 1.5 a 1.9 y muy fuerte ≥ 2.0 y una anomalía de -0.5 a La Niña o evento frío.

La Oscilación Casi Bianaual (OCB) se estimó visualmente según sus patrones de formación de CT tomando en cuenta los 162 años para ambas vertientes, que según

Holton y Lindzen (1972) se definen por medio de los periodos de entre dos y tres años consecutivos.

La variación del número de manchas solares se obtuvo de Ciencia-NASA (2013), así como de aquella información contenida en Indagadores (2013), desde 1850 a 2010, con la finalidad de comparar con el número de CT registrados en los 162 años. Para ello se obtuvo el promedio cada 11 años de los CT a través del comportamiento representado gráficamente las manchas solares registradas por las dos fuentes de información.

Para la determinación de la Oscilación Decadal del Pacífico (ODP) y Oscilación Multidecadal del Atlántico (OMA), se utilizó la información de la base de datos tanto en la National Centers for Environmental Information de la NOAA (NCEI-NOAA, 2015) como en Earth System Research Laboratory de la NOAA (NOAA-ESRL, 2015c) a partir de 1856 a 2015.

RESULTADOS

Ciclones tropicales

En el Pacífico oriental de 1949 al 2013 se estimó un total de 944 CT considerados a partir de los registros de la Comisión Nacional de Huracanes (CNH) (NOAA-UNISYS, 2015a) de los cuales sólo el 30% (299) llegó a impactar a las costas del país, adicionalmente con la información bibliográfica se cubrió el periodo de 1851 a 1948, registrándose 255 CT más, por lo que completaron los 162 años que comprende el estudio, contabilizándose un total de 554 CT que llegaron a las costas del Pacífico mexicano. De la base de datos de CNH (NOAA-UNISYS, 2015b) se obtuvieron los registros del At-

lántico a partir de 1851 y hasta el 2013, se estimaron un total de 1 760 CT de los cuales el 23% (397) llegaron a las costas del golfo de México (tabla 1).

Los resultados tienen cierto grado de incertidumbre por los registros bibliográficos consultados para el Pacífico (1851 a 1949), ya que según Landsea (2000) fue a partir de 1940 que se inició el registro sistemático y de mayor confiabilidad de estos datos.

Englehart *et al.* (2008) consideraron que únicamente alrededor del 54% del total de las tormentas del Pacífico oriental alcanzaron la categoría de huracán, tomando en cuenta un periodo de 84 años (entre 1921

al 2005). Los CT que llegaron a formar huracanes tanto del Pacífico mexicano como del golfo de México en 64 años (1949 a 2013) fueron del 50% y 48% respectivamente, porcentajes relativamente similares a lo referido por los autores citados; sin embargo, al considerar los 162 años (entre 1851 a 2013), en el golfo de México fue del 54%, lo que señala que se ha mantenido la formación de huracanes durante ese periodo (tabla 2). De acuerdo a la base de datos de la NOAA-UNISYS (2015b) de 1851 a 1859 (8 años) se tendrían 1.1 CT por año para el golfo de México, pero ampliándose a los 154 años más, el promedio anual de CT sería de 2.6 y para el Pacífico le correspondería 1.8 pero calculándose para los 154 años más serían 3.8/año, siendo para esta vertiente la mayor actividad ciclónica. Por su parte CONAGUA (2012), para México refiere una afectación directa anual de ciclones tropicales para el periodo 1970 a 2011 de 4.5.

La CONAGUA (2012) refiere que hubo 115 CT para el Pacífico en 41 años (1970 a

2011) y 71 para el golfo de México; mientras que en el presente estudio basado en la NOAA (NOAA-UNISYS, 2015a y b), se calcularon 169 para el Pacífico mexicano y 123 para el golfo de México, con una diferencia mayor del 36%, debida posiblemente a que CONAGUA (2012) refiere únicamente a los CT que impactaron directamente en México, mientras que en el presente estudio se consideraron también aquellos que pasaron dentro de un radio de 200 km fuera de la línea de costa de ambas vertientes, distancia propuesta por JTWC (2007).

Con base en las figuras 1A, B y C se observó un incremento en los CT en el Pacífico a partir de 1851 hasta 1959, en los siguientes 53 años (1960 al 2013) solo se observó una amplia variación. Tomando en cuenta los 162 años y con base en la figura 1, entre 1900 a 1960 se observaron periodos con máximos y mínimos en ciclos de 25 a 40 años de CT; sin embargo, de 1959 a 2013 los ciclos se acortaron a 15 años, aproximadamente (figura 1C).

Tabla 1. Registro de los Ciclones Tropicales (CT) del Pacífico mexicano y el golfo de México.

Periodos	Vertiente		% de CT impactan	Vertiente		% de CT impactan
	Pacífico oriental	Pacífico mexicano		Atlántico	Golfo de México	
1851-1949	-	255	-	797	209	26
1949-2013	994	299	30	963	188	20
1851-2013	-	554	-	1,760	397	23

Tabla 2. Porcentaje de huracanes que impactaron en las costas del país.

Periodo	1949 a 2013		1851 a 2013
	Pacífico mexicano	Golfo de México	Golfo de México
Total CT	299	188	397
Total Huracanes	150	90	214
% de huracanes	50	48	54

En el caso del golfo de México la tendencia, fue heterogénea (figuras 2A, B y C); se observó un incremento en los CT registrados entre 1851 a 1900, dada especialmente por el aumento entre 1880 a 1886; además una etapa entre 1905 a 1959 en donde

dicha tendencia no fue registrada; sin embargo, hubo en más de cinco ocasiones un mayor número de CT. De 1959 a 2013 se determinó un incremento, cabe señalar que la tendencia aquí calculada no definió particularidades de los CT por año. A partir

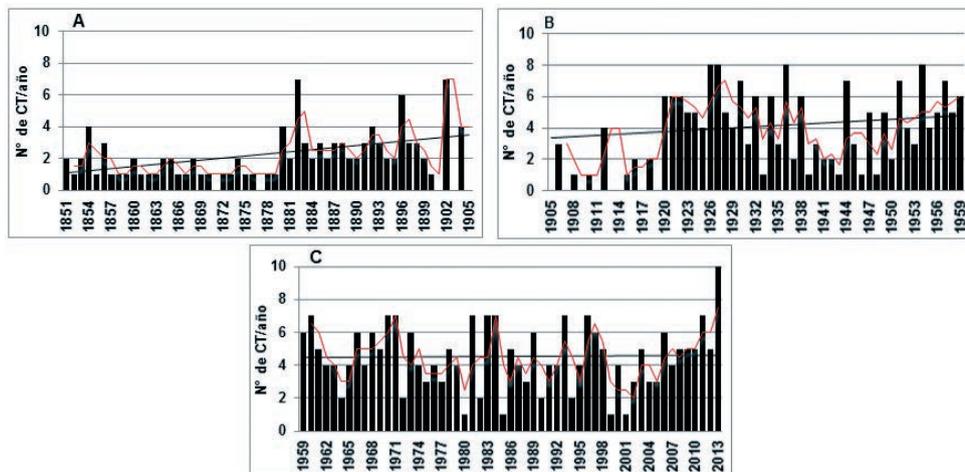


Figura 1. Número de CT en el Pacífico mexicano: A) periodo de 1851 a 1905; B) periodo de 1905 a 1959 y C) periodo de 1959 al 2013. Tendencia (línea negra continua), ciclicidad (línea roja).

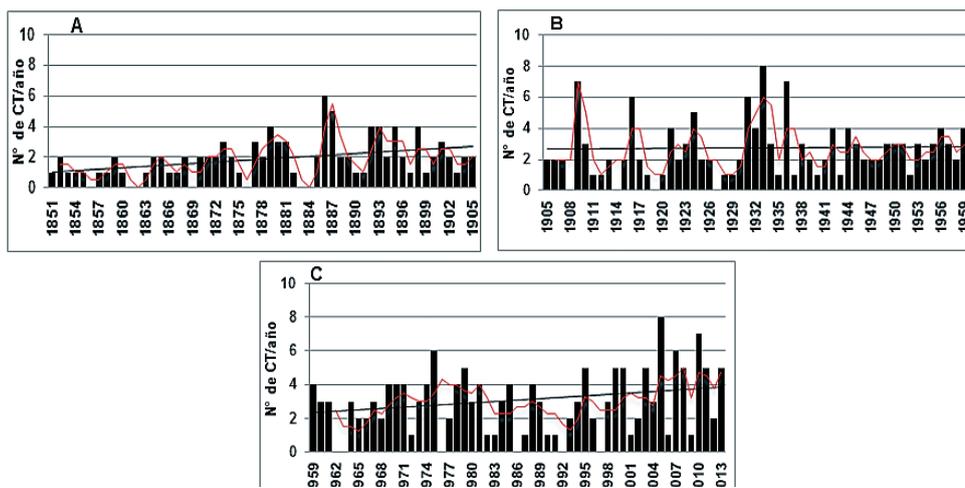


Figura 2. Número de CT en el golfo de México: A) periodo de 1851 a 1905; B) periodo de 1905 a 1959 y C) periodo de 1959 al 2013.

de 1851 hasta la década de 1959 los CT mostraron un incremento con una ciclicidad poco definida, pero a partir de 1905 a 1959 (cinco décadas) solo se registró el mayor número de ciclones, condición parecida en los siguientes 53 años (1960 al 2013) aunque con tendencia al incremento. En los 162 años, los CT en el golfo de México mostraron periodos cíclicos de aproximadamente 10 años entre 1851 y 1884, a partir de 1885 al 2013 los ciclos incrementaron entre 25 y 40 años aproximadamente, como lo muestra las figuras 2 A, B y C (conteos visuales de las gráficas).

Con base en las tendencias, se encontró que a partir de 1880 se incrementó el número de los CT registrados en ambas vertientes y que después de la década de 1920

fue más evidente en el Pacífico, aunque para éste la base de datos fue poco confiable ya que la información fue obtenida de algunas publicaciones, por lo cual existe cierta incertidumbre. Graizbord *et al.* (2009) para el océano Pacífico señala que previo al calentamiento marino ($\approx 1.6\text{ }^{\circ}\text{C}$) que inició en 1930, se incrementaron los CT. Dentro de los 162 años se observaron diferencias entre la ciclicidad en ambas vertientes (figuras 1 y 2) que, aunque en forma gruesa, se estima fluctuaron entre 20 a 40 años (coincidente con las series de tiempo); aparentemente a partir de la década de 1940 se observó un cambio en la frecuencia y periodicidad en el Pacífico mexicano, disminuyendo a ciclos de 15 años.

CATEGORÍAS DE LOS CT

Con el empleo de series de tiempo en los 162 años para el Pacífico mexicano se calcularon las siguientes ciclicidades: las depresiones tropicales y los huracanes de categoría 3 y 4 presentaron entre tres y 11

ciclos en el periodo de estudio con duración de entre 15 a 54 años (tabla 3). De acuerdo a los registros de la NOAA-UNISYS (2015a) a partir de 1949 a 1960 en el Pacífico mexicano las tormentas tropicales y

Tabla 3. Ciclicidad y sus repeticiones en las diferentes categorías de los CT en 162 años incluido el Pacífico y el golfo de México (1851 a 2013).

Pacífico mexicano	Depresiones Tropicales	Tormenta Tropicales	Huracanes categoría				
			1	2	3	4	5
Años por ciclo	22	3.7	3.4	--*	15	54	--*
Nº de Ciclos	7.4	44	48	--*	11	3	--*
Golfo de México	Depresiones Tropicales	Tormenta Tropicales	Huracanes categoría				
			1	2	3	4	5
Años por ciclo	16	36	18	73	30	--*	37
Nº de Ciclos	10	4.5	9	2	5	--*	4

*No se encontró una ciclicidad significativa.

huracanes de categoría 1 fueron los únicos elementos representativos de los CT y a partir de la década de los 70's y hasta el 2013 se inició un progreso continuo en los huracanes de mayor intensidad (categoría 3 y 4). En el golfo de México tanto las depresiones tropicales como los huracanes categoría 1 presentaron el mayor número de ciclos (10 y 9) con duración de 16 y 18 años, el resto de las de los CT (tormentas tropicales, huracanes de categoría 2, 3 y 5) tuvieron en los 162 años entre 2 y 5 ciclos, con una duración de 30 a 37 años, con excepción de los huracanes de categoría 2 que alcanzaron 73 años (tabla 3).

En el golfo de México se contabilizó un menor número de ciclos en relación al Pacífico mexicano con excepción de las depresiones tropicales y los huracanes de categoría 5. A pesar de registrar una mayor formación de tormentas tropicales y huracanes de categoría 1 a 4 en el Pacífico mexicano, la mayor formación de huracanes de categoría 5 se encontró en el golfo de México; en una forma representativa y generalizada, estas diferencias se presentan en la figura 3. De acuerdo a los registros de la NOAA-UNISYS (2015b), los huracanes en el golfo de México presentaron un incremen-

to moderado a partir de la década de los 60's. En ambas vertientes el desarrollo de huracanes de mayor intensidad, es indicativo de que hubo una mayor transformación de las tormentas tropicales y huracanes de categoría 1 a los de mayor intensidad en las últimas décadas, principalmente en el golfo de México, debido probablemente a una tendencia en el incremento de la Temperatura Superficial del Mar (TSM) que de acuerdo a Martínez Sánchez y Cavazos Pérez (2014) ha sido de 0.5°C y que según Emanuel (2005) y Englehart *et al.* (2008) existe la posibilidad de que la tendencia en el aumento en la intensidad de los CT así como su número esté asociada al calentamiento de la superficie del mar en todo el mundo. Según Hodges y Elsner (2010) la circulación de aguas cálidas es la fuente primordial de energía para la ciclogénesis. Graizbord *et al.* (2009) han señalado, con base en el Centro Nacional de Investigaciones Atmosféricas (NCAR, por sus siglas en inglés) y el Instituto Tecnológico de Georgia, que el aumento en el número de huracanes y tormentas tropicales durante los últimos cien años ha sido paralelo al aumento de las temperaturas marinas (cerca de 1.6 °C).

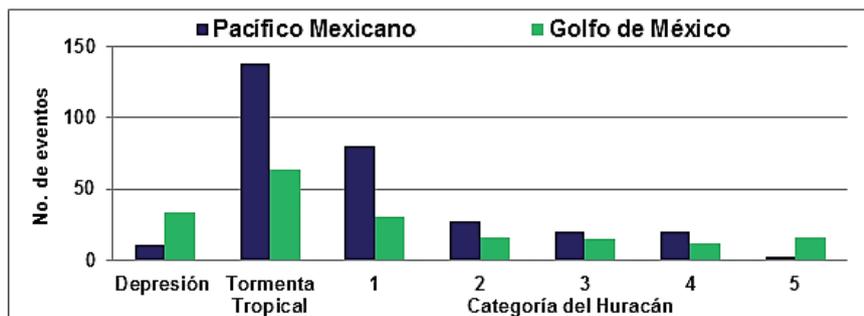


Figura 3. Número total de ciclones tropicales desde 1949 a 2013 para el Pacífico mexicano y el golfo de México.

Landesa (2000), señala que en el Atlántico alrededor de 10 CT alcanzaron la fuerza de tormenta tropical y de éstos, cerca de seis llegaron a ser huracanes; en este estudio, tomando en cuenta los 162 años, se encontró que por cada 10 CT que llegaron a las costas del golfo de México, ocho alcanzaron la fuerza de tormentas tropicales y de estos seis se transformaron en huracán, semejante a lo señalado por ese autor. Mientras que en el Pacífico mexicano por cada 10 depresiones tropicales, se calculó 9.6 se transformaron en tormentas tropicales, y de estas únicamente cinco se transformaron en huracanes.

Los CT entre 1949 a 2013, tanto del Pacífico mexicano como el golfo de México, el mayor porcentaje correspondió a las tormentas tropicales con el 46 y 32% respectivamente; en ese mismo periodo se generaron huracanes en sus diferentes categorías de 1 al 5 (figura 3), en especial en el Pacífico mexicano, como ha sido referido por Rosengaus *et al.* (2002). A pesar de registrar una mayor formación de tormentas tropicales, en el Pacífico hubo menor formación de huracanes de categorías 2 a 5, en relación con el golfo de México. En una forma representativa y generalizada, estas diferencias se presentan en la figura 3.

Con relación a las diferentes categorías de CT, la CONAGUA (2012) de 1970 a 2011 ha informado: 67 tormentas tropicales, 49

huracanes moderados (categorías de 1 a 2) y 20 huracanes intensos (categorías de 3 al 5), en el presente estudio se contabilizaron 113, 92 y 64 respectivamente, con una diferencia de entre 40 y 60% (tabla 4). En el caso de las depresiones tropicales, CONAGUA (2012) informa de 54 que le corresponden 28 al Pacífico y 26 al Atlántico; en el presente estudio se contabilizaron 40 depresiones tropicales (24% menos), 11 en el Pacífico y 29 en el golfo de México; la mayor diferencia fue la del Pacífico. Al respecto cabe, destacar que las depresiones tropicales en la base de datos de la NOAA (NOAA-UNISYS, 2015a y b) sólo se registraron hasta después de 1989, mientras que CONAGUA (2012) en el periodo de 1970 a 1988 reportó 13. En el año de 2013 en el Pacífico Mexicano se determinaron cinco depresiones, cinco tormentas tropicales y tres huracanes categoría 1; en cambio en el golfo de México tres depresiones, tres tormentas tropicales y un huracán categoría 1 (figura 4). Lo anterior manifiesta que el impacto de estos meteoros ha sido mayor en todas sus formas en el Pacífico.

Según la NOAA-UNISYS (2015a,b) en el Pacífico mexicano durante el periodo de 1949 a 2013 (64 años) se contabilizaron un total de 299 CT, en donde las tormentas tropicales y huracanes categoría 1 fueron los más abundantes (138 y 80 respectivamente), los huracanes menos representados

Tabla 4. Ciclones tropicales según CONAGUA (2012) en comparación con lo contabilizado en el presente estudio para el periodo de 1970 a 2011 (41 años).

CT	Depresiones Tropicales	Tormenta Tropicales	Huracanes moderados 1 y 2	Huracanes intensos 3, 4 y 5
CONAGUA, 2012	54	67	49	20
Estudio actual	40	113	92	64

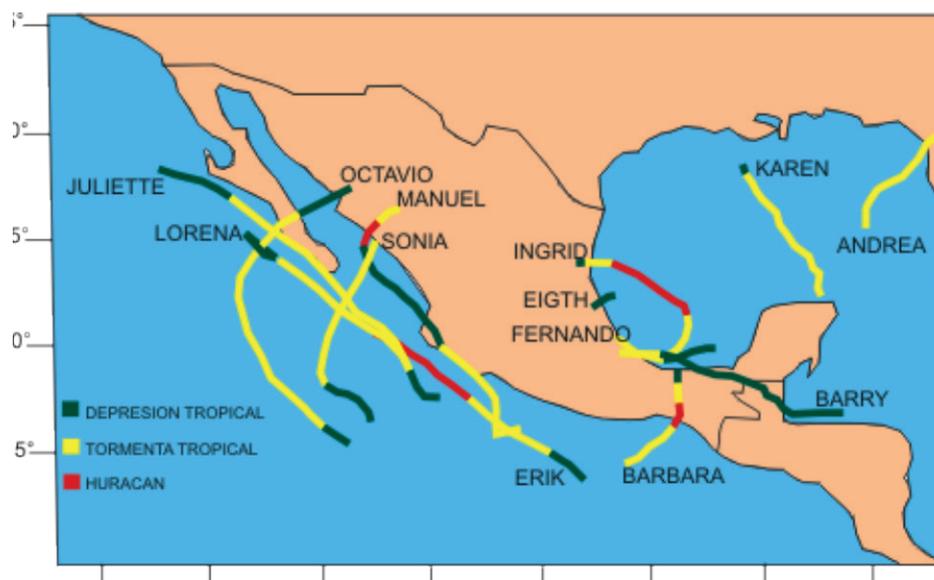


Figura 4. Tipo y número de ciclones tropicales en las costas de México en 2013.

fueron los de categoría 5 que se limitaron a 1959, 2002 y 2009 (tabla 5). El golfo de México durante ese periodo de 64 años se contabilizó un total de 188 CT, tanto las depresiones tropicales junto con los huracanes de categoría 5 (34 y 16 respectivamente), más abundantes que en el Pacífico mexicano, (tabla 5). De lo anterior se destaca que de 1949 a 2013 en el Pacífico mexicano predominaron las tormentas tropicales y los huracanes en un 60% más que el golfo de México.

La información del número de CT para el Pacífico y golfo de México ha sido opuesta en tan solo 64 años, resultado de otros

factores océano-climáticos no incluidos en el presente estudio y la incertidumbre de las bases de datos utilizada. Los registros en el desarrollo de los CT reportados por diferentes fuentes de información, difieren tanto en las tormentas tropicales como en los huracanes; por ejemplo, Graizbord *et al.* (2009) mencionan que de 1923 a 1999 un promedio de 13 huracanes en el golfo de México; sin embargo y con base en observaciones de la NOAA en dicho periodo se registraron un total de 100 huracanes, afirmando que la forma de expresar aisladamente el número o promedio, justifiquen la no coincidencia.

VARIACIONES INTERANUALES

Oscilación Casi Bianual (OCB)

El número de los CT de 1851 a 2013 fue variable en las dos vertientes de las costas

mexicanas, no obstante hubo periodos de entre dos y tres años con el mismo promedio anual de CT, correspondientes a las

variaciones interanuales conocidas como oscilación cuasi bianual (OCB); se trata de una oscilación en la dirección de los vientos zonales y de la temperatura, lo que se manifiesta en un cambio regular de los vientos en la estratosfera sobre el ecuador, este patrón presenta una dirección alterna entre este y oeste con una periodicidad de entre 24-30 meses (Holton y Lindzen, 1972; Zuluaga *et al.*, 2008). De los 162 años del estudio, el porcentaje de variación bianual fue del 31% para el Pacífico mexicano y del 34% para el golfo de México. Caron *et al.* (2014) señalaron que la OCB es altamente predecible, incluso con un año de anticipación y que está vinculada con la formación de los CT, pero esta relación en el Atlántico parece haberse roto en los últimos años. En el presente análisis esa aparente ruptura en

las variaciones interanuales de los CT se observó a partir de 1930 en ambas vertientes, ya que de la década de 1850 a la de 1920 se contaba con el promedio más alto para estos variaciones con 52% para el Pacífico y 51% para el golfo de México, este promedio descendió considerablemente entre la década de 1930 a la de 1960 principalmente en el Pacífico mexicano que bajó hasta 9%, el golfo de México disminuyó únicamente al 29%, ya que en la década de 1960, en esta vertiente el número de repeticiones de dicha variación interanual fue de los más altos, sin embargo en la década de 1970 y hasta el 2013 el promedio se incrementó únicamente en el Pacífico a 25% y continuó disminuyendo en el golfo de México hasta 18% (figura 5).

Tabla 5. Número de CT para las diferentes categorías del Pacífico mexicano y el Golfo de México.

CT de 1949 a 2013	Depresiones Tropicales	Tormenta Tropicales	Huracanes categoría					CT
			1	2	3	4	5	
Pacífico mexicano	11	138	80	27	20	20	3	299
Golfo de México	34	64	31	16	15	12	16	188

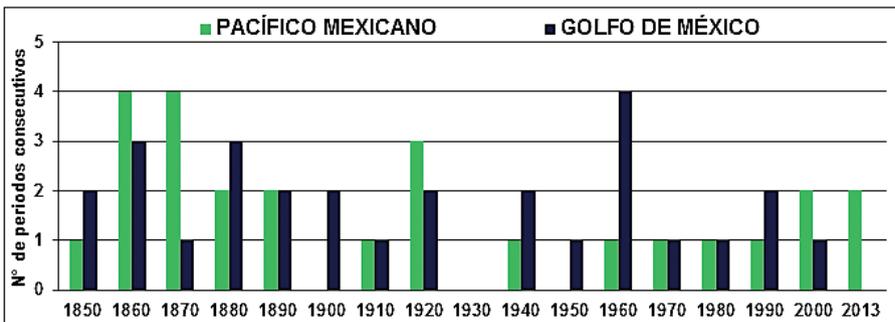


Figura 5. Oscilación Casi Bianual vs años (1851 al 2013), considerando que cada barra implica 10 años.

Variación interanual del ENSO

El Niño es un fenómeno climático relacionado con el calentamiento del Pacífico oriental ecuatorial, el cual se manifiesta erráticamente cíclico; Strahler (2005) señala ciclos de entre tres y ocho años, que consiste en la fase cálida del patrón climático del Pacífico ecuatorial. La Niña es un fenómeno climático que forma parte de un ciclo natural global del clima conocido como El Niño-Oscilación del Sur (ENSO). Este ciclo global tiene dos extremos: una fase cálida conocida como El Niño y una fase fría, conocida como La Niña. Cuando existe un régimen de vientos alisios fuertes desde el este, las temperaturas ecuatoriales disminuyen y comienza la fase fría o La Niña. Cuando la intensidad de los alisios disminuye, las temperaturas superficiales del mar aumentan y comienza la fase cálida, o sea El Niño. El ENSO ha mostrado durante milenios, ser una parte importante de las variaciones interanuales del clima en zonas de regiones más amplias alrededor del Pacífico (Rodbell *et al.*, 1999).

A partir de los registros bibliográficos del ENSO (Quinn *et al.*, 1987; Quinn y Neal, 1992; Ortlieb, 2004; y Koutavas, 2011), de 1851 a 1870, se registraron ocho periodos de eventos de El Niño, desde moderados a muy fuertes como el de 1864 que fue el de mayor intensidad; en este lapso la literatura no se hace referencia a La Niña. Por su parte la NOAA solo muestra registros a partir de 1871, por lo cual no se contrasta con lo señalado por los citados autores.

Para estimar las tendencias de El Niño y La Niña la NOAA-ESRL (2015b) ha generado una base de datos normalizados; para este Índice Multivariado ENSO (MEI) consideró seis variables principales observadas en el Pacífico tropical, estas son: la presión del nivel del mar (p), componentes del vien-

to en la superficie zonal (u) y meridional (v), la temperatura superficial del mar (s), la temperatura del aire en superficie (A), y la fracción de nubosidad total del cielo (c). Estas observaciones se han recogido y publicado en ICOADS durante muchos años. El MEI se calcula por separado para cada una de las doce corridas estacionales bimensuales (diciembre/enero, enero/febrero,...,noviembre/diciembre). Después de filtrar espacialmente los campos individuales dentro de los grupos (Wolter, 1987), el MEI se calcula sin rotar como el primer componente principal (PC) de los seis campos observados combinados. Esto se logra primero mediante la normalización de la varianza total de cada campo, y luego se realiza la extracción del primer PC de la matriz de la covarianza de los campos combinados (Wolter y Timlin, 1993). Con el fin de mantener el MEI comparable, todos los valores de temporada se estandarizan con respecto a cada temporada y para el período de 1950 a 1993 de referencia. Todos los valores están normalizados para cada uno de los valores de las 44 temporadas bimensuales de 1950-1993 tienen una media de cero y una desviación estándar de "1". De lo anterior y con base en la figura 6 es posible observar tendencias entre ambos eventos con cambios alternos de máximos y mínimos en diferente desarrollo de El Niño o La Niña tanto en su frecuencia, como en su magnitud y duración. En el periodo de 1871 a 1920, se registraron 12 eventos de La Niña y 10 de El Niño. En relación a su magnitud La Niña mostró en dos ocasiones un MEI (ext) > -2 (muy fuerte), así como una mayor duración, hasta por 60 (1872-1876) y 52 meses (1906-11) (figura 6A). Los siguientes 50 años, entre 1920 y 1970 El Niño incrementó tanto su frecuencia como su duración semejante a La Niña; con 10

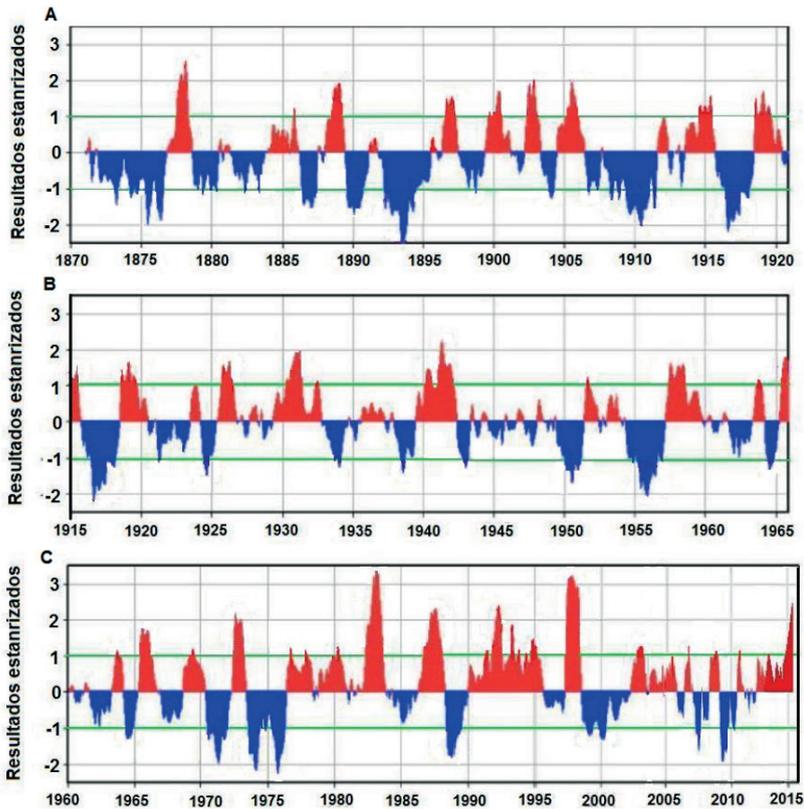


Figura 6. Valores estandarizados del MEI-ext y MEI durante el periodo de 1870 a 2015 (Tomado de la NOAA- ESRL, 2015b).

periodos cada uno y con tiempos de duración máximos de 28 y 30 meses respectivamente, dos de ellos con una intensidad $> +2$ en 1941 y > -2 en 1955 (figura 6B). En los últimos 43 años, de 1970 al 2013, El Niño fue más frecuente que La Niña, aumentando a 12 periodos con una duración máxima de 48 meses, dos de ellos por arriba de $+3$ (muy fuertes) en 1983 y 1997, que fueron los de mayor intensidad en los 162 años analizados. A partir de 1980 La Niña, disminuyó considerablemente su frecuencia y duración a siete periodos con 26 meses de duración (figura 6C). Con base en los registros de la NOAA-ESRL (2015b),

las fases neutras más importantes se registraron entre 1934 a 1938 con permanencia de 48 meses y de 1943 a 1949 con duración de 69 meses (debilitamiento de los vientos del Este y temperaturas superficiales del mar levemente bajas).

Según Poveda (2004), el ENSO tiene una variabilidad estacional durante el ciclo anual, pero también tiene un componente casi-bianual con un tiempo de recurrencia entre 2 a 2.5 años (30 meses). Por otro lado Molion y Lucio (2013) señalan que en general los periodos de El Niño tienen una duración entre 6 y 18 meses. En el presente análisis se encontró que de 1871 a 1970 la

duración de El Niño era de entre 8 y 28 meses, dentro de ese intervalo de años en 1930 refieren algunos autores el inicio del calentamiento global (Graizbord *et al.*, 2009); de 1973 a 2013 se incrementó su duración de 12 a 42 meses, posiblemente propiciado por el calentamiento global. La duración de La Niña durante 1871 a 1970 fue de 8 a 56 meses, pero de 1973 a 2013 disminuyó de 7 a 36 meses.

Huracanes y ENSO

De acuerdo a Magaña *et al.* (1999), Rosengaus *et al.* (2002), Landsea (2005) y Angulo Fernández y González Álvarez (2015), el periodo de mayor formación de huracanes es de julio a noviembre y según Rosengaus *et al.* (2002) el mayor número de ciclones que llegan a afectar a México es en el mes de septiembre, por lo que se consideró en el presente análisis los bimestres de agosto-septiembre y septiembre-octubre como

parte representativa de dicho periodo. En las figuras 7A y B se presentan los huracanes y Los Niños del Pacífico mexicano de 1871 al 2013; en estos bimestres no se observaron coincidencias significativas, a excepción cuando se refirieron como ciclones tropicales donde destacaron casos aislados como El Niño de 1951, 1986 y en 1993; sin embargo, dicha coincidencia fue más definida entre La Niña y los CT en los años 1954, 1956, 1970 y 1971 (figuras 7A y B).

Según Gray *et al.* (1992), Landsea (2000), Poveda *et al.* (2005), Englehart *et al.* (2008), Caron *et al.* (2014) y NOAA-ESRL (2015a), consideran que el principal componente causante la variación interanual de los CT es el ENSO con una visión global. Autores como Magaña *et al.* (1999), Méndez Tejeda (2009), Caron *et al.* (2014) y Angulo Fernández y González Álvarez (2015) han señalado que en años de El Niño los huracanes aumentan su número e

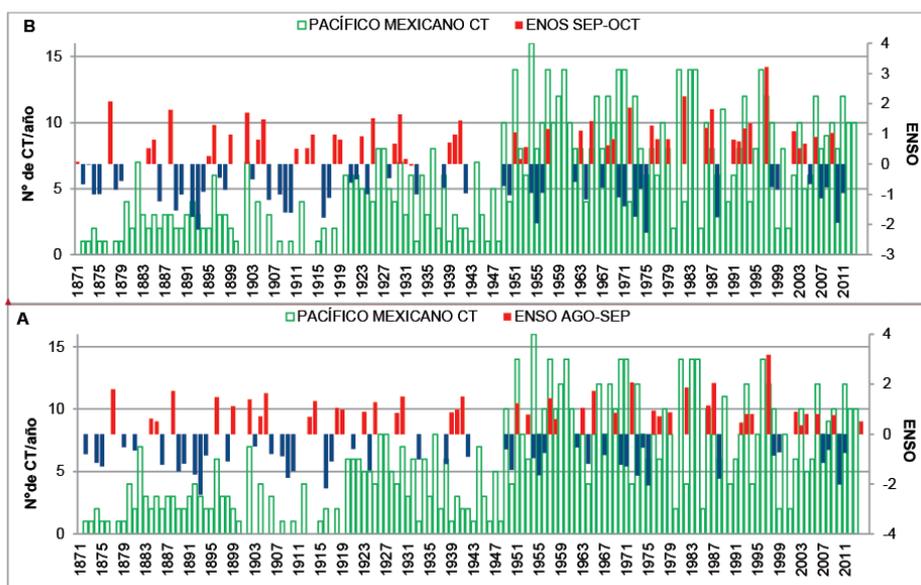


Figura 7. Relación de ciclones tropicales del Pacífico mexicano de 1871 al 2013 (barras en verde) con eventos de El Niño (rojo) y La Niña (azul); en bimestres de agosto-septiembre y B septiembre-octubre.

intensidad en el Pacífico, mientras que disminuyen en el Atlántico, el mar Caribe y el golfo de México, y por el contrario en años de La Niña los huracanes disminuyen su número e intensidad en el Pacífico, mientras que aumentan en el Atlántico, el mar Caribe y el golfo de México. En el presente estudio solamente se apreciaron en ciertos años una baja relación entre el número de los huracanes del Pacífico mexicano con El Niño, como se mencionó arriba; sin embargo, se destaca que en la fase neutra se registró el mayor número de huracanes: ocho en 1927, 1928 y 1936; siete en 1944; cinco en 1947; seis en 1983 y en 1984; cinco en 1995 y 2013 (figuras 7A y B), situación que no ha sido mencionada por los diferentes autores.

En golfo de México, en un lapso de 142 años, La Niña se ha asociado entre 13 y 14 ocasiones con la formación de CT como se puede ver en las figuras 8A y B. Magaña *et al.* (1999); Méndez Tejeda (2009), Caron, *et al.* (2014), así como Angulo Fernández y González Álvarez (2015), informan que durante La Niña se presentan los huracanes en mayor número e intensidad a nivel mundial, aunque lo particularizan para el golfo. En esta vertiente, se confirmó lo señalado por los citados autores, es decir, la mayor frecuencia de los CT con La Niña. Por otra parte, la fase neutra coincidió en más de 10 ocasiones con la formación de CT, de forma semejante de lo registrado en el Pacífico.

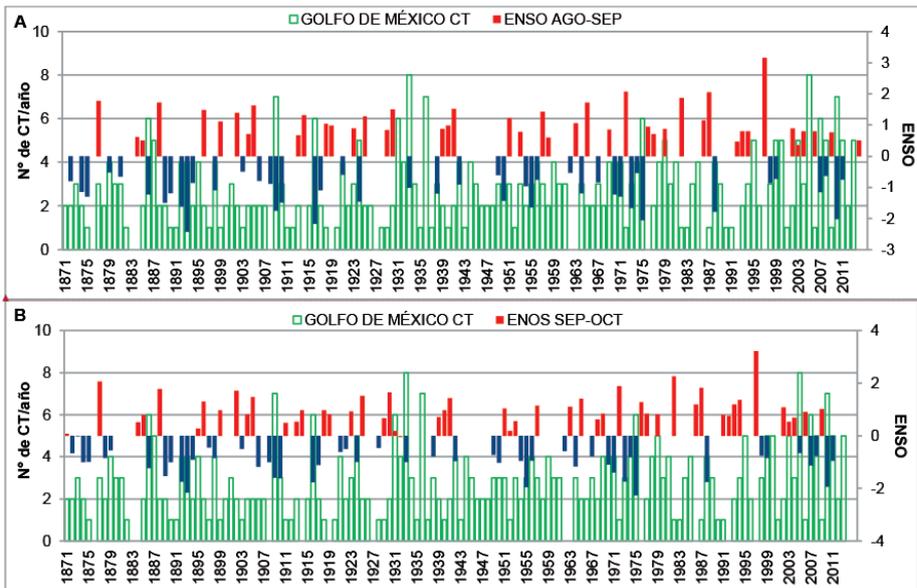


Figura 8. Ciclones tropicales del Golfo de México de 1871 al 2013 (barras en verde) y eventos de El Niño (rojo) y La Niña (azul); A bimestres de agosto-septiembre y B septiembre-octubre.

VARIABILIDAD DECADAL Y MULTIDECADAL

Manchas solares

Los ciclos de 20 a 25 años de la actividad solar (decenal) pudieran ser un componente importante en la formación de los CT (Englehart y Douglas 2001, Elsner y Jagger 2008, Elsner *et al.*, 2010, Hodges y Elsner 2010; Caron *et al.*, 2014). Hale en 1919 propuso el ciclo solar de 22 años con alternancia de la polaridad solar cada 11 años (Salcedo Camacho, 2011). Hodges y Elsner (2010) señalaron que el ciclo solar puede influir en el desarrollo de los CT en dos procesos contrarios: cuando hay una mayor cantidad de manchas solares, el sol emite más radiación ultravioleta, calentando las capas superiores de la atmósfera de la Tierra y reduciendo la diferencia de temperatura entre el mar y la atmósfera, lo que provoca que sean menos intensas las corrientes de convección ascendentes y descendentes que dan origen a los CT. En segundo lugar cuando hay una menor actividad solar se emite menos radiación ultravioleta provocando una atmósfera inestable, con altas temperaturas en la superficie de la estratosfera inferior y condiciones más frías en la troposfera superior, aumentando la diferencia de temperatura entre el mar y la atmósfera,

lo que incrementa la intensidad potencial y conduce a una mayor formación de CT de mayor intensidad. En el presente análisis se obtuvo un promedio cada 11 años del número de CT registrados en los 162 años, semejantes al ciclo solar mencionado por los autores arriba citados.

Tomando como base las gráficas de Indagadores (2013) y Ciencia NASA (2013), se analizó el número de manchas solares y los CT de 1850 al 2013, registrándose diferentes periodos; el primero de 1850 a 1870 con 120 a 160 manchas solares y el promedio anual de los CT en el Pacífico mexicano fue de 1.4 y en el golfo de México de 1.5 (figuras 9 y 10, tabla 6). En el siguiente periodo de 1880 a 1930 las manchas solares disminuyeron entre 70 a 110 y los CT se incrementaron en 3.1 y 2.5, respectivamente. A partir de 1940 y hasta 1960 se registró el llamado máximo moderno (Mendoza-Ortega 2006), manteniéndose hasta el 2000 con 160 a > 200 manchas solares, con un aumento en el promedio anual de CT de 4.2 para el Pacífico mexicano y 2.8 para el golfo de México (figuras 9 y 10, tabla 6), posteriormente del 2005 hasta el 2013, de acuerdo a Gubin (2013) y Ciencia-NASA

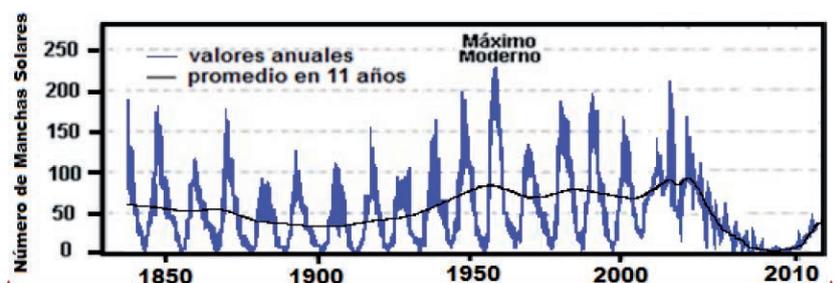


Figura 9. Número de manchas solares desde 1850 al 2013 y su promedio (línea continua negra. (Tomado de Ciencia-NASA, 2013 e Indagadores 2013).

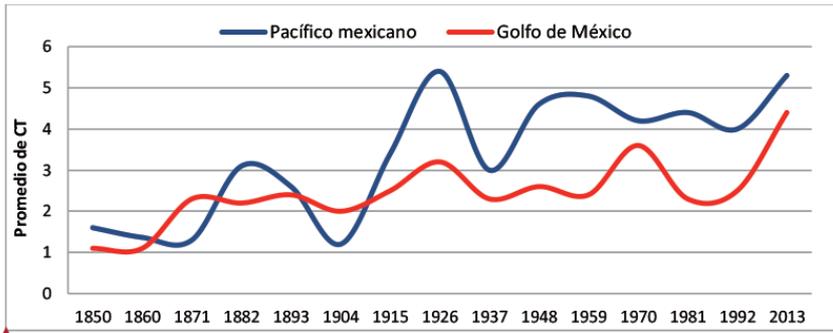


Figura 10. Promedio de CT cada 11 años, para del Pacífico mexicano (línea azul) y golfo de México (línea roja).

Tabla 6. Relación de las manchas solares (tomado de Ciencia-NASA, 2013) y el promedio anual de los CT durante el periodo de estudio (1850 a 2013).

Periodo	Nº de manchas solares	CT Pacífico	CT Golfo de México
1850-1870	120 a 160	1.4	1.5
1880-1930	70 a 110	3.1	2.5
1940-2000	160 a >200	4.2	2.8
2005-2013	< 50	5.3	4.4

(2013) las manchas solares han sido mínimas y el desarrollo de los CT alcanzó un máximo con promedios de 5.3 CT/año para el Pacífico mexicano y de 4.4 CT/año para el golfo de México, el mayor incremento de todo el periodo de estudio (figura 10); sin embargo cabe aclarar que dichos incrementos mostraron que en ciertos años puntuales, hubo escasos CT.

A pesar de que las variaciones tanto del número de manchas solares como de los CT refleja una relación inversa, la cual ha sido referida por algunos autores como Elsner

y Jagger (2008); Hodges y Elsner (2010) y Caron *et al.* (2014), hubo una etapa intermedia del incremento del número de manchas (Máximo Moderno) en donde los CT se incrementaron, por lo que dicha influencia de la actividad solar sobre el desarrollo de los CT es mucho más complicada, ya que de acuerdo a Landsea (2000); Wang y Wu (2004); Englehart *et al.* (2008), Hodges and Elsner (2010) y Caron *et al.* (2014) tanto la temperatura de la superficie del mar y la cizalladura del viento, entre otros, afectan la intensidad y número de los CT.

OSCILACIÓN DECENAL DEL PACÍFICO Y MULTIDECADAL DEL ATLÁNTICO

Existen otros factores climáticos que han sido asociados con el número e intensidad de los CT, como por ejemplo, las oscilaciones Decenal del Pacífico (ODP) y la Multidecadal del Atlántico (OMA); índices que se basan principalmente en la temperatura superficial del mar (TSM), representadas en una fase fría y una cálida, cada una con una duración entre 20 a 40 años (Schlesinger y Ramankutty, 1994; JLSAO, 2000; Enfield *et al.*, 2001; Knight *et al.*, 2006; Zhang y Delworth 2006; Trenberth y Shea, 2006; Cook, 2010 y Skeptical Science, 2011).

La Oscilación Decenal del Pacífico (ODP)

La ODP es un fenómeno que se encuentra fundamentalmente en el Pacífico Norte, no obstante, llega a influir en las costas del Pacífico mexicano con la alteración en la formación de los CT (JLSAO, 2000); señalando que en la fase cálida aumentan y en la fría disminuyen. Sin embargo, en el presente análisis se determinó que hubo un aumento en el número de CT en la fase fría de la ODP (figura 11 y tabla 7), que puede ser debido a que el efecto de la ODP sobre el

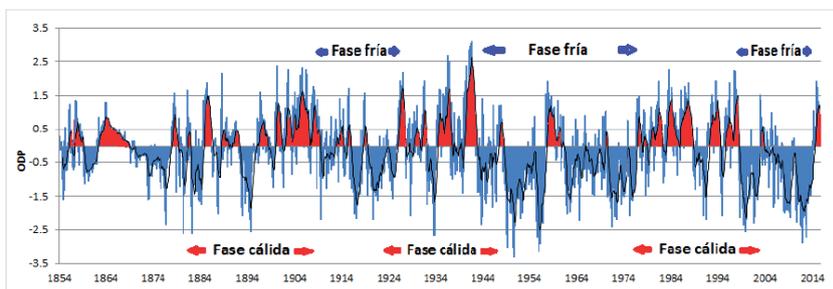


Figura 11. Media móvil de la ODP, señalando las fases cálidas (cuadros rojos) y fases frías (cuadros azules) (Modificado de National Climatic Data Center, 2015).

Tabla 7. Intervalos por décadas de años de la ODP para el Pacífico Norte (tomado de la JLSAO, 2000) y el promedio anual de los CT.

ODP Fase cálida	Periodo años	CT/año N°	ODP Fase fría	Periodo años	CT/año N°
1850-1860	20	1.6	1870	10	1.1
1880 a 1900	30	2.7	1910 a 1920	20	3.4
1930 a 1940	20	3.7	1950 a 1970	30	4.8
1980 a 1990	20	4.3	2000 a 2013	23	4.7

clima no sea inmediato, sino acumulativo como lo señala JLSAO (2000). A pesar de lo anterior, se aprecia que en ambas fases ha habido un incremento en la formación CT, independientemente de la fase del ODP (figura 11 y tabla 7), aunque se observa la predominancia en la fase fría. La duración de las fases frías durante el periodo de estudio osciló entre 10 y 30 años y en las fases cálidas de 20 a 30 años (figura 11 y tabla 7). Cabe reiterar que el incremento de los CT durante el periodo del Máximo Moderno de actividad solar (de 1940 al 2000) señalado por diversos autores, se incrementaron los CT; aunque en años posteriores donde las manchas solares tendieron a disminuir, los CT mantuvieron su tendencia al aumento, asimismo se registraron temperaturas más bajas en la fase fría con una duración de 23 años (figura 12).

Oscilación Multidecadal del Atlántico (OMA)

La OMA es un índice natural de la variabilidad multidecadal de la TSM del océano del Atlántico Norte, que incluye el mar Caribe y el golfo de México (Goldenberg *et al.* 2001; Enfield *et al.* 2001; López-Parages y Rodríguez-Fonseca, 2012) que de acuerdo con algunos autores como Knight *et al.*

(2006), Trenberth y Shea (2006), Zhang y Delworth (2006) y Caron *et al.* (2014) la fase cálida del OMA con altas TSM produce las condiciones climáticas más propicias para la formación de CT y por el contrario en la fase fría se originan las condiciones climáticas adversas para la formación de menores CT.

En el gofo de México, la variación de la OMA se relacionó con los CT en la fase cálida, etapa más favorable para su formación, como se observó de 1930 a 1960 en donde se incrementaron los CT de 2.4 a 3 y la de 2000 al 2013 de 2.9 a 4 CT/año (tabla 8 y figuras 13 y 14); aunque, esta relación no se observó en ciertos años. Goldenberg *et al.* (2001), mencionan que los CT para el Atlántico Norte mostraron un período muy activo desde 1930 hasta la década de 1960, similares a las fluctuaciones del OMA, condición semejante para el golfo de México. A partir del 2010 la fase cálida del OMA fue la de mayor intensidad y se pudo relacionar con el mayor incremento de CT (4 CT/año) (figuras 13 y 14), debido a que la TSM global se ha incrementado en alrededor de 0.3°C en los últimos años de acuerdo a Trenberth y Shea (2006), incluso mencionan que ese aumento de la TSM se atribuye a las actividades humanas.

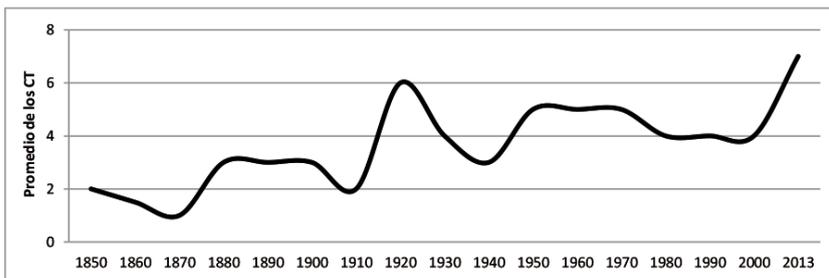


Figura 12. Media móvil de los CT del Pacífico mexicano desde 1851 hasta 2013.

Tabla 8. Intervalos de oscilación de la OMA relacionados con el promedio anual de los CT durante de 1851 a 2013, tomando como base los registros de NOAA-ESRL (2015c).

ODP Fase cálida	Periodo años	CT/año N°	ODP Fase fría	Periodo años	CT/año N°
1850 a 1890	50	2.0	1900 a 1920	30	2.4
1930 a 1960	40	3.0	1970 a 1990	30	2.9
2000 a 2013	continua	5.0	-----	-----	---

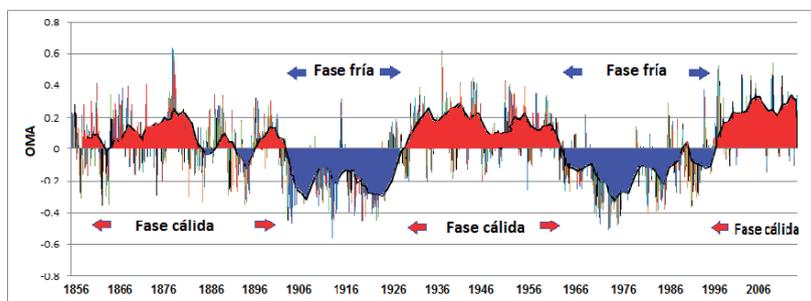


Figura 13. Distribución del OMA de 1851 al 2013, fases cálidas (en rojo) y frías (en azul). Modificado de NCAR-CGD 'S (2012) y NOAA-ESRL (2015c).

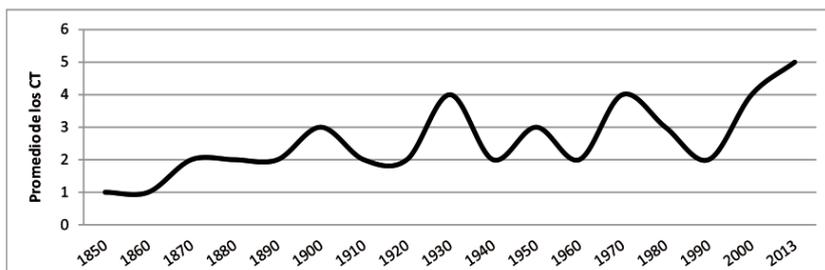


Figura 14. Media móvil en la tendencia de los CT para el golfo de México de 1855 al 2013. Base de datos tomada de NOAA-UNISYS (2015b).

Los periodos de la fase cálida de la OMA tuvieron una duración de entre 40 y 50 años (donde se produjeron más CT), y la fase fría fue de 30 años. Principalmente la

fase cálida duró el doble o un poco más que la fase de la ODP (20 años máximo), es importante señalar que en su fase fría fue donde se desarrollaron mayor número de CT.

CONCLUSIONES

Con base en la tendencia del promedio anual el número de CT durante los 162 años del periodo de estudio, se registró un incremento de los CT en ambas vertientes, principalmente en el Pacífico mexicano.

En los 162 años del presente análisis se observó que los CT mantuvieron un incremento en ambas vertientes, con cambios definidos en su periodicidad, coincidentes con la actividad solar, el ENSO, la ODP y la OMA; con base en lo anterior fue posible definir tres grandes periodos:

El primero comprendió de 1851 a 1920 (79 años), que de acuerdo a las TSM este periodo se caracterizó como una etapa fría, en donde La Niña predominó en frecuencia y duración; en el golfo de México se encontró una correspondencia con el mayor número de los CT, mientras en el Pacífico mexicano durante El Niño hubo menor número de CT. La variación interanual de la OCB fue la de mayor frecuencia en la formación de CT en ambas vertientes. Dentro del menor número de manchas solares (cada 11 años) hubo mayor número de CT; durante la fase cálida de la ODP en la vertiente mexicana se encontró un mayor número de CT, en cambio en el golfo de México en la OMA durante su fase fría, se determinó un incremento de los CT contrario a lo señalado por algunos autores.

El siguiente periodo que comprendió de 1930 a 1980 (60 años); considerado de transición, debido a que las TSM pasaron de una etapa fría a una cálida, con un incremento en la frecuencia y duración de El Niño que llegó a ser similar de La Niña, pero el mayor número de CT se registró fundamentalmente en la fase neutra, en el caso de la OCB mostró una baja oscilación bianual en la formación de los CT. El nú-

mero de manchas solares incrementaron, lo que favoreció la formación de CT, particularmente en el Máximo Moderno de la actividad solar; durante la fase cálida de la ODP los CT disminuyeron, ambas condiciones contrarias a lo señalado por algunos autores; sin embargo, en el golfo de México durante las fases cálidas de la OMA, hubo incremento de los CT, relación que ha sido señalada por algunos autores.

En el tercer periodo de 1990 a 2013 (23 años), se mantuvo el incremento de las TSM, con una etapa cálida, que favoreció el desarrollo de El Niño, así como la disminución de La Niña; condición que permitió en el Pacífico mexicano que los CT incrementaran, aunque también hubo fases neutras que presentaron un aumento en el número de CT. Como en los primeros 80 años, dentro de las variaciones interanuales de la OCB, hubo un mayor número de repeticiones bianuales que favorecieron la formación de los CT. Este periodo se caracterizó por una disminución drástica en el número de manchas solares (de > 200 a < 10) con el consecuente incremento de los CT; durante la fase cálida de la ODP se determinaron bajos números de CT, mientras que en la fase cálida OMA se mantuvo el incremento de CT.

De acuerdo a lo señalado en el texto, cabe señalar que solamente a partir de 1949 a la fecha, los datos pueden ser confiables; sin embargo, se estimó lo siguiente: las variaciones en el número de CT constituidos por depresiones y tormentas tropicales así como por las distintas categorías de huracanes y su coincidencia con las diferentes variaciones de los factores climáticos interanuales y decenales, analizadas en forma aislada, no definen claramente cuál de ellas tiene

mayor relevancia, ya que su relación con el desarrollo y formación de CT es mucho más compleja, debido a que intervienen en forma vinculada con una multiplicidad de factores climáticos no considerados aquí, que pueden ser tanto locales, a nivel global terrestre u oceánico e incluso niveles solar.

Sin embargo, dentro de las variaciones climáticas analizadas para el Pacífico mexicano y el golfo de México, se definió una mayor coincidencia entre el número de CT con el ENSO, el número de manchas solares y la OMA.

LITERATURA CITADA

- Angulo Fernández, F., y L. González Álvarez, 2015. El fenómeno de El Niño en México, un estudio de caso: la cuenca del Papaloapan, Veracruz. *Centro de Estudios Mexicanos y Centroamericanos*, 567-590.
- Blake, E. S., y C. W. Landsea, 2011. The Deadliest, Costliest, and most Intense United States Tropical Cyclones from 1851 to 2010 (and other frequently requested hurricane facts). NOAA/NWS/NCEP/National Hurricane Center. Miami, Florida. 47p.
- Caron, L.-P., M. Boudreault, y C. L. Bruey' re, 2014. Changes in large-scale controls of Atlantic tropical cyclone activity with the phases of the Atlantic multidecadal oscillation. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. *Clim Dyn*. DOI 10.1007/s00382-014-2186-5. Consultado en línea el 04-04-2015; http://ic3.cat/wikicfu/img_auth.php/Lpccaron_climdyn_2014.pdf.
- Ciencia NASA, 2013. Variabilidad Solar y Clima Terrestre. Consultado el 06-02-2015; http://ciencia.nasa.gov/ciencias-especiales/08jan_sunclimate/.
- CONAGUA, 2012. Análisis de las temporadas de huracanes de los años 2009, 2010 y 2011 en México. Comisión Nacional del Agua. Consultado en línea el 02-03-2015; www.conagua.gob.mx.
- Cook, J., 2010. It's Pacific Decadal Oscillation. *Skeptical Science*. Consultado en línea el 12-06-2015; <https://www.skepticalscience.com/Pacific-Decadal-Oscillation-intermediate.htm>.
- Court, A., 1980. Tropical Cyclone Effects on California. NOAA Technical Memorandum NWS WR-15. U.S. Department of Commerce; 41 p.
- Díaz Castro, S. C., 2010. Variabilidad de los ciclones tropicales que afectan a México. *INTERCIENCIA*, vol. 35 (4) :306 -310.
- Edwinh, W. U., 1929. Tropical Cyclones of the Eastern North Pacific Ocean. p 43- 49. En: Alfred J. Hbbby (Ed.). *Monthly Weather Review*. 57 (2): 83.
- Elsner, J., 2007. Granger causality and Atlantic hurricanes. *Journal Tellus; Series a Dynamic Meteorology and Oceanography*. 59 (4): 476-485.
- Elsner, J. B., y T. H. Jagger, 2008. United States and Caribbean tropical cyclone activity related to the solar cycle. *Geophysical Research Letters*, 35: 1-5.
- Elsner, J.B., T. H. Jagger, y R. E. Hodges, 2010. Daily tropical cyclone intensity response to solar ultraviolet radiation. *Geophysical Research Letters*, 37: 1-5.
- Emanuel, K., 2005. Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. *Nature*, 436: 686-688.
- Enfield, D., A. Mestas-Nunez, y P.J. Trimble, 2001. The Atlantic multidecadal oscillation and its relation to rainfall and river flows in the continental U.S. *Geophysical Research Letters*, 28 (10): 2077-2080.
- Englehart, P. J., y A. V. Douglas, 2001, The role of eastern North Pacific tropical storms in the rainfall climatology of western Mexi-

- co. *International Journal. Climatology*, 21, 1357–1370.
- Englehart, P. J., M.D. Lewis, y A. V. Douglas, 2008. Defining the frequency of near-shore tropical cyclone activity in the eastern North Pacific from historical surface observations (1921–2005). *Geophysical Research Letters*, 35: 1-4.
- Escobar Obmstede, A., 2004. Desastres Agrícolas en México; Catálogo Histórico, Tomo II. Siglo XIX (1822-1900). Colección. Sección de Obras de Ciencia y Tecnología, FCE, CIESAS. México, 280 p.
- García Herrera, R., R. R. García, M. R. Prieto, E. Hernández, L. Gimeno, y H. F. Díaz, 2003. The Use of Spanish Historical Archives to Reconstruct Climate Variability. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 84: 1025-1035.
- García-Herrera, R., F. Rubio, D. Wheeler, E. Hernández, M. R. Prieto, y L. Gimeno, 2004. The use of Spanish and British documentary sources in the investigation of Atlantic hurricanes in historical times. p. 149-176. In: R. Murnane and K.-B. Liu (Eds.) *Hurricanes: Present and Past*, Ed. Columbia Univ. Press, New York.
- Golden Gate Weather Service, 2015. El Niño and La Niña Years and Intensities. Based on Oceanic Niño Index (ONI). Consultado en línea el 10-02-2014: <http://ggweather.com/enso/oni.htm>
- Goldenberg, S. B., C. W. Landsea, A. M. Mesetas-Núñez, y W. M. Gray, 2001. The Recent Increase in Atlantic Hurricane Activity: Causes and Implications. *Science*, 5529 (293): 474-479.
- Graizbord, B., L. Gómez Mendoza, E. Nava García, A. Martínez Guzmán, J. Ramírez Muñoz, R. Lemus Pérez, D. Ocaña Nava, y C. Neri Vidaurri, 2009. El Golfo de México ante eventos extremos. p 43-53. En: Buenfil Fridman J. (ed.), *Adaptación a los impactos del cambio climático en los humedales costeros del Golfo de México*. Secretaría de Medioambiente y Recursos Naturales. INE. Vol. 1, 376 p.
- Gray, W. M., J. D. Sheaffer, y A. John, 1992. Influence of the Stratospheric QBO on ENSO Variability. *Journal Meteorological Society of Japan*, 70 (5): 975-995.
- Gubin, A., 2013. El Sol está por invertir sus polos en 2013 como parte de su ciclo. La Gran Época. Consultado en línea el 04-08-2014: <http://www.lagranepoca.com/archivo/29027-sol-esta-invertir-sus-polos-2013-como-parte-su-ciclo.html>.
- Hbbby, A. J., 1929. Tropical Cyclones of the Eastern North Pacific Ocean. *Monthly Weather Review*, 57 (2): 43-49.
- Hodges, R.E., y J.B. Elsner, 2010. Evidence linking solar variability with US hurricanes. *Int J Climatol.*, 31(13):1897-1907.
- Holton, J.R., y R.S. Lindzen, 1972. An Updated Theory for the Quasi-Biennial Cycle of the Tropical Stratosphere. *Jour. Atmos. Sci.*, 29: 1076-1080.
- Indagadores, 2013. La disminución de la Actividad Solar, desconcierta a científicos. Consultado en línea el 04-08-2014; <https://indagadores.wordpress.com/2013/09/24/la-disminucion-de-la-actividad-solar-desconcierta-a-cientificos/>.
- Joint Institute for the Study of the Atmosphere and Ocean (JISAO), 2000. The Pacific Decadal Oscillation (PDO). Consultado en línea el 11-09-2014; <http://research.jisao.washington.edu/pdo/>
- Joint Typhoon Warning Center (JTWC), 2007. Consultado en línea el 06-08-2014; .
- Knight, J. R., C. K. Folland, y A. A. Scaife, 2006. Climate impacts of the Atlantic Multidecadal Oscillation. *Geophysical Research Letters*, 33 (17). 1-4. Consultado en línea el; http://web-static-aws.seas.harvard.edu/climate/seminars/pdfs/Knight_etal_AMO_GRL-2006.pdf
- Koutavas, A., 2011. A Brief History of El Niño: the last 25,000 years. College of Staten Island and Graduate Center City University of New York. Consultado en línea el 06-08-2014; <https://www.vsp.ucar.edu/cgc/20thCelebration/Koutavas-.pdf>

- Landsea, C. W., 2000. El Niño-Southern Oscillation and the Seasonal Predictability of Tropical Cyclones. In: H. F. Diaz and V. Markgraf (eds.). *El Niño: Impacts of Multiscale Variability on Natural Ecosystems and Society* Consultado en línea el 10-04-2014; http://www.aoml.noaa.gov/hrd/Landsea/el_nino/
- Landsea, C.W., 2005. Hurricanes and global warming. *Nature*, 438: 11-13.
- López-Parages, J., y B. Rodríguez-Fonseca, 2012. La Transición Climática y la Variabilidad Climática en la región Mediterránea. Consultado en línea el 11-08-2014; <http://www.divulgameteo.es/uploads/Transici%C3%B3n-variabilidad-clim%C3%A1tica-Mediterr%C3%A1neo.pdf>.
- Magaña, V., J. L. Pérez, J.L. Vázquez, E. Carrisoza, y J. Pérez, 1999. El Niño y el Clima. p. 23-68. En: R.V.O. Magaña (Ed.), *Los impactos de El Niño en México*. CONACYT. 229 p.
- Martínez Sánchez, J. N., y M. T. Cavazos Pérez, 2014. Eastern tropical Pacific hurricane variability and landfalls on mexican coasts. *Climate Research*, 58(2): 221-234.
- Méndez Tejada, R., 2009. Efecto de Fenómeno El Niño y de la Oscilación del Atlántico Norte en las Temporadas Ciclónicas del Océano Atlántico. *Rev. Umbral*. 233-237.
- Mendoza-Ortega, B. E., 2006. Actividad Solar y Clima. Monografías del Instituto de Geografía/8. Geofísica, UNAM, México, 43 p.
- Molion, B., y S. Lucio, 2013. A Note on Pacific Decadal Oscillation, El Niño Southern Oscillation, Atlantic Multidecadal Oscillation and the Intertropical Front in Sahel, Africa. *Atmospheric and Climate Sciences, Sci. Res.*, 3: 269-274.
- Multivariate ENSO Index (MEI NOAA) NOAA-ESRL (Earth System Research Laboratory) (2015b). Extended Multivariate ENSO Index (MEI.ext); <http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei.ext/index.html>
- National Climatic Data Center, 2015. Pacific Decadal Oscillation (PDO). Consultado en línea el 13-09-2014; <https://www.ncdc.noaa.gov/teleconnections/pdo/>
- NCAR-CGD's, 2012. Atlantic Multi-decadal Oscillation (AMO). Climate Analysis Section. Consultado en línea el 02-09-2014; <http://www.cgd.ucar.edu/cas/catalog/climind/AMO.html>
- NCEI-NOAA, 2015. Pacific Decadal Oscillation (PDO). NOAA National Centers for Environmental Information. Consultado en línea el 13-09-2014; <https://www.ncdc.noaa.gov/teleconnections/pdo/>
- NOAA-ESRL (Earth System Research Laboratory), 2015a. Multivariate ENSO Index (MEI). Consultado en línea el 12-01-2014; <http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/>
- NOAA-ESRL (Earth System Research Laboratory), 2015b. Extended Multivariate ENSO Index (MEI.ext). Consultado en línea el 12-01-2014; (<http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei.ext/index.html>)
- NOAA-ESRL (Earth System Research Laboratory), 2015c. AMO (Atlantic Multidecadal Oscillation) Index. Consultado en línea el 22-01-2014: <http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/timeseries/AMO/>
- NOAA-UNISYS, 2015a. Eastern Pacific Tropical Storm Tracking by Year. Hurricane Database Raw Data. Consultado en línea el 20-11-2013; http://weather.unisys.com/hurricane/e_pacific/index.php,
- NOAA-UNISYS, 2015b. Atlantic Tropical Storm Tracking by Year. Hurricane Database Raw Data. Consultado en línea el 20-11-2013; <http://weather.unisys.com/hurricane/atlantic/index.php>,
- Ortlieb, L., 2004. Historical Chronology of ENSO and the Nile Flood Record. Paléoenvironnements Tropicaux et Variabilité Climatique. p. 257-278. In: R. W. Battarbee, F. Gasse, C. E. Stickley (eds), *Past Climate Variability through Europe and Africa*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. Of the series *Developments in Paleoenvironmental Research* . 6. 445 p.

- Poveda, G., 2004. La Hidroclimatología de Colombia: una síntesis desde la escala inter-decadal hasta la escala diurna. *Ciencias de la Tierra, Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 28 (107): 201-222.
- Poveda, G., O. J. Mesa, L.F. Salazar, P.A. Arias, H.A. Moreno, S.C. Vieira, P.A. Agudelo, V.G. Toro, y J. F. Álvarez, 2005. The diurnal cycle of precipitation in the tropical Andes of Colombia. *Mon. Weather Rev.*, 1131: 228–240.
- Quinn, W.H., V.T. Neal, y S.E. Antunez de Mayolo, 1987. El Niño occurrences over the past four and a half centuries. *Journal of Geophysical Research*, 92: 148-227.
- Quinn, W.H., y V.T. Neal, 1992. The Historical Record of El Niño Events. p. 623–648. En: Bradley R.S. and Jones P.D. (eds), *Climate since AD 1500*. Routledge, London. Consultado en línea el 20-09-2014; (<ftp://ftp.ncdc.noaa.gov/pub/data/paleo/climate1500ad/ch32.txt>)
- Raga, G.B., B. Bracamontes-Ceballos, L.M. Farfán, y R. Romero-Centeno, 2013. A Reconstruction of Landfalling Tropical Cyclones on the Pacific Coast of Mexico from 1850 to 1949. *Atmósfera*, 26(2): 209-220. (ID: 14927).
- Rodbell, D.T., G.O. Seltzer, D.M. Anderson, M.B. Abbott, D.B. Enfield, y J.H. Newman, 1999. An approximately -15,000 year record of El Niño- Driven Alluviation in southwestern Ecuador. *Science*, 283: 516-520.
- Rosengaus, M. M., E. M. Jiménez, y C. M. Vázquez, 2002. Atlas Climatológico de Ciclones Tropicales en México. p. 12-56 Ed. Vázquez Sánchez D. y S. González Martínez. CENAPRED, IMTA. México D.F., 108 p.
- Salcedo Camacho, L. E., 2011. Tempus Solaris: Algunas Nociones Sobre la Actividad Solar, las Variaciones Seculares del Carbono-14 atmosférico y los Estadios del Isótopo de Carbono. p 33-49. En *Inter-sur Concesiones S.A Ed. Servicios Gráficos Rodríguez Paredes*. Lima Perú. 190 p. Consultado en línea el 22-11-2014; http://www.academia.edu/2369057/Tempus_Solaris_Algunas_nociones_sobre_la_actividad_solar_las_variaciones_seculares_del_Carbono-14_atmosferico_y_los_Estadios_del_Isotopo-C3%B3topo_de_Carbono.
- Schlesinger, M. E., y N. Ramankutty, 1994. An Oscillation in the Global Climate System of Period 65– 70 Years. *Nature*, 367: 723-726.
- Serra, C. S., 1971. Hurricanes and Tropical Storms of the West Coast of Mexlco. *Monthly Weather Review.* 99, (4): 302-308.
- Skeptical Science, 2011. It's Pacific Decadal Oscillation. Consultado en línea el 02-09-2014; <https://www.skepticalscience.com/Pacific-Decadal-Oscillation.htm>
- Strahler, A. N., 2005. Geografía física. Barcelona: Ediciones Omega. Tercera edición, séptima reimpresión
- Trenberth, K. E., y D. J. Shea, 2006. Atlantic Hurricanes and Natural Variability in 2005. *Geophys. Res. Lett.*, 33, L12704, doi: 10.1029/2006GL026894. Consultado en línea el 11-15-2013; <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2006GL026894/epdf>.
- Vibher, S. S., 1922. Tropical Cyclones in the Northeast Pacific, Between Hawaii and Mexico. *Monthly Weather Review*, 50 (6): 295-297.
- Wang, Y., y C. C. Wu, 2004. Current Understanding of Tropical Cyclone Structure and Intensity Changes – a Review. *Meteorol Atmos Phys*. Australia, 87: 257–278.
- Wolter, K., 1987. The Southern Oscillation in surface circulation and climate over the Atlantic, Eastern Pacific, and Indian Oceans, as captured by cluster analysis. *J. Climate Appl. Meteor.*, 26, 540-558.
- Wolter, K., y M.S. Timlin, 1993: Monitoring ENSO in COADS with a seasonally adjusted principal component index. Proc. of the 17th Climate Diagnostics Workshop, Norman, OK, NOAA/NMC/CAC, NSSL, Oklahoma Clim. Survey, CIMMS and the School of Meteor., Univ. of Oklahoma, 52-57.

- Wolter, K. y M.S. Timlin, 2011. El Niño/Southern Oscillation Behaviour Since 1871 as Diagnosed in an Extended Multivariate ENSO Index (MEI.ext). Royal Meteorological Society, *International Journal of Climatology*, 31: 1074–1087. Consultado en línea el 16-02-2014. http://www.gfdl.noaa.gov/bibliography/related_files/roz0603.pdf.
- Zhang, R., y T. L. Delworth, 2006. Impact of Atlantic Multidecadal Oscillations on India/Sahel Rainfall and Atlantic Hurricanes. *Geophysical Research Letters*, 33 (17): 1-5. Consultado en línea el 13-04-2014; <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2006GL026267/epdf>.
- Zuluaga Arias, M.D, J. E. Posada Muñoz, y G. Poveda, 2008. Relaciones entre las Fases de la Oscilación Cuasibienal (QBO), la Precipitación Mensual y la Radiación de Onda Larga Emergente en Colombia. Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia. Consultado en línea el 10-06-2014 <http://www.bdigital.unal.edu.co/4416/1/AA3318.pdf>.

3

Agua Antártica Intermedia en el golfo de México, indicativo del cambio climático (2017)

Alberto Mariano Vázquez de la Cerda

INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VERACRUZ,
SECRETARIA DE MARINA.
albertomvc@yahoo.com

RESUMEN

Es de notar que los valores más bajos en el Agua Antártica Intermedia en el oeste del golfo de México, corresponden a un mayor hundimiento de agua en la Antártida, y esto es debido al calentamiento global o cambio climático. Hace más de cuatro décadas, el gobierno mexicano investigó el suroeste del golfo de México sistemáticamente con el *B/O Uribe* en ocho cruceros desde octubre de 1970 hasta noviembre de 1971. Los datos de estos cruceros formaban la base de la descripción actualizada y detallada de la circulación y masas de agua del oeste del Golfo. Los cruceros de mayo-junio y noviembre de 1971 fueron analizados en detalle por el método de análisis isenostérico. Todos los cruceros fueron discutidos a través del uso de la topografía de la superficie de 15°C, la cual se aproxima al patrón de flujo geostrófico. Los resultados confirmaron el dominio de la circulación anticiclónica en el oeste del Golfo. La circulación en su lado oeste tiene una velocidad geostrófica algo mayor, su promedio de volumen en transporte geostrófico es $10 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (10Sv), aproximadamente. Una región ciclónica encontrada en la parte central y oeste de la bahía de Campeche es una figura permanente. Algunas veces es fuerte y completa. Otra región ciclónica en el noreste de la laguna de Tamiahua es una figura recurrente. Una intrusión hacia el sur de una cordi-

Vázquez de la Cerda, A.M., 2017. Agua Antártica Intermedia en el golfo de México, indicativo del cambio climático (2017). p. 55-84. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

llera en geopotencial fue encontrada al oeste del banco de Campeche, algunas veces está conectado con el Anticiclón. Esta es también una figura permanente.

Palabras clave: Agua Antártica Intermedia, golfo de México, masas de agua, corriente de intrusión.

ABSTRACT

It is noteworthy that the lowest values in the Antarctic Intermediate Water in the western Gulf of Mexico, correspond to a greater sinking of water in Antarctic do to the global warming or climate change. Around four decades ago, the Mexican Government surveyed the southwestern Gulf of Mexico systematically from the *R/V Uribe* in eight cruises made from October 1970 to November 1971. Data from these cruises formed the basis of this new and more detailed description of the circulation and water masses of the western Gulf. The May-June and November 1971 cruises were analyzed in detail by the method of isenosteric analysis. All cruises were discussed using the 15°C isothermal surface topography, which approximates the geostrophic flow pattern. The results confirmed the dominance of the anticyclonic circulation in the western Gulf. The circulation of its west side has somewhat higher geostrophic velocity. Its average geostrophic volume transport is approximately $10 \times 10^6 \text{m}^3 \text{s}^{-1}$ (10Sv). A cyclonic region found in the central or western Bay of Campeche is a permanent feature. At times, it is strong and closed. Another cyclonic region in the northeast of Tamiahua Lagoon it is a recurring feature. A southward intrusion of a ridge in geopotential was found west of the Campeche Bank and is sometimes connected with the Anticyclone. It is a permanent feature also.

Key words: Intermediate Antarctic Water, Gulf of Mexico, bodies of water, current of intrusion

INTRODUCCIÓN

Naturaleza del problema

Conocer los valores de las masas de agua que arriban al golfo de México en general, así como los patrones de circulación en el oeste del golfo de México no era muy bien entendidos. Este estudio dio a través de nuevos y más detallados datos, la descripción y la fisonomía del oeste del Golfo.

Descripción del Agua Antártica

Intermedia (AAI)

Cerca del continente Antártico la temperatura de la superficie del mar fluctúa entre 1.0 y 1.5°C bajo cero, razón por lo que el agua continua siendo líquida es su salinidad, pero al alejarse a mayor distancia de la

costa, la temperatura aumenta ligeramente hasta llegar a una región donde se incrementa en dos o tres grados Celsius en un espacio relativamente corto. La figura 1 marca la región donde el AAI se hunde con valores de temperatura de 2 a 3°C y una salinidad de 34.2^{0}_{00} .

En la figura 1, la región tiene un incremento repentino de temperatura, llamada Frente polar (FP) o Convergencia Antártica; es el lugar donde el agua se hunde, y fue establecida de 1932 a 1933 por las investigaciones realizadas a bordo del *Discovery* (Deacon, 1937). Al continuar en dirección hacia el norte, la temperatura superficial del agua continua aumentando levemente,

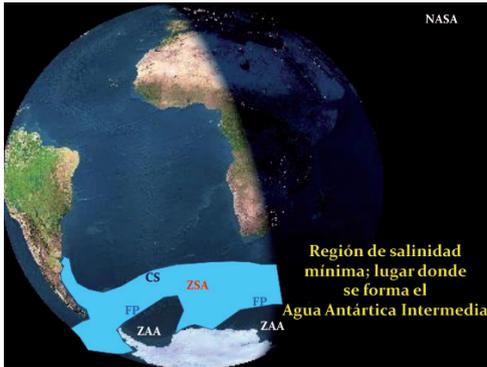


Figura 1. Región donde se forma el Agua Antártica Intermedia (Wüst, 1935, 1957; VC04).

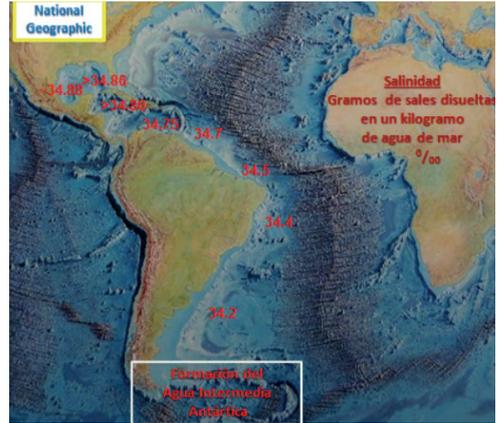


Figura 2. Valores del Agua Antártica Intermedia en su recorrido a través del oeste del océano Atlántico. (Wüst, 1935, 1957; VC04).

Tabla 1. Salinidades del AAI desde la Antártida hasta el golfo de México.

Lugar	Salinidad	Profundidad
Cuenca de Argentina	34.20/00	Superficie del mar, a más de 700 m.
Cuenca de Brasil	34.40/00	Entre 700 y 1 000 m.
Ecuador (0° de Latitud)	34.50/00	Entre 700 y 1 000 m.
Este, Antillas menores	34.70/00	Entre 700 y 900 m.
Este del mar Caribe	34.750/00	Entre 700 y 900 m.
Mar Caribe central	>34.800/00	Entre 650 y 850 m.
Canal de Yucatán	>34.860/00	Entre 700 y 900 m.
Golfo de México,	-34.880/00	Entre 700 y 850 m.

(Wüst, 1935, 1957)

hasta encontrar una segunda región con un incremento rápido, llamado Convergencia Subtropical (CS) cerca de la latitud 40°S, alrededor del hemisferio sur; la frontera de la convergencia Subtropical es en forma continua, excepto en la parte este del océano Pacífico sur donde no está bien determinada. El área que se extiende desde el Continente Antártico hasta FP, se conoce

como Zona Antártica (ZAA), y el área entre los frentes recibe el nombre de la Región Sub-Antártica o Zona Sub-Antártica (ZSA).

Expediciones en la década de los 70's hicieron posible definir mejor las diferentes regiones antes expuestas (Sievers y Nowlin, 1984), donde la Zona Sub-Antártica y la Zona Frontal Polar finalmente recibieron el nombre de Frente Sub-Antártico (FSA).

Trabajos previos en el golfo de México

Una investigación completa muy cerca de lo sinóptico del golfo de México, fue realizada en el período del 12 de febrero al 31 de marzo de 1962 (Texas A&M University R/v Hidalgo, crucero 62-H-3). La parte oeste del Golfo fue cubierta durante este crucero en el período del 7 al 31 de marzo de 1962.

La topografía de la superficie de 500 db, respecto a 1000 db del crucero Hidalgo de 1962 (Nowlin y McLellan, 1967) mostró una forma muy interesante (figura 3) la cual no estaba presente en la topografía de la superficie. Una protuberancia que se extiende hacia el sur del anticiclón principal al oeste del Golfo a lo largo del lado oeste del banco de Campeche.

Sobre la base de este crucero y en secciones en el oeste del Golfo, Nowlin y McLellan (1967) establecieron la existencia de una región semipermanente de corrientes, en la cual no había sido establecida la to-

pografía dinámica de la superficie del mar, ello mostró una anomalía de alto geopotencial en el oeste del Golfo, como una gran parte de una celda alargada, extendiéndose desde la parte norte de la corriente de Lazo.

Nowlin *et al.* (1968) notaron que las observaciones detalladas tomadas en junio de 1967 indicaban que el remolino anticiclónico estuvo adyacente a la corriente de Lazo, pero separado claramente por una angosta región de bajo geopotencial. Ellos lo explicaban como un remolino desprendido de la corriente de lazo.

Nowlin (1972) describe el AAI en el golfo de México y localiza sus profundidades, valores de salinidad 34.880/00 y temperatura de 6.1°C (figura 4).

Por otro lado, el paso de Grenada entre el mar Caribe y el océano Atlántico (figura 5) muestra las diferentes masas de agua: entre 50 y 250 m, el Agua Subtropical del Sur (ASS); entre 550 y 1000 m el AAI. (Morrison y Nowlin, 1982; VC88).

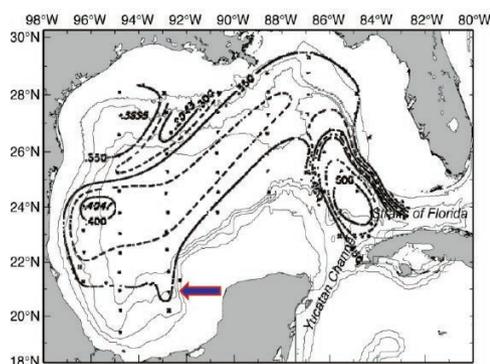


Figura 3. Topografía dinámica de la superficie de 500 db, Relativa a la superficie de 1000 db. Los contornos de intervalo son 0.025 m-din. Marzo de 1962 (Hidalgo 62-H-3). X indica Alguna extrapolación. Esta figura fue gentilmente proporcionada por Worth D. Nowlin.

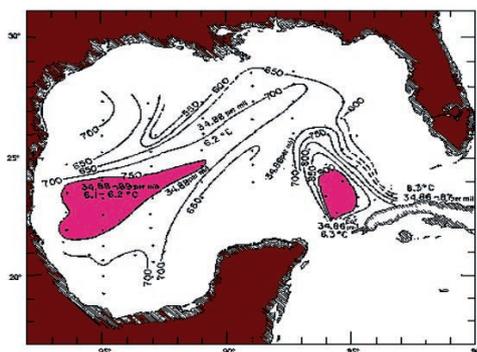


Figura 4. Golfo de México, localización y profundidad del Agua Antártica Intermedia (Nowlin, 1972).

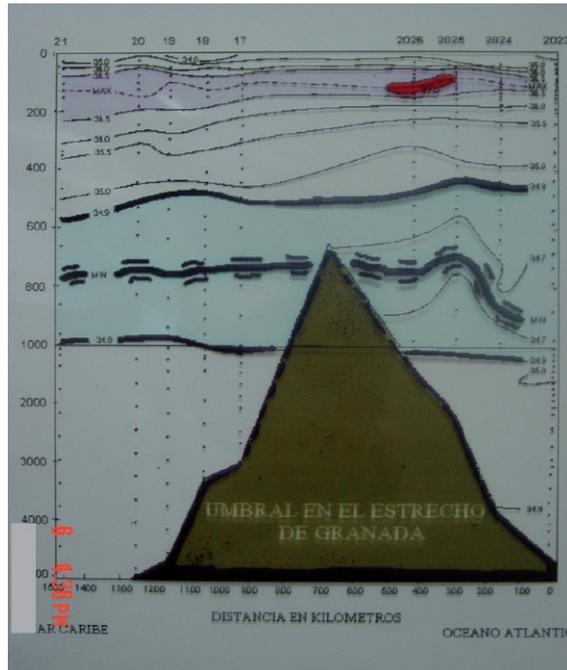


Figura 5. Paso del océano Atlántico al mar Caribe de las masas de agua.
 (Morrison y Nowlin, 1982).

Diagrama τ -s-v del golfo de México

En la figura 6 están las masas de agua en el diagrama τ -s-v (Temperatura-Salinidad-Volumen) del golfo de México para febrero-marzo de 1962; de temperatura potencial vs. Salinidad (Wilson, 1967). En investigaciones de las décadas de los 70's y los 80's, las masas de agua se comportaron con una distribución similar.

Los números en el cuerpo del diagrama se multiplican por $1\,000\text{ km}^3$ y representan el volumen de cada masa de agua en la clase de $2^\circ\text{C} \times 0.2\text{‰}$. La suma en la parte inferior es la distribución de temperatura potencial

y al lado derecho es la salinidad; los números en paréntesis indican el porcentaje del total. Números al margen izquierdo representan la salinidad de 33 hasta 37. El diagrama τ -s-v, además muestra las curvas de igual densidad con valores en del nivel so (kg. m^{-3}) en la parte superior, y sobre la mismas líneas en la parte inferior, la Anomalía de Volumen Específico, d ($10^{-8}\text{ m}^3\text{ kg}^{-1}$). Así mismo, hay seis elipses que considero delimitan de una manera aproximada las diferentes masas de agua. El margen vertical es salinidad ‰_{00} . Los números en el margen superior son temperaturas en grados Celsius.

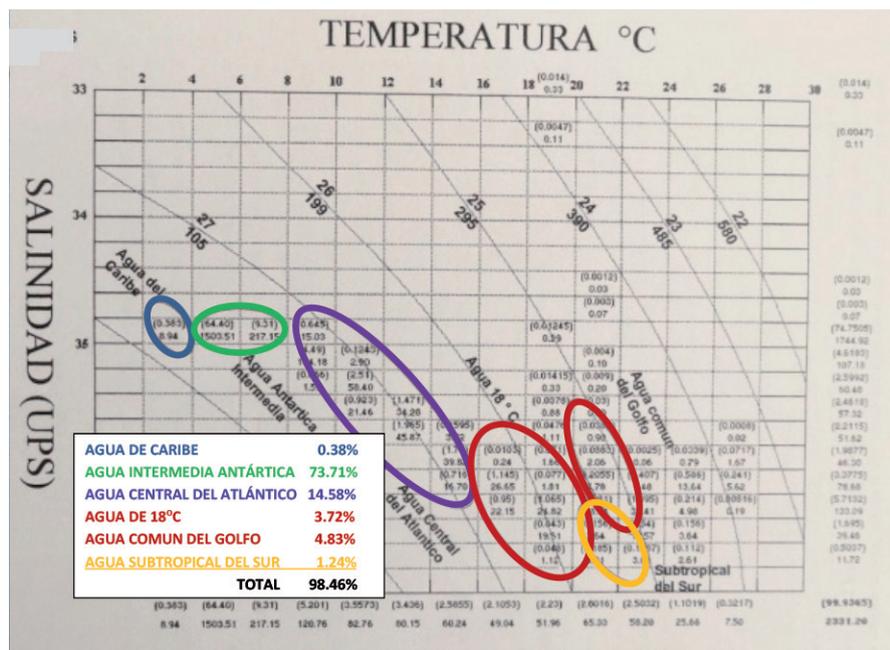


Figura 6. Diagrama Temperatura-Salinidad-Volumen (t-s-v) del golfo de México, indica diferentes masas de agua proveniente del océano Atlántico. Las elipses indican las masas de agua específica. De acuerdo con Wilson (1967; VC04). Modificado por Vázquez de la Cerda (1998)

OBSERVACIONES Y RESULTADOS

El AAI aumenta su salinidad durante su viaje hacia el norte en el océano Atlántico (figura 2), debido a la mezcla y difusión con las aguas adyacentes. Los valores de salinidad mínima aumentan a lo largo de su viaje; *Wüst* (1964), considera que menos del 5% del Agua Antártica Intermedia (AAI) llega al golfo de México. Los datos climáticos de varias décadas y distintos cruceros confirman lo anterior. Sólo pequeñas trazas de AAI salen del golfo de México por el estrecho de Florida hacia el Atlántico del Norte por el fondo de la corriente del Florida.

Desde 1970, el Gobierno Mexicano, a través de la Armada de México y algunas Instituciones de investigación, ha investiga-

do el suroeste del Golfo sistemáticamente con el Buque Oceanográfico Virgilio Uribe (B/O Uribe), (Vázquez de la Cerda, 1975, [VC75]). Los datos obtenidos durante los cruceros oceanográficos físicos (COSMA 70-12, 71-10, 71-16, 71-22; 1972 y 1973) fueron procesados en el Instituto de Geofísica de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y en la Dirección General de Oceanografía, Secretaría de Marina (SEMAR). Estos cruceros cubrieron la parte suroeste del golfo de México en un periodo promedio de dos semanas. Los cruceros son referidos con el nombre de cruceros Marina-Geofísica. Los equipos utilizados durante los cruceros Marina-Geofísica fue-

ron los clásicos instrumentos de mediados del siglo xx. Además, se hicieron mediciones de corrientes superficiales con el Electro-Kinetógrafo Geomagnético (GEK, por sus siglas en inglés) (Bravo, 1972).

En octubre-noviembre de 1970, el Departamento de Oceanografía de la Universidad de Texas A&M utilizando el r/v alaminos, hizo un crucero oceanográfico, el cual cubrió la parte central del Golfo (EGMEX III). Sus estaciones junto con las del crucero de noviembre de 1970 del crucero de Marina-Geofísica proveen en una cobertura relativamente completa del Golfo desde el oeste de la corriente de Lazo.

La serie de cruceros dieron la oportunidad de contribuir con la descripción de las diferentes fisonomías de circulación principal al oeste del Golfo, particularmente las que se encuentran en el suroeste, y de las fisonomías en las masas de agua asociadas.

Como era de esperarse, las fisonomías confirman el dominio de una circulación anticiclónica en el oeste del Golfo (Nowlin, 1972). Los cruceros hacen posible la identificación y valoración de otras fisonomías importantes. Debido a que los cruceros cubrieron la región rápidamente, más bien, con estaciones espaciadas muy cerca, se encontraron algunas fisonomías no conocidas anteriormente, ahora ellas pueden ser descritas.

Los cruceros de mayo-junio y de noviembre de 1971 fueron discutidos con más detalle, ellos cubrieron el oeste del Golfo con estaciones que alcanzaron, donde fue posible, los 1 500 metros de profundidad. Ellos fueron examinados usando el análisis isenostérico (igual anomalía termostérica), centilitros por tonelada ($\text{cl } \tau^{-1}$), equivalente a la Anomalía de Volumen Específico, $d [10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}]$. La superficie de $80 \text{ cl } \tau^{-1}$ está en la parte superior, cerca del mínimo

de salinidad del Agua Antártica Intermedia (AAI).

Mayo-junio de 1971

La localización de las estaciones y la localización de los transectos verticales son presentadas en las figuras 7 y 9. La topografía de superficie isenostérica de $80 \text{ cl } \tau^{-1}$, salinidad y concentración del oxígeno disuelto (designados como a, b, y c respectivamente en las figuras) para las superficies isenostéricas de $80 \text{ cl } \tau^{-1}$ son trazados en la figura 8, respectivamente.

En la superficie isenostérica de $dt = 80 \text{ cl } \tau^{-1}$, entre ~ 500 y 600 metros, se encuentra a una profundidad que corresponde a la parte superior del AAI aproximadamente.

La parte central del oeste del Golfo se marca una zona con menor salinidad en forma de gancho, es el extremo final del AAI (figura 8b). De la misma forma en la figura 8c, en la parte central del oeste del Golfo está indicada una región de mínimo oxígeno disuelto ($\text{ml } \text{L}^{-1}$).

El transecto B (figura 9) mostrado en las figura 10 muestran la temperatura, salinidad y la anomalía termostérica dt ($\text{cl } \tau^{-1}$). El centro del remolino anticiclónico se encontraba cerca de la estación 33, como se

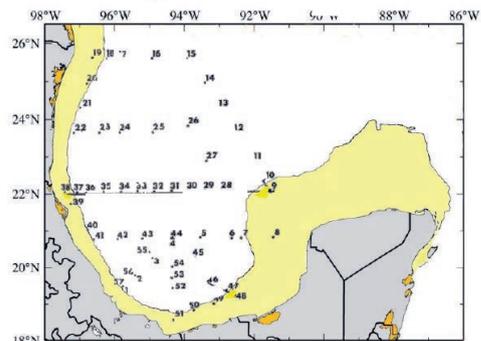


Figura 7. Localización de las estaciones mayo-junio 1971 (COSMA71-10). (VC75).

Vulnerabilidad de las Zonas Costeras de Latinoamérica
al Cambio Climático

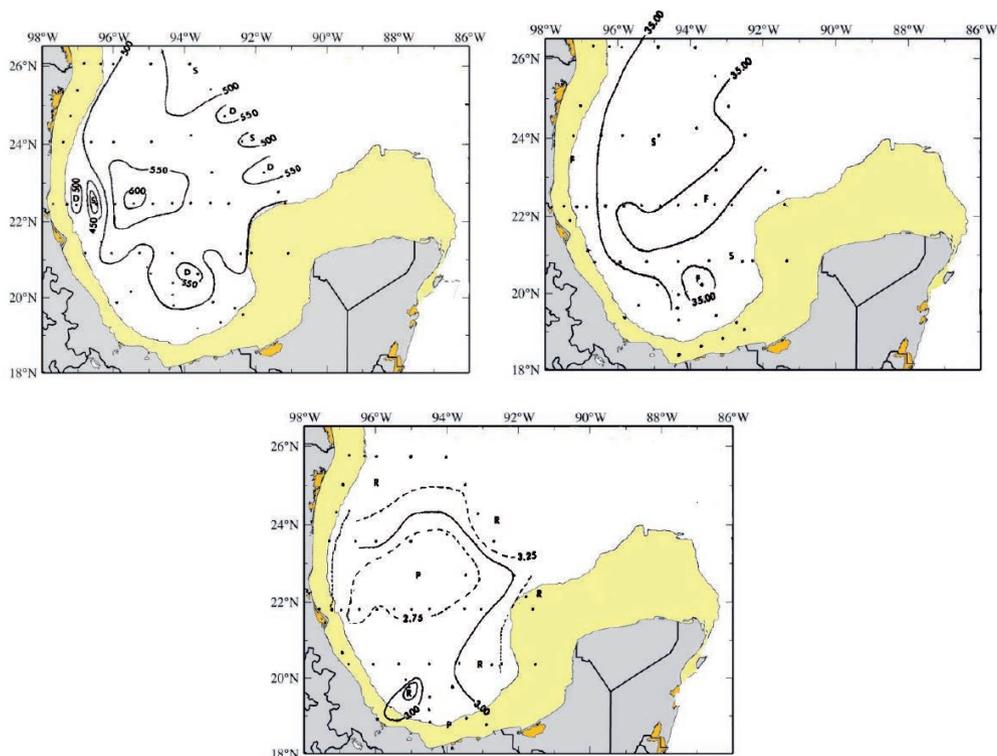


Figura 8. a) Topografía (metros) de la superficie isenostérica; b) Salinidad (‰) sobre la superficie isenostérica y c) Oxígeno disuelto (mililitros por litro, ml L⁻¹) donde se encuentra $\delta t = 80$ el t-1 mayo-junio 1971 (COSMA 71-10). (vc75).

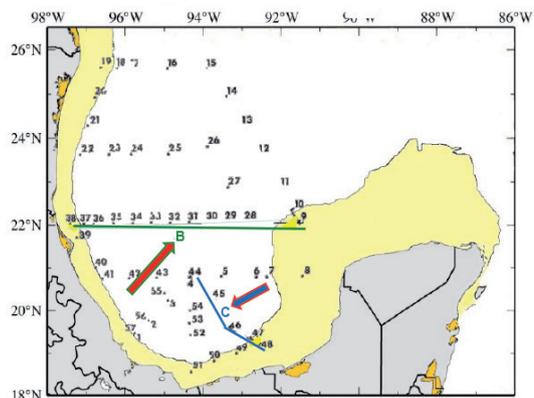


Figura 8. Localización de las estaciones. Las líneas indican los transectos verticales mayo-junio 1971 (COSMA 71-10) discutidos en el texto. (vc75)

muestra en las tres figuras. La δt de 80 cl t^{-1} se encontraba en la parte superior de la AAI, justo donde hace un hongo invertido el centro de remolino anticiclónico; la parte inferior del AAI formaba aparentemente un elipsoide de entre 900 y un poco más 1200 m. Esta fue la región donde se encontraron los valores de 34.82‰ , valor de 6 a 7 centésimas menor a los reportados por Nowlin y McLellan (1967).

También se muestra el geopotencial en la superficie del mar (cm-din) y la topografía isotérmica (m), de 15°C en las figuras 11 y 12 respectivamente.

La circulación ciclónica indicada en el transecto B, al noreste de la laguna de Tamiagua, entre las estaciones 35 y 37, es consistente con las aguas poco profundas de la topografía de 15°C en las cercanías a la laguna. Información posterior acerca de esta forma estuvo provista por los datos del GEK, tomados durante el crucero (Bravo, 1972). Estos son mostrados en la figura 13, junto con el geopotencial. El flujo hacia el oeste, representaba la parte norte de la región ciclónica. El transporte geostrofico calculado entre las estaciones 32 y la 36 (figuras 9 y 11) la cual da el mayor máximo

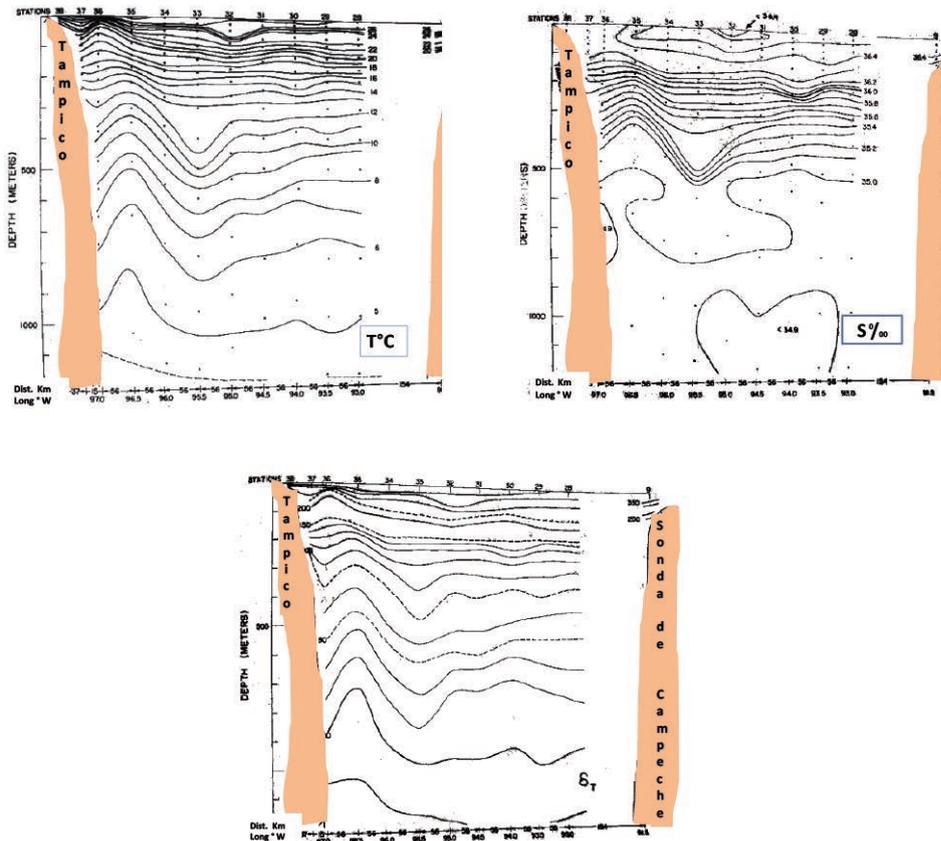


Figura 8. a) Temperatura ($^\circ\text{C}$); b) Salinidad (‰) y c) δt (cl t^{-1}) sección a lo largo del transecto B. Mayo-junio 1971 (COSMA 71-10). Exageración vertical 500:1. (vc75).

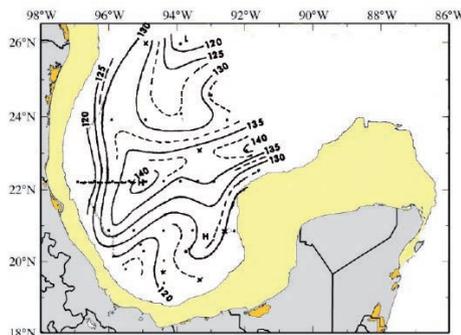


Figura 11. Anomalía del geopotencial (en cm-din) de la superficie de la mar relativa a 1200 db. (COSMA 71-10). X indica algunas extrapolaciones. El transporte del volumen geostrofico entre las estaciones conectadas con una línea discontinua (---) ha sido determinada. (vc75).

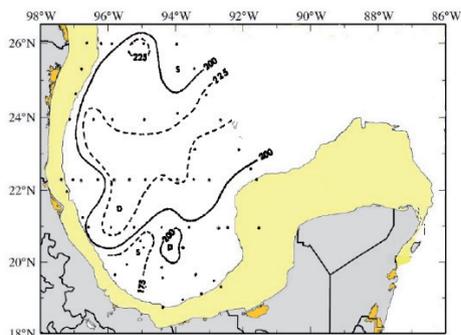


Figura 12. Topografía (metros) de la superficie isotérmica de 15°C. Mayo-Junio 1971 Junio 1971. (COSMA Mayo-71-10). (vc75).

disponible a través del anticiclón principal, es de $8.7 \times 10^6 \text{ m}^3$ (8.7 Sv).

El transecto C mostrado en la figura 14 muestran la parte este del remolino ciclónico en la bahía de Campeche. La figura 14b, señala el remanente del AAI.

Noviembre de 1971

Cinco meses después en noviembre 1971 (figuras 15 y 16), en el crucero COSMA 71-22 se realizaron las mismas estaciones, se encontraron nuevamente los valores bajos en salinidad en el transecto C. Su valor mínimo fue de 34.87‰ .

Las Series

Ahora, en base al entendimiento de las diferentes estructuras oceánicas, se procedió a una discusión en la serie de cruceros realizados. La topografía de 15°C es presentada para el crucero COSMA 70-12.

Octubre-noviembre de 1970 Alaminos 70-A-12, Uribe COSMA 70-12). Una imagen bastante completa del Golfo desde la parte oeste de la corriente de Lazo es pro-

porcionada por la topografía de 15°C, basada en el crucero del Alaminos del 21 de octubre al 3 de noviembre de 1970 y del crucero del Uribe del 31 de octubre hasta el 13 de noviembre de 1970 (figura 17). El lado oeste de la corriente de Lazo se muestra claramente en la topografía; es la fisonomía más intensa.

La anomalía del geopotencial (cm-din) relativa a 1200 db. Noviembre 1970 (COSMA 70-12) es mostrada en la figura 18. El flujo hacia el norte, en la parte oeste del anticiclón principal, estaba alejado de la costa de México respecto al de mayo-junio de 1971 (figura 19). La velocidad principal de la corriente en su eje no pudo determinarse de manera exacta con los datos disponibles, pero puede ser cerca del mismo que en mayo-junio de 1971.

Las topografías (m) de la superficie isotérmica de 15°C son mostradas en las figuras 20 y 21 para los meses de agosto de 1971 (cosma 71-16) y noviembre de 1971 (cosma 71-22) respectivamente.

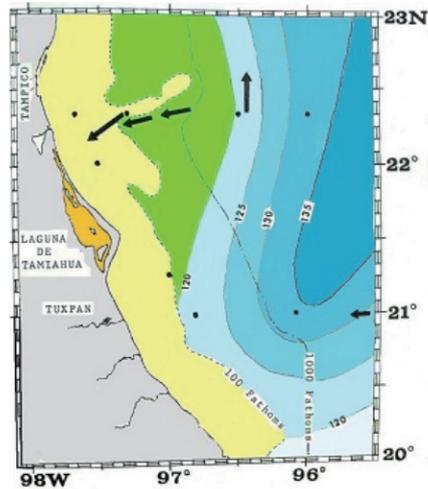


Figura 13. Proximidades a la laguna de Tamiahua. La anomalía de geopotencial (cm-din) de la superficie de la mar relativa a 1200 db. Las flechas significan los vectores medidos, resultados del GEK. Mayo-junio 1971(cosMA 71-10) (Bravo, 1972; vc75).

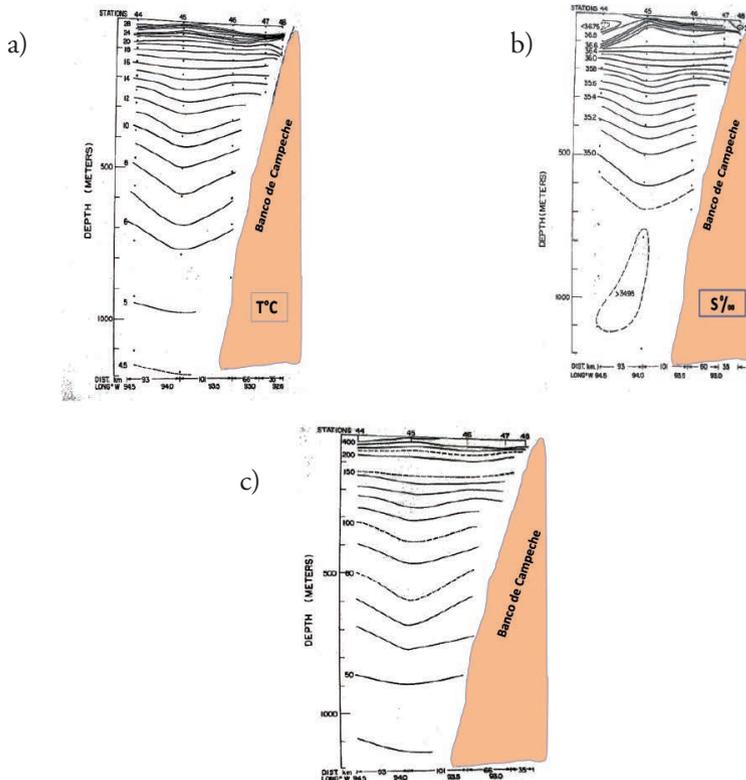


Figura 14. a) Temperatura ($^{\circ}C$), b) Salinidad ($^{\circ}/_{00}$) y c) δt ($cl\ t^{-1}$) sección a lo largo del transecto C. Mayo-junio 1971 (cosMA 71-10). 71-10). Exageración vertical 500:1. (vc75).

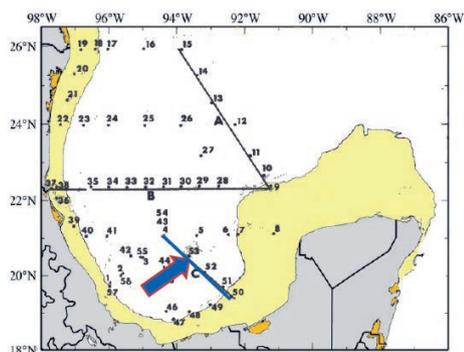


Figura 15. Localización de estaciones. Noviembre. de 1971 (COSMA 71-22). Las líneas indican los transectos verticales. (vc75).

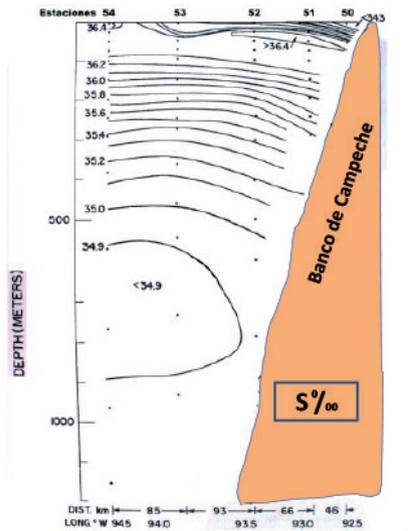


Figura 16. Salinidad (‰) sección a lo largo del transecto C. Noviembre 1971 (COSMA 71-22). Exageración vertical 500:1. (vc75).

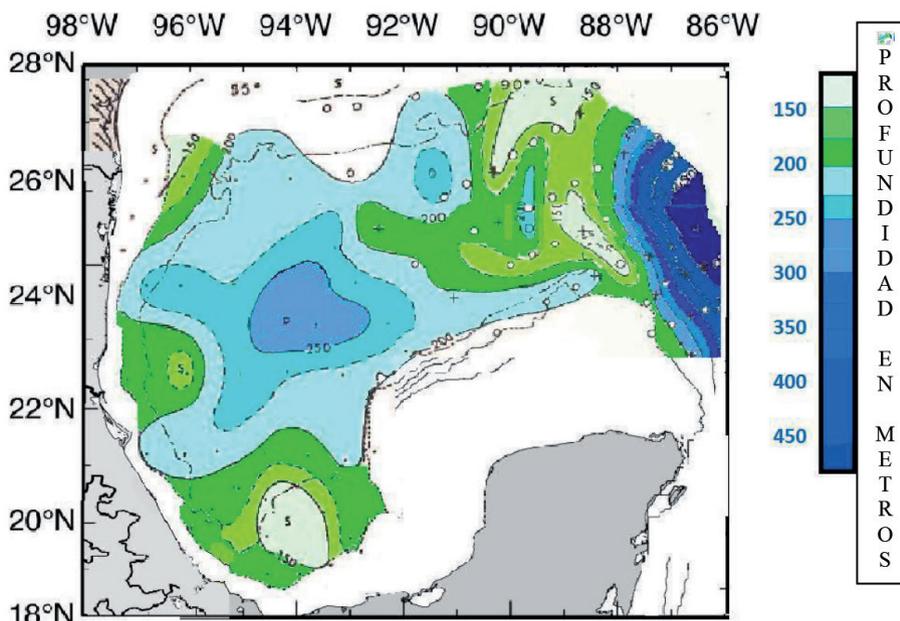


Figura 17. Topografía (metros) de la superficie isotérmica de 15°C. Correspondía a los cruces de octubre-noviembre de 1970 (COSMA 70-12) y del 70-A-14; (•) indican uso de botellas Nansen en el Uribe (31 octubre al 13 de noviembre 1970). (+) Indican uso de botellas Nansen y (o) STD usados en el cruce del Alaminos (21 de octubre al 3 de noviembre 1970) (vc75).

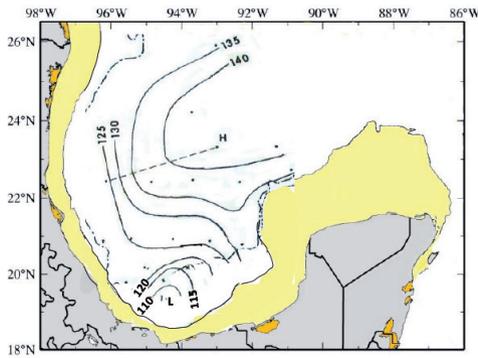


Figura 18. Anomalía del geopotencial (cm-din) relativa a 1200 db. Noviembre 1970 (COSMA 70-12). El transporte del volumen geostrofico fue calculado en la línea interrumpida (vc75).

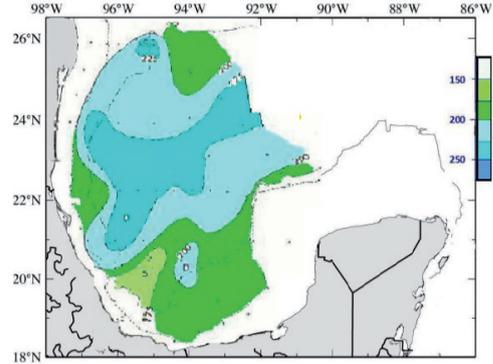


Figura 19. Topografía (m) de la superficie isotérmica de la de 15°C, Mayo-junio 1971 (COSMA 71-10). (vc75).

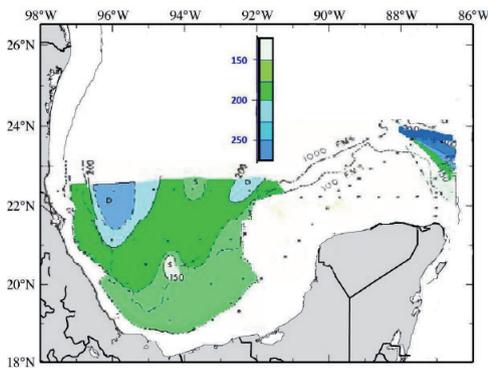


Figura 20. Topografía (m) de la superficie isotérmica de 15°C Agosto 1971 (COSMA 71-16), (vc75).

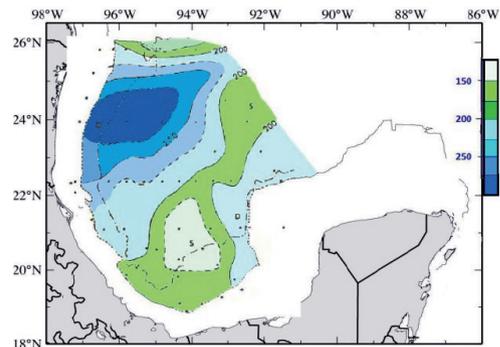


Figura 21. Topografía (m) de la superficie isotérmica de 15°C Noviembre 1971 (COSMA 71-22) (vc75).

Así como en mayo-junio y noviembre de 1971, había irregularidades en la periferia del anticiclón. En el sur, el anticiclón formaba extensiones a lo largo de los lados oeste y norte del banco de Campeche. Estas extensiones hacia el este y hacia el sur del anticiclón principal formaban una simple

extensión sin romperse. La extensión a lo largo del lado oeste en el banco de Campeche estuvo definitivamente en mayo-junio y noviembre de 1971, a lo que se nombró como corriente de Intrusión.

En el noreste de la laguna de Tamiahua (figuras 13 y 19), había otra región de poca

profundidad que estuvo también presente en mayo-junio de 1971. La topografía de 15°C mostraba el remolino ciclónico en esa región.

La parte menos profunda de la topografía de 15°C sobre la plataforma continental de

Texas sugirió una región de bajo geopotencial; esto es, una región ciclónica. Como era el caso en mayo-junio y noviembre de 1971, bastante amorfo. En el suroeste del Golfo se marcó perfectamente el remolino ciclónico en la bahía de Campeche.

CRUCEROS EN EL OESTE DEL GOLFO DE MÉXICO, ABRIL DE 1978

En el oeste del golfo de México, los contornos de la superficie isotérmica de 15°C fueron comparados en dos periodos de observación¹: del 1 al 12 de abril (Gyre) (fi-

gura 22) y del 12 al 26 de abril (Gran Remolino) (figura 23) de 1978, (mv83). Una circulación ciclónica y una circulación anticiclónica fueron encontradas en ambos

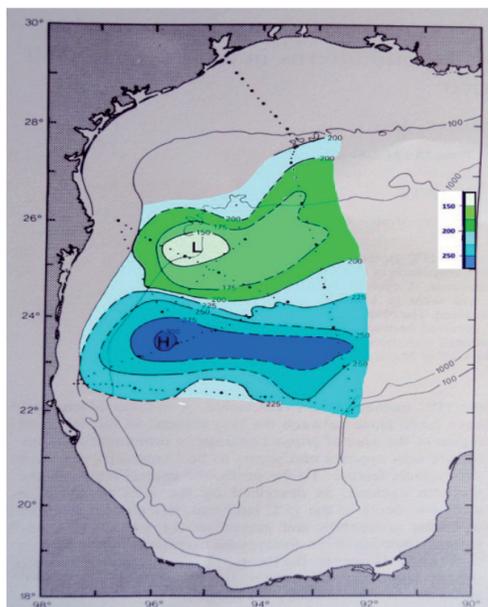


Figura 22. Crucero del R/V Gyre del 1 al 12 de abril B/O H-02 de 1978. Contornos de la profundidad de la superficie de la isotérmica de 15°C. La región anticiclónica y ciclónica están marcadas con H y L respectivamente. (MV83).

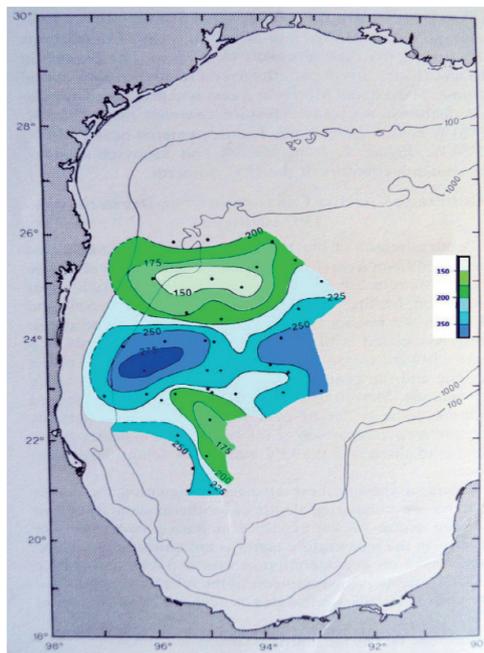


Figura 23. Crucero Gran Remolino, en el B/O H-02 del 12 al 26 de abril de 1978. Contornos de la profundidad de la superficie isotérmica de 15°C. (MV83).

¹ Los jefes de científicos, William J. Merrell Jr. (Gyre), y el Suscrito (Gran remolino), sin proponérselo, hicimos los cruceros consecutivos en tiempo, lo cual dio excelentes resultados.

cruceros, los cuales parecen intensificarse y debilitarse respectivamente. La comparación del patrón de los dos mapas permite estimar los cambios a nivel meso escala de las corrientes. (MM81), estimaron el transporte de agua en 29.7 millones de metros cúbicos por segundo ($106 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) (29.7 Sv) entre la circulación ciclónica y la circulación anticiclónica, aproximadamente en la latitud de 24.5°N , hacia el este. Un valor comparable a la corriente de Lazo.

Un mecanismo alternativo fue la disipación de energía asociada con la llegada del remolino anticiclónico oceánico en la frontera del golfo de México. Estos remolinos anticiclónicos pueden ser considerados como el arribo de ondas Rossby. Al alcanzar la frontera oeste, se pueden disipar en ondas más cortas, las cuales se propagan al norte y al sur a lo largo de la costa y alimentan de energía a las estructuras de los remolinos ciclónicos.

Los cambios registrados aquí pueden ser debido a la respuesta del océano al forzamiento intenso del viento. Fuertes vientos del norte ocurrieron en la zona el 11 y 12 de abril 1978. De hecho, durante el último día del crucero *Gyre*, las muestras hidrográficas y los XBT incluso habían concluido debido a las condiciones del viento y la mar. *John Klinck* (comunicación personal, 1982) ha señalado que tal *norte* imparte un esfuerzo de viento ciclónico en la parte occidental del golfo de México como los vientos detrás del frente frío son del noreste y los vientos por delante del frente frío van hacia el sur. Además, este flujo hacia el sur aumenta normalmente con la aproximación de un frente. Uno puede prever *un frente* va a través del Golfo occidental del noroeste al sureste, produciendo una fuerte distribución ciclónica de esfuerzo de viento en la región del frente. Si las escalas espacia-

les eran compatibles, este esfuerzo de viento ciclónico podría debilitar el anticiclón y fortalecer los ciclones.

Cruceros en la bahía de Campeche.

Enero de 1991, CIRCAM 1

Dos cruceros se realizaron en la bahía de Campeche para confirmar la circulación ciclónica en el suroeste del golfo de México, para complementar la información de la circulación y masas de agua en ese lugar. El primero fue CIRCAM 1, del 17 al 31 de enero de 1991.

En las figuras 24 y 25 muestran al norte de la bahía de Campeche donde estaba localizado el extremo sur de un remolino anticiclónico, asimismo frente la costa oriental de México, se encontraba el remolino ciclónico; también se encontraba la formación de la corriente de Intrusión sobre la parte este de la Bahía (vc93).

La figura 26 muestra la estructura térmica, la capa de mezcla definida perfectamente arriba de los 20°C . Entre las estaciones 20 y 29 se nota el efecto de los vientos del norte al provocar esa onda interna de más de 50 m, también en la estación 1 se marca el flujo de agua más fría hacia el sur.

La figura 27 se muestra la salinidad ($^{\circ}/_{00}$), donde los valores máximos se encuentran desde la superficie hasta una profundidad que va desde 200 a 250 m, ellas corresponden a las masas: Agua Subtropical del Sur (ASS) proveniente del océano Atlántico Sur y al Agua de 18°C proveniente del océano Atlántico Norte. La alta salinidad entre las estaciones H y E parece que se forma agua en la superficie, debido a los altos valores de oxígeno disuelto en el área (figura 28).

Es muy notorio que en las estaciones 35, 36 y 29, entre las profundidades de 300 a 400 m de profundidad (figura 28), se encontraron los valores de Oxígeno Disuelto

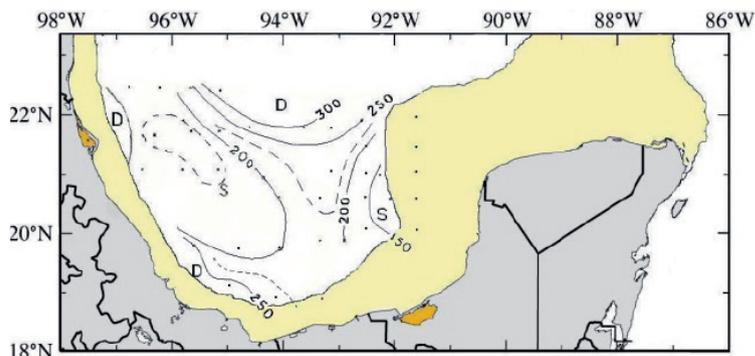


Figura 24. Contornos de profundidad (m) de la superficie isotérmica de 15°C, crucero del B/o J. Sierra, CIRCAM I, del 17 al 31 de enero de 1991. (VC93).

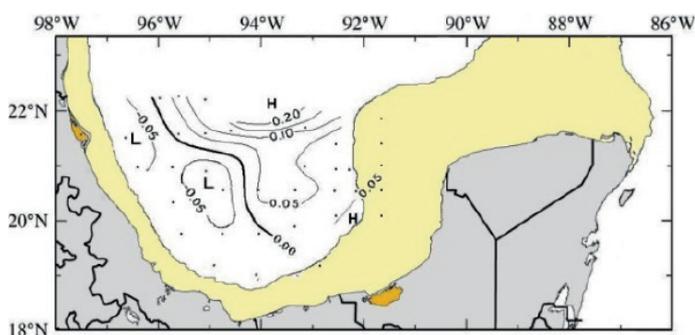


Figura 25. Los contornos del modo 1 EOF de la dinámica (m-din) de la superficie del mar relativo a 425 db, del crucero del B/o J. Sierra, CIRCAM I, del 17 al 31 de enero de 1991 (vc93).

(ml L^{-1}) muy bajos, no antes registrados en la bahía de Campeche; Nowlin y McLellan (1967) en el crucero R/V Hidalgo, 62-H-3 sugirió esta situación y argumentó que las aguas llevaban mucho tiempo sin removerse, en el crucero CIRCAM I, los valores fueron aún más bajos.

Julio de 1991, CIRCAM 2

El segundo crucero fue CIRCAM 2, del 12 al 24 de julio de 1991.

En las figuras 29 y 30 muestra la bahía de Campeche, donde estaba localizado el centro del remolino ciclónico cerca de 21.5°N

y 94.5°W; también se encontraba la formación de la corriente de Intrusión sobre la parte este de la Bahía (vc93).

En la figura 31 se muestra la temperatura en grados Celsius, en este conjunto de transectos se puede apreciar que el inicio de la termoclina se encontraba un poco arriba de 19°C. Asimismo, existe una diferencia de casi 4°C con la superficie del mar, la cual en enero era aproximadamente de 25°C.

La alta salinidad en el lado oeste de la bahía de Campeche (figura 32), corresponde en parte a la formación de agua sobre la extensa plataforma continental de Cam-

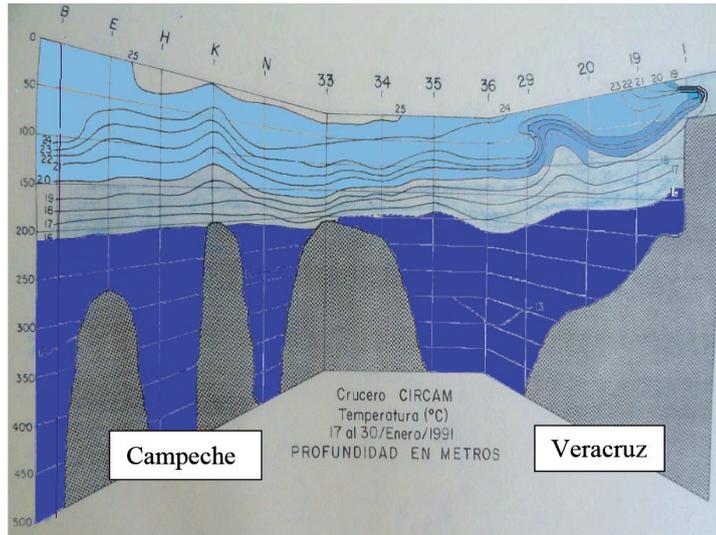


Figura 26. Transectos de temperatura en °C, alrededor del suroeste del golfo de México. Vista desde el norte hacia el sur. CIRCAM I (VAGR91).

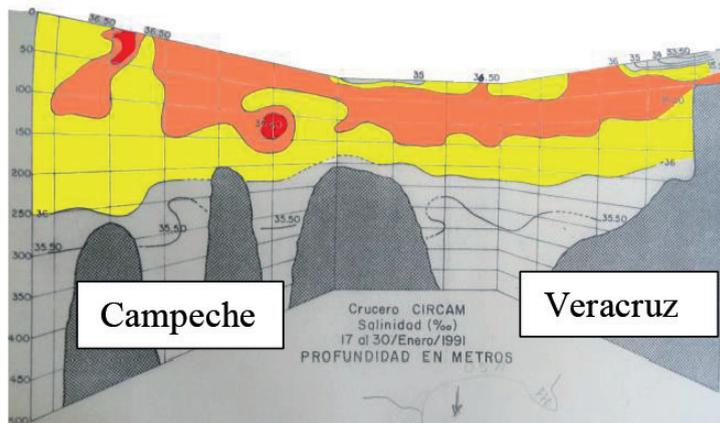


Figura 27. Transectos de Salinidad ‰ , alrededor suroeste del golfo de México. Vista desde el norte hacia el sur. CIRCAM I (VAGR91).

peche (lado izquierdo del dibujo). A una profundidad de 100 m aproximadamente se encontraban los remanentes del ASS y del 18°C, procedentes del Atlántico Sur y del Atlántico Norte respectivamente.

El transecto a través de la Lat. 21°45'N, mostró atravesar muy cerca el remolino ciclónico en la bahía de Campeche (figura 33), desde la superficie del mar hasta 200 m de profundidad; cerca de la superficie,

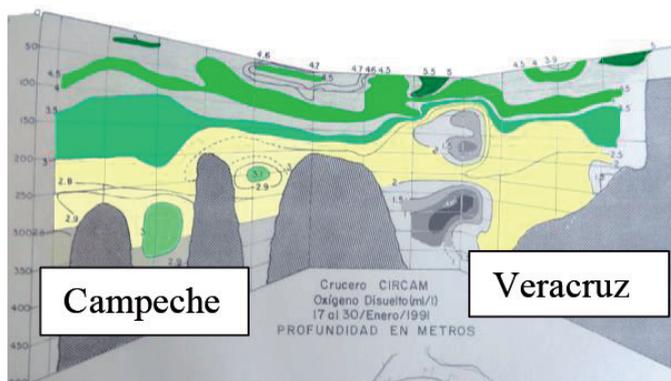


Figura 28. Transectos de Oxígeno Disuelto (ml L⁻¹) del alrededor del suroeste del golfo de México. Vista desde el norte hacia el sur. CIRCAM I (VAGR91).

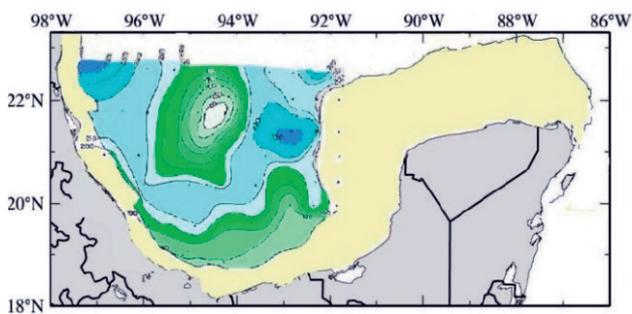


Figura 29. Contornos de profundidad (m) de la superficie isotérmica de 15°C. Cruceiro del B/o J. Sierra, CIRCAM 2, del 12 al 24 de julio 1991 (vc93).

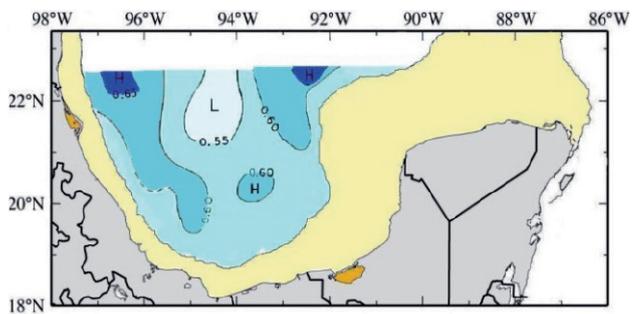


Figura 30. Contornos de la superficie de la altura dinámica en metros-dinámicos, relativo a la superficie de presión de 250 decibares y la columna tradicional de estándar para el cruceiro CIRCAM 2 del 12 al 24 de julio de 1991 J. Sierra. (vc93).

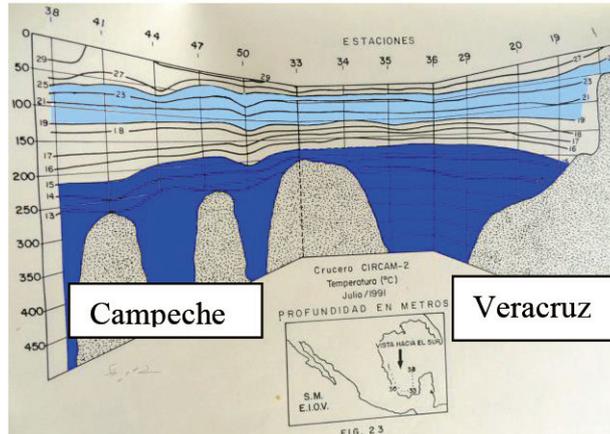


Figura 31. Transectos de Temperatura en °C, alrededor del suroeste del golfo de México. Vista desde el norte hacia el sur. CIRCAM 2 (VAGR91).

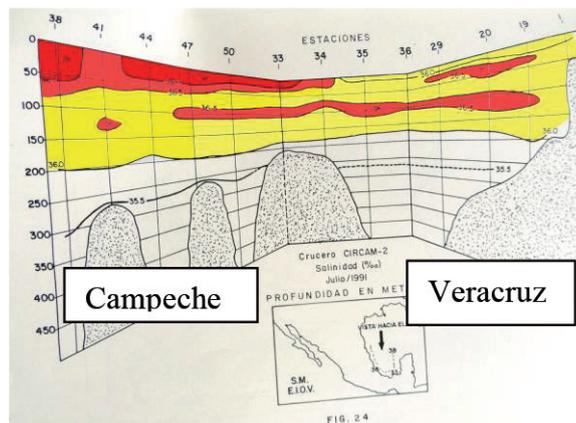


Figura 32. Transectos de Salinidad ‰, alrededor del suroeste del golfo de México. Vista desde el norte hacia el sur. CIRCAM 2 (VAGR91).

la isoterma de 29°C mostró una surgencia² en la estación No. 15, consistente con el centro del remolino ciclónico, como marcaban todas las isotermas, como si fuera un domo. Las estaciones 13, 12, 40, 41 y

42, lado derecho de la figura, marcaban la Corriente de Intrusión, provocada en parte por la topografía del Cañón de Campeche.

En la figura 34 del mismo transecto, mostraba la salinidad (‰), donde marcaba

² Esta surgencia se encontró en varios cruceros durante las investigaciones. En esta estación siempre se encontraron tiburones por lo que se denominó Estación Tiburón.

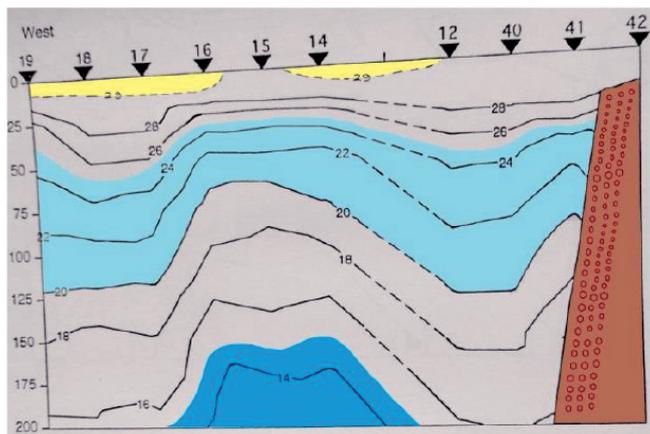


Figura 33. Transecto de temperatura (°C) sobre la latitud 21°45´N, desde la superficie del mar hasta 200 m de profundidad. CIRCAM 2 (VAGR91).

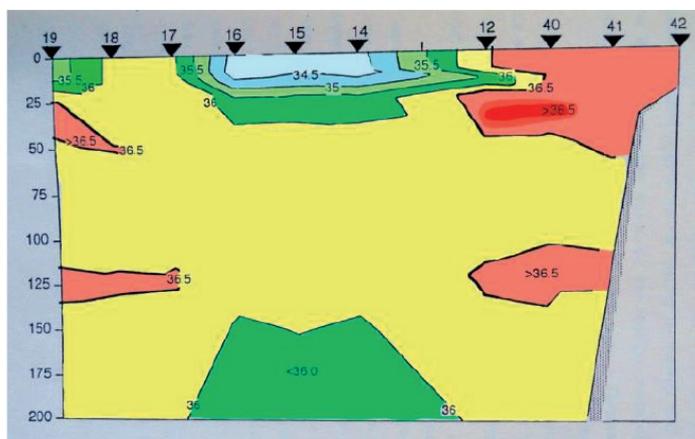


Figura 34. Transecto de salinidad (0/00) sobre la latitud 21°45´N, desde la superficie del mar hasta 200 m de profundidad. CIRCAM 2 (VAGR91).

los bajos valores en el centro del remolino ciclónico, entre las estaciones. 12 a la 17, así como la alta salinidad que proviene de la plataforma continental de Campeche (lado derecho del dibujo). Los altos valores de salinidad entre 110 y 130 m de profundidad, corresponden al remanente del ASS y de la 18°C, provenientes del Atlántico Sur y del Atlántico Norte respectivamente.

Otra forma de comprobar el remolino ciclónico en la bahía de Campeche fue con las mediciones de corrientes por el método de velocidades geostroficadas e independiente las mediciones de corrientes por el Perfilador Acústico de Corrientes Doppler (ADCP, siglas en inglés). En la figura 35 se muestran los valores de velocidades geostroficadas, de color morado y con un punto rojo se marca

la corriente oeste del remolino ciclónico; de color anaranjado con una cruz amarilla se marca el lado este del remolino ciclónico. En el lado oeste existía una corriente hacia el norte, cruz amarilla, y en el lado este una

corriente hacia el sur, la Corriente de Intrusión. La figura 36 se muestran los valores del ADCP, los cuales tienen una estructura muy semejante a la de estimada por cálculos dinámicos.

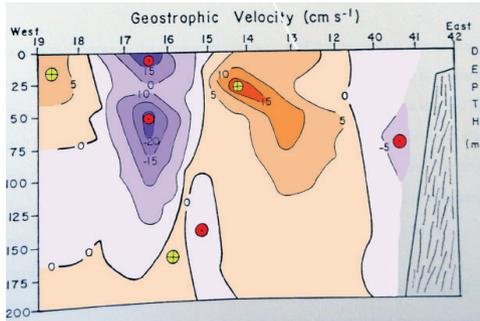


Figura 35. Contornos de la velocidad de la corriente hacia el norte (⊕) y hacia el sur (⊙) en cm s⁻¹, estimado a lo largo del transecto de latitud 21°45'N por los cálculos geostróficos para el cruceo CIRCAM 2 en el B/O J. Sierra durante julio de 1991 (vc93).

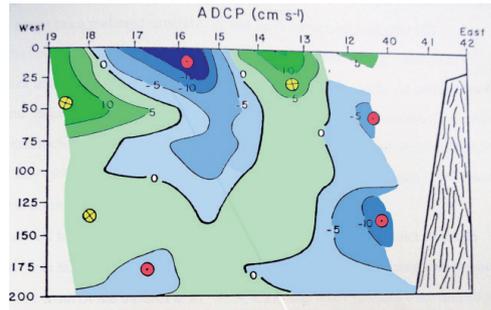


Figura 36. Contornos de la velocidad de la corriente a lo hacia el norte (⊕) y hacia el sur (⊙) en cm s⁻¹, a lo largo del transecto de latitud 21°45'N, como fue estimado con el Perfilador Doppler Acústico para el cruceo CIRCAM 2 en el J. Sierra durante julio de 1991 (vc93).

REMOLINO CICLONICO EN LA BAHÍA DE CAMPECHE

En la bahía de Campeche se encuentra un giro ciclónico semipermanente. Esto contrasta con el oeste del golfo de México, al norte de los 22° de latitud, siendo ésta región dominada por los remolinos anticiclónicos que se desprenden de la corriente de Lazo al este del Golfo. La escala horizontal del giro ciclónico (del orden de 100 a 200 km) es más pequeña respecto a los remolinos anticiclónicos en el noroeste del Golfo, éste remolino generalmente es menos energético.

Las características del remolino ciclónico, han sido investigadas en las actividades oceanográficas sistemáticas en el suroeste del golfo de México, realizadas por el go-

bierno mexicano durante las últimas cuatro décadas (comenzando en 1970), completadas por estudios previos de Texas A&M University y por el U.S. Fish and Wild Service. El volumen promedio de transporte del remolino en la bahía de Campeche es aproximadamente de $3.3 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (3.3Sv), basado sobre estimaciones de trece cruceos realizados en años diferentes, pero cubriendo las cuatro estaciones del año. También hay una evidencia del ciclo anual de transporte el cual tiene intervalo comparable con el promedio anual. (vc93).

La altura dinámica (cm-din) de la superficie del mar relativo a 425 db con sus contornos del campo promedio del modo 1 de

EOF mostradas en la figura 37, están basados en 247 estaciones de 13 cruceros, cubriendo todas las estaciones del año (pero en diferentes años) (VC93).

La información que se tiene de esfuerzo del viento climatológico, para el suroeste del golfo de México, sugiere que el remolino ciclónico de la bahía de Campeche, es forzado por el giro del esfuerzo del viento, el cual, tiene un pronunciado ciclo anual.

Tabla 2. Cruceros en la bahía de Campeche (BdC) desde 1958 hasta 1991, los cuales fueron usados para estimar el promedio de la topografía de las Funciones Empíricas Ortogonales (EOF, siglas en ingles). (vc93).

Buque	Nombre del crucero	Duración en BdC Mes/día/Año	Total de estaciones en bahía de Campeche
Hidalgo	58-H-1	03/23/58 - 04/03/58	6
Hidalgo	62-H-3	03/11/62 - 03/24/62	17
Geronimo	67-G-12	02/23/67 - 03/13/67	21
Geronimo	67-G-16	08/19/67 - 09/19/67	19
Uribe	COSMA 70-12	10/31/70 - 11/13/70	22
Uribe	COSMA 71-10	05/24/71 - 06/09/71	23
Uribe	COSMA 71-16	08/04/71 - 09/03/71	29
Uribe	COSMA 71-22	10/27/71 - 11/10/71	23
Uribe	COSMA 72-10	04/25/72 - 05/18/72	20
Uribe	COSMA 73-10	05/23/73 - 06/04/73	9
Altaír	Alt-M-87	05/08/87 - 05/27/87	15
J. Sierra	CIRCAM 1	01/17/91 - 01/31/91	29
J. Sierra	CIRCAM 2	07/12/91 - 07/24/91	14
Total			247

Tabla 3. Resumen del transporte ciclónico por temporadas en la bahía de Campeche, estimados por los datos oceanográficos y el giro del esfuerzo de viento (por la relación Sverdrup). (vc93).

Estación del año	Transporte geostrófico ($10^6\text{m}^3\text{s}^{-1}$)	Transporte Sverdrup ($10^6\text{m}^3\text{s}^{-1}$)
Primavera	2.8	3.9
Verano	3.8	0.2
Otoño	4.4	5.3
Invierno	6.3	8.1
Promedio anual	4.3	4.4
Fluctuación anual	3.5	7.9

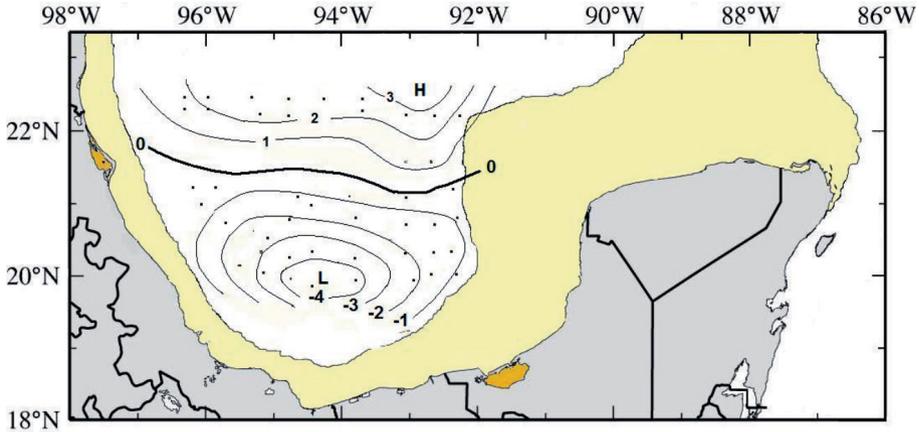


Figura 37. Contornos del campo promedio del modo 1 de EOF de la altura dinámica (cm-din) de la superficie del mar relativo a 425 db basado en 247 estaciones de 13 cruceros cubriendo todas las estaciones del año (pero de diferentes años). (vc93).

CRUCERO EN LA PARTE CENTRAL DEL GOLFO DE MÉXICO ABRIL-MAYO DE 1998

El crucero 98-G-4 del r/v Gyre se realizó del 19 de abril al 3 de mayo de 1998. Participaron por parte de EUA: Texas A&M University (TAMU), la Ohio State University (OSU); por parte de México participaron la Secretaría de Marina (SEMAR), así como la Universidad Veracruzana (UV).

Durante el crucero se obtuvieron perfiles verticales de las propiedades de las masas de agua, así como la medición de velocidades de las corrientes; se navegó sobre las proyecciones en la superficie del mar de las trayectorias de los satélites TOPEX-POSEIDON y ERS, logrando así la calibración de ellos con mediciones *in-situ*. Correspondió el paso de los satélites, en un término de tres minutos aproximadamente, con tres días de navegación del Gyre, al atravesar casi a la mitad de los remolinos D “El Dorado” y el F “Fourchon”, siendo excelente para la calibración de los satélites. También fue una

oportunidad única para obtener mediciones de precisión vertical del Sistema Global de Posicionamiento (GPS). (GVK98).

Las figuras 38 y 39 muestran la posición de las trayectorias de los satélites y la posición geográfica de los remolinos D y F, respectivamente.

Por otro lado la figura 40 muestra en el Transecto 5 el perfil de la temperatura que marca claramente la corriente marina de más de 1.5 m s^{-1} (tres nudos) en el remolino F. La figura 41 Muestra el perfil de salinidad ($^{\circ}/_{00}$), del mismo transecto 5 a través del remolino anticiclónico F, en el se marca claramente la zona de alta salinidad a una profundidad de 100 a 250 m, masas de agua provenientes del Atlántico del Norte, Agua de 18°C , y en menor proporción, agua del Sur del Atlántico, Agua Subtropical del Sur (ASS).

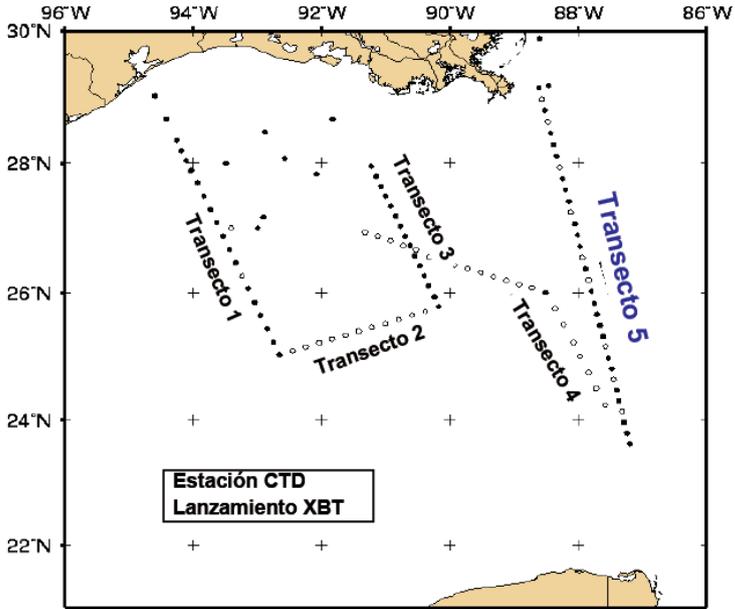


Figura 38. Transectos durante el crucero realizado en golfo de México en abril-mayo de 1998. (gvk98)

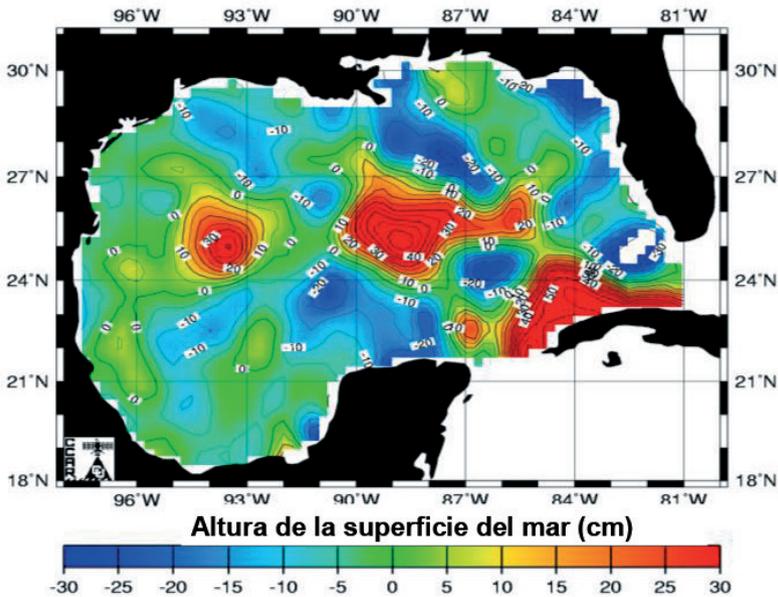


Figura 39. Alturas de la superficie del mar en el Golfo de México, obtenidas con el satélite TOPEX-ERS-2 (gvk98).

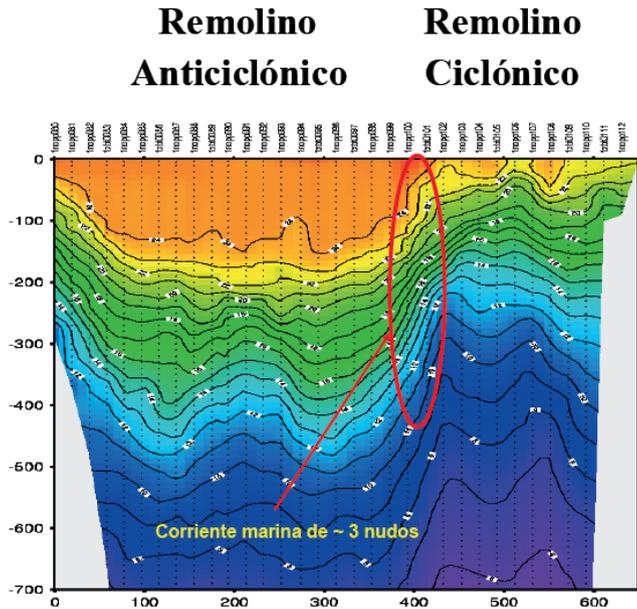


Figura 40. Transecto 5. Temperatura °C desde la superficie del mar hasta 700 m de profundidad. Distancia horizontal en km. (gvk98).

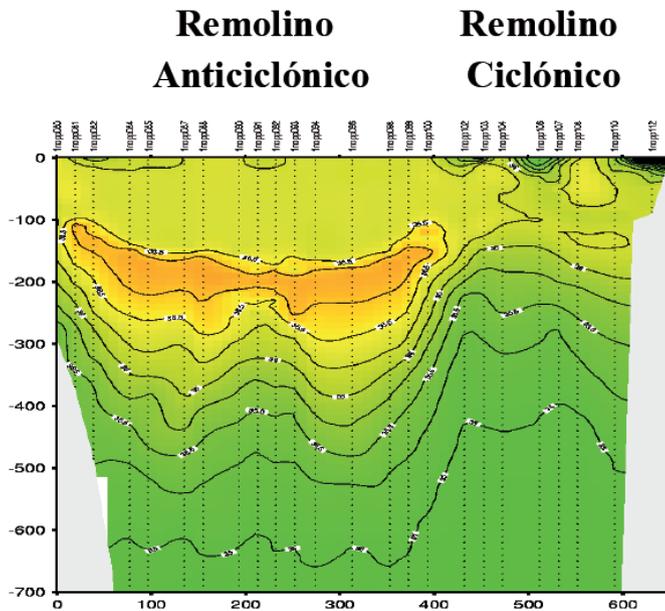


Figura 40. Transecto 5. Salinidad (‰) desde la superficie del mar hasta 700 m de profundidad. Distancia horizontal en km. (gvk98).

RESUMEN Y DISCUSIÓN

Los resultados de los cruceros confirmaron el dominio de la circulación anticiclónica en el oeste del golfo de México. Ellos sugirieron que el centro de la circulación en el lado oeste era normalmente anticiclónico; posiblemente el flujo está cubierto de alguna manera por las corrientes provocadas por el viento. En ninguno de los cruceros, el anticiclón principal abarcó todo el oeste del Golfo. Él estuvo rodeado por regiones ciclónicas, lo que da una periférica irregular. Sobre la base de datos discutida e información de otros cruceros, usualmente existen otros anticiclones entre el principal en el oeste y uno formando el centro de la corriente de Lazo en el este. La circulación en la parte central y al oeste es siempre más débil que la corriente de Lazo; dicha corriente de Lazo es un segmento del sistema de la corriente del Golfo, el cual pasa a través del este del Golfo.

Las características del Anticiclón en cada uno de los cruceros, descrito en detalle en Observaciones y Resultados, dependiendo de su ubicación, presentaba extensiones en diferentes direcciones; una de estas extensiones estaba hacia el sur, al oeste del banco de Campeche, corriente de Intrusión. El Anticiclón también tenía un flujo muy fuerte hacia norte en su lado oeste. El promedio del volumen de transporte geostrofico es aproximadamente de $10 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (10 Sv). Este valor puede compararse con el transporte de 40 a $50 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ entre el centro de la corriente de Lazo y del centro del ciclón en su parte oeste. El transporte de Anticiclón es cerca de una 1/3 del volumen promedio de transporte de la corriente de Lazo.

La intrusión hacia el sur en el geopotencial al oeste del banco de Campeche está

presente en cada uno de los cruceros. La Intrusión implica un flujo hacia el sur a lo largo del extremo oeste del banco de Campeche, por lo tanto, la corriente se guía por la topografía del fondo del cañón de Campeche.

La temperatura al noreste de la laguna de Tamiahua observada en noviembre de 1970 indicó un giro ciclónico en la región. En mayo-junio de 1971, fue observada otra vez en la temperatura y la salinidad. Mediciones del GEK también indicaron un giro ciclónico. Esta componente posiblemente era parte de un ciclón, es decir una circulación cerrada. No obstante en el resto de 1971, el anticiclón principal estaba muy cerca de la costa y la región ciclónica estaba ausente, ella es una característica recurrente. También, este remolino ciclónico fue reportado por Vidal *et al.* (1992).

Los cruceros de 1978 mostraron un cambio a nivel meso escala en el oeste del Golfo. Dos razones para ello, la disipación de energía asociada con la llegada del remolino anticiclónico oceánico en la costa occidental del golfo de México, considerado como el arribo de ondas Rossby. Al alcanzar la frontera oeste, se pueden disipar en ondas más cortas, las cuales se propagan al norte y al sur a lo largo de la costa y alimentan de energía a las estructuras de los remolinos ciclónicos. También, aquí puede ser debido a la respuesta del océano al intenso esfuerzo del viento.

En la bahía de Campeche una región ciclónica estuvo en la parte central y al oeste durante todos los cruceros. El centro de la región ciclónica en la superficie del mar, siempre tiene valores bajos de salinidad y altos valores en la concentración de oxígeno disuelto.

El mecanismo de forzamiento físicamente lógico en la BdC para mantener la circulación ciclónica permanente y su intensificación occidental, es observado por el bombeo Ekman relacionado con el esfuerzo de giro del viento. El promedio de la tensión del giro del viento en el BdC del estudio GW96 es consistente con la de Elliott (1979). Estos indican un volumen cíclico del transporte ciclónico de aproximadamente $4 \times 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (4Sv); su valor es 0.7 mayor al reportado por VC93, indicado por los datos hidrográficos. (VRDJO5).

Pérez-Brunius *et al.* (2012) analizaron la capa superior de la bahía de Campeche en periodo de tres años (2007-2010), con datos registrados por boyas de superficie, medidor de corrientes con anclaje y altimetría satelital. Las mediciones mostraron que la circulación ciclónica correspondía a lo observado por los autores anteriores, y se extiende aún más por debajo de 1000 m, y que su tamaño y ubicación es delimitada por la topografía particular de la región: una cuenca profunda al oeste y menos profundo y una suave pendiente de ventalle submarino al este (Cañón de Campeche).

Durante el crucero en 1998 se obtuvieron perfiles verticales de las propiedades de las masas de agua, así como la medición de velocidades de las corrientes; se nave-

gó sobre las proyecciones en la superficie del mar de las trayectorias de los satélites TOPEX-POSEIDON y ERS. También fue una oportunidad única para obtener mediciones de precisión vertical del Sistema Global de Posicionamiento (GPS).

Los remolinos anticiclónicos, los cuales giran en sentido de las manecillas del reloj, son más dinámicos, su centro es más caliente y salado en la parte superior, la capa de mezcla; en algunas ocasiones, en el centro de ellos en el golfo de México se han generado en la atmósfera depresiones tropicales que han llegado a categoría de huracanes, como ejemplo: Juan, 1979; Dean y Gabrielle, 1995.

Los remolinos anticiclónicos tienden acumular residuos en su centro, pero su tamaño en orden de magnitud, es 4 o 5 veces mayor con respecto a los desechos (residuos menores a un metro, en cambio el diámetro del remolino es del orden de 300 km).

Por otro lado, en los remolinos ciclónicos, al existir una surgencia en su centro, (figura 33), existe una divergencia hacia su exterior.

Probablemente, lo más impresionante fueron los valores más bajos en el Agua Antártica Intermedia (AAI) en el oeste del golfo de México, los cuales corresponden al cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría agradecer a muchas personas e instituciones por haberme ayudado para realizar el presente trabajo, pero debido a la dificultad para ponerlos por orden de importancia, he decidido hacerlo por orden cronológico. Desde el principio de mis estudios, para esas bellísimas personas

que me dieron la vida, mis Padres, Rafael y Margarita, a mis hermanos Rafael, Crystal, Francisco, Luis Gregorio y Edith Sele, ellos me apoyaron siempre con mucho entusiasmo en mi carrera naval; Al Tte. Nav. Mario G. Laine en la Heroica Escuela Naval Militar; al Cap. Frag. Álvaro Arza-

mendi, Comandante del Buque California B-03; al Almirante Antonio Vázquez del Mercado por permitirme realizar mis estudios como Ingeniero Mecánico Naval; otra vez los Capitanes de Fragata Mario G. Laine y Gilberto López Lira por ayudarme a efectuar mis estudios en la NASA, Houston; al Dr. George L. Huebner por iniciarme en el fascinante mundo de los sensores remotos y por su ejemplo invaluable de dedicación y trabajo; al Dr. Ingvar Emilsson por iniciarme en la oceanografía física, por su gran dedicación y esfuerzo que sin él, no habría sido posible hacer el presente trabajo y por su ejemplo como un gran científico; al Dr. John D. Cochrane, mi asesor de tesis de maestría; a los Contralmirantes Gilberto López Lira y Doroteo Silva López, Ellos me ayudaron en mis estudios y trabajos de Oceanografía;

También estoy muy agradecido al Capitán de Fragata Gustavo Orozco Peralta, Comandante del B/O Uribe, en su ayuda durante los cruceros COSMA.

Agradezco al Profesor Robert O. Reid como un excelente maestro, por su paciencia y su percepción clara; otra vez, al Dr. George L. Huebner por apoyarme durante mis estudios en Texas A&M University; al Alm. Luis M. Bravo, Alm. Miguel Ángel Gómez Ortega, Alm. Mauricio Scheleske Sánchez, Alm. Luis C. Ruano y al Alm. Gilberto López Lira por permitirme continuar mis estudios de postgrado. Finalmente a mi esposa Olga, a mis hijos Alberto y Olga por su ayuda y comprensión y sobre todo a mis cinco nietos.

LITERATURA CITADA

- Bravo, C. J. L., 1972. Observaciones de las corrientes mediante el electrocinetógrafo geomagnético "GEK". Tesis Profesional, Universidad Nacional Autónoma de México; 112 p.
- Deacon G. E. R., 1937. The hydrology of the Southern Ocean. *Discovery Reports*, 15, 1-124.
- Elliot, B. A., 1979. Anticyclonic rings and the energetic of the circulation of the Gulf of Mexico, Ph.D. Dissertation Department of Oceanography, Texas A&M University. College Station, Texas. 188 p.
- Guinasso, N., A.M. Vázquez de la Cerda, y F.J. Kelly, 1998. (GVK98). Desarrollo del remolino Fourchon (1998) en el Golfo de México. V Congreso Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar. SEP. Boca del Río, Veracruz.
- Gutiérrez de Velasco, G., y Winant., 1996. (GW96). Seasonal patterns of wind stress and wind stress curl over the Gulf of Mexico. *J. Geophys. Res.*, 101(18): 127-18,140.
- Merrell, W. J., Jr., y J. M. Morrison, 1981. (MM81). "On the circulation of the western Gulf of Mexico with observations from April 1978". *Journal Geophysical Research*, 86: 4181-4185.
- Merrell, W. J. Jr., y A. M. Vázquez., 1983. (MV83) Observations of changing mesoscale circulation patterns in the western Gulf of Mexico. *Journal Geophysical Research*, 88 (C12): 7721-7723.
- Nowlin, W. D., Jr., y H.J. McLellan, 1967. A Characterization of the Gulf of Mexico Waters in winter. *J. Marine Res.*, 25(1); 29-59.

- Nowlin, W. D., Jr., J.M. Hubertz, and R.O. Reid, 1967. A detached Eddy in the Gulf of Mexico. *J. Marine Res.*, 26 (2): 185-186.
- Nowlin, W. D., Jr., 1972. Winter Circulation Patterns and Property Distributions. Contributions on the Physical Oceanography of the Gulf of Mexico. Texas A&M University Oceanographic Studies; 3-51pp.
- Pérez-Brunius, P., P. Garcia-Carrillo, J. Du-branna, J. Sheinbaum y J. Candela, 2012. Direct observations of the upper layer circulation in the southern Gulf of Mexico. *Deep-Sea Res. II*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2012.07.020>
- Schlitz, R. J., 1973. Net total transport and net transport by water mass categories for Yucatan Channel, based on data for April 1970. Ph.D. Dissertation, Texas A&M University; 107 p.
- Sievers, H.A., y W.D. Nowlin, Jr., 1984. (SN84). The Stratification and Water Masses at Drake Passage. *Journal Geophysical Research*, 89:C11.
- Vázquez de la Cerda, A. M., 1975. (VC75) Currents and Waters of the Upper 1200 m of the Southwestern Gulf of Mexico. Master's Thesis, Texas A&M University, 108 p.
- Vázquez de la Cerda, A. M., 1988. (VC88) Some oceanographic results in the western Equatorial Atlantic Ocean and their consequences in the Gulf of Mexico. Oceanography Seminar, October 24 –October 28, 1988. Texas A&M University, 18 p.
- Vázquez de la Cerda, A. M., J.S. Arrieta, O. Güido, y J. Rivera, 1991. (VAGR91) Reportes técnicos de CIRCAM 1 y CIRCAM 2 de los cruceros abordo del B/O Justo Sierra de la UNAM. SEMAR, DIGONAV. 84 p.
- Vázquez de la Cerda, A. M., 1993. (VC93) Bay of Campeche Cyclone, Doctoral Dissertation Texas A&M University., 91 p.
- Vázquez de la Cerda, A. M., 2004. (VC04). Análisis descriptivo de las masas de agua oceánica que arriban al Golfo de México. p 69-102. En: Caso, M., Pisanty I., y Ezcurra, E. (Compiladores). Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Inst. Nal. Ecología, Inst. Ecología A.C. y Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies.
- Vázquez, A., R.O. Reid, S.F. DiMarco, y A.E. Jochens., 2005. (VRDJ05). Bay of Campeche Circulation: an Update. Circulation in the Gulf of Mexico: Observations and Models. *Geophysical Monograph Series* 161; 279-293.
- Vidal, V.M., F.V. Vidal, y J.M. Pérez-Molero, 1992. (VVP92) Collision of Loop Current anticyclonic ring against the continental slope of the western Gulf of Mexico. *J. Geophys. Res.*, 97, 2155-2172.
- Wilson, R. J., 1967. Amount and Distribution of Water Masses in February and March 1962 in the Gulf of Mexico. Master's Thesis, Texas A&M University, 54 p.
- Wüst, G., 1935 Die Stratosphäre des Atlantischen Ozeans, in Wissenschaftliche Ergebnisse der Deutschen Atlantischen Expedition, "Meteor" 1925-1927". *Alter de Gruyter, Berlin* 6(1): 109-228.
- Wüst, G., 1957. Stromgeschwindigkeiten und Stromngen in der Tiefen des Atlantischen Ozeans. Wissenschaftliche Ergebnisse des Deutscher Atlantischer Expedition auf dem Meteor". *Bd. VI, Zweiter Teil*, 261-420 pp.
- Wüst, G., 1964. Stratification and Circulation in the Antilles-Caribbean Basins." Columbia Univ. Press, Ny, 201 p.

4

El cambio del nivel del mar y eventos extremos en el Pacífico mexicano

Ernesto Caetano¹, Luíís Marton², Valdir Innocentini³,
Christian Domínguez⁴, Arturo Caracas⁵ y Luis Galván⁶

¹INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM. MÉXICO

²CLIMATEMPO. BRASIL

³INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. BRASIL

⁴POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA UNAM. MÉXICO,

⁵SECRETARÍA DE LA MARINA DE MÉXICO. MÉXICO

⁶POSGRADO EN GEOGRAFÍA, UNAM. MÉXICO

e-mail: caetano@unam.mx

RESUMEN

La comprensión actual de los efectos del cambio climático en los niveles extremos del mar en la región del Pacífico mexicano es examinada. Esta región contiene muchas áreas que son vulnerables a niveles extremos en el clima actual y esta vulnerabilidad aumentará en el futuro, de acuerdo a las proyecciones de cambio climático. Las predicciones confiables del aumento del nivel global medio del mar son modificadas por medio de diferencias regionales del efecto estérico (relacionados con la densidad) y las interacciones gravitacionales cambiantes entre el océano y las capas de hielo, las cuales afectan la distribución regional del efecto eustático y contribuyen al aumento del nivel del mar. Los niveles del mar más extremos de esta región son generados por los ciclones tropicales. Es

Caetano, E., L.Marton, V. Innocentini, C. Domínguez, A. Caracas, y L. Galván, 2017. El cambio del nivel del mar y eventos extremos en el Pacífico mexicano. p. 85-104. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

probable que la intensidad de los ciclones tropicales mayores (categoría 3, 4 y 5) aumente; sin embargo, muchos modelos climáticos proyectan una disminución sustancial del número de ciclones tropicales en esta región. Lo anterior, podría conducir a una disminución general en el número total de ciclones tropicales intensos. Esta proyección, sin embargo, necesita ser mejor cuantificada mediante el uso de modelo climáticos de alta resolución para mejorar las simulaciones de los ciclones tropicales. Mientras que las mareas de tormenta de los ciclones tropicales producen los mayores extremos del nivel del mar en esta región, otros eventos más frecuentes que causen el nivel alto del mar pueden surgir del oleaje generado por tormentas lejanas. Los cambios en el clima de las olas en el Pacífico tropical resultan de proyecciones debido a los cambios forzados antrópicamente en la circulación atmosférica. Los cambios futuros en los extremos del nivel del mar se deben a una combinación de cambios en el nivel medio del mar, tendencias regionales del nivel del mar, la incidencia de ciclones tropicales y la climatología de oleaje. También, se discuten las implicaciones que los resultados tienen en estudios de adaptación y gestión de riesgo.

Palabras clave: aumento del nivel del mar, Pacífico mexicano, eventos extremos.

ABSTRACT

Comprehension of the current effects that climate change has on extreme sea levels in the Mexican Pacific region is examined. The region contains many areas vulnerable to extreme levels under current climates; a vulnerability that, according to climate change projections, will grow. Trustworthy predictions of the global mean sea level are modified through regional differences in the steric effect (related to density) and the ever-changing gravitational interactions between the ocean and the ice caps, which affect the regional distribution of the eustatic effect and contribute to the rise in sea level. The most extreme sea levels in the region are generated by tropical cyclones. Although the intensity of major tropical cyclones (categories 3,4 and 5) is likely to rise, many climate models foresee a substantial drop in the number of tropical cyclones in the region. This could lead to a general descent in the total number of intense tropical cyclones. This projection, however, needs to be better quantified using high-resolution climate models to improve tropical cyclone simulations. While storm surges from tropical cyclones produce the most extreme sea levels in the region, other more frequent events causing higher sea level may arise from waves produced by distant storms. The climate changes shown in the model for the Tropical Pacific waves are from projections of anthropically forced changes in atmospheric circulation. Future changes in extreme sea levels stem from a combination of changes in mean sea level, regional tendencies in sea level, incidence of tropical cyclones, and wave climatology. The implications of the results for adaptation and risk management studies are also discussed.

Key words: Sea level rise, Mexican Pacific, extreme events

INTRODUCCIÓN

El nivel del mar observado a lo largo de las costas mexicanas ha cambiado en respuesta a una amplia variedad de mecanismos astronómicos y geofísicos. En los últimos 3000 años, el nivel del mar cambió relati-

vamente poco. Sin embargo, el promedio de los niveles globales del mar aumentó de forma espectacular a partir del fin de siglo XIX (figura 1).

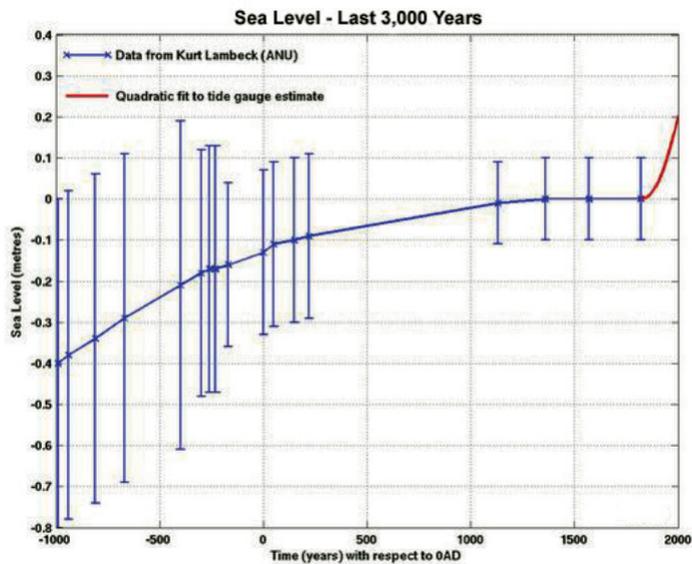


Figura 1. Cambio del nivel del mar desde hace 3000 años hasta la actualidad (Fuente CSIRO, 2012: https://www.cmar.csiro.au/sealevel/sl_hist_intro.html#fewthousand).

Los principales procesos asociados al cambio global del nivel del mar son: la fusión del hielo terrestre que aumenta el volumen de agua del océano, y la expansión térmica debido al calentamiento del agua (Caetano *et al.*, 2012). Otros procesos, como el de la expansión del fondo oceánico, también pueden jugar un papel importante; no obstante, estos cambios generalmente ocurren en una escala de tiempo muy prolongada de hasta 100 000 o más años.

La gran incertidumbre en las proyecciones del nivel del mar representa un reto. Las proyecciones globales no se pueden aplicar de manera uniforme en todas las áreas, debido a la existencia de muchas variables locales que interactúan entre sí. Las tasas locales de variación del nivel del mar reflejan una variedad de factores característicos de la región o área, incluyendo el movimiento vertical de la tierra (hundimiento o elevación) y cambios en la hidrodinami-

ca de estuarios y plataforma, patrones de circulación oceanográfica regionales y los ciclos hidrológicos (caudal de los ríos). La estimación de las proyecciones locales varía mucho a lo largo de las costas de México. Las altas tasas de aumento relativo del nivel del mar, por ejemplo, se encuentran en las costas del noroccidente del golfo de México, ahí se produce actualmente un hundimiento con velocidad de 1 mm/año. Aparentemente, se debe a un incremento brusco del nivel del mar al final de la última glaciación, de por lo menos 50 m. Aunado a esto, el proceso activo del desplazamiento de bloques continentales, como la península de Baja California que se desplaza a una velocidad promedio de 6 cm/año, también puede cambiar el nivel del mar en la región (figura 2).

En algún momento del proceso de planificación, los escenarios de cambio de nivel del mar que se elijan deben incorporar

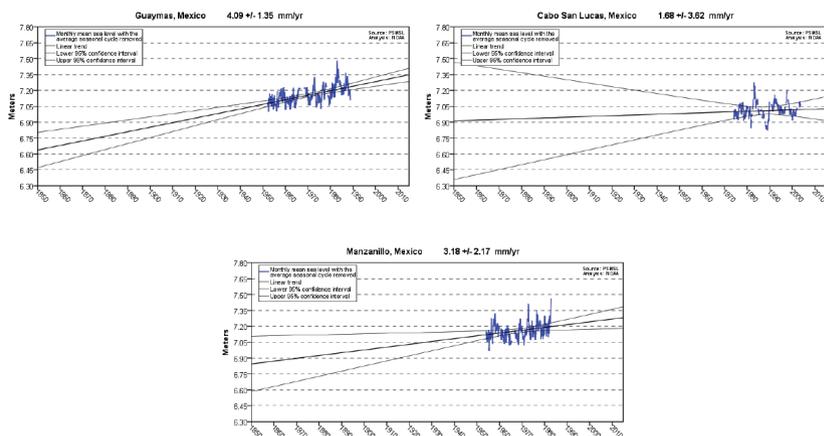


Figura 2. Tendencia del aumento del nivel de mar reportado por las estaciones mareográficas de Guaymas, Cabo San Lucas y Manzanillo.

proyecciones globales y las tasas de cambio locales. La mayoría de los planes utilizan un lapso de 100 años o un horizonte temporal para el año 2100 como la meta final. El Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) ofrece una amplia gama de escenarios de cambio global del nivel del mar (2007), y es a partir de este rango que se puede determinar qué escenarios tienen más sentido para necesidades de planificación en una región específica.

En el desarrollo de escenarios a nivel local, se deben tener en cuenta todos los procesos actuales de los eventos de inundación; ya que es probable que el aumento del nivel del mar incremente el alcance, la frecuencia y la duración de las inundaciones que suelen ocurrir en la región.

Al proyectar la frecuencia de inundaciones debido al aumento del nivel del mar, se elige un aumento del nivel del mar relativo e hipotético, para un área en particular y año específico. En el caso de la estación de Veracruz (elegida por su largo registro de marea – 50 años), el nivel de Pleamar

Media Superior (MHHW, por sus siglas en inglés) superó 70 mm en 2 de los 50 años (figura 3), lo cual es considerado como el nivel más alto posible de este año. Si se estima mediante la adición de 0,3 m a cada barra, significa que habría más de 4 años que excedan 70 mm. La ocurrencia esperada en este caso excedería 6 años de un total de 50 (o un evento cada 8 años), o tres veces mayor que la probabilidad actual. En este razonamiento, se supone que la magnitud y frecuencia de las tormentas y sus respuestas asociadas a la inundación no cambian con el tiempo.

Es probable que estos aumentos repentinos del nivel del mar se incrementen en el futuro y, por consiguiente, la frecuencia y/o severidad de la erosión costera e inundaciones. La información acerca de la amenaza de mareas de tormenta y de cómo esta amenaza va a cambiar en el futuro, es esencial para evaluar el impacto del cambio climático en las costas y posteriormente, formular respuestas de adaptación a los cambios en las condiciones y patrones climáticos.

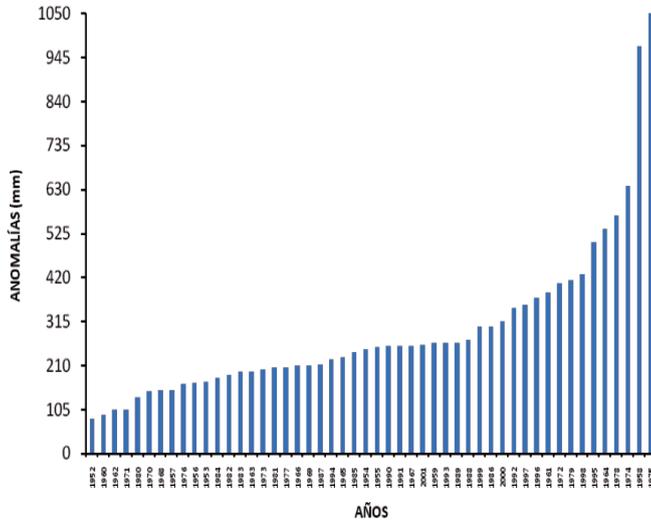


Figura 3. El nivel más alto anual del agua, elevaciones relativas al promedio de Pleamar Media Superior (MHHW) medido en Veracruz, entre 1952 y 2001. Períodos de retorno de altas incidencias del nivel del agua aumentará a medida que el nivel del mar suba.

ALTURA DE MAREA

Las mareas dominan el cambio diario del nivel del agua a lo largo de la mayor parte de la costa. Debido a que este intervalo puede variar sustancialmente por ubicación, las inundaciones se describen como el promedio diario a largo plazo de la pleamar media superior (MHHW). Usando estas mediciones se crea uniformidad espacial.

A lo largo del año; sin embargo, ocurre un lento cambio estacional del nivel del mar que afecta la altura de inundación du-

rante el día, estación del año, y los ciclos de las mareas muertas (figura 4). Este ciclo se produce en respuesta a los cambios estacionales normales de la presión atmosférica, patrones de viento, corrientes marinas, flujos fluviales, además del calentamiento y enfriamiento del océano. Dentro del golfo de la California, el rango estacional del nivel del mar varía típicamente de 0.1 a 0.3 m.

MAREA DE TORMENTA

Los vientos y las bajas presiones asociadas a frentes atmosféricos y ciclones tropicales pueden producir una “marejada ciclónica”. El nivel de la marea previsto es motivo de preocupación cuando el aumento, debido a la marea de tormenta, es de gran magni-

tud y persiste durante un ciclo completo de marea. La ocurrencia de marea de tormenta es a menudo estacional. Por ejemplo, el Pacífico mexicano es normalmente afectado durante el verano por ciclones tropicales (Domínguez-Sarmiento 2012).

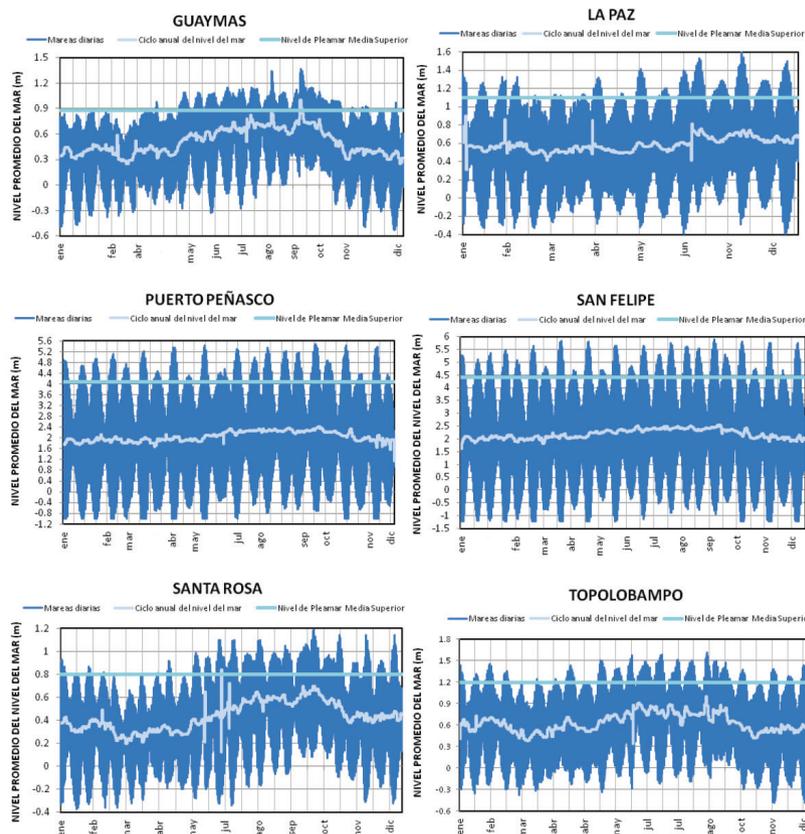


Figura 4. Variación anual promedio de la marea para las estaciones de puerto Peñasco, San Felipe, Santa Rosa y Topolobampo.

Las tormentas costeras e inundaciones extremas son eventos raros que pueden derivarse de una única causa (una marejada muy grande) o una combinación de causas (un gran aumento de la pleamar media superior). Los niveles del agua denominados “extremos” varían ampliamente en altura a lo largo de la costa de México, a menudo debido a las diferencias en el ancho de la plataforma continental y la intensidad de la tormenta. Las tormentas de invierno, que ocurren frecuentemente en el golfo de México, cubren grandes áreas y en casos extremos pueden acumular picos (más

de 3-5 m) en el transcurso de varios días (por ejemplo, el evento de norte ocurrido en octubre del 2007 en el golfo de México provocó que la altura de las olas alcanzara los 5 metros) (Caetano *et al.*, 2012). Una marejada de larga duración puede causar inundaciones múltiples a medida que interactúa con varios ciclos de marea. Otros eventos de aumento de nivel del mar más frecuentes pueden surgir de oleaje generado por tormentas lejanas, como el evento de mar de fondo de 1 de mayo de 2015 (Innocentini *et al.*, 2015) y durante eventos de El niño (Innocentini *et al.*, 2016).

CAMBIO CLIMÁTICO

Recientemente, los científicos del IPCC revisaron las estimaciones de cambio en el nivel del mar bajo diversos escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero. Se ha concluido que las estimaciones del AR4 fueron menores de lo que recientemente se ha encontrado (Caetano *et al.*, 2012). De acuerdo a diversos autores, ciertos procesos no fueron incorporados adecuadamente en las proyecciones, y sobre todo, se ha comenzado a encontrar una mayor aceleración en la velocidad de derretimiento de glaciares y casquetes polares.

Los escenarios de cambio del nivel medio del mar (figura 5) consiste de cuatro elementos principales: expansión térmica, derretimiento de glaciares (excluyendo Groenlandia y las hojas de hielo antárticas), equilibrio total de la superficie de la capa de hielo, y desequilibrio dinámico de la capa de hielo (Caetano *et al.*, 2012).

En el futuro, es probable que la severidad de los eventos de marea de tormenta se incremente con el aumento del nivel del mar; añadiendo el hecho de que el cambio climático puede alterar la frecuencia e intensidad de los forzantes meteorológicos.

Muchas proyecciones del aumento del nivel del mar varían dependiendo de las suposiciones y del escenario de emisiones elegido. Por ejemplo, el escenario A1FI - éste es el de mayor calentamiento- define los límites superiores de la gama de proyecciones del nivel del mar. Las “mejores” estimaciones para este escenario son 28 cm para la extensión termal, 12 cm para los glaciares y -3 cm para el equilibrio total de la capa de hielo superficial. Si se agrega a esto un término basado simplemente en la suposición de que el flujo acelerado del hielo observado entre 1993-2003 sigue siendo constante en los años por venir, se adicionan otros 3

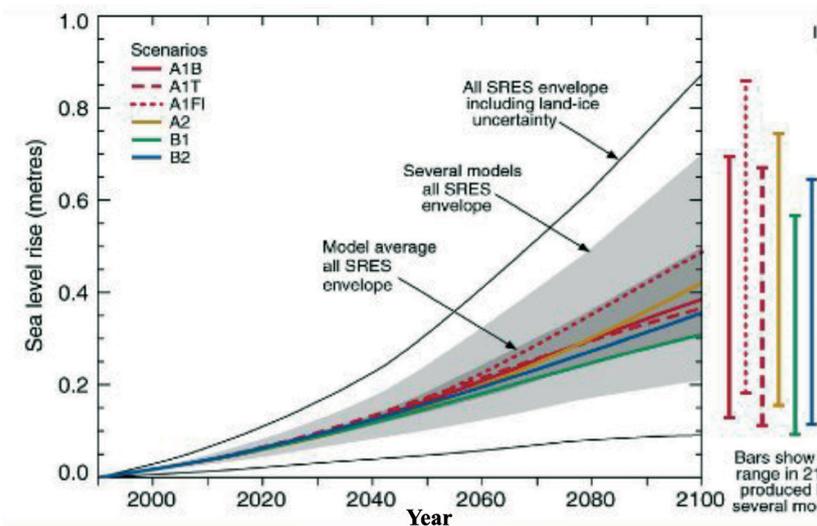


Figura 5. Aumento del nivel de mar bajo los escenarios de cambio climático A1B, A1T, A1FI, A2, B1 y B2 (fuente: IPCC, 2007).

cm hacia el año 2095. En total, esto resulta en 40 cm, considerando que la contribución de la hoja de hielo es cero (figura 5).

Las zonas sujetas a inundación con el aumento del nivel del mar por mareas de tormenta, indican que la penetración de la cuña marina se lleva a cabo con una distribución no uniforme y de manera muy irregular a lo largo de amplios tramos de la costa. En las zonas de mayor vulnerabilidad, la influencia marina se llegará a sentir entre 40 y 50 km tierra adentro. Los múltiples resultados obtenidos siguen evidenciando que el calentamiento de la atmósfera está acelerando el deshielo en todo el mundo y éste asciende a varios cientos de kilómetros cúbicos de agua al año. Así, según los estudios, el mar aumentaría varios metros al derretirse los polos. El aumento del nivel del mar producirá no sólo alteraciones en los sistemas de gran productividad biológica, como las lagunas costeras, sino que también provocará un impacto irreversible sobre la rica biodiversidad de algunas zonas pantanosas.

Los escenarios de aumento del nivel de mar para 2100 elaborados en el AR4 (2007) son de 38 cm para el escenario B1 (un mundo más integrado y amigable ecológicamente) y más de 60 cm para el escenario A2 (un mundo dividido, caracterizado por un

mundo de funcionamiento independiente, autosuficiencia de las naciones, continuo aumento de la población, una orientación regional de desarrollo económico más lenta y fragmentada, cambios tecnológicos y mejoras en los ingresos per cápita). Los datos de topografía disponibles permiten generar solamente mapas de inundación con escalones de 1 metro. El aumento de 1 metro del nivel del mar en las regiones de estudio permite ver las áreas potenciales de inundación, como las costas de Sinaloa y Baja California (figura 6).

Resultados similares fueron encontrados por Ortiz-Pérez y Méndez-Linares (1999), pero en su análisis tomaron en cuenta procesos de erosión y hundimiento costero, entre otros.

Para evaluar el impacto actual y la exploración de los escenarios futuros de cambio climático de las mareas de tormenta, se utiliza la herramienta de la modelación numérica hidrodinámica. En un estudio anterior de eventos extremos en el golfo de México, Caetano *et al.* (2012) examinó el impacto del huracán Dean (2007), del “norte” ocurrido el 23 de octubre del 2009 en la región costera y escenarios futuros bajo el aumento del nivel del mar. En este informe, se presenta un estudio similar para el huracán Marty (2003) en el golfo de California.

HURACÁN MARTY

El huracán Marty se desarrolló a partir de una onda tropical que se movió a la región del Pacífico nororiental proveniente de centroamérica el 10 de septiembre del 2003. La convección asociada a la onda tropical se volvió más persistente el día 16 de septiembre, cuando se localizaba al sur de

Manzanillo. Para el día 18, la actividad que acompañaba a la onda estaba mejor organizada, y por la tarde de ese día, alcanzó la intensidad de depresión tropical “Trece-E”, cuando se localizaba aproximadamente a 426 km del suroeste de Manzanillo, con un centro de baja presión de 1002 mb, vien-

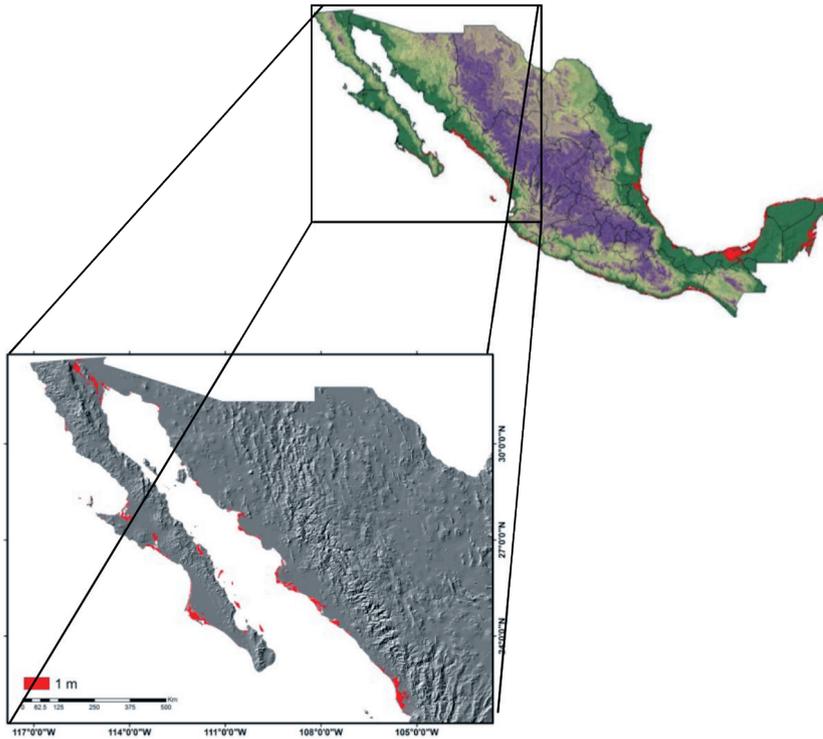


Figura 6. Áreas inundadas (en rojo) con el incremento del nivel del mar de 1 metro; República Mexicana y golfo de la California.

tos máximos sostenidos de 30 nudos (56 km/h), rachas de 40 nudos (74 km/h) y un desplazamiento hacia el noroeste.

Las observaciones meteorológicas desde un buque¹ a las 01:00 R (06:00 Z) del 19 de septiembre, contribuyó a la decisión del Centro Nacional de Huracanes de Miami, Florida, de llevar a Marty a la categoría de tormenta tropical (figura 7). Por la mañana del 20 de septiembre, la intensa actividad convectiva comenzó a tener mejor organización conforme el sistema se desplazaba lentamente hacia el oeste-noroeste. Por la

noche de ese mismo día, Marty se intensificó a huracán categoría 1 de la escala de intensidad Saffir-Simpson, cuando se localizaba en latitud 18.6° N y longitud 108.6° W, caracterizado por un centro de baja presión de 987 mb, vientos máximos sostenidos de 65 nudos (120 km/h) y rachas de 80 nudos (148 km/h).

Al final del 21 de septiembre, el centro del ciclón tropical se localizaba a 167 km al sur-sureste de Cabo San Lucas, BCS, caracterizado por un centro de baja presión de 980 mb, vientos máximos sostenidos de

¹ Identificador del buque "4XFP".- Reporte del 19/0600 UTC (01:00 R), en situación geográfica lat. 18.2°N, long. 104.1°W; velocidad del viento 35 nudos (65 km/h), presión atmosférica 1006 mb. Fuente: Centro Nacional de Huracanes de Miami, Florida.

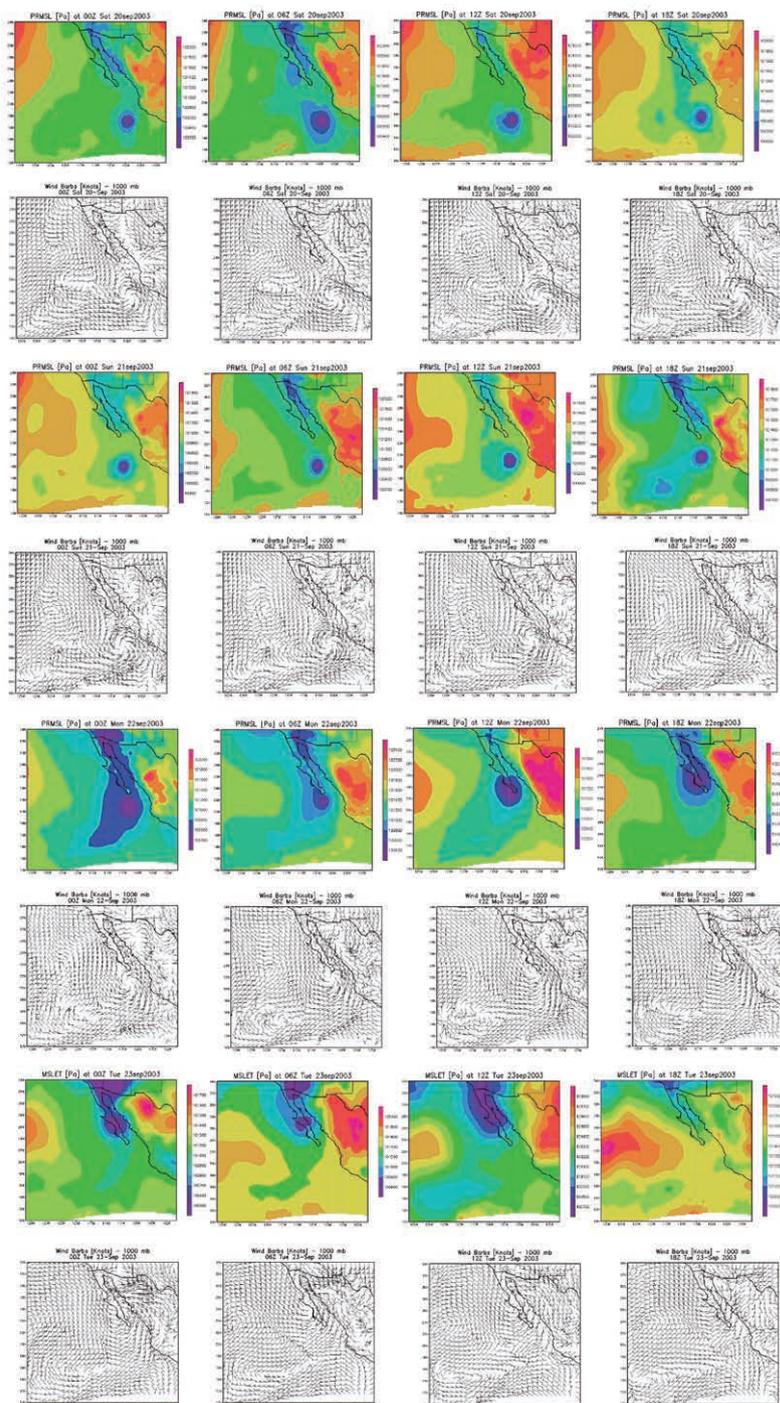


Figura 7. Evolución temporal del ciclón tropical Marty, viento en superficie y presión a nivel medio del mar (Reanálisis NARR).

75 nudos (139 km/h) y rachas de 90 nudos (167 km/h). Marty continuó intensificándose mientras se desplazaba con rumbo predominante hacia el nor-noroeste. Durante la madrugada del 22 de septiembre, cuando Marty se encontraba en latitud 22° N y longitud 109.6° W, alcanzó la intensidad de huracán categoría 2, con vientos máximos sostenidos de 85 nudos (157 km/h), rachas de 105 nudos (194 km/h) y una presión mínima de 973 mb. Marty mantuvo esta fuerza hasta que impactó en tierra aproximadamente a las 07:30 "R" (12:30 Z), al este de San José del Cabo, B.C.S. La interacción de Marty con la topografía del área lo debilitó, situándolo en la condición de huracán categoría 1.

Marty continuó desplazándose hacia el noroeste, paralelo a la costa oriental de la península de Baja California y sobre aguas del golfo de California. Debido a su rápido desplazamiento y cercanía a la costa, Marty se degradó a tormenta tropical durante la noche del 22 de septiembre, cuando se localizaba sobre el golfo de California aproximadamente a 74 m.n. (137 km) al norte de Santa Rosalía, BCS, y a 135 m.n. (250 km) al oeste-noroeste de Guaymas, Sonora, caracterizado por un centro de baja presión de 990 mb, vientos máximos sostenidos de 60 nudos (111 km/h) y rachas de 75 nudos (139 km/h).

En el transcurso del 23 de septiembre, la tormenta tropical Marty continuó desplazándose con rumbo predominante hacia el nor-noroeste, disminuyendo la velocidad de desplazamiento y la intensidad de sus vientos. No obstante, continuó ocasionando fuertes lluvias que afectaron principal-

mente la porción occidental del país y que se extendieron hacia los estados de Arizona, Nuevo México y oeste de Texas en los Estados Unidos. La convección profunda de la tormenta tropical comenzó a disminuir; por lo que, Marty se degradó a depresión tropical la tarde del día 23, cuando se localizaba a 73 m.n. (135 km) al sur de Puerto Peñasco, Son., y a 82 m.n. (152 km) al sureste de San Felipe, BCS, presentando vientos máximos sostenidos de 30 nudos (56 km/h), con rachas de 40 nudos (74 km/h) y una presión mínima de 1002 mb. Por la mañana del 24, la depresión tropical Marty tocó tierra sobre la costa noroeste de Sonora, con vientos máximos sostenidos de 25 nudos (46 km/h), rachas de 35 nudos (65 km/h) y una presión mínima de 1004 mb. Ya sobre tierra, la depresión tropical se degeneró en un sistema de baja presión, sin presentar actividad convectiva significativa, así el día 26 se disipó hacia el norte del estado de Sonora.

Marty fue un huracán categoría 2 cuando impactó en tierra al sur de la península de Baja California, y depresión tropical cuando entró al norte del estado de Sonora, cerca la bahía San Jorge. Este ciclón tropical presentó sus efectos más importantes en los estados de Baja California Sur, Sonora y Sinaloa, con inundaciones que ocasionaron la pérdida de 12 vidas humanas distribuidas de la siguiente manera: 5 en Baja California Sur, 5 en Sonora y 2 en Sinaloa. Así mismo, se presentaron daños materiales en 4 000 viviendas, vías de comunicación, regiones agrícolas y daños en la infraestructura de líneas de energía eléctrica y telefónica (Caracas, 2005).

ESCENARIOS DE MAREA DE TORMENTA

En zonas donde existe una diferencia significativa entre la marea baja y alta, las mareas de tormenta son especialmente perjudiciales cuando se producen en el momento de una marea alta. Para el huracán Marty, se consideraron dos situaciones de mareas de tormenta: la simulación, tomando el nivel de referencia del mar actual (nivel de referencia medio de 0 m) y la simulación con el nivel de referencia del mar futuro (nivel de referencia medio de 1m). Para cada simulación de referencia del nivel del mar, se realizaron simulaciones donde los procesos de marea, vientos y presión fueron analizados separadamente para evaluar los impactos individuales de cada proceso. Los efectos de oleaje no fueron considerados en los escenarios. En el estudio anterior, se mostró que el impacto debido únicamente al oleaje se considera prácticamente despreciable. Además, el área de estudio es demasiado angosta para sentir los efectos del oleaje. El tipo de oleaje predominante es “*sea waves*” que son olas creadas por la acción directa local del viento; en contraste, el “*swell*” persiste después de que la perturbación (tormenta) haya desaparecido y con dirección constante mientras se mantiene en aguas profundas. Las “*sea waves*”, por el contrario, tienden a disiparse rápidamente después de que la perturbación se desvanece o se mueve fuera de la región.

Los valores más altos del nivel del agua simulados para el huracán Marty en el golfo de California fueron alrededor de 1.6 m en las costas Jalisco, Colima y Michoacán en 22 de setiembre a las 18 horas hora local (HL). Estos valores extremos coincidieron con el periodo de alta marea; por lo que, los dos efectos – marea de tormenta + pleamar – actuaron en fase constructiva, sobre

todo en las regiones costeras de los estados mencionados (figura 8). Mientras que en las costas de la península de Baja California no hubo impacto significativo.

La razón de acumulación de agua en las regiones costeras del oeste mexicano es causada por los fuertes vientos en el cuadrante de superficie de sur-sureste del huracán desplazándose paralelo a la costa. En este cuadrante, los vientos son más intensos (figura 9).

El impacto de la marea de tormenta podría ser mayor; ya que los vientos de superficie del re-análisis narr (figura 7) que actúan como forzantes en el modelo hidrodinámico, en general, subestiman los valores observados y por lo tanto, la marea de tormenta generada resulta menos intensa. Para examinar el efecto de la intensidad de los vientos en superficie, se realizó un experimento donde se incrementaron los vientos de superficie en aproximadamente 10%. Los resultados indican que los picos de marea de tormenta aumentaron alrededor de unos 25 a 30 cm con respecto a la simulación de control. Lo anterior demuestra que el impacto puede ser más significativo en regiones costeras, donde la actividad socioeconómica es crucial.

Por último, se construyó un escenario a futuro usando el aumento promedio del nivel del mar de 1 m y tomando el huracán Marty como evento extremo. El impacto futuro de este tipo de eventos, como era de esperar, es mayor y está modulado por el ciclo de mareas (un impacto mayor en la fase de marea alta). Los picos de pleamar alcanzaron en promedio valores de 15 a 25 cm más (figura no mostrada) que los obtenidos para el tiempo presente.

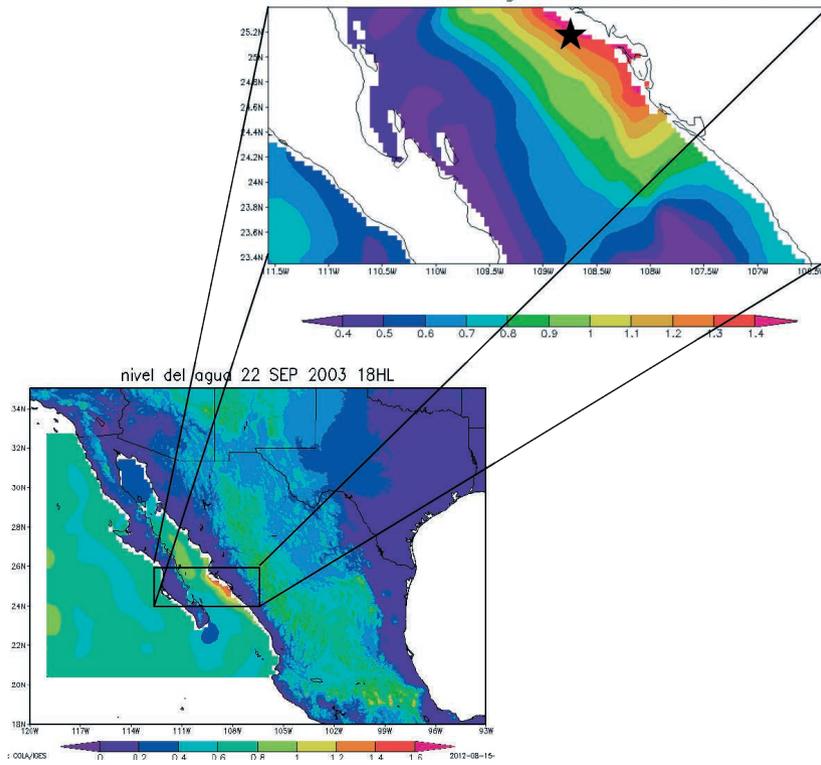


Figura 8. Nivel del agua (m) a las 18HL del día 22 de septiembre 2003. En la pequeña área, la resolución espacial se aumentó 1/6 de grado.

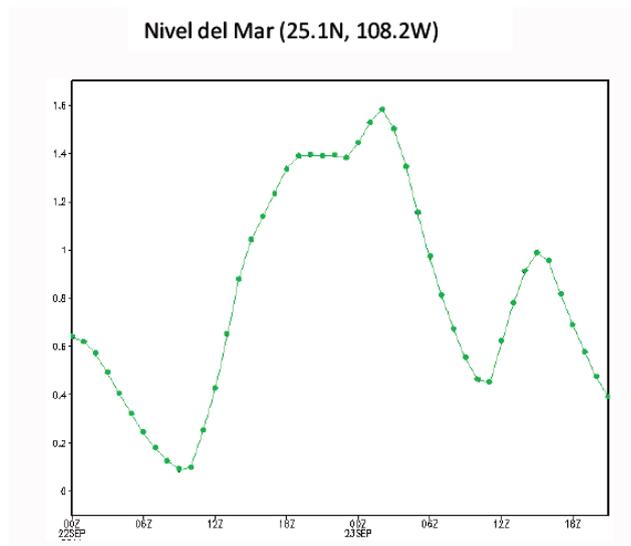


Figura 9. Evolución temporal de nivel del mar en el punto marcado (estrella) de la figura 8.

Las implicaciones son múltiples:

1. La “marejada”, causada principalmente por los fuertes vientos, empuja la superficie del océano. El viento hace que el agua se acumule haciendo que el nivel del mar se eleve más alto de lo normal. El centro de baja presión también tiene un pequeño efecto secundario; así como la batimetría del cuerpo de agua. El efecto combinado de la baja presión y el viento persistente sobre la superficie del cuerpo de agua, puede generar mareas de tormenta y causar grandes inundaciones en regiones costeras planas; además de que el efecto de erosión es más intenso.
2. Es de esperarse que la velocidad de la marea sea mayor para el aumento de 1 metro del nivel del mar; ya que la velocidad de propagación de la onda es proporcional a la raíz cuadrada de la profundidad, y la energía es proporcional al cuadrado de la velocidad; por lo que, la ganancia de la energía cinética se transforma en potencial; es decir, en amplitud de la marea y velocidad de propagación en el límite de región costera.
3. Como se mencionó anteriormente, el forzante dominante en eventos de mareas de tormenta son los vientos y la presión sobre la superficie que pueden causar interferencia constructiva o destructiva, particularmente en eventos con marea alta. Para este evento, los efectos parecen actuar de forma constructiva. Para el escenario futuro, la sinergia sería aparentemente mayor.
4. Otros factores que también contribuyen al aumento del nivel del mar son los ciclones tropicales que impactan regiones costeras, debido a su intensidad, velocidad de desplazamiento, tamaño del radio de vientos máximos y el ángulo de la pista con respecto a línea de costa; además de las características físicas de la costa y batimetría de la región.

DISCUSIÓN DE LOS EXPERIMENTOS

A través de la modelación numérica, se examinaron las regiones costeras del golfo de California que podrían ser potencialmente afectadas por el paso de fenómenos extremos. Esta afectación podría ser más impactante en el futuro, por ejemplo: la amplitud de la marea de tormenta y por consiguiente, al aumento del riesgo de inundación costera y erosión. Además de que los daños a la infraestructura portuaria, industrial, turismo y ecosistemas se podrían reforzar.

Los resultados presentados ilustran que el enfoque desarrollado en este estudio se aplica a una gama amplia de regiones cos-

teras y por lo tanto, ofrece un método potencialmente valioso para la evaluación del riesgo de mareas de tormenta en grandes zonas costeras y para facilitar información a los planificadores sobre la vulnerabilidad relativa a eventos extremos en los diferentes tramos de costa, así como el nivel del mar presente y futuro. Otras contribuciones al aumento del riesgo de inundación costera y erosión que no se estimaron en este estudio, incluye el impacto del viento sobre las olas durante el paso del huracán Marty. El oleaje puede aumentar el nivel máximo del mar en las zonas costeras a través de los procesos

de avance y retroceso de las olas. La ocurrencia de olas a un nivel mayor permite que sus efectos dañinos puedan adentrarse aún más en el continente, provocando erosión y daños a las infraestructuras portuarias, industriales y turismo, entre otras.

Los resultados indican que, bajo las condiciones del clima actual, el enfoque de la modelación resulta compatible con los resultados obtenidos directamente por el análisis de datos observados. Bajo condiciones climáticas futuras, se encontró que el impacto del aumento de nivel de mar puede ser más severo; particularmente cuando hay interacción constructiva entre la marea generada por la tormenta y la marea oceanográfica en un incremento del nivel del mar de 1 metro.

Considerando los resultados de las simulaciones, es posible construir escenarios de áreas afectadas por mareas de tormenta y aumento del nivel del mar con un mayor refinamiento. Sin embargo, se requieren datos de batimetría y línea de costa con una

gran resolución. Esto es con la finalidad de evaluar las áreas de inundación, salinización de humedales, interacción con las circulaciones estuáricas, procesos de transporte de sedimentos y erosión costera. Además, la ocurrencia de eventos extremos de precipitación más severos puede conducir al aumento de escorrentías súbitas en los ríos, resultando en inundaciones sobre áreas del continente.

Los resultados de esta evaluación tuvieron como objetivo:

5. Mejorar la comprensión de los impactos del cambio climático en la zona costera del golfo de California.
6. Apoyar la toma de decisiones, la identificación y gestión del riesgo.
7. Construir una imagen de las regiones localizadas en zonas costeras que son particularmente vulnerables a los impactos del cambio climático.
8. Comprender mejor los riesgos y las interacciones con otros factores de estrés en la zona costera.

VULNERABILIDAD COSTERA

La evaluación de la vulnerabilidad costera incluye:

- Comprensión de los riesgos y las oportunidades para áreas de inversión pública en infraestructura, recursos naturales, biodiversidad y salud.
- Difusión de la información y facilitar el desarrollo de métodos para ayudar a las comunidades a identificar y gestionar los riesgos.
- Proporcionar el rigor para sustentar a largo plazo el uso sostenible y la planificación de la tierra.
- Garantizar que los gobiernos, las em-

presas y la industria tengan las herramientas para mantener la prestación de servicios y gestión de la productividad.

Durante largo tiempo las zonas costeras de México se mantuvieron como regiones poco atractivas para la expansión y el crecimiento de los asentamientos humanos. El crecimiento poblacional que han experimentado en las últimas décadas no ha escapado al patrón territorial característico del interior del país: desigualdad y alta concentración urbanizada en unas cuantas ciudades. En casi tres cuartas partes de los municipios costeros, la población se encuentra

diseminada en localidades pequeñas, la mayoría de ellas menores de 5 000 habitantes.

El modelo de desarrollo que se ha propiciado en las costas mexicanas es de un crecimiento basado en lo económico y no integrado en lo social, ni en lo ambiental. La falta de planeación ha generado situaciones de desorden territorial asociado a deterioro de los paisajes, contaminación, sobreexplotación, entre otros. Aunado a esto, se han generado conflictos entre los usuarios por el espacio o el recurso (SEMARNAT, 2007).

Muchos de los ecosistemas marinos y de las comunidades de las zonas costeras de México son sensibles al cambio climático.

Los principales efectos del cambio climático en la región son el cambio en el nivel del mar, en los patrones climáticos que dan lugar posiblemente a tormentas e inundaciones más severas, y en las anomalías de precipitación (sequías más frecuentes y precipitaciones intensas de corto periodo).

El aumento del nivel del mar probablemente implicará la pérdida de humedales, reducción de productividad de las pesquerías costeras, debido a la eliminación y reemplazo de marismas y sumersión de praderas, y la intrusión de agua marina en aguas superficiales y mantos freáticos de subsuelo.

CICLONES TROPICALES

De acuerdo a Webster *et al.* (2005) cerca de 90 ciclones tropicales se desarrollan globalmente y algunos de ellos tocan tierra en regiones densamente pobladas causando grandes daños socioeconómicos. El número de ocurrencia de ciclones tropicales es bastante estable desde 1970. Un estudio reciente de Sugi *et al.* (2009) muestra una reducción de eventos a escala global bajo condiciones de cambio climático. Sin em-

bargo, existe evidencia en el presente y a futuro de un incremento en la intensidad y/o duración de las tormentas (Holland y Webster 2007). En escala regional, existe una variabilidad importante de la frecuencia en las zonas tropicales de cada uno de los océanos. Esta variabilidad aumenta la vulnerabilidad, pues los ciclones tropicales causan daños considerables cuando tocan tierra.

HUMEDALES

Todos los sistemas de humedales están, en mayor o menor medida, sujetos a afectaciones por las lluvias extremas, inundaciones y fuertes vientos. Bajo condiciones naturales, la vegetación y fauna de los humedales puede sufrir daños temporales, tales como derriba de árboles y pérdida de vida silvestre. No obstante, la mayoría de los daños causados por eventos extremos es temporal. Por ejemplo, el huracán Wilma causó con-

siderables daños a los árboles, pero aparentemente pocos daños de largo plazo en el ecosistema de humedales. En algunos casos, eventos intensos e infrecuentes pueden acelerar el depósito de sedimentos ricos en carbono en los humedales. El aumento de la frecuencia de estos eventos puede causar daños irreversibles a algunos sistemas de humedales que ya se encuentran estresa-

dos. Las especies raras de la fauna y flora en peligro de extinción, con poblaciones pequeñas, pueden ser destruidas. Así, las especies exóticas podrían invadir áreas de humedales y causar serios daños. Los eventos extremos pueden generar escorrentías en zonas agrícolas o urbanas que son ricas en sedimentos y éstos se pueden acumular en las áreas de humedales. Los eventos extremos combinados con el aumento del nivel del mar pueden incrementar también la erosión costera y la pérdida de tierras en las zonas costeras.

Afortunadamente, hoy existe un conocimiento científico que puede cambiar el manejo de prácticas para proteger los humedales ante el cambio climático. Esto es particularmente relevante en los lugares

donde los cambios puedan llevarse a cabo a un costo reducido y aplicado a objetivos múltiples y complementarios. Por ejemplo, un mejor control de drenaje en los humedales no sólo mejorará la capacidad de recuperación de estos humedales al cambio climático, sino que también protegería las reservas de carbono, la biodiversidad y el apoyo a la cadena alimentaria. Proporcionar topes que permita la migración de los humedales estuarinos serviría a objetivos múltiples; además de reducir los impactos del cambio climático, incluyendo protección para retardación del oleaje, controles de erosión, protección de estuarios ante la contaminación y la protección de zonas de desove de peces y cría de moluscos.

COMENTARIOS GENERALES

Los ciclones tropicales son el principal impulsor de los eventos extremos a lo largo de las costas del Pacífico mexicano y golfo de California. El paso de un huracán inusualmente fuerte sobre la plataforma continental poco profunda, puede causar niveles de agua extremadamente altos. Los huracanes son generalmente más pequeños en área y se mueven más rápido que las tormentas de invierno; por lo que, afecta a áreas más limitadas y su interacción con las mareas de tempestad ocurre solamente en uno o dos ciclos de marea.

Los impactos probables del cambio del nivel del mar para las región del Pacífico y golfo de México, son resumidos siguiendo el estudio Coastal Sensitivity to Sea level Rise: A Focus on the Mid-Atlantic Region. (us Climate Change Science Program (CCSP) and the Subcommittee on Global

Change Research us Report. Environmental Protection Agency 2009):

A lo largo de la costa, la salud ambiental está estrechamente relacionada con el nivel del mar. Muchos entornos, incluyendo las playas, islas de barrera, humedales y sistemas estuarinos, se ajustan al incremento del nivel de agua, que es cada vez mayor, a través del crecimiento vertical, la migración hacia el interior, o la ampliación lateral. Si la tasa de cambio del nivel del mar se acelera de manera significativa, los ambientes costeros pueden ser incapaces de responder y en consecuencia, se reducirán en tamaño o pueden llegar a sumergirse. Estos cambios cambiarían fundamentalmente el estado de las regiones costeras. El drástico aumento del nivel del mar puede obligar a una rápida migración hacia el interior y podría sumergir a algunas islas de barrera

o destruir los humedales (los humedales de los golfos de México y California son un buen ejemplo de lo que está ocurriendo en la actualidad).

El crecimiento del nivel de los mares está provocando que se sumerjan terrenos poco elevados, se erosionen las playas y exista una conversión de humedales. Por ende, las inundaciones costeras se agravarán y la salinidad aumentaría en los estuarios y acuíferos de agua dulce. Las tormentas costeras y el desarrollo de los procesos naturales son algunos contribuidores adicionales al crecimiento del nivel del mar.

En las zonas costeras no desarrolladas o menos desarrolladas, los ecosistemas y los sistemas geológicos pueden desplazarse a veces hacia terrenos elevados debido a los niveles crecientes del agua. A menudo, el desarrollo costero supone una barrera para la migración natural. Esto se traduce, finalmente, en la conversión de ecosistemas a aguas abiertas, haciendo que el desarrollo costero sea más vulnerable a los impactos de las tormentas y las inundaciones. En las ciudades costeras, la infraestructura crítica y las instalaciones ya son susceptibles a inundaciones. La superposición de escenarios futuros del mar sobre mapas de instalaciones críticas y de infraestructura ayuda a los tomadores de decisión a visualizar el impacto potencial.

A medida que aumentan los niveles locales del mar, algunos pantanos circunvecinos pueden migrar a las zonas bajas; mientras que otras secciones del pantano se perderán hacia aguas abiertas, o se convertirán en una marisma intermareal. El resultado final es la pérdida de hábitats críticos para larvas de peces, los sumideros naturales de sedimentos y contaminantes, almacenamiento natural de las aguas, y la “calidad estética del paisajismo” de las regiones costeras.

La expresión “la inundación de hoy es la marea alta de mañana” se ha utilizado para transmitir los impactos futuros de las inundaciones; ya que las inundaciones que se han experimentado serán más frecuentes y durarán más en un futuro. Las localidades costeras de baja elevación que en ocasiones experimentan problemas de inundaciones, eventualmente serán inaccesibles durante gran parte del año. El aumento de las inundaciones puede hacer que el agua salada se infiltre en el drenaje pluvial y cause condiciones peligrosas en los sistemas viales.

Una parte importante de la población del país y las empresas se encuentran en zonas costeras, las cuales ya son vulnerables a las inundaciones y a los estragos materiales debido a este fenómeno. Así, los daños socioeconómicos debido a las pérdidas por inundación son importantes para las aseguradoras y los programas de CENAPRED en estas zonas. El aumento del nivel del mar hará que esta situación empeore. Al superponer los datos sociales y económicos en un mapa de riesgo que representa un posible cambio del nivel del mar, los tomadores de decisión pueden visualizar el impacto potencial que el cambio del nivel del mar tiene en las comunidades y la actividad socioeconómica. Un índice de vulnerabilidad social se podría utilizar para este propósito.

La “marejada ciclónica” puede causar la intrusión de agua salada, la cual es problemática en los sistemas de agua dulce. Con el aumento del nivel del agua, algunas porciones de los humedales pueden sumergirse y ciertas partes de los acuíferos se convertirán en soluciones salinas. Otro efecto secundario es una mayor propagación de las especies de plantas invasoras en las tierras recién expuestas, causando la asfixia de la vegetación natal y por lo tanto, afectando negativamente el ecosistema.

Se espera que aumente la erosión costera. La manera exacta y las tasas a las que estos cambios pueden ocurrir, dependerán del carácter de las formas terrestres costeras y de los procesos físicos. En particular, los ambientes de la orilla arenosa, que constituyen la grande parte de la costa mexicana, los promontorios costeros y las islas de barrera pueden erosionarse a un ritmo más rápido. La erosión de las playas aumenta la vulnerabilidad a las tormentas debido a la eliminación de las playas y dunas que protegen la propiedad costera del daño ocasionado por la marea de tormenta. A medida que la tasa de aumento del nivel del mar se acelera, es probable que el umbral de protección de algunas islas de barrera sea ultrapasado, ocasionando la rápida migración o segmentación de las islas de barrera.

Por consecuencia, los cambios del nivel del mar representan un grave problema para las comunidades costeras. Desafortunadamente, el concepto no es fácil de entender. Sin embargo, es necesario que las iniciativas de las organizaciones civiles y los gobiernos a nivel local, estatal y federal

motiven a las comunidades afectadas a incorporar los escenarios de cambio del nivel del mar en la planificación. Es importante alentar a los ciudadanos a estar informados y a involucrarse en el proceso de participación; no obstante, es un reto que requiere de mucho esfuerzo.

Con el objetivo de ayudar en la comunicación de los escenarios de la elevación del nivel del mar, existen varias herramientas de visualización como: el CanVis (www.csc.noaa.gov/Canvis) y Sea Level Rise and Coastal Flooding Impacts Viewer (www.csc.noaa.gov/SLR), que están siendo desarrolladas y puestas a disposición de las comunidades. Estas herramientas son fáciles de usar, el usuario solamente tiene que insertar una imagen de su comunidad que sirve como telón de fondo y a continuación, se presentan varios niveles de aumento del nivel del mar en la imagen (CanVis), o una barra deslizante y un mapa que son utilizados para mostrar cómo los diferentes niveles de cambio del nivel del mar afectarán a una comunidad costera (SLR).

AGRADECIMIENTOS

A los apoyos financieros adicionales provenientes del proyecto PAPIIT-IT100715, bajo el nombre “Vulnerabilidad de Humedales

Costeros ante Un Clima Cambiante: Evaluación Usando Modelación Hidrodinámica”.

LITERATURA CITADA

Caetano, E., I. Innocentini, V. Magaña, S. Martins, y B., Méndez, 2012. Cambio climático y el aumento del nivel del mar. Editores Alfonso Botello, Susana Villanueva, Jorge Gutiérrez y José L. Rojas Gaviz. Vulnerabi-

lidad de las zonas costeras mexicanas ante al cambio climático. ISBN 978-607-7887-30-0. Segunda Edición UNAM, UAC Tomo I, 514 p.

- Caracas, A., 2005. Pronóstico Probabilístico de los Huracanes Cercanos a México. Tesis de Maestría, Posgrado en Ciencias de la Tierra, UNAM, 85 p.
- Climate Change, 2007. The AR4 Synthesis Report Working Group I Report "The Physical Science Basis", 1007 pp.
- Domínguez-Sarmiento, C., 2012. El papel de los ciclones tropicales en el clima de México. Tesis de Maestría, Posgrado en Ciencias de la Tierra, UNAM, 89 p.
- Emanuel, K., Sundararajan, R., y J., Williams, 2008. Hurricanes and Global Warming: Results from Downscaling IPCC AR4 Simulations. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 89: 347-367.
- Gastineau, G., y B. J., Soden, 2009. Model projected changes of extreme wind events in response to global warming. *Geophys. Res. Lett.*, 36: L10810, doi:10.1029/2009GL037500.
- Gray, W. M., 1984. Atlantic seasonal hurricane frequency. Part II: Forecasting its variability. *Mon. Wea. Rev.*, 112: 1669-1683.
- Holland, G. J., y P. J., Webster, 2007. Heightened tropical cyclone activity in the North Atlantic: Natural variability or climate trend?. *Philos. Trans. R. Soc. London, Ser. A*, doi:10.1098/rsta.2007.2083.
- Holthuijsen, L.H., N. Booij, y T.H.C., Herbers, 1989. A prediction model for stationary, short-crested waves in shallow water with ambient currents, *Coastal Engineering*, 13: 23-54.
- Hye-Mi, K., P.J. Webster, y J. A., Curry, 2009. Impact of Shifting Patterns of Pacific Ocean Warming on North Atlantic Tropical Cyclones. *Science*, 325(5936): 77-80.
- Innocentini, V., L. Marton, y E., Caetano, 2015. Caso 01 de Maio de 2015 Muito Trabalho na Costa Leste do Pacífico. XI OMARSAT, 5-9 de octubre 2015, Arraial do Cabo, Brasil.
- Innocentini, V., E. Caetano, J.T. Carvalho, L. Marton, y P. E. D., da Silva, 2016. The impact of the El Niño in the wave power at Mexican and Peruvian coastlines during the period 1979-2009. WISE Meeting 2016 CNR-ISMAR, 22-26, Venecia, Italia.
- Jauregui, E., 2003. Climatology of landfall hurricanes and tropical storms in Mexico. *Atmósfera*, 16: 193-204.
- Ortiz-Pérez, M.A., y A.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*, 39: 68-81.
- Sugi, M., Murakami, H., y J., Yoshimura, 2009. A Reduction in Global Tropical Cyclone Frequency due to Global Warming. *SOLA*, 5: 164-167, doi:10.2151/sola.2009-042.
- Titus, J. G., K.E., Anderson, D. R. Cahoon, D.B. Gesch, S.K. Gill, B. T. Gutierrez, E.R. Thieler, y S. J., Williams, 2009. Coastal Sensitivity to Sea level Rise: A Focus on the Mid-Atlantic Region. U.S. Climate Change Science Program (CCSP) and the Subcommittee on Global Change Research U.S Report. Environmental Protection Agency, Washington D.C., USA, 320 p.
- Webster, P. J., G.J. Holland, J.A. Curry, y H-R., Chang, 2005. Changes in tropical cyclone number, duration and intensity in a warming environment. *Science*, 309: 1844-1846.
- Webster, P. J., y S., Yang, 1992. Monsoon and ENSO: Selectively Interactive Systems. *Quart. J. Roy. Meteor. Soc.*, 118: 877-926.

5

Cambio de uso de suelo en la zona litoral entre Ciudad del Carmen y Sabancuy en el estado de Campeche, México

Eduardo López-González, Antonio Z. Márquez-García
y Alma D. Toledo-Guzmán

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA IZTAPALAPA.
e-mail: eduardo.lopez.gonzalez07@gmail.com

RESUMEN

Este trabajo tiene como objetivo describir los cambios en la cobertura y uso de suelo sucedidos en la zona litoral del estado de Campeche en el periodo 2001-2014. Tomando en cuenta cinco categorías: a) Cuerpos de agua, b) Vegetación secundaria, c) Áreas desprovistas de vegetación, d) Manglar y e) Cultivos. Para los cuales se calculan los cambios de cada categoría y entre categorías. Asimismo se identificaron zonas de alto índice de pérdidas de manglar y su sustitución de categoría. Se detectó la pérdida de 42.71 ha de manglar y el aumento de 163.10 ha en las áreas de cultivos, teniendo la mayor pérdida de cobertura en la parte interior de la isla de Carmen para el periodo analizado.

Palabras clave: Cambio de uso de suelo, pérdida de manglar, erosión costera, zona litoral.

López-González, E., A.Z. Márquez-García, y A.D. Toledo-Guzmán, 2017. Cambio de uso de suelo en la zona litoral entre Ciudad del Carmen y Sabancuy en el estado de Campeche, México. p. 105-116. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

ABSTRACT

The goal of this work is to describe the changes in ground cover and land use in the littoral zone of Campeche state from 2001-2014, divided into five categories: a) Bodies of water; b) Secondary vegetation; c) Areas stripped of vegetation; d) Mangrove; and e) Crops. Changes to each category were calculated, as well as changes among categories. Along these lines, zones showing high loss of mangrove were identified and subsequently changed to the corresponding category. The loss of 42.71 ha of mangrove and an increase of 163.10 ha in cropland were detected, with the greatest loss of vegetative cover within the analyzed period in the interior of Carmen island.

Key words: Land use change, mangrove loss, coastal erosion, coastal zone.

INTRODUCCIÓN

De acuerdo con la SEMARNAT (2012), el cambio de uso de suelo es la remoción total o parcial de la vegetación de los terrenos forestales para destinarlos a actividades no forestales. En las últimas décadas el cambio del uso del suelo se ha constituido como uno de los factores plenamente implicados en el cambio global, alterando procesos y ciclos, lo anterior se vuelve trascendental si se considera que es a través de estos cambios donde se materializa la relación entre el hombre y el medio ambiente, por lo que estudios sobre procesos de cambio en la cobertura y uso de suelo es una prioridad para la investigación ambiental (Lambin *et al.*, 1999).

El estado de Campeche es uno de los estados que más se ven afectados por este proceso de cambio de uso de suelo el cual es destinado principalmente a las actividades agrícolas, por lo que en los últimos años la cobertura de zonas de cultivo en el estado han aumentado considerablemente poniendo en riesgo la cobertura de algunos ecosistemas entre los que se encuentran los manglares o algún otro tipo de vegetación. Los manglares son uno de los ecosistemas que más se ven afectados por este cambio de uso de suelo ya que han reducido su cobertura y que en esos espacios se da la

práctica de otras actividades. El estado de Campeche es uno de los principales productores agrícolas del país, datos de la SAGARPA (2011) muestran que entre los principales productos están el maíz, el arroz, la soya, el sorgo, con 63, 14, 12 y 6% de la producción respectivamente.

Los cambios de coberturas y modificaciones en el estado de Campeche, principalmente en la isla del Carmen y en la zona litoral del estado, son provocados por varios factores como el cambio de uso de suelo, pero también estos cambios se deben a procesos naturales como la erosión costera, provocada por fenómenos meteorológicos y el aumento en el nivel medio del mar, los cuales modifican la morfología de la costa y provocan la pérdida de vegetación y de ecosistemas entre los que se encuentran los manglares. Torres *et al.* (2011) mencionan que la zona litoral de las regiones costeras es la zona donde se manifiestan los mayores efectos de los procesos marinos. Efectos como el cambio de la morfología de costas, los procesos de erosión y crecimiento de playas son bastante notorios en diversas escalas geográficas y de tiempo. Por otro lado, en el mismo estudio Torres *et al.* (2011) consideran que la topografía de la zona litoral del golfo de México es práctica-

mente plana, por lo que cualquier cambio por pequeño que sea este, en el nivel del mar, involucra una amplia extensión al interior de la zona continental, haciendo vulnerables todas estas áreas ante los eventos climáticos, hidrológicos y marinos. Además de que la erosión costera ha provocado la reducción de playas, el avance de la línea de costa hacia el continente y la pérdida de ecosistemas como lo son los manglares.

El estado de Campeche es uno de los estados del golfo de México que más se ven afectados por el proceso de erosión, tendiendo consecuencias como el avance de la línea de costa a la parte continental, la reducción de la isla del Carmen y la pérdida de manglar, estos ecosistemas han presentado una importante reducción en su cobertura en los últimos años a causa de fenómenos meteorológicos como antropogénicos, causando un cambio en el uso de suelo del ecosistema. En el estado de Campeche uno de los ecosistemas que más se ven afectados por el cambio en el uso de suelo son las zonas de manglares provocando una alteración en el sistema ya que este ecosistema promueve la biodiversidad, sus raíces proporcionan refugio para la fauna acuática, sus ramas proveen áreas de ani-

dación y alimentación para aves residentes y migratorias, protege las costas contra la erosión y las marejadas ocasionadas por los huracanes. Estos ambientes representan un ecosistema altamente productivo, con una gran riqueza biológica y proporcionan una gran diversidad de recursos y servicios ambientales. México se encuentra entre los cinco países con mayor extensión de este ecosistema (CONABIO, 2009).

Por lo que el objetivo de este estudio fue evaluar el cambio actual del uso del suelo desde Ciudad del Carmen a Sabancuy, Campeche y determinar los efectos en la isla del Carmen y zona costera.

El área de estudio comprende parte de la zona litoral del estado de Campeche, el cual se localiza en el suroeste de la península de Yucatán, al sureste de la República Mexicana. En donde se realizaron 10 estaciones de monitoreo del uso de suelo, las cuales comprenden la isla del Carmen y la zona litoral comprendida entre isla Aguada y Sabancuy los sitios fueron: 1. Playa Norte, 2. Club de Playa, 3. Bahamitas, 4. CASES, 5. San Nicolás, 6. Isla Aguada, 7. Km 45, 8. Las Bombas, 9. Villa Quietud y 10. Sabancuy (ver figura 1).

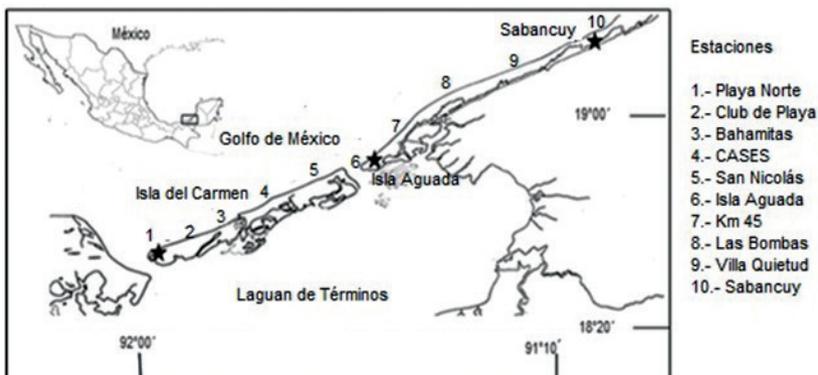


Figura 1. Localización de los sitios de monitoreo en la isla del Carmen y zona litoral, entre isla Aguada y Sabancuy en el estado de Campeche, México.

METODOLOGÍA

Para evaluar el cambio en el uso de suelo se utilizaron dos imágenes de satélite de la serie Landsat, para el año 2001 se utilizó el sensor 5 TM y para el año 2014 una escena de Landsat 8 sensor OLI, Path-21 & Row-47 obtenidas del sitio www.glovis.usg.gov. A las escenas utilizadas se les realizó la corrección atmosférica absoluta (TOA) con el método propuesto por Chuvieco (2002), en el programa ERDAS V. 9.0, los valores radiométricos fueron re-escalados de 0 a 255. Se realizó una clasificación supervisada con el módulo de clasificación del programa ERDAS, y se obtuvieron 5 categorías de vegetación y de uso de suelo las cuales fueron: 1: Manglar, 2: Cuerpos de agua, 3: Áreas Desprovista de Vegetación, 4: Vegetación Secundaria y 5: Cultivos.

Se calcularon las tasas de cambio para cada categoría y entre categoría con la fórmula propuesta por FAO, (1996).

$$\text{Tasa de cambio} = (((A2 / A1) ^ (1/t)) - 1) * 100$$

Dónde:

A1 = Área por categoría en el tiempo 1,
A2 = Área por categoría en el tiempo 2
y t = periodo de tiempo entre A1 y A2

Para la verificación de la imagen clasificada del año 2014 se realizó una salida a campo en el mes de octubre del 2014 a la zona costera del estado de Campeche. Con los datos obtenidos en campo se hizo una

matriz de confusión, con la cual se obtuvo la fiabilidad global (F) a partir de la fórmula propuesta por Chuvieco (2002):

$$F = \frac{\sum_{i=1, n} X_{ii}}{\sum_{i=1, n} \sum_{j=1, n} X_{ij}}$$

Se utilizó el estadístico Kappa (K) para medir la diferencia entre el mapa-realidad y el esperado, el estadístico se realizó con la siguiente formula, Chuvieco (2002):

$$K = \frac{n \sum_{i=1, n} X_{ii} - \sum_{i=1, n} X_i + X + 1}{n^2 - \sum_{i=1, n} X_i + X + i}$$

Los valores de F y K en la matriz de confusión fueron de 87.5 y 0.85 respectivamente lo que indica que más del 85% de la clasificación del mapa fue asignada correctamente con respecto a la realidad. De acuerdo con Chuvieco (2002), un valor de K igual a 1 indica un acuerdo pleno entre la realidad y el mapa, mientras un valor cercano a cero sugiere que el acuerdo observado es puramente debido al azar, por lo que los valores obtenidos indican un buen acuerdo entre la realidad y el mapa.

En las imágenes obtenidas se digitalizaron para ambos años, la línea de costa, con el fin de identificar las zonas que presentan cambios morfológicos por proceso de erosión o acumulación.

RESULTADOS

En la figura 2 se observa la gráfica de cambios de uso de suelo en hectáreas de la cobertura de cada una de las cinco categorías

analizadas para este estudio y en la figura 3 se identifican en un mapa los cambios de cobertura para cada año de estudio, 2001

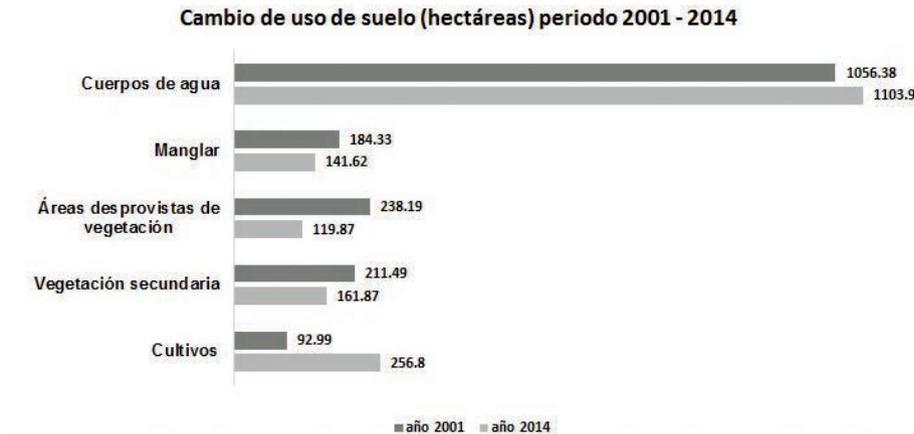


Figura 2. Cambio de uso de suelo periodo 2001-2014.

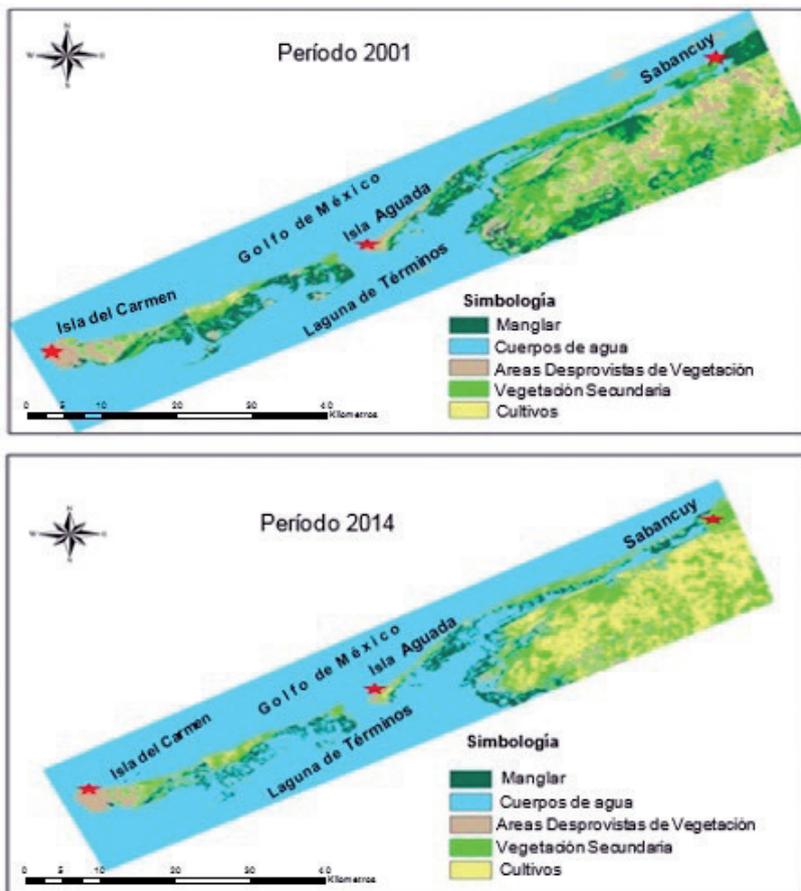


Figura 3. Mapa de categorización y cambios en la cobertura para el período 2001-2014.

y 2014, se puede observar que existen un cambio en el uso de suelo, tanto en la isla del Carmen como en la zona costera del sector comprendido de isla Aguada a Sabancuy. Se pudo identificar una pérdida en la cobertura de manglar de aproximadamente 43 ha causado por forma natural y/o antropogénica. En la categoría de áreas de cultivo hubo un incremento en su cobertura de 163 ha para el periodo 2014 ya que en estas zonas se ha visto que la producción agrícola ha aumentado en los últimos años, siendo el arroz y maíz dos de los productos que más se cultivan en el estado, la categoría de vegetación secundaria tuvo una reducción de su cobertura en 50 ha aproximadamente, las áreas desprovistas de vegetación redujeron su cobertura en 119 ha para este periodo.

Los cuerpos de agua tuvieron un aumento en 47 ha, esto debido a que la zona litoral del estado de Campeche incluyendo la isla del Carmen ha tenido una reducción en su superficie por erosión o inundación,

esta reducción se ha visto en gran parte del litoral del golfo de México y de Campeche, como se observó en los sitios como Club de Playa, Bahamitas, Km 45, CASES, las Bombas y Sabancuy.

Una de las zonas que más se ven afectadas por este proceso es la estación del km 45 de la carretera Ciudad del Carmen-Champotón, la cual ha tenido una erosión de 195 m para el periodo del año 2001 al 2014, causado principalmente por los fenómenos de “Nortes” y el aumento en el nivel medio del mar que se ha incrementado aproximadamente 3.5 mm/año (Torres *et al.*, 2011). La disminución de la isla también se ha visto por el lado de la laguna de Términos debido a que se está inundando la isla notándose principalmente en el centro de ésta, por el azolve a causa del aporte de sedimentos fluviales hacia la laguna, lo que hace que la porción de la isla reduzca su superficie año con año al subir el nivel del agua (ver figura 4).



Figura 4. Arriba, km 45, carretera Cd. del Carmen-Champotón, zona inundada por el avance del mar tierra adentro; Abajo, zona de la isla del Carmen que está siendo inundada en la laguna de Términos.

En la figura 5 se muestra la gráfica de los porcentajes de la tasa de cambio de uso de suelo para cada categoría, donde se identificó que las categorías que presentaron una tasa positiva de cambio del uso de suelo para el periodo de estudio fueron las áreas de cultivos con un incremento de 8.13%, desplazando otras categorías como manglares y vegetación secundaria. Los cuerpos de agua han aumentado 0.34% en volumen causando inundaciones y la pérdida de cobertura de la isla y de parte del litoral del estado. Por otro lado, las tasas de cambio de las áreas desprovistas de vegetación, vegetación secundaria y del manglar presentan un porcentaje negativo con valores de -5.19, -2.04 y -2.01% respectivamente para el período estudiado, lo que representa una disminución de sus coberturas.

La figura 6 muestra los cambios que sufrieron las áreas de manglar, en el año 2001 eran cubiertas por este ecosistema y para el año 2014 fueron sustituidos por otra categoría. Se observa que el cambio entre categorías de manglar fue de la siguiente manera: zonas de manglar que pasaron hacer cuerpos de agua fue de 11.8 ha; de manglar

a zonas de cultivo pasaron 15.73 ha; de manglar a la categoría de áreas desprovistas de vegetación fue de 27.81 ha y finalmente de manglar a vegetación secundaria fue de 30.65 ha. El mayor cambio en la cobertura de manglar fue por vegetación secundaria lo cual puede deberse a que el manglar se ha perdido tanto por situaciones naturales (fenómenos hidrometeorológicos) como humanas (deforestación y cambio de flujos hídrico causada por obras civiles), si bien la pérdida de manglar está distribuida en toda la zona de estudio, podemos apreciar que unos de los sitios que tuvieron mayor influencia de este proceso fueron en la parte interior de la isla del Carmen y en Sabancuy, estos cambios se observan en la figura 7 en la cual se señala los cambios de categoría que sufrieron las áreas de manglar del año 2001 al 2014 y las zonas en color rojo donde se tuvo la mayor pérdida de este ecosistema, siendo la vegetación secundaria la categoría que más sustituyó las zonas de manglar con 30.65 ha, seguida por las áreas desprovistas de vegetación, cultivos y cuerpos de agua con 27.81, 15.73 y 11.89 ha respectivamente.

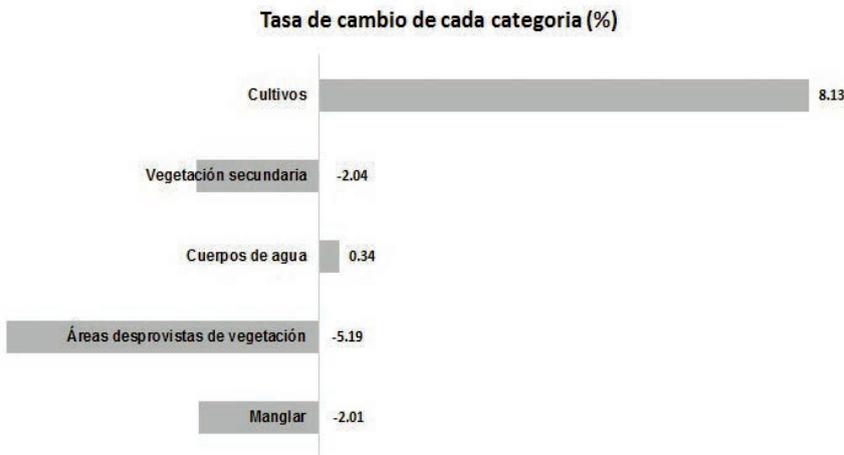


Figura 5. Porcentaje de la tasa de cambio de cobertura para cada categoría.

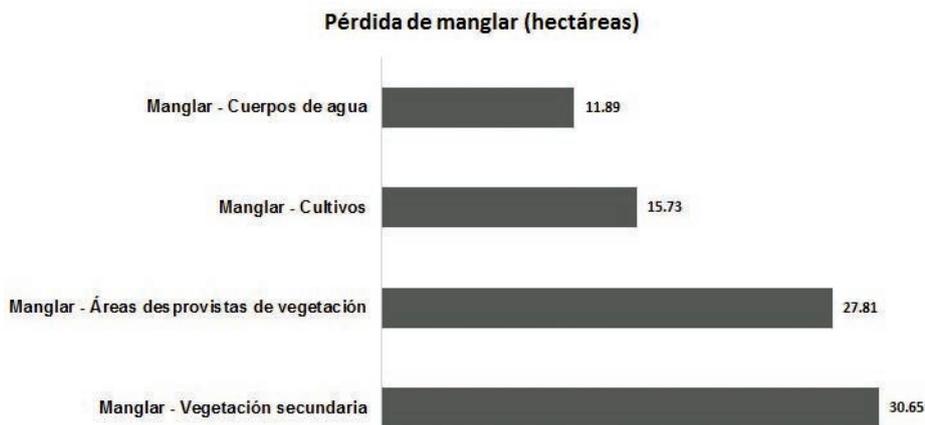


Figura 6. Pérdida de manglar (hectáreas) y cambios de cobertura de manglar entre cada categoría.

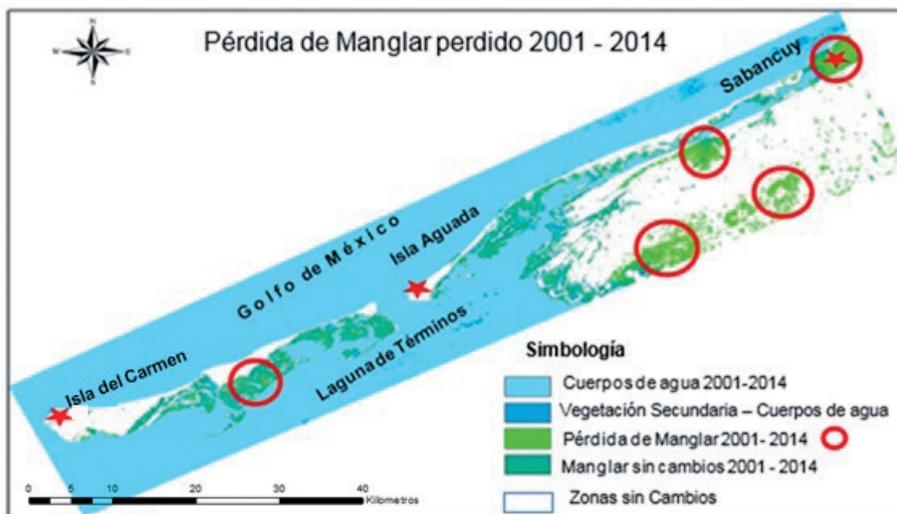


Figura 7. Ubicación de las principales áreas con mayor pérdida de manglar y la sustitución de cobertura a otras categorías.

DISCUSIÓN

La mayor tasa de cambio de uso de suelo se registra para las zonas de cultivos teniendo un aumento del 8.13% para el periodo de estudio. Reyes y Vázquez (2009) mencionan que el sector agrícola-pecuario en el es-

tado de Campeche tuvo un aumento en su cobertura para el periodo 2005 a 2010 de 418 ha a 519 ha respectivamente.

En el estudio realizado por la Secretaría de Medio Ambiente y Aprovechamiento

Sustentable del Estado de Campeche (Banco Mundial, 2012) mencionan que para el periodo entre 1997 y 2002 hay cerca de 88.4% de nueva superficie de uso agrícola y que en estas condiciones se puede intuir una alta fragilidad ecológica de gran parte de la zona costera del estado de Campeche. Datos de la SAGARPA (2009) estiman que el PIB agropecuario en el estado de Campeche crezca cerca 6.5%, siendo el arroz el principal producto, con el 24% del valor de la producción a nivel nacional, el chile verde es otro de los productos importantes en la agricultura del Estado, el cual tuvo un aumento en hectáreas de cosecha de 2007 a 2009 de 40.2 ha a 60.3 ha respectivamente, el maíz es uno de los productos que han tenido un aumento en las hectáreas de cosecha para el mismo periodo que fue de 562 ha en 2007 a 684.3 ha para el año 2009.

La categoría de cuerpos de agua, tuvo un aumento del 0.34%, este incremento se da en la porción del golfo de México y en la laguna de Términos, donde se pudo observar una disminución de la cobertura de la isla del Carmen provocada por las inundaciones las cuales ocasionan que la laguna gane cobertura tierra adentro de la isla. En el estudio realizado por Reyes y Vázquez (2009) mencionan que el cambio de uso de suelo en la isla del Carmen en la categoría de cuerpos de agua ha aumentado, teniendo en el año 2005, una superficie de 28 574 ha y para el año 2010 paso a 28 611 ha, lo que indica que hay una reducción de terreno de la isla tanto en la zona litoral como en la parte del centro y hacia el este de la laguna.

El aumento en los cuerpos de agua se debe principalmente a la erosión que presenta el área de estudio, donde se pudo identificar que zonas como Km 45 y San Nicolás tuvieron un retroceso de la línea de costa de

195 y 95 metros respectivamente; mientras que zonas como Playa Norte e isla Aguada tuvieron una acumulación de sedimento de 105 y 40 metros respectivamente, lo cual indica que mientras en algunas zonas del litoral hay un proceso de erosión en otras se presenta una acumulación de sedimento. Torres *et al.* (2011) realizaron un estudio del desplazamiento neto de la línea de costa en el litoral del estado de Campeche donde obtuvieron que, para el periodo de 1974 a 2008 sitios como Playa Norte, Club de Playa y CASES, ubicados en el litoral de la isla del Carmen, tuvieron una erosión de playa de -8.1, -171 y -117.7 m respectivamente, mientras que en otras zonas del litoral como isla Aguada y Sabancuy se registraron pérdida de playa por erosión de -5.7 y -211.2 m de respectivamente.

El estudio realizado para la manifestación de impacto ambiental del proyecto “Desazolve de la laguna Isla Pájaros”, en Ciudad del Carmen, Campeche, (SEMARNAT, 2010) mencionan que existe una problemática en la laguna de Términos, causada por la erosión costera que se está presentado a lo largo del litoral, este fenómeno de erosión es provocado en cierta parte por el aumento en número e intensidad de fenómenos meteorológicos, los cuales han modificado la línea de costa, lo que provoca que en ciertos lugares existe pérdida de sedimento y en otros se acumule, las corrientes litorales mueven los materiales hacia el interior de la laguna a través de la boca de Puerto Real, la cual se ha considerado un “ambiente sedimentario”, provocando que la velocidad de acumulación de sedimento sea muy rápida generando un proceso de azolvamiento, lo que ocasiona que la profundidad de la propia laguna disminuya y en su momento pueda ocasionar un aumento en el nivel del agua de la laguna.

La tasa de cambio de uso de suelo para el manglar fue de -2.01 % de la superficie para el periodo de estudio, teniendo una superficie de 184.33 ha en el año 2001, mientras que para el año 2014 se tuvo una superficie de 141.62 ha, siendo la isla del Carmen en la parte central del lado de la laguna de Términos y en el estero de Sabancuy las zonas donde más se ve afectadas las zonas de manglar. Asimismo se identificó que la mayor pérdida de manglar ha sido sustituida por zonas de vegetación secundaria con 30.65 ha, lo que significa que las zonas de manglar fueron removidas y que en esas zonas ha crecido otro tipo de vegetación que han poblado estas zonas, en el estudio realizado por Reyes y Vázquez (2009), mencionan que las hectáreas de cobertura vegetal representada por la selva mediana subperennifolia ha aumentado de 955 ha a 1 074 ha y que las cobertura de manglar paso de 4 428 ha a 4 392 ha para el periodo 2005 a 2010 respectivamente.

De acuerdo a CONABIO (2009), a nivel estatal el estado de Campeche es el que posee la mayor superficie de manglar del país con 194 190 ha. Las cuales representan el 25.2% del área total, seguido por Quintana Roo y Yucatán con 19.9% y 12.9% respectivamente. Botello (2014), menciona que están siendo afectados cerca de 194 ha de manglar, siendo este uno de los ecosistemas más vulnerables. La deforestación (tala de manglar]), la transformación de áreas de manglar a zonas agrícolas, el aumento de la tasa de sedimentación y la alteración de la flora y fauna son los principales impactos más directos que provocan la pérdida de manglares (Reyes y Vázquez, 2009).

Botello (2014) señala que el aumento del nivel del mar provocará un desplazamiento tierra adentro de los manglares, se verá afectada la distribución de los hume-

dales costeros, Veracruz sería el estado más afectado con una pérdida neta de 3 376 km², seguido de Campeche, Quintana Roo y Sinaloa, la PROFEPA (2013) menciona que las principales irregularidades que se detectan en estos ecosistemas son: el cambio de uso de suelo, la extracción de material pétreo, asentamientos irregulares, rellenos de cuerpos de agua, transporte ilegal de recursos forestales, sobreexplotación del agua y azolvamiento.

Las actividades humanas y el aumento en la intensidad y números de eventos naturales son las principales amenazas para los manglares y la conservación de la isla del Carmen, Vitousek (1997) menciona que, a pesar de que hay eventos naturales, como los huracanes, los cuales pueden propiciar algunas variaciones en la cobertura natural, en los últimos años las actividades humanas se han convertido en la principal fuente de la transformación de los ecosistemas. CONABIO (2009) menciona que entre las principales actividades humanas están, la destrucción del hábitat, la contaminación y la sobreexplotación de los recursos, además la falta de planificación del desarrollo urbano, industrial y turístico, así como del desarrollo agrícola, ganadero y acuícola, han desplazado y reducido extensiones considerables de manglares.

Los desechos sólidos urbanos, contaminantes industriales, pesticidas y fertilizantes agrícolas, derrames de petróleo, etc., así como las modificaciones a las condiciones hidrológicas han tenido un gran impacto sobre los manglares, además la sobreexplotación de algunas especies altera sustancialmente la composición, estructura y función de este ecosistema. Estudios a nivel internacional señalan que la recuperación de un manglar que ha sido severamente dañado puede tomar muchos años cuando

ello es posible; en muchas ocasiones la pérdida es total e irreversible (CONABIO, 2009).

Las áreas desprovistas de vegetación que de acuerdo al INEGI (1994) es la ausencia de vegetación ya sea por causas naturales: clima muy árido, salinas, o bien porque la vegetación fue eliminada totalmente por actividades humanas, y la vegetación secundaria se entiende por un estado de sucesiones de la vegetación donde se indica alguna fase de vegetación secundaria cuando hay indicios de que la vegetación original fue eliminada o perturbada en un grado en el que ha sido modificada profundamente, en el área existe en el periodo analizado una reducción de 119.01 ha para las áreas desprovistas de vegetación y de 49.62 ha para vegetación secundaria. En el estudio realizado por Reyes y Vázquez(2009) mencionan que la ca-

tegoría de sitios sin vegetación, que en este estudio corresponde la categoría de áreas desprovistas de vegetación, han disminuido su cobertura para el periodo del año 2005 – 2010 pasando de 223 ha a 162 ha respectivamente siendo la parte este de la laguna de Términos donde se tiene una reducción de la cobertura de vegetación.

Conforme al análisis realizado por la Secretaria de Medio Ambiente y Aprovechamiento Sustentable del Estado de Campeche (Banco Mundial, 2012) existe un importante incremento en la velocidad de pérdida de cobertura vegetal observado en los últimos años, a causa de la expansión de las actividades productivas entre 1997 y 2002 donde el sector agropecuario creció en 29 540 ha.

CONCLUSIONES

El mayor aumento de la cobertura fue el de zonas de cultivo, aumentando 163 ha, del año 2001 al 2014, la mayor pérdida de cobertura fue en las áreas desprovistas de vegetación con 119 ha, presentado una tasa de -5.19 % teniendo en su lugar zonas de cultivo o vegetación secundaria que creció en estas zonas.

El manglar ha sido sustituido principalmente por áreas desprovistas de vegetación y vegetación secundaria con un cambio de

27.81 ha y 30.65 ha respectivamente. El manglar se ha perdido por causas naturales como la erosión costera y antropogénica por deforestación.

Se ha incrementado la pérdida de terrenos por áreas de inundación en la isla del Carmen, lo que pone en evidencia un aumento en el nivel del agua de la laguna y por ende una disminución en la superficie de la isla.

LITERATURA CITADA

Banco Mundial, 2012. Impactos del incremento en el nivel medio del mar en la zona costera del estado de Campeche, México. Disponible en línea en [http://www.semarmar-](http://www.semarmar-natcam.campeche.gob.mx/files/impactos_del_incremento_en_el_ma.pdf)

[natcam.campeche.gob.mx/files/impactos_del_incremento_en_el_ma.pdf](http://www.semarmar-natcam.campeche.gob.mx/files/impactos_del_incremento_en_el_ma.pdf) (Consultado el 20/Enero/2015).

- Botello, V. A., 2014. La vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático. Disponible en línea en http://www.pincc.unam.mx/seminario2014/enero/Documentos/Alfonso_botello.pdf. (Consultado el 05/Noviembre/2014).
- Chuvieco, S. E., 2002. La observación de la tierra desde el espacio. Ariel, S. A. Barcelona, España, 586 p.
- CONABIO, 2009. Manglares de México: extensión y distribución. Disponible en línea en http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/manglares2013/pdf/Manglares_de_Mexico_Extension_y_distribucion.pdf (Consultado el 05/Enero/2015).
- FAO, 1996. Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. Number 130, Roma Italia.
- INEGI, 1994. Diccionario de datos de uso del suelo y vegetación. Disponible en línea en http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/ususuelo/doc/dd_usyv_1m.pdf 1994 (Consultado el 5/Noviembre/2014).
- Lambin, E. F., N. Baulies, G. Bockstael, T. Fisher, R. Krug, E. F. Lemmans, R. R. Moran, Y. Rindfuss, D. Sato, B. L. Skole, Turner II, y C. Vogel. 1999. Land use and land cover change implementation strategy, IGBP report, 48, IHDP, report 10, Estocolmo. Disponible en línea en http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112009000200004 (Consultado el 22/Noviembre/2014).
- PROFEPA, 2013. México protege sus manglares. Disponible en línea en <http://www.profepea.gob.mx> (Consultado el 10/Noviembre/2014).
- Reyes Gómez, H. G. y A. D. Vázquez Lule, 2009. Caracterización del sitio de manglar Isla Aguada – Boca de Pargos. En: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México, D.F.
- SAGARPA, 2009. Síntesis del sector agropecuario del estado de Campeche. Disponible en línea en <http://www.sagarpa.gob.mx/v> (Consultado el 10/Diciembre/2014).
- SAGARPA, 2011. Monitor agroeconómico del estado de Campeche. Disponible en línea en <http://www.sagarpa.gob.mx/agronegocios/Estadisticas/Documents/CAMPECHE.pdf> (Consultado el 12/Noviembre/2014).
- SEMARNAT, 2010. Manifestación de Impacto Ambiental del Proyecto “Desazolve en la Laguna Isla Pájaros”, en Ciudad del Carmen. Disponible en línea en Campeche. <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/camp/estudios/2010/04CA-2010HD015.pdf> (consultado el 12/enero/2015).
- SEMARNAT, 2012. Conservación de suelos. Disponible en línea en <http://www.semarnat.gob.mx/temas/gestion-ambiental/forestal-y-suelos/conservacion-de-suelos> (Consultado el 30/Octubre/2014).
- Torres Rodríguez, V., Márquez García, A. Bologaro Crevenna, J. Chavarria Hernández, G. Expósito Días y E. Márquez García, 2011. Tasa de erosión y vulnerabilidad costera en el estado de Campeche debido a efectos del cambio climático, p 413-432. En: A.V. Botello, S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez, y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático, (segunda edición). Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, UNAM-ICMYL, Universidad Autónoma de Campeche.
- Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco, y J.M. Melillo, 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494-499.

6

Modeling hydrological regimes with the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) for integrated watershed and coastal zone management: from systematic review to scientific debate

Verenice Escamilla-Rivera¹, Sergio Cortina-Villar¹
& Jordi Honey-Rosés²

¹EL COLEGIO DE LA FRONTERA SUR, MÉXICO

²UNIVERSITY OF BRITISH COLUMBIA, VANCOUVER, CANADA
e-mail: vnbelisa@gmail.com

RESUMEN

El conocimiento cuantitativo de las alteraciones en los regímenes hidrológicos es esencial para prepararse para el cambio climático, las inundaciones, la sequía y otros cambios inducidos por los asentamientos humanos en el ciclo del agua. La herramienta de evaluación de suelos y aguas (SWAT, por sus siglas en inglés) permite la modelación de cuencas hidrográficas para caracterizar el régimen hidrológico existente y para modelar los cambios futuros. Sin embargo, el modelado de cuencas hidrográficas requiere de muchos datos, diversos y heterogéneos, además de importantes recursos

Escamilla-Rivera, V., S. Cortina-Villar y J. Honey-Rosés, 2017. Modeling hydrological regimes with the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) for integrated watershed and coastal zone management: from systematic review to scientific debate. p. 117-132. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

computacionales y de almacenamiento. Los objetivos de este estudio son proporcionar una visión general de los esfuerzos utilizando SWAT para cuantificar las alteraciones en los regímenes hidrológicos y determinar la capacidad del modelo en la simulación de las cuencas hidrográficas y su relación con la zona costera a través de una revisión sistemática en la literatura de SWAT.

Palabras clave: zona costera, escenarios de cambio climático, fenómenos El Niño, impactos por inundaciones, regímenes hidrológicos, cuenca hidrográfica.

ABSTRACT

Quantitative knowledge about the alterations in hydrologic regimes is essential in order to prepare for climate change, flooding, drought, and other human-induced changes to the water cycle. The Soil and Water Assessment Tool (swat) allows the watershed-modeling tool to characterize the existing hydrological regimen and to model future changes. However, watershed modeling requires large, diverse and heterogeneous data in addition to important computational and storage resources. The objectives of this study are to provide an overview of efforts using swat to quantify alterations in hydrologic regimes, to ascertain the model's capacity in the simulation of watershed and their relationship with the coastal zone through a systematic review in swat's literature.

Key words: Coastal zone, climate change scenarios, El Niño/Southern Oscillation (ENSO) phenomena, flood impacts, hydrologic regimes, swat, watershed.

INTRODUCTION

It is now beyond doubt that climate change, El Niño / Southern Oscillation (ENSO) phenomena and impact floods have altered global hydrological regimes (Kour *et al.*, 2016; Mehan *et al.*, 2006). These alternations in the hydrological cycle have in turn impacted agriculture, ecosystems and human settlements. It is important to first assess the hydrological regime in watersheds to plan mitigation.

The natural ecosystems in watersheds will be severely affected by the rise of global temperatures (Iglesias, 2016). Global atmospheric warming will accelerate the water cycle and alter the timing and distribution of precipitation. Experts predict an increase in extreme events, with both, increases in floods and droughts (Kour *et al.*, 2016). In the 22nd Conference of the Parties to the United Nations Convention on Climate Change (cop 22) (2016) we

were reminded that "rain is not distributed randomly in the world. There are global precipitation patterns that are likely to change in a warmer world". The displacement of precipitation zones could be significant with respect to historical patterns. Therefore, the global precipitation will not change, but the areas are going to run, and this will carry a double problem. It is predicted that highlands will be affected by more severe droughts and lower parts will suffer of greater floodings, which imply that coastal zones will receive high volumes of runoff, anthropogenic pollutants, and sediments, and anthropogenic pollution. Future changes in river discharge and river basin hydrology caused by global warming are important factors for water management, and many researchers have studied the sensitivity of water flow and hydrological processes to climate change.

Hydrological regimes are difficult to study and predict (Kirkby *et al.*, 2011; Gallart *et al.*, 2008) in part due to limited data on water flow, difficulties in instrument installation and operation (Kourgialas *et al.*, 2010; Moraetis *et al.*, 2010; CWRA *et al.*, 2017), and insufficient precipitation measurements in areas where rainfall is highly variable over time and space (Fuka *et al.*, 2014). Watersheds with more rainfall are expected to have an increase in overall flood magnitude and frequency. Such situations will lead to an era with reduced agricultural productivity, production instability, and high levels of food insecurity (Mehan *et al.*, 2006).

To understand the implications of the alteration of the hydrological regime in watersheds, hydrologic models are gaining widespread attention. Process based models like the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) have been used by many researchers to assess climate change, ENSO and the impacts of floods. The SWAT model is a spatially distributed hydrological model, which means that the impact of spatially input parameters such as land use and weather can easily be modelled. The SWAT model has been applied successfully throughout the world. Tzoraki *et al.* (2013) simulated the historic floods in Greece (1970–2010) from available rainfall data. They derived a new flood classification method because the seasonal pattern of hazardous flood differs from other major European floods. On the other hand, Kharel & Kirilenko (2015) considered climate change scenarios to estimate long-term flood risks because they wanted to reduce flooding in the lower part of a watershed in the United States. However, Bhuvaneshwari *et al.* (2013) mentioned that the soil water recharge, which includes both percolation and soil water availability

in the surface layers and in the lower slope, was increased in the El Niño years.

In Latin America there are few studies that use SWAT related to climate change in coastal zones. Some scholars (Li *et al.*, 2011; Xiao *et al.*, 2007; Rollo & Robin, 2010; Marinov *et al.*, 2007; Grey *et al.*, 2014) have pointed out that the difficulty of modeling coastal watershed is the relationship between landscape and water bodies like estuaries and coastal lagoons. Aliaume *et al.* (2007) linked SWAT (catchment processes) with MODFLOW (deep water) to model coastal lagoons. Campuzano *et al.* (2013) linked SWAT with a 3D hydrodynamical-ecological model (MOHID model), to model three estuarine systems in South America. The results obtained with the SWAT model were used as inputs of river flows and loads to the MOHID estuarine models. Both studies showed that climate change is responsible for important ecosystem alterations such as eutrophication, bacterial contamination, algal blooms (toxic or not), anoxia and fish kills.

Anticipating modifications to hydrological regimes produced by a changing climate would be extraordinarily advantageous for water resources managers, especially those connected to the agricultural sector. Numerous studies have used SWAT to assess the impact of climate change within watersheds under different climate change scenarios. Gosain *et al.* (2006) simulated the impacts of climate change scenarios on stream flow, from 2041 to 2060, for 12 major rivers watersheds in India, and found that the severity of both the floods and droughts were expected to increase. Abbas *et al.* (2016) related impact floods with climate change scenarios. The authors determined that the scenarios predicted in a watershed from Iraq will be drier in the near future

(2046 to 2064) and distant future (2080 to 2100). In Hawaii, Leta *et al.* (2016) predicting climate change scenarios showed that the decrease in rainfall during wet season and marginal increase in dry season are the main factors for the overall decrease in water balance components. Schmalz *et al.* (2012) linked SWAT (catchment processes) with HEC-RAS (in-stream processes) model to depict the impact of runoff changes in a watershed in China. The results showed that instabilities occurred on single days on some river sections in the unsteady flow analysis.

SWAT requires a set of basic input, like weather data, soil data and land use data. Weather data plays an important role in deciding the simulation produced by any computer model. The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) has published hydrological models to quantify the climate change impact on hydrological regime (Corney *et al.*, 2013). Global Circulation Models (GCM) outputs based on the Special Report on Emission Scenarios (SRES) are extensively used to project future meteorological variables for use as inputs into hydrological models at a regional scale (Mehan *et al.*, 2006). Future climate scenarios required are available at coarser resolution from various GCMs, but the data

needs to be finely resolved to Regional Climate Model (RCM) scale to be used in hydrologic simulations (Kour *et al.*, 2016). There is need for bias correction and down-scaling while converting data from GCMs to RCMs. The overall success of the assessment of climate change depends on the accuracy with which the future climate data and simulated.

Vigerstol & Aukema (2011) provide an initial guideline on how and when to use SWAT (in addition of others modeling tools: *e.g.* HEC-RAS and GCMs), as a way to address questions on hydrological regimes. Such studies reflect the growing interest on the application of SWAT as a tool for quantifying the alterations of hydrological regimes and estimating the consequences of their impacts. Here we examine the literature where SWAT has been used in combination with the concepts of “climate change, ENSO and impact floods” either in an experimental or theoretical manner. We determine the model’s capability and we describe the approach used. Our objective was to compile available knowledge on SWAT implementation to address problems in altering hydrological regimes and to determine how this tool could be used to provide science-based evaluations for policy and decisions making.

METHODS

We reviewed the existing literature to identify research articles where SWAT has been used to examine the alterations in hydrologic regimes caused by human activities. We use SWAT’s Literature Database for peer reviewed journals hosted by the Center for Agricultural Development at Iowa State

University (https://www.card.iastate.edu/swat_articles). The terms “SWAT”, “climate change scenarios”, “ENSO” and “impact floods” were used as search concepts. These concepts are the most common causes of the alterations of hydrological regimes. The publications that contain these concepts

were reviewed to identify the application patterns. We examined how the hydrological regime in watersheds was modeled and the use of SWAT as a tool that allows decision making in the natural resources management and environmental conservation policies. The literature review allowed the identification of four aspects of the studies: 1) broad implications, 2) location, 3)

type of alterations hydrological regimen, 4) SWAT output variables. We did not conduct statistical analyses, we comprehensively compare the articles in a descriptive manner since the objective of this study is to examine the contributions of SWAT to understand changes in hydrological regimes around the world.

GENERAL OVERVIEW

The database of the Center for Agricultural Development with the acronym of SWAT resulted in 2 535 publications using SWAT published from 1998 to March 2017. Of these, 282 included the study of climate change. From this list, 272 studies relate to climate change scenarios, two studies on the impact of El Nino / Southern Oscillation (ENSO) phenomena and eight studies on the impact floods. Two studies were not involved in the development of

a SWAT project. It is clear that the number of studies on the subject of hydrological alterations caused by the impact of climate change, ENSO and floods, and the implementation of the SWAT model as a research tool has increased rapidly in recent years (figure 1). However, the topic of analysis of the causes of hydrological regime alterations using SWAT is limited, representing only 11% of SWAT publications.

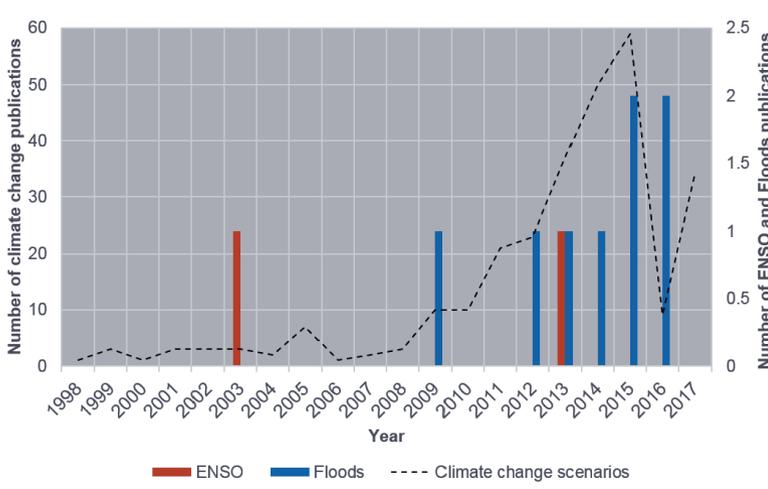


Figure 1. Publications using SWAT to examine climate change, ENSO and floods from 1998 to 2017.

The list of publications within the database is not exhaustive, as it may exclude publications in which SWAT analyzes were used to respond to investigations into alterations of the hydrological regime but not explicitly. Most of the research described was carried out in Asia and North America (49% and 30% respectively). To a much lesser extent, the model has been applied in Latin America (2%); the percentage is equally divided into Central America (1%) and in the coastal watersheds of South America (1%) (figure 2). From this list, the studies on climate change are focused on the impact of the growth of agricultural areas, both directly due to CO₂ enhancement and indirectly, through temperature and moisture impacts. Other approaches have been the bias-corrected and down-scaled Regional Climate Model (RCM) output under the Intergovernmental Panel on Climate Change's (IPCC's) climate change scenarios and the quantification of sedi-

ments in response to the increase atmospheric CO₂ concentration. Studies that explicitly addressed the ENSO phenomena has improved long-range climate predictions, affording the potential to reduce the damage and economic cost of these weather patterns. The publications that evaluated flood events were primarily interested in analyzing the flood magnitude and occurrence and the performance of the infiltration approach.

To complement this list, we found 14 studies conducted in the coastal zone in Google Scholar, studies that are not within the SWAT's Literature Database. One study was carried out in Latin America, one in the Caribbean, six in Europe and six in Asia. Interestingly, the studies conducted in the coastal zone related the impact of climate change and flooding to water quality due to changes in land use, increased human settlements and the intensity of agricultural and livestock activities.

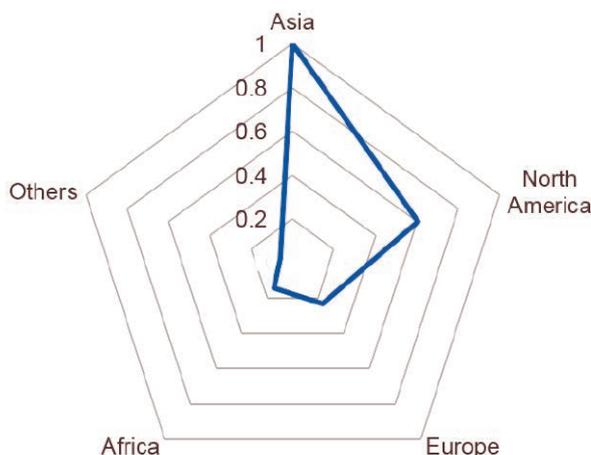


Figure 2. Geographic locations examined by research papers using SWAT. “Others” compiles various locations with a single study conducted in Australia and Latin America.

CALIBRATION PARAMETERS AND OUTPUT VARIABLES

In addition to SWAT's main input components, the model contains a series of calibration parameters that can modify these components to represent site-specific watershed conditions (Neitsch *et al.*, 2011). This renders the modeling tool effective at simulating landscape conditions and producing realistic outputs.

The first step in the calibration process in SWAT is the determination of the most sensitive parameters for a given watershed or subwatershed. The user determines which variables to adjust based on expert judgment or on sensitivity analysis. Sensitivity analysis is the process of determining the rate of change in model output with respect to changes in model inputs (parameters). It is necessary to identify key parameters and the parameter precision required for calibration (Ahmed *et al.*, 2007). The second step is the calibration process. Calibration is an effort to better parameterize a model to a given set of local conditions, thereby reducing the prediction uncertainty. Model calibration is performed by carefully selecting values for model input parameters (within their respective uncertainty ranges) by comparing model predictions (output) for a given set of assumed conditions with observed data for the same conditions.

Observed parameters such as runoff curve number, ground water delay, and soil evapotranspiration compensation factor, are frequently used for calibration purposes (Arnold *et al.*, 2012). Default values may be used if characteristics are unknown, it is in the user's interest to develop a model with inputs that are as close to reality as possible. The lack of observed data is a disadvantage particularly for contexts in which information is not available (Ndomba *et al.*, 2008).

Usually the Sequential Uncertainty Fitting algorithm application (SUFI-2) software is used (Abbaspour & Johnson, 2004). SUFI-2 is embedded in the SWAT-CUP package. The advantages of SUFI-2 are that it combines optimization and uncertainty analysis, can handle a large number of parameters through Latin hypercube sampling and it is easy to apply. Furthermore, as compared with different techniques in connection to SWAT such as generalized likelihood uncertainty (GLU) estimation, parameter solution (ParSol), Markov Chain Monte Carlo (MCMC), SUFI-2 algorithm was found to obtain good prediction uncertainty ranges with a few numbers of runs. This efficiency is of great significance when implementing complex and large-scale models (Abbaspour, 2015; Abbaspour & Johnson 2004).

After calibration, parameters related to vegetation, soil, water, and management components can be further adjusted to simulate potential scenarios to forecast future conditions or address hydrological regimen questions. The hydrologic simulation of watersheds in SWAT can produce outputs at different spatial and temporal scales. SWAT can provide data at the watershed, the microwatershed, and at the Hydrologic Response Unit (HRU) level, as well as for impounded areas (ponds, wetlands, etc.), reservoirs, and/or reach geographical features at the average annual, monthly, daily and hourly time frames (Arnold *et al.*, 2012). These output options allow the user to compare different land use features during different seasons, either depicted or weighted, and in a snapshot or accumulated over time.

There are, however, generally insufficient observed data to enable a full spatial calibration and validation at the watershed scale. The metrics and methods used to compare observed data to model predictions are also important. Multiple graphical and statistical methods could be used, such as time-series plots. The most widely used statistics reported for calibration and validation are R^2 and NSE. The R^2 statistic can range from 0 to 1, where 0 indicates no correlation and 1 represents perfect correlation, and it provides an estimate of how well the variance of observed values are replicated by the model predictions (Krause & Boyle 2005). NSE values can range between $-\infty$ to 1 and provide a measure how well the simulated output matches the observed data along a 1:1 line (regression line with slope equal to

1). A perfect fit between the simulated and observed data is indicated by an NSE value of 1. NSE values greater than 0 indicate that the observed data mean is a more accurate predictor than the simulated output.

Depending on the research approach, as a deterministic model SWAT can estimate specific output values (Welderufael *et al.*, 2013), be used to compare the relative differences among different scenarios (Norman *et al.*, 2012), or produce a combination of both (Mehan *et al.*, 2006). The increasing number of publications using SWAT to quantify alterations of hydrological regimen shows new interests in exploring this capability. These studies demonstrate a variety of ways in which the model can be applied for this purpose.

MODELING OF HYDROLOGICAL REGIMES WITH SWAT

Climate change scenarios

General Circulation Models (GCMs) are used for understanding the earth climate system and predicting future climate change (Johnson & Sharma, 2011). However, their current resolution data is too rough for correct representation of hydrological cycle variations within watersheds. Therefore, SWAT is used to simulate the hydrological processes and the GCMs is used to simulate the climate change scenarios with the SWAT outcomes.

When interpreting SWAT and GCM's outcomes in climate change analysis, the most important aspect to consider are the uncertainties of the database and the results of each model (Johnson & Sharma, 2011). The Soil and Water Assessment Tool Calibration and Uncertainty Analysis Program

(SWAT-CUP) (Abbaspour, 2015), is a software developed for calibrating and calculating the uncertainty of the SWAT model. While the uncertainty of the GCM's can be calculated using the qmap R package (Gudmundsson *et al.*, 2012) to find the best match between the observed values and simulated time series for the reference time period. Bias correction methods use the outputs of the GCM's directly, making the assumption that if the biases can be removed, then the GCM outputs will indicate changes in variability and spatial patterns of rainfall (Johnson & Sharma, 2011).

The two GCM's used in the Bucak *et al.* (2017) study were able to model the trends of contemporary climate data; however, the precipitation and temperature predictions for the future varied widely. Al-

though the direction and seasonality of the changes exhibited similar patterns, the magnitude of the changes differed between the climate models. A study conducted by Maurer (2007), simulating the Sierra Nevada Mountain hydrology using 11 GCM's, also found marked variations in precipitation predictions among GCM's. Moreover, in the detailed study of Wilby & Harris (2006), four GCM models, two emission scenarios, two statistical downscaling techniques and two hydrological models have been considered as different sources of uncertainty, leading to the conclusion that the GCM's are the main sources of variation in simulating low flows. Hence, it is suggested to use of several GCM's and emission scenarios in climate impact studies (Eisner *et al.*, 2012). In addition, pronounced variations in GCM have a direct influence on total runoff, and variations in flow may be highly significant as well. Thompson *et al.* (2015) reported 0.8% to 52% reductions in annual runoff in their simulations for the Inner Niger Delta. Similarly, large variations in river discharges emerged in the Bucak *et al.* (2017) study, from +7% to -20% by the 2040s, from +1% to -18% by the 2070s, and from -14% to -52% by the end of century due to variations in GCM's and RCP's.

Bucak *et al.* (2017) generated combinations of land use/ land cover with different climate change scenarios in Mediterranean watersheds. They mentioned that although the effects of land use scenarios were not significant, decreased runoff with agricultural expansion scenario might indicate an increased water demand for irrigation. Grey *et al.* (2014) applied the same combinations to coastal watersheds in Jamaica. They demonstrated that an increase in the forest and agricultural land use does not

suggest any real measurable increases in stream flow. Both studies concluded on the little significance in the increase or decrease runoff in agriculture land. The minor impacts of land use changes on total flow compared to the effects of climate changes concur with the results from other studies on the European climatic region (Serpa *et al.*, 2015; Molina-Navarro *et al.*, 2014). The predicted minor effect of land use may, however, in part be attributed to the selected hydrological model since uncertainty derived from the selection of hydrological models may be as large as that of GCM's (Prudhomme *et al.*, 2014; Wada *et al.*, 2013). Morán-Tejeda *et al.*, (2015) compared the capability of SWAT and Regional Hydro-Ecologic Simulation System (RHESSys) models to simulate the effects of climate and land use changes on the catchment hydrology. They found out that SWAT simulations are more sensitive to climatic inputs, whereas climate and land use changes had similar effects on the total flow in the RHESSys model. Even though the models may yield similar outputs for current conditions, the inherent uncertainty and the nature of the models may create a difference in the magnitude of the projected changes (Butts *et al.*, 2004; Krysanova & Arnold 2008). When implementing land use changes, a static approach that assumes a constant land use change was used in the Bucak *et al.* (2017) study. Although dynamic approaches might produce more realistic results, there are only a small number of studies that use a dynamic land use model in SWAT (Wagner *et al.*, 2016).

El Niño/Southern Oscillation (ENSO) phenomena

SWAT was used to estimate the stream flow in the two identified studies (Thomson *et*

al., 2003; Bhuvaneswari *et al.*, 2013). The NSE, percent bias (PBIAS) and R^2 statistic values for the calibration indicated that SWAT had an accuracy acceptable in simulating stream flow. The model simulating stream flow values was in agreement with the measured stream flow values, and the values of the NSE, PBIAS and R^2 statistics were within the ranges suggested by Moriasi *et al.* (2007).

The extreme years of rainfall in both studies, the observed yields were significantly lower than the predicted yields. This signifies that SWAT can more precisely calculate the yield under normal weather conditions compared with extreme event conditions. The total water flow (computed by adding surface flow, lateral flow and ground water flow) was lowest in La Niña years due to the low quantum of rainfall, which primarily percolated into the soil. Another factor that is similar in both studios is that the soil water recharge (including percolation and soil water available in the surface layers) was also higher in the El Niño years and indicated that the risk in crop production is significantly lower compared with normal or La Niña years. On the other hand, the amount of rainfall received during the La Niña years was lower than the rainfall in other years with minimum variability. Whereas that the evapotranspiration values were higher during El Niño years, which could be due to more soil moisture availability as a result of increased rainfall.

Thomson *et al.* (2003) demonstrated that SWAT can show differences between strong Niño and weaker Niño. This is consistent with the evidence from the strong Los Niños of 1997, 1998 and 1983 (Marcé *et al.*, 2010) indicating that regional temperature and precipitation anomalies associated with the highest sea surface temperature

anomalies differ not only in magnitude but also in sign from weaker Los Niños (Thomson *et al.*, 2003). Patterns of the percentage change in water yield differ markedly under strong El Niño and weak El Niño. Generally, the percentage of these increase is substantially greater under strong El Niño than in either El Niño or La Niña events. In addition, SWAT is efficient in predicting the variation in crop productivity influenced by El Niño, and in defining the alterations in global weather patterns with consequences for fresh water supply.

These observations provide additional evidence that ENSO, of different strength, can produce impacts on water resources and agriculture that differ not only in quantity but also in intensity.

Flood impacts

SWAT model has been used to simulate the historic floods from the available rainfall data, to define inflow hydrograph for a climate change scenarios in control of river flooding, and to simulate the runoff under a change of land use/ land cover. Interestingly, SWAT is used to calibrate data, mainly weather data, to obtain the uncertainty of the databases (land use/land cover, topography and soil), and to use the databases in other models specialized in flood analysis. There are several hydrological models to solve problems related to floods (Vargas-Castañeda *et al.*, 2015) such as Hydrologic Engineering Center's -River Analysis System (HEC-RAS), as well as the coupling of models such as HL-RDHM with HEC-RAS (Mejia & Reed, 2011), and ANNAGNPS with SWAT (Parajuli *et al.*, 2009).

The use of SWAT has been able to explain the effect of flooding on precipitation, antecedent moisture conditions and the variability of slopes, land uses and soils.

However, a component representing daily soil moisture accounting is an important moderator of the simulated flood response (Bhuvanewari *et al.*, 2013; Müller, 2000) and the lack of sub-daily precipitation data causes major uncertainty in the estimation of the effective rainfall and the response time of the watersheds (Tzoraki *et al.*, 2013). This means that the use of performance graphs for river system routing results in a robust and numerically efficient model as most of the computations for the system routing only interpolation steps.

Likewise, some questions related to the use of SWAT in flood analysis have been considered and adapted. For example, Georgakakos (1986) (mentioned in Tzoraki *et al.*, 2013) identified a 6 h lag time as a threshold for flood generation for catchments of 400 km² in the USA. But in the UK, a flood event is considered as flashy if it has a time to peak of up to 3 h within a catchment of 5–10 km² (Poff & Matthews, 2013). Tzoraki *et al.* (2013) demonstrated that since the duration of many historical hazardous floods is greater than two days, a two days threshold was selected as the threshold hydrograph duration for hazardous floods. What most applies in flood studies with SWAT is the simulation of the effect of integrated and single land use changes on floods of different scales (Zhang *et al.*, 2016). Land use affects runoff/flood by changing the rainfall energy by interception, sink filling, transpiration, evapotranspiration and infiltration (Ristic *et al.*, 2011). Nie *et al.* (2011) demonstrated that construction land and the decrease of forests would cause surface runoff to increase. For coastal zones, Grey *et al.* (2014), Xiao *et al.* (2007), Campuzano *et al.* (2013) and Aliaume *et al.* (2007) demonstrated that during the wet season the increase in sur-

face runoff represents a significant risk of flooding, erosion and other environmental problems. The negative changes aforementioned could lead to the degradation of the soil which in turn can lower the infiltration, causing poorer connectivity and impairing the water-holding capacity, thus increasing the flood risk (Chaplot, 2014). According to Zhang *et al.* (2016), grassland can delay the runoff by a three-fold factor compared to bare land. Hornbeck *et al.* (1997) showed that the impact of forest exploitation on large floods (flood peak .10 mm per day) was different according to the season: logging increased flood peaks by 15–60% during the growing season, in contrast they increased by 2–40% during the dormant season. The explanation given by the authors to this result lies in the origin of the floods: during the dormant season, flood peaks were always linked to snowmelt.

Among many other flood studies, with SWAT (Leon *et al.*, 2014; Lou *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2016; Bhuvanewari *et al.*, 2013; Kharel & Kirilenko, 2015; Tzoraki *et al.*, 2013) or without SWAT (Piniewski *et al.*, 2014; Andréassian, 2004), we can say that deforestation could definitely increase flood volumes and flood peaks (Andréassian, 2004). This effect is much more variable than the effect on total flow and may even be inverted in some years or in some seasons. Therefore, as Zhang *et al.* (2016) proposes, the increased floods observed in deforestation studies reveal rather the impact of exploitation than the forest cover itself. This is also what Andréassian (2004) concludes for the “at the scale that we studied, the essential cause of flow increase was not directly linked to the suppression of the forest cover, but rather to the conditions in which this suppression occurred”. In addi-

tion, the increased runoff brings with the potential for flooding and transference of pollutants to sensitive areas and ecosystems like flood plains and coral reefs.

CONCLUSION

Research to measure the causes of alterations in hydrological regimes has grown rapidly over the last decade. SWAT has been an important tool for solving several problems related to hydrology and for analyzing the sensitivity of the hydrological regime to climate variability and change in land use and land cover, especially in developed countries. Despite the SWAT model can give predictions about changes in water behavior that can affect coastal zones even in the absence of input data to the model, there are few studies conducted in Latin America, especially with approaches to climate change. On the other hand, the Latin America studies share the same objective that is the quantification of the quality of water. Currently, the water quality parameter is still not well developed within the model.

SWAT presents limitations when models such as GCM, MOHID, MODFLOW and HEC-RAS have been useful in understanding the dynamics of climate change and flooding. However, the combination of SWAT with other models has focused on analyzing the rapid changes in land and natural resource

coverage, which has brought with it a greater need for scientifically sound policies. By providing answers to questions about the causes of alterations in the hydrological regime, SWAT can assess hydrological performance in watersheds. Therefore, beyond its original function as a hydrological model, SWAT can be used to study hydrological processes in a systematic way. From this perspective, the challenge of coastal ecosystem management in Latin America can be tackled with common and shared approaches such as the work presented here.

Although the SWAT model can be used to simulate hydrological dynamics in watersheds, the results can be used to estimate scenarios of climate change, ENSO and floods. However, although additional manipulation is required to calculate the uncertainty of the data. More software development is needed for the model to become a conventional tool for modeling the causes of hydrological regime alterations. The creative use of SWAT results is helping to discover ways in which the model can be improved to assess all causes of hydrological alterations primarily in watersheds.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was supported by Mexico's Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) with a PhD scholarship No. 284431. The lead author wrote the man-

uscript as a visiting research student at the School of Community and Regional Planning at University of British Columbia.

LITERATURE CITED

- Abbas, N., S.A. Wasimia, & N. Al-Ansari, 2016. Assessment of climate change impacts on water resources of Khabour in Kurdistan, Iraq using SWAT model. *Journal of Environmental Hydrology*, 24(April): 1–21.
- Abbaspour, K., 2015. SWAT-Calibration and uncertainty programs- A User Manual Systems Department of Analysis (SIAM); et al., eds., Duebendorf, Switzerland. Available at: http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/siam/software/swat/%0Aindex_EN.
- Abbaspour, K.C., & C.A. Johnson, 2004. Estimating Uncertain Flow and Transport Parameters Using a Sequential Uncertainty Fitting Procedure. *Vadose Zone Journal*, 1352, pp.1340–1352. doi: 10.2136/vzj2004.1340
- Ahmed, I., et al., 2007. Evaluation of the Root Zone Water Quality Model (RZWQM) for Southern Ontario: Part II. Simulating long-term effects of nitrogen management practices on crop yield and subsurface drainage water quality. *Water Quality Research Journal of Canada*, 42(3): 219-230.
- Aliaume, C., et al., 2007. Coastal lagoons of Southern Europe: recent changes and future scenarios. *Transitional Waters Monographs*, 1(1): 1-12. doi: 10.1285/i18252273v1n1p1
- Andréassian, V., 2004. Waters and forests: From historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*, 291(1-2): 1-27. doi: 10.1016/j.jhydrol.2003.12.015
- Arnold, J.G., et al., 2012. SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. *Transactions of the Asabe*, 55(4): 1549-1559. doi: 10.13031/2013.42256
- Bhuvaneshwari, K., et al., 2013. The Impact of El Niño/Southern oscillation on hydrology and rice productivity in the cauvery basin, India: Application of the soil and water assessment tool. *Weather and Climate Extremes*, 2: 39–47.
- Bucak, T., et al., 2017. Future water availability in the largest freshwater Mediterranean lake is at great risk as evidenced from simulations with the SWAT model. *Science of The Total Environment*, 582:413-425. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.12.149
- Butts, M.B., et al., 2004. An evaluation of the impact of model structure on hydrological modelling uncertainty for streamflow simulation. *Journal of Hydrology*, 298(1-4):242-266. doi: 10.1016/j.jhydrol.2004.03.042
- Campuzano, F.J., et al., 2013. Integrated coastal zone management in South America: A look at three contrasting systems. *Ocean and Coastal Management*, 72: 22-35. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2011.08.002
- Chaplot, V., 2014. Impact of spatial input data resolution on hydrological and erosion modeling: Recommendations from a global assessment. *Physics and Chemistry of the Earth*, 67–69: pp.23-35. doi: 10.1016/j.jhydrol.2005.02.017
- Corney, S., et al., 2013. Performance of downscaled regional climate simulations using a variable-resolution regional climate model: Tasmania as a test case. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 118(21): 11936–11950. doi: 10.1002/2013JD020087
- CWRA, BCWWA, & CWN, 2017. Water Week in Vancouver. In Reflections on Global to local water challenges: Insights from government, industry and academia. Vancouver, Canada.
- Eisner, S., F. Voss, & E. Kynast, 2012. Statistical bias correction of global climate projections - Consequences for large scale modeling of flood flows. *Advances in Geosciences*, 31: 75–82. doi: 10.5194/adgeo-31-75-2012
- Fuka, D.R., et al., 2014. Using the Climate Forecast System Reanalysis as weather input data for watershed models. *Hydrological Processes*, 28(22): 5613–5623. doi: 10.1002/hyp.10073

- Gallart, F., *et al.*, 2008. Investigating hydrological regimes and processes in a set of catchments with temporary waters in Mediterranean Europe. *Hydro. Sci. Jou.*, 53(3): 618–628. doi:10.1623/hysj.53.3.618
- Gosain, A.K., S. Rao, & A. Arora, 2006. Climate Change impact assessment of water resources of India. *Current Science*, 1(5): 2009–2011.
- Grey, O., *et al.*, 2014. Application of the Soil and Water Assessment Tool on a small tropical island (Great River Watershed, Jamaica) as a tool in Integrated Watershed and Coastal Zone Management. *International Journal of Tropical Biology*, 62(Suppl. 3): 293–305.
- Gudmundsson, L., *et al.*, 2012. Technical Note: Downscaling RCM precipitation to the station scale using statistical transformations – A comparison of methods. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(9): 3383–3390. doi: 10.5194/hess-16-3383-2012.
- Hornbeck, J.W., C.W. Martin, & C. Eagar, 1997. Summary of water yield experiments at Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 2043–2052. doi: 10.1139/x97-173
- Iglesias, A., 2016. El cambio climático altera los caminos del agua. El País, p.1. Available at: http://elpais.com/elpais/2016/11/17/planeta_futuro/1479379000_310205.html.
- Johnson, F., & A. Sharma, 2011. Accounting for interannual variability: A comparison of options for water resources climate change impact assessments. *Water Resources Research*, 47(4). doi: 10.1029/2010WR009272
- Kharel, G., & A. Kirilenko, 2015. Considering Climate Change in the Estimation of Long-Term Flood Risks of Devils Lake in North Dakota. *Journal of the American Water Resources Association*, 51(5): 1221–1234. doi: 10.1111/1752-1688.12300
- Kirkby, M.J., *et al.*, 2011. Classifying low flow hydrological regimes at a regional scale. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(12): 3741–3750. doi: 10.5194/hess-15-3741-2011
- Kour, R., N. Patel, & A.P. Krishna, 2016. Climate and hydrological models to assess the impact of climate change on hydrological regime: a review. *Arabian Journal of Geosciences*, 9(9). doi:10.1007/s12517-016-2561-0
- Kourgialas, N.N., G.P. Karatzas, & N.P. Nikolaidis, 2010. An integrated framework for the hydrologic simulation of a complex geomorphological river basin. *Journal of Hydrology*, 381(3–4): 308–321. doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.12.003
- Krause, P., & D.P. Boyle, 2005. Advances in Geosciences Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances In Geosciences*, 5(89): 89–97. doi: 10.5194/adgeo-5-89-2005
- Krysanova, V., & J.G. Arnold, 2008. Advances in ecohydrological modelling with SWAT—a review. *Hydrological Sciences Journal*, 53(5): 939–947. doi: 10.1016/j.envsoft.2005.12.029
- Leon, A.S., *et al.*, 2014. Dynamic Framework for Intelligent Control of River Flooding : Case Study. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 140(February): 258–268. doi: 10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000260
- Leta, O.T., *et al.*, 2016. Assessment of climate change impacts on water balance components of Heeia watershed in Hawaii. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 8: 182–197. doi: 10.1016/j.ejrh.2016.09.006
- Lou, W., *et al.*, 2012. Assessment of rice yield loss due to torrential rain: A case study of Yuhang County, Zhejiang Province, China. *Natural Hazards*, 60(2): 311–320. doi: 10.1007/s11069-011-0013-4
- Li, Y., *et al.*, 2011. Effects of temperature change on water discharge, and sediment and nutrient loading in the lower Pearl River basin based on SWAT modelling. *Hydrological Sciences Journal*, 56(1): 68–83. doi: 10.1080/02626667.2010.538396

- Lou, W., et al., 2012. Assessment of rice yield loss due to torrential rain: A case study of Yuhang County, Zhejiang Province, China. *Natural Hazards*, 60(2), pp.311–320. doi: 10.1007/s11069-011-0013-4
- Marcé, R. et al., 2010. El Niño Southern Oscillation and climate trends impact reservoir water quality. *Global Change Biology*, 16(10): 2857-2865. doi:10.1111/j.1365-2486.2010.02163.x
- Marinov, D., et al., 2007. An integrated modelling approach for the management of clam farming in coastal lagoons. *Aquaculture*, 269(1-4): 306-320.
- Maurer, E.P., 2007. Uncertainty in hydrologic impacts of climate change in the Sierra Nevada, California under two emissions scenarios. *Climate Change*, 82: 309-325. doi: 10.1007/s10584-006-9180-9
- Mehan, S., et al., 2006. Climate Change Impacts on the Hydrological Processes of a Small Agricultural Watershed. *Climate*, 90(4): 346–353. doi: 10.3390/cli4040056
- Mejia, A.I., & S.M. Reed, 2011. Evaluating the effects of parameterized cross section shapes and simplified routing with a coupled distributed hydrologic and hydraulic model. *Journal of Hydrology*, 409(1-2): 512-524. doi: 10.1016/j.jhydrol.2011.08.050
- Molina-Navarro, E., et al., 2014. Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios. *Journal of Hydrology*, 509: 354-366. doi: 10.1016/j.jhydrol.2013.11.053
- Moraetis, D., et al., 2010. High-frequency monitoring for the identification of hydrological and bio-geochemical processes in a Mediterranean river basin. *Journal of Hydrology*, 389(1-2): 127-136. doi: 10.1016/j.jhydrol.2010.05.037
- Morán-Tejeda, E., et al., 2015. Hydrological impacts of climate and land-use changes in a mountain watershed: Uncertainty estimation based on model comparison. *Ecology*, 8(8): 1396–1416. doi: 10.1002/eco.1590
- Moriasi, D.N. et al., 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), pp.885–900. doi: 10.13031/2013.23153
- Müller, C., 2000. *Modelling soil: Biosphere Interactions 1er ed.*, New York: CABI publishing.
- Ndomba, P., F. Mtalo, & A. Killingtveit, 2008. SWAT model application in a data scarce tropical complex catchment in Tanzania. *Physics and Chemistry of the Earth*, 33(8-13): 626-632. doi: 10.1016/j.pce.2008.06.013
- Neitsch, S.L., et al., 2011. Soil & Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. *Texas Water Resources Institute*, pp.1-647.
- Nie, W., et al., 2011. Assessing impacts of Landuse and Landcover changes on hydrology for the upper San Pedro watershed. *Journal of Hydrology*, 407(1-4): 105-114. doi: 10.1016/j.jhydrol.2011.07.012
- Norman, L.M., et al., 2012. Mapping socio-environmentally vulnerable populations access and exposure to ecosystem services at the U.S.-Mexico borderlands. *Applied Geography*, 34(4): 413-424. doi:10.1016/j.apgeog.2012.01.006
- Parajuli, P.B., K.R. Mankin, & P.L. Barnes, 2009. Source specific fecal bacteria modeling using soil and water assessment tool model. *Bioresource Technology*, 100(2): 953–963. doi: 10.1016/j.biortech.2008.06.045
- Piniewski, M., et al., 2014. Climate change and agricultural development: Adapting polish agriculture to reduce future nutrient loads in a coastal watershed. *Ambio*, 43(5): 644-660. doi: 10.1007/s13280-013-0461-z
- Poff, N.L., & J.H. Matthews, 2013. Environmental flows in the Anthropocene: Past progress and future prospects. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(6): 667-675. doi:10.1016/j.co-sust.2013.11.006

- Prudhomme, C., *et al.*, 2014. Hydrological droughts in the 21st century, hotspots and uncertainties from a global multimodel ensemble experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(9): 3262-3267. doi: 10.1073/pnas.1222473110
- Ristic, R., *et al.*, 2011. Land use change for flood protection: A prospective study for the restoration of the river Jelašnica watershed. *Bulletin of the Faculty of Forestry*, (103): 115–130. doi: 10.2298/gsf1103115r
- Rollo, N., & M. Robin, 2010. Relevance of watershed modelling to assess the contamination of coastal waters due to land-based sources and activities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(3): 518–525. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2009.10.025>.
- Schmalz, B., *et al.*, 2012. Effects of land use changes on ecohydrological results in a mesoscale Chinese catchment using an integrated modelling approach, Vienna, Australia.
- Serpa, D., *et al.*, 2015. Impacts of climate and land use changes on the hydrological and erosion processes of two contrasting Mediterranean catchments. *Science of the Total Environment*, 538: 64–77. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.08.033
- Thompson, J.R., A. Crawley, & D.G. Kingston, 2015. GCM-related uncertainty for river flows and inundation under climate change: the Inner Niger Delta. *Hydrological Sciences Journal*, 66(7) doi: 10.1080/02626667.2015.1117173
- Thomson, A.M., *et al.*, 2003. Simulated Impacts of El Niño/Southern Oscillation on U.S. Water Resources. *Journal of the American Water Resources Association*, 39(1)(301): 137–148. doi: 10.1080/02626667.2015.1117173
- Tzoraki, O., *et al.*, 2013. Flood generation and classification of a semi-arid intermittent flow watershed: Evrotas river. *International Journal of River Basin Management*, 11(1): 77-92. doi: 10.1080/15715124.2013.768623
- Vargas-Castañeda, G., L. Ibáñez-Castillo, & R. Arteaga-Ramírez, 2015. Development, classification and trends in rainfall-runoff modeling. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 7(1): 4-21. doi: 10.5154/r.inagbi.2015.03.002
- Vigerstol, K.L., & J.E. Aukema, 2011. A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 92(10): 2403–2409. doi: 10.1016/j.jenvman.2011.06.040
- Wada, Y., *et al.*, 2013. Multimodel projections and uncertainties of irrigation water demand under climate change. *Geophysical Research Letters*, 40(17): 4626–4632. doi: 10.1088/1748-9326/9/10/104003
- Wagner, P.D., *et al.*, 2016. Dynamic integration of land use changes in a hydrologic assessment of a rapidly developing Indian catchment. *Science of the Total Environment*, 539: 153–164. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.08.148
- Welderufael, W.A., Y.E. Woyessa, & D.C. Edossa, 2013. Impact of rainwater harvesting on water resources of the modder river basin, central region of South Africa. *Agricultural Water Management*, 116: 218-227. doi:10.1016/j.agwat.2012.07.012
- Wilby, R.L., & I. Harris, 2006. A framework for assessing uncertainties in climate change impacts: Low-flow scenarios for the River Thames, UK. *Water Resources Research*, 42(2): 1-10. doi: 10.1029/2005WR004065
- Xiao, Y., *et al.*, 2007. Trophic Assessment in Chinese coastal systems-review of methods and application to the Changjiang (Yangtze) Estuary and Jiaozhou Bay. *Estuaries and Coasts*, 30(6): 901-918. doi: 10.1007/BF02841384
- Zhang, Y., *et al.*, 2016. Impact of Land Use on Frequency of Floods in Yongding River Basin, China. *Water*, 8(9): 401. doi: 10.1029/93WR03553

7

Evaluación del riesgo de erosión en ciudades costeras de la provincia de Buenos Aires (Argentina)

M. Luján Bustos¹, M.Cintia Piccolo^{1,2} y Gerardo M. E. Perillo^{1,2}

¹UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR, ARGENTINA

²CONSEJO NACIONAL DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS Y TÉCNICAS (CONICET), ARGENTINA

e-mail: lujan.bustos@uns.edu.ar,

RESUMEN

Las acciones antrópicas ocasionan grandes impactos en el ambiente costero, perjudican sus playas y, en consecuencia, a las actividades predominantes, en Argentina son el turismo, la actividad portuaria y la pesca artesanal. Por ello, el objetivo de este trabajo es evaluar mediante indicadores cualitativos y cuantitativos el riesgo de erosión en las costas de las localidades de Pehuen Co y Mar de Las Pampas. Considerando para ello la vulnerabilidad global en forma cualitativa y cuantitativa para determinar, junto con la peligrosidad, el riesgo de erosión para cada sector en que se dividió las localidades en estudio. Los datos se obtuvieron mediante trabajo de campo y bibliografía específica. Se encontró que en ambas localidades hay zonas de riesgo alto y medio y solo en la zona de la reserva natural de Pehuen Co se obtuvo un riesgo bajo. Las recomendaciones para cada nivel de riesgo se basan en planes que apoyan el trabajo conjunto entre los actores sociales y los tomadores de decisiones y el seguimiento permanente de cada proyecto.

Palabras clave: riesgo de erosión costera, vulnerabilidad global, peligrosidad, Pehuen Co, Mar de las Pampas, Argentina.

Bustos, M.L., M.C. Piccolo y G.M.E. Perillo, 2017. Evaluación del riesgo de erosión en ciudades costeras de la provincia de Buenos Aires (Argentina). p. 133-148. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

ABSTRACT

Anthropogenic activity greatly impacts the coastal environment, endangering its beaches, and consequently, predominant economic sectors. In Argentina these are tourism, the port industry and artisan fishing. Due to this, the objective of this work is to evaluate, through qualitative and quantitative indicators, the risk of erosion along the coasts of the towns Pehuen Co and Mar de Las Pampas. To this effect, global vulnerability was considered qualitatively and quantitatively to determine both the danger and risk of erosion for the sectors into which each town was divided for this study. Data were obtained through field work and specific bibliography. It was found that both towns are at high and medium risk, while solely the Pehuen Co natural reserve is at low risk. Recommendations for each level of risk is based on plans supporting joint work among social roles and decision-makers, as well as on the permanent monitoring of each project.

Key words: Risk of coastal erosion, global vulnerability, Pehuen Co, Sea of the Pampas, Argentina.

INTRODUCCIÓN

El incremento del uso de las zonas costeras por el hombre acelera los procesos de erosión-sedimentación de las mismas. Dicha intervención en las últimas décadas se ha potenciado con el desarrollo de grandes urbes en las costas y con un aumento del turismo (Jiménez y Valdemoro, 2003). La ocupación antrópica desmedida reduce la franja costera y los impactos son más significativos (Phillips y Jones, 2006). Estos asentamientos ocasionan una degradación de las playas haciéndolas más vulnerables a los efectos de vientos, corrientes y tormentas (Hill *et al.*, 2004).

En Argentina, especialmente en las costas de la provincia de Buenos Aires, estos efectos se observan desde hace varios años. Las actividades predominantes en este sector costero son el turismo, la actividad portuaria y la pesca artesanal. La marcada antropización ocasiona impactos significativos en el ambiente. Un retroceso generalizado de la línea de costa de 1-2 m/año se ha registrado en la costa este de la provincia de Buenos Aires (Isla *et al.*, 1998). Las localidades de Necochea y Quequén (figura 1),

tuvieron las mayores variaciones en los balances de arena a causa de la construcción de una extensa escollera (Merlotto *et al.*, 2014). También, en las costas de Necochea, Marcomini *et al.* (2007) encontraron que las acciones humanas (forestación, urbanización, construcción de escolleras, etc.) han impactado en forma negativa obstruyendo el flujo eólico y las corrientes litorales, alterando de esta forma el perfil costero. En el balneario Mar Chiquita y en Mar del Plata (figura 1) las defensas costeras obstruyeron la deriva litoral generando problemas de erosión en todas las playas situadas al norte de ellas y excesiva acumulación al sur (Perillo, 2005; Merlotto y Bértola, 2009).

Por otro lado, Perillo (1997) realizó el primer estudio de vulnerabilidad de las costas de la provincia de Buenos Aires al ascenso del nivel medio del mar, lo cual fue ampliado por Diez *et al.* (2007) empleando el método de Gornitz *et al.* (1994). Como resultado se obtuvo que la costa será impactada sensiblemente, pero con distinta intensidad en diferentes sectores. Las zonas más afectadas son las costas bajas relaciona-

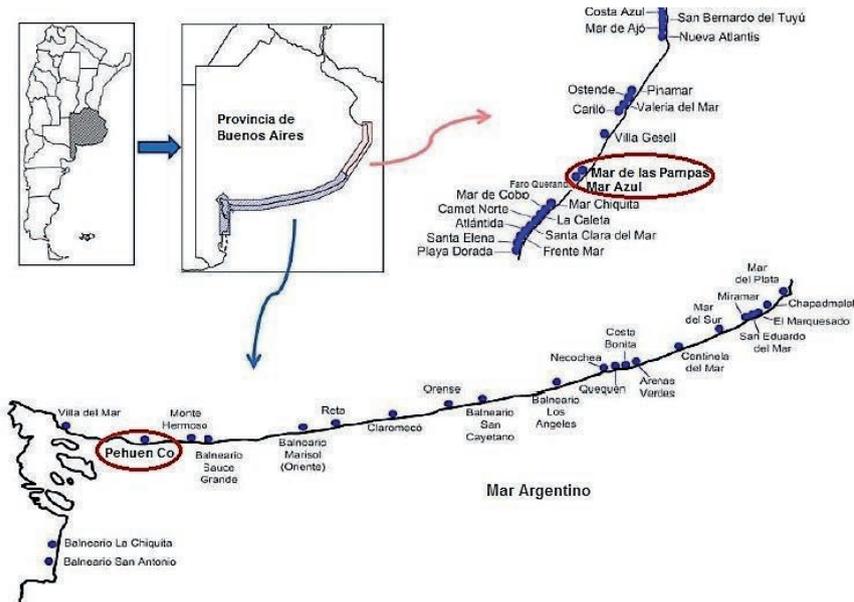


Figura 1. Localidades costeras turísticas de la provincia de Buenos Aires. Resaltado en rojo las localidades objeto de estudio: Pehuen Co y Mar de las Pampas. Modificado de Perillo *et al.* (2014).

das con el estuario de bahía Blanca, bahía Anegada, bahía Samborombón y el sector donde se ubica Mar de las Pampas.

En Pehuen Co y Mar de las Pampas (figura 1) la situación es similar a las localidades mencionadas anteriormente. Diversos estudios han comprobado que sus líneas de costa se encuentran en retroceso (Pratolongo *et al.*, 2006) y los niveles de erosión son altos (Bustos, 2012, 2016a). Además, son afectadas por diferentes tipos de tormentas (Isla *et al.*, 1998; Bustos *et al.*, 2011) y

acciones antrópicas (Bustos, 2012) que, en conjunto, perjudican sus playas y, en consecuencia, a sus comunidades.

Es preciso evaluar en qué situación se encuentran las costas con el fin de tomar las medidas necesarias de adaptación y mitigación de los efectos producto de la erosión. Dicha evaluación debe considerar tanto los aspectos biofísicos como sociales y su interacción, para establecer adecuadamente las políticas de adaptación pertinentes para el desarrollo sostenible (IPCC, 1991).

OBJETIVO GENERAL

El objetivo de este trabajo es evaluar mediante indicadores cualitativos y cuantitativos el riesgo de erosión en las costas de las localidades de Pehuen Co y Mar de Las

Pampas que representan dos sitios típicos de la provincia de Buenos Aires pero ubicados en tramos diferentes de la costa.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Describir y detallar los componentes de la vulnerabilidad global para la zona de estudio
- Determinar indicadores cuantitativos de peligrosidad y vulnerabilidad específicos para el área de estudio;
- Definir por medio de los indicadores el riesgo de erosión costera de cada zona de estudio.

AREA DE ESTUDIO

Pehuén Co (en adelante PC) se ubica al suroeste de la provincia de Buenos Aires (38° 59'51" Sur y 61° 33'16" Oeste). Se encuentra sobre una saliente conocida como punta Pehuén Co, en la cual está emplazado el centro urbano (figura 1). En general, su costa es baja y arenosa con un ancho promedio de playa de 143 m, enmarcada por una línea de médanos frontales. En los sectores más alejados de la costa los médanos son de menor altura y se encuentran cubiertos de vegetación. En las proximidades de la costa alcanzan una altura de 10 m aproximadamente con médanos sin vegetar, médanos cubiertos por tamariscos (*Tamarix gallica*), acantilados y afloramientos de arena cementada (Bustos, 2012).

En la playa frontal de toda el área se encuentran, en las capas arcillo-limosas que se hallan cubiertas parcialmente por las altas mareas, restos fósiles e icnitas de carnívoros, litopternos, équidos, artiodáctilos y humanos de 16 000 a 6 000 años de antigüedad (Aramayo *et al.*, 2002). Por ello, a mayor cantidad de meses descubiertas de sedimento, mayor riesgo de erosión por parte de la acción marina y antrópica (vandalismo). Estas fueron declaradas Reserva Natural Provincial Pehuén Co-Monte Hermoso en 2005 y se encuentra en la

etapa final de selección para ser declarado Patrimonio de la Humanidad por la UNESCO (Perillo *et al.*, 2014).

Se localiza dentro de los climas templados con una temperatura media anual de 14.3 °C. Los veranos e inviernos están bien diferenciados térmicamente. El desarrollo de la villa es paralela a la costa la cual tiene una orientación este-oeste y se encuentra rodeada por una zona agrícola-ganadera. No posee edificaciones en altura superiores a tres pisos y conserva todas sus calles sin asfalto sobre un plano irregular. La mayor parte de las calles se encuentran muy forestadas con diferentes especies arbóreas, predominando pinos y eucaliptos. No posee zonas de actividad industrial y el área comercial es muy reducida y arbolada (Bustos, 2012). La villa es un núcleo urbano, netamente balneario, que fue fundado en 1948. En 2012 tenía 900 habitantes permanentes (Delegación Municipal de Pehuén Co, 2012). Durante la época estival visitan PC más de 600 000 turistas (Delegación Municipal de Pehuén Co, 2012).

Por otro lado, la zona costera correspondiente al aglomerado urbano que comprende las localidades de Mar de las Pampas y Mar Azul (en adelante sólo MP para ambas localidades) (Figura 1) se encuentran den-

tro del partido de Villa Gesell, al este de la provincia de Buenos Aires (37°20'02 sur y 57° 01'37 oeste). Posee un campo de médanos que ha sufrido numerosas modificaciones durante los últimos 40 años por la urbanización y forestación. Se puede observar una franja de médanos costeros con alturas de 2 a 5 m. Mayormente se encuentra con vegetación alóctona arbustiva (acacias y tamariscos). Luego de la franja de médanos costeros, hacia el continente, se encuentran médanos con alturas de 10 a 20 m y desprovistos de vegetación (Marcomini y López, 2008). El clima es templado oceánico, la temperatura media de verano es de 22°C y de invierno 8°C (Tauber, 2002).

El desarrollo de MP comenzó en la década del 80, pero su mayor crecimiento fue a partir del 2000. En el censo poblacional de 1991 se contabilizaron 92 habitantes, mientras que en los censos de 2001 y 2010 se incrementaron a 825 y 1797 habitantes permanentes, respectivamente (INDEC). La urbanización de Mar Azul posee un plano en cuadrícula mientras que Mar de las Pampas se desarrolló respetando la topo-

grafía de los médanos. Ambas conservan sus calles sin asfalto y un importante arbolado. El desarrollo urbano es paralelo a la costa con orientación nornoroeste-sursuroeste. La principal actividad económica es el turismo de sol y playa. Durante el verano se supera el millón de visitantes (Benseny, 2012).

A diferencia de PC, en MP, la playa es modificada, especialmente durante el verano, por la instalación de carpas, limpieza y nivelación de playa (en PC existen estas actividades pero aisladamente). Por lo general, se producen importantes remociones de arena que tienden a nivelar la playa cambiando la pendiente de la zona distal y destruyendo la berma. Este efecto hace que el perfil se torne más vulnerable a la erosión ante nuevos eventos de tormentas. La circulación de vehículos sobre la playa es un hecho muy frecuente en estas localidades a pesar de no estar permitida (Marcomini y López, 2008). Esta actividad genera variados impactos en la playa, especialmente la remoción de sedimentos que, consecuentemente, causan pérdida de los mismos (Leatherman, 1979; Houser *et al.*, 2013).

METODOLOGÍA

El trabajo metodológico estuvo dividido en dos instancias. La primera, delimitar la zona de estudio y sus subdivisiones según las características de la costa. Luego se realizó un análisis cualitativo de la vulnerabilidad global (Wilches-Chaux, 1993) para las zonas de estudio con el fin de comprender en forma integral el estado en el que se encuentran. Finalmente, se definieron los indicadores de peligrosidad y vulnerabilidad global que permitieron delimitar cuantitativamente el riesgo de erosión en cada zona.

Por sus características en el médano frontal y playa (tabla 1) se consideró la siguiente zonificación (figura 2):

PC: Zona Oeste (zw), Zona Centro Oeste (zcw), Zona Centro (zc), Zona Este (ze), Zona Reserva Geológica, Paleontológica, Arqueológica y Natural Pehuén Co-Monte Hermoso (zr).

MP: Zona Norte (zn), Zona Sur (zs)

Para evaluar el riesgo de erosión en las playas de estudio se analizaron indicadores de peligrosidad y otros de vulnerabilidad



Figura 2. Zonas en las que se dividió el área de estudio de Pehuen Co y Mar de las Pampas. Pehuen Co: Zona Oeste (ZW), zona Centro Oeste (ZCW), zona Centro (ZC), zona Este (ZE) y zona de Reserva geológica, paleontológica, arqueológica y natural Pehuén Co-Monte Hermoso (ZR). Mar de las Pampas: Zona Norte (ZN) y Zona Sur (ZS). Modificado de Google Earth (29/02/2016)

Tabla 1. Características medias de los cinco sectores de la playa de Pehuen Co y los dos sectores de Mar de las Pampas. Pehuen Co: Zona Oeste (ZW), zona Centro Oeste (ZCO), zona Centro (ZC), zona Este (ZE) y zona de Reserva geológica, paleontológica, arqueológica y natural Pehuén Co-Monte Hermoso (ZR). Mar de las Pampas: Zona Norte (ZN) y Zona Sur (ZS). Reformado a partir de Bustos *et al.* (2011), Bustos (2012 y 2016a) y Marcomini y López (2008).

Localidad	Lugar	Orientación de la playa	Largo de la playa (m)	Altura media del médano (m)	Ancho medio de la playa (m)	Pendiente media de la playa (°)	Usos del médano frontal
Pehuen Co	ZW	WNW-ESE	1 200	4	160	1.91	Médanos vivos y vegetados naturalmente
	ZCW	WNW-ESE	800	5	112	2.23	Calle y edificaciones
	ZC	W-E	900	6	117	2.05	Calle y edificaciones
	ZE	WSE-ESE	1 500	5	128	1.9	Médano vegetado por el hombre
	ZR	WSW-ESE	2 500	3	170	1.86	Reserva natural
Mar de las Pampas	ZN	NNW-SSE	2 600	8	180	2.0	Médanos vegetados por el hombre
	ZS	N-S	1 600	5	210	3.0	Médanos vegetados por el hombre y edificaciones

según la disponibilidad y accesibilidad a los mismos. Se les asignó un puntaje, como se describen en la tabla 2, dependiendo de cuanto influyeran, positiva o negativamente, en la erosión de la playa. Para obtener los datos necesarios para cada indicador se realizaron observaciones y toma de datos en el terreno y se analizó bibliografía específica (Bustos, 2012 y 2016a,b).

Uno de los elementos más susceptible a la erosión son las huellas fósiles en PC debido al valor histórico, natural y paleontológico de las mismas. Como esta variable es solo para PC, en el caso de ZN y ZS ambos indicadores se puntuaron con el mínimo.

El indicador del *estadio del perfil de playa* (tabla 2) fue basado en el modelo desarrollado por Marcomini (2002). Este muestra la transición morfológica que tiene el perfil de playa ante un incremento en la erosión inducida.

Luego de estimados los indicadores, se calculó el riesgo mediante la suma de las variables en cada sector. Según las sumatoria de todos los indicadores se dividió el riesgo en bajo, medio y alto según la clasificación expuesta en la tabla 3. Siendo el área con riesgo alto la de mayor probabilidad de sufrir crisis y/o desastres y la de riesgo bajo la de menor probabilidad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cardona (2001) menciona que sin la presencia del hombre no hay riesgo, sino el suceso de un fenómeno natural. Ejemplo de ello en PC y MP es la introducción y reemplazo de especies vegetales autóctonas, en médanos naturales, por foráneas. Esto ocasionó la fijación de médanos móviles que, naturalmente, permitían el intercambio de sedimentos entre el mar y la playa. Se generó una vulnerabilidad natural al ecosistema y ecológica por el riesgo de pérdidas estructurales para las comunidades que allí habitan. También, resultó en una vulnerabilidad física debido a cómo una forma de mitigación (la vegetación de médanos para su fijación) pudo, simultáneamente, agravar la vulnerabilidad económica de la comunidad. Es decir, al generar pérdida de sedimentos (debido a la vegetación de los médanos) y, en consecuencia de playa y médanos, se puede perder infraestructura y, además, reducir la principal fuente de ingresos de las comunidades, el turismo (vul-

nerabilidad económica). Por otro lado, las olas de tormenta ocasionan daños en todas las playas y una tormenta ocasiona efectos diferentes en las distintas áreas de una costa (Hill *et al.*, 2004), por ello, si no se utilizan técnicas de adaptación en las construcciones en zonas con peligro de derrumbes y bajadas a la playa perpendiculares a la costa, los riesgos continuarán incrementándose.

En los países latinoamericanos la solución a la mayoría de los problemas locales todavía sigue dependiendo del gobierno central (nacional) (IPCC, 2014). La vulnerabilidad política, en estos casos, es la incapacidad de una comunidad para que los problemas que la afectan trasciendan las fronteras locales y se conviertan en situaciones que exijan la atención de los niveles decisorios (Wilches-Chaux, 1993). Esta incapacidad (vulnerabilidad política) provocó en ambas localidades de estudio que las vulnerabilidades sociales e ideológicas disminuyan. Las zonas litorales son uno de

Tabla 2. Categorías de los indicadores de peligrosidad
y vulnerabilidad global para el riesgo de erosión costera.

	Indicador	Categorías	Puntuación
Peligrosidad	Morfología de costa	Acantilado activo	4
		Acantilado con rampa cólica	3
		Médano vegetado	2
		Médano costero o médano vivo	1
	Ancho medio de la playa (m)	≤ 120	4
		120 a 170	3
		≥ 170	1
	Tasa de variación anual de sedimentos (m ³ /año)(TVA)	< 0	5
		0 a 15	3
		> 15	1
	Presencia de afloramientos descubiertos (meses)	10 a 12	4
		6 a 9	3
		0 a 5	2
	Cobertura de arena sobre huellas fósiles	Descubiertas la mayor parte del año	5
		Descubiertas en pocas ocasiones	3
Cubiertas todo el año		2	
Estadio del perfil de playa	Estadio A	1	
	Estadio B	2	
	Estadio C	3	
	Estadio D	4	
	Estadio E	5	
Vulnerabilidad Global	Circulación de vehículos sobre la playa	Permitida	5
		Restringida	3
		Prohibida	1
	Bajadas de playa (peatonales y/o vehiculares)	+ 5	5
		1 a 5	3
		Ninguna	1
	Plano urbano	Calles perpendiculares a la costa	5
		Calles oblicuas a la costa	3
		Sin urbanización	1
	Calle costanera	Calle sobre el médano frontal	4
		Calle detrás del médano frontal	3
		Sin calle	1
	Cantidad de edificaciones sobre médano frontal	+ 3	4
		1 a 3	3
		0	1
Densidad de ocupación (%)	> 50	4	
	5 a 50	3	
	< 5	2	

Tabla 3. Categorías del riesgo de erosión costera.

Puntuación	Riesgo de erosión
1 a 25	Bajo
26 a 45	Medio
46 y más	Alto

los entornos naturales más dinámicos del planeta; un gran número de actividades se desarrollan en ellas, atrayendo población e inversiones (Liste *et al.*, 2004). En 2010, se comenzó la devastación de un médano para la construcción de un megaemprendimiento inmobiliario que pretendía eliminar 400 m de médano costero y semiprivatizar la playa. Por ello, los residentes de MP y Villa Gesell (figura 1), ante la falta de respuesta por parte de las autoridades locales, decidieron unirse y luchar formando una Asamblea. Consiguieron judicializar y detener la construcción. A partir de allí, personas de otras ciudades costeras formaron similares agrupaciones luchando contra diferentes acciones que perjudican las costas (tránsito en las playas, construcciones en médanos costeros, ampliación y creación de parques, etc.). En PC, en febrero de 2013, se construyó una base de hormigón en el médano frontal para un parador turístico. Esto generó la unión de residentes de la localidad y ciudades cercanas para frenar el proyecto y lo lograron. Estas asambleas forman parte de la *Asamblea Regional en Defensa del Ambiente Costero* compuesta por ciudadanos de varios municipios costeros. Todas ellas se conforman por personas de todas las profesiones: abogados, amas de casa, comerciantes, maestros, médicos, etc. Similar situación en cuanto a disminución de la vulnerabilidad social a causa de un riesgo fue registrada por Monti y Escofet (2008). Ellos describieron el modo en que

los habitantes de playa Magagna (Chubut, Argentina) procuraron mitigar el efecto de la erosión sobre sus casas y otros bienes. Mostraron que las acciones colectivas redujeron la vulnerabilidad física mediante medidas estructurales y que la vulnerabilidad social, política e institucional fue disminuida, incrementando la cohesión interna y el liderazgo.

Por estas evidencias, se efectuó el análisis de riesgo de erosión costera como se observa en la tabla 4. Se obtuvo que el mayor riesgo de erosión lo presentaron ZC, ZCW de PC y ZS de MP. Con riesgo de erosión medio quedaron ZW, ZE de PC y ZN de MP. Finalmente, la única zona de riesgo bajo fue ZR de PC. Estos resultados coinciden parcialmente con lo investigado por Marcomini y López (2008) en su análisis de riesgo de erosión costera. Ellos determinaron la zona de Mar de las Pampas, coincidente con ZN, con riesgo moderado. Sin embargo, consideran la zona de Mar Azul (coincidente con ZS) de riesgo medio y bajo por poseer un considerable ancho de playa, con perfiles con bermas y médanos conservados.

En el área de PC las zonas de mayor riesgo (ZC y ZCW) obtuvieron el mismo puntaje en casi todos los indicadores. Excepto en el indicador de presencia de afloramientos descubiertos y en el de la cantidad de edificaciones sobre el médano frontal. En el primero, se observó que en los perfiles de ZCW los afloramientos durante la bajamar quedaban al descubierto la mayor parte del

Tabla 4. Detalle de los indicadores de peligrosidad y vulnerabilidad global para las diferentes zonas de estudio de Pehuen Co y Mar de las Pampas.

Indicadores	Pehuen Co					Mar de las Pampas	
	Oeste (ZW)	Centro Oeste (ZCW)	Centro (ZC)	Este (ZE)	Reserva (ZR)	Norte (ZN)	Sur (ZS)
Morfología de costa	1	4	4	2	1	2	2
Ancho medio de la playa	3	4	4	3	1	3	3
Tasa de variación anual de sedimentos	3	5	5	3	1	3	5
Presencia de afloramientos descubiertos	4	4	3	4	2	2	2
Cobertura de arena sobre huellas fósiles	2	2	2	3	5	2	2
Estadío del perfil de playa	3	5	5	2	1	2	5
Circulación de vehículos sobre la playa	5	3	3	5	1	3	5
Bajadas de playa	1	5	5	3	1	5	5
Plano urbano	1	5	5	3	1	3	5
Calle costanera	1	4	4	3	1	3	4
Cantidad de edificaciones sobre médano frontal	1	3	4	3	1	4	4
Densidad de ocupación	2	4	4	2	2	4	4
Riesgo de erosión	27	48	48	36	18	36	46

año. En cambio, en ZC solo se pudieron ver por menos de 9 meses al año, especialmente en los meses de verano. La segunda diferencia, se da porque en ZCW la cantidad de edificaciones es menor que en ZC. La alta erosión en ZCW ha formado zonas de pendientes abruptas y deslizamientos de médanos. Ejemplo de ello, el 21 de agosto de 2009 debido a una fuerte tormenta del suroeste se derrumbó parte de la calle costanera. Luego de este evento se hicieron trabajos de reacondicionamiento pero se cerró parte de esta calle por el peligro de derrumbe y se ha implantado vegetación, principalmente de tamariscos, para fijación de los médanos. En cambio, en ZC, a pesar de que en eventos erosivos se ha perdido

parte del médano y ocasionado pérdidas de infraestructuras, aún se conservan las edificaciones sobre el médano. En algunos sectores de ZC se han tomado medidas por el avance de la erosión como, por ejemplo, restos de materiales de construcción en el pie del médano, lo cual ocasiona que, con cada marea que llega hasta esta zona, se desplacen estos materiales por el resto de la playa (Bustos *et al.*, 2015) degradando, desde un punto de vista turístico, a la playa.

La ZC tuvo una tasa de variación anual (TVA) de $-20.3 \text{ m}^3/\text{a}$ y ZCW $-18.4 \text{ m}^3/\text{a}$ (tabla 4). Estas características, sumado a que son áreas muy urbanizadas, ocasionaron que el estadío del perfil de playa represente el mayor grado de erosión inducida por el

hombre. También la cantidad de bajadas a la playa (peatonal y/o vehicular), sumado a tener un plano de calles perpendiculares a la costa, ocasiona un drenaje artificial hacia la playa, especialmente en casos de precipitaciones fuertes, que genera grandes cárcavas que llegan hasta más de un metro de profundidad en el caso de PC. Los valores más bajos de los indicadores en ZC y ZCW se dieron en la variable de tránsito vehicular por estar restringido. Sólo se habilita la circulación de vehículos sobre la playa en invierno y otoño.

En MP la zona de mayor riesgo de erosión fue ZS. Esta tuvo una TVA de $-13.7 \text{ m}^3/\text{a}$. Esta es la zona de acceso por el pie del médano al faro Querandí (figura 1). Por ello, en temporada alta (verano), el tránsito es muy intenso (Marcomini y López, 2008; Bustos, 2016a).

Los sectores con riesgo medio en MP (ZE, ZW) permiten el tránsito vehicular durante todo el año. Además, utilizan estos sectores los pescadores artesanales y deportivos para bajar a la playa lanchas y equipamiento mediante tractores y camiones. La ZE se encuentra en el área finalizando la urbanización, con los médanos vegetados, con solo una edificación (parador turístico) y la calle costanera por detrás del médano. Su TVA fue de $4.6 \text{ m}^3/\text{a}$, con afloramientos descubiertos durante todo el año y huellas fósiles que se descubren en algunas ocasiones. Sin embargo, por las características de los perfiles estudiados su estadio es casi natural debido a que el perfil medio es de forma convexa y posee una berma estable. Para ZW la situación es distinta, es un área sin edificaciones y con el médano vegetado naturalmente. Su TVA fue de $29.6 \text{ m}^3/\text{a}$. Asimismo, presenta afloramientos descu-

biertos durante todo año y el estadio del perfil es intermedio, principalmente por presentar perfiles cóncavos o rectos.

En MP, el riesgo medio fue de la ZN. Si bien tiene prohibido el tránsito vehicular sobre la playa, se pueden observar vehículos circulando, especialmente en verano (Marcomini y López, 2008). Además, posee gran cantidad de bajadas a la playa pero este riesgo disminuye por el tipo de plano que presenta su urbanización (respetando la topografía del terreno). Presentó una TVA de $8.7 \text{ m}^3/\text{a}$, esta zona es más urbanizada pero preserva las geoformas naturales del médano y la playa. Las características del perfil presentaron formas, en general, convexas por lo cual su estadio es casi natural.

La única zona con riesgo de erosión bajo fue ZR (tabla 4). Los perfiles presentaron formas acumulativas, sólo en invierno fueron cóncavos y con canales, su TVA fue positiva con $17.2 \text{ m}^3/\text{a}$. Por ser una reserva natural, no posee urbanización ni infraestructuras y se prohibió el paso de vehículos desde el año 2009. Tampoco se observan afloramientos descubiertos en la playa frontal por más de 5 meses al año. Este resultado afirma que la falta de urbanización es un factor favorable ante el riesgo de erosión costera (Bheeroo *et al.*, 2016). Sin embargo, el riesgo no es nulo debido a que posee un patrimonio natural de huellas fosilizadas (Aramayo *et al.*, 2002). Ante eventos extremos, especialmente del cuadrante sudeste, los sedimentos dejan al descubierto los afloramientos y las huellas quedan expuestas a la erosión marina (Bustos *et al.*, 2011). Por todas estas características se considera que el perfil de playa es de estadio A (perfiles de playa sin impacto antrópico).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El aumento del nivel del mar intensificaría las inundaciones, las mareas de tempestad, la erosión y otros eventos. Las zonas costeras serán cada vez más vulnerables bajo este cambiante escenario, amenazando la infraestructura, los asentamientos y las instalaciones de cuya subsistencia dependen estas comunidades (IPCC, 2007; Wong *et al.*, 2014). El deterioro de las playas por erosión afectaría los recursos locales poniendo en riesgo el recurso económico principal, el turismo. Por consiguiente será necesario encarar el problema erosivo con un enfoque regional para alcanzar un uso sostenido del recurso natural.

Las zonas de estudio concatenan distintos niveles de riesgo de erosión costera que convierten a la playa, urbanizaciones, actores sociales y ecosistemas en elementos susceptibles a los efectos asociados con la elevación del nivel del mar. El proceso erosivo de las costas de estudio es un tema con el que la población residente se encuentra familiarizada y preocupada. Los tipos de riesgo de erosión propuestos para el área de estudio, suponen diferentes niveles de gestión que varían desde la conservación dirigida a reducir la intervención y la exposición a factores antrópicos (riesgo alto) hasta la restauración de los médanos y ecosistemas conexos que se encuentran menos expuestos a la erosión (riesgos medio y bajo). La adaptación de los espacios costeros ante el riesgo de erosión, necesariamente implica la ejecución de planes y prácticas que rehabiliten los espacios deteriorados, preservando y manteniendo la preocupación y participación social respecto a la erosión como herramienta de diálogo entre ellos y los tomadores de decisiones (Bustos, 2016b).

La ciencia y la práctica son claras que la protección o restauración de los hábitats naturales puede ser un complemento rentable para proteger a las comunidades y la infraestructura de los peligros costeros (Ruckelshaus *et al.*, 2016). Por ello, ante la sectorización expuesta se proponen medidas locales. En el sector de riesgo bajo mantener la prohibición de circulación vehicular y desarrollar el turismo científico controlado. En los sectores de riesgo medio se sugiere evitar las construcciones sobre el médano costero y la apertura de otros tipos de bajadas a la playa. También, la generación de médanos mediante diferentes técnicas blandas (soft) de retención de sedimentos. En los sectores de riesgo alto las intervenciones deben ser más severas. Se deben poner en práctica métodos que permitan ampliar el médano costero y cerrar las bajadas a la playa en las calles en forma perpendicular a la costa. Estas pueden reemplazarse por bajadas en formas de zigzag y de materiales que puedan filtrar la arena, por ejemplo madera. Las construcciones sobre el médano y con peligro de derrumbe deben ser removidas para evitar posibles accidentes y regenerar el médano.

Con el objeto de darle continuidad a los trabajos y aumentar su eficiencia se deberán llevar adelante tareas de monitoreo, evaluación y mantenimiento de las obras. Además, se recomienda fomentar la continuidad y fortalecimiento de las asociaciones comunales en pro de la conservación del ambiente costero. También, el trabajo en conjunto y en diálogo abierto entre estas asociaciones y los tomadores de decisiones. Finalmente, es necesario educar a las generaciones futuras mediante planes de educación sobre el ambiente que habitan

y formas de preservación y a los visitantes mediante charlas, folletería y difusión en medios escritos, radiales y televisivos.

La evaluación del riesgo de erosión costera es la base para comenzar planes de manejo costero. Para asegurar el éxito de estos planes se deben basar en el trabajo conjunto entre los actores sociales y los tomadores de decisiones. El conocimiento de los indi-

cadores de riesgo genera la zonificación de la costa y, en consecuencia, el conocimiento para tomar las decisiones de gestión más urgentes (Bheeroo *et al.*, 2016). Asimismo, la puesta en práctica de diferentes medidas de mitigación y adaptación y su posterior seguimiento son fundamentales para conservar las urbanizaciones costeras con el menor impacto posible.

LITERATURA CITADA

- Aramayo, S. A., R. A., Schillizzi, y B. M., Gu-tierrez Téllez, 2002. Evolución paleoambiental del Cuaternario en la costa Atlántica del sur de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Sociedad Geológica Española*, 15 (1-2): 95-104.
- Benseny, G., 2012. Uso y manejo de los recursos costeros en Villa Gesell, Argentina. En: Congreso Latino-Americano de Investigación Turística, São Paulo, Brasil. Del 3-5 septiembre de 2012. <http://nulan.mdp.edu.ar/1644/>
- Bheeroo, R. A., N. Chandrasekar, S. Kaliraj, y N.S. Magesh, 2016. Shoreline change rate and erosion risk assessment along the Trou Aux Biches–Mont Choisy beach on the northwest coast of Mauritius using GIS-DAS technique. *Environ Earth Sci.*, 75-86.
- Bustos, M L., 2012. Estudio integrado ambiental del balneario Pehuén Co. Tesis de doctorado, Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur. 231 p.
- Bustos, M.L., 2016a. Informe ambiental de Mar Azul y Mar de las Pampas (análisis de perfiles de playa). Primer Informe. IADO/UNS. 21 p.
- Bustos, M.L., 2016b. Guía metodológica para un manejo integral costero aplicado a Pehuén Co (Argentina). *InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade*, 2 (6): 96-121.
- Bustos, M. L., M.C. Piccolo, G.M.E. Perillo, 2011. Efectos geomorfológicos de fuertes vientos sobre playas. El caso de la playa de Pehuén Co, Argentina. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 37(1): 121-142.
- Bustos, M. L., G.M.E. Perillo, M.C. Piccolo, 2015. Evolución de la playa según el estado del médano frontal. En: I Jornadas bonaerenses sobre conservación de ambientes y patrimonio costero. Del 1 al 3 de octubre de 2015. Monte Hermoso, Buenos Aires, Argentina.
- Cardona, O. D., 2001. La necesidad de repensar de manera holística los conceptos de vulnerabilidad y riesgo: una crítica y revisión necesaria para la gestión. p. 29-30. En: International work-conference of vulnerability in disaster theory and practice, Wegeningen, Holanda.
- Delegación Municipal de Pehuén Co, 2012. <http://www.turismorosales.gob.ar/>
- Diez, P.G., G.M.E. Perillo, y M.C. Piccolo, 2007. Vulnerability to sea level rise on the coast of the Buenos Aires Province. *Journal of Coastal Research*, 23: 119-126.
- Gornitz, V., R. Daniels, T. White, y K. Birdwell, 1994. The development of a coastal risk assessment database: vulnerability to sea-level rise in the U.S. southeast. *Journal of Coastal Research, Special Issue* 12: 327-338.
- Hill H. W., J. T. Kelley, D. F. Belknap, y S. M. Dickson, 2004. The effects of storms and storm-generated currents on sand beaches

- in Southern Maine, USA. *Marine Geology*, 210: 149-168.
- Houser, C., B. Labude, L. Haider, y B. Weymer, 2013. Impacts of driving on the beach: Case studies from Assateague Island and Padre Island National Seashores. *Ocean & Coastal Management*, 71: 33-45.
- IPCC, 1991. IPCC Common Methodology (CM). Update provided in Appendix C in IPCC CZMS, 1992. Global Climate Change and the Rising Challenge of the Sea. Report of the Coastal Zone Management Subgroup. IPCC Response Strategies Working Group. Rijkswaterstaat, The Hague.
- IPCC, 2007: Cambio climático 2007: Informe de síntesis. En: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (eds). Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 p.
- IPCC, 2014. Summary for policymakers. En: Field, C.B., Barros, V.R., Dokken, D.J., Mach, K.J., Mastrandrea, M.D., Bilir, T.E., Chatterjee, M., Ebi, K.L., Estrada, Y.O., Genova, R.C., Girma, B., Kissel, E.S., Levy, A.N., MacCracken, S., Mastrandrea, P.R., White, L.L. (Eds.), Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK and NY, USA, pp. 1-32.
- Isla, F., Juárez, V., L. Cortizo, G. Bértola, y M. Farenga, 1998. Invucobo: Inventario de la Vulnerabilidad costera bonaerense. 2: 17-124. En: V Jornadas Geológicas y Geofísicas Bonaerenses, Mar del Plata.
- Jiménez, J., y H. Valdemoro, 2003. La influencia de la dinámica costera en la explotación turística de las playas (I). Erosión a largo plazo. *Equipamiento y servicios municipales*, 109: 28-37.
- Leatherman, S. P., 1979. Beach and dune interactions during storm conditions. *Quarterly Journal of Engineering Geology & Hydrogeology*, 12: 281-290.
- Liste, M., F. J. Méndez, I. J. Losada, R. Medina, y R. Olabarrieta, 2004. Variaciones hiperanuales de parámetros medios de oleaje en el litoral mediterráneo español en los últimos cincuenta años: efectos sobre la costa. 4: 51-62. En: IV Congreso de la Asociación Española de Climatología. El clima, entre el mar y la montaña.
- Marcomini, S. C., 2002. Morfodinámica, sedimentología, geomorfología ambiental y sus alteraciones antropogénicas en costas de dunas del noreste de la provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Argentina, 332 p.
- Marcomini, S.C., R.A. López, y A. Spinoglio, 2007. Uso de la morfología costera como geoindicador de susceptibilidad a la erosión en costas cohesivas, Necochea, Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 62 (3): 396-404.
- Marcomini, S.C., y R.A. López, 2008. Erosión y manejo costero de Villa Gesell. Libro digital. UPG Editorial. http://digital.bl.fcen.uba.ar/gsd/282/Libro_0002_Marcomini/index2.htm
- Merlotto, M.A., y G.R. Bértola, 2009. Coastline evolution at Balneario Parque Mar Chiquita, Argentina. *Ciencias Marinas*, 35(3): 271-286.
- Merlotto, A., G. R. Bértola, F. I. Isla, L.C. Cortizo, y M.C. iccolo, 2014. Short and medium-term coastal evolution of Necochea Municipality, Buenos Aires province, Argentina. *Environmental earth sciences*, 71(3): 1213-1225.
- Monti, A., y A. Escofet, 2008. Ocupación urbana de espacios litorales: gestión del riesgo e iniciativas de manejo en una comunidad patagónica automotivada (Playa Magagna, Chubut, Argentina). *Investigaciones Geográficas*, 67: 113-129.
- Perillo, G.M.E. (editor), 1997. Evaluación de la vulnerabilidad de la costa argentina al ascenso del nivel del mar. PNUD/SECYT ARG/95/G/31 62 p.

- Perillo, G.M.E., 2005. Mar del Plata: A cautionary tale. In: C.J. Crossland, H.H. Kremer, H.J. Lindeboom, J.I.M. Crossland, and M.D.A. Le Tissier (eds.) *Coastal Fluxes in the Anthropocene*. Berlín, Germany: Springer-Verlag, 84.
- Perillo, G. M. E., M.C. Piccolo, M.L. Bustos, M.A. Huamantínco Cisneros, S. London, F. Scordo, y M. Rojas, 2014. Evolución de los ambientes costeros de la Provincia de Buenos Aires (Argentina): ¿Cambio climático o efectos antrópicos?. *Revista digital REDESMA*, Número Especial: Cambio climático y sistema socioecológico, 7: 37-48.
- Phillips, M., y A. Jones, 2006. Erosion and tourism infrastructure in the coastal zone: Problems, consequences and management. *Tourism Management*, 23 (3): 517-524.
- Pratolongo, P., G. Salinero, y G.M.E. Perillo, 2006. Evolución de la línea de costa frente al balneario Pehuén-Co, pcia. de Buenos Aires, entre los años 1969 y 1996. En: VI Jornadas de Ciencias del Mar, Puerto Madryn, Resumen.
- Ruckelshaus, M. H., G. Guannel, K. Arkema, G. Verutes, R. Griffin, A. Guerry, J. Silver, J. Faries, J. Brenner, y A. Rosenthal, 2016. Evaluating the Benefits of Green Infrastructure for Coastal Areas: Location, Location, Location. *Coastal Management*, 44 (5): 504-516.
- Tauber, F., 2002. Plan estratégico regional Tuyú. Mar y Campo. Municipalidad de Gral Madariaga, Municipalidad de Gral Lavalle, Municipalidad de la Costa, Municipalidad de Pinamar, Municipalidad de Villa Gesell y Universidad Nacional de La Plata. Argentina, 133 p.
- Wilches Chaux, G., 1993. La Vulnerabilidad Global. p. 9-36. En: Maskrey, A. (ed.), *Los desastres no son naturales*. <http://www.desenredando.org/public/libros/1993/ldnsn/html/cap2.htm>
- Wong, P.P., I.J. Losada, J.P. Gattuso, J. Hinkel, A. Khattabi, K.L. McInnes, Y. Saito, y A. Sallenger, 2014. Impacts, Adaptation and Vulnerability. p. 361-409. In: Field, C., et al. (Eds.), *Climate Change 2014: Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.

8

Influencia del viento, marea y aportes de aguas continentales en la dinámica de una laguna costera-estuarina. Aplicación a la ciénaga de Mallorquín, Colombia

Franklin Torres-Bejarano¹ y César Torres Marchena²

¹UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA, MONTERÍA, COLOMBIA.

²UNIVERSIDAD DE LA COSTA, BARRANQUILLA, COLOMBIA

e-mail: franklintorres@correo.unicordoba.edu.co; frantbl3@gmail.com

RESUMEN

El conocimiento sobre el funcionamiento hidrodinámico de los hidrosistemas costeros está limitado por la escasa disponibilidad de observaciones e investigaciones en el campo de la hidrodinámica. Los cuerpos de agua como las lagunas costeras-estuarinas resultan ser una amplia fuente de recursos desde lo alimenticio, pasando por lo turístico, hasta lo ambiental; donde su máximo aprovechamiento basado en su preservación, radica en la capacidad que tengamos para entender y predecir su comportamiento hidrodinámico. En este trabajo se presenta un estudio de la hidrodinámica de la ciénaga Mallorquín y la influencia que tienen las principales forzantes que afectan su régimen de circulación: el viento, la marea y los aportes de aguas continentales (AAC), mediante

Torres-Bejarano, F., y C. Torres Marchena, 2017. Influencia del viento, marea y aportes de aguas continentales en la dinámica de una laguna costera-estuarina. Aplicación a la ciénaga de Mallorquín, Colombia. p. 149-164. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

la adaptación y aplicación del modelo numérico MOHID Studio (interfaz de usuario del sistema de modelación MOHID) y el desarrollo de los dos principales escenarios de simulación, uno en el que se da la conexión ciénaga-mar y el otro sin la presencia de dicha conexión. El modelo hidrodinámico fue calibrado mediante la comparación de los niveles y velocidades del agua calculados con los registrados en campo, mostrando una buena capacidad de ajuste de acuerdo al análisis estadístico de Error Cuadrático Medio o RMSE. Los resultados muestran que cuando no hay conexión entre la ciénaga y el mar, la hidrodinámica está dominada principalmente por el viento; y al presentarse la conexión la marea controla los niveles del agua dentro de la ciénaga, mientras el viento sigue dominando el campo vectorial de velocidades; los AAC en ambas situaciones favorece la estabilidad de los niveles del agua, principalmente cuando no hay conexión.

Palabras clave: lagunas costeras-estuarinas, dinámica de lagunas costeras, modelación hidrodinámica, modelo numérico MOHID.

ABSTRACT

Knowledge concerning the hydrodynamic nature of coastal hydrological systems is restrained by the limited availability of observations and research in the field of hydrodynamics. Bodies of water such as coastal-estuarine lagoons are an ample originator of resources, from those dietary, to those touristic and those environmental. In the latter, optimum management based on its preservation lies in the capacity we have to understand and predict its hydrodynamic behavior. This work presents a study of Ciénaga Mallorquín hydrodynamics, including the ways in which the influence of main factors such as the wind, tides and continental water supply (CWS) affect current flow. This was done through the adaptation and application of the MOHID Studio numerical model (user interface of the MOHID modelling system) and development of the two main simulation scenarios, one in which the sea-marsh connection is given and the other without the presence of such a connection. The hydrodynamic model was calibrated by comparing the calculated water levels and velocities with those registered in the field, showing a good adjustment capacity, according to the statistical analysis of the Root Mean Square Error or RMSE. The results show that when there is no connection between the marsh and the sea, hydrodynamics is predominantly dominated by wind; when a connection is presented, tides control the water levels within the marsh, while the wind keeps dominating the vector field of velocities. The CWS in both scenarios favors water level stability, especially when there is no connection.

Key words: Coastal estuarine lagoons, coastal lagoon dynamics, MOHID numerical model, hydrodynamic modeling.

INTRODUCCIÓN

Las características hidrodinámicas de cuerpos de agua como las lagunas costeras están regidas por un delicado equilibrio entre las fuerzas de marea, las afluencias de las corrientes, tensiones provocadas por el viento, y la densidad inducen fuerzas de presión y fricción con el fondo (Arakawa y Lamb,

1977; Braunschweig *et al.*, 2004), además de otros factores como su geometría y el flujo, el cual es predominantemente turbulento con una escala de longitud horizontal muy por encima de la escala de longitud vertical (Cancino y Neves, 1999). Los procesos de mezclado en estos cuerpos de agua

están altamente influenciados por variables meteorológicas como el viento, mediante giros a gran escala que llegan a formar considerables remolinos y los mecanismos de difusión y viscosidad molecular. Los AAC e interacciones con el mar mediante la entrada de la marea, pueden afectar la circulación en su entrada a las lagunas costeras; teniendo en cuenta que el volumen del afluente puede ser grande en relación con el volumen de agua en la cuenca.

Estas condiciones forzantes de hidrosistemas costeros como el viento y afluentes, causan alteraciones en la velocidad y pueden dar lugar a zonas advectivas, donde las corrientes están dominadas por los mecanismos de transporte advectivos altamente no lineales, zonas mixtas de diferentes velocidades, o zonas muertas que tienen muy pequeñas velocidades y tienden a ocurrir en zonas poco profundas o hidráulicamente altamente rugosas donde el mecanismo de transporte difusivo domina (Cancino y Neves, 1999).

Los modelos numéricos se establecen como herramientas muy útiles al momento de dar cumplimiento a diferentes objetivos, como bien pueden ser: generación de conocimiento sobre el hidrosistema bajo estudio; hacer evidentes y explícitas las fallencias en dicho conocimiento; como pla-

taformas conceptuales para poner a prueba hipótesis sobre la dinámica de los sistemas y como herramientas de predicción y construcción de escenarios de desarrollo futuro (Canham *et al.*, 2003; Coelho *et al.*, 2002). En numerosas ocasiones, los modelos numéricos han demostrado su aplicabilidad e importancia en el estudio hidrodinámico de hidrosistemas costeros como en los siguientes casos de estudio (Gutiérrez, 1986; Imberger y Silvio, 1992; INVEMAR, 2015). En este artículo se presenta los resultados del estudio de las influencias, que ejercen los fenómenos que afectan la dinámica de circulación en hidrosistemas costeros, mediante la adaptación y aplicación de un modelo numérico para el estudio de la modelación hidrodinámica en detalle de la ciénaga Mallorquín. Con la cual se buscará determinar la influencia que tienen en el régimen de circulación y el nivel del agua de la ciénaga Mallorquín, fenómenos como la marea, los aportes de aguas continentales (AAC) y el viento, estableciendo la magnitud en importancia que pueda tener cada forzante, además de generar las bases para futuros trabajos de investigación que requieran como base un adecuado conocimiento y representación de la hidrodinámica y los fenómenos que en ella dominan.

DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

La ciénaga Mallorquín, se ubica al noroeste del departamento del Atlántico, Colombia, al oeste del río Magdalena (11°05'N-75°52'W), ocupando actualmente una superficie de 788.70 ha, un perímetro de 28.93 km y una profundidad media de 1.3 m (figura 1). A través del

tiempo ha padecido importantes procesos de degradación ambiental, como son desequilibrio y desajuste de la dinámica de la línea costera, la contaminación hídrica, represamiento indebido de cauces, relleno del cuerpo de agua, entre ellos, siendo estos impulsados por diferentes motivos, mala

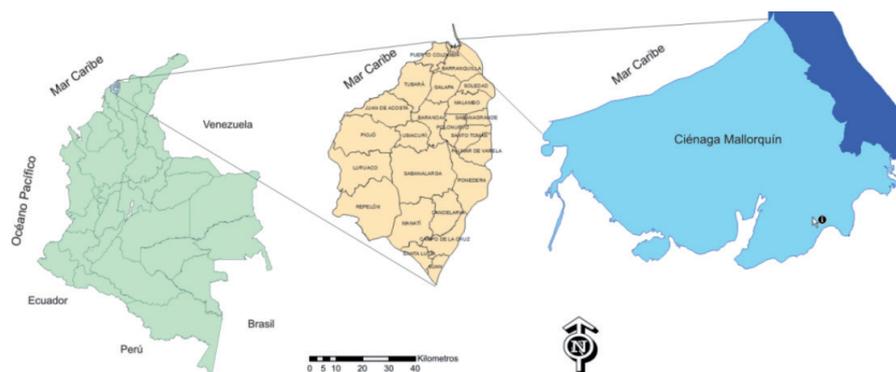


Figura 1. Ubicación de la ciénaga Mallorquín en el departamento del Atlántico-Colombia.

gestión y a veces inexistente por parte de las entidades ambientales, alto crecimiento demográfico no organizado, variaciones hidromorfológicas que ha tenido, etc. (Janeiro *et al.*, 2008; Lankford, 1976; Libelli *et al.*, 2011; 12. Londoño s/f).

Hidrosistemas como la ciénaga Mallorquín presentan las condiciones propias de una laguna costera-estuarina (Manga, 2005) este cuerpo de agua ha sido constantemente intervenido con el fin de mejorar sus estados de calidad ambiental, por medio de trabajos de dragado que buscan darle mayor profundidad y de la creación de tres canales conectores que permiten el aporte de aguas de origen continental provenientes

del río Magdalena. Además de estar en una zona de constante transformación mediante vías de acceso y obras hidráulicas. La ciénaga Mallorquín, bajo determinadas circunstancias, se rompe en algunas zonas, dando paso a una conexión temporal entre la ciénaga y el mar, además de estar posicionada horizontalmente con respecto al mar Caribe (Marín y Campuzano, 2008) en la que se presenta un constante proceso de mezclado entre aguas de origen continental y aguas oceánicas, lo que le confiere características altamente productivas; de resto, la ciénaga se mantiene sutilmente aislada del accionar de la marea.

MODELO NUMÉRICO

El MOHID Studio es una interfaz gráfica de usuario para el Sistema de Modelado de MOHID Agua (Martins *et al.*, 2001). A continuación, se da una breve descripción del modelo numérico MOHID, en especial su estructura, el módulo hidrodinámico, las ecuaciones gobernantes y el método de discretización del dominio de estudio. Para una mayor comprensión del modelo se pue-

de consultar Mohamed (2014). El MOHID ha sido capaz de mostrar su capacidad para la simulación de flujos estuarinos y costeros complejos en distintas aplicaciones realizadas (Obeso *et al.*, 1993; Platanov, 1998; Pino, 2005) en relación a lagunas costeras mesomareales, canales mareales y sistemas estuarinos.

MODULO HIDRODINÁMICO Y ECUACIONES GOBERNANTES

El módulo hidrodinámico de MOHID, está dado por un modelo de flujo a superficie libre tridimensional baroclínico basado en las ecuaciones de Navier-Stokes, el cual trabaja con el paradigma de volúmenes finitos (Mohamed, 2014), que resuelve las ecuaciones primitivas incompresibles, suponiendo un equilibrio hidrostático y empleando la aproximación de Boussinesq. Con la implementación del MOHID se pueden realizar simulaciones de áreas costeras y estuarinas que presenten una compleja batimetría y topografía (Martins *et al.*, 2001). Las ecuaciones de balance de momentum para el flujo de velocidades horizontales medias están expresadas en forma cartesiana (ecuación 1 y 2). Mediante la aproximación de volúmenes finitos se discretiza las ecuaciones, de este modo, la forma discreta de las ecuaciones gobernantes se aplica

macroscópicamente al volumen de control (celda), lo que hace que las ecuaciones sean independientes de la geometría de la celda y, por tanto, permite el uso de una coordenada vertical genérica (Ruiz-Villarreal *et al.*, 2002). La aproximación hidrostática se asume con la ecuación 3, donde g es la gravedad y ρ es la densidad. Actualmente el método de volúmenes finitos es una herramienta ampliamente utilizada para modelar problemas hidrodinámicos de las desembocaduras de ríos y estuarios.

Dónde t es el tiempo, u , v , w son los componentes de los vectores de velocidad en la x , y , z respectivamente, f es el parámetro de Coriolis, P es la presión, ρ es la densidad del agua, g es la gravedad y A_H y A_V : viscosidades turbulentas en las direcciones horizontal y vertical.

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} - fv = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_H \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_H \frac{\partial u}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(A_V \frac{\partial u}{\partial z} \right) \quad (1)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} + fv = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_H \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_H \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(A_V \frac{\partial v}{\partial z} \right) \quad (2)$$

$$\partial_z p + g\rho = 0 \quad (3)$$

METODOLOGÍA APLICADA

El modelo numérico MOHID Studio, como cualquier otro de su clase, requiere de una información de entrada que debe ser suministrada de acuerdo a los parámetros establecidos para su conformación, dicha información ha sido obtenida mediante consultas bibliográficas y de bases de datos de entidades ambientales como el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estu-

dios Ambientales de Colombia (IDEAM), Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas (CIOH) y la Corporación Autónoma Regional del Atlántico (CRA), entre otros. Para la calibración del modelo, se realizaron mediciones de la velocidad de corrientes presentes en la laguna costera mediante la utilización de un perfilador acústico de corrientes Doppler (ADCP),

marca RD-1, con un rango de frecuencia de 600 KHz, el cual registraba continuamente la magnitud y dirección de las velocidades del agua. Estos datos requirieron de un

procesamiento posterior del cual se tomó la información necesaria para el propósito de la calibración.

ESCENARIOS DE SIMULACIÓN

Las simulaciones que se han desarrollado tienen características bidimensionales, integradas en la vertical, dado que una simulación 2D es suficiente para reproducir el comportamiento hidrodinámico que se da dentro de la ciénaga Mallorquín, teniendo en cuenta la profundidad de la ciénaga, la cual le confiere características de un cuerpo de agua somero bien mezclado. El periodo de simulación es de 15 días, comprendidos entre el 20 de noviembre y el 5 de diciembre del año 2015.

Una vez calibrado el modelo, se realizó la simulación hidrodinámica de la ciénaga con dos escenarios de inicio, uno en donde la circulación dentro del hidrosistema costero es forzada por los fenómenos del viento, marea y AAC y el segundo donde la ciénaga esta forzada únicamente por el viento y los AAC. De esta manera se abarcan los dos escenarios normales a los cuales está

expuesta la ciénaga Mallorquín.

Posteriormente se procedió a simular la hidrodinámica del hidrosistema con las forzantes del viento y los AAC por separado, buscando de esta forma determinar la influencia que tiene cada mecanismo sobre la hidrodinámica de la ciénaga Mallorquín. Para los escenarios donde se simulan las forzantes del viento y de los AAC por separado, se utilizó una batimetría con las condiciones de fronteras configuradas en el escenario 2 de simulación. En la tabla 1 se presentan los escenarios de simulación desarrollados en este estudio.

Tabla 1. Escenarios de simulación.

Escenarios	Forzantes
Escenario 1	Viento y AAC
Escenario 2	Viento, Marea y AAC
Escenario 3	Viento
Escenario 4	AAC

CONFIGURACIÓN DEL MODELO HIDRODINÁMICO

La validez en la selección de un modelo numérico para un determinado caso de estudio, radica entre otros aspectos, en la disponibilidad de la información de entrada que estos modelos requieren para funcionar adecuadamente. Además de las particulares metodologías que cada modelo exige, al momento de ingresar la información y en un formato determinado. Resulta

fundamental una adecuada representación espacial del dominio de estudio, mediante la generación de la malla numérica, las condiciones de frontera e iniciales deben estar bien establecidas de acuerdo a las condiciones de la zona de estudio, donde se requiere establecer los fenómenos forzantes de la dinámica de circulación, en la laguna costera. La estabilidad numérica es comprobada

todo el tiempo, por el número de Courant, el intervalo de paso de tiempo utilizado para las simulaciones fue de 1 s, generando resultados cada una hora.

El cálculo numérico se ha llevado a cabo con un dominio espacial que representa a la cienega Mallorquín a través de un mallado de volúmenes finitos tipo Arakawa-C (Torres *et al.*, 2016). En conjunto con la malla de cálculo se representa unas profundidades de la región delimitada por la malla. MOHID Studio por medio de su sistema de información geográfica integrado (MOHID GIS) facilita la georreferenciación de la zona de estudio permitiendo que la generación de la malla de cálculo se dé con mayor precisión y relativa facilidad. En la elección del tamaño de la malla se debe establecer un compromiso entre la precisión deseada y el tiempo de cómputo requerido. La malla utilizada tiene 190 x 150 nodos, con un paso espacial constante alrededor de 20 m y con un ángulo de inclinación de la malla de 30 grados (figura 2), con el fin de establecer una condición de frontera abierta con la

franja oceánica, y así imponer las condiciones de marea astronómica en el borde de la frontera oceánica.

Las condiciones meteorológicas de la cienega Mallorquín fueron tomadas de la estación meteorológica del IDEAM ubicada en el Aeropuerto Ernesto Cortizos en el municipio de Soledad (10°53'12.68"N, 74°46'33.96"O), para los periodos establecidos de simulación, con el propósito de configurar el archivo de meteorología, el cual requiere información concerniente a la velocidad y dirección del viento, radiación solar, humedad relativa y temperatura del aire. En la figura 3 se muestra el registro de las mediciones diarias de la velocidad y dirección de los vientos correspondientes al periodo de simulación.

Las batimetrías (figura 4) que se utilizaron para las simulaciones fueron obtenidas a partir del mapa batimétrico realizado por la Corporación Autónoma Regional del Atlántico, acompañada de la digitalización de la carta náutica del mar Caribe, con el fin de contar con la batimetría de la fran-

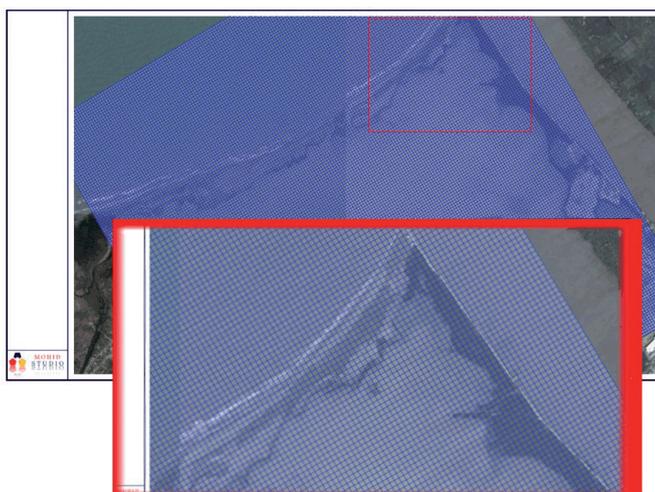


Figura 2. Malla numérica utilizada para las simulaciones en la cienega Mallorquín.

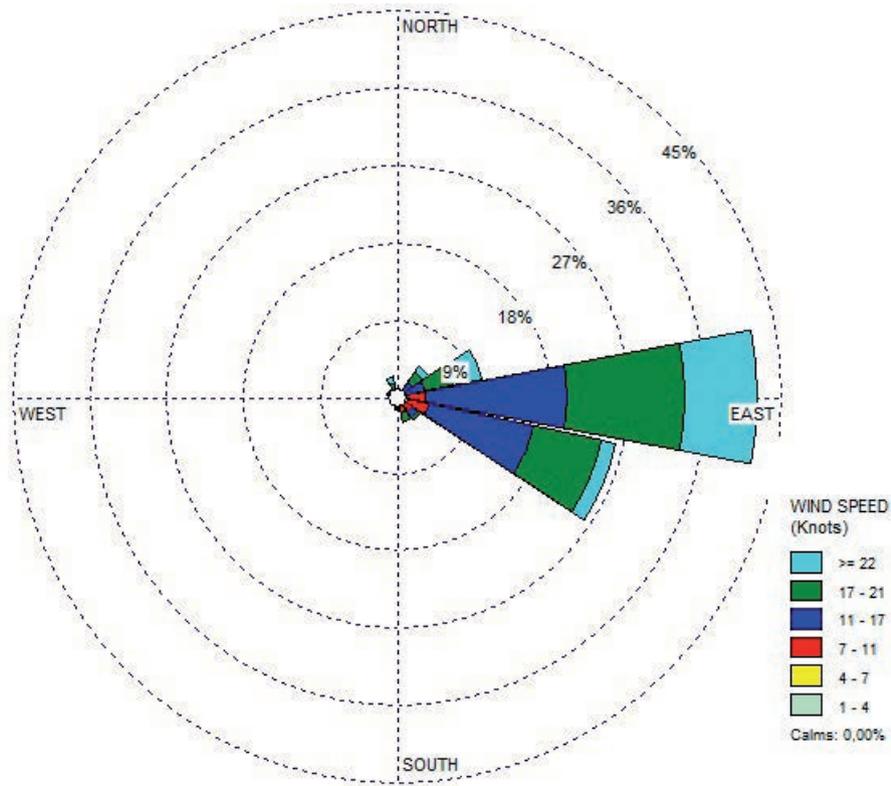


Figura 3. Rosa de vientos. Periodo de simulación mes de noviembre de 2015.

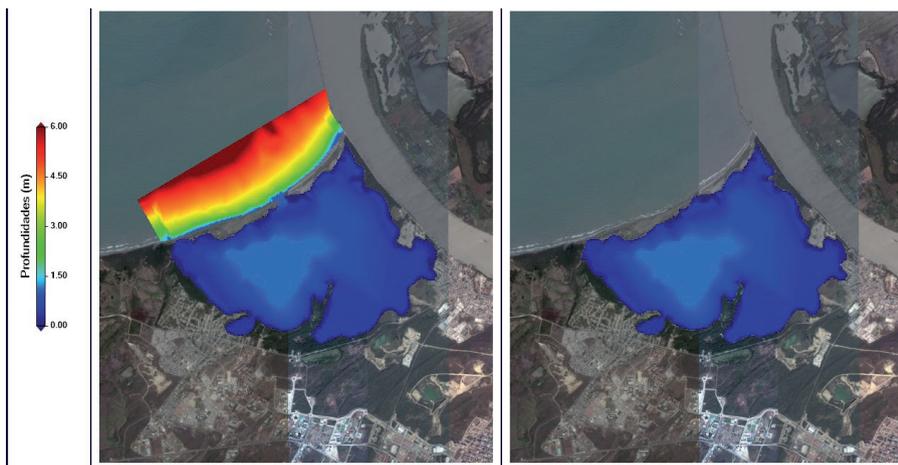


Figura 4. Batimetrías utilizadas para las simulaciones en condiciones normales (derecha) y con la marea como condición de frontera (izquierda) en la ciénaga Mallorquín.

ja oceánica adyacente a la cienega Mallorquín. En la imagen de la derecha se observa la batimetría generada para los escenarios en donde la marea se establezca como forzante del hidrosistema costero.

La marea es impuesta en el borde de la franja oceánica abierta, por medio del FES2004, el cual es la última versión de los atlas de mareas de solución de elementos finitos (FES) por sus siglas en inglés, generados con un modelo que resuelve las ecuaciones hidrodinámicas de marea. En la figura 5 se muestra la ubicación de la zona donde se presenta la conexión mar-ciénaga y donde se establece a la marea como condición de frontera abierta dentro del dominio de estudio. Los niveles de la marea registrados por el Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas (CIOH) fueron utilizados con fines de calibración para el modelo hidrodinámico.

Los AAC que se dan a la cienega Mallorquín (figura 5) están dados por el arroyo León, cuyo caudal de escorrentía según el Plan de Ordenamiento y Manejo de la Cuenca Hidrográfica (POMCA), para esta época climática está estimado en $4,9 \text{ m}^3/\text{s}$. Y por parte del río Magdalena, a partir de una conexión artificial establecida por tres box Couverts (canales hechos de concreto reforzado) cuyos caudales de descarga dentro de la cienega están estimados entre $0.4 \text{ m}^3/\text{s}$ y $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$. Lo anterior parte de un cálculo del caudal de entrada, basado en la geometría y coeficiente de rugosidad de fondo de los canales, dado que no existe un registro diario de los caudales que dichos box Couverts aportan a la cienega Mallorquín.

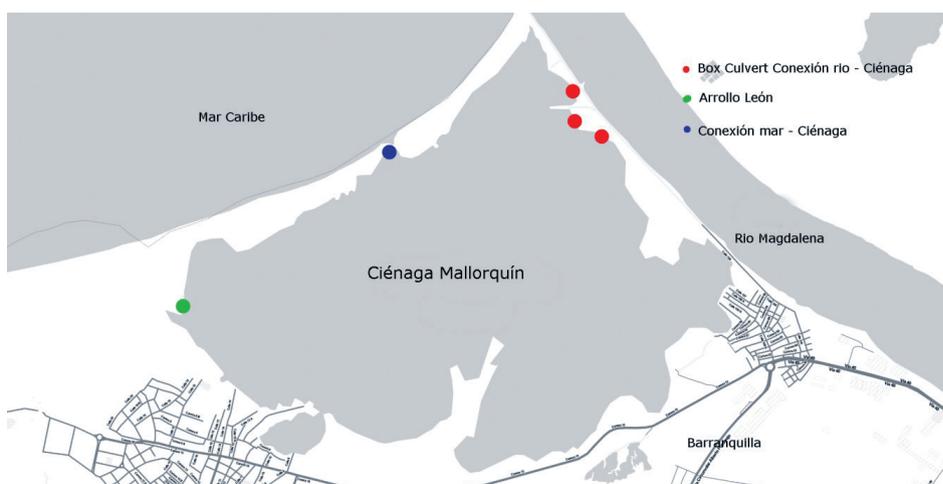


Figura 5. Ubicación de los AAC y conexión mar-ciénaga usados en el estudio.

CALIBRACIÓN DEL MODELO HIDRODINÁMICO

El proceso de calibración llevado a cabo consistió en comprobar que el modelo reproduce la realidad del sistema objeto de estudio, con un grado de exactitud que genere confianza y además adecuado para la aplicación deseada. En la calibración se establece una comparación de las velocidades de corrientes existentes, medidos en campo con los calculados por el modelo, ajustando los parámetros que afectan este proceso dentro del modelo con el fin de obtener velocidades similares entre lo simulado y lo medido. Para lo anterior se cuenta con información de velocidades de corrientes presentados en la ciénaga Mallorquín, para el día 24 de noviembre de 2015. Además, se han comparado los niveles de la marea registrados entre el 20 y el 25 de noviembre del 2015, con los calculados por el modelo, mediante un análisis estadístico del Cálculo de la Raíz del Error Cuadrático Medio o RMSE (ecuación 4), para establecer la capacidad de representación de los fenómenos hidrodinámicos que tiene el modelo.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (o_i - p_i)^2}{N}} \quad (4)$$

Donde o_i y p_i son los niveles de la marea medidos y calculados, respectivamente y N es el número de muestras en las series temporales.

En diversos estudios de modelación hidrodinámica en lagos y lagunas costeras, se ha comprobado la aplicabilidad de usar este dato como parámetro de calibración (Tsanis *et al.*, 2006; Vaz *et al.*, 2007). Previamente a un análisis de sensibilidad se estableció el coeficiente de fricción del fondo de Manning (n) como parámetro de calibración, debido a que este determina los cambios en la propagación de la onda de marea dentro de la laguna costera.

RESULTADOS

Resultados de la calibración

Como resultado de la calibración del modelo hidrodinámico MOHID Studio, mediante la aplicación de métodos estadísticos como el RMSE, se estableció una excelente correlación entre los niveles del agua simulados por el modelo con los registrados en campo (RMSE= 0.087), durante un periodo de cinco días de simulación (figura 6). Con lo que se comprueba el adecuado proceso de adaptación y aplicación del modelo hidrodinámico dentro de la ciénaga Mallorquín y se genera un alto grado de confianza

en los resultados arrojados por el modelo MOHID Studio.

El modelo de igual forma, reproduce adecuadamente las velocidades de corrientes que se dan dentro de la laguna costera, aunque lo más cercano a lo correcto resulte ser, más días de registro de datos de velocidades, para el día en el que se tomaron las mediciones de datos, se muestra una adecuada representación de la dinámica de circulación dentro de la Ciénaga Mallorquín por parte del modelo hidrodinámico. Reproduciendo velocidades muy similares

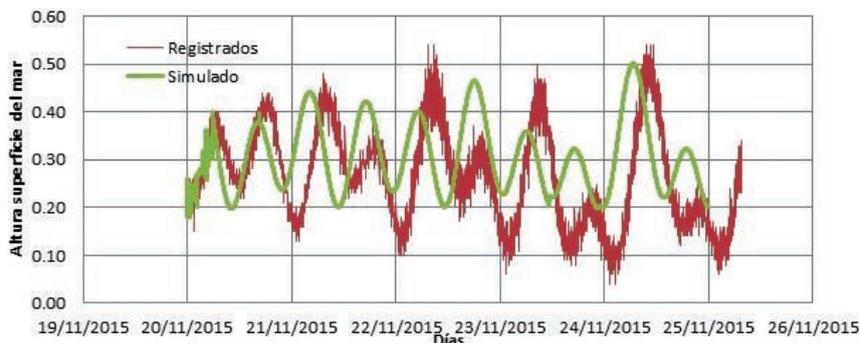


Figura 6. Comportamiento de los niveles de la marea simulados y registrados durante un periodo de simulación de 5 días.

a las registradas en campo, como bien puede verse en la figura 7.

Escenario 1 - Viento y aportes de aguas continentales

Los resultados de las simulaciones obtenidas en este escenario (figura 8), muestran la formación de pequeños vórtices en diferentes zonas del cuerpo de agua, debiéndose principalmente a la interacción de las corrientes generadas tanto por el viento como por los AAC. Siendo la zona central de la cienega las más susceptibles para la formación de vórtices. En la figura 8 se muestra el campo vectorial de velocidades integrado en la vertical, en donde las mayores velocidades se dan hacia las orillas de la laguna costera, especialmente, al noreste y suroeste de la cienega, ubicación cercana a los AAC, con un rango de velocidades entre 0.004 y 0.12 m/s.

Escenario 2 - Marea, viento y AAC

La simulación muestra una compleja interacción entre las forzantes mencionadas, dando lugar a la generación de múltiples vórtices a lo largo de toda la cienega, lo que indica que los desplazamientos de las masas de agua se dan en diferentes direcciones sin

que se aprecie dominio alguno de una forzante en particular. En la figura 9 (Arriba) se observa el proceso de flujo con velocidades integradas en la vertical, similares y estables en toda la cienega las cuales varían entre 0.04 y 0.74 m/s, siendo la zona de la conexión en donde se presenta las mayores velocidades. En la de abajo el proceso de reflujo (o vaciado) en el cual las velocidades se intensifican hacia la zona de la conexión cienega-mar, presentando velocidades de hasta 0.7 m/s y manteniendo los niveles de la cienega estables debido al aporte recibido desde el río Magdalena y el Arroyo León.

Escenario 3 - Viento

Los resultados muestran como la influencia del viento se extiende a través de toda la cienega Mallorquín, dado que el desplazamiento de las masas de agua se da en la dirección en la sopla el viento. La sola acción del viento, como se observa en la figura 10, permite la formación de vórtices en diferentes lugares del cuerpo de agua y de suaves corrientes de agua en las zonas noreste y suroeste de la laguna costera, las mayores velocidades son de 0.08 m/s, muy similares a las calculadas para el primer escenario.

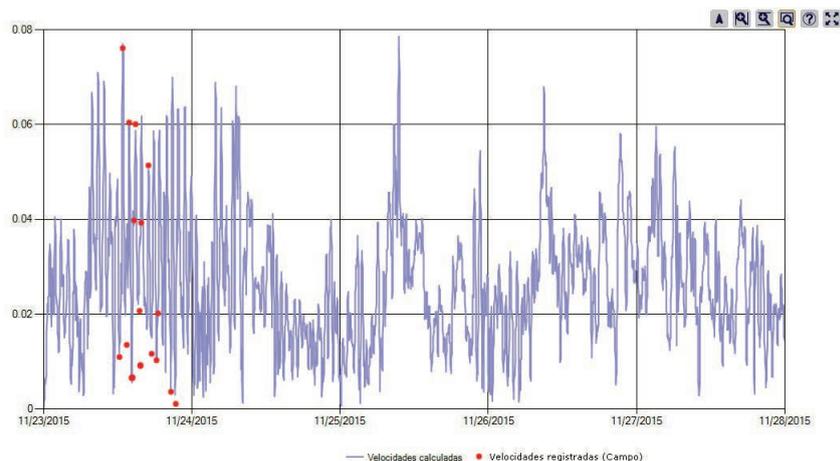


Figura 7. Comparación de velocidades calculadas por el modelo y registradas en campo.

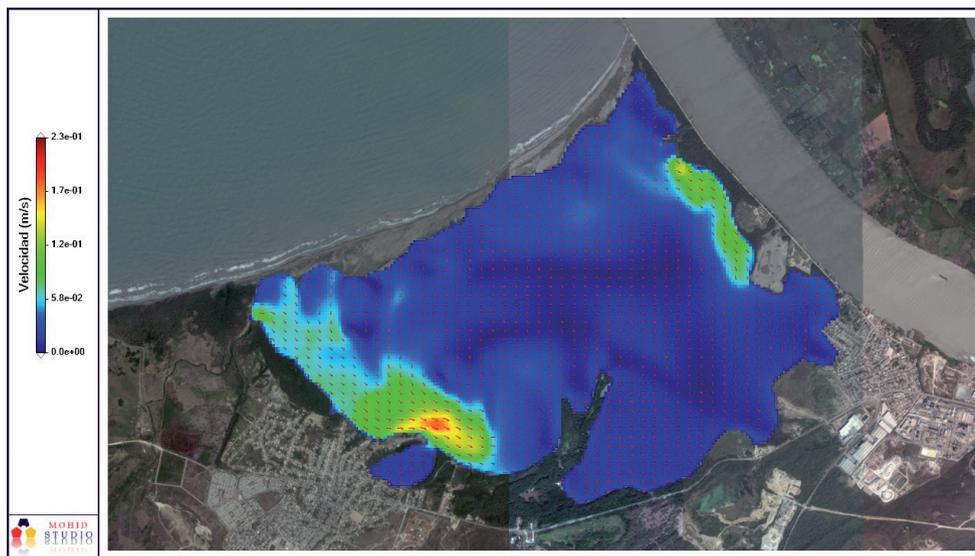


Figura 8. Simulación del Campo vectorial de velocidades, 2015/11/24 11:00 am – Forzantes (Viento y AAC).

Escenario 4 - Aportes de aguas continentales

Los resultados muestran al arroyo León dentro de los aportes de aguas continentales, como principal forzante de la circulación de la ciénaga Mallorca (figura

11). El grado de influencia de los AAC está condicionado por la época climática, dado que el arroyo León recoge gran parte de la escorrentía generada en la cuenca de la ciénaga Mallorca. En general los aportes provenientes del río Magdalena

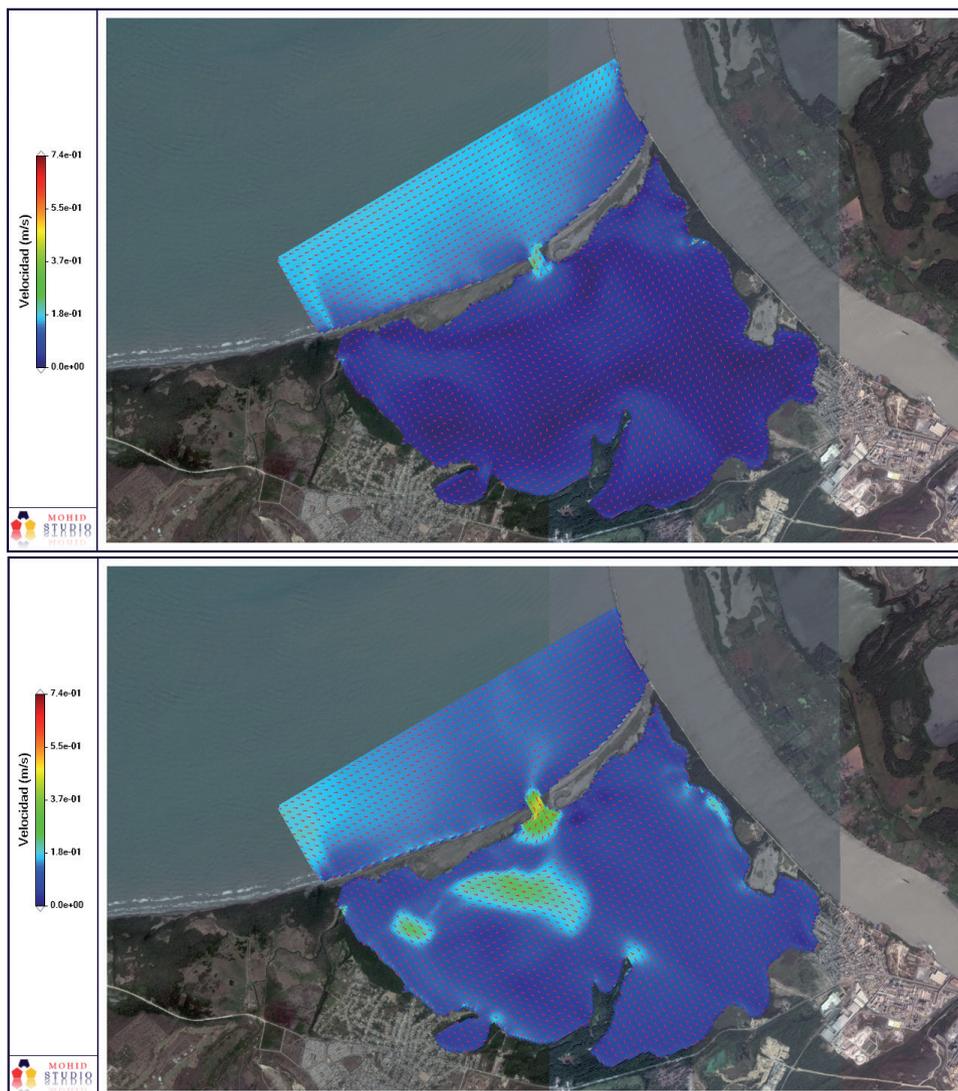


Figura 9. Simulación del Campo vectorial de velocidades, (Arriba) Proceso de Flujo-2015/11/20 17:00. (Abajo) Proceso de Reflujo-2015/11/21 09:00 Forzantes (Viento, AAC y Marea).

no tienen una influencia significativa en la generación de corrientes de agua sobre la laguna costera, entre otras causas, por su escaso caudal aportante, las bajas velocidades arrojadas en este escenario se establecen en 0.02 m/s en la zona cerca a la descarga del arroyo León y en 0.0026 m/s cerca a

los aportes provenientes del río Magdalena. En todo caso, los aportes generados por el río Magdalena en compañía del arroyo León, ayudan a mantener la estabilidad en relación a los niveles del agua de la cienega Mallorquín.

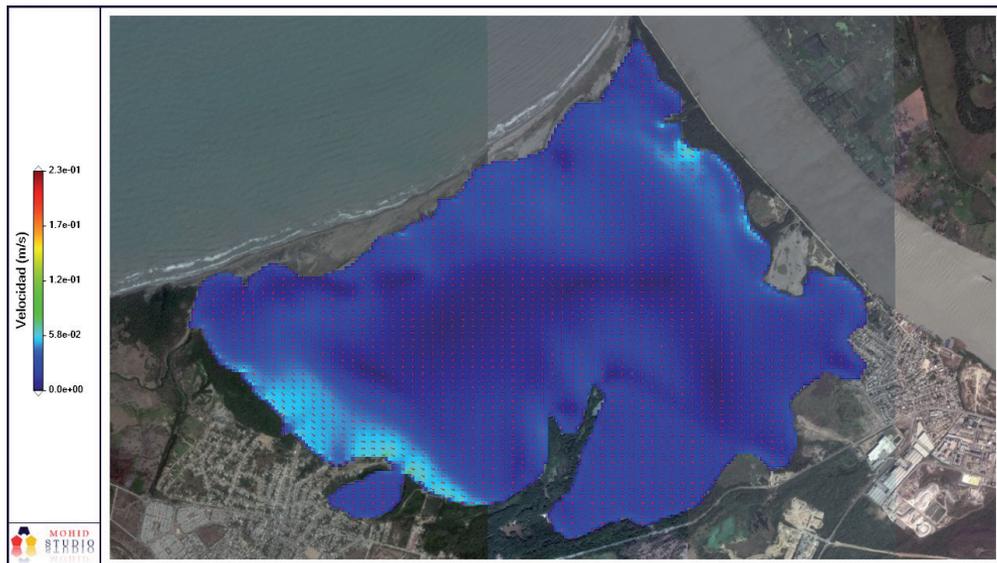


Figura 10. Simulación del Campo vectorial de velocidades, 2015/11/24 11:00 am – Forzante (Viento).

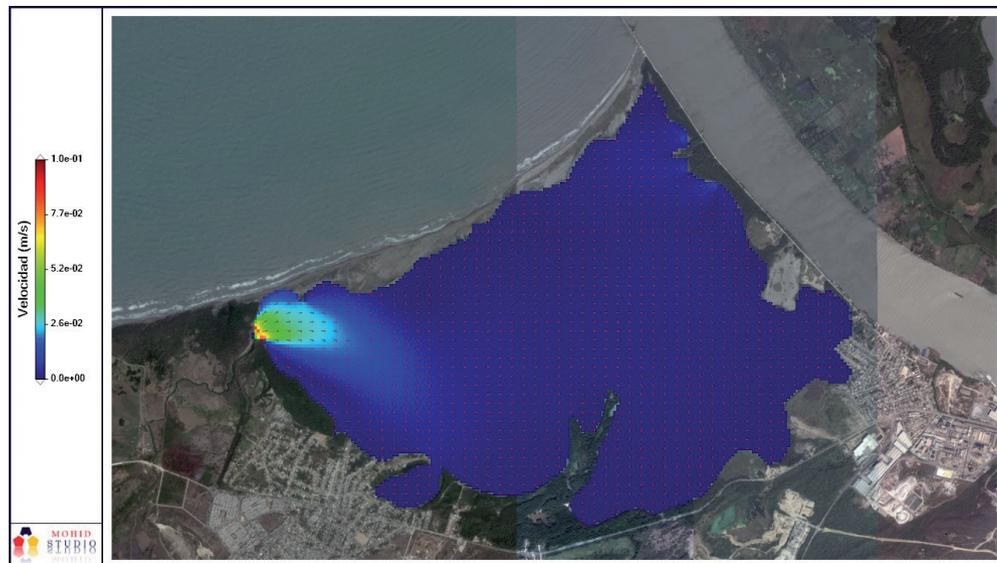


Figura 11. Simulación del Campo vectorial de velocidades, 2015/11/24 11:00 am – Forzante (AAC)

CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN

El modelo numérico MOHID Studio reproduce adecuadamente la elevación de la superficie del mar, en comparación con los niveles registrados, lo cual establece al modelo numérico como una herramienta poderosa dentro de la planificación para la gestión del recurso hídrico. Para la simulación hidrodinámica en lagunas costeras-estuarinas como la cienega Mallorquín, es necesario plantear dos escenarios naturales como punto de partida, en el cual en uno de ellos no sea considerada la interacción con la marea y en el otro sí, dado que esta conexión suele ser temporal y en muchos casos inexistente. La dinámica cienega-mar está altamente condicionada por la morfología de la conexión, y al no existir un lugar de conexión constante, la influencia de la marea en la hidrodinámica de la cienega Mallorquín, debe ser analizada desde las condiciones actuales en que se encuentra la barra separadora, con las diferentes zonas

susceptibles de convertirse en puntos de conexión.

Entre tanto, resulta necesario indicar la importancia de contar con la suficiente información que permita alimentar al modelo numérico con los datos que este necesita, con el fin de obtener los mejores resultados que reproduzcan los fenómenos presentes en los diferentes cuerpos de agua. La disponibilidad de datos (de libre acceso) como la batimetría de la zona, niveles del mar y de un determinado cuerpo de agua, condiciona el alcance de los estudios de modelación y la posibilidad de realizarlos.

A raíz de los experimentos numéricos realizados, las condiciones hidrodinámicas de la cienega Mallorquín son sensibles a los cambios en la batimetría de la zona, por lo que contar con una adecuada base de información propiciará mejores condiciones para la ejecución de este tipo de trabajos de investigación.

LITERATURA CITADA

- Arakawa, A., y V.R. Lamb., 1977. Computational design of the basic dynamical processes of the UCLA General Circulation Model. *Methods of Computational Physics*, 17: 174-264.
- Braunschweig, F., P. Chambel, L. Fernandes, P. Pina, y R. Neves, 2004. The object-oriented design of the integrated modelling system MOHID, Computational Methods in Water Resources International Conference, Chapel Hill, North Carolina, USA.
- Cancino L., y R. Neves, 1999. Hydrodynamic and sediment suspension modelling in estuarine systems. Part II: Application to the Western Scheldt and Gironde estuaries. *Journal of Marine Systems*, 22: 117-131.
- Canham, C.D., J.J. Cole, y W. K. Lauenroth (eds), 2003. Models in ecosystem science. Princeton University Press, 504 p.
- Coelho, H.S., R. J.J. Neves, M. White, P.C. Leitão, y A.J. Santos, 2002. A model for ocean circulation on the Iberian coast. *Journal of Marine Systems*, 32: 153- 179.
- Gutiérrez, E., 1986. Evaluación ambiental preliminar lagunas costeras Mallorquín y Puerto Colombia, Corporación Autónoma Regional del Atlántico, Cartagena.

- Imberger, J., y G. Di. Silvio, 1992. Mixing Processes in a shallow lagoon. Proceedings of the 23rd International Conference of Coastal Engineering, 23: 1867 – 1868.
- INVEMAR, 2015. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2015. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta, 186 p.
- Janeiro, J., R. Fernandes, F. Martins, y E. Fernandes, 2008. Wind and freshwater influence over hydrocarbon dispersal on Patos Lagoon, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 650–665.
- Lankford R.R., 1976. Coastal lagoons of Mexico: their origin and classification, p 182-215. In: M. Wiley (eds) New York, Estuarine Processes, Volume II, Academic Press, N.Y., 446 p.
- Libelli, S., G. Pcini, y P. Covelli, 2002, Application of a two-dimensional Hydrodynamic Model for Shallow Waters to the Ortobello Lagoon, Department of Systems and Computers, University of Florence. Italy.
- Londoño T., H. Arroyabe, A. Borely, y F. Arjona (Directores), s/f. Barranquilla. Plan de Ordenamiento y Manejo de la Cuenca Hidrográfica de la Ciénaga de Mallorquín. Programa Cooperativo Interinstitucional Para el Ordenamiento, Manejo y Administración de la Cuenca Hidrográfica de la Ciénaga de Mallorquín, 732 p.
- Manga J., N. Molinares, O. Soto, M.J. Palma, J. Arrieta, y A. Sisa (eds.), 2005. Barranquilla, Análisis sobre el manejo integrado del recurso hídrico en la Ciénaga de Mallorquín. Tomo 1 y 2 Universidad del Norte, 623 p.
- Marín, V., y F. Campuzano, 2008 Un modelo hidrodinámico-barotrópico para los fiordos australes de Chile entre los 41°s y los 46°s, *Cienc. Tecnol. Mar.*, 31 (2): 125-136.
- Martins, F., P. C. Leitão, A. Silva, y R. Neves, 2001. 3D modelling of the Sado Estuary using a new generic vertical discretization approach. *Oceanologica Acta*, 24: 51-62.
- Mohamed, A. S., 2014. Hydrodynamic Modeling as a Base for the Coastal Zone Development of Lagos and Lekki lagoons. *International Journal of Advanced Biological Research*, 4: 416-427
- Obeso, M., A.R. Jiménez, y Troyo. S, 1993, Modelación numérica hidrodinámica en la Bahía y la Ensenada de La Paz, canal San Lorenzo, CICIMAR. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Platanov, 1998. Análisis armónico de las corrientes del complejo lagunar, Mandaú Manguaba, Brasil, Elsevier. Pp 10-12.
- Pino J., 2005. Ciénaga de Mallorquín. Situación actual y derroteros. Corporación Autónoma Regional del Atlántico, Barranquilla.
- Ruiz-Villarreal, M., P. Montero, J.J. Taboada, R. Prego, P.C. Leitao, y V. Pérez-Villar, 2002, Hydrodynamic model study of the Ria de Pontevedra under estuarine conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54: 101-113.
- Torres, F., J. Padilla, C. Rodríguez, H. Ramírez, y R. Cantero, 2016, La modelación hidrodinámica para la gestión hídrica del embalse del Guájaro, Colombia. *Revista Internacional de Métodos Numéricos para Cálculo y Diseño en Ingeniería*, 32: 163-172.
- Tsanis L., J. Wu, H. Shen, y C., Valeo, (eds) 2006. Environmental Hydraulics: Hydrodynamic and Pollutant Transport Models of Lake and Coastal Waters, ELSEVIER: Developments in Waters Sciences, 368 p.
- Vaz, N., J.M. Dias, J.M., P. Leitão, y R. Nolasco, 2007. Application of the Mohid-2D model to a mesotidal temperate coastal lagoon. *Computers & Geosciences*, 28: 1204-1209.

9

Tendencias del nivel medio del mar en el litoral del Pacífico Sur Oriental

Manuel Contreras-López¹, Jimmy Cevallos² y Ricardo Torres³

¹UNIVERSIDAD DE PLAYA ANCHA, VALPARAÍSO, CHILE.

²UNIVERSIDAD LAICA "ELOY ALFARO" DE MANABÍ, MANTA, ECUADOR.

³CENTRO DE INVESTIGACIONES OCEANOGRÁFICAS E HIDROGRÁFICAS

DEL CARIBE, CARTEGENA, COLOMBIA

E-mail: manuel.contreras@upla.cl

RESUMEN

Se reúnen 23 series de larga duración provenientes de estaciones mareográficas emplazadas en la cuenca pacífica Colombiana (2 estaciones), Ecuador (5), Perú (1) y Chile (15). Veintiún series superan los 30 años, siendo representativas como efecto del cambio climático contemporáneo. A todas las series se les ajusta una tendencia lineal por el método de mínimo cuadrados. La pendiente de estas rectas, se interpreta como la tasa de cambio del nivel del mar en cada localidad. Los resultados no son homogéneos, variando desde tasas negativas: -4.0 mm/año a positivas +5.7 mm/año. Las tasas positivas son interpretadas como estimaciones del alza del nivel medio del mar producto del cambio climático, mientras que las tasas negativas se interpretan como efecto de los procesos tectónicos que ocurren en períodos intersísmicos. De esta forma, en aquellas localidades donde se encuentran tasas de cambio del nivel del mar negativas, la referencia fija en tierra se está alzando más rápido que el nivel del mar. **Palabras clave:** Colombia, Ecuador, Perú, Chile

Contreras-López, M., J. Cevallos y R. Torres, 2017. Tendencias del nivel medio del mar en el litoral del Pacífico Sur Oriental. p. 165-176. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

ABSTRACT

Twenty-three long records were gathered from tidal stations based within the Colombian Pacific basin (2 stations), Ecuador (5), Peru (1) and Chile (15). Twenty-one records cover over 30 years, representing the effect of contemporary climate change. A linear trend is fitted to all series by the least squares method. The slope of these lines is interpreted as the rate of sea level change at each location. The resulting rates are not homogenous, varying from negative (-4.0 mm/year) to positive (+5.7 mm/year). The positive rates are interpreted as approximations to a rise in mean sea level produced by climate change, while the negative rates were interpreted as the effect of tectonic processes occurring in interseismic periods. In this way, in those locations where negative sea-level change rates are found, the fixed land reference is rising faster than sea level.

Key words: Colombia, Ecuador, Perú, Chile

INTRODUCCIÓN

La tendencia de largo plazo de los registros mareográficos costeros permite estimar las tasas de cambio del nivel medio del mar (NMM) en el litoral. Se espera que, como efecto del cambio climático durante el Antropoceno, las pendientes de estas tendencias sean positivas y de esta forma se constata el alza del NMM que se asume se encuentra asociado al calentamiento global que experimenta actualmente nuestro planeta. Las pendientes de estas tendencias de largo plazo, corresponden a una estimación de las tasas de cambio del NMM. En este capítulo, se hace referencia a las tasas de cambio relativas pues incluyen las variaciones del nivel de los océanos, pero también cambios verticales de la costa donde se encuentran instalados los mareógrafos.

Un análisis realizado a partir de registros de hasta 60 años de extensión en mareógrafos de Chile, indica que las tasas de cambio del NMM difieren espacialmente en forma significativa (Contreras *et al.*, 2012). En algunos casos, como en el norte de Chile, se encontraron tasas negativas. Es decir, el NMM se encuentra disminuyendo. Mientras que en la zona central y sur de Chile, el NMM se encuentra con tasas de cambio po-

sitivas, tal como se esperaría como efecto del cambio climático.

Esto se explica porque la zona costera del Pacífico Sur Oriental (PSO) compuesto por el litoral de la cuenca Pacífica Colombiana, Ecuador, Perú y Chile; se encuentra emplazada sobre la zona de convergencia de la placa Sudamericana con la placa de Nazca (desde Colombia hasta el sur de Chile) y la placa Antártica (extremo sur de Chile). Esta zona de subducción tiene una de las más importantes actividades sísmicas del planeta (Giesecke *et al.*, 2004) y una activa deformación vertical de la corteza terrestre con importantes variaciones espaciales, que parecen responder a la segmentación sísmica presente (Montecinos *et al.*, 2017).

Considerando lo anterior, las variaciones de largo plazo que experimenta el nivel medio del mar (NMM) en el litoral del PSO pueden ser explicadas por:

- El cambio climático: efectos de dilatación térmica en la columna de agua y aportes de agua provenientes del deshielo de los glaciares, casquetes de hielo y mantos de hielo polares (Cazenave y Nerem, 2005; Church *et al.*, 2010, 2013).

- Deformación vertical de la corteza terrestre asociada a la dinámica de interacción de las placas tectónicas en esta zona de subducción (Wyss, 1976; Albrecht y Shaffer, 2016; Montecinos *et al.*, 2017).

El objetivo de este trabajo es realizar una actualización de las estimaciones de los cambios del nivel medio del mar a partir del ajuste de tendencias lineales a los registros mareográficos de largo plazo en el litoral de PSO y discutir la disponibilidad y calidad de datos en esta región.

DATOS Y METODOLOGÍA DE ANÁLISIS

Se seleccionaron series de más de 30 años de longitud distribuidas a lo largo del litoral de Pacífico Sur Oriental, es decir la costa de Colombia en su cuenca Pacífica, Ecuador, Perú, y Chile. Además se agregaron algunas series registradas en el archipiélago de Galápagos, isla San Félix, archipiélago de Juan Fernández e isla de Pascua (figura 1 y tabla 1). Sin embargo es dos casos: Manta en Ecuador y San Félix en Chile, se incluyeron series de una extensión un poco menor. En el caso de Manta, la serie tiene una extensión de apenas 22 años, pero se agregó para completar la representatividad especial en esta zona que cuenta con pocas estaciones. La serie de San Félix se incluyó porque se encuentra próxima a cumplir el criterio de los 30 años de extensión.

Se realizó una inspección de la calidad de los datos, teniendo especial cuidado en cambios en el nivel de referencia. En cada localidad, cuando existían más del 95% de los datos horarios en un mes, se estimó el nivel medio del mar mensual, usando la media aritmética de los registros horarios disponibles en dicho mes. En caso contrario, se marcó dicho mes como faltante.

Para calcular las tendencias se usó el método de mínimos cuadrados y la incertidumbre de la pendiente se calculó al 95% de confianza, siguiendo a Zavala-Hidalgo *et al.* (2011), quien aplicó esta metodolo-

gía para calcular las tendencias del nivel del mar en las costas mexicanas. La pendiente de la tendencia lineal se calculó mediante la ecuación:

$$Mm = \frac{\sum_{i=1}^N [(t_i - \bar{t})(y_i - \bar{y})]}{\sum_{i=1}^N (t_i - \bar{t})^2}$$

Donde t_i es el instante donde se registró la observación y_i . La incertidumbre en la pendiente se calculó como el producto del error estándar (SE) y el valor crítico (VC) que se obtiene de la distribución t-Student con N-2 grados de libertad, donde N es el número de observaciones:

$$\text{Incertidumbre} = SE \times VC$$

El error estándar se calculó utilizando la ecuación:

$$SE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (y_i - \hat{y})^2}{(N-2) \sum_{i=1}^N (t_i - \bar{t})^2}}$$

Donde \hat{y}_i son los valores estimados a partir del ajuste de la recta por el método de mínimos cuadrados.

Por último, a partir de datos mensuales de topografía dinámica absoluta (usando todos los satélites disponibles), se calcula la tendencia de la variación del nivel medio del mar entre 1993 y 2015 para toda la zona de estudio y el litoral del Atlántico Sur (costas de Argentina). Los nodos grises indican valores no significativos.



Figura 1. Localización de los mareógrafos continentales utilizados.

RESULTADOS

Las 23 series que se lograron reunir tienen una buena representación temporal: Dos estaciones superan los 70 años de registros, 12 de ellas tienen más de 40 años y 21 series superan los 30 años de representación temporal (ver tabla 1), permitiendo extraer conclusiones asociadas a los efectos de cambio climático contemporáneo (durante el Antropoceno). No obstante es importante mencionar que las tendencias del nivel del mar tienen variaciones interdecadales; así por ejemplo en el mar Caribe se estable-

ció la necesidad de contar con por lo menos 40 años de datos para obtener tendencias costeras estables (Torres y Tsimplis, 2013).

Los resultados muestran que las pendientes de las tendencias lineales ajustadas para cada una de las 23 series estudiadas, presentan importantes variaciones espaciales a lo largo del litoral del Pacífico Sur Oriental (figura 2). Sin embargo se aprecia un comportamiento cíclico irregular al recorrer las estimaciones desde el norte al sur: Colombia parte con una tendencia positiva en

Tabla 1. Localización espacial y longitud temporal de las 23 series horarias de nivel del mar disponibles a partir de registros mareográficos en el litoral del Pacífico Sur Oriental. Se muestra además el porcentaje de datos faltantes (gaps), la pendiente e incertidumbre calculadas para cada localidad y la fuente de donde se obtuvo cada serie.

N	Estación	País	Localización	Inicio	Fin	% Datos faltantes	longitud (años)	pendiente (cm/año)	Fuente
1	Buenaventura	Colombia	03°53'26"N; 77°04'51"W	1953-may-12	2014-dic-31	10.07	61	0.23±0.01	GLOSS
2	Tumaco		1°49'12"N; 78°43'47"W	1951-nov-1	2014-dic-31	15.06	63	-0.12±0.01	GLOSS
3	Manta	Ecuador	0°55'53"S; 80°43'19"W	1990-ene-1	2012-dic-31	20.87	<22	0.08±0.06	INOCAR
4	Santa Cruz		0°45'07"S; 90°18'25"W	1978-oct-19	2016-jul-31	3.71	37	0.13±0.02	GLOSS
5	Baltra, Galápagos		0°25'59"S; 90°16'59"W	1985-mar-25	2016-jul-31	11.85	31	0.18±0.03	INOCAR
6	La Libertad		2°13'04"S; 80°54'23"W	1949-sep-1	2016-may-31	3.14	66	0.57±0.01	INOCAR
7	Puerto Nuevo		2°17'06"S; 79°53'57"W	1975-ene-1	2011-abr-30	42.03	36	0.01±0.01	INOCAR
8	Callao	Perú	12°4'16"S; 77°10'26"W	1970-ene-1	2016-may-31	2.22	46	-0.03±0.02	GLOSS
9	Arica	Chile	18°28'33"S; 70°19'23"W	1950-dic-6	2016-may-31	19.26	65	-0.12±0.01	SHOA
10	Iquique		20°12'16"S; 70°08'52"W	1984-oct-1	2016-may-31	7.84	31	-0.09±0.02	SHOA
11	Antofagasta		23°39'11"S; 70°24'16"W	1945-jun-1	2016-may-4	8.03	70	-0.08±0.01	SHOA
12	San Félix		33°38'10"S; 78°49'48"W	1987-nov-6	2016-may-31	15.14	28	-0.19±0.04	GLOSS
13	Caldera		27°03'52"S; 70°49'29"W	1950-dic-1	2015-dic-29	7.34	64	0.12±0.01	SHOA
14	Isla de Pascua		27°09'17"S; 109°26'22"W	1957-ene-16	2016-jul-1	36.50	59	0.12±0.02	SHOA
15	Coquimbo		29°56'42"S; 71°21'06"W	1980-ene-2	2016-may-31	5.10	36	-0.03±0.03	SHOA
16	Valparaíso		33°01'38"S; 71°37'33"W	1944-ene-2	2016-ago-31	20.07	72	-0.12±0.07	SHOA
17	San Antonio		33°34'56"S; 71°37'08"W	1985-ago-2	2016-jun-1	10.23	30	0.36±0.03	SHOA
18	Juan Fernández		33°38'10"S; 78°49'48"W	1985-sep-4	2016-may-31	12.48	30	0.12±0.03	GLOSS
19	Talcahuano		36°41'43"S; 73°06'22"W	1949-ago-1	2015-dic-31	8.68	65	0.10±0.01	SHOA
20	Corral		39°52'42"S; 73°25'22"W	1985-may-2	2016-may-8	15.06	30	-0.28±0.04	SHOA
21	Puerto Montt		41°29'06"S; 72°57'37"W	1980-abr-2	2016-jun-29	6.69	36	-0.40±0.03	SHOA
22	Punta Arenas		53°07'25"S; 79°51'37"W	1966-ene-1	2016-jun-28	31.32	50	0.25±0.06	SHOA
23	Puerto Williams	54°56'00"S; 67°36'36"W	1964-nov-4	2016-jun-30	9.98	51	0.10±0.02	SHOA	

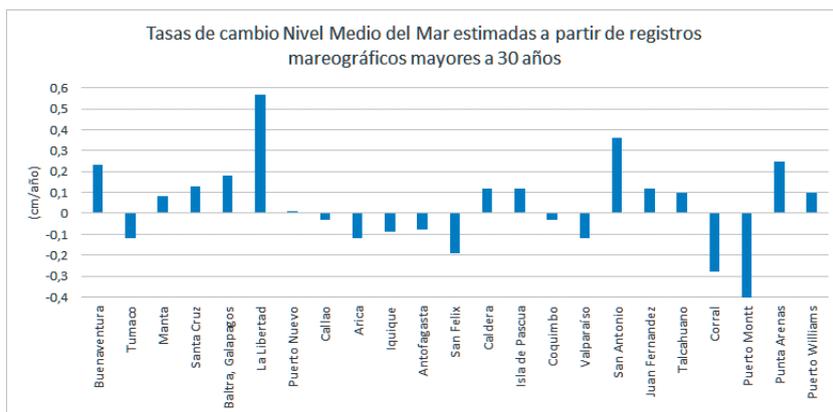


Figura 2. Tasas de cambio del nivel medio del mar en cm/año, estimadas para cada localidad del Pacífico Sur Oriental, organizadas espacialmente de norte a sur.

el norte, para pasar a una tasa de cambio negativa en el sur. Todas las estaciones mareográficas ecuatorianas presentan tasas de cambio positiva, mientras la única estación disponible en Perú presenta una tasa negativa lo que se prolonga al norte de Chile. Desde la localidad de Caldera hasta el sur de Chile, se siguen apreciando estas fluctuaciones.

En la figura 3 se muestra la estimación de la tendencia de la variación del nivel medio del mar entre 1993 y 2015 (23 años), estimada a partir de datos mensuales de topografía dinámica absoluta. Se puede apreciar que tendencia positiva es mayor en las costas de Colombia y el norte de Ecuador, y menor en Perú y el norte de Chile, lo que es coherente con las estimaciones logradas a partir de los registros de mareógrafos.

DISCUSIÓN

La zona de subducción del pacífico sur oriental ha generado al menos tres de los sismos de mayor magnitud registrados en los últimos 110 años: 1906 (Mw 8.8) en la frontera entre Colombia y Ecuador; 1960 (Mw 9.5) en Valdivia, Chile, y 2010 (Mw 8.8) en Constitución, Chile. Dichos fenómenos sísmicos evidenciaron importantes efectos de solevantamientos o subsidencias costeras. Por ejemplo, para el sismo de 1906, en Guayaquil (inmediaciones de Puerto Nuevo) cuatro pequeñas islas desaparecieron y la profundidad en la rada del

puerto de Manta disminuyó sensiblemente (Rudolph y Szirtes, 1911); son conocidos también los efectos del terremoto de 1960 en el sur de Chile (Sievers *et al.*, 1963), y el más reciente del 2010 en Chile central (Quezada *et al.*, 2012; Vargas *et al.*, 2011). Estos movimientos verticales co-sísmicos, aceleran o retrasan de manera significativa los cambios del nivel medio del mar debido al cambio climático.

Así, dentro del ciclo sísmico, los movimientos cosísmicos (durante terremotos) e intersísmicos (entre terremotos) se tradu-

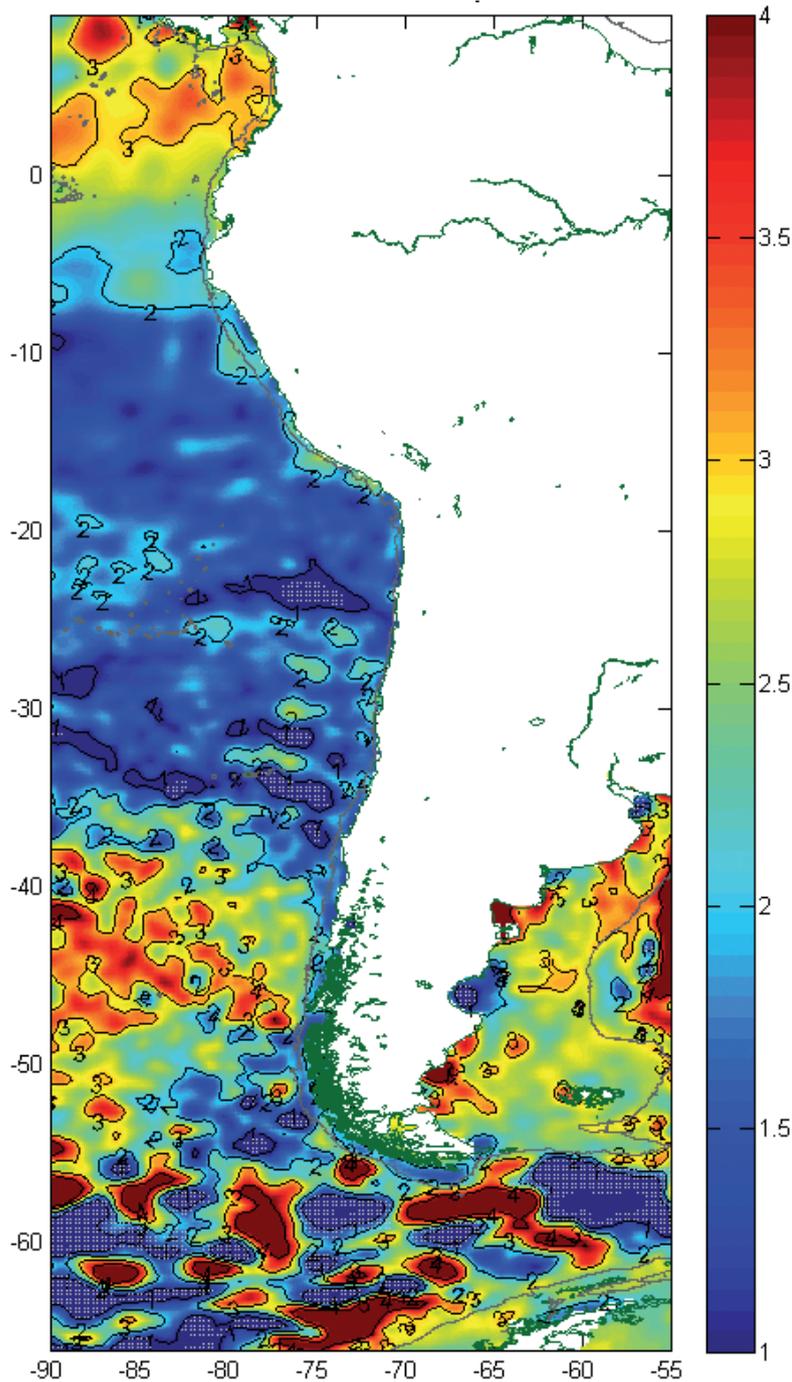


Figura 3. Tendencia de la variación del nivel medio del mar entre 1993 y 2015 (en mm/año), estimada a partir de datos mensuales de topografía dinámica absoluta (usando todos los satélites disponibles). Los nodos grises indican valores no significativos.

cen en solevantamiento o subsidencia costera. Casos donde el registro instrumental muestra un descenso del NMM pueden indicar que la referencia del mareógrafo, fijada en tierra, se está alzando durante el período intersísmico más de prisa que el alza del NMM debido al cambio climático. Esto ya había sido conjeturado tempranamente por Wyss (1976), discutido nuevamente por Albrecht y Shaffer (2016) y evaluado con registros de altimetría satelital y GPS localizados en las cercanías de mareógrafos por Montecino *et al.* (2017).

Los movimientos cosísmicos verticales pueden por su parte generar descensos del orden de metros en el NMM (Farías *et al.*, 2010), debido al solevantamiento costero, lo que equivale a un retroceso de centurias de alza asociada al cambio climático. Recíprocamente una subsidencia cosísmica puede adelantar en forma instantánea el alza del NMM en aquel lugar, como fue el caso de la desecación del humedal costero Tubul en el sur de Chile, como consecuencia de un alzamiento cosísmico de aproximadamente 2 metros el año 2010 (Valdivinoso *et al.*, 2012).

El lugar con mayor tasa de aumento del NMM es La Libertad en el litoral central de Ecuador, con 5.7 mm/año. Si esta tasa se mantiene sin cambio, significa un alza de 57 cm en 100 años. Predicciones de uno de los escenarios conservadores de cambio climático para el año 2100 indica aumentos del NMM entre 0.2 y 0.3 m para distintas latitudes a lo largo del PSO. Albrecht y Shaffer (2016) proyectan aumentos del NMM en la costa de Chile de 34 a 52 cm para el escenario RCP4.5, y de 46 a 74 cm para el escenario RCP8.5 a fines del siglo XXI.

El nivel del mar sufre de variaciones a otras frecuencias, como la interanual, intranual o estacional; en el caso del PSO son

importantes las anomalías periódicas irregulares como las asociadas al paso de ondas Kelvin, que pueden llegar al orden de decenas de cm y perdurar por varios meses durante la ocurrencia del fenómeno El Niño – Oscilación Sur muy intensos (Enfield y Allen 1980; Cane, 1984; Cazenave *et al.*, 2014). Contreras *et al.* (2012) observan a partir del análisis estadístico de series horarias, que este efecto puede incrementar los promedios mensuales del NMM en hasta en 30 cm durante la fase El Niño y reducirlos en el mismo orden durante la fase La Niña. El aumento del NMM durante un año El Niño es por tanto comparable al aumento asociado al cambio climático para fin de siglo.

La cobertura de datos en Colombia, Ecuador y Perú es limitada. En Colombia existen solo dos estaciones disponibles en las bases de datos internacionales. La cuenca Pacífica colombiana se encuentra poco poblada y solo tiene series de tiempo en los dos puertos más importantes. Se conoce de una iniciativa de la Dirección General Marítima por mejorar la cobertura espacial de mareógrafos y definición de Datum verticales. Ecuador, ha mantenido un buen número de mareógrafos, sin embargo la gran mayoría no están disponibles en repositorios digitales de libre acceso como GLOSS (por sus siglas en inglés), algo similar ocurre en Perú.

Las estimaciones del alza del nivel del mar se realizan principalmente a partir de altimetría satelital y registros de mareógrafos. La altimetría satelital tiene la ventaja de cubrir la superficie de todos los océanos del planeta y no restringirse a unos pocos puntos en el litoral, como es el caso del uso de mareógrafos. También, la altimetría satelital permite realizar estimaciones del alza del nivel del mar absolutas, mientras

que los mareógrafos solo permiten realizar estimaciones de cambios relativos (Prandi *et al.*, 2009; Cazenave y Nerem, 2004). Sin embargo la altimetría satelital, tiene la desventaja de tener una representación temporal mucho menor que la ofrecida por los mareógrafos. Mientras tecnología de la altimetría satelital se desarrolla en la última década del siglo XX (Cazenave y Nerem, 2004), existen registros mareográficos que superan los 100 años (Jevrejeva *et al.*, 2006; Wenzel y Schröter, 2014) y en la región del Pacífico Sur Oriental algunos superan ya los 70 años de registro, como se mostró en el presente trabajo.

En la figura 3, se muestra la estimación de la tendencia del nivel del mar a partir de altimetría satelital, usando todos los satélites disponibles entre los años 1993 y 2015. Si bien este lapso de 23 años de la serie de tiempo no indica una tendencia de largo plazo, muestra como en toda la costa suramericana en el océano Pacífico el nivel del mar se encuentra aumentando en este periodo de tiempo, lo cual reafirma que cuando la tendencia del nivel medio del mar es negativa, a partir de los datos de mareógrafos, es debido a que existe una elevación de la referencia terrestre a una tasa mayor a la del aumento del nivel de los océanos.

Actualmente existe una discusión abierta de cómo se compatibilizan las estimaciones de ambas metodologías, pues existen algunas diferencias sensibles (Bart *et al.*, 2012; Prandi *et al.*, 2009). Sin embargo, debido

a la extensión temporal de los registros de mareógrafos, es importante contar con los análisis y estimaciones a partir de ellos. Desafortunadamente, existe un desequilibrio con la disponibilidad de registros disponibles entre el hemisferio norte, donde se concentra la mayoría de los registros disponibles, y el hemisferio sur. Además, algunos países del hemisferio sur, como Ecuador y Perú, no publican todos sus registros en repositorios digitales de libre acceso como GLOSS (Caldwell *et al.*, 2015). Esto explica que trabajos como los de Wenzel y Schröter (2014), ocupan sólo 4 registros la zona costera del Pacífico Sur Oriental (psO) compuesto por el litoral de la cuenca Pacífica Colombiana, Ecuador, Perú y Chile; mientras que Prandi *et al.* (2009) solo utiliza 3 registros de esta zona para realizar sus estimaciones y el trabajo clásico de Enfield y Allen (1980) que analiza las anomalías del nivel medio del mar a lo largo de la costa del Pacífico Americano, solo utiliza 7 registros en el psO. Existen algunos trabajos locales, como Montecinos *et al.* (2017), que incluyen 11 registros de mareógrafos, pero restringiéndose a 20 años de análisis, o los de Contreras-López *et al.* (2012) para la costa de Chile y Contreras-López *et al.* (2014) para la costa de Ecuador, que presentan estimaciones para más mareógrafos y usando toda la extensión temporal disponible, pero fueron publicados en revistas locales, dificultando el acceso a una audiencia internacional.

CONCLUSIONES

Los resultados muestran que la variación del NMM en el Pacífico Sur Oriental no es homogénea, abarcando tasas de aumento

desde +5,7 mm/año a descensos de -4,0 mm/año.

La razón de la existencia de tasas negativas parece explicarse por los procesos sísmico tectónicos asociados a zona de subducción entre la placa de Nazca y Sudamericana, que estarían provocando un ascenso de la corteza, y por consiguiente, de

las referencias con respecto a las cuales se registra el nivel del mar. De esta forma, se puede concluir que, en el litoral del Pacífico Sur Oriental, el incremento del nivel del mar puede ser afectado e incluso revertido por los procesos tectónicos.

AGRADECIMIENTOS

El Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile (SHOA) y el Instituto Oceanográfico de la Armada Ecuatoriana (INOCAR) facilitaron datos del nivel del mar en puertos chilenos y ecuatorianos. La Di-

rección General de Investigación de la Universidad de Playa Ancha, facilitó la estadía en ciudad de México del primer autor, lo que permitió la conceptualización de este trabajo.

LITERATURA CITADA

- Albrecht, F., y G. Shaffer, 2016. Regional Sea-Level Change along the Chilean Coast in the 21st century. *Journal of Coastal Research*, 32(6): 1322-1332. doi:10.2112/JCOASTRES-D-15-00192.1.
- Baart, F., P.H.A.J.M. van Gelder, J. De Ronde, M. Van Koningsveld, y B. Wouters, 2012. The effect of the 18.6-year lunar nodal cycle on regional sea-level rise estimates. *Journal of Coastal Research*, 28(2), 511-516.
- Caldwell, P. C., M. A. Merrfield, y P. R. Thompson, 2015. Sea level measured by tide gauges from global oceans — the Joint Archive for Sea Level holdings (NCEI Accession 0019568), Version 5.5, NOAA National Centers for Environmental Information, Dataset, doi:10.7289/V5V40S7W.
- Cane, M. A., 1984. Modeling Sea Level During El Niño. *Journal of Physical Oceanography*, 14: 1864-1874, doi:10.1175/1520-0485(1984)014<1864:MSLDEN>2.0.CO;2
- Cazenave, A., y R. S. Nerem, 2004. Present-Day Sea Level Change: Observations and Causes. *Reviews of Geophysics*, 42 (3): 1-20. doi:10.1029/2003rg000139.
- Church, J.A., P.U. Clark, A. Cazenave, J.M. Gregory, S. Jevrejeva, A. Levermann, M.A. Merrifield, G.A. Milne, R.S. Nerem, P.D. Nunn, A.J. Payne, W.T. Pfeffer, D. Stammer, y A.S. Unnikrishnan, 2013. Sea Level Change. p. 1137-1216. In: T.F. Stocker, D. Qin, G.K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P.M. Midgley (eds.) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, 1535 p.
- Church, J. A., T. Aarup, P.L. Woodworth, W.S. Wilson, R.J. Nicholls, R. Rayner, K. Lambeck, G.T. Mitchum, K. Steffen, A. Cazenave, G. Blewitt, J.X. Mitrovica, y J.A. Lowe, 2010. Sea-Level Rise and Variability: Synthesis and Outlook for the Future, p. 402-419. In: J.A. Church, P.L. Woodworth, T. Aarup y W.S. Wil-

- son (eds.), *Understanding Sea-Level Rise and Variability*, Wiley-Blackwell, 428 p. doi:10.1002/9781444323276.ch13.
- Contreras, M., P. Winckler, y M. Molina, 2012. Implicancias de la variación del nivel medio del mar por cambio climático en obras de ingeniería costera de Chile. *Anales del Instituto de Ingenieros de Chile*, 124(2): 53-66.
- Contreras-López, M., J. Cevallos, T. Erazo, M. Alday, y C.E. Mizobe, 2014. Cambio y variabilidad climática contemporáneos en la costa de Manabí, Ecuador. *Revista La Técnica*, 13: 90-99.
- Enfield, D. B., y J. S. Allen, 1980. On the structure and dynamics of monthly mean sea level anomalies along the Pacific coasts of north and south America. *Journal of Physical Oceanography*, 10: 557-578.
- Farías, M., G. Vargas, A. Tassara, S. Carretier, S. Baize, D. Melnick, y K. Bataille, 2010. Land-level changes produced by the Mw 8.8 2010 Chilean earthquake. *Science*, 329(5994): 916-916.
- Giesecke, A., A. Gómez, I. Leschiutta, E. Migliorini y L. Rodríguez, 2004. The CERESIS earthquake catalogue and database of the Andean region: background, characteristics and examples of use. *Annals of Geophysics*, 47(2/3): 421-435.
- Jevrejeva, S., A. Grinsted, J. C. Moore, y S. Holgate, 2006. Nonlinear trends and multiyear cycles in sea level records. *J. Geophys. Res.*, 111, C09012, doi:10.1029/2005JC003229.
- Montecino, H.D.C., V.G. Ferreira, A. Cuevas, L. Castro-Cabrera, J.C. Soto-Báez, y S.R.C. De Freitas, 2017. Vertical deformation and sea level changes in the coast of Chile by satellite altimetry and tide gauges. *International Journal of Remote Sensing*, doi: 10.1080/01431161.2017.1288306.
- Prandi, P., A. Cazenave, y M. Becker, 2009. Is coastal mean sea level rising faster than the global mean? A comparison between tide gauges and satellite altimetry over 1993–2007. *Geophysical Research Letters*, 36, L05602, doi:10.1029/2008GL036564
- Quezada, J., E. Jaque, A. Fernández, y D. Vásquez, 2012. Cambios en el relieve generados como consecuencia del terremoto Mw = 8,8 del 27 de febrero de 2010 en el centro-sur de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 53: 35-55. doi: 10.4067/S0718-34022012000300003.
- Rudolph, E., y S. Szirtes, 1911. El terremoto colombiano del 31 de enero de 1906. Publicaciones ocasionales del osso #1. 34pp. Traducción disponible en línea (marzo de 2017): http://www.osso.org.co/docu/especiales/Traduccion_TERREMOTO_1906.pdf.
- Sievers, H., G. Villegas, y G. Barros, 1963. The seismic sea wave of 22 may 1960 along the Chilean Coast. *Seismological Society of America, Bulletin*, Vol. 53(6): 1125-1190
- Torres, R. R., y M. N. Tsimplis, 2013. Sea-level trends and interannual variability in the Caribbean Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 118(6): 2934-2947, doi:10.1002/jgrc.20229.
- Valdovinos, C., N. Sandoval, D. Vásquez, y V. Olmos, 2012. El Humedal Costero Tubul-Raqui: Un ecosistema chileno de alto valor de conservación severamente perturbado por el terremoto del 2010. p. 391-437. En: Fariña, M.J. y A. Camaño (eds) *Humedales costeros de Chile*. Ediciones UC, Santiago.
- Vargas, G., M. Farías, S. Carretier, A. Tassara, S. Baize, y D. Melnick, 2011. Coastal uplift and tsunami effects associated to the 2010 Mw8.8 Maule earth-quake in Central Chile. *Andean Geology*, 38(1): 219-238.
- Wenzel, M., y J. Schroter, 2014. Global and regional sea level change during the 20th century. *J. Geophys. Res. Oceans*, 119(11): 7493-7508, doi:10.1002/2014JC009900
- Wyss, M., 1976. Local changes of sea level before large earthquakes in south America. *Bulletin of the seismological society of America*, 66(3): 903-914.

Zavala-Hidalgo, J., R. de Buen Kalman, R. Romero-Centeno, y F. Hernández Maguey, 2011. Tendencias del nivel del mar en las costas mexicanas. p. 315-334. En: A.V. Borello, S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez y J.L. Rojas-Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático (segunda edición). Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, UNAM-ICMYL, Universidad Autónoma de Campeche. 514 p.

10

Vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos en la zona de influencia costera de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, ante la elevación de nivel medio del mar asociada al cambio climático

Ena E. Mata-Zayas¹, Lilly Gama¹, Cesar Vazquez-Navarrete²,
Hilda Diaz Lopez¹, José Manuel Figueroa Maheng³
y Joaquín Rincón Ramirez²

¹ UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO. MÉXICO

² COLEGIO DE POSTGRADUADOS, CAMPUS TABASCO. MÉXICO

³ INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM. MÉXICO

e-mail: vcesar@colpos.mx

RESUMEN

El estado de Tabasco es considerado uno de los estados más vulnerables a los impactos relacionados con el cambio climático. En particular, la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC), debido a su ubicación y características fisiográficas, hidrográficas, geológicas y geomorfológicas se

Mata-Zayas, E.E., L. Gama, C. Vazquez-Navarrete, H. Diaz Lopez, J.M. Figueroa Maheng, y J. Rincón Ramirez, 2017. Vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos en la zona de influencia costera de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, ante la elevación de nivel medio del mar asociada al cambio climático. p. 193-230. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 486 p.

encuentra en una zona altamente amenazada a impactos derivados de fenómenos climáticos globales que afectarán a la población, sus actividades socioeconómicas, los ecosistemas y sus servicios ecosistémicos. Una de las principales amenazas climatológicas está relacionada con el incremento del nivel medio del mar, lo cual provocará cambios en la línea de costa así como salinización de cuerpos de agua. Estos cambios tendrán un efecto en los servicios ecosistémicos que proporciona la RBPC. Por ello, este estudio evaluó el impacto que el incremento del nivel medio del mar asociado al calentamiento global puede tener sobre el valor económico de los servicios ecosistémicos (SE) en la zona de influencia costera de la RBPC. Para ello, se estimó la línea base del valor económico de los servicios ecosistémicos (SE) de la RBPC y analizó sus posibles cambios por efecto del aumento del nivel del mar. Se delimitaron los ecosistemas, se identificaron y cuantificaron los SE; se estimó el valor económico de los SE. Se consideró modelo de los impactos en la costa por cotas de elevación de 0.5, 1.0, 1.5 y 2.0 metros (estudio hipsométrico). Se identificaron 10 ecosistemas, siendo la vegetación hidrófila la de mayor superficie (66.07%). El valor total de los SE fue 544.8042 millones de dólares americanos (USD). En la línea base, la vegetación hidrófila concentró el 62.07% del valor total, seguido del cuerpo de agua (16.6%) y el matorral (10.8%). El ecosistema con el valor económico más alto fue la vegetación hidrófila, con \$2 549.6 por hectárea. Mientras que tres servicios (abastecimiento de agua, regulación de contingencia y manejo del agua) concentraron más del 87% del valor total para la RBPC. Con base en el modelado de hipsometría, se observó una disminución de 312.942 millones de dólares del valor total con respecto a la línea base para el aumento de 0-0.5 m, (el 57.44%) y de 456.77 millones de dólares para el caso de un incremento de hasta 1.0m (83.83%). Estos cambios implican que algunos de los servicios de los ecosistemas actualmente valorados reducirán la oferta, quedarán indisponibles o cambiarán la localización de provisión del servicio. Este tipo de estudios permite a los tomadores de decisiones determinar las ganancias y pérdidas de un ANP, y planificar estrategias diferentes, dando prioridad a los impactos sobre los servicios de los ecosistemas causadas por el cambio climático

Palabras clave: elevación del nivel medio del mar, servicios ecosistémicos, vulnerabilidad.

ABSTRACT

The state of Tabasco is considered one of those most vulnerable to impacts related to climate change. Due to its particular location and physiographical, hydrographical, geological and geomorphological characteristics, the Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC) is in an area that is highly threatened by the impact of global climatic phenomena. This will affect the population and socioeconomic activity, as well as the ecosystems and ecosystem services (ES). One of the main climatological threats is related to an increase in mean sea level, which will cause changes in the coastline in addition to the salinization of bodies of water. These changes will affect the ES provided by the RBPC. Due to the above, this study evaluated the impact that the increase of sea level associated with global warming may have on the economic value of the ES of the coastal area of influence of the RBPC. To this effect, the economic baseline value of the RBPC ES was estimated and its possible changes due to a rise in sea level were analyzed. The ecosystems were outlined, the ES identified and quantified, and ES economic value estimated. The model of coastal impact considered benchmarks of 0.5, 1.0, 1.5 and 2.0 meters (hypsometric study). Ten ecosystems were identified, among which the hydrophytic vegetation was that which covered the greatest area (66.07%). Total ES value equaled 544.8042 USD. At the baseline, hydrophytic vegetation amassed 62.07% of the total value, followed by the water body (16.6%) and scrub (10.8%). While over 87% of the total RBPC value were concentrated in three services (water supply, compliance with official Mexican norms, and water management), the ecosystem of highest economic value was that of hydrophytic vegetation

at \$2549.60 per hectare. Based on the hypsometric model, a 312.942 million dollar drop from the total baseline value was observed for a 0-0.5 m increase (57.44%), and another sharp decline of 456.77 million dollars for an increase of up to 1.0 m (83.83%). These changes imply that certain services provided by the currently valued ecosystems will decrease, become unavailable, or change the location of service provision. This type of study will allow decision-makers to determine the gains and losses of a Protected Natural Area and to plan different strategies, prioritizing impacts on ES caused by climate change.

Key words: sea level rise, ecosystem services, vulnerability.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad es ampliamente aceptado que la capacidad de los ecosistemas para proveer bienes y servicios esenciales a la sociedad se encuentra bajo presión. Sin embargo, el cambio climático está imponiendo una presión adicional. Para atender esta situación será necesario conocer los cambios en los ecosistemas, aumentar nuestro conocimiento de los fundamentos biológicos para la prestación de los servicios ecosistémicos y desarrollar nuevas herramientas para mantener y restaurar los sistemas biológicos y sociales resilientes (Mooney *et al.*, 2009).

El estado de Tabasco se localiza al sureste, en la planicie costera del golfo de México. Tiene condiciones muy interesantes por su ubicación en la zona tropical. Su relieve es principalmente plano y de escasa altitud y catorce de sus diecisiete municipios son considerados de influencia marina por su cercanía al mar. La mayor parte de la superficie del estado se encuentra ubicada en la región que se conoce como la Llanura Costera del Golfo Sur y corresponde a paisajes en zonas bajas e inundables, características que la hacen una zona muy lluviosa (Gama *et al.*, 2005). De acuerdo a los datos geológicos es una región de formación muy reciente en comparación al resto del país, conformada por zonas bajas,

que emergieron en el Cenozoico (Morán Zenteno, 1984). Tiene cuatro principales tipos de suelo son: gleysoles, litosoles, luvosoles, y regosoles, generalmente poco fértiles característicos de áreas bajas inundables (Gleysoles), debido a que su capacidad de drenaje es muy escasa. Predominan los paisajes de origen antrópico vinculados a la agricultura y ganadería conocidos como "Paisajes domesticados" (Ruz *et al.*, 2002), aunque recientemente, las plantaciones forestales han incrementado sustancialmente su extensión.

En el Estado se aprecia una disminución sustancial de zonas naturales, sin embargo, entre las que permanecen se tienen importantes áreas de diferentes tipos de humedales que representan el 24% de la superficie estatal y se encuentran seriamente amenazados, las causas de desaparición y degradación son diversas (Moreno-Casasola, 2008), siendo la principal el cambio de uso del suelo y las presiones por las actividades humanas. La pérdida de superficie de humedales para el estado se estima en 60% (Langrave y Moreno-Casasola 2012), aunado a ello, se encuentran los impactos relacionados con el cambio climático. Esta zona es particularmente susceptible a fenómenos hidrometeorológicos, que en ocasiones han producido desastres asocia-

dos a eventos de tormentas tropicales o frentes fríos, causando eventos importantes de inundaciones, sedimentación abundante, así como la colmatación de los cuerpos de agua, serios problemas de drenaje, e intrusiones salinas que conducen a la salinización de los suelos y acuíferos, que igual actúan como un forzante sustancial a los procesos de erosión de la franja costera (Hernández *et al.*, 2008).

Asociado a esta condición físico-geográfica Tabasco ha sido considerado una de las zonas más vulnerables a impactos relacionados con el cambio climático (INECC, 2010). Los estudios de vulnerabilidad y predicciones por calentamiento global para el estado muestran que las principales amenazas climatológicas están relacionadas con el incremento en la temperatura media (1 a 2°C en los próximos 30 años y hasta 4 para 2100 dependiendo del escenario utilizado), que se asocia a eventos hidrometeorológicos extremos más intensos y con mayor potencial de inundaciones o sequías. En relación a los escenarios de precipitación, estos señalan una potencial disminución de hasta 400 mm de precipitación anual en algunas regiones, la cual tendrá una importante variación en su distribución a lo largo del año con eventos de precipitación intensa (Gama, 2008; PEACCT, 2011). Más aún, se tienen evidencias de otros cambios como el incremento de la temperatura del agua de mar, que alteraría no solo la frecuencia e intensidad de estos eventos naturales como los huracanes, sino también las trayectorias afectando los sistemas costeros, aunado a la potencial elevación del nivel del mar (IPCC, 2007). En general, este conjunto de anomalías conforma el principal impacto del cambio climático a los humedales de la zona costera en el golfo de México (Day *et al.*, 2008 y 2009).

Debido a que las costas de Tabasco son zonas bajas, muy susceptibles a ser inundadas por esta elevación del nivel medio del mar o afectadas por lluvias torrenciales o mareas de tormenta, en zonas como el municipio de Centla donde la mayor parte está a menos de un metro sobre el nivel del mar, se están registrando ya modificaciones en la línea de costa. Además, el ascenso del nivel mar combinado con disminución del aporte de agua dulce por infraestructura de control, favorecerá la intrusión salina en el subsuelo de algunas regiones.

El incremento del nivel medio del mar a escala global, está asociado con el clima, la rotación de la Tierra y la gravedad, y se verá incrementado a causa del cambio climático inducido por el hombre. El IPCC (Houghton *et al.*, 1996) proyectó al menos un aumento de la temperatura media global en la superficie del planeta de 1.4 a 5.8°C entre 1990 y 2100. Estos valores potenciales de incremento de la temperatura, se utilizaron para estimar el promedio global de incremento del nivel del mar que se estimó sería de entre 9 y 88 cm para el 2100, con una media de 48 cm, que no se detendría a pesar de lograr reducciones drásticas en emisiones de GEI, ya que el equilibrio en el sistema global del océano tarda en manifestarse. Sin embargo, el último reporte del IPCC señala que de acuerdo a las tendencias de los escenarios el cambio en la temperatura se estima ahora entre 1 a 3.7°C con máximos posibles de 4.8°C (IPCC, 2014), lo que reduce los valores estimados de incremento del nivel medio del mar. Este incremento causará cambios importantes de considerar en las costas, como serían en la geomorfología asociada a la erosión de las playas o disminución de ecosistemas costeros como las dunas que actúan como barreras naturales. Investigadores de diferen-

tes partes del mundo han estudiado estos fenómenos asociándolos con la potencial elevación del nivel medio del mar y el derretimiento de masas polares y han elaborado diferentes escenarios para estimar este aumento relativo del nivel del mar durante el siglo XXI (Rahmstorf, 2007; Grinsted *et al.*, 2009; Vermeer y Rohmstorf, 2009; Jevrejeva *et al.*, 2010; IPCC, 2014; Horton *et al.*, 2014) (figura 1).

Las diferencias que presentan los resultados de los estudios citados en la gráfica, en relación a los escenarios de elevación del nivel del mar, han sido asociados a la posible incertidumbre de las medidas, al modelaje

climático con que se cuenta hoy, así como al posible comportamiento de variables asociadas, dando rangos de menos de 30 centímetros (Pachauri *et al.*, 2015), en el escenario con la implementación de acciones importantes de mitigación y un máximo de elevación de temperatura de 1.5°C para finales de siglo y de 2.5 metros (Grinsted *et al.*, 2009; Vermeer y Rohmstorf, 2009), en el escenario menos comprometido, sin implementar acciones e incluso incrementando impactos. Sin embargo, es importante mencionar que los escenarios presentados por IPCC (2014) independientemente de su incertidumbre, nos dan la

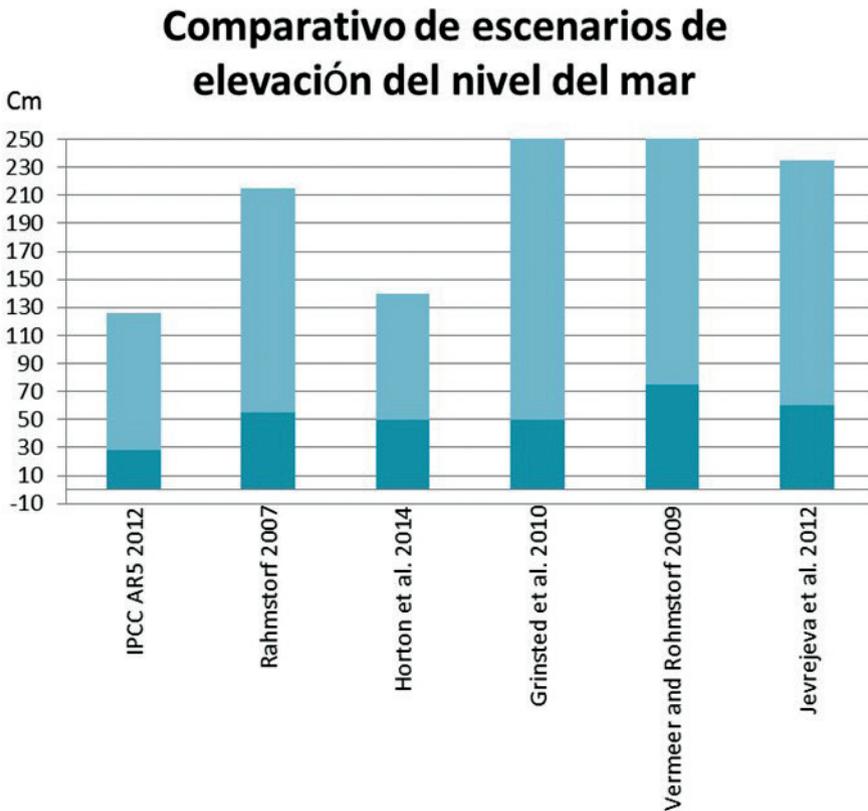


Figura 1. Comparativo de los resultados obtenidos por diferentes estudios en relación al posible incremento medio del mar, en azul oscuro el mínimo esperado y en azul claro el máximo esperado de acuerdo a cada estudio.

posibilidad de iniciar acciones hoy, que en el futuro reducirán la vulnerabilidad y el riesgo al que están expuestas las personas y sus bienes así como los ecosistemas y sus servicios ambientales.

En el v informe del IPCC (2014), señala que se espera con un nivel de confianza relativo, que la elevación media del mar sea en el menor de los rangos de 20 centímetros y tan solo un poco más de un metro para finales de siglo, siendo la variable más difícil de evaluar el impacto del deshielo de Groenlandia y Antártica. Su impacto en las diferentes costas de las zonas tropicales está en parte asociada a la existencia de barreras naturales o artificiales de protección. Un ejemplo es la distribución y complejidad, de los manglares que está en función de los procesos geofísicos, climáticos, hidrológicos y geomorfológicos (Duarte *et al.*, 2013; Koch, 2009; Thom, 1967 y 1982; Woodroffe, 1992). La dinámica de los mismos está vinculada a importantes procesos capaces de inducir cambios de diferentes magnitudes y escalas espacio-temporales, por la interacción de complejos gradientes ambientales o parámetros abióticos (salinidad del suelo, sulfidos), así como de los hidroperiodos (frecuencia, duración y profundidad de los niveles del agua). Dependiendo del grado de estas interacciones se determina la heterogeneidad en la estructura, biomasa y productividad de los ecosistemas de manglar, dentro de un escenario costero regional o local (Sherman *et al.*, 2003; Twilley y Rivera-Monroy, 2005; Thom, 1967 y 1982) y por ende sus capacidades de servir como barrera de protección como un servicio ecosistémico.

Los pronósticos sobre el aumento en el nivel medio del mar indican que las regiones costeras del sureste podrían sufrir impactos mayores, como perder playas o

la afectación de acuíferos. Cambios que se reflejarán de diferentes formas en los distintos ecosistemas y los servicios que estos prestan. En los ambientes marinos, el aumento del nivel del mar aunado al aumento de la temperatura, podría cambiar la composición de las poblaciones de coral, como es el caso de los arrecifes ubicados frente a Quintana Roo. Así también el mar, al absorber gran cantidad de bióxido de carbono emitido por las actividades humanas, aumenta su acidificación y con ello se provoca el blanqueamiento y muerte de los corales; un caso evidente es el de los arrecifes de la península de Yucatán. Por lo tanto, debido a que gran cantidad de especies dependen de alguna u otra manera de las poblaciones de coral y del refugio que éstas proveen, es probable que la pesca y el turismo sufran grandes impactos, pues las personas que visitan la zona lo hacen con el principal propósito de admirar la gran biodiversidad de estos ecosistemas.

Evaluar la vulnerabilidad a los impactos del cambio climático implica monitorear variables del sistema natural y de los sistemas económico y social, independientemente de un análisis que revise los impactos asociados a las actividades antrópicas, pues los efectos biogeofísicos tendrán además impactos socioeconómicos directos e indirectos sobre los asentamientos humanos, la agricultura, el suministro y la calidad de agua dulce, el turismo, las pesquerías, los servicios financieros y la salud humana en las zonas costeras (McLean *et al.*, 2001; Nicholls, 2002). La población residente de zonas costeras (a niveles actuales o proyectados) podría verse afectada por un aumento de la inundación, o en última instancia, tener la necesidad de mudarse a causa de las frecuentes inundaciones, los desbordes o la pérdida de tierra por erosión. Todos estos

efectos podrían impactar en la cantidad y calidad de los bienes y servicios ecosistémicos, además de aquellos que son comercializados tales como la tierra, la infraestructura y la productividad agrícola e industrial.

Las evaluaciones de la vulnerabilidad de recursos costeros a los impactos del cambio climático deben poder distinguir entre vulnerabilidad natural del sistema y vulnerabilidad socioeconómica del sistema, aunque claramente ambos están relacionados y son interdependientes. También se aprecia, que ambos son dependientes en sensibilidad, exposición y capacidad de adaptación (Smith *et al.*, 2001). Un análisis apropiado de vulnerabilidad socioeconómica a la elevación del nivel del mar, sin embargo, requiere de una comprensión previa de cómo el sistema natural será afectado. Partiendo de esta base, el análisis de vulnerabilidad costera comienza con la respuesta del sistema natural (y sus servicios ecosistémicos).

Debido a la ubicación y características fisiográficas, hidrográficas, geológicas y geomorfológicas la “Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla”, se encuentra en una zona altamente amenazada a impactos derivados de fenómenos climáticos globales que afectarían en diferente forma y magnitud, afectando tanto a la población, las actividades socio-económicas, los ecosistemas de la Reserva y sus servicios ecosistémicos. El análisis de vulnerabilidad muestra que la mayor amenaza se asocia al ubicarse en una zona de influencia costera potencialmente vulnerable a entradas de mar por elevación del mismo, de haber un aumento en el nivel lo que provocará no solo es un cambio en la línea de costa cercana sino una fuerte salinización de cuerpos de agua debido a ser la zona más baja y con mayor densidad de cuerpos de agua. En relación a la elevación del nivel del mar, de acuerdo

al monitoreo realizado por la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco junto con los investigadores del Instituto de Geografía de la UNAM, existen dos causas que provocan fuertes impactos actualmente: la erosión por el oleaje y la subsidencia (Ortiz-Pérez y Méndez, 1999; Tejeda-Martínez y Rodríguez-Viqueira, 2007) lo que modifica drásticamente muchos puntos de costa anualmente, esto aunado a los escenarios esperados de elevación del mar estimada por el IPCC hacen muy vulnerable a esta región en relación con la posibilidad de llegar a elevarse el nivel del mar en más de 90 centímetros (IPCC, 2014). La planicie costera inundable está mostrando ya cambios en la magnitud y temporalidad de fenómeno que está ha modificado e incrementando la distribución y magnitud de eventos como inundaciones, no solo debido a las alteraciones ocasionadas por el cambio climático, sino a las modificaciones que el ser humano ha hecho sobre los sistemas naturales (Ortiz-Pérez y Méndez, 1999). Algunos de los impactos ya reconocidos del cambio climático como la inundación de tierras bajas y desplazamiento de humedales, erosión de la línea de costa, intrusión salina en estuarios y acuíferos, cambios en la composición y productividad de los ecosistemas, pérdida de biodiversidad, alteración del régimen de mareas, cambios en patrones de sedimentación, disminución de la penetración de la luz para organismos bentónicos, así como los impactos socioeconómicos como el daño a la infraestructura costera (Estrada, 2001; Hernández, 2007), están ocasionando efectos físicos y ecológicos sobre los sistemas de la Reserva, como: inundación, daños por inundación y tormentas, pérdida de humedales, erosión, intrusión de agua salada y aumento en los niveles freáticos.

Además, la altitud de la región de estudio (Pantanos de Centla) oscila de menos un metro a cuatro metros sobre el nivel del mar, salvo en los bordos construidos como protección contra inundaciones que en algunas zonas que puede tener elevaciones de hasta dos metros más. Esta condición y la cercanía a la costa generan intercambios importantes de flujos a través de los ríos que afectan directamente la dinámica de las costas (Ortiz-Pérez y Méndez, 1999; Parthasarathy y Natesan, 2015).

Si consideramos el escenario RCP8.5 del IPCC (2014) que se refleje en un máximo de 0.82 m de elevación del nivel del mar, y se relaciona con el deshielo de las masas polares esto podría ocasionar ocupación de espacios de agua dulce con salina y la salinización de zonas bajas por la vulnerabilidad que a este aumento tiene la laguna de Términos en Campeche que está conectada al sistema de la Reserva de la Biosfera de "Pantanos de Centla". Cualquier incremento relativo del nivel del mar permitirá que las olas rompan más cerca de la costa, lo que a su vez aumenta la carga y el estrés sobre las estructuras costeras de defensa. Los cambios en la profundidad de las crecientes del agua también afectarán con cambios en las mareas y oleadas, incluyendo las alturas extremas de oleadas (Ortiz-Pérez, 1994). Debido a esto y con los cambios que se esperan en las trayectorias, la frecuencia y

la intensidad de las tormentas y los frentes fríos el aumento relativo del nivel del mar puede tener consecuencias en los períodos del retorno de los niveles de agua extremos que afectaran las costas de esta región. El nivel del mar ocasionará la destrucción del frente del deltaico por acción del oleaje, generando un cambio con retroceso de la línea de costa con pérdidas de tierras con importantes afectaciones físicas, biológicas, sociales y económicas.

Reserva de la Biosfera

Pantanos de Centla (RBPC)

Tabasco cuenta con 13 Áreas Naturales Protegidas (ANP), siendo la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC) de carácter Federal y decretada en 1992, es la de mayor superficie e importancia (80% de las ANP del estado). Además, es un sitio Ramsar y un Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA). La Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC) es considerada como una de las más vulnerables ante escenarios de cambio climático. Los ecosistemas y los servicios que provee se encuentran seriamente amenazados (Gama, 2008; Mata-Zayas *et al.*, 2013). Por lo tanto, este estudio se propuso analizar los posibles cambios en los valores de los servicios ecosistémicos de la RBPC como consecuencia del incremento del nivel medio del mar asociado al cambio climático.

OBJETIVO

El objetivo del estudio fue evaluar el impacto que el incremento del nivel medio del mar asociado al calentamiento global

puede tener sobre el valor económico de los servicios ecosistémicos (SE) en la zona de influencia costera de la RBPC.

MÉTODOS

Área de estudio

La RBPC se localiza al noreste de Tabasco (17°57' 53" y 18°39' 03" N y 92°06' 39" y 92°47' 58" W), y cuenta con una superficie de 302 705 ha, abarcando municipios de Centla, Centro, Jonuta y Macuspana. Se conforma de dos zonas núcleo y una de amortiguamiento. Por sus características hidrológicas, geológicas y químicas es uno de los humedales más importantes de

Mesoamérica, Sitio Ramsar, Área de Interés para la Conservación de Aves (AICA) y Sitio MAB. En ella fluye alrededor del 22% del total de la precipitación de México; se compone de un complejo sistema de cuerpos de agua y vegetación acuática. La altitud va de los -1 a 6 msnm (INECC, 2010). El presente estudio se ubicó en la zona de influencia costera de la RBPC, particularmente en el municipio de Centla (figura 2).

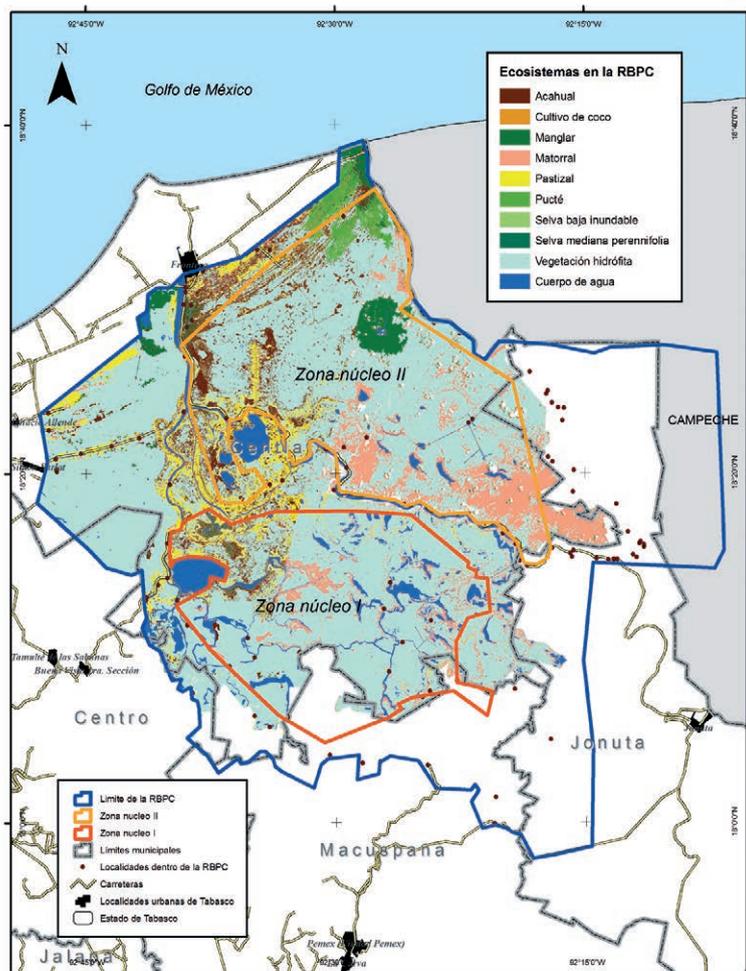


Figura 2. Ecosistemas de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, municipio de Centla.

Coberturas de vegetación y uso del suelo

Las coberturas por tipo de vegetación y uso del suelo en la RBPC empleados en el presente estudio, corresponden a las consideradas por Vázquez-Navarrete *et al.*, (en esta publicación). Los tipos de vegetación y uso del suelo en la RBPC (tabla 1 y figura 2) correspondieron a ecosistemas y agrosistemas. Los ecosistemas fueron: acahual (vegetación secundaria), cuerpo de agua, manglar, matorral de *Dalbergia brownii* (Mucal), pucté (asociado a manglar), selva mediana inundable de *Bucida buceras* (Pucté), selva mediana subperennifolia de tinto (*Haematoxylum campechianum*), vegetación hidrófila (popal-tular). Los agrosistemas son: cultivo de coco y pastizal.

Servicios Ecosistémicos (SE)

Se identificaron 16 Servicios Ecosistémicos en la RBPC en función del tipo de vegetación; se consideraron las categorías pro-

puestas en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio MEA (2005): regulación, provisión, soporte y culturales (tabla 2).

El valor económico de los servicios de cada ecosistema en el área de estudio se obtuvo mediante la metodología descrita por Vázquez-Navarrete *et al.*, (2011). La metodología consiste en la elaboración de un instrumento para la cuantificación de los SE, considerando el tipo de ecosistema, tipo de SE, medición del servicio. Para la valoración económica se empleó el método de sustitución de valores (calculados en dólares americanos por unidad de superficie) y, a partir de datos disponibles en la literatura, considerando el método de valoración, año del estudio, ubicación geográfica y variables locales-contextuales para la estimación de los precios. En la tabla 3 se muestran los valores económicos promedio por unidad de superficie. Se estimó el valor económico

Tabla 1. Superficie de cobertura (ha) de ecosistemas y agrosistemas en la RBPC en el municipio de Centla.

Cobertura	Hectáreas	%
Acahual	9 988.69	4.98
Cuerpo de agua	13 733.53	6.85
Cultivo de coco	43.42	0.02
Manglar	6 114.52	3.05
Matorral de Dalbergia	21 191.41	10.57
Pastizal	13 701.22	6.83
Pucté (asociado a manglar)	3 227.08	1.61
Selva mediana perennifolia de pucté	5.74	0.00
Selva baja inundable de tinto	52.85	0.03
Vegetación hidrófila (popal-tular)	132 513.95	66.07
Total	200 572.41	100

Tabla 2. Clasificación de Servicios ecosistémicos (SE) (MEA, 2005).

Categoría	Servicios ecosistémicos	
Regulación	Regulación de gases	
	Regulación del clima	
	Regulación de contingencias	
	Regulación del agua	
Soporte	Retención de sedimentos y suelo	
	Formación de suelo	
	Ciclo de nutrientes	
	Tratamiento de agua	
	Polinización	
	Control Biológico	
Provisión	Refugio	
	Suministro de agua	
	Producción de alimentos	
	Materias primas	
	Recursos genéticos	
	Servicios culturales	Recreación

Tabla 3. Valor económico promedio de los servicios ecosistémicos por unidad de superficie según tipo de ecosistema (USD ha⁻¹ año⁻¹).

	Regulación de gases	Regulación del clima	Regulación de contingencias	Regulación del flujo de agua	Tratamiento de agua	Retención de sedimentos y suelo	Formación de suelo	Ciclo de nutrientes	Polinización	Control Biológico	Refugio	Suministro de agua	Producción de alimentos	Materias primas	Recursos genéticos	Servicios Culturales	USD/Ha
Acahual		111.5	2.5	3	43.5	122.5	5	461	25	23		4	21.3	157.5	20.5	57	1 057.3
Cuerpo de agua				5445	665							211	41			230	6 592
Coco													509.4				509.4
Manglar			3402						25	23	286		637	460		1316	6 149
Matorral			1701								143		51	230		658	2 783
Pastizal	7	0.1		3	1	87			25	23		29	130				305.1
Pucté	174		15	19	261						289	501	31	8		236	1534
Selva mediana perennifolia		446	10	12	174	490	20	1844				16	16	630	82	228	3 968
Selva baja inundable		223	5	6	87	245	10	922				8	8	315	41	114	1 984
Vegetación Hidrófila	265		334	30	302						439	760	47	13		359.6	2 549.6

en dólares americanos para: tipo de SE, ecosistema, y el total para la RBPC.

El valor económico de los servicios ecosistémicos se estimó para la línea base y para el escenario de elevación del nivel del mar por efecto de cambio climático para el estado, el cual considera afectaciones por incremento del nivel medio del mar, por intrusión salina, erosión de la línea de costa (Gama, 2008) por cotas de elevación entre cero y dos metros. La cota utilizada para el análisis es la de elevación a 50 cm que atendiendo a forzantes locales se ubicaría en el escenario del RCP8.5 al 2065 (IPCC, 2014) con un máximo de 0.38 cm de elevación del nivel del mar más el potencial de los forzantes locales.

Para estimar los cambios en superficie de los ecosistemas, y las pérdidas o ganancias del valor de los servicios ecosistémicos ante este escenario se comparó de la línea base (valor económico total actual) con el escenario mencionado de cambio climático, que se describe a continuación.

Escenarios de cambio climático

Para generar el modelaje de los impactos en la costa por cotas de elevación, se conjunto información de tasas de erosión y acumulación, de subsidencia y datos de potenciales elevaciones del nivel del mar sobre cartografía digital con información de altitud y uso del suelo y vegetación, en una base de datos cartográfica que se maneja con los softwares IDRISI TerrSet y ArcMap 10.0.

El mapa de altitud o modelo digital de terreno se construyó con imágenes Lidar para encontrar las cotas de 0.5, 1.0, 1.5 y 2.0 metros de altitud y generar potenciales escenarios al 2100 considerando estas cotas que reflejan las acciones potenciales a aplicar de mitigación contrastándolas con los escenarios propuestos por el IPCC (2014).

Con toda la información disponible se aplica el sistema de álgebra de mapas que

permite sobre una cartografía base (modelo digital de terreno combinado con el mapa de vegetación y uso de suelo), asignar valores potenciales de impacto por elevación del nivel del mar (figura 3), siendo los humedales y zonas más bajas las primeras en ser impactadas. A las zonas identificadas se les va agregando o restando valores de acuerdo a los datos:

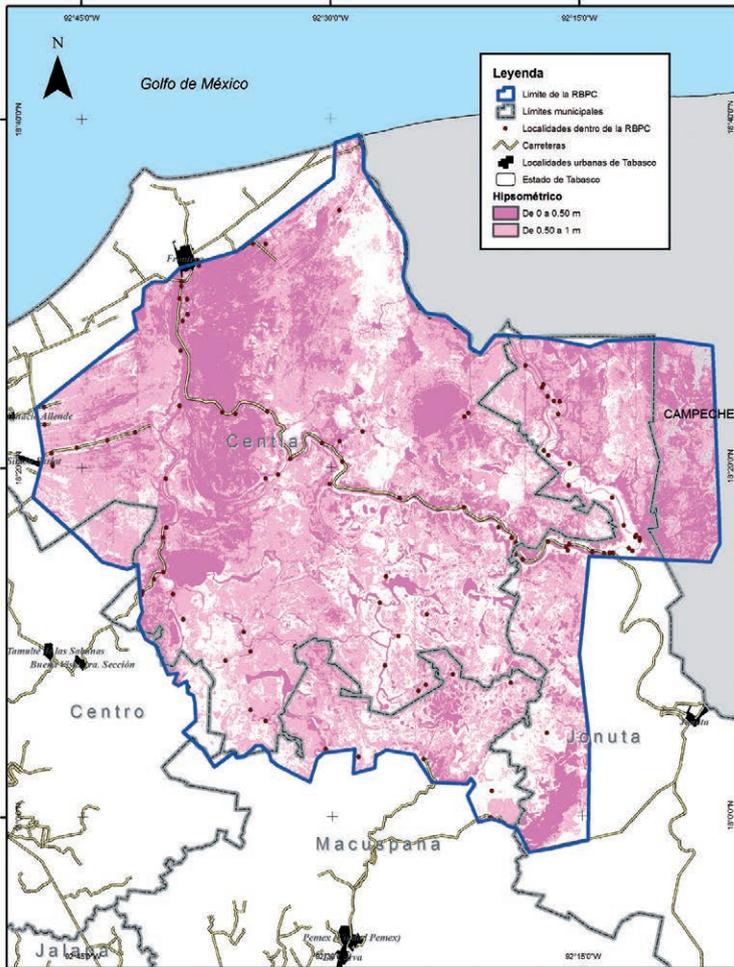


Figura 3. Áreas de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla que pueden resultar potencialmente impactadas por elevación del nivel del mar.

Impacto resultante =

-2 mm por subsidencia, +/- erosión anual X número de años – (zonas de 0.5 o 1 o 1.5 o 2 m de altitud)

En cuanto al balance de erosión y acumulación de la zona costera de Tabasco, los datos incluidos en el proceso son los generados por el grupo de Ortiz-Pérez *et al.* (1988, 1994, 1996, 1999 y 2010) así como los generados por Hernández-Santana *et al.* (2008) considerando diferentes métodos de campo y laboratorio. El método de campo consiste en registrar las características morfodinámicas de la playa y su relación con los cambios en la posición relativa de la línea de costa. Se inicia determinando un perfil de playa mediante un método topográfico de transecto perpendicular a la playa para analizar los rasgos más representativos que permitan entender e interpretar cómo y de qué manera se dan los cambios estacionales en la morfología de la playa (Posada y Buitrago, 2009). El método, consiste en el uso de dos varillas graduadas, cuya alineación y lectura tienen intersección con el horizonte y que permiten determinar las elevaciones a lo largo del perfil, o equipos topográficos como estaciones totales o el geoposicionador satelital de precisión (GPS). Para la evaluación de la erosión se aplica la Regla de Bruun para las áreas rectas de la costa, asumiendo que se conserva la forma promedio o constante en relación al nivel del mar, manteniendo la forma del perfil, la parte superior del perfil

se erosiona y la parte más baja se incrementa, trasladando el litoral hacia la tierra. Se asume que el nivel del mar no cambia la forma del perfil, sin embargo, crea un potencial para la erosión asociado a la energía que las olas realizan. Los datos usados corresponden a los generados por el grupo de Ortiz-Pérez para el estado de Tabasco con estimaciones de hundimiento medio de dos milímetros al año que son los valores esperados para las cuencas donde hay actividades de extracción petrolera (Törnqvist *et al.*, 2008). Se utilizó el modelo digital de terreno para evaluar la subsidencia por interferometría, que consiste en combinar la luz proveniente de diferentes receptores, telescopios o antenas de radio para obtener una imagen de mayor resolución. Con este método la capa de elevación puede ser removida para intervalos pequeños (Gabriel *et al.*, 1989)

Debido a lo complejo que es determinar los posibles escenarios de forma local por las variaciones que se presentan regionalmente se revisaron otros escenarios generados por participantes del grupo de especialistas del IPCC para la definición de las cotas que pudieran usarse para contrastar con los datos de servicios ecosistémicos (0-0.5/0.5-1), los cuales de alguna forma cubren las posibilidades de estos estudios. Este mapa hipsométrico fue utilizado para ser intersectado con la cartografía resultante del análisis de servicios ecosistémicos para identificar las zonas que potencialmente podrían ser afectadas por esta elevación del nivel del mar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cambios en la superficie de coberturas de tipos de vegetación y uso del suelo

De acuerdo al modelo de los impactos en la costa por cotas de elevación (estudio hipsométrico), el 30.91% de la superficie total del estado tiene una elevación menor a los 2 metros; el 11.53% se encuentra en el intervalo de altitud de 0 a 0.5 m, y 10.17% de 0.5 a 1.0 m (Moguel *et al.*, 2016). La superficie del presente estudio que se encuentra por debajo de 1.0 m es de 167931 ha. Los cambios en las superficies de los tipos de vegetación y uso del suelo en la RBPC, municipio de Centla, como consecuencia de la elevación del nivel medio del mar se muestran en la tabla 4.

Con respecto a las 200 572.41 ha de la línea base, en el escenario de aumento del nivel del mar 0 - 0.5 m, una superficie de 77 587.49 ha (38.68%) estaría en riesgo; mientras que un aumento de 0.5 a 1.0 afectaría además a 89 803.84 ha (44.77%); el

resto, 33 181.08 ha (16.54%) corresponde a la superficie por arriba del nivel de un metro. Si el nivel del mar aumenta hasta en 0.5 m el ecosistema que se encuentra en mayor riesgo es la vegetación acuática, pues el 56% de su distribución se localiza dentro de esta cota; mientras que el 76% de la superficie total está a menos de 1 metro. Disminuyendo su cobertura en 67.18% y 84.75% en caso de un incremento de 0 a 0.50 y de 0.50 a 1.0 respectivamente.

Si el nivel de mar aumenta hasta en 0.5 m el manglar es uno de los ecosistemas que verá afectada su superficie de distribución, pues ésta disminuirá en 66.97 % (4 094 ha con respecto a la línea base); mientras que, para la segunda cota, la disminución es del 67.67% (6 071.60 ha con respecto a la línea base). En el caso del manglar, sin embargo, es importante tener en cuenta que este cambio, puede implicar el desplazamiento o reubicación del manglar hacia zonas con las condiciones de salinidad adecuada.

Tabla 4. Superficie de cobertura (ha) de ecosistemas y agrosistemas en la RBPC en el municipio de Centla, por intervalos de altitud de 0.5 m.

Cobertura	Línea base	0 - 0.5	0.5 - 1.0	> 1.0
Acahual	9 988.69	5 744.98	3 486.50	757.21
Cuerpo de agua	13 733.53	12 418.76	964.04	350.72
Cultivo de coco	43.42	3.58	15.43	24.41
Manglar	6 114.52	2 019.81	2 117.83	1 976.89
Matorral	21 191.41	6 316.58	8 311.73	6 563.11
Pastizal	13 701.22	7 015.52	4 970.31	1 715.39
Pucté (asociado a manglar)	3 227.08	560.18	1 095.28	1 571.61
Selva mediana perennifolia	5.74	3.01	2.74	9.35
Selva baja inundable	52.85	15.62	27.88	0.00
Vegetación hidrófila	132 513.95	43 489.44	6 8812.11	20 212.39
Total	200 572.41	77 587.49	89 803.84	33 181.08

Valor económico de los servicios ecosistémicos

La Convención de Ramsar reconoce desde hace mucho tiempo la importancia de la valoración económica de los humedales como ayuda para su gestión y toma de decisiones bien informadas, en 1996 la Conferencia de las Partes Contratantes de Ramsar incluyeron en el primer Plan Estratégico de la Convención, un objetivo operativo relativo a la valoración económica, los beneficios y funciones de los humedales (Ramsar CONANP). En el presente estudio el valor económico total de los servicios de los ecosistemas estimados para Centla fue de 544.8042 millones de dólares americanos (USD). En la línea base, la vegetación hidrófila concentró el 62.07% del valor total, seguido del cuerpo de agua (16.6%) y el matorral (10.8%) (tabla 6). El ecosistema con el valor económico más alto fue la vegetación hidrófila, con \$2549.6 por hectárea. Hubo tres servicios (abastecimiento de agua, regulación de contingencia y manejo del agua) que concentraron más del 87% del valor total de RBPC.

Los ecosistemas con menor valor económico fueron los que presentan las superficies de menor tamaño con respecto al total del municipio (*i.e.* acahual, selva alta pe-rennifolia y selva baja inundable).

Los tipos de servicios ecosistémicos con el mayor valor económico considerando la línea base fueron: suministro de agua (19.3% del total), regulación de contingencias (18.5%), regulación del flujo de agua (14.4%) y refugio (11.7%). Adicionalmente, los servicios culturales tienen un potencial de desarrollo estimado en 13.6% del valor total de los servicios ecosistémicos. Estos resultados están muy relacionados con el tipo de ecosistema dominante en superficie.

Estas cifras permiten comprender la verdadera importancia de nuestros recursos naturales y el papel de las áreas protegidas.

Escenarios de cambio climático

A pesar de que se esperan impactos en los ecosistemas asociados a la temperatura y precipitación, estos son difíciles de evaluar por ecosistema ya que cada especie tendrá una capacidad de adaptación independiente, se espera que mientras algunas estén en riesgo e incluso pudieran ponerlas en peligro de extinción localmente, otras podrían formar nuevos ensambles de especies con las que tengan mayor tolerancia a estos cambios y los ensambles en estos ecosistemas variarán sus capacidades para prestar los servicios ecosistémicos que se han identificado. En cuanto a la temperatura, el incremento podría ir de 1.5 a 4°C dependiendo de las capacidades de mitigación que tengan los países en los próximos años (PEACCT, 2011). En cuanto a la precipitación se espera que esta disminuya alrededor de 200 mm al año; sin embargo, al ser esta región parte baja de una gran cuenca, depende no solo de las lluvias locales, sino de los escurrimientos y aportes que se tengan a través de los afluentes que llegan a ella, por lo que para determinar la cantidad de agua que pudiera recibir en el futuro se debe analizar la cuenca completa donde se presentan tanto escenarios de incremento como de decremento de la cantidad de precipitación que se reciba.

Por otro lado, debido al proceso de erosión costera fuerte en la región que se ha visto acelerada asociada a diferentes factores entre los que se considera la elevación media del nivel del mar, se observa un comportamiento que se refleja en los comparativos realizados por Jevrejeva *et al.*, (2014), de varios estudios junto con el generado

Tabla 5. Valor económico promedio de los servicios ecosistémicos por unidad de superficie según tipo de ecosistema (USD ha⁻¹ año⁻¹).

ECOSISTEMAS	Intervalo de altitud a 0,5 m	Regulación de gases	Regulación del clima	Regulación de contingencias	Regulación del flujo agua	Tratamiento de agua	Retención de sedimentos y suelo	Formación de suelo	Ciclo de nutrientes	Polinización	Control Biológico	Habitat	Suministro de agua	Producción de alimentos	Materias primas	Recursos genéticos	Servicios culturales	SE Ecosistema	
Actual	0 - 0,5	0,64057	0,01436	0,01723	0,24991	0,70376	0,02872	2,64844	0,14362	0,13213	0,02298	0,12237	0,90483	0,11777	0,32746	6,07417			
Cuerpo de agua	0 - 0,5		67,62015	8,23848															81,86447
Cultivo de coco	0 - 0,5																		0,00182
Manglar	0 - 0,5	6,87139	10,74450						0,05050	0,04646	0,57767	0,90327	0,32215	1,45281	2,65807	12,41980			17,57904
Maroñal	0 - 0,5								0,17359	0,16136	0,20345	0,91202	0,00448	0,13220	2,14044				2,14044
Pastizal	0 - 0,5	0,04911	0,00070	0,02105	0,00702	0,61035													0,85932
Puacé (asociado a manglar)	0 - 0,5	0,09747	0,00840	0,01064	0,14621														0,03099
Selva baja inmadable	0 - 0,5	0,00348	0,00008	0,00009	0,00136	0,00383	0,00016	0,01440	0,00006	0,00554	0,00012	0,00178	0,00092	0,00064	0,00178	0,00069	0,001193		
Selva mediana perennifolia	0 - 0,5	0,00134	0,00003	0,00004	0,00052	0,00147	0,00006	0,00554											0,01193
Selva mediana perennifolia	0 - 0,5	11,52470	14,52547	1,30468	13,13381														15,63880
Vegetación hidrófila	0 - 0,5																		110,88068
Actual	0,5 - 1,0	0,38874	0,00872	0,01046	0,15166	0,42710	0,01743	1,60728	0,08716	0,08019	0,01395	0,07426	0,54912	0,07147	0,19873	3,68628			
Cuerpo de agua	0,5 - 1,0																		6,35497
Cultivo de coco	0,5 - 1,0																		0,00786
Manglar	0,5 - 1,0	7,20485																	13,02252
Maroñal	0,5 - 1,0	14,13825																	23,13154
Pastizal	0,5 - 1,0	0,00050	0,01491	0,00497	0,43242														1,51644
Puacé	0,5 - 1,0	0,19058	0,01643	0,02081	0,28587														1,68016
Selva baja inmadable	0,5 - 1,0	0,00622	0,00014	0,00017	0,00243	0,00683	0,00028	0,02570	0,00022	0,00022	0,00022	0,00022	0,00022	0,00022	0,00022	0,00022	0,00022	0,00022	0,05531
Selva mediana perennifolia	0,5 - 1,0	0,00122	0,00003	0,00003	0,00048	0,00134	0,00005	0,00505											0,01086
Vegetación hidrófila	0,5 - 1,0	18,23521	22,98325	2,06436	20,78126														175,44336
Total general		30,13186	1,04277	76,51589	76,33885	43,66505	2,18710	0,04671	4,30641	0,63387	0,58316	53,05402	89,38730	11,02482	8,21227	0,19150	59,45539		456,77197

Tabla 6. Valoración económica total de la línea base (en millones de dólares americanos) y en escenario aumento en el nivel del mar de 0 a 0.5 m y de 0.5 a 1.0 m en la RBPC municipio de Centla.

Cobertura	Línea base	Valor por aumento en el nivel del mar (m)			% de cambio (perdida)	
		0 - 0.5	0.5 - 1.0	> 1.0	0 - 0.5	0.5 - 1.0
Acahual	10.5610	6.0742	3.6863	0.8006	42.48	92.42
Cuerpo de agua	90.5314	81.8645	6.3550	2.3120	9.57	97.45
Cultivo de coco	0.0221	0.0018	0.0079	0.0124	91.86	43.89
Manglar	37.5982	12.4198	13.0225	12.1559	66.97	67.67
Matorral	58.9757	17.5790	23.1315	18.2651	70.19	69.03
Pastizal	4.1802	2.1404	1.5164	0.5234	48.80	87.48
Pucté	4.9503	0.8593	1.6802	2.4109	82.64	51.30
Selva mediana perennifolia	0.0228	0.0119	0.0109	0.0185	47.81	100.00
Selva baja inundable	0.1048	0.0310	0.0553		70.42	82.35
Vegetación hidrófila	337.8576	110.8807	175.4434	51.5335	67.18	84.75
Total	544.8042	231.8627	224.9093	88.0323	57.44	83.84

por el IPCC en su quinto informe donde se presentan otros potenciales escenarios generados por diferentes grupos de científicos en el mundo. En estas estimaciones se señala que el peor escenario posible para fin de siglo es que el mar se eleve 1.80 m y es muy improbable de acuerdo a los análisis realizados por Jevrejeva *et al.*, (2014). Sin embargo, a pesar de que la elevación media del mar pudiera no ser tanta, si a esta se suman las variables locales, los impactos podrían ser semejantes a una elevación mayor a la esperada. Estos datos son vitales para la planeación ya que permiten establecer una línea máxima de posible afectación que tiene poca certidumbre de suceder, que comparada con lo planteado en el quinto informe (1.24 m) por Houghton *et al.*, (1990 y 1996) presenta una diferencia de 56 centímetros. Estos escenarios nos dan una visión diferente de la vulnerabilidad al integrar datos de erosión, potencial para inundaciones, subsidencia y la pérdida de humedales costeros.

Los datos cartografiados de los servicios ecosistémicos fueron cruzados con la cartografía de escenario de elevación del nivel del mar (figuras 3 a 9), para identificar los servicios que se verían afectados por este cambio, se aprecia que los servicios de suministro de agua (figura 7), regulación de contingencias (figura 8) y refugio (figura 9), se verán modificados disminuyendo en la mayor parte de los casos.

Por ejemplo, el valor total de los servicios ecosistémicos de vegetación hidrófila estimado por aumento de hasta 0.5m es de 110.88068 millones de dólares, y de hasta 286.324043 si sube hasta 1.0 metros. Este ecosistema será el que más verá afectada la provisión de los servicios ecosistémicos como suministro de agua, habitat, tratamiento de agua, servicios culturales, regulación de contingencias, regulación de gases (tabla 5). Mientras que para el matorral y el manglar el servicio será regulación de contingencias.

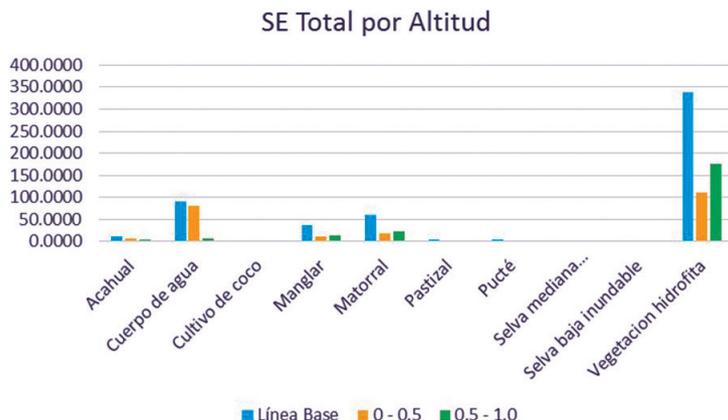


Figura 4. Cambios en superficie de ecosistemas y agrosistemas (ha) en la RBPC en el municipio de Centla, por incremento del nivel del mar (en intervalos de altitud de 0.5 m).

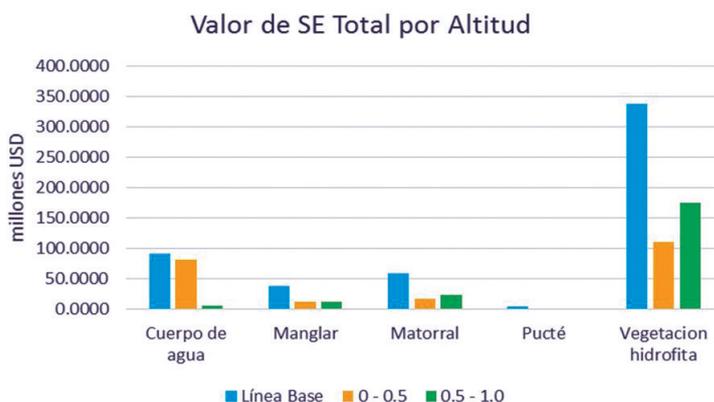


Figura 5. Cambio en superficie de cinco ecosistemas (ha) en la RBPC en el municipio de Centla, por incremento del nivel del mar (en intervalos de altitud de 0.5 m).

Debido a la importancia de los humedales costeros como una barrera de defensa en esta región, el análisis de los servicios ecosistémicos que estos prestan en relación a la elevación media del nivel del mar, como es el caso del manglar podría tener diferentes respuestas, por un lado se espera la posibilidad de que cambie su distribución a medida que el nivel del mar aumenta, incrementando tierra adentro por la salinización

a lo largo de algunas riberas o zonas bajas y perdiéndola en la línea de costa, lo que sin duda cambiará los valores económicos de los servicios ecosistémicos que ofrece actualmente la RBPC. Se debe considerar, además, que de acuerdo a los escenarios de vulnerabilidad por los impactos del ámbito climático, los humedales costeros son de los ecosistemas más vulnerables. Esta situación se vio reflejada en la Evaluación

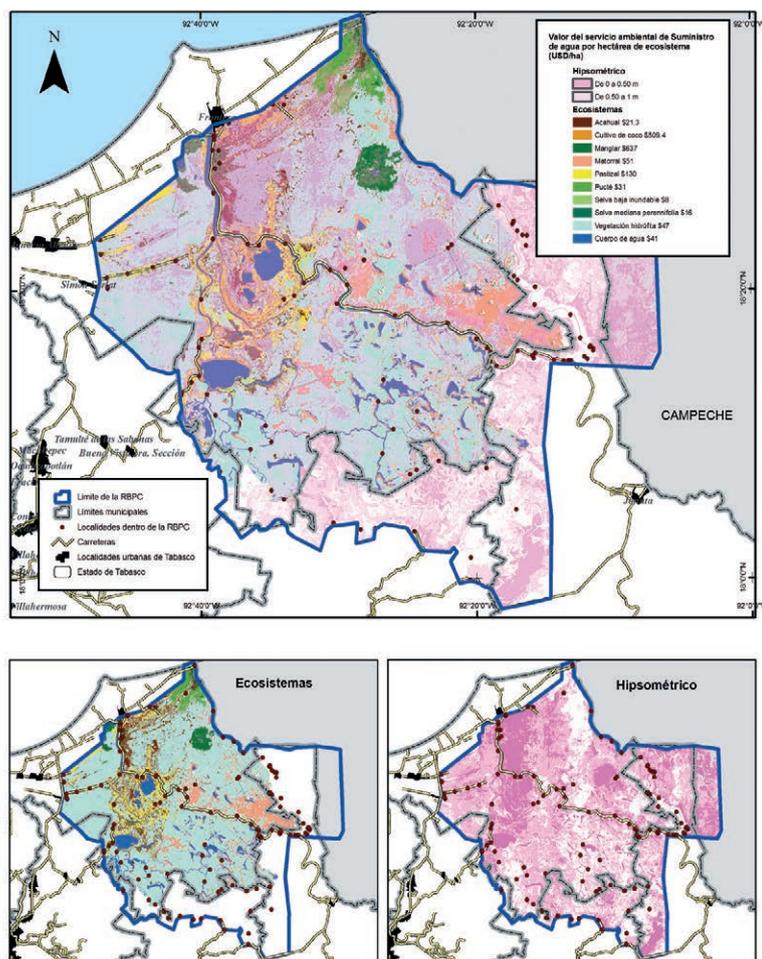


Figura 6. Riesgo por elevación media del nivel del mar de 0 a 0.5 m y de 0.5 a 1.0 m en la RBPC del servicio ecosistémico de producción de alimentos.

de los Ecosistemas del Milenio de 2005, la cual concluyó que “la degradación y desaparición de humedales (tanto continentales como costeros) es más rápida que la experimentada por otros ecosistemas”, sin embargo, en esta región podría solo variar su distribución.

Con base en el modelado de hipsometría para Tabasco (Moguel *et al.*, 2016), que considera el aumento en el incremento del nivel medio del mar, se observó una dis-

minución de 312.942 millones de dólares del valor total con respecto a la línea base para el aumento de 0-0.5 m, (el 57.44%) y de 456.77 millones de dólares para el caso de un incremento de hasta 1.0m (83.83%; tabla 6).

Estos cambios implican que algunos de los servicios de los ecosistemas actualmente valorados reducirán la oferta o quedarán indisponibles.

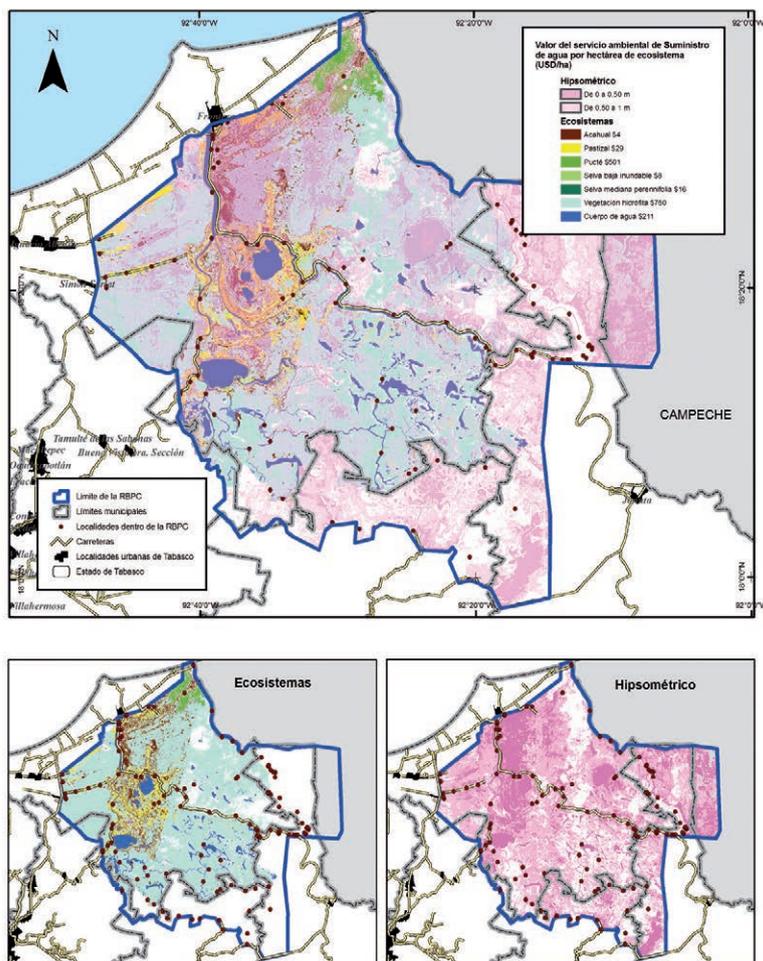


Figura 7. Riesgo por elevación media del nivel del mar de 0 a 0.5 m y de 0.5 a 1.0 m en la RBPC del servicio ecosistémico de suministro de agua.

La vegetación hidrófila pierde el 67.18 y 84.75% de su valor económico total con respecto a la línea base, con un incremento en el nivel del mar de hasta 0.5m y de hasta 1.0m respectivamente. Para el ecosistema cuerpo de agua se verá afectada en un 90% por incremento de hasta 0.5m, en la que sus condiciones serán diferentes por el cambio en la salinidad, y en los nuevos servicios que potencialmente pueda prestar. Los ecosistemas de manglar, matorral, pucté (asociado a manglar) y vegetación hidró-

fila, verán afectado el valor de sus servicios ecosistémicos en un 71.67 % en promedio.

Mantener y recuperar las funciones de los ecosistemas de humedal aumentarán la resiliencia de los territorios ante el cambio climático. Por ello, el valor económico de los servicios de los ecosistemas es una herramienta complementaria en el diseño de planes de conservación y aprovechamiento de los ecosistemas, pues permite a los tomadores de decisiones apreciar el activo y pérdidas de un área natural protegida,

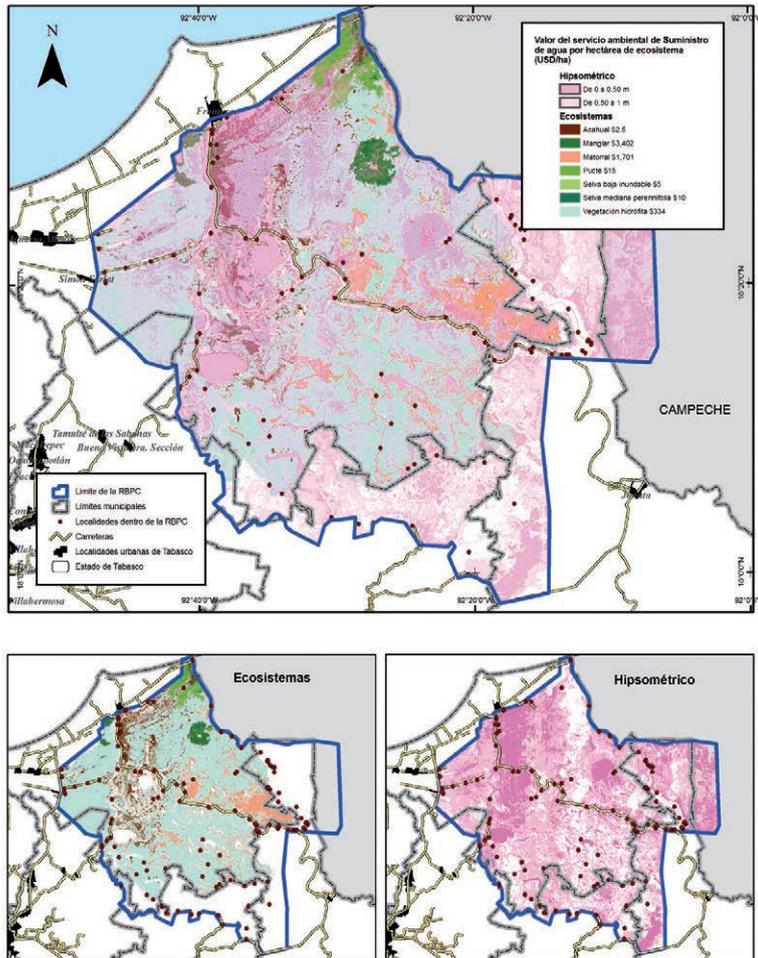


Figura 8. Riesgo por elevación media del nivel del mar de 0 a 0.5 m y de 0.5 a 1.0 m en la RBPC del servicio ecosistémico de regulación de contingencias.

y planificar estrategias que den prioridad a los impactos sobre los servicios de los ecosistemas causada por cambio climático (Mata-Zayas *et al.*, 2013). En particular para Tabasco, el efecto que el cambio climático tendrá sobre los asentamientos humanos localizados en las zonas costeras es, y tiene el mismo efecto sobre los recursos naturales de dichas zonas. Por lo tanto, la combinación del cambio climático y las presiones por actividades humanas crearán efectos multiplicadores, tanto de forma di-

recta como indirecta, que impactarán en los bienes y servicios provistos por los ecosistemas, así como en la biodiversidad que albergan, por ello el resguardo de estos servicios ecosistémicos es una responsabilidad que corresponde tanto a la población, las empresas y el gobierno.

Los efectos biogeofísicos tendrán además impactos socioeconómicos directos e indirectos sobre los asentamientos humanos, la agricultura, el suministro y la calidad de agua dulce, el turismo, las pesquerías, los

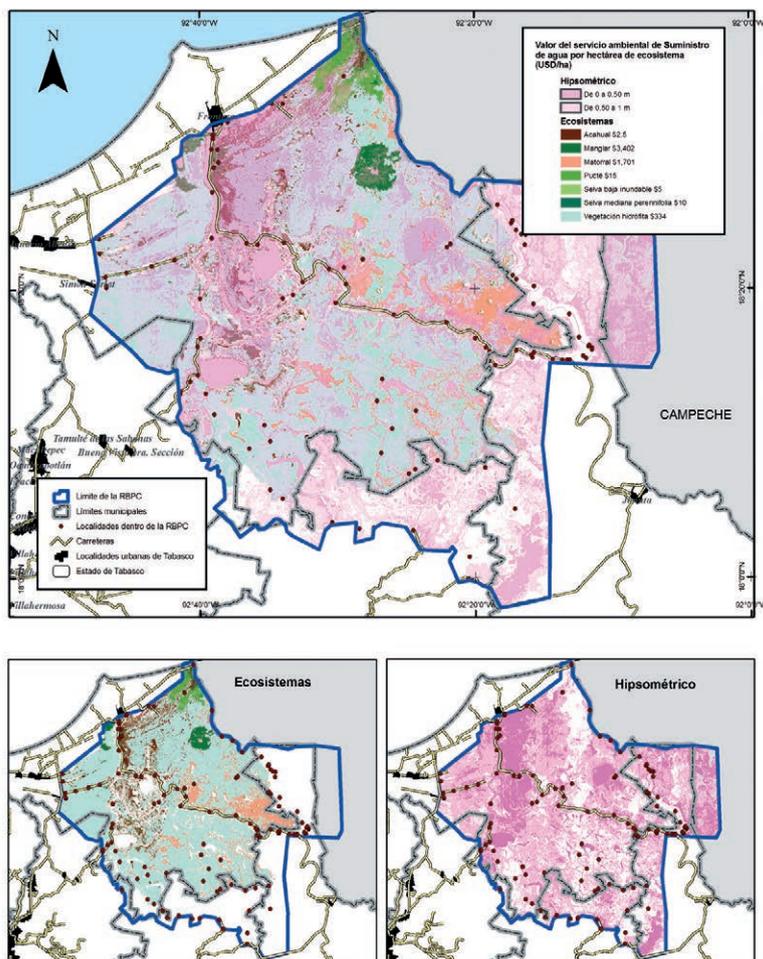


Figura 9. Riesgo por elevación media del nivel del mar de 0 a 0.5 m y de 0.5 a 1.0 m en la RBPC del servicio ecosistémico de refugio.

servicios financieros y la salud humana en las zonas costeras (McLean *et al.*, 2001; Nicholls y Small, 2002). La población residente de zonas costeras (a niveles actuales o proyectados) podría verse afectada por un aumento de la inundación o tener la necesidad de mudarse a causa de las frecuentes inundaciones, los desbordes o la pérdida de tierra por erosión. Todos estos efectos podrían impactar en la cantidad y calidad de los bienes y servicios ecosistémicos, además

de aquellos que son comercializados tales como la tierra, la infraestructura y la productividad agrícola e industrial.

Aunque los humedales juegan un papel de suma importancia para la conservación y regulación de los ciclos hidrológicos locales, las múltiples presiones y acciones que los degradan, en las actuales condiciones de cambio climático, favorecen la posibilidad de cambios abruptos en estos ecosistemas, ocasionando que pierdan el servicio de re-

gulación de los riesgos naturales: pérdida de amortiguadores naturales (humedales, manglares).

Las evaluaciones de la vulnerabilidad de los servicios ambientales a los impactos del cambio climático deben poder distinguir entre vulnerabilidad natural del sistema y vulnerabilidad socioeconómica del sistema, aunque claramente ambos están relacionados y son interdependientes. (Smith *et al.*, 2001). Un análisis apropiado de vulnerabilidad socioeconómica a la elevación del nivel del mar, sin embargo, requiere de una comprensión previa de cómo el sistema natural será afectado. Partiendo de esta base, el análisis de vulnerabilidad costera comienza con la respuesta del sistema natural (y sus servicios ecosistémicos).

En México, la pérdida promedio anual de humedales es de aproximadamente 2.5%, más de 650 mil ha, y se ubica entre las cinco naciones del continente de mayor devastación de esas áreas debido a la utilización de los hábitats para la construcción de obras turísticas y al crecimiento de extensiones dedicadas actividades de ganadería, y acuicultura. Por lo tanto, ante los escenarios de cambio climático resulta especialmente importante su conservación y manejo sostenible. Para el estado de Tabasco los estudios de vulnerabilidad y las predicciones hechas en cuanto a amenazas por calentamiento global (PEACCT, 2011), muestran que las principales amenazas están relacionadas el incremento en la temperatura en 1 a 2 grados en los próximos 30

años, así como por inundaciones causadas por tormentas y huracanes. Aunado a ello, las costas de Tabasco son susceptibles a ser inundadas por una elevación del nivel del mar o afectadas por lluvias torrenciales al ser zonas bajas (por ejemplo, en zonas de Centla a menos de un metro sobre el nivel del mar). 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 conforma el principal impacto del cambio climático a los humedales de la zona costera en el golfo de México (Day *et al.*, 2008 y 2009).

Ante estos escenarios, la adaptación planificada, ayudará a la reducción de la vulnerabilidad de un sistema mediante la minimización del riesgo o la maximización de la capacidad de adaptación. Entre los objetivos de la adaptación proactiva pertinentes para zonas costeras se encuentra el aumento de la adaptabilidad de los ecosistemas vulnerables (como los humedales costeros). Los ecosistemas se pueden hacer más adaptables mediante la reducción de las presiones que enfrentan actualmente a través de la conservación y el manejo sustentable. Otras acciones pueden ayudar a reducir vulnerabilidad están relacionadas con informar a la población sobre los riesgos del cambio climático y cómo reducirlos o reaccionar ante ellos.

CONSIDERACIONES FINALES

Los servicios de los ecosistemas actualmente valorados reducirán la oferta no estarán

más disponibles, sin embargo habrá que considerar que en algunas zonas, estos solo

cambiaran de posibilidades dependiendo de los cambios que ocurran. El valor económico de los servicios de los ecosistemas permite a los tomadores de decisiones apreciar las transformaciones en una ANP, así como planificar estrategias diferentes, dando prioridad a los impactos sobre los

servicios de los ecosistemas causadas por el cambio climático. El cambio climático representa una de las mayores amenazas para la estabilidad de los ecosistemas, y por ende, para los servicios ecosistémicos que éstos proveen a la sociedad.

LITERATURA CITADA

- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), 2010. Estrategia de Cambio Climático para Áreas Protegidas. 2da Ed. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Day, J. W., R. Christian, D. Boesch, A. Yáñez-Arancibia, J. 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, J. H. Cowan, R. H. Day, R. R. Twilley, y J. R. Rybczyk, 2009. 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 Ecosystem-based Management*. Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies. Texas A&M University Press, College Station, TX.
- Duarte, Carlos M., I. J. Losada, I. E. Hendriks, I. Mazarrasa, y N. Marbà, 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 3: 961-968.
- Estrada, P. M., 2001. Cambio climático global: causas y consecuencias. *Revista de información y análisis*, 16: 7-17.
- Gabriel, A. K., R.M. Goldstein, y H.A. Zebker, 1989. Mapping small elevation changes over large areas: Differential radar interferometry. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 94: 9183-9191.
- Gama L., A. Galindo-Alcántara, C. Rullán Silva, y A. Morales Hernández, 2005. La modificación del paisaje como indicador ecológico en Tabasco. Semana de Investigación y Video Científico. División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, UJAT.
- Gama, L., L. Giddings, M. Soto-Esparza, A. Galindo-Alcántara, A. Morales Hernández, y C. Zequeira Larios, 2006. Cartografía temática en función del desarrollo sustentable y la conservación de la biodiversidad. *Kuxulkab'*, XI (22): 56-62.
- Gama, L., 2008. Evaluación de la vulnerabilidad de los estados del sureste de México ante lluvias extremas debidas a la variabilidad y el cambio climático: Tabasco, estudio de caso. Informe Final. http://www.inecc.gob.mx/descargas/cclimatico/INE_A1-052-2008.pdf
- Grinsted, A., J. C. Moore, y S. Jevrejeva, 2009. Reconstructing sea level from paleo and projected temperatures 200 to 2100 AD. *Climate Dynamics*, 1-10.
- Hernández, A. H., 2007. Calentamiento global y zonas costeras: peligrosa combinación. *Ecofronteras*. 31: 10-13.
- Hernández-Santana, J.R., M.A. Ortiz-Pérez, A.P. Méndez-Linares, y L. Gama-Campillo, 2008. Morfodinámica de la línea de costa del estado de Tabasco, México: tendencias desde la segunda mitad del siglo XX

- hasta el presente. *UNAM. Boletín del Instituto de Geografía*, 65:7-21.
- Horton B. P., S. Rahmstorf, S. E. Engelhart, y A. C. Kemp, 2014. Expert assessment of sea-level rise by AD 2100 and AD 2300. *Quaternary Science Reviews*, 84: 1-6.
- Houghton J.T., G.J. Jenkins, y J.J. Ephraums (eds.), 1990. *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment* (Cambridge: Cambridge University Press).
- Houghton J.T., L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg, y K. Maskell (eds). 1996. *Climate Change 1995: The Science of Climate Change* (Cambridge: Cambridge University Press).
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC-SEMARNAT), 2012. *Adaptación al cambio climático en México: visión, elementos y criterios para la toma de decisiones*.
- IPCC, 2001: *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Houghton, J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguera, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, y C.A. Johnson (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 881p.
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability Working Group II Contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report* 22 p.
- IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Jevrejeva S., J. C. Moore, y A. Grinsted, 2010. How will sea level respond to changes in natural and anthropogenic forcings by 2100? *Geophysical research letters*, 37: 5.
- Jevrejeva S., A. Grinsted, y J.C. Moore, 2014. Upper limit for sea level projections by 2100. *Environmental Research Letters*. 9: 104008.
- Koch, E. W., E. B. Barbier, B. R. Silliman, D. J. Reed, G. M. Perillo, S. D. Hacker, E. F. Granek, J. H. Primavera, N. Muthiga, S. Polasky, S., B. S. Halpern, C. J. Kennedy, C. V. Kappel, y E. Wolanski. 2009. Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 29-37.
- Landgrave, R., y P. Moreno-Casasola, 2012. Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. *Investigación ambiental*, 4(1): 19-35.
- McLean, I. S., L. Prato, S. Kim, M. K. Wilcox, J. D. Kirkpatrick, y A. Burgasser, 2001. Near-Infrared Spectroscopy of Brown Dwarfs: Methane and the Transition between the L and T Spectral Types. *The Astrophysical Journal Letters*, 561:L115-L118.
- Mata-Zayas, E.E., C.J. Vázquez-Navarrete, L. Gama, H. Díaz-López, E.J. Moguel-Ordoñez, C.J. Pacheco-Figueroa, y D.J. Valdez-Leal, 2013. Evaluación técnica e institucional del Programa Estatal de Acción ante el Cambio Climático del Estado de Tabasco (PEACC). Piloto de adaptación: Programa de conservación de humedales mediante el enfoque ecosistémico. Banco Interamericano de Desarrollo. Informe Técnico, 300 p.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Moguel Ordoñez, E.J., H. Díaz López, R. Collado Torres, J.M. Figueroa Maheng, M.A. Ortiz Pérez, C. Zequeira Larios, C. Pacheco Figueroa, J. de Dios Valdéz Leal, M.E. Macías Valadez, E. Mata Zayas. E. José Gordillo Chávez, y R. del C. Luna Ruíz, 2016. Estudios para identificar las zonas de impacto ante la elevación del nivel del mar, la erosión y subsidencia en el estado de Tabasco y sus escenarios en el tiempo.

- Informe técnico proyecto SERNAPAM-Gobierno del Estado de Tabasco.
- Mooney, H., A. Larigauderie, M. Cesario, T. Elmquist, O. Hoegh-Guldberg, S. Lavelle, G. M. Mace, M. Palmer, R. Scholes, y T. Yahara, 2009. Biodiversity, climate change, and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1: 46-54.
- Moran-Zenteno, D.J., 1984. Geología de la República Mexicana. Ed. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 88 p.
- Moreno-Casasola, P., 2008. Los humedales en México: tendencias y oportunidades. *Cuadernos de Biodiversidad*, 28: 10-18.
- Nicholls, R. J., y C. Small, 2002. Improved Estimates of Coastal Population and Exposure to Hazards Released. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 83(28): 301-305.
- Ortiz-Perez, M.A., 1988. Evidencias de cambio geomorfológicos del sistema litoral mediante el análisis de imágenes aéreas. Memorias, Ecología y Conservación del delta de los ríos Usumacinta y Grijalva. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. Gobierno del Estado de Tabasco. pp. 43-54.
- Ortiz-Pérez M. A. 1994. Repercusiones del ascenso del nivel del mar en el litoral el Golfo de México: un enfoque geográfico de los problemas del cambio global. México ante el Cambio Climático, Memorias del Primer Taller de Estudio de País: México, Cuernavaca, Morelos. pp. 191-197.
- Ortiz-Pérez M. A. y J. Benítez. 1996. Elementos teóricas para el entendimiento de los Problemas de impacto ambiental en planicies deltaicas: la región de Tabasco y Campeche. p. 483-503. En: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J. Benítez y D. Zarate-Lomelí (eds). Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias, EPOMEX. Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. 666 p.
- Ortiz-Pérez, M. A., y A. 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, Boletín* 39: 68-81 pp.
- Ortiz-Pérez M.A., J.R. Hernández-Santana, J.M. Figueroa MahEng, y L. Gama Campillo. 2010. Tasas del avance transgresivo y regresivo en el frente deltaico tabasqueño: en el periodo comprendido del año 1995 al 2008, p. 305-324. En: A.V. Botello, S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez, y J. L. Rojas Galaviz (ed.). Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático. SEMARNAT-INE, UNAM-ICMYL, Universidad Autónoma de Campeche. 514 p.
- Pachauri, R. K., L. Meyer, G. K. Plattner, y T. Stocker, 2015. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC.
- Parthasarathy, A., y U. Natesan, 2015. Coastal vulnerability assessment: a case study on erosion and coastal change along Tuticorin, Gulf of Mannar. *Springer Science*. 75:1713-1729.
- PEACCT, 2011. Programa Estatal de Acción ante el Cambio Climático del estado de Tabasco. SERNAPAM-SEMARNAT-INE. 214 pp.
- Posada, B. O., y N. Rangel-Buitrago, 2009. Metodología para el levantamiento de perfiles de playa p. 55-63. En: Alcántara-Carrión, J., I.D. Correa-Arango, F. I. Mendy, M. Alvarado-Ortega, A.H.F. Klein, A. Cabrera-Hernández y Sandoval-Barlow, R. (eds.). Métodos en Teledetección aplicada a la prevención de riesgos naturales en el litoral. Servicio de Publicaciones del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Madrid. 297 p.
- Rahmstorf H., 2007. A Semi-Empirical Approach to Projecting Future Sea-Level Rise. *Science*, 315: 368-370.

- Ruz M.H., M.H. Coral Ruíz, P.R. de Dios García, V. Hidalgo Urtecho, A.M. Flores Osorio, L. Herrera Balam, D. Maldonado Cano, P. Peniche Moreno, y J. Villagrán Paz, 2002. Paisajes Domesticados. Instituto de Investigaciones Filológicas. Centro de Estudios Mayas. UNAM, México, D.F. 348 p.
- Sherman, R.E., T.J. Fahey, y P. Martinez. 2003. Spatial patterns of biomass and above ground net primary productivity in a mangrove ecosystem in the Dominican Republic. *Ecosystems*, 6: 384-398.
- Smith, J. B., H. J. Schellnhuber, M. M. Qader Mirza, S. Fankhauser, R. Leemans, E. Lin, L. Ogallo, B. Pittock, R. Richels, C. Rosenzweig, U. Safriel, R.S.J. Tol, J. We-yant, y G. Yohe, 2001. Vulnerability to climate change and reasons for concern: a synthesis. Climate change, Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 913-967 pp.
- Tejeda-Martínez A., y L. Rodríguez-Viqueira, 2007. Estado de la investigación de los aspectos físicos del cambio climático de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 62: 31-43.
- Törnqvist T. E., D.J. Wallace, J.E.A. Storms, J. Wallinga, R.L. van Dam, M. Blaauw, M.S. Derksen, C.J.W. Klerks, C. Meijneken y E.M.A. Srijders, 2008. Mississippi Delta subsidence primarily caused by compaction of Holocene strata. *Nature Geoscience*, 1:173-176.
- Thom, B.G., 1967. Mangrove ecology and deltaic morphology: Tabasco, Mexico. *Journal of Ecology*, 55:301-343.
- Thom B.G., 1982. Mangrove ecology -a geomorphological perspective.p. 56-62 En: Clough BF, (ed.) Mangrove ecosystems in Australia: structure, function and management. Canberra, ACT, Australia: Australian National University Press.
- Twilley R. R., y V. H. Rivera-Monroy, 2005. Developing Performance Measures of Mangrove Wetlands Using Simulation Models of Hydrology, Nutrient Biogeochemistry, and Community Dynamics. *Journal of Coastal Research*, 40:79-93.
- Vázquez-Navarrete, C.J., E.E. Mata-Zayas, D.J. Palma-López, G. Márquez-Couturier, y A. López-Castañeda, 2011. Valoración Económica de los Bienes y Servicios Ambientales en Zonas con Influencia Petrolera en Tabasco. SERNAPAM, Colegio de Postgraduados, 100 pp.
- Vázquez-Navarrete, C.J., E.E. Mata-Zayas, J.A. Rincón-Ramírez, David J. Palma-López y Wendy E. Sosa-Perez. Servicios ecosistémicos y bienestar humano en la Reserva de la Biosfera de Pantanos de Centla, Tabasco, México: modelo de interacción. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. xxx p.
- Vermeer, M., y S. Rahmstorf, 2009. Global sea level linked to global temperature. *Sustainability Science*, 106 (51): 21527-21532.
- Woodroffe, C., 1992. Mangrove sediments and geomorphology. pp. 7-41. En A.I. Robertson y D.M. Alongi (eds.). Tropical mangrove ecosystem, American Geophysical Union, Washington D.C.

11

Erosión costera y cambio climático en las costas del municipio de Salina Cruz, Oaxaca

Vicente Torres Rodríguez^{1,3},
Andrea Bolongaro Crevenna Recasens¹
y Antonio Zoilo Márquez García²

¹ACADEMIA NACIONAL DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO A.C., MÉXICO

²UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA, UNIDAD IZTAPALAPA, MÉXICO

³FACULTAD DE INGENIERÍA, UNAM, MÉXICO

e-mail: vicente.torres@anide.edu.mx

RESUMEN

Se presentan resultados del análisis de la erosión costera en el municipio de Salina Cruz, Oaxaca, México, a partir del estudio del cambio en la línea de costa mediante imágenes de satélite de alta resolución (1967 a 2014), de la elevación del nivel del mar en escenarios de cambio climático y del papel de la tectónica local. Se detectó que en la zona coexisten procesos de acreción y erosión, los cuales son originados principalmente por actividades antrópicas. La creación de terrenos ganados al mar (hasta 338 metros mar adentro) obedece a las construcciones del puerto de Salina Cruz y de la refinería Ing. Antonio Dovalí Jaime, mientras que las zonas de erosión (con pérdidas de hasta 418 metros) se deben a los efectos de retención de sedimentos en la presa Benito Juárez localizada en el río Tehuantepec, que antes de la construcción de la presa alimentaban de sedimentos a las playas de la localidad. A estos impactos antropogénicos se les suma el impacto por cambio climático, ocasionando principalmente un aumento en la frecuencia e intensidad de los fenómenos

Torres Rodríguez, V., A. Bolongaro Crevenna Recasens, y A.Z. Márquez García, 2017. Erosión costera y cambio climático en las costas del municipio de Salina Cruz, Oaxaca. p. 205-226. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

hidrometeorológicos extremos y el aumento del nivel del mar, los cuales favorecen los procesos de erosión costera. En el análisis de los cambios de la línea de costa se consideró también el efecto de la confluencia de los límites tectónicos dentro del golfo de Tehuantepec que incluyen la traza de la falla de Tehuantepec, ligada al sistema Motagua-Polochic. Los resultados muestran que la playa en la bahía La Ventosa es la que reporta los valores más altos de erosión en el Pacífico en México, con una tasa de erosión de 8 m/año y una pérdida de 418 metros de playa en el periodo de 1967 a 2014. El aumento histórico del nivel medio del mar en la zona costera de Salina Cruz se reporta 1.1 mm/año, mientras que el aumento proyectado en escenarios de cambio climático para la zona del Pacífico en el hemisferio norte puede alcanzar una tasa de 3.5 mm/año.

Palabras clave: Erosión costera, cambio climático, tectónica, Salina Cruz, Tehuantepec.

ABSTRACT

This chapter presents results from coastal erosion analysis in the Salina Cruz municipality, Oaxaca, Mexico. The starting point was to study changes in the coastline, using high-resolution satellite imagery (1967-2014), in addition to increases in sea level under climate change and local tectonic scenarios. Accretion and erosion processes were detected in the area, mainly originated by anthropic activity. Land has been reclaimed from the sea (up to 338 meters out to sea) for the construction of the Salina Cruz port and Ing. Antonio Dovalí Jaime Refinery, while the eroded areas (with losses of up to 418 meters) have been caused by sediment retention at the Benito Juárez Dam on the Tehuantepec River which, prior to the construction of the dam, would deposit sediments onto local beaches. These anthropogenic impacts are compounded by that of climate change, leading mainly to an increase in the frequency and intensity of extreme hydrometeorological phenomena and a rising sea level; both favor coastal erosion processes. When analyzing changes in the coastline, the effect of the convergence of tectonic boundaries within the Gulf of Tehuantepec was also taken into account, including the the Tehuantepec Faultline, linked to the Motagua-Polochic system. Results show that the highest erosion rates on the Mexican Pacific take place at Bahía La Ventosa beach, at 8 m/year and a loss of 418 meters of beach from the years 1967 to 2014. The historic increase in mean sea level for the Salina Cruz coastal area is reported to be 1.1 mm/year, while the increase projected in scenarios of climate change for the Pacific in the northern hemisphere may reach a rate of 3.5 mm/year.

Key words: Coastal erosion, climate change, tectonics, Salina Cruz, Tehuantepec.

INTRODUCCIÓN

México, debido a sus condiciones geográficas, demográficas y socioeconómicas se encuentra en una posición de alta vulnerabilidad ante los efectos del cambio climático (SEMARNAT, 2012). Su localización entre dos océanos, su latitud y sus relieves, lo hacen estar particularmente expuesto a los fenómenos hidrometeorológicos extremos.

Entre las amenazas por cambio climático para la zona costera están la elevación del

nivel medio del mar, el aumento en la frecuencia e intensidad de los huracanes y los eventos de marea de tormenta. Todos ellos favorecen los procesos de erosión costera, provocando así una mayor vulnerabilidad del litoral.

Los procesos que gobiernan la dinámica litoral como el aporte de sedimentos, el transporte litoral y los cambios de energía causados por el oleaje y las corrientes cau-

san cambios en la geomorfología de las playas. Así, durante las diferentes temporadas climáticas, estos procesos varían en intensidad, siendo acentuados en las épocas de huracanes, que a su vez, en escenarios de cambio climático de verán incrementados en intensidad y frecuencia.

Por otra parte, a los impactos por cambio climático se le suman los impactos antropogénicos por la construcción de infraestructura tanto marina (muelles, espigones, escolleras y rompeolas) como continental (carreteras, presas, bordos, hoteles y otros), que generan modificaciones de la dinámica litoral, ocasionando así cambios en la geomorfología de las playas y favoreciendo la pérdida de ella por erosión costera. Además, la intensificación de los fenómenos hidrometeorológico en escenarios de cam-

bio climático, podrán acelerar los procesos erosivos.

El objetivo del presente estudio fue cuantificar las tasas históricas de cambio de la línea de costa y señalar los lugares críticos de erosión para contar con elementos a fin de diseñar estrategias de adaptación y gestión del riesgo ante el cambio climático en una zona estratégica para el país, por su potencial turístico y por la presencia de la refinería “Antonio Dovalí Jaime”.

La zona de interés en el presente estudio se ubica en el borde occidental del golfo de Tehuantepec, en la zona costera de municipio de Salina Cruz (Oaxaca, México), desde la bahía Conejo (al oeste) hasta la desembocadura del río Tehuantepec (al este) (figura 1). La zona se localiza tectónicamente en la zona de traslape de varios elementos tec-

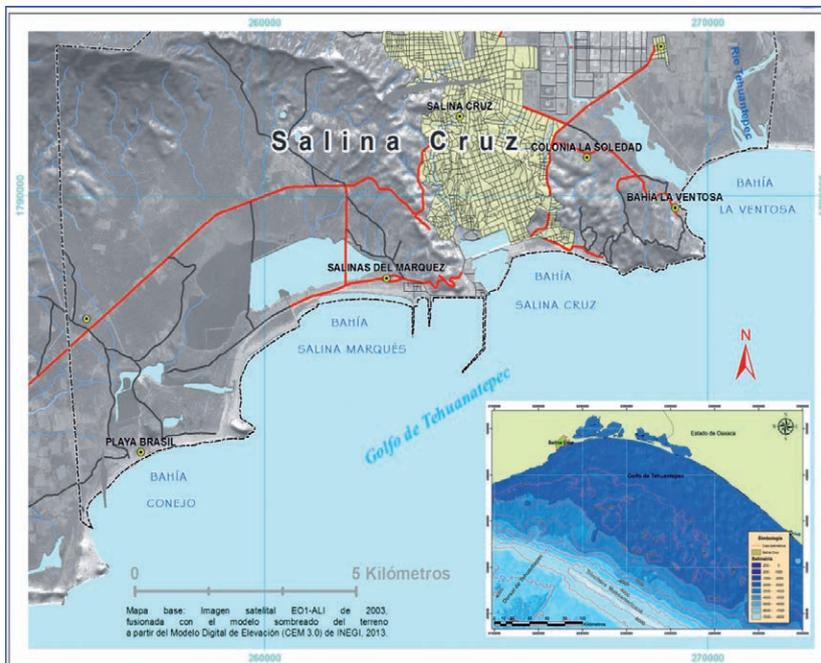


Figura 1. Ubicación de la zona costera del municipio de Salina Cruz, Oaxaca. En el contexto de la plataforma continental del golfo de Tehuantepec (Recuadro).

Nota: batimetría del recuadro procesada a partir de datos de la GEBCO (www.geoco.net, 2017).

tónicos: las trazas de fallas de la sutura del Bloque Maya con la placa de Norteamérica (Sistema Polochic-Motagua), la presencia

de la Fosa Centroamericana y la presencia de la Dorsal de Tehuantepec.

METODOLOGÍA

Desde el año 2003 la Academia Nacional de Investigación y Desarrollo A.C. (ANIDE) ha desarrollado metodología para el estudio de la dinámica costera (ANIDE 2013a, 2013b, 2015 y 2016), desde el enfoque de cambio climático. Estas metodologías han sido probadas en variados estudios de vulnerabilidad de costas, de vulnerabilidad de la infraestructura estratégica, del sector turismo, estabilidad de playas, entre otros. A continuación se detallan las partes aplicables al estudio de la erosión costera.

Los procesos de erosión y acreción (pérdida y ganancia de costa, respectivamente) pueden ser estudiados por medio de la reconstrucción histórica de las líneas de costa obtenidas de documentos cartográficos de fechas diferentes, tales como mapas, fotografías aéreas, e imágenes satelitales. El trabajo principal consiste en obtener tales documentos en formatos de papel o digital y construir un marco de referencia geográfico común para todos ellos, utilizando las herramientas del procesamiento digital de imágenes y de sistemas de información geográfica. Por marco geográfico común se entiende que todos los materiales cartográficos sean llevados a una misma proyección. Para este caso se utilizó la proyección Universal Transversa de Mercator (UTM) con el esferoide wgs84 (Sistema Geodésico Mundial) (Torres *et al.*, 2010).

Los materiales cartográficos disponibles consistieron en de imágenes satelitales de los satélites Corona (CIA), imágenes Digi-

tal Globe de los satélites Quickbird, Ikonos y Geoeye y juegos de ortofotografías del Instituto Nacional de Geografía e Informática (INEGI).

Todas las imágenes fueron georreferenciadas con respecto a las ortofotografías del INEGI (1995-1996), tomando puntos geográficos inamovibles (puntos de control GCP) en esta imagen y corrigiendo las coordenadas en las imágenes objetivos, utilizando el método imagen-imagen, con deconvolución cúbica y un error medio cuadrático ("RMS") menor de 1.0, lo que significa un error menor de un píxel. El proceso se realizó con los programas de cómputo Ermapper (Erdas®) y Envi®. La plataforma de GIS fue ArcGis9.3®.

Una vez georreferenciadas las imágenes se vectorizaron las líneas de máxima marea representadas por la zona húmeda en la playa, observable en las imágenes y fotografías disponibles. Básicamente se buscó la línea de pleamar húmeda, ya que en la mayoría de las imágenes no se conoce la hora de toma y por tanto tampoco se conoce el dato de estado de marea durante la obtención de la imagen. En la figura 2 se muestran como ejemplo, dos imágenes de la zona de estudio, la más antigua correspondiente a 1967 y la otra del año 2012. En ambas imágenes se han delineado las líneas de costa húmeda.

La estimación de la tasa de erosión se realizó mediante el método de cálculo de áreas de referencia como viene descrito en Torres



Figura 2. Imágenes de los satélites Corona (1967, arriba) y Digital Globe (2012, abajo) de la zona costera de Salina Cruz.

et al. (2010). En este método, para cada imagen de una fecha conocida se dibuja un polígono de referencia que contiene a la línea de costa húmeda y puntos conocidos fijos en el terreno continental. Cálculos

algebraicos de mapas de los polígonos y sus componentes de diferentes fechas, permiten calcular el área de erosión, la longitud de la línea de costa, y tasas de cambio de ambos.

MATERIAL DE ESTUDIO

El material fotográfico e imágenes disponibles para la zona costera del municipio de Salina Cruz consistió en imágenes de

satélite de la Misión Corona de CIA del año 1967, las cuales tiene una resolución espacial de 2.7 m; imágenes de Digital Globe

de los satélites Quickbird, Ikonos y Geoeye los años 2007, 2012 y 2014, con resoluciones espaciales desde 4.0 hasta 0.4 m; y de ortofotografías del INEGI del periodo 1995-1996 con resolución espacial de 2 m, estas últimas con apoyo de vértices geodésicos de

primer orden. Cabe mencionar que como referencia común se tomó al ortofotomosaico del INEGI ya mencionado del cual se obtuvieron las coordenadas de los puntos de control que también fueran visibles en los demás materiales cartográficos.

RESULTADOS

El estudio de las líneas de costa se realizó con dos enfoques: el primero, de carácter regional, donde se analizó toda la línea de costa como un continuo, y el segundo, considerando separadamente los procesos de erosión y de acreción. También se hace énfasis en algunos puntos críticos con altos valores de acreción o de erosión según sea al caso. Cabe mencionar que con el primer enfoque los resultados tienden a suavizar los fenómenos de erosión/acreción, ya que por la propia dinámica costera, las costas tienden a alcanzar el equilibrio, y que el material erosionado en un sitio, regularmente es depositado en la colindancia del mismo.

Es pertinente aclarar que en la zona existen grandes cambios en la conformación de la línea de costa por la construcción del puerto de Salina Cruz y por las instalaciones de la refinería Ing. Antonio Dovalí Jaime.

Línea de costa: enfoque regional

En el municipio de Salina Cruz dominan los procesos de acreción en la zona oeste, y los de erosión en la zona este. En otras palabras, al oeste dominan procesos constructivos de costa mientras que hacia el este dominan los procesos destructivos. En la figura 3 podrán observarse grandes extensiones de avance de la línea de costa ganando

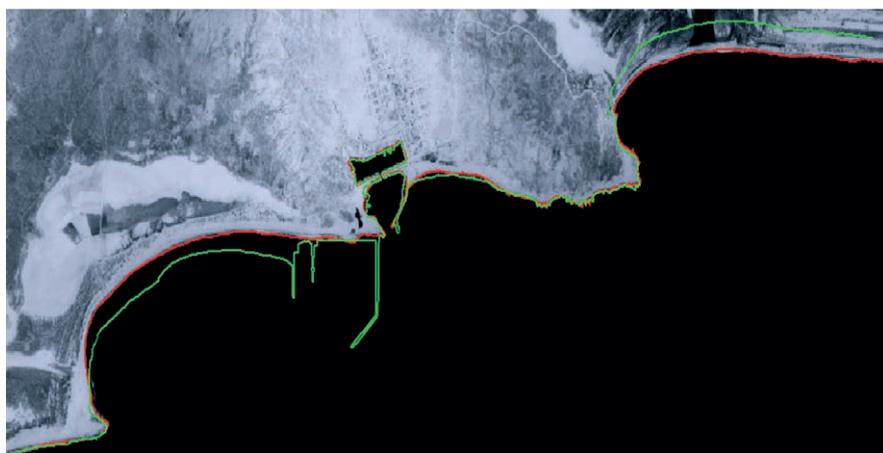


Figura 3. Comparación de las líneas de costa de los años 1967 (satélite Corona, CIA, 2.7 m de resolución en rojo) y 2014 (Digital Globe, en verde, 0.6 m de resolución). La imagen base es la del satélite Corona.

terrenos al mar, en la porción oeste, mientras que en la zona este el mar ha penetrado en el continente. No obstante, si se hacen balances regionales, ambos fenómenos, erosión y acreción se balancean en cuanto a áreas se refieren. En la tabla 1 se muestran los resultados regionales de la dinámica de las costas del municipio para el periodo 1967-2014. Podrá verse que la longitud de la línea de costa ha cambiado, pasando de 28.6 km en 1967 a 34.6 km en 2014. Las condiciones de crecimiento de playas en el municipio se explican por la creación de playas artificiales por obras de protección costera relacionadas con el puerto de Salina Cruz y con la refinería Dovalí Jaime y otras obras costeras. En la misma tabla se observa que las diferencias de área costera son todas de signo positivo en cada uno de los periodos estudiados, y que el balance neto en hectáreas para el periodo 1967-2014 (47 años) es una ganancia de 23.97 hectáreas como terrenos ganados al mar. Puede notarse que el mayor crecimiento de la zona costera fue en el periodo 1967-1995 con un total de 82.34 hectáreas, periodo de mayor construcción del puerto antes mencionado. En la misma tabla aparece que el desplazamiento neto de la línea de costa en

el municipio fue de +6.93 m en el lapso de 47 años, lo que da una tasa neta de erosión/acreción de 0.15 m/año. Todos estos resultados sugerirían una dominancia de los procesos acrecionarios, pero como se verá enseguida, si se analizan separadamente los procesos de erosión y de acreción, se plantean escenarios completamente distintos.

Enfoque procesos de acreción vs erosión

Un estudio separado de los procesos de acreción y de erosión para los periodos de estudio muestra que ambos procesos coexisten y tienen tasas altas cada uno, y que geográficamente ocupan espacios diferentes. En la tabla 2 se muestran los resultados de los análisis de superficies y desplazamiento de la línea de costa en zonas en procesos de acreción, y en la tabla 3 los correspondientes a zonas en erosión.

Ambas tablas muestran valores drásticos de acreción y erosión. Por ejemplo, podrá verse que la máxima acreción fue de 169.58 hectáreas durante el periodo 1967-1995 (tabla 2) coincidiendo con la máxima erosión que fue de -87.24 hectáreas para el mismo periodo (tabla 3). Es decir, mientras la parte oeste era construida artificialmente,

Tabla 1. Variaciones de la longitud y áreas de la línea de costa en el municipio de Salina Cruz, para el periodo 1967-2014. Nota: con signos positivos se muestran las zonas de acreción (crecimiento) y con signos negativos las de erosión.

Periodo	Intervalo (Años)	Longitud línea de costa (m)	Diferencia Longitud de la línea de costa (m)	Diferencia de áreas de acreción - erosión (m ²)	Diferencia de áreas de acreción - erosión (ha)	Diferencia de desplazamiento línea de costa (m)	Tasa neta de erosión-acreción (m/año)
1967-1995	28	28 659.67	6 161.91	823 413.17	82.34	28.73	1.03
1995-2007	12	34 821.59	-493.97	9,998.03	1.00	0.29	0.02
2007-2014	7	34 327.61	275.68	581 574.41	58.16	16.94	2.42
1967-2014	47	34 603.29	5,943.62	239 738.51	23.97	6.93	0.15

Tabla 2. Características de la línea de costa en zonas de acreción en el municipio de Salina Cruz, Oaxaca. Nota: con signos positivos se muestran las zonas de acreción (crecimiento) y con signos negativos las de erosión.

Periodo	Intervalo (años)	Longitud línea de costa (m)	Dif. Longitud de la línea de costa (m)	Area acrecionada (m ²)	Area acrecionada (ha)	Desplazamiento promedio línea costa en acreción (m)	Tasa de acreción (m/año)
1967-1995	28	28 659.67	6 161.91	1 695 811.98	169.58	59.17	2.11
1995-2007	12	34 821.59	-493.97	74 220.54	7.42	2.13	0.18
2007-2014	7	34 327.61	275.68	793 630.11	79.36	23.12	3.3
1967-2014	47	34 603.29	5,943.62	1 020 384.93	102.04	29.49	0.63

Tabla 3. Características de la línea de costa en zonas de erosión en el municipio de Salina Cruz, Oaxaca. Nota: con signos positivos se muestran las zonas de acreción (crecimiento) y con signos negativos las de erosión.

Periodo	Intervalo (años)	Longitud línea de costa (m)	Dif. Longitud de la línea de costa (m)	Area erosionada (m ²)	Area erosionada (ha)	Desplazamiento promedio línea costa en erosión (m)	Tasa de erosión (m/año)
1967-1995	28	28 659.67	6 161.91	-872 398.81	-87.24	-30.44	-1.09
1995-2007	12	34 821.59	-493.97	-64 222.51	-6.42	-1.84	-0.15
2007-2014	7	34 327.61	275.68	-212 055.70	-21.21	-6.18	-0.88
1967-2014	47	34 603.29	5 943.62	-780 646.42	-78.06	-22.56	-0.48

la parte este presentaba los mayores índices de erosión. Los valores netos de desplazamiento de la línea de costa también son extremos para el mismo periodo, alcanzando una longitud de desplazamiento máxima de 59.17 m en las zonas de acreción, y de -30.44 m en las zonas de erosión. Estos valores contrastantes se reflejan en las tasas de acreción y erosión calculadas para este mismo lapso, las cuales fueron de 2.11 m/a en acreción, y de -1.09 m/año en la zona de erosión, que también son valores máximos de la región desde 1967.

Una síntesis gráfica de los desplazamientos de la línea de costa y las tasas de acreción y de erosión en la zona de estudio se ilustran en la figura 4. Las descripciones corresponden a lo anotado en los párrafos precedentes.

Puntos críticos

Con base en el estudio regional, se detectaron varios “puntos críticos” en la zona costera de Salina Cruz. Se trata de localidades en donde se obtuvieron valores altos bien sea de acreción o de erosión, designadas aquí mediante las letras P1, P2 y P3 dentro de cada bahía (figura 5).

En la tabla 4 se presentan los resultados de mediciones de desplazamiento total de la línea de costa y las tasas de acreción/erosión respectivas en las localidades, consideradas como puntos críticos. Los nombres de los sitios vienen también en la mencionada tabla.

Se puede observar que las bahías Conejo, Salina del Marqués y Salina Cruz presentan predominantemente playas en proceso de acreción, siendo la bahía Salina del Mar-

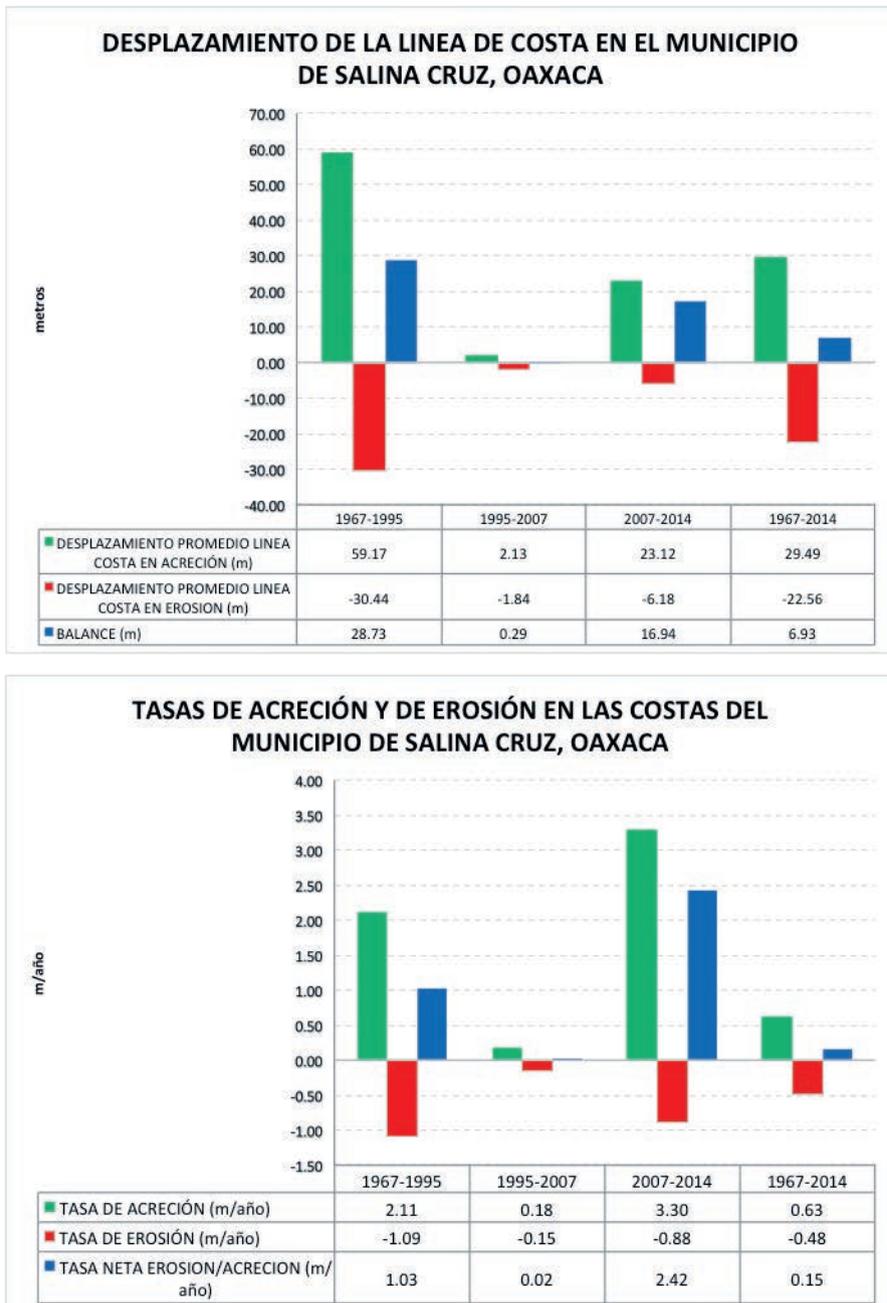


Figura 4. Desplazamientos de la línea de costa y tasas de acreción y erosión en la zona costera del municipio de Salina Cruz, Oaxaca para varios periodos entre 1967 y 2014.

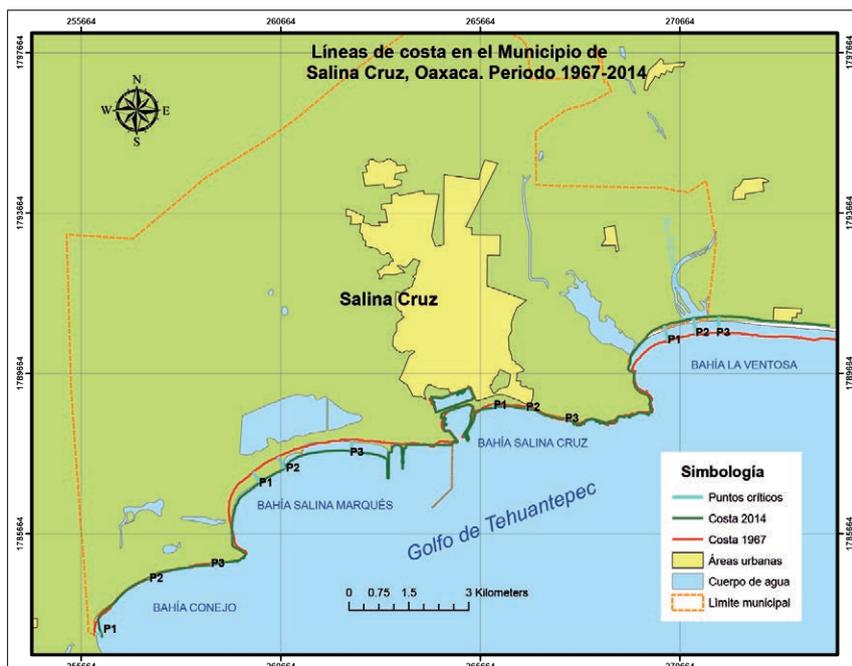


Figura 5. Localización de sitios críticos de erosión y acreción en la zona costera del municipio de Salina Cruz, Oaxaca. Para cada bahía se han designado los puntos más importantes (P1, P2, P3).

Tabla 4. Desplazamiento total de la línea de costa y tasas de erosión-acreción del municipio de Salina Cruz Oaxaca. Periodo 1967-2014.

Sitio	Punto	Playa	Coordenadas		Erosión/Acreción Total (m)	Periodo (años)	Tasa de erosión y acreción promedio anual (m/año)
			X	Y			
Bahía Conejo	P1	Azul	256 154	1 783 187	161.3	47	3.43
	P2	Brasil	257 361	1 784 564	-23.49	47	-0.5
	P3	Guelaguichi	258 935	1 784 912	35.12	47	0.75
Bahía Salina Marqués	P1	Salina Cruz Oeste	260 146	1 786 953	308.25	47	6.56
	P2	Salinas del Marqués	260 751	1 787 309	338.42	47	7.2
	P3	Salina Cruz Este	262 432	1 787 733	289.22	47	6.15
Bahía Salina Cruz	P1	Puerto	265 992	1 788 815	88.78	47	1.89
	P2	Miramar	266 841	1 788 794	61.33	47	1.3
	P3	Conalep	267 790	1 788 509	-29.73	47	-0.63
Bahía La Ventosa	P1	Oeste del Río Tehuantepec	270 374	1 790 476	-410.35	47	-8.73
	P2	Boca del Río Tehuantepec	271 084	1 790 645	-418.79	47	-8.91
	P3	Este del Río Tehuantepec	271 629	1 790 684	-408.71	47	-8.7

qués donde se presenta la mayor acreción con una tasa 7.2 m/año cuantificada en el periodo 1967-2014. El avance de la línea de costa en el lapso de 47 años ha sido de 338 metros mar adentro.

En contraste, la bahía La Ventosa, localizada en el extremo poniente del municipio es la que presenta los más severos problemas de erosión con -8.9 m/año detectados frente a la desembocadura del río Tehuantepec, donde la pérdida de playa en el lapso de 47 años ha sido de 418.8 metros, lo que señala la magnitud del problema en esta bahía. La erosión se extiende hacia el este en la colonia Cuauhtémoc (fuera del municipio de Salina Cruz), donde se han comprobado desplazamientos de la línea de costa de hasta 410 metros con tasas de erosión de 8 m/año.

A continuación se describen con mayor detalle los desplazamientos de la línea de costa y las tasas de acreción/erosión en los sitios críticos, descritos desde la bahía Conejos al oeste, hasta la bahía La Ventosa en el este. En la figura 6 se ilustran de manera gráfica los valores registrados.

Bahía Conejo

En la bahía Conejo se estudiaron las playas Playa Azul (P1), Playa Brasil (P2) y Playa Guelaguichi (P3) (figura 7). En esta bahía se observa en el punto P1 un proceso de acumulación de 161.3 m con una tasa de 3.43 m/año (tabla 4), donde los vientos en época de "Nortes" desplazan los sedimentos arenosos hacia el sur incrementando la amplitud de la playa y formando dunas, pero causando erosión en la playa al norte del punto P1.

Por otro lado, en las playas Brasil y Guelaguichi (puntos P2 y P3, respectivamente), las variaciones de la línea de costa presentan erosión de 23 metros (-0.5 m/año)

y acreción de 35 m (0.75 m/año), respectivamente. Estos valores muestran una morfología relativamente estable.

Puede concluirse que bahía Conejo, aparentemente no ha sido afectada por los cambios hidrometeorológicos ni antropogénicos, y su dinámica es muy parecida a la que tenía hace 50 años, por lo que se observa una morfología estable de sus playas.

Bahía Salina del Marqués

La bahía Salina del Marqués comprende las playas de Salina Cruz Oeste, Salina del Marqués y Salina Cruz Este. Se caracteriza por la presencia de obras de protección formadas por escolleras. En esta bahía se presentan fuertes acreciones de más de 300 metros, dando un promedio de acreción de 6.6 m/año, la cual es de origen antropogénico. (figura 8). La mayor parte del crecimiento de estas playas se debe a actividades de relleno de arena realizadas por la Terminal Marítima de Pemex. Al oeste de la bahía Salina del Marqués se observa un área de erosión.

El crecimiento de esta playa se debe principalmente a que las escolleras antes mencionadas interrumpen el transporte litoral proveniente del suroeste de la bahía. En combinación de con el vertido de material arenoso producto del desazolve de la Terminal Marítima de Pemex.

Cabe destacar que la parte comprendida entre la escollera central y la escollera oeste del puerto de Salina Cruz, mostró de 1967 al 2014 una acumulación de 289.22 m (P3) con una tasa de acreción de 6.15 m/año aproximadamente. El crecimiento de esta playa se debe a que las dos escolleras sirven como trampas de acumulación de los sedimentos arenosos provenientes del transporte litoral, donde parte de los sedimentos provendrían de la zona hoy ero-

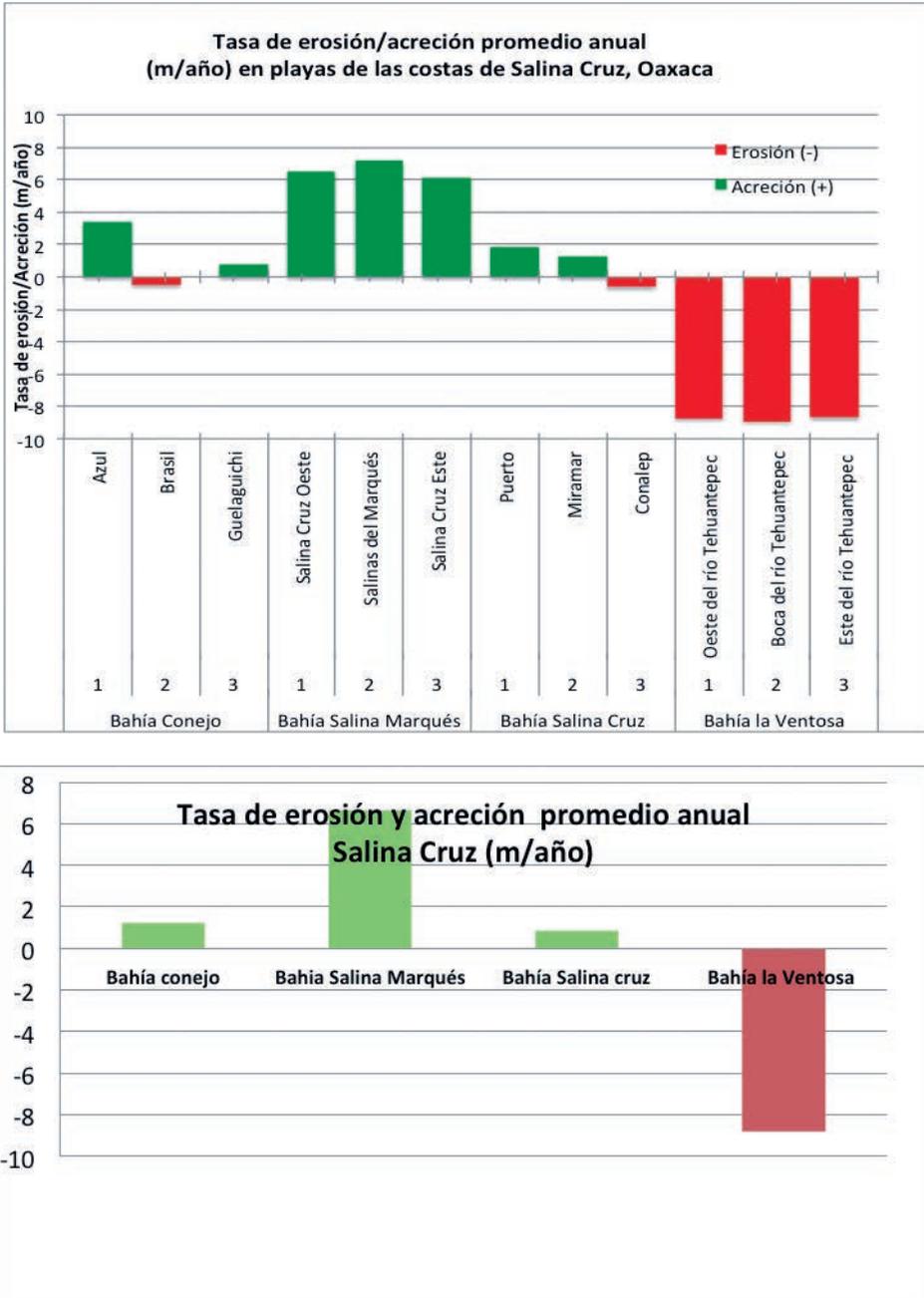


Figura 6. Tasas de erosión promedio anual en sitios críticos de las bahías de Salina Cruz, Oaxaca.

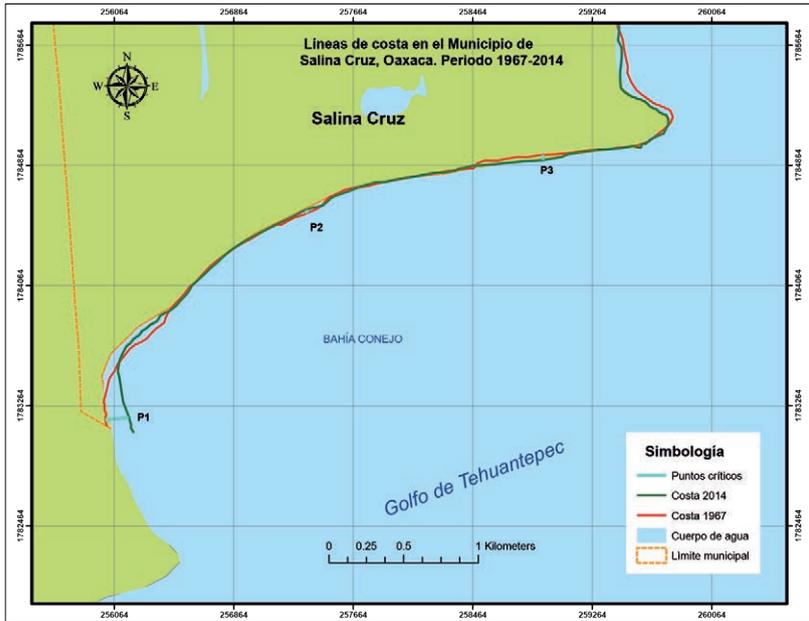


Figura 7. Cambio en la línea de costa en el periodo 1967-2014 en la bahía Conejo, localizada en la parte oeste del municipio Salina Cruz, Oaxaca.

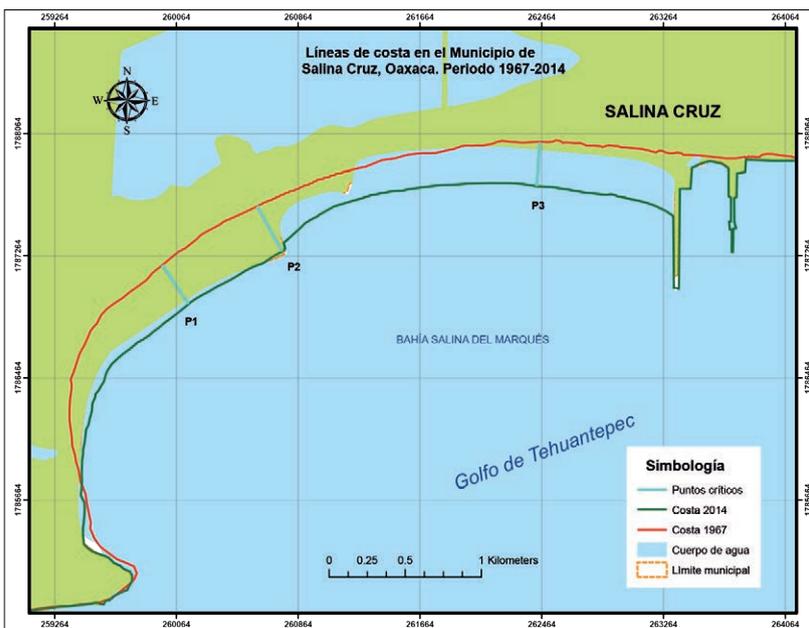


Figura 8. Cambio en la línea de costa en el periodo 1967-2014 en la bahía de Salina del Marqués, Oaxaca.

sionada localizada en el extremo suroeste de la bahía (figura 8). La mayor parte del crecimiento de estas playas se debe a actividades de relleno de arena realizadas por la Terminal Marítima de Pemex. Al oeste de la bahía Salina del Marqués se observa un área de erosión.

Bahía Salina Cruz

Analizando las líneas de costa de 1967 y de 2014, la playa de la bahía Salina Cruz ha tenido en los puntos de medición (P1 y P2) una acreción de 88 y 61 m, respectivamente, con una tasa de acreción de 1.8 y 1.3 m/año, que en un período de 47 años se puede considerar como una playa con ligero crecimiento. No obstante, en el P3, localizado al este de la bahía, se presenta

un proceso erosivo de 30 m con una tasa de erosión de -0.6 m/año, denotando un transporte litoral de sedimentos con dirección de este a oeste de los materiales erosionados del litoral rocoso presentes al este de la Bahía (figura 9). Como en el caso de la bahía del Marqués, las zonas con acreción deben su mayor parte del sedimento nuevo a las obras del puerto adyacente

Bahía La Ventosa

En esta bahía se encuentra la desembocadura del río Tehuantepec y el estero La Ventosa formado por la descarga de una corriente que atraviesa la refinería Antonio Dovalí Jaime (figura 10).

En esta bahía se observa un fuerte cambio de la línea de costa entre 1967 y el año 2014, con una pérdida de playa de 410

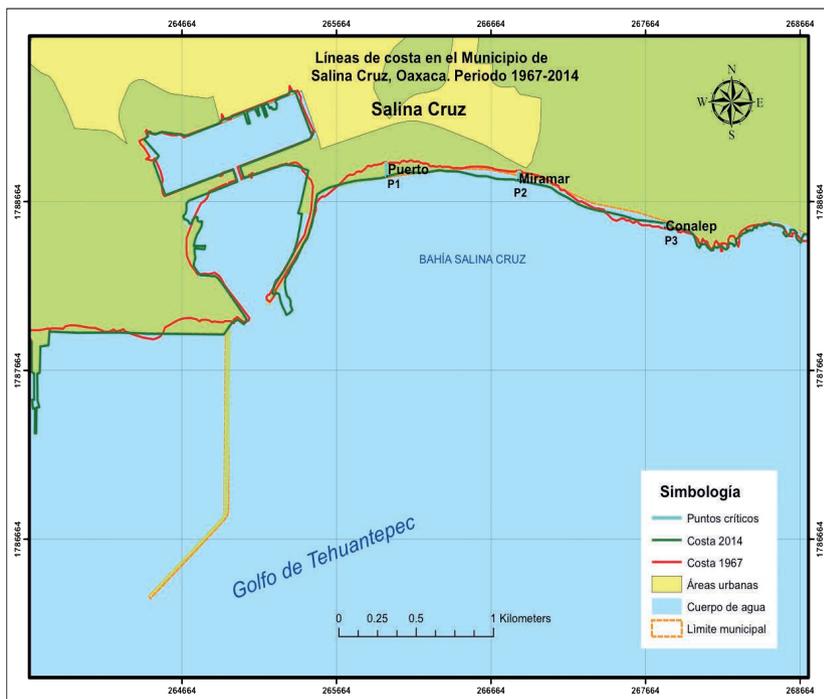


Figura 9. Cambio en la línea de costa en el periodo 1967-2014 en la bahía de Salina Cruz, Oaxaca. P1: Puerto; P2: Miramar; P3: CONALEP.

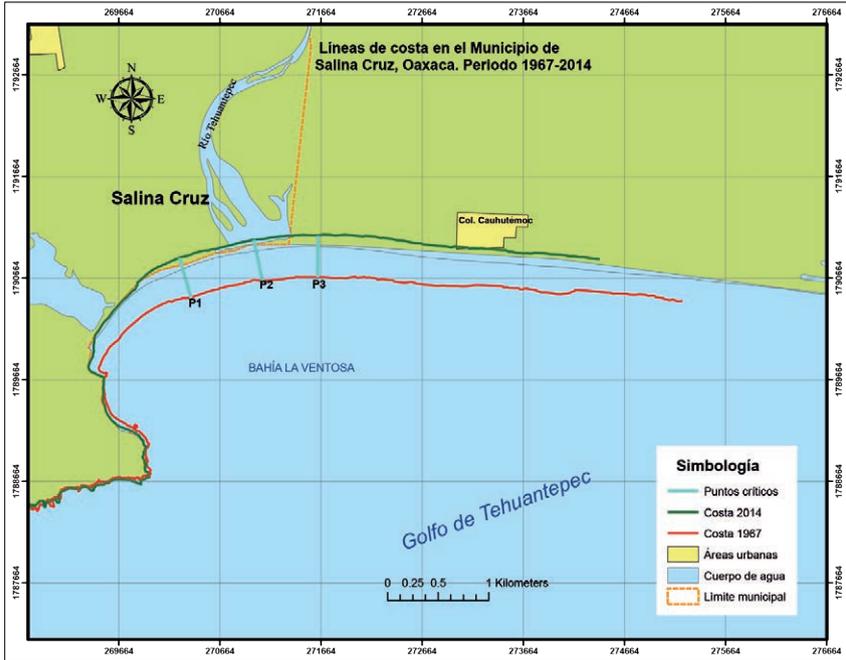


Figura 10. Cambio en la línea de costa en el periodo 1967-2014 en la bahía de La Ventosa.

m en promedio, estimándose una tasa de erosión de -8.0 m/año, que es de las más altas registradas en el país. La falta de sedimentos desde el continente, para el sostenimiento de la playa podría estar causado primero por la retención de arena en la presa Benito Juárez que produce una disminución del aporte sedimentos a la costa del río Tehuantepec, y por la interrupción del transporte litoral de los sedimentos prove-

nientes del este por los vientos Tepehuano (del norte) que desvían los sedimentos del litoral hacia el mar.

El crecimiento de esta playa se debe principalmente a que las escolleras antes mencionadas interrumpen el transporte litoral proveniente del suroeste de la bahía. En combinación de con el vertido de material arenoso producto del desazolve de la Terminal Marítima de Pemex.

CAMBIO CLIMÁTICO E INCREMENTO DEL NIVEL DEL MAR

El incremento del nivel es una de las mayores consecuencias del cambio climático, principalmente por el derretimiento de las zonas glaciares por el aumento de la temperatura. En este sentido, el reporte del

ipcc-2007 (Rosenzweig *et al.*, 2007) con base en datos globales se afirma que en el periodo comprendido entre 1961 y 2003 el nivel del mar aumentó a una tasa promedio de 1.8 ± 0.5 mm/año. Los mismos autores

muestran que la elevación del nivel del mar se incrementó a 3.1 ± 0.7 mm/año durante el periodo 1993-2003. Estos resultados coinciden con las modelaciones realizadas con el Modelo Magicc (Wigley, 2008), que para la zona de estudio muestran que la tasa

de variación del nivel del mar aumenta progresivamente desde 1.2 mm/año en el año 2000 hasta 5.0 mm/año en el 2100. En este modelo se considera al año 1990 como valor de referencia cero (tabla 5).

Tabla 5. Modelo de elevación del nivel del mar utilizando el programa Magicc (Wigley, 2008).

Año	Elevación (cm)	Tasa (mm/año)
1990	0	
2000	1.2	1.2
2010	3.5	2.3
2020	5.3	1.8
2030	8	2.7
2040	11.2	3.2
2050	15	3.8
2060	19.2	4.2
2070	23.9	4.7
2080	28	4.1
2090	33	5
2100	37	5

Tabla 6. Variación del nivel del mar en algunas estaciones del Servicio Mareográfico Nacional. Fuente: Zavala *et al.*, 2011.

Sitio	Tendencia (mm/año)	Periodo	No. de años en el cálculo
Acapulco, Gro.	-2.4 ± 3.2	1952-1999	36
Ensenada, B.C.	2.7 ± 1.7	1956-1992	30
La Paz, B.C.S.	1.0 ± 2.2	1952-1991	20
Manzanillo, Col.	3.3 ± 2.5	1954-1988	25
Mazatlán, Sin.	1.9 ± 3.3	1953-1992	19
Puerto Angel, Oax.	1.7 ± 11.7	1967-1990	7
Salina Cruz, Oax.	1.1 ± 1.7	1952-1992	26
San Carlos, B.C.S.	16.1 ± 13.2	1968-1987	8
Topolobampo, Sin.	3.0 ± 4.3	1952-1992	19
Guaymas, Son.	4.2 ± 1.7	1951-1991	25
2090	33	5	
2100	37	5	

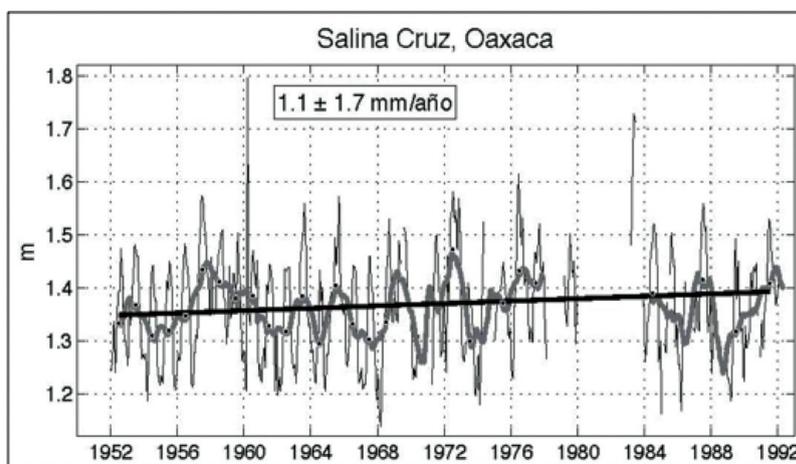


Figura 11. Tendencia del nivel del mar en Salina Cruz, Oaxaca. (Fuente: Zavala *et al.*, 2011).

A nivel local, la morfología de las costas imprime su propio sello a la elevación del mar, pues la presencia de bahías como las de Conejo, Salina Cruz y La Ventosa generan dinámicas costeras distintas, más restringidas, a las que tendría una playa en mar abierto. Las bahías por su forma dificultan el libre flujo de las corrientes producidas por los vientos durante las tormentas, provocando un aumento de la marea de tormenta, inundación de aguas marinas en zonas terrestres, erosión, fallas de estructuras en obras civiles, arrastre de objetos, salinización del terreno y afectación a ecosistemas.

Las tendencias de cambio en el nivel medio del mar en el Océano Pacífico de México determinados del análisis estadístico de los registros del Servicio Mareográfico Nacional (SMN) (Zavala *et al.*, 2011), muestran que el nivel del mar se está incremen-

tando en tasas variables desde 1 hasta 16 mm/año (tabla 6 y figura 11). Para el caso de la estación Salina Cruz es de 1.1 ± 1.7 mm/año.

Los resultados tanto de las modelaciones como de las observaciones mareográficas muestran coincidencia en cuanto que el nivel del mar en la región se está incrementando, y que la tasa mínima de incremento es de 1.1 mm/año. Por su parte los escenarios a futuro muestran tasas mayores de incremento del nivel del mar, siendo un valor aceptable para la región de 3.1 mm/año, cifra que es coincidente en la mayoría de los modelos. Los resultados de las tendencias actuales de variación del nivel del mar en México son consistentes con las de otras partes del mundo y con los valores medios propuestos en las comunicaciones 4 y 5 del IPCC.

DISCUSIÓN

En la zona costera de Salina Cruz se presentan dos hechos contrastantes: la predominancia de fenómenos de acreción en la zonas poniente y de erosión en la oriente.

El crecimiento de las playas de la zona costera al occidente es claramente de origen antrópico dadas las construcciones de las obras costeras del propio puerto como de la refinería Antonio Dovalí Jaime, que interrumpen el transporte litoral de sedimentos arenosos provenientes del oeste causando una acumulación mayor en la bahía de Salina del Marqués.

Para explicar los orígenes de la erosión tan intensa en la zona poniente, particularmente en la bahía La Ventosa, se han propuesto varias hipótesis: antropogénicas,

climáticas y tectónicas, donde cada una de ellas aporta al fenómeno de erosión.

Fuente de sedimentos y efectos antrópicos

De acuerdo con la dinámica de las playas, una playa requiere de un aporte de sedimentos que reemplace a los que de manera natural salen de las zonas protegidas. En la zona de bahía La Ventosa las fuentes de sedimentos son el río Tehuantepec y los provenientes del estero La Ventosa. Ambas fuentes han sido interrumpidas aguas arriba por la construcción de la presa Benito Juárez (construida en 1961), localizada en Jalapa del Marqués (figura 12), así como por las rectificaciones y los canales asocia-

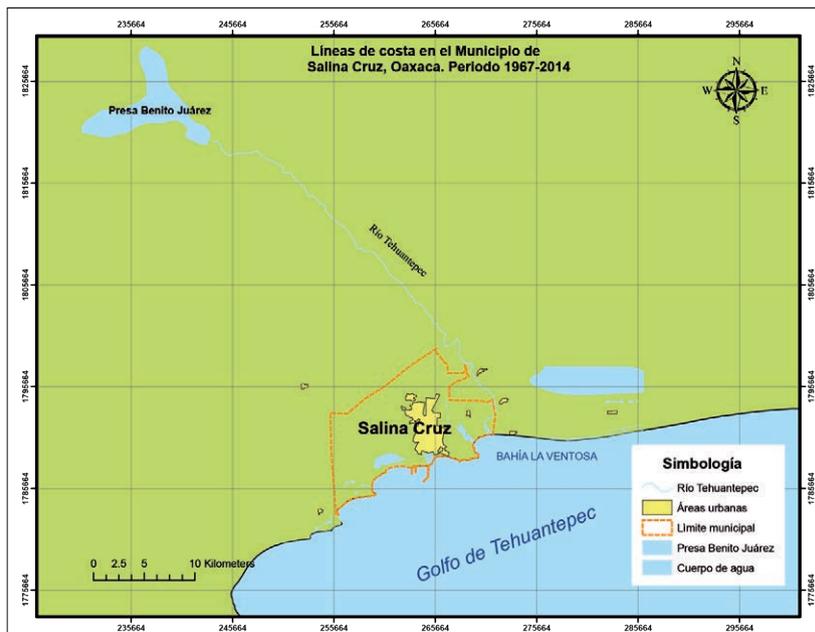


Figura 12. Localización de la presa Benito Juárez en el río Tehuantepec y su relación con la bahía La Ventosa.

dos al estero La Ventosa por obras en la refinería Antonio Dovalí Jaime. Cabe mencionar que la presa se encuentra azolvada en más del 26%, pasando de una capacidad original de 947 millones de m^3 en 1961 a 697 millones de m^3 en 2017 (www.conagua.presas.mx). Es decir, en 56 años ha retenido 250 millones de m^3 de sedimentos (4.46 millones de m^3 al año), mismos que no arribaron a la zona costera para alimentar las playas de la bahía La Ventosa.

Flores-Vidal *et al.* (2011) en un estudio de circulación costera en el golfo de Tehuantepec en 2006, mostraron que las corrientes dominantes en la zona costera son hacia el oeste, y que durante los eventos de Vientos Tehuanos (del norte) y durante los “Nortes” propiamente dichos, el principal efecto es la formación de remolinos ciclónicos y anticiclónicos frente a las costas del

golfo de Tehuantepec. Se entiende entonces, que habiendo una drástica disminución de fuentes de sedimentos, y la presencia de la corriente litoral (en dirección dominante al oeste) y los remolinos ciclónicos y anticiclónicos, el proceso de erosión se acentúe.

Con respecto a las condiciones climáticas, aunado a la interrupción del transporte litoral, los vientos predominantes en la zona son los denominados “Nortes” (pero que fluyen hacia el sur) ocasionan el desplazamiento hacia el mar de la arena que se llega a acumular, potenciando aún más el efecto erosivo en la bahía.

Consideraciones tectónicas

La zona costera del Pacífico mexicano, particularmente en la zona del golfo de Tehuantepec, está dominada por la confluencia de varios límites tectónicos: una

zona de divergencia del propio golfo de Tehuantepec y la zona de convergencia en la Trinchera Mesoamericana. Este contexto tectónico le imprime a la zona no solo una geodinámica de intensas fuerzas continentales sino una fuerte interacción con fuerzas exógenas especialmente las hidrodinámicas (interacción atmósfera-océano-continente) afectadas estas últimas por el entorno de cambio climático y elevación mundial del nivel del mar. El área de estudio se localiza frente a una estrecha plataforma continental (116 km de ancho), relativamente ancha si se considera que prácticamente no existe plataforma continental en litoral del Pacífico Mexicano. (figura 13 y figura 1, recuadro).

Las condiciones tectónicas actuales del Bloque Maya los describen como un bloque adherido a la Placa de Norteamérica (Den-

go, 1985) a lo largo de la sutura del sistema de fallas Polochic-Motagua (sinestral) (Mann, 2007). Estas fallas son la extensión de una transformante que penetra al Golfo de Tehuantepec desde el Caribe a lo largo de la Fosas Caimán (Álvarez, 2009). Si bien el Bloque Maya ya está adherido a la Placa de Norteamérica, la zona de fallas de sutura presentan actividad actual. Una de ellas, la Chocoy-Polochic, está claramente marcada en el relieve y muestra actividad sísmica actual (White, 1985; Álvarez, 2009).

La actividad tectónica actual se ha comprobado mediante el análisis de la actividad sísmica de la zona, en la cual además de los sistemas sinestrales de fallas mencionados, se suman los eventos de convergencia de la Placa de Cocos bajo América Central, así como la presencia de la Dorsal de Tehuantepec.

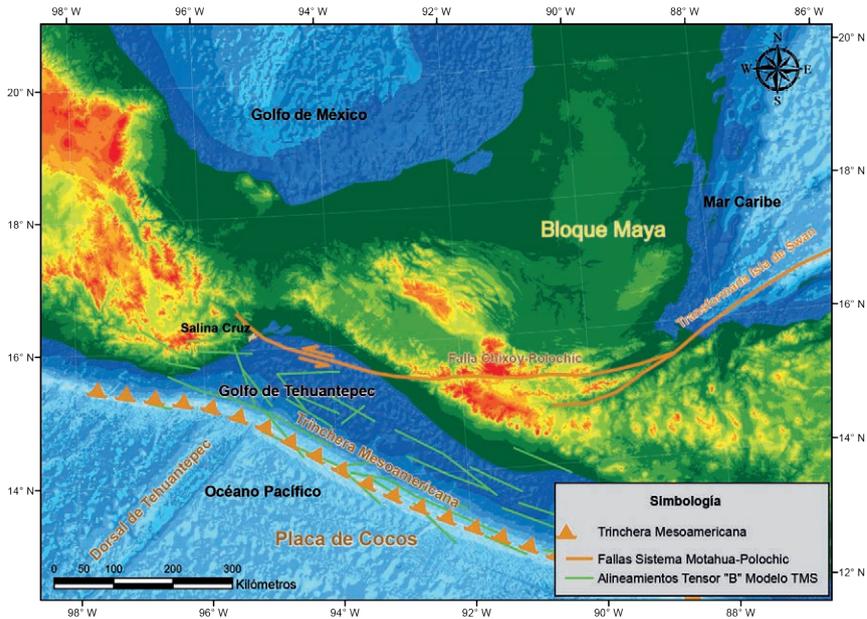


Figura 13. Rasgos tectónicos de la zona del golfo de Tehuantepec y América Central. Los alineamientos del Tensor "B" TMS fueron tomados del Harvard, 2008. Batimetría elaborada a partir de datos de GEBCO (2017). General Bathymetric Chart of the Oceans.

En 1988, Torres y González, y Morales *et al.*, por medio de ecografías en el v/o El Puma obtuvieron la traza de fallas paralelas a la línea de costa del golfo de Tehuantepec dentro de su estrecha plataforma continental, la cuales son la continuación del sistema de fallas Chicoy-Polochic. En 2009, Álvarez realizó un análisis sismotectónico de la orientación de tensores de momento sísmico (TMS) en la zona, detectando la presencia de alineamientos del tensor B (eje intermedio) en dirección paralela a la línea de costa (figura 13), dirección asociada a la subducción. Estos alineamientos se curvan y penetran finalmente a lo largo del río Tehuantepec, tal como lo describieron Torres *et al.* (1988). Por otra parte, el Grupo de Modelado Sísmico de Harvard (2008) modeló rotaciones antihorarias del

eje de compresión P en un estudio TMS precisamente en la zona de Tehuantepec.

Lo anterior muestra que la geodinámica del sitio se presente con componentes de levantamiento cortical y rotación de bloques, y explicaría, localmente, el hundimiento progresivo de la parte este de la bahía La Ventosa y su levantamiento en la oeste. En la zona hundida la línea de costa avanza dentro del continente, interpretándose como erosión, mientras que en la zona levantada el fenómeno es de acreción. Lo anterior explicaría el extremo avance de la línea de costa hacia el continente en la zona Este de la bahía La Ventosa y los fuertes fenómenos de erosión costera de hasta 8 metros por año de esta zona, evidencian el posible hundimiento del Bloque Maya a partir del río Tehuantepec.

CONCLUSIONES

Los estudios de erosión y acreción de costas deben realizarse separadamente, ya que por la propia dinámica de las playas estos procesos tienden a equilibrarse.

La zona costera del municipio de Salina Cruz presenta procesos de acreción en la zona oeste y de erosión en la zona este, sin que se evidencien relaciones de causalidad entre ambas zonas. Es decir, los sedimentos erosionados de un sitio no van a parar al otro, ya que las características de acreción están asociadas no solo a las fuentes antrópicas (construcción de escolleras) sino a condiciones oceanográficas del oeste de Salina Cruz que son distintas a las características oceanográficas del este, relacionadas esta últimas con los vientos Tepehuanos. También en la zona este se presentan afec-

taciones antrópicas como la construcción de la presa Benito Juárez.

La mayor erosión presentada fue en la bahía de la Ventosa con más de 418 m de pérdida de playa y con una de las tasas de erosión más altas del país (-8.91 m/año). La erosión en esta zona es causada principalmente por la disminución del aporte de sedimentos arenosos debido a la retención de los mismos en la presa Benito Juárez y por la interrupción del transporte litoral de los sedimentos provenientes del este a causa de los vientos Tepehuanos.

La tasa de erosión costera puede aumentar en presencia de los nortes y huracanes intensificados por el cambio climático.

En el periodo estudiado (1967-2014) los valores extremos de acreción muestran un

avance de la línea de costa en la Salina del Marqués de 338 metros con una tasa de acreción de 7.2 m/año.

Los terrenos ganados al mar en la zona oeste se deben a la construcción del puerto Salina Cruz y la refinería Antonio Dovalí Jaime, mientras que la erosión del este se debe a la construcción de la presa Benito Juárez en el río Tehuantepec, la que retiene los sedimentos que deberían sostener la dinámica de la playa en esa zona (este).

Ambos procesos de acreción y erosión están a su vez potenciados por la elevación del nivel del mar cuyo valor promedio es de 1.1 mm/año para la zona, y de las relaciones tectónicas de la falla de Tehuantepec.

La presencia de eventos tectónicos en la zona podría modificar las tasas de elevación locales por movimientos corticales.

LITERATURA CITADA

- Academia Nacional de Investigación y Desarrollo A.C. (ANIDE), 2013a. Metodología aplicada para el análisis de la dinámica costera. (Registro INDAUTOR 03-2012-1218135255900-01). México: Academia Nacional de Investigación y Desarrollo.
- Academia Nacional de Investigación y Desarrollo A.C. (ANIDE), 2013b. Estudio de la vulnerabilidad y programa de adaptación ante la variabilidad climática y el cambio climático en diez destinos turísticos estratégicos, así como propuesta de un sistema de alerta temprana a eventos hidrometeorológicos extremos. Fondo Sectorial para la Investigación, el Desarrollo y la Innovación Tecnológica en Turismo, SECTUR CONACYT-165452, 2011-2013.
- Academia Nacional de Investigación y Desarrollo A.C. (ANIDE), 2015. Desarrollo y fortalecimiento de capacidades de adaptación al cambio climático en la zona costera de Oaxaca. Informe para el Centro Mario Molina. 248 p. Elaborado por: Torres Rodríguez Vicente, Bolongaro Crevenna Recaséns Andrea, Origel Gutiérrez Gabriel, Márquez García Antonio, Anglés Hernández Marisol, Márquez García Erik y Márquez García Ivonne. (Informe Interno, no publicado).
- Academia Nacional de Investigación y Desarrollo A.C. (ANIDE), 2016. Estudio de vulnerabilidad al cambio climático en destinos turísticos seleccionados. Fondo Sectorial para la Investigación, el Desarrollo y la Innovación Tecnológica en Turismo, CONACYT-SECTUR, 2014-2016.
- Alvarez Gómez, J. A., 2009. Tectónica activa y geodinámica en el norte de Centroamérica. Tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid. 241 p.
- Dengo, G., 1985. The Gulf of Mexico and the Caribbean, Cap. Mid America: tectonic setting for the Pacific margin from Southern Mexico to northwestern Colombia, p. 123–180, *The Ocean Basins and Margins*, 7A, Plenum Press, New York.
- Flores-Vidal, X., C. Chavanne, y P. Plament, 2011. Coastal circulation in absence of wind in the Gulf of Tehuantepec, Mexico: High-frequency radar observations. *Ciencias Marinas*, 37(4 A): 493-512.
- GEBCO, 2017. General Bathymetric Chart of the Oceans. (www.geoco.net).
- Harvard, 2008. Harvard Seismology Group: Centroid Moment Tensor Catalog, <http://www.seismology.harvard.edu/>.
- Mann, P., R. D. Rogers, y L. Gahagan, 2007. Central America: Geology, resources and hazards, Cap. Overview of plate tectonic history and its unresolved tectonic problems, pp. 205–241, Tylor & Francis

- Morales de la Garza, E., Márquez, G.A. Carranza, E.A. Aguayo, C. E. y Torres R.V. (1988). Descubrimiento de una gran fractura en el Golfo de Tehuantepec. Sociedad Geológica Mexicana, IX Convención Nacional, Resúmenes.
- Rosenzweig, C., G. Casassa, D.J. Karoly, A. Imeson, C. Liu, A. Menzel, S. Rawlins, T.L. Root, B. Seguin, P. Tryjanowski, 2007. Assessment of observed changes and responses in natural and managed systems. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press. Cambridge, UK. 79-131.
- SEMARNAT, 2012. Quinta comunicación nacional ante la convención marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático.
- Torres R.V., y P.E. González, 1988. La falla Motahua-Polochic en México: *Geos*, Boletín Extraordinario, Epoca II. Reunión Anual de la Unión Geofísica Mexicana, p. 65.
- Torres R.V., G.A. Márquez, A. Bolongaro-Crevenna, J. Chavarría-Hernández, G. Expósito-Díaz, y E. Márquez-García, 2010. Tasa de erosión y vulnerabilidad costera en el Estado de Campeche debido a efectos del cambio climático. p. 413-432. En: Botello A.V., S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático*. UAM-Iztapalapa, UNAM-ICMYL, Universidad Autónoma de Campeche, (ISBN 978-607-7887-30-0).
- Wigley, T., 2008. *MAGICC/SCENGEN 5.3 User Manual* (versión 2). Recuperado de <http://www.cgd.ucar.edu/cas/wigley/magicc/UserMan5.3.v2.pdf>.
- White, R. A., 1985. The Guatemala earthquake of 1816 on the Chixoy-Polochic fault, *Bulletin of the Seismological Society of America*, 75(2): 455-473.
- Zavala-Hidalgo, J., R. de Buen Kalman, R. Romero-Centeno y F. Hernández-Maguey, 2011. Tendencias del nivel del mar en las costas mexicanas. p. 315-334. En: A.V. Botello, S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez, y J-L. Rojas-Galaviz (eds.). *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático* (segunda edición). México: UAM-Iztapalapa, UNAM-ICMYL, Universidad Autónoma de Campeche, (ISBN 978-607-7887-30-0).

12

Vulnerabilidad de humedales y dunas litorales en Chile central

Manuel Contreras-López¹, Rodrigo Figueroa-Sterquel²,
Julio Salcedo-Castro¹, Hernán Vergara-Cortés³,
Carlos Zuleta^{4,5}, Víctor Bravo^{4,5}, César Piñones^{5,6}
y Fernanda Cortés-Molina¹

¹UNIVERSIDAD DE PLAYA ANCHA, VALPARAÍSO, CHILE

²PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DE VALPARAÍSO, CHILE

³UNIVERSIDAD DE VALPARAÍSO, CHILE

⁴UNIVERSIDAD DE LA SERENA, LA SERENA, CHILE

⁵CENTRO DE ESTUDIOS AMBIENTALES DEL NORTE DE CHILE, LA SERENA, CHILE

⁶OFICINA DE MEDIO AMBIENTE, MUNICIPALIDAD DE CANELA, CHILE

e-mail: manuel.contreras@upla.cl

RESUMEN

En el litoral de Chile central, entre los 33°55'S y 31°14'S, se cuentan cerca de 100 humedales costeros asociados a desembocaduras de esteros y ríos, salinas, lagunas, pantanos, tranques y charcas temporales de la época de lluvia. Esta zona del país se ha identificado como una de las que potencialmente tendrá más impactos debido al cambio climático contemporáneo. Algunos de estos efectos, reforzados por las presiones antrópicas, parecen estar ya manifestándose en los humedales costeros y las dunas que suelen acompañarlos. Debido a su fragilidad, estos ambientes pierden

Contreras-López, M., R. Figueroa-Sterquel, J. Salcedo-Castro, H. Vergara-Cortés, C. Zuleta, V. Bravo, C. Piñones, y F. Cortés-Molina, 2017. Vulnerabilidad de humedales y dunas litorales en Chile central. p. 227-246. En: Botello A.V., S. Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

rápidamente los equilibrios ecológicos que los sustentan. A partir de una interpretación de imágenes satelitales, se realizó una estimación de la reducción de los espejos de agua de los humedales costeros de Chile central y posteriormente se discuten las amenazas y vulnerabilidades de tres sitios que tienen cierto grado de protección y se han identificado como importantes representantes de la biodiversidad endémica de Chile central.

Palabras clave: Ramsar, ENOS, El Yali, Mantagua, Huentelauquén.

ABSTRACT

Along the central Chilean shore, from 33°55'S to 31°14'S, there are close to 100 coastal wetlands associated to estuary and river mouths, salt marshes, lagoons, swamps, reservoirs and temporary pools formed during the rainy season. This part of the country has been identified as one of those most potentially affected by contemporary climate change. Several of these changes, reinforced by anthropic pressure, seem to already be happening in the coastal wetlands and typical dunes. Due to their fragile state, these environments quickly lose the unstable ecological that sustain them. The shrinkage of bodies of water in central Chilean coastal wetlands was estimated based on satellite imagery interpretation, for later discussion of the threats faced by and vulnerability of three sites under a certain degree of protection, sites that have been identified as important representatives of central Chilean endemic biodiversity.

Key words: Ramsar, ENOS, El Yali, Mantagua, Huentelauquén.

INTRODUCCIÓN

El litoral de Chile central es una de las zonas costeras más intervenidas y antropizadas del país. Al mismo tiempo, se prevé que es una de las áreas más vulnerables al cambio climático contemporáneo de Chile (MMA, 2016). Emplazada en el límite entre una región de clima estepárico costero o semiárido donde se encuentran ambientes de secano costero como el humedal y dunas de Huentelauquén, y un clima templado mediterráneo, donde se encuentran hume-

dales como El Yali. Como efecto temprano del cambio climático, este límite climático parece estar desplazándose hacia el sur, generando una transformación de todo el clima de esta zona: una disminución de las precipitaciones acumuladas en unos 200 milímetros en 100 años (figura 1) y un aumento de la temperatura ambiente de unos 0,5°C en 50 años de registro (figura 2), constatan este cambio.

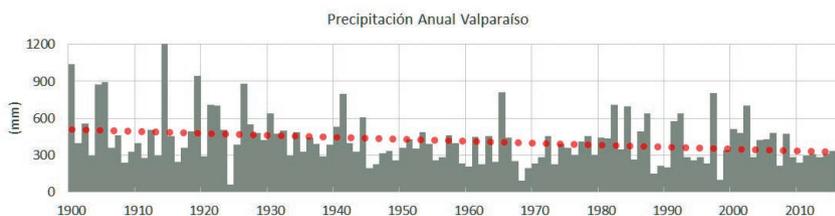


Figura 1. Registro de precipitaciones anuales acumuladas en el puerto de Valparaíso entre 1900 y 2010. Fuente: Armada de Chile.

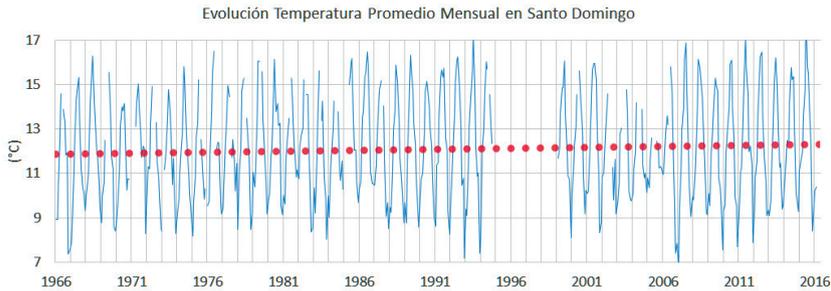


Figura 2. Promedios mensuales de la temperatura ambiente registrada en Santo Domingo entre 1966 y 2016. Fuente: Dirección Meteorológica de Chile.

Debido a las condiciones geológicas, los procesos tectónicos y sísmicos, en el litoral de Chile central se encuentran condiciones favorables para la formación de humedales costeros y sistemas dunarios. Estos ambientes cumplen varias funciones ecológicas (Figueroa *et al.*, 2009) y son disipadores de energía, por lo que cumplen una función clave en la mitigación de eventos extremos de oleaje y anomalías del nivel del mar.

Los humedales costeros de Chile central y las dunas costeras que a veces los acompañan, son ambientes extremadamente dinámicos y frágiles, cuya existencia se encuentra condicionada por una gran variedad de factores naturales y antrópicos, entre los que se cuentan la variabilidad hidrológica y climática, el alto contenido energético litoral, la variabilidad en la disposición de sedimentos, la sismicidad y los procesos tectónicos de la costa chilena, que generan cambios morfológicos mayores en los sectores costeros. Esta combinación tan particular sólo tiene referentes similares en algunos sectores de Sudáfrica, Australia (Cienfuegos *et al.*, 2012) y Nueva Zelanda (Nichol *et al.*, 2007).

El propósito de este capítulo es revisar cómo el cambio climático contemporáneo, acompañado de diversas presiones antrópicas, se encuentra amenazando estos ambientes frágiles en el litoral de Chile central. Para ello, a partir de una interpretación de imágenes satelitales, se realiza una estimación de la reducción de los espejos de agua de los humedales costeros distribuidos entre los 33°55' y 31°14' latitud sur. Posteriormente se discuten las amenazas y vulnerabilidades de tres sectores representativos: a) Sistema de humedales El Yali y duna El Convento en el sur del área de estudio, un lugar presionado por la disminución de las precipitaciones y el incremento de actividades agrícolas; b) Dunas de Ritoque y desembocadura del río Aconcagua y Mantagua en el centro, como un sitio con fuertes presiones antrópicas además de la disminución gradual de las precipitaciones; y c) Dunas y humedal de Huentelauquén en el límite norte, como un ejemplo de un sitio con presiones indirectas de la minería y que ya ha experimentado una notoria disminución de las precipitaciones y un aumento de la temperatura, constatando el avance de la desertificación.

CAMBIOS EN LOS ESPEJOS DE AGUA

Mediante interpretación de imágenes disponibles en GoogleEarth Pro, se identificaron 80 humedales costeros emplazados en el litoral de la región de Valparaíso, entre la latitud 33°55'S como extremo sur y los

32°11'S como extremo norte. Los cuerpos de agua se escogieron distantes a menos de 2 km de la costa (figura 3). Entre los cuerpos de agua identificados, ya sea naturales o artificiales, se cuenta: desembocaduras

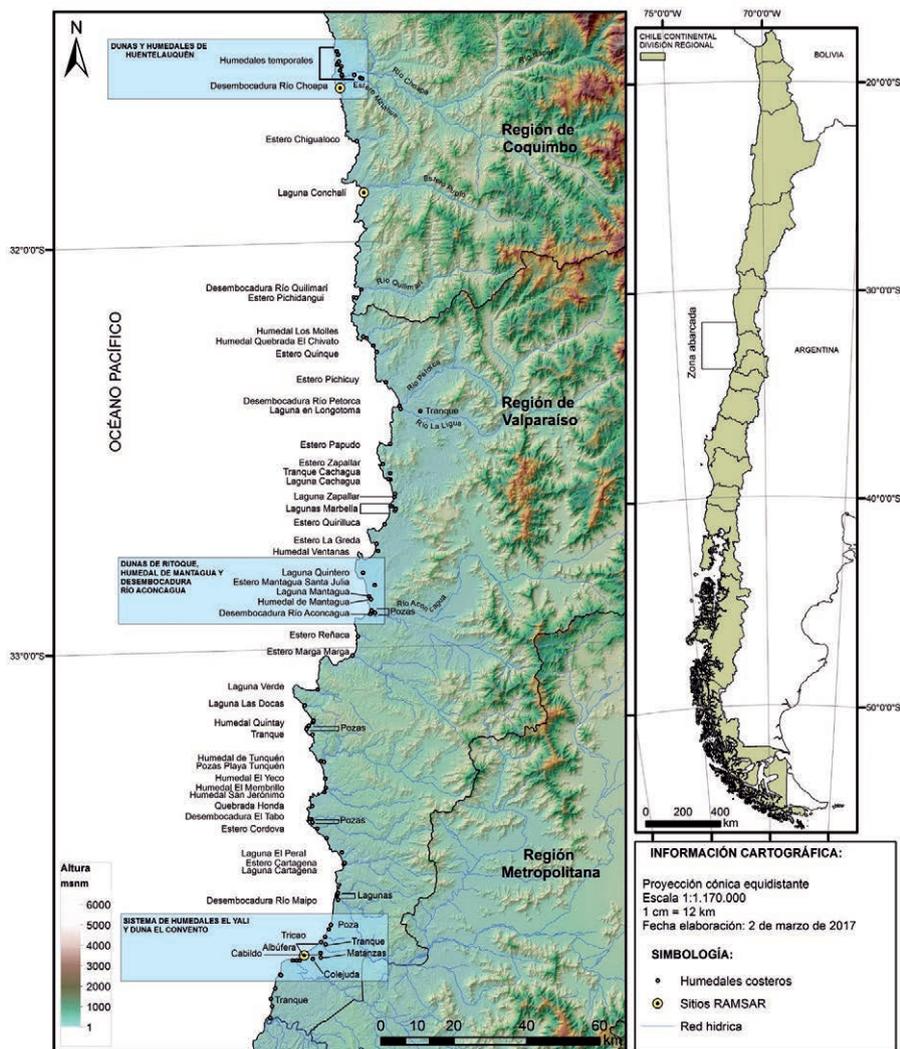


Figura 3. Localización de los humedales costeros emplazados en el litoral de la región de Valparaíso y el sur de la región de Coquimbo, Chile central. Se destacan en amarillo los sitios Ramsar y en recuadros azules los sitios que son analizados y discutidos en este trabajo.

de esteros y ríos, lagunas costeras, lagunas interiores, pantanos, tranques, pozas estacionales y piscinas. A ellos se agregaron 16 humedales emplazados en el sur de la región de Coquimbo (entre los 32°11'S y 31°53'S), varios de ellos correspondientes a charcas o humedales temporales.

De los 96 cuerpos de agua identificados, se pudieron encontrar imágenes de 57 humedales correspondientes al inicio de la estación lluviosa de los años 2007 y 2013.

Mediante interpretación de las imágenes se confeccionaron polígonos para determinar la extensión de los espejos de agua. En la tabla 1 se muestran los nombres de estos humedales, el tipo de cuerpo de agua, su condición rural o urbana, la existencia de alguna condición de protección, las extensiones en hectáreas (ha) de los cuerpos de agua para los años 2007 (mes de abril) y 2013 (mes de mayo) y el porcentaje de variación de los espejos de agua entre estos años.

Los resultados muestran una reducción general de los espejos de agua, que en promedio alcanza el 38.7%. Al desagregar por tipo de cuerpo de agua, se constata que sólo las desembocaduras de ríos y esteros han experimentado un aumento en su tamaño (52.9%), lo que puede ser explicado por la reducción de sus caudales que facilita la intrusión marina. En general, las pozas o charcas temporales han mostrado las mayores disminuciones (57.6% en promedio), seguido de los tranques artificiales (45.7%), las lagunas costeras y albuferas (31.4%), y por último, las lagunas interiores (12.8%). Los cuerpos de agua urbanos presentan una disminución menor (2.3%) frente a los rurales (8.6%). Por último, parece que las figuras de protección sobre los cuerpos de agua, también tiene efectos en la disminución: Los cuerpos de agua no protegidos han disminuido en promedio un 8.2%, mientras que los protegidos, apenas presentan una disminución del 0.7%.

SISTEMA DE HUMEDALES EL YALI Y DUNA EL CONVENTO (33°45's)

El Yali es un complejo sistema de humedales costeros emplazado al sur del río Maipo (figura 3). El sistema lo componen más de 14 cuerpos de agua, de los cuales tres se encuentran protegidos y conforman el sitio Ramsar N°878. Se caracteriza porque estos humedales presentan importantes diferencias de régimen y composición de sus columnas de agua, lo que aumenta la riqueza y probablemente explica la inusual biodiversidad presente en el sitio (Vilina, 1994; Brito, 1999 y 2009).

El humedal El Yali sustenta la representación del 28% de la avifauna de Chile

(unas 139 especies), cuya eco región mediterránea posee el 3% de endemismo en avifauna acuática (Victoriano *et al.*, 2006). A este lugar llegan 29 especies de aves entre migratorias y visitantes, 18 de las cuales provienen del hemisferio norte y 11 del hemisferio sur (Vilina, 1994; Fariña *et al.*, 2012; Vilina *et al.*, 2014).

Contreras-López *et al.* (2014), realizan una descripción de la configuración actual de la cuenca de El Yali, tomando en cuenta los grandes movimientos tectónicos que se produjeron en el período Terciario medio, y que provocaron fuertes dislocaciones por

Tabla 1. Nombre, clasificación, condición de protección y comparación de espejos de agua entre los años 2007 y 2013 de 57 humedales costeros en el área de estudio.

N	Nombre	Tipo	Condición	Protección	Área 2007	Área 2013	% Cambio
1	Albufera	Albufera	Rural	Si	40.3	14.8	-63.3
2	Colejuda	Laguna Interior	Rural	Si	25.6	8.13	-68.2
3	Matanzas	Laguna Interior	Rural	Si	188	127	-32.4
4	Cabildo	Laguna Interior	Rural	Si	43.3	35.7	-17.6
5	Tranque NN	Tranque Artificial	Rural	No	5.68	1.51	-73.4
6	Tricao	Desembocadura	Rural	Si	0.29	0.67	131.0
7	Desembocadura Río Maipo	Desembocadura	Urbano	Si	19.2	2.78	-85.5
8	Laguna pequeña de Llolleo	Laguna Interior	Urbano	No	1.35	0.99	-26.7
9	Laguna sur Llolleo	Laguna Interior	Urbano	No	5.46	4.71	-13.7
10	Laguna norte Llolleo	Laguna Interior	Urbano	No	7.2	6	-16.7
11	Laguna Cartagena	Albufera	Urbano	Si	6.52	6.32	-3.1
12	Estero Cartagena	Estero	Urbano	Si	0.77	3	289.6
13	Laguna El Peral	Laguna Interior	Urbano	Si	5.98	12.2	104.0
14	Desembocadura El Tabo	Desembocadura	Rural	No	0.36	1.12	211.1
15	Estero Cordova	Estero	Rural	No	0.51	0.96	88.2
16	Poza NN	Poza	Rural	No	0.14	0	-100.0
17	Quebrada Honda	Desembocadura	Urbano	No	0.3	0.33	10.0
18	Humedal San Jerónimo	Laguna Interior	Urbano	No	1.1	1.29	17.3
19	Humedal El Membrillo	Laguna costera	Urbano	No	1.2	0.92	-23.3
20	Humedal el Yeco	Laguna costera	Rural	No	0.21	0	-100.0
21	Pozas Playa Tunquén	Laguna costera	Rural	No	0.83	0.35	-57.8
22	Humedal del Tunquén	Laguna costera	Rural	Si	1.64	1.87	14.0
23	Tranque NN	Tranque Artificial	Rural	No	0.1	0	-100.0
24	Humedal Quintay	Laguna costera	Rural	Si	0.79	0.68	-13.9
25	Laguna Quintay	Laguna Interior	Rural	Si	0.39	0.41	5.1
26	Tranque NN	Tranque Artificial	Rural	No	0.12	0.14	16.7
27	Laguna Las Docas	Laguna costera	Rural	No	0.39	0.33	-15.4
28	Laguna Verde	Laguna costera	Urbano	Si	0.47	0	-100.0
29	Estero Marga Marga	Estero	Urbano	No	0.38	0.29	-23.7
30	Estero Reñaca	Estero	Urbano	No	0.64	0.4	-37.5
31	Desembocadura Río Aconcagua	Desembocadura	Urbano	Si	5.9	1.85	-68.6
32	Tranque NN	Tranque Artificial	Rural	No	0.41	0.46	12.2
33	Poza NN	Poza	Rural	No	0.11	0.14	27.3
34	Poza NN	Poza	Rural	No	0.2	0	-100.0
35	Humedal de Mantagua	Laguna Interior	Rural	No	2.3	2	-13.0
36	Laguna Mantagua	Laguna costera	Rural	No	5.81	7.36	26.7
37	Estero Mantagua en Santa Julia	Laguna Interior	Rural	No	2.1	2.48	18.1

Tabla 1(continuación). Nombre, clasificación, condición de protección y comparación de espejos de agua entre los años 2007 y 2013 de 57 humedales costeros en el área de estudio.

Nombre, clasificación, condición de protección y comparación de espejos de agua entre los años 2007 y 2013 de 57 humedales costeros en el área de estudio.							
N	Nombre	Tipo	Condición	Protección	Área 2007	Área 2013	% Cambio
38	Laguna Quintero	Laguna Interior	Rural	No	26.2	0	-100.0
39	Humedal Ventanas	Laguna Interior	Urbano	Si	5.4	3.77	-30.2
40	Estero La Greda	Estero	Urbano	No	1.11	1.21	9.0
41	Estero Quirilluca	Estero	Rural	No	0.51	0.36	-29.4
42	Lagunas Marbella (1)	Laguna Interior	Urbano	No	1.17	0.85	-27.4
43	Laguna Zapallar	Laguna Interior	Urbano	No	1.37	2.29	67.2
44	Laguna Costa Cachagua	Tranque Artificial	Urbano	No	0.55	0.51	-7.3
45	Laguna Cachagua (1)	Laguna Interior	Urbano	No	0.38	0.43	13.2
46	Poza Cachagua	Laguna Interior	Urbano	No	0.13	0.1	-23.1
47	Laguna Cachagua (2)	Laguna costera	Urbano	No	0.6	0.55	-8.3
48	Tranque Cachagua	Tranque Artificial	Urbano	No	6.77	2.15	-68.2
49	Estero Papudo	Estero	Rural	No	0.75	0.62	-17.3
50	Laguna en Longotoma	Laguna Interior	Rural	No	2.1	0.29	-86.2
51	Humedal Las Salinas de Pullally	Desembocadura	Rural	No	7.4	7.43	0.4
52	Río Petorca	Laguna costera	Rural	No	8.11	8.74	7.8
53	Tranque NN	Tranque Artificial	Rural	No	14.9	0	-100.0
54	Humedal Pichicuy	Laguna costera	Rural	Si	4.28	1.23	-71.3
55	Humedal Quebrada El Chivato	Desembocadura	Rural	No	0.73	2.81	284.9
56	Humedal Los Molles	Desembocadura	Rural	No	0.61	0.8	31.1
57	Las Salinas de Huentelauquén	Desembocadura	Rural	Si	24.3	26.2	7.3
Total					459.1	281.33	-38.7

fallas en las costas de Chile central, junto con el alzamiento de la cordillera de los Andes a su altura actual, el hundimiento del valle longitudinal y la formación de la cordillera de la costa. Los esteros que nacían en la cordillera de la costa escurrían hacia el mar con fuertes pendientes, depositando en su curso diversos sedimentos fluviales gruesos y arrastrando el material fino hacia el mar. Nuevos movimientos tectónicos violentos solevantaron el lecho marino adyacente y formaron los sucesivos sistemas de terrazas marinas que se distinguen a lo largo de la costa del sector. En particular, en la zona de El Yali se pueden

distinguir cinco movimientos principales: dos solevantamientos, un hundimiento y un solevantamiento posterior, seguido por un último solevantamiento asociado al terremoto de 1985.

Las transgresiones marinas ocurridas tras la última glaciación (14 000 años atrás) y durante el Holoceno medio (6 000 años atrás) permitieron la acumulación de sedimentos marino litorales y/o fluviomarinos a través de la cuenca (Fariña *et al.*, 2012). La actividad tectónica se manifiesta en los movimientos cosísmicos verticales que caracteriza los últimos 3 000 años (Holoceno inferior) produce el alzamiento regional de

la costa que ocasionó la emersión de una terraza litoral sobre la cual se emplaza el humedal.

De acuerdo a Paskoff *et al.* (2000), los cordones dunares que se encuentran en la zona costera de este humedal sobre la extensa playa que se extiende desde Punta Toro por el sur hasta la desembocadura del río Maipo por el norte (ver figura 1) revelan las diferentes etapas en la progradación de la línea costera durante el Holoceno: durante la culminación de la transgresión postglacial, hace 5 000 o 6 000 años, el mar ocupaba todo lo que es hoy la terraza litoral baja y llegaba a unos 5 a 7 metros sobre su nivel actual, hasta el pie mismo del acantilado, hoy día parcialmente sepultado bajo las dunas parabólicas transgresivas. La regresión del mar, que intervino después y tuvo como consecuencia la emersión de la terraza baja, se explica primero por un solevantamiento del continente en relación con la zona de subducción que coincide con la costa. De esta forma, hoy día se aprecia un extenso sistema de cordones dunares de unas 1780 ha, conformado por dunas libres transversales constituido por barjanes coalescentes, dunas parabólicas retenidas por la vegetación, las que se intercalan con los humedales de El Yali (Castro-Avaria, 2015). Esta duna fue intervenida a comienzos del siglo xx, al intentar estabilizarla con plantaciones de pinos y eucaliptus (Albert, 1900), que están presentes hasta el día de hoy.

Con el objetivo de evaluar los cambios recientes del uso de suelo en este sistema de humedales, se elaboró cartografía para los años 2013, 2014 y 2015. Se utilizaron los programas Google Earth Pro®, QGis® y ArcView®. Se clasificó la cobertura del suelo en las siguientes categorías: a) cuerpos de agua (área de inundación, cuerpos

de agua), b) áreas urbanas e industriales (urbano, agrícola, salinas), c) terrenos agrícolas (cultivo, barbecho), d) plantaciones (Eucaliptus, eucaliptus dispersos, pinos, pinos dispersos), e) praderas y matorrales (praderas, matorrales), f) bosques (bosque nativo), g) vegetación de humedal (vegas, vegetación de riberas), y h) áreas desprovistas de vegetación (dunas móviles, dunas parcialmente estabilizadas). Para minimizar errores topológicos (como superposición de polígonos o existencia de espacios en blanco), se jerarquizó la vectorización de usos de suelo de mayor importancia. Se fusionaron los usos de suelo del mismo tipo en una sola unidad. Se trabajó con una resolución de 0,1 ha (figura 4).

Los cambios en las superficies de uso del suelo (tabla 2) asociadas a cultivos, vegetación de ribera, dunas parcialmente estabilizadas y praderas, así como el uso área de inundación son las de mayor variación positiva en el período. Las superficies de uso con mayor variación negativa son los usos de barbecho, cuerpos de agua, pinos y vega. En tanto que la proporción de superficie de eucaliptus dispersos, bosque nativo, avícolas y salinas varían en muy pequeña proporción. Las dunas experimentan una disminución menor.

El cruce entre los usos de suelo detectados con mayor variación (tabla 3) según su carácter cultural (cultivos, urbano) y natural (dunas, cuerpos de agua) y el signo de su variación (aumento, reducción), permitió identificar los humedales que más han cambiado, así como sus relaciones. En los usos culturales, el aumento de cultivos y la reducción de área de barbecho se relacionan directamente. Las áreas de barbecho se transforman mayoritariamente en áreas de cultivo y algunas otras áreas en cultivo se transforman en barbecho. En los usos

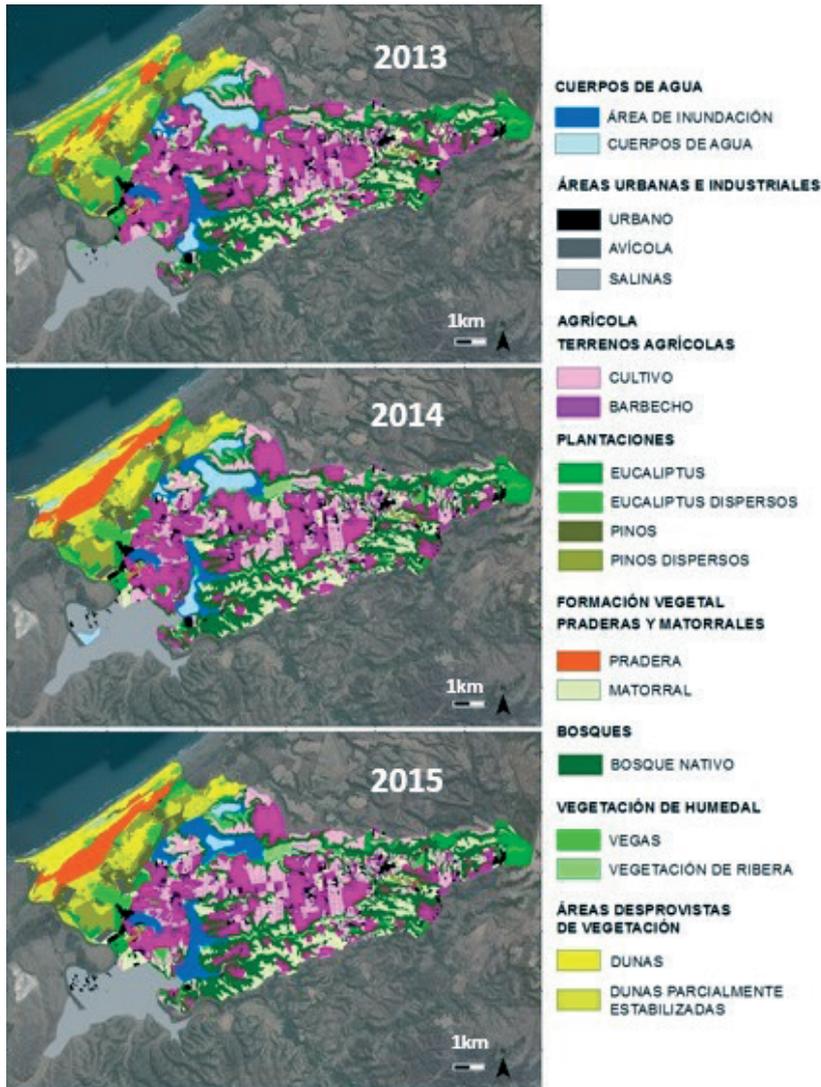


Figura 4. Coberturas uso de suelo en torno a la reserva nacional El Yali para los años 2013, 2014 y 2015.

naturales, el aumento de la vegetación de ribera se relaciona con la reducción de los cuerpos de agua, al colonizar la vegetación el área húmeda que queda luego de la reducción del espejo de agua.

El vínculo entre los usos culturales y los naturales, se evidencia entre el aumento de

la superficie de cultivos y áreas urbanas y la reducción de cuerpos de agua y vegas, una relación directa al requerir los primeros mayor demanda de agua de carácter consuntivo. Es decir, gran parte de ella se consume o transforma en cuerpo vegetal de los cultivos y no regresa a la cuenca.

Tabla 2. Porcentaje de variación de superficie de uso del suelo
año 2013, 2014 y 2015 cuenca en torno a la reserva nacional El Yali.

Uso de suelo	2014-2013	2015-2014	Suma	Media
Area de inundacion	4.0%	103.6%	107.60%	53.80%
Avicola	0.2%	-1.3%	-1.10%	-0.55%
Barbecho	-17.2%	-6.8%	-24.00%	-12.00%
Bosque nativo	-1.3%	0.3%	-1.00%	-0.50%
Cuerpos de agua	-1.2%	-68.9%	-70.10%	-35.05%
Cultivos	26.7%	10.0%	36.70%	18.35%
Dunas	-10.4%	5.0%	-5.40%	-2.70%
Dunas parcialmente estabilizadas	29.3%	5.6%	34.90%	17.45%
Eucaliptos	6.5%	-7.9%	-1.40%	-0.70%
Eucaliptos dispersos	-30.7%	36.9%	6.20%	3.10%
Matorral	10.0%	-0.3%	9.70%	4.85%
Pinos	-25.0%	-4.8%	-29.80%	-14.90%
Pinos dispersos	-8.5%	5.4%	-3.10%	-1.55%
Pradera	249.0%	-5.0%	244.00%	122.00%
Salinas	0.2%	-1.5%	-1.30%	-0.65%
Urbano	6.7%	0.8%	7.50%	3.75%
Vegas	-74.8%	-43.8%	-118.60%	-59.30%
Vegetacion de ribera	50.1%	-0.8%	49.30%	24.65%

Tabla 3. Matriz de cruce de usos de suelo que varían según uso natural
y cultural en cuencas en torno a reserva nacional El Yali 2013-2015.

	Cultural		
	Aumento	Cultivos	
Urbano		Barbecho	
Dunas estabilizadas			
Matorral		Dunas	
Pradera		Vegas	
Vegetación de ribera		Cuerpos de Agua	
	Natural		

DUNAS DE RITOQUE, DESEMBOCADURA RÍO ACONCAGUA Y MANTAGUA (32°43'S)

El campo de dunas de Ritoque (32°50'S; 71°30'W) se encuentra entre la desembocadura del río Aconcagua y la laguna de

Quintero (figura 3). El campo de dunas está conformado por arenas de tamaño fino, siendo el cuarzo uno de sus principales

componentes. Según mediciones efectuadas por el Instituto de Investigación de Recursos Naturales (IREN) en 1966 el campo de dunas poseía una superficie aproximada de 1 923.5 hectáreas. En 2003 tal superficie se había extendido a 2 280 hectáreas (Rojas, 2008). Actualmente su ancho mayor se encuentra al norte del campo dunar con 4.6 km, proyectándose hacia el noreste (ver figura 5A). Cogollor (1975) describe cuatro sectores bien definidos en un perfil transversal del campo dunar, lo que permite caracterizar su morfología, dinámica y vegetación y que, ordenadas de oeste a este, se visualiza lo siguiente: a) Berma arenosa: situada en la zona de playa; b) Cordón litoral: barrera continua de montículos de sedimentos de diferentes tamaños y formas y vegetación (figura 5B); c) Depresión: tiene la presencia de una napa freática superficial, lo que permite sustentar el humedal de Mantagua y la sobrevivencia de especies vegetales, principalmente en el extremo sur de ésta; y d) Campo de dunas propiamente tal que delimita con las dunas antiguas estabilizadas. En este sector presenta una prominente lengua de arena que penetra en el continente con una superficie actual aproximada a las 200 hectáreas (figura 5C).

Respecto a las condiciones climáticas, la temperatura media es de 14.8°C y las precipitaciones medias de 300 mm. Su tipo climático se clasifica como templado cálido con lluvias invernales, estación seca prolongada y gran nubosidad (DMC, 2001). La evaporación máxima absoluta es de 14 000 ml/m², mientras que la mínima absoluta es de 100 ml/m² (Salas y Toral, 1974). El viento predominante es del suroeste y sur, con una velocidad media de 26 km/h (figura 6).

El origen de los sedimentos provienen principalmente de la desembocadura del río Aconcagua, y son transportados por la corriente litoral cuya dirección es predominantemente del suroeste, que arrastra un promedio de 24.58 kg/s de sedimentos, estimándose su transporte mensual en 453 000 toneladas (Quezada, 2007). Una vez depositados en el sector costero quedan a expensas de la acción eólica que es muy activa. Hay evidencias desde 1945 que los sedimentos del campo dunar cubrían las vías de circulación del sector consistente en la ruta principal F-210, caminos secundarios y la vía férrea usada por el tren que transporta metales (Castro, 1987). En segundo lugar, y minoritario en términos volumétri-

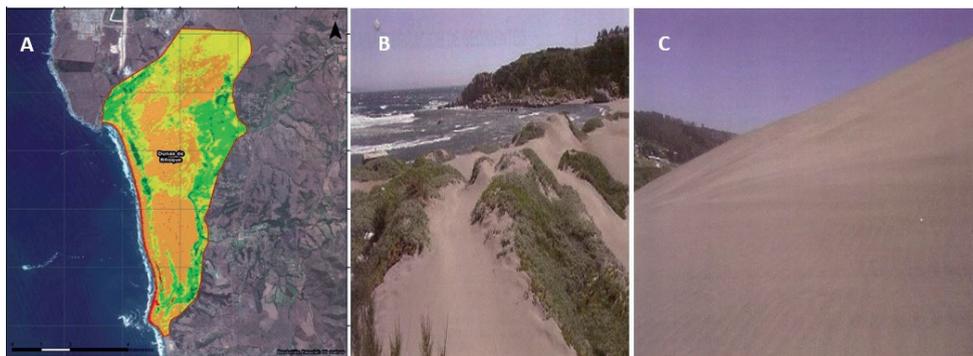


Figura 5. A) Campo dunar de Ritoque, B) Cordón litoral y C) Campo de dunas en el sector sur.

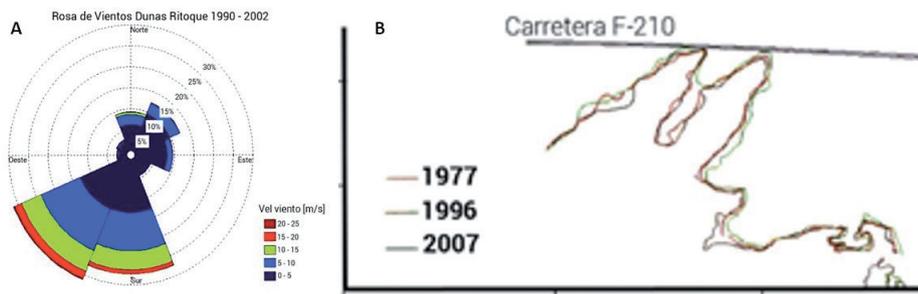


Figura 6. A) Rosa de los vientos para Ritoque. B) Sector norte del campo dunar. Años 1977,1996 y 2007. Fuente: Santander (2014).

cos, está la meteorización del gneis granítico, principal componente del basamento costero que limita por el oeste el campo dunar.

De acuerdo a la Dirección Meteorológica de Chile (DMC, 2001), entre 1966 y 2000 fue un periodo crítico para la vegetación de las dunas (asociado a la mayor o menor retención de las arenas), lo que se debió a los factores climáticos-oceánicos de El Niño y La Niña. En tal período se registraron hechos históricos de aumento de la temperatura superficial del mar producto de El Niño, lo que originó un incremento en la frecuencia y cantidad de sistemas frontales en Chile central (especialmente El Niño 1982-1983). Por el contrario, en 1998 hizo su presencia La Niña, que explica una disminución considerable de las precipitaciones. En el área del campo dunar la precipitación anual de ese año fue de 32.6 mm, lo que implicó la disminución considerable de la vegetación con la consiguiente intensificación del transporte sedimentario hacia la zona interior del sector.

Con relación a la evolución histórica de las dunas, Santander (2014) comparó las líneas de los límites históricos obtenidos del análisis de fotografías aéreas de los años 1970, 1975, 1977, 1996 y 2007, detectan-

do que hay zonas donde se han manifestado avances y retrocesos de las dunas. Es así como en los tres últimos sets fotográficos se observa que en el sector norte los sedimentos pueden sobrepasar la carretera (figura 6). En el sector norte la superficie obtenida debido al avance del campo dunar entre 1977 y 2007 es de 43 306.53 km² siendo medido en forma perpendicular a la dirección del transporte eólico (noreste); a partir de esto es posible inferir un avance hacia el noreste aproximado de 30 m entre 1977 y 2007. Como valor medio de avance entre 1977 y 1996 el avance dunar es de 20 m, lo que corresponde a una tasa de 1.05 m/año, mientras que entre 1977 y 2007 hubo un avance promedio de 40 m en ese período, lo cual significa un avance de 1.30 /año.

En cuanto a las proyecciones del campo dunar de Ritoque para un período entre 50 a 100 años, el sector norte estaría invadiendo un segmento de la carretera F-210 que comunica las ciudades de Concón y Quintero, lo que puede estar motivando la formulación una serie de proyectos para estabilizar y urbanizar la duna, afectando su funcionalidad ecológica.

En el sur de esta duna, se encuentra la desembocadura del río Aconcagua y en la depresión sur, el humedal de Mantagua. A

pesar de su cercanía, estos dos humedales tienen un funcionamiento muy distinto. El humedal de la desembocadura del río Aconcagua tiene un régimen hídrico asociado a la cuenca del río Aconcagua, que nace a 1 430 m de altitud y recorre 142 km hasta llegar a la desembocadura, en el océano Pacífico. El régimen del río Aconcagua es pluvio-nival, registrándose dos crecidas importantes durante el año, una en invierno por las precipitaciones en los meses de junio, julio y agosto, principalmente, y otra en primavera, producto de los deshielos. En términos climáticos, la temperatura promedio en la desembocadura es en torno a 14°C. En esta zona, los procesos del humedal están determinados principalmente por el caudal del río, la marea y el viento local. En contraste, el humedal de Mantagua es parte de los numerosos humedales formados en las cuencas costeras a lo largo de la región semi-árida del centro/norte de Chile, localizado entre las ciudades de Concón y Quintero, constituye un hu-

medal costero periurbano, con una orientación noreste-suroeste (ver figura 7A). El humedal es parte de una unidad geomorfológica caracterizada por el campo dunar descrito, la playa, la laguna y un estuario de barra que recibe los aportes de los esteros Quintero y Mantagua. Este cuerpo de agua es somero (~ 2 m profundidad máxima) y está desconectado del océano Pacífico por una barra de arena, que se abre esporádicamente a causa de tsunamis, marejadas y luego de lluvias intensas en la costa. El aporte de agua dulce al humedal se produce principalmente durante los meses de invierno, disminuyendo drásticamente durante primavera, verano y otoño, cuando el humedal depende principalmente de los aportes menores de los esteros y los acuíferos que se reabastecen durante invierno. Durante, primavera y verano, este sistema tiene una alta productividad y hay una alta concentración de materia orgánica, especialmente, en la zona de totorales. Por otra parte, las condiciones físicas y químicas

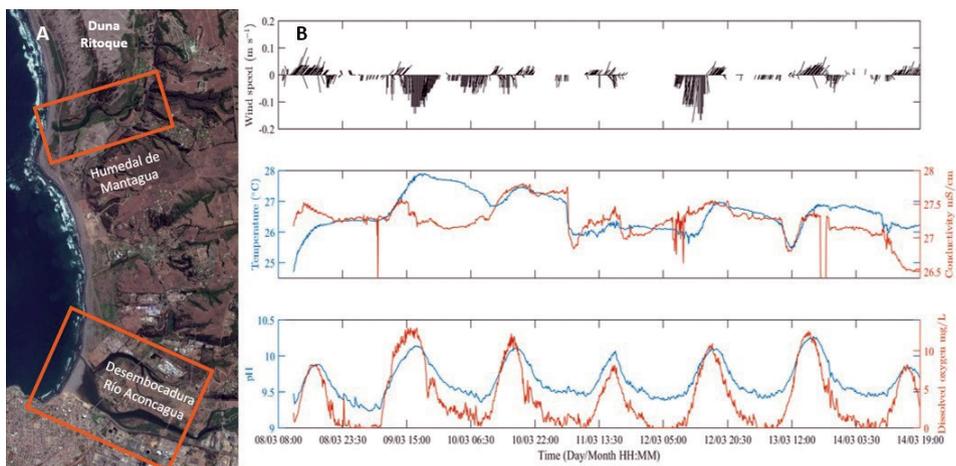


Figura 7. A) Ubicación humedales desembocadura estero Mantagua (a) y río Aconcagua (b) (Fuente: Google Earth). B) Serie de tiempo de velocidad y dirección del viento en Mantagua (panel superior), junto con el registro de temperatura y conductividad (panel central) y oxígeno disuelto y pH (panel inferior).

de este ecosistema están determinadas por un régimen dominado por el viento local, como se observa un estudio de alta frecuencia realizado en marzo de 2016 (figura 7B). Además, las condiciones de pH y concentración de oxígeno disuelto cerca del fondo exhiben una amplia variación intradiurna, presentando un rango de condiciones desde subóxicas a óxicas cercanas a saturación. Por lo tanto, mientras un humedal recibe aportes permanentes de un río que exhibe variación estacional de su caudal y, por otra parte, está sujeto a la influencia de la marea, el otro humedal presenta aportes significativos de agua superficial solo durante invierno, dependiendo de un flujo muy reducido durante el resto del año y no tiene influencia de la marea.

Tanto el humedal del río Aconcagua como el humedal de Mantagua están expuestos a la disminución gradual de las precipitaciones en la zona centro-norte de Chile, debido al desplazamiento de las condiciones más áridas hacia el sur, causado por el cambio climático. Por otra parte, ambos sistemas están expuestos a amenazas naturales, como tsunamis y marejadas. Sin embargo, la mayor amenaza a la integridad y funcionalidad de estos sistemas está asociada a la presión inmobiliaria, extracción ilegal de agua y actividades que perturban su rol ecológico, como el turismo informal, uso de vehículos motorizados terrestres y aéreos, extracción de áridos para la construcción y alteración de la flora ribereña.

DUNAS Y HUMEDAL DE HUENTELAUQUÉN (31°35's)

El Sitio Ramsar N° 2237 Las Salinas de Huentelauquén (SRLSH) se localiza en el sur de la región de Coquimbo (figura 3). Se inserta en un sector de carácter transicional entre la formación vegetal del matorral estepario boscoso y del matorral estepario arborescente, perteneciente a la eco-región del Matorral y Bosque Esclerófilo (Gajardo, 1993; Cepeda *et al.*, 2000), razón por la cual contiene elementos de flora y fauna típicos de dichos sistemas naturales (Torres-Mura *et al.*, 2011). Destaca en este territorio una gran diversidad de especies de flora y fauna, caracterizada por su alto endemismo (Cepeda *et al.*, 2000; Squeo *et al.*, 2001; Torres-Mura *et al.*, 2011).

En Las Salinas de Huentelauquén, varios de los más de 300 comuneros desarrollan la agricultura familiar de subsistencia (promedio 1.4 ha) y mantienen ganado menor

(*i.e.* cabras y ovejas). También se extrae agua para regar los caminos costeros y para abastecer los asentamientos locales en épocas de escasez hídrica (Norero y Bonilla, 1999). En el SRLSH se encuentran distintos ecosistemas entre los que destacan: a) la caja fluvial, b) sistema de dunas y c) charcas invernales; configurando un paisaje heterogéneo, frágil y vulnerable a los efectos del cambio climático global (MMA, 2014; Zuleta y Piñones, 2015).

La caja fluvial está situada a nivel del mar y delimitada por un sistema de dunas costeras en el sector oeste (Paskoff y Manríquez, 2004). En el SRLSH, el humedal principal lo constituye la laguna estuarina, que es alimentado por el cauce del río Choapa, precipitaciones invernales y eventos de mareas o marejadas intensas, las cuales hacen ingresar agua salada al estuario, que nor-

malmente se encuentra separado por unos 20 metros del límite superior de la marea alta (Zuleta y Piñones, 2015). La desembocadura de río Choapa es de tipo micromareal, configurando un estuario con barrera sedimentaria de arena supramareal, teniendo dominancia la escorrentía del mismo río (Cienfuegos *et al.*, 2012). Puesto que la evapotranspiración en la mayor parte de la cuenca excede a la precipitación anual, no existen remanentes de aguas superficiales, lo que transforma a la desembocadura en una fuente importante de recurso hídrico en la zona.

En el SRLSH, al norte de la desembocadura del río Choapa, es posible ubicar un extenso campo de dunas (594 ha). Sobresalen las paleodunas litorales, las dunas transversales móviles y las dunas que bordean la laguna estuarina, las que han sido estabilizadas por la vegetación nativa y orientadas por la plataforma de abrasión en la base del acantilado muerto, por donde se canaliza y desvía el viento (Castro-Avaria, 2015). Una proporción de ellas sustenta comunidades vegetales en donde es posible encontrar

una rica y variada fauna de reptiles y artrópodos (Cea *et al.*, 2013; Zuleta y Piñones, 2015). Los campos de dunas móviles o semiestabilizadas, se extienden por la planicie costera hasta alcanzar los límites del pueblo de Huentelauquén.

Las dunas de las salinas de Huentelauquén proveen valiosos servicios ecosistémicos a las comunidades humanas aledañas, como: una efectiva barrera física para contener eventos de inundaciones (*i.e.* tsunamis, grandes marejadas), protege la actividad agrícola de la desembocadura del río Choapa, posibilita la formación y desarrollo de la laguna estuarina, purifica el agua que se forma en las quebradas del sector y permite la formación de pequeños humedales estacionales sobre ella (Molina, 2003; Martínez, 2008). Dado que en la costa semiárida las dunas contienen un alto contenido de hierro y otros minerales (Castro-Avaria, 2015), una de las mayores amenazas a su integridad lo constituye la minería de dunas, que se suma al creciente desarrollo inmobiliario y el tránsito desregulado de vehículos todo terreno. Esto está



Figura 8. Charcas temporales en dunas litorales y llanos costeros del sitio Ramsar Las Salinas de Huentelauquén (Canela, Choapa).

ocasionando un deterioro del componente paisajístico, cultural y arqueológico, además de la biodiversidad de las dunas litorales del SRLSH (Zuleta y Piñones, 2015).

El llano costero, es el ecosistema más extenso (2 322 ha) del SRLSH. En ella se observa un alto grado de perturbación y destrucción de hábitat por la extracción de leña y sobrepastoreo. Sin embargo, contiene una alta riqueza de flora y fauna en remanentes del ecosistema original como los fondos de quebradas (Zuleta y Piñones, 2014). Los llanos presentan una serie de pequeños humedales temporales (charcas), que se forman en depresiones naturales del suelo tras las lluvias otoñales e invernales, con un breve hidropériodo y sustentan una variada avifauna migratoria provenientes de zonas cordilleranas, australes y boreales, como también anfibios y reptiles propios de las zonas desérticas (figura 8). En estas

charcas se encuentran al menos 23 especies de aves (Zuleta y Piñones, 2015). Dichos humedales albergan también una flora endémica con problemas de conservación (Cea y Zuleta, 2017) y una variada fauna de invertebrados (Pizarro-Araya y Alfaro, 2016) adaptada a las fluctuantes condiciones hídricas de estos sistemas naturales.

Los humedales temporales del SRLSH constituyen focos naturales de biodiversidad para plantas y animales adaptadas a condiciones méxicas, dado su mayor productividad en relación al entorno árido en que están insertas (Mitsch y Gosselink, 2000; Carl y Blumenshine, 2005; Williams, 2006). En el pasado estos humedales fueron aprovechados para la agricultura y ganadería, situación que en la actualidad ha desaparecido dado la creciente disminución de las precipitaciones anuales.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En la zona semiárida de Chile existen patrones definidos con respecto a los cambios en las variables climáticas. Los datos históricos indican que las temperaturas máximas están aumentando en valles interiores y zonas precordilleranas, mientras que en la costa ha habido una disminución de estas. Sin embargo, las temperaturas mínimas han registrado aumentos en todas las zonas (MMA, 2016). Las precipitaciones exhiben un patrón similar. En zonas costeras existe una significativa disminución en los montos pluviométricos, lo cual podría generar consecuencias significativas en la agricultura y la biodiversidad, siendo el área de estudio de este capítulo, el lugar en Chile donde se espera que el estrés bioclimático

será más severo (MMA, 2016). Es esperable que las modificaciones en la temperatura ambiente, generen cambios en el balance hídrico y las características ecoclimáticas de los humedales costeros en Chile central.

Un análisis de los datos diarios de la temperatura promedio del aire obtenidos entre julio de 2013 y marzo de 2017 de la estación meteorológica más cercana al SRLSH (CEAZA, Míancha Sur), reveló una tendencia de incremento de las temperaturas en 0.0017 grados por día. A pesar de que el período analizado es corto, y probablemente se encuentra perturbado por sucesos de variabilidad climática, esta tendencia es coherente con el registro de 50 años que se tiene para el sur de la región de Valpa-

raíso (figura 2). Se puede conjeturar una tendencia de aumento de la temperatura en el SRLSH, lo que también se constata en Mantagua y El Yali.

Este incremento de las temperaturas y disminución de las precipitaciones ha modificado la fenología y cobertura vegetal. Especies cuya distribución llegaba al límite norte del área de estudio, se encuentran hoy en día en el límite sur (Flores-Toro y Contreras-López, 2015).

Por otra parte, los cuerpos de agua parecen estar experimentando severos cambios en su régimen. Las charcas temporales, típicas de Huentelauquén, disminuyen su prolongación temporal por la disminución de las precipitaciones, generando un efecto cascada donde la economía de subsistencia de la población rural aledaña se ve amenazada. En la actualidad, el paisaje de Huentelauquén en los meses cálidos está desprovisto de vegetación y dominado por suelos polvorientos, lo que ha determinado un cambio en las actividades económicas de la población local, un éxodo de jóvenes en búsqueda de mejores oportunidades de vida y un envejecimiento de la población residente, configurado una crisis en relación a sus medios de vida, prácticas productivas y relaciones sociales (Salas *et al.*, 2011). En la región de Valparaíso, cada vez es más frecuente que humedales costeros permanentes, se sequen completamente en la época estival, convirtiéndose así en humedales estacionales.

Al igual que en El Yali y Mantagua, los humedales de Huentelauquén, presentan variaciones estacionales, anuales y multianuales en su espejo de agua, observándose una relación directa entre los volúmenes de escorrentía superficial y las precipitaciones anuales, cuyas variaciones son notorias durante la ocurrencia del fenómeno ENOS.

Así la extensión del espejo de agua del estuario del río Choapa medida entre el 2007 y 2013, sufrió una variación del 7,3% (tabla 1.) Durante los períodos ENOS, no sólo la extensión y profundidad del espejo de agua del estuario varía considerablemente (1-2 m), sino también la abundancia y diversidad de la avifauna local (Zuleta y Piñones, 2015). El cambio climático podría ocasionar la reducción o desaparición de las charcas temporales del SRLSH, lo cual ocasionaría modificaciones en la biodiversidad de aves migratorias que la utilizan como áreas de descanso y alimentación. Conjuntamente, también ayudaría a la extinción de conocimientos y tradiciones asociados a estos ecosistemas (Piñones *et al.*, 2016), incrementando los procesos de erosión cultural que afectan a los actores sociales de Huentelauquén y a las comunidades educativas presentes en la zona. Lo anterior disminuiría la sensibilidad a este fenómeno y debilitaría las capacidades de dichas comunidades para adaptarse al cambio climático.

El cambio del suelo a sistemas productivos agrícolas y ganaderos en las cuencas de captación, afecta la sustentabilidad de los humedales costeros promoviendo la “eutrofización cultural” (Reed-Andersen *et al.*, 2000), que genera una condición eutrófica que interactúa con las variables físicas asociadas al cambio climático contemporáneo. Así, el cambio climático en la zona costera de Chile central, estaría generando interacciones funcionales y recíprocas entre el sistema social y ecológico. Las comunidades rurales asociadas a estos ecosistemas, enfrentan una crisis socioambiental que ha establecido y evidencia quiebres con las prácticas tradicionales, tensionando las expectativas de continuidad histórica de la ruralidad (Salas *et al.*, 2011); vinculando

directamente las variables sociales y culturales de las comunidades con la vulnerabilidad al fenómeno climático de los humedales mediterráneos y semiáridos de Chile central.

Se puede concluir que las lagunas costeras, lagunas interiores, tranques artificiales y charcas temporales de Chile central, están evidenciando un cambio de régimen, que puede tener implicancias en la sostenibilidad de estos ambientes. Del mismo modo,

las dunas costeras son vulnerables especialmente por la acción antrópica, que refuerza las alteraciones que explica el cambio climático. En este escenario, se espera que las comunidades rurales asociadas a los humedales costeros de Chile central, manifiesten mayores dificultades en su adaptación al cambio climático, generándose además un deterioro del patrimonio biocultural relacionado con estos ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Johannes Burmeister (Manfred-Hermsen-Stiftung für Natur und Umwelt) y a Elier Tabilo Valdivieso (Centro Neotropical de Entrenamiento en Humedales), por promover la coordinación de los equipos de investigación (Valparaíso y La Serena). Carlos Zuleta y Víctor Bravo

agradecen el financiamiento del proyecto FPA-NAC-I-032-2014 del Ministerio del Medio Ambiente y al Programa de Socialización de la Investigación del Laboratorio de Ecología de Vertebrados (DIDULS 2017) de la Universidad de la Serena.

LITERATURA CITADA

- Albert, F., 1900. Las dunas, o sean las arenas volantes, voladeros, arenas muertas, invasión de arenas, playas y médanos del centro de Chile: comprendiendo el litoral desde el límite norte de la provincia de Aconcagua hasta el límite sur de la de Arauco. *Anales de la Universidad de Chile*, imprenta Cervantes, Santiago, <http://www.memoriachilena.cl/archivos2/pdfs/mc0027318.pdf>. Accessed 8 Oct 2016
- Brito, J.L., 1999. Vertebrados del humedal La Reserva Nacional El Yali y su costa, Santo Domingo, Chile central. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso*, 24: 121-126.
- Brito, J.L., 2009. San Antonio: Nuevas crónicas para su historia y geografía. Salesianos Impresores S.A., San Antonio, Chile.
- Carl, T., y S. Blumenshine, 2005. Relationships among vernal pool invertebrate assemblages with habitat morphology and distribution. *BIOS*, 76: 145-152.
- Castro-Avaria, C., 2015. Geografía de las dunas costeras de Chile: Instrumentos y pautas para su manejo integrado, Ediciones UC, Santiago, Chile.
- Castro, C., 1987. Transformaciones geomorfológicas recientes y degradación de las dunas de Ritoque. *Revista Geográfica Norte Grande*, 14: 1-13.
- Cea, A., y C. Zuleta, 2017. Caracterización florísticas de pozas temporales en Huentelauquén (Canela-Choapa, Región de Coquimbo). Informe Técnico, Universidad de La Serena & Ministerio de Medio Ambiente, La Serena, Chile.

- Cea, A., L. Sánchez-Fernández, y C. Zuleta, 2013. Vegetación y flora del humedal Huentelaunquán y ecotopos adyacentes. Informe Técnico, Universidad de La Serena & Ministerio de Medio Ambiente, La Serena, Chile.
- Cepeda, J., C. Zuleta, y R. Osorio, 2000. Región de Coquimbo: Biodiversidad y Ecosistemas Terrestres. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.
- Cienfuegos, R., J.R. Campino, J. Gironás, R. Almar, y M. Villagrán, 2012. Desembocaduras y lagunas costeras en la zona central de Chile. p. 21 – 66. En: Fariña, M.J. y A. Camaño (eds.), Humedales costeros de Chile. Ediciones UC, Santiago, Chile.
- Cogollor, G., 1975. Estudio del control de dunas de Ritoque y proposiciones para su manejo. Tesis para optar al Título de Ingeniero Forestal, Departamento de Silvicultura, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago, 77 p.
- Contreras-López, M., H. Vergara Cortés, y R. Figueroa, 2014. Elementos de la Historia Natural del sistema de humedales El Yali. Anales Museo Historia Natural de Valparaíso, N°27: 51-67.
- DMC, 2001. Climatología de Chile. Subdirección de Climatología y Meteorología Aplicada. Dirección Meteorológica de Chile, Santiago de Chile, 198 p.
- Fariña, J.M., M.D. Bertness, B. Silliman, N. Aragonese, y E. Gayo, 2012. Historia natural y patrones ecológicos del humedal costero El Yali, Chile Central. p. 215-250. En: Fariña, M.J. y A. Camaño (eds.), Humedales costeros de Chile. Ediciones UC, Santiago, Chile.
- Figueroa, R., M. Suarez, A. Andreu, V. Ruiz, y M. Vidal-Abarca, 2009. Caracterización Ecológica de Humedales de la Zona Semiárida en Chile Central. *Gayana (Concepc.)*, 73(1): 76-94, doi:10.4067/S0717-65382009000100011.
- Flores-Toro, L., y M. Contreras-López, 2015. *Suaeda foliosa* Moq. (Caryophyllales: Chenopodiaceae) first record of the genus and species for Valparaíso region, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82(2), doi: 10.1186/s40693-015-0035-5.
- Gajardo, R., 1993. La Vegetación Natural de Chile: Clasificación y Distribución Geográfica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, 165 p.
- Martínez, M.L., 2008. Dunas costeras. *Investigación & Ciencia*, 383: 26-35.
- MMA, 2014. Quinto Informe Nacional de Biodiversidad de Chile ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD). Ministerio del Medio Ambiente. Gobierno de Chile. Santiago, Chile. 140 pp.
- MMA, 2016. Tercera Comunicación Nacional de Chile ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago, 504 p.
- Mitsch, W.J., y J.G. Gosselink, 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics*, 35: 25-33.
- Molina, J.A., 2003. Las charcas de primavera: Una joya geobotánica mediterránea. *Investigación & Ciencia*, 324: 35-36.
- Nichol, S.L., J.R. Goff, R.J.N. Devoy, C. Chagué-Goff, B. Hayward, y I. James, 2007. Lagoon subsidence and tsunami on the West Coast of New Zealand. *Sedimentary Geology*, 200: 248-262.
- Norero, A., y C. Bonilla (eds.), 1999. Las Sequías en Chile: Causas, consecuencias y mitigación. Colección en Agricultura. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal. Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile. 128 p.
- Paskoff, R., y H. Manríquez, 2004. Las dunas de las costas de Chile. Instituto Geográfico Militar. Santiago, Chile, 112 p.
- Paskoff, R., H. Manríquez, L. Cuitiño, y R. Petiot, 2000. Características, origen y cronología de los cordones dunares de la playa Santo Domingo, Región de Valparaíso, Chile. *Revista Geológica de Chile*, 27: 121-131.

- Piñones, C., C. Zuleta, L. Alfaro, y V. Bravo, 2016. Diálogo intergeneracional en torno a las aves: análisis de su potencial para la educación ambiental y conservación del sitio Ramsar las Salinas de Huentelauquén (Coquimbo, Chile). *Revista Chilena de Ornitología*, 22(1): 107-119.
- Pizarro-Araya, J., y F.M. Alfaro, 2016. Caracterización de la artropodofauna de pozas temporales de Huentelauquén (Región de Coquimbo, Chile). Informe Técnico Final, FPA-NAC-I-032-2014. Universidad de La Serena & Ministerio de Medio Ambiente, La Serena, Chile.
- Quezada, M., 2007. Estudio de erosión costera y regeneración de espacios litorales: Una aplicación a playa El Papagayo, Quintero. Tesis para optar al Título de Ingeniero Civil Oceánico, Universidad de Valparaíso.
- Reed-Andersen, T., S.R. Carpenter, y R.C. Lathrop, 2000. Phosphorus flow in a watershed-lake ecosystem. *Ecosystems*, 3(6): 561-573.
- Rojas, G., 2008. Caracterización espacial y temporal de las dunas de Ritoque, Quinta Región de Chile. Escuela de Ciencias Forestales, Departamento de Manejo de Recursos Forestales, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago, 87 p.
- Salas, S., Jiménez, E. y L. Bugeño, 2011. Esperando los Años Buenos: Experiencias Rurales en Contextos de Escasez Hídrica. Proyecto Conservación del Agua en Comunidades Rurales de la Región de Coquimbo. Universidad de La Serena – University of Regina. Editorial del Norte. La Serena, Chile. 202 p.
- Salas, J., y M. Toral, 1974. Estudio del ambiente físico de las dunas de Ritoque. Tesis para optar al Título de Ingeniero Forestal, Departamento de Silvicultura, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago de Chile, 133 p.
- Santander, C., 2014. Análisis del comportamiento morfo dinámico histórico del campo dunar de Ritoque, Quintero, Chile. Tesis para optar al Título de Ingeniero Civil Oceánico, Universidad de Valparaíso, 99 p.
- Squeo, F., G. Arancio, y J.R. Gutiérrez (eds.), 2001. Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Coquimbo. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.
- Torres-Mura, J.C., G.E. González, y D.E. Martínez, 2011. Fauna de Chile: Vertebrados de la Zona Mediterránea. Ediciones del Naturalista, Santiago, Chile.
- Victoriano, P.F., A.L. González, y R. Schlatter, 2006. Estado de conocimiento de las aves de aguas continentales de Chile. *Gayana*, 70(1): 140-162.
- Vilina, Y.A., 1994. Apuntes para la conservación del humedal “El Yali”. *Boletín Chileno de Ornitología*, 1: 15-20.
- Vilina, Y.A., C. Tala, y J. Meza, 2014. Nuevas especies de aves registradas en el humedal El Yali, Chile central. *Anales Museo Historia Natural de Valparaíso*, 27: 28-34.
- Williams, D.D., 2006. The Biology of Temporary Waters. Oxford University Press Inc., New York, USA, 338 p.
- Zuleta, C., y C. Piñones, 2014. Diagnóstico de Conservación y Valoración de Macrohábitats del Secano Costero de Huentelauquén (Canela, Región de Coquimbo, Chile). Informe Técnico Final, Universidad de La Serena-Ministerio del Medio Ambiente. La Serena, Chile.
- Zuleta, C., y C. Piñones (eds.), 2015. Secano Costero de Huentelauquén: Paisajes & Presencia Humana. Ediciones Universidad de La Serena – Ministerio del Medio Ambiente, La Serena, Chile, 175 p.

13

La zona costera de Argentina en un escenario de cambios climáticos: vulnerabilidad, perspectivas y tendencias

Jorge E. Marcovecchio^{1,2,3}, Ana L. Oliva¹, Noelia S. La Colla¹,
Micaela Vallina⁵, Silvia G. De Marco^{2,5,6}, Fernando Hidalgo^{5,6},
Andrés H. Arias^{1,4} y Carla V. Spetter

1 INSTITUTO ARGENTINO DE OCEANOGRAFÍA, ARGENTINA

2 UNIVERSIDAD FASTA, ARGENTINA

3 UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA NACIONAL, ARGENTINA

4 INSTITUTO DE QUÍMICA DEL SUR, ARGENTINA

5 UNIVERSIDAD NACIONAL DE MAR DEL PLATA, ARGENTINA

6 INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS, ARGENTINA

E-MAIL: jorgemar@iado-conicet.gob.ar

RESUMEN

La zona costera del Mar Argentino, al igual que las de otras regiones del planeta, está afectada por diferentes procesos ambientales que modifican su vulnerabilidad y ponen en crisis parte de la infraestructura humana que contiene. Los principales procesos involucrados son: a) Cambios en el nivel del mar; b) Cambios en la temperatura del agua de mar; c) Cambios en la salinidad; d) Modificaciones del funcionamiento del buffer carbonato-bicarbonato ($\text{CO}_3^{2-}/\text{HCO}_3^-$); e) Cambios en el balance de nutrientes y f) Modificación del régimen de tormentas, tanto en frecuencia como

Marcovecchio, J.E., A.L. Oliva, N.S. La Colla, M. Vallina, S.G. De Marco, F. Hidalgo, A.H. Arias, y C.V. Spetter, 2017. La zona costera de Argentina en un escenario de cambios climáticos: vulnerabilidad, perspectivas y tendencias. p. 247-282. En: Botello A.V., S. Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

en intensidad. En el presente capítulo se realiza un análisis sinóptico de la situación actual de la zona costera del Mar Argentino, y se proyectan los posibles escenarios que pueden desarrollarse a futuro frente a las modificaciones que suceden paulatinamente.

Palabras clave: zona costera, Mar Argentino, vulnerabilidad, procesos ambientales, futuros escenarios.

ABSTRACT

The coastal area of the Argentine Sea, just as those of other regions of the planet, is affected by different environmental processes; this modifies its vulnerability and places part of the human infrastructure that it contains under crisis. The main processes involved are: a) changes in sea level; b) changes in seawater temperature; c) changes in salinity; d) modifications in the carbonate-bicarbonate buffer ($\text{CO}_3^{2-}/\text{HCO}_3^-$) performance; e) changes in nutrient balance; and f) modification of storm patterns, both in frequency and intensity. This chapter presents a synoptic analysis of the current situation of the coastal area of the Argentine Sea, as well as the projection of the scenarios that may possibly develop in the future as the result of progressive modifications.

Key words: Coastal zone, Argentine Sea, vulnerability, environmental processes, future scenarios.

INTRODUCCIÓN

La Zona Costera (zc), como sistema de transición entre el continente y el océano, ha sido reconocida entre los ambientes de más alta productividad, mayor cantidad y diversidad de recursos naturales y significativa importancia para el desarrollo de las actividades humanas (Turner *et al.*, 1996; Small & Nicholls, 2003; Martínez *et al.*, 2007). La tasa de explotación de los recursos costeros, la expansión de la jurisdicción marítima hacia el límite de 200 millas y la amenaza del aumento del nivel del mar, entre otros, representan un tremendo reto para el manejo de la zc. Este complejo sistema natural ha sido drásticamente modificado a lo largo del tiempo, particularmente en el siglo xx, debido al asentamiento de poblaciones en expansión y crecientes actividades económicas (Church *et al.*, 2010a). La mayoría de las grandes ciudades del mundo están ubicadas en la zc o en su área de influencia, y entre el 25 y el 30% de la población humana mundial vive en una franja costera de ~60 km (Holligan y de

Boois, 1993; Tol *et al.*, 2008). En la zc se concentran puertos e infraestructuras portuarias asociadas, industrias de diferentes clases (*e.g.* petroquímicas y refinerías, plásticos, fertilizantes y agroquímicos, alimentos, fármacos, textiles), plantas generadoras de energía e infraestructura edilicia de soporte para otras actividades (Sachs *et al.*, 2001; McGranahan *et al.*, 2007). Además de los beneficios económicos generados por la extracción de recursos naturales, los ecosistemas costeros son proveedores de servicios ambientales críticos, como son reciclado de nutrientes, control de inundaciones, refugio de diferentes especies biológicas, tratamiento de efluentes antrópicos y desarrollo de actividades culturales y recreativas (Scavia *et al.*, 2002). A pesar de que estos servicios ecosistémicos normalmente no se encuentran incluidos en los mercados tradicionales, Costanza *et al.* (1997) estimaron que los ambientes costeros y marinos representan más de la mitad del valor de los servicios ecosistémicos globales.

Este fenómeno también se da en Latinoamérica y en el caso particular de Argentina la mayoría de sus ciudades más importantes (e.g. Buenos Aires, La Plata, Mar del Plata, Bahía Blanca, Rosario, Santa Fe, Puerto Madryn, Comodoro Rivadavia, entre otras) están localizadas en la ZC, y los datos del Censo Nacional de Población del 2010 mostraron que ~21 millones de personas (sobre una población total de 40.2 millones) viven en la ZC o su área de influencia, lo que representa el 52.24% (INDEC, 2010). Estos datos destacan la importancia multidimensional de la ZC, y el potencial impacto que puede implicar una modificación manifiesta. Así, la evaluación de la vulnerabilidad de la ZC a cambios ligados en el sistema climático mundial adquiere gran importancia. En este sentido, el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC) definió la vulnerabilidad como “la medida en que un sistema natural

o social es susceptible de sufrir daños por el cambio climático”, e indicó además que es una función de la magnitud de ese cambio, de la sensibilidad del sistema y de su capacidad de adaptación a las modificaciones observadas (Watson *et al.*, 1998).

Precisamente, la ZC debe ser entendida como una región donde interactúan procesos propios de los continentes con aquellos que caracterizan al océano, los cuales generan un sistema de equilibrios múltiples y de diferentes grados de fragilidad que la hacen única en el planeta (Hinkel y Klein, 2009) (figura 1).

Los procesos que ocurren en la ZC (figura 1), así como las condiciones en las cuales se desarrollan pueden ser modificados por numerosas causas, y el cambio climático –en cualquiera de sus expresiones– puede ser una de ellas. Entre las manifestaciones de cambio climático que pueden afectar la estabilidad y funcionamiento de la ZC se

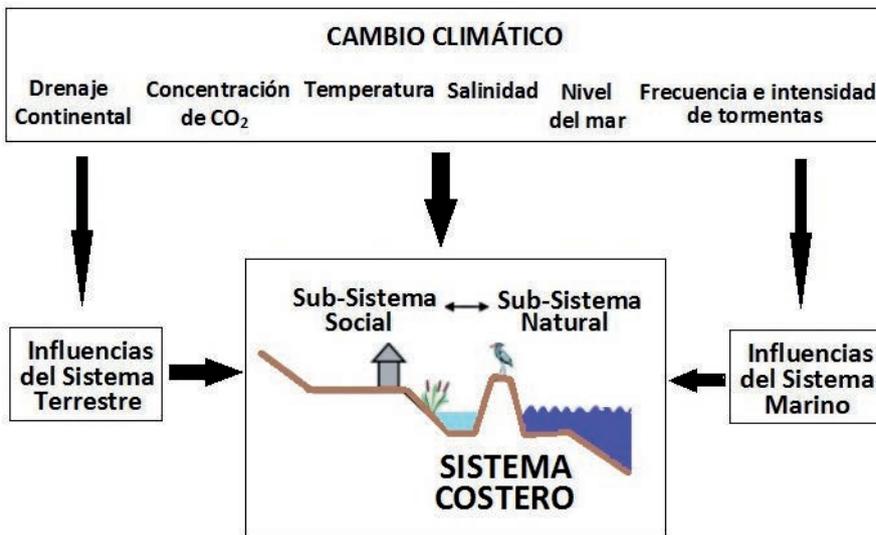


Figura 1. Interacciones en la Zona Costera (ZC) y sus potenciales relaciones con el cambio climático.

presentan: a) Cambios en el nivel del mar; b) Cambios en la temperatura del agua de mar; c) Cambios en la salinidad; d) Modificaciones del funcionamiento del buffer carbonato-bicarbonato (CO_3^{2-} - HCO_3^-); e) Cambios en el balance de nutrientes; f) Modificación del régimen de tormentas, tanto en frecuencia como en intensidad; entre otros. Los procesos ligados a cambios en el sistema climático de la Tierra no son nuevos, y de hecho se han producido numerosas veces a lo largo de la historia de nuestro planeta (Pörtner y Langenbuch, 2005; Thompson *et al.*, 2006; Brooke, 2014); sin embargo, ésta es la primera vez que la actividad del hombre —a través de la quema de combustibles fósiles, la deforestación, la contaminación ambiental, el derroche energético, el uso indiscriminado

de fertilizantes de nitrógeno, el uso de gases fluorados, entre otras— se suma a los factores naturales y generan una aceleración de este cambio (Vitousek *et al.*, 1997; Walther *et al.*, 2002; Crutzen, 2006).

La ocurrencia de cualquiera de estos procesos puede generar consecuencias devastadoras en la ZC, tanto estructurales (*e.g.* pérdida de superficies emergidas por inundación, destrucción de sistemas naturales por tormentas, etc) como funcionales (*e.g.* cambios en los patrones de circulación/regulación del clima, erosión) (Antonioli *et al.*, 2006; Bindoff *et al.*, 2007). El resultado de estos efectos depende no sólo de los cambios en los mencionados procesos sino también de la configuración y conformación del sistema costero afectado.

LAS PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS DE LA ZONA COSTERA DE ARGENTINA

La costa de Argentina tiene una extensión de 6 816 km (Diez, 2007), con áreas relativamente estables en el norte, ascendentes en la Patagonia (sur de la costa argentina) y tectónicamente afectadas en Tierra del Fuego (figura 2)(Perillo *et al.*, 2006; Boretto *et al.*, 2013; Violante *et al.*, 2014). La plataforma continental, que en algunos lugares puede alcanzar más de 800 km de ancho, está cubierta por sedimentos terrígenos acumulados durante las oscilaciones del nivel del mar en el Cuaternario (Schnack *et al.*, 2010). La mayoría de las playas de la zona norte de la costa argentina son de arena y pendientes muy suaves, mientras que las de Patagonia son de grava y suelen incluir barrancas y acantilados (Kokot, 2004; Fucks *et al.*, 2012; Diez, 2007).

Los sistemas costeros de esta región están afectados por regímenes micromareales (< 2 m) en la zona norte/centro del litoral de provincia de Buenos Aires, mesomareales (entre 2 y 4 m) en el sur de esa provincia, y macromareales (> 4 m) en Patagonia y Tierra del Fuego (Perillo *et al.*, 2006).

Uno de los procesos oceanográficos más importantes que ocurre en la plataforma del Mar Argentino es el choque de las corrientes de Brasil (alta temperatura, baja salinidad, baja concentración de nutrientes) y de Malvinas (baja temperatura, alta salinidad y concentración de nutrientes), que genera la Confluencia Subtropical del Atlántico Sur (González Silvera *et al.*, 2006; Chiessi *et al.*, 2007). Las aguas de la plataforma del Mar Argentino son el producto

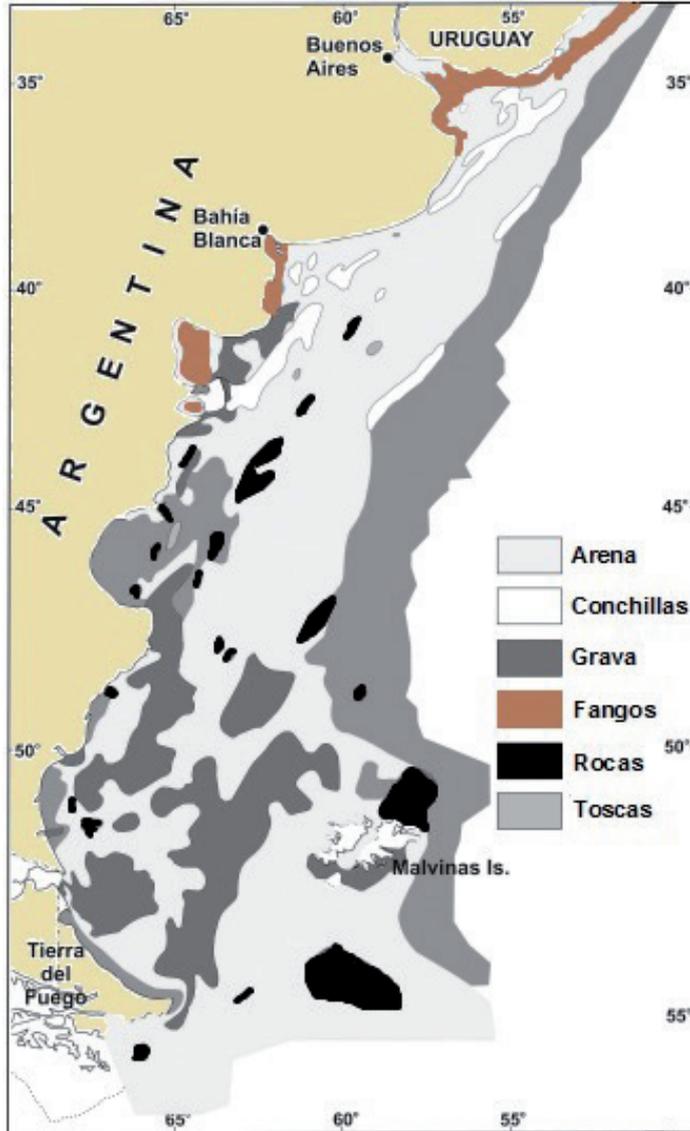


Figura 1. Distribución de sedimentos en la plataforma y margen continental de Argentina. La mayor parte de la plataforma está dominada por arena, derivada de erosión costera durante la última transgresión (modificado de Perillo *et al.*, 2006).

de la mezcla de varios tipos diferentes: agua costera, subantártica, subtropical y parcialmente mezcladas, y sus correspondientes proporciones relativas y grados de mezcla varían según el sector latitudinal que se esté

considerando (García *et al.*, 2010; Lara *et al.*, 2010; Matano *et al.*, 2010). La salinidad muestra una variación estacional muy marcada (Piccolo, 1998), que puede oscilar desde ~33 (en las proximidades de las des-

cargas del Río de La Plata y de la laguna de Los Patos) hasta ~ 34 (en las aguas patagónicas).

El frente más importante del Mar Argentino es del talud, donde aguas subantárticas de plataforma interactúan con aguas de Malvinas más frías y de mayor salinidad, creando un frente termohalino permanente que bordea toda la plataforma hasta 30°S . Piola *et al.* (2000) han definido un frente de talud subtropical alrededor de la isobata de 50 m en 32°S que se extiende hacia el sur hasta 36°S . Este frente termohalino subsuperficial se produce por una extensión de la confluencia Brasil/Malvinas sobre la plataforma, que separa las aguas subtropicales y subantárticas.

Estas características son importantes si se considera que los océanos tienen una gran capacidad de almacenamiento de calor, y son los principales reservorios planetarios de vapor de agua y de CO_2 (Williams y Follows, 2011; Shakun *et al.*, 2012). De esta manera, cambios en el sistema climático pueden inducir amplias variaciones en la temperatura del agua, lo que genera efectos en la circulación oceánica, frecuencia e intensidad de eventos extremos, presencia y tamaño de las cubiertas de hielo o nivel del mar, los que afectan finalmente la estructu-

ra y funcionamiento del ecosistema marino y de sus ciclos biogeoquímicos (Kawahata y Awaya, 2007). Es un hecho largamente documentado (*e.g.* Levitus *et al.*, 2012; Marshall *et al.*, 2015) que la circulación oceánica termohalina juega globalmente un rol muy importante en el control y la distribución de calor y de gases de efecto invernadero, proceso controlado por diferencias en la temperatura y salinidad del agua de mar. Otro proceso oceánico que merece ser considerado es la depositación e inmersión en la matriz sedimentaria de carbono orgánico en los sedimentos marinos, que remueve CO_2 atmosférico y lo retiene durante períodos muy prolongados (Bianchi, 2011; Hansell y Carlson, 2015). En el contexto de esta temática, Sarmiento *et al.* (1998) modelaron el secuestro de carbono en el océano en el escenario de niveles crecientes de CO_2 y el cambio climático registrado/pronosticado para el período 1765-2065, y registraron cambios sustanciales en el ciclo marino del carbono, especialmente en el océano Austral debido a los aportes crecientes de agua dulce y aumento de la estratificación, lo que reduciría significativamente el flujo vertical descendente de carbono y la pérdida de calor hacia la atmósfera (IPCC, 2012).

¿CUÁLES SON LOS POTENCIALES EFECTOS QUE PUEDEN PRODUCIR LAS DISTINTAS MANIFESTACIONES DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE LA ZONA COSTERA?

Cuando se producen cambios en el sistema climático se generan nuevos balances ambientales que determinan diferentes manifestaciones en la ZC. Cualquiera de ellas pueden afectar la estructura, estabilidad y

funcionamiento de los ecosistemas incluidos en la ZC, y de esta manera producir impactos sobre la sociedad humana. Se han realizado numerosas descripciones de las posibles manifestaciones del cambio climá-

tico que pueden afectar a la ZC y entre ellas se destacan:

- Cambios en el nivel del mar
- Cambios en las condiciones físico-químicas del agua de mar: temperatura, salinidad, balance de nutrientes
- Modificaciones del funcionamiento del *buffer* carbonato-bicarbonato (CO_3^{2-} - HCO_3^-)
- Modificación del régimen de tormentas
- Cambios en la biodiversidad asociada

En diferentes regiones del planeta se han desarrollado estudios dirigidos a evaluar estos procesos y pronosticar las consecuencias asociadas (IPCC, 2007; Nicholls, 2010). A continuación se analizarán brevemente los mencionados fenómenos, y se sintetizará lo realizado en Argentina al respecto.

Efectos de cambios en el nivel del mar

Estudios previos señalan que más de 200 millones de personas alrededor del planeta viven en áreas extremadamente vulnerables a la inundación por aumentos en el nivel del mar (Hoozemans *et al.*, 1993; Mimura, 2000), y esta cantidad podría aumentar a ~800 millones para el 2080 debido tanto a crecimiento poblacional como a la migración hacia la costa (Nicholls, 2004). Esos cambios relativos en el nivel del mar tienen una marcada variación espacial, y pueden ocurrir a escala local, regional o global (Purkey y Johnson, 2010). El cambio en el nivel del mar puede tener diferentes factores forzantes (*drivers*) que lo generan, tanto individual como asociadamente, y que pueden ser agrupados en dos conjuntos: los que modifican el volumen de agua del océano (*e.g.* por cambios en el balance ingreso/egreso de agua, o por cambios en la densidad del agua) y los que modifican la forma de las cuencas oceánicas (Mithum

et al., 2010). Entre estos *drivers* se pueden mencionar: a) Derretimiento de hielos continentales; b) Aumento de temperatura en el agua de los océanos y cambios en la dinámica oceánica; c) Motivos no climáticos (*e.g.* tectonismo, ajustes glacio-isostáticos, etc.); d) Procesos de subsidencia natural o antropogénicamente inducidos (FitzGerald *et al.*, 2008; Nicholls y Cazenave, 2010).

Obviamente los efectos sobre la ZC pueden ser mucho más graves si varios de los mencionados fenómenos se producen simultáneamente. Si en una zona en la que el nivel del mar está ascendiendo aumenta también la frecuencia e intensidad de tormentas, los efectos conjuntos pueden ser devastadores y más prolongados en el tiempo. Sirve como ejemplo el impacto del huracán Katrina en la costa de New Orleans (EUA) en agosto de 2005, que produjo casi 2000 víctimas humanas y más de 100 000 millones de dólares en daños en la región (Cutter *et al.*, 2006).

Además, otros tipos de procesos naturales puede también potenciar el aumento del nivel del mar con la consecuente afectación de la ZC. En este sentido se ha descrito y documentado el efecto del aumento de actividad de los giros (*eddies*) oceánicos por cambios en la dinámica del sistema (Firing y Merrifield, 2004), del cambio en los límites extremos de las condiciones hidrometeorológicas (van den Brink *et al.*, 2005), o del aumento de frecuencia e intensidad de fenómenos ligados a la variabilidad climática como la NAO (Northern Atlantic Oscillation) o El Niño-ENSO (El Niño Southern Oscillation) (Wakelin *et al.*, 2003; Hough-Guldberg y Bruno, 2010).

Desde el punto de vista histórico, los cambios de nivel del mar han sido un hecho frecuente y conspicuo en nuestro planeta (Overpeck *et al.*, 2006; Haq y Schutter,

2008). En el marco de estas oscilaciones se puede certificar que la última era en la que prácticamente no existían capas de hielo permanentes sobre los continentes en la Tierra ocurrió hace más de 35 millones de años (durante el Eoceno tardío, en el Terciario) cuando la concentración atmosférica de CO₂ era de 1250 ± 250 ppm. En ese momento la Tierra estaba más caliente como resultado de una mayor concentración de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera y el nivel del mar estaba a unos 70 m por encima de los valores actuales (Alley *et al.*, 2005). Alrededor de 32 millones de años atrás (Oligoceno), las contribuciones de CO₂ cayeron a 500 ± 50 ppm, en coincidencia con la formación de la capa de hielo antártico, y el nivel del mar cayó hasta unos 30 m más que el de la actualidad (Alley *et al.*, 2005). Resulta interesante comparar estos datos con los actuales: en el período pre-industrial las concentraciones atmosféricas de CO₂ eran de 280 ppm, y se vieron aumentadas paulatinamente; en 2009 era de 387 ppm, y mostró un aumento anual de ~2 ppm (Church *et al.*, 2010a). Las condiciones climáticas más parecidas a las esperadas para la última parte del siglo XXI ocurrieron durante el último interglacial, hace unos 125 000 años. Paleodatos de esa época sugieren que las tasas de elevación del nivel del mar fueron ~1,6 ± 0,8 m/siglo (Rohling *et al.*, 2008), y el nivel del mar estuvo en el orden de 4 - 6 m por encima de los valores actuales (Overpeck *et al.*, 2006), con temperaturas medias globales alrededor de 3 - 5°C más altas que las de hoy (Otto-Bliesner *et al.*, 2006). Esto claramente señala que en las décadas venideras las actividades humanas que se desarrollan en la ZC se verán afectadas y requerirán de acciones concretas de defensa y/o mitigación. En este sentido, la estimación de los

tamaños de las poblaciones en riesgo se está realizando cada vez con más frecuencia para guiar la toma de decisiones y para la formulación de políticas estratégicas (Mondal y Tatem, 2012). Por ejemplo, muchos países están llevando adelante este tipo de evaluaciones en términos de desastres naturales y causados por el hombre (Doocy *et al.*, 2007; Butler, 2011), el hambre (Balk *et al.*, 2005) y/o la enfermedad (Hay *et al.*, 2009; Linard y Tatem, 2012). Así, se puede certificar que el nivel del mar ha aumentado globalmente ~10-20 cm (o ~1-2 mm.año⁻¹) durante los últimos 100 años, y se pronostica que este aumento se acelerará en los próximos 100 años considerando el cambio de condiciones del agua de mar y el derretimiento de los glaciares alpinos (IPCC, 2007). Aún cuando la emisión de GEI se detuviera y/o estabilizara, la tasa de aumento del nivel del mar continuaría aumentando más allá del 2100, considerando el tiempo que requieren tanto los océanos como las capas de hielo para alcanzar las nuevas condiciones con la atmósfera (Scavia *et al.*, 2002).

¿Qué avances hay en Argentina en este tema?... La extensión del país y la distribución heterogénea de su población hace que los trabajos que se han desarrollado también estén básicamente ligados a algunas zonas particulares de la costa, en tanto que otras áreas de la misma carecen de estudios.

Barragán Muñoz *et al.* (2003) hicieron una propuesta que sienta las bases para la formulación de un Programa de Manejo Costero Integrado para este país, en el cual -entre otras cosas importantes- se identifican algunas regiones de la ZC que resultan de particular interés. Entre ellas vale destacar: a) Una gran región fluvial, que incluye los ríos Paraguay, Uruguay y Paraná y sus cuencas tributarias, que desembo-

ca en la gran Cuenca del Plata, drenando una superficie de más de 1 000 000 km². b) La región del Río de la Plata, que tiene ~320 km de longitud y ~230 km de ancho en su boca, y que genera un estuario de aproximadamente 35 000 km². Desemboca en el océano Atlántico, y cuando los vientos predominantes son del se se genera el principal fenómeno meteorológico que la impacta, denominada *sudestadas* y que

usualmente determina la inundación de diferentes partes de la cuenca (Pizarro *et al.*, 2007). c) La zc de la región pampeana, representada básicamente por el litoral de provincia de Buenos Aires (~35-41°S). d) La zc de la Patagonia (~41-55°S) que incluye las provincias de río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego e islas del Atlántico Sur (figura 3).

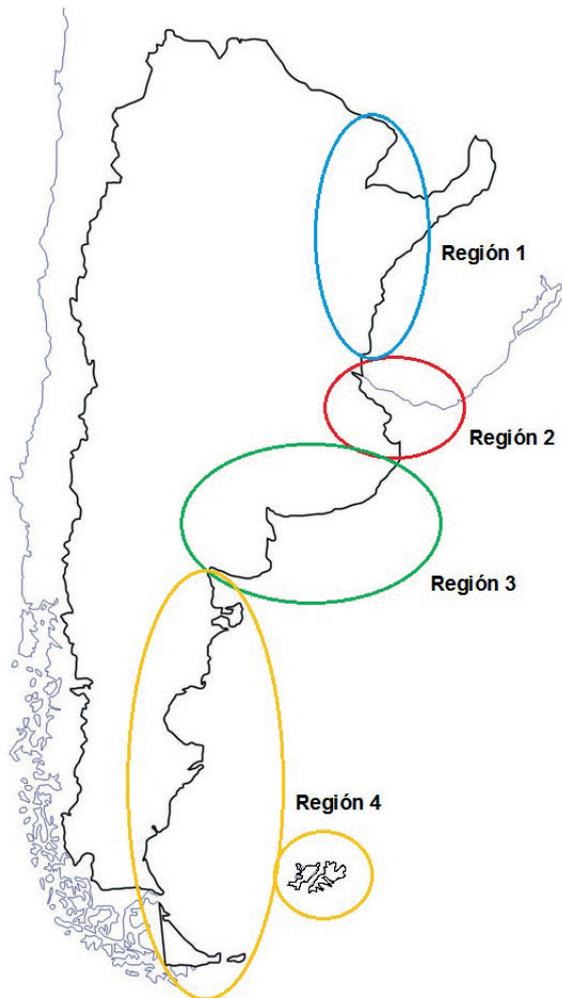


Figura 3. División de la Zona Costera de Argentina propuesta por Barragán Muñoz *et al.* (2003). Región 1: Región Fluvial de los ríos Paraguay, Uruguay y Paraná; Región 2: Cuenca del Río de la Plata; Región 3: Zona Costera Pampeana; Región 4: Zona Costera Patagónica.

Las cuatro áreas identificadas son vulnerables a potenciales inundaciones producidas por aumentos en el nivel del mar, aunque con tasas de riesgo diferentes. Las regiones 1 y 2 ya han mostrado ser muy frágiles ante cambios en los niveles de agua del sistema, y a lo largo del siglo xx y particularmente en lo transcurrido del xxi se han registrado numerosas inundaciones (Pappenberger *et al.*, 2012), en la primera debido básicamente a cambios en el régimen de precipitaciones y drenaje de la cuenca, mientras que en la segunda ligado al fenómeno de sudestadas previamente mencionado (Depetris *et al.*, 2003). En este sentido, se ha informado el aumento en la frecuencia de incidencia de vientos del sudeste y también de su velocidad sobre la zc de la provincia de Buenos Aires a partir de las décadas de 1980-1990, con un aumento relativo de la altura de olas incidentes, lo que se ha manifestado también con un aumento de la erosión de algunos sectores como la bahía Samborombón (Codignotto *et al.*, 2012).

Algunos autores han informado que el régimen de lluvias es mayor durante el verano para la región de Argentina, Paraguay y sur de Brasil, con variaciones notables en los niveles medios históricos, y que ambos fenómenos -precipitaciones excedentes y deficientes- causan problemas graves en esta zona (Barros *et al.*, 2000). Esta variabilidad se potencia en los períodos de El Niño (Grimm *et al.*, 2000), o por cambios en la temperatura del agua de mar superficial en el océano Atlántico próximo a la región (Díaz *et al.*, 1998).

Otro efecto grave del aumento del nivel del mar que ha sido pronosticado es la intrusión salina sobre los acuíferos costeros (ipcc, 2007; 2012), magnificada por cambios en la precipitación, temperatura y

evapotranspiración. En tal sentido, algunos autores (Pousa *et al.*, 2011; Carretero *et al.*, 2013) informaron que algunas zonas de la costa de la provincia de Buenos Aires (Región 3 de la figura 3) son particularmente frágiles frente a este proceso, y que pueden ser consideradas altamente vulnerables.

Estos aspectos son importantes si se tiene en cuenta que los potenciales impactos socio-económicos del aumento del nivel del mar incluyen pérdida directa de suelos o tierras con valor económico/productivo, ecológico y/o cultural, de infraestructura y de hábitats costeros; aumento de riesgo de las poblaciones por inundación y otros impactos ligados a cambios en la salinidad, condiciones y calidad de las aguas y actividad biológica (Klein y Nicholls, 1999).

Cambios en las condiciones físico-químicas del agua de mar: temperatura, salinidad, balance de nutrientes

El patrón de distribución anual de parámetros físico-químicos del agua de mar (fundamentalmente de temperatura y salinidad) reflejan las características hidrológicas y climáticas del sistema y condicionan su funcionamiento ecológico (Evans y Hofmann, 2012; Godbold y Solan, 2013). Esto se complementa con la concentración de nutrientes en la columna de agua, que en la zc es principalmente aportada a través de la actividad biológica y del intercambio sedimento-agua (Rabalais *et al.*, 2009). Cambios significativos en estos parámetros pueden modificar sensiblemente la dinámica y/o el escenario funcional del sistema (FitzGerald *et al.*, 2008; Bianchi, 2011).

Los océanos son un componente central del sistema climático, ya que almacenan y transportan inmensas cantidades de calor (Bindoff *et al.* 2007- calcularon que ~90%

del calor absorbido por la Tierra como resultado del calentamiento global de los últimos 50 años está almacenado en los océanos). El calentamiento del océano produce su expansión y aumento de nivel. La expansión del océano es una función de su temperatura, presión y salinidad; la combinación del efecto de temperatura y salinidad (cambio estricto del nivel del mar) interviene en la generación de cambios regionales en el nivel del mar, pero el exclusivo de la temperatura es determinante en la modificación promedio del nivel global del océano (Church *et al.*, 2010b). La expansión térmica del océano fue el mayor contribuyente al aumento medio del nivel del mar durante el siglo xx y se pronostica que esto continúe durante el siglo xxi (Bindoff *et al.*, 2007; Meehl *et al.*, 2007).

Por otro lado, el aumento global de temperatura ha inducido al aumento de la fusión de hielo continental y/u oceánico, con una consecuente disminución de la salinidad en la zona de descarga, y las estimaciones indican que el incremento del nivel del mar en la segunda mitad del siglo xx debido a esos aportes podrían ser del orden de $0,6 \text{ mm.año}^{-1}$ (Wadhams y Munk, 2004) a $1,3 \text{ mm.año}^{-1}$ (Antonov *et al.*, 2002). La variabilidad espacial del cambio estricto del nivel del mar está relacionada con procesos de dinámica oceánica, particularmente los de redistribución horizontal y vertical de calor y de sal a través del intercambio aire-agua y de la circulación del océano (Yin *et al.*, 2010). En términos cuantitativos, las reservas de hielo más importantes en el planeta son las capas de Antártida y Groenlandia, los glaciares de montaña y las capas de hielo temporarias; su potencial derretimiento podría significar un aumento del nivel del mar de muchos metros (Steffen *et al.*, 2010).

También la relación precipitación/evaporación tiene una destacada influencia en la salinidad del sistema, y puede generar variaciones significativas a diferentes escalas espaciales (Durack *et al.*, 2012). Las propiedades del suelo y su correspondiente cubierta vegetal también juegan un rol significativo, modificando el balance final de agua circulante y la turbulencia que se genera en el sistema (Friend *et al.*, 1997).

El rol del océano como regulador del sistema climático mundial a través de la circulación oceánica termohalina (*ocean conveyor belt* -OCB-) ha sido claramente reconocido, así como las potenciales consecuencias de su disfunción (Lozier, 2010). Este sistema redistribuye energía solar absorbida en las zonas tropicales y subtropicales hacia los polos suavizando parcialmente su clima; un ciclo completo de este sistema en los océanos tarda alrededor de 2 000 años (Imura, 2009). La OCB se ha detenido numerosas veces a lo largo de la historia del planeta, y cuando eso ocurre algunas regiones de la Tierra se pueden volver extremadamente frías aún cuando en otras partes la temperatura puede estar aumentando. Los cambios climáticos, desde el enfriamiento hasta el calentamiento, han estado involucrados en la mayoría de los procesos de extinción masiva que ha sufrido el planeta a lo largo de su historia (Wilf *et al.*, 2003). Por ejemplo, el enfriamiento global ha sido responsabilizado por las extinciones del Ordovícico tardío (Trotter *et al.*, 2008) o del Cretácico/Terciario, este último provocado por el impacto de un gran asteroide (Schulte *et al.*, 2010). Por su parte el calentamiento global, usualmente generado por un aumento significativo de la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera, ha sido central en varios escenarios de procesos de extinción masiva; en particular el

de fines del Pérmico es el más importante, considerando su magnitud (~90% de las especies presentes fueron afectadas), y una de sus piezas principales fue la disfunción de la OCB (Joachimski *et al.*, 2012). La intervención de estos procesos climáticos generó alternativa o simultáneamente efectos de aumento del nivel del mar, modificación significativa de la dinámica oceánica y anoxia/disoxia, lo que determinó la extinción de numerosas especies (Hallam y Wignall, 1997).

Otro proceso de importancia en la ZC es la distribución/re-distribución de nutrientes, que también puede estar profundamente condicionado por cambios en el sistema climático (Smith *et al.*, 2003). Estos compuestos inorgánicos, básicamente los de nitrógeno, fósforo y silicio, llegan a la ZC desde fuentes naturales (*e.g.* degradación biológica o química de la materia orgánica, transportados por ríos, por erosión de suelos, etc.) o antrópicas (*e.g.* descargas de efluentes urbanos e industriales, lixiviación de rellenos sanitarios, aplicación de fertilizantes para la agricultura) (Cloern, 2001). Cambios en el sistema climático, como modificaciones en el régimen de precipitaciones, variaciones de la temperatura, o alteraciones de la frecuencia e intensidad de tormentas, pueden generar un cambio significativo en el aporte de nutrientes a la ZC, y producir consecuencias potencialmente graves sobre el funcionamiento del sistema (Mackenzie *et al.*, 2000). Entre esos efectos se destaca el de la eutroficación, que es el aumento de la tasa de producción primaria y acumulación de materia orgánica debido al ingreso excesivo de nutrientes inorgánicos en el sistema (Nixon, 1995), y ha sido largamente documentado en diferentes ambientes del planeta (Bartossek *et al.*, 2010 ; Paerl *et al.*, 2014). La eutroficación puede

ser un fenómeno global, con repercusiones en las tramas tróficas, la calidad del agua y la química acuática, hasta eventualmente llegar a producir un colapso total del sistema (Rabalais, 2004). El exceso de carga de nutrientes en el sistema costero dispara una cascada de reacciones biológicas, químicas y físicas que llevan al sistema a una crisis muy severa (figura 4).

¿Cuál es la situación en la ZC de Argentina respecto a estos temas? Haylock *et al.* (2006) indicaron una tendencia creciente en las precipitaciones en la zona norte de la cuenca del Paraná y lo relacionaron positivamente con la temperatura del Atlántico Sur en la región asociada, a la vez que observaron cambios en la circulación de este océano. Además concluyeron que fenómenos periódicos (como *El Niño*) aumentan este efecto, al menos en la región atlántica del sur de Sudamérica. En un estudio de la misma índole Rusticucci y Penalba (2000) sostuvieron que los períodos cálidos y fríos estaban asociados con precipitaciones por encima y por debajo de la media histórica respectivamente. También informaron que en los meses de otoño y primavera esa correlación es positiva en la zona oriental de Argentina y Paraguay, y representa el mecanismo de máximas precipitaciones para el área, que son principalmente resultado de ciclogénesis. Por otro lado, las tendencias de variación temporal de la temperatura en Argentina mostraron una variabilidad interanual en otoño, invierno y primavera, con períodos de 3 a 5 años; la tendencia de los veranos sugiere una variabilidad de muy baja frecuencia, con períodos mayores a 20 años (Rusticucci *et al.*, 2003). En el mismo sentido, Vincent *et al.* (2005) estudiaron las temperaturas diarias extremas en diferentes regiones de Argentina por un período muy prolongado, y las tendencias



Figura 4. Representación esquemática de la cascada de efectos generados por el aumento de nutrientes en la ZC. (Trazos negros representan procesos usuales en el sistema, y trazos rojos efectos deletéreos y/o peligrosos).

observadas mostraron la existencia de un calentamiento de las temperaturas nocturnas, con pocas noches frías y muchas más noches cálidas. Esta situación permite un intercambio de calor más sostenido entre el océano y la atmósfera.

Por otro lado, Rignot *et al.* (2003) estudiaron la pérdida registrada en los 63 glaciares más grandes de la Patagonia durante el período 1968-2000, y concluyeron que la masa de hielo derretida y aportada al océano Atlántico era equivalente a un aumento del nivel del mar de 0.042 ± 0.002 mm.año⁻¹, aunque al discriminar ese período en fracciones más pequeñas observaron que durante 1995-2000 ese aumento fue de 0.105 ± 0.011 mm.año⁻¹, duplicando así el promedio del período completo.

Arias *et al.* (2012) estudiaron una larga serie de datos temporales en el estuario de

Bahía Blanca, en el sur de la provincia de Buenos Aires, y pudieron verificar la existencia de una muy ajustada relación entre la salinidad del sistema y las precipitaciones, con una respuesta muy rápida frente a los cambios. De la misma manera, registraron la presencia de muy marcadas anomalías en la distribución temporal de temperatura del sistema, y en coincidencia con lo propuesto por Marcovecchio y Freije (2004), atribuyeron esas variaciones a la ajustada correlación entre la temperatura del agua del estuario y la temperatura atmosférica asociada. Esto permite concluir que cambios en la temperatura del aire o en las precipitaciones modifican rápidamente la condición termohalina del estuario.

En cuanto a la distribución de nutrientes en aguas marinas de la región, hay numerosos estudios que han aportado valiosa

información. Braga *et al.* (2008) evaluaron la zona marina desde Itajaí (en el sur de Brasil) hasta Mar del Plata (en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina), e informaron grandes aportes de compuestos de N y P desde la corriente de Malvinas (que proviene del sur del Atlántico), y de N, P y Si desde continente a través de las descargas de agua dulce. Esto coincide con los resultados presentados por Nagy *et al.* (2002), quienes informaron descarga de nutrientes del Río de la Plata hacia el Atlántico Sur, así como la existencia de indicios de eutrofización incipiente para algunas zonas del mencionado estuario. Huret *et al.* (2005) describieron el acople físico-biogeoquímico del sistema estuarial, y concluyeron que el Río de la Plata funciona como un gran exportador de nitrógeno orgánico hacia la plataforma del Mar Argentino, y que retiene el inorgánico en la zona interna del estuario.

Marcovecchio y Freije (2004) estudiaron el estuario de Bahía Blanca, al sur de la provincia de Buenos Aires, y lo definieron como un sistema naturalmente eutrófico, asociado a una muy alta producción biológica del sistema ($\sim 300 \text{ mg C.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$, según Freije y Gayoso, 1988), una gran tasa de mineralización/re-mineralización y al elevado aporte desde el sistema continental adyacente. Posteriores estudios de Popovich *et al.* (2008), Popovich y Marcovecchio (2008) y Spetter *et al.* (2015) ratifican estos resultados, y resaltan la natural tendencia a la eutrofia de este ambiente. También debe tenerse en cuenta que este estuario recibe numerosas descargas antrópicas en su zona interna, que aumentan el aporte de nutrientes y materia orgánica (Marcovecchio, 2000; Freije y Marcovecchio, 2004; Freije *et al.*, 2008), por lo que su vulnerabilidad se ve aumentada.

García *et al.* (2008) postularon que la zona del frente de talud que se produce entre las aguas de la plataforma del Mar Argentino y la corriente de Malvinas es altamente productiva, y que su sostén principal son los nutrientes aportados por la mencionada corriente. Estos datos fueron ratificados por los trabajos posteriores de Papparazzo *et al.* (2010) y de Pisoni *et al.* (2015). Sin embargo, y a diferencia de lo observado en la zona norte del litoral argentino, en la ZC no se registra una marcada influencia de los aportes continentales que modifiquen significativamente los niveles de producción (Esteves *et al.*, 2000). Esto está probablemente relacionado con el paisaje de la Patagonia Atlántica, que es una zona desértica y con muy escasa vegetación, de suelos muy poco productivos, y en la que además los ríos y cursos de aguas superficiales han sido descriptos como oligotróficos (Quirós, 1988), y que por lo tanto aportan una muy pequeña cantidad de nutrientes y materia orgánica al sistema costero marino (Depetris *et al.*, 2005).

La situación es diferente en Tierra del Fuego, donde el aporte de nutrientes desde las fuentes continentales es muy importante y representa un soporte nutricional trascendente para la producción biológica del sistema costero (Amín *et al.*, 2011). Simultáneamente se han identificado fuentes antrópicas de gran magnitud para la región (Torres *et al.*, 2009), lo que aumenta su vulnerabilidad a procesos de eutrofización (Glorioso y Flather, 1995).

Modificaciones del funcionamiento del *buffer* carbonato-bicarbonato (CO_3^{2-} - HCO_3^-): acidificación

Los océanos se están acidificando debido a un proceso dominado por el aumento del CO_2 atmosférico. Este representa uno de

los mayores problemas que enfrentan los ecosistemas marinos debido a las consecuencias globales profundas e irreversibles que implican en escalas de tiempo ecológicas (Doney *et al.*, 2009). La concentración de CO₂ atmosférico ha oscilado entre 180 y 280 ppm durante los ciclos glaciales-interglaciales de los últimos 400 mil años, y ha aumentado rápidamente a partir de la Revolución Industrial, hace unos 250 años, debido principalmente a la quema de combustibles fósiles, a los cambios en el uso de la tierra, la deforestación y otras actividades humanas (IPCC, 2001; Feely *et al.*, 2004; Sabine *et al.*, 2004; Doney *et al.*, 2009). Actualmente, la concentración de CO₂ atmosférico es de 380 ppm y alcanzaría entre 550 y 900 ppm para el año 2100, dependiendo del control sobre las emisiones (IPCC, 2001; Mora *et al.*, 2013). El aumento de CO₂ en la atmósfera es amortiguado por los océanos, los cuales han capturado ~30% del exceso de CO₂ emitido desde el período industrial (Sabine *et al.*, 2004).

Las áreas costeras, incluyendo las plataformas continentales, son zonas con un alto intercambio de carbono entre la atmósfera y con el océano abierto (Bauer *et al.*, 2013). Aunque comprenden sólo el 7-10% de la superficie de los océanos, las áreas costeras capturan entre 0.2 y 0.6 Pg C.año⁻¹, lo que corresponde a ~10-30% de la captura oceánica global (2.3 Pg C.año⁻¹; Arruda *et al.*, 2015). En general, tienden a actuar como un sumidero de carbono en latitudes altas y medias (30-90°) y como una fuente débil de carbono en latitudes bajas (0-30°). Sin embargo, las grandes variaciones espacio-temporales en los flujos de CO₂ entre el aire y el mar (debido a variaciones en producción primaria, aporte terrestre, estratificación y mezcla estacional a lo largo de la plataforma continental) hacen que las

zonas más próximas a la costa actúen como fuente de CO₂, mientras que las más próximas al talud actúen como sumidero (Cai, 2003).

En la costa argentina existen fuentes y sumideros de CO₂ bien diferenciados. Hacia el sur, la plataforma de Patagonia es una fuente de CO₂ hacia la atmósfera en la zona más próxima a la costa, mientras que las regiones media y externa (próxima al talud) actúan como un sumidero (Bianchi *et al.*, 2009). La transición entre fuentes y sumideros está relacionada con los frentes de marea que se desarrollan entre primavera y otoño entre las masas de aguas costeras verticalmente homogéneas y las estratificadas de la zona media y externa de la plataforma. La región estratificada está asociada a altos valores de clorofila *a* (producida por el fitoplancton) lo que sugiere que el sumidero se origina por el secuestro de CO₂ del agua por fotosíntesis (Bianchi *et al.*, 2005; 2009). A lo largo del año, el balance neto de los flujos de CO₂ indican que el mar de Patagonia actúa como un importante sumidero de CO₂ (Bianchi *et al.*, 2009). Hacia el norte, la plataforma del sudeste de Brasil y el talud actúan como fuentes de CO₂ durante todo el año (Ito *et al.*, 2005).

El aumento del CO₂ atmosférico y la resultante modificación en la química del agua de mar tienen efectos variados sobre los organismos marinos (Fabry *et al.*, 2008; Doney *et al.*, 2009), incluyendo la capacidad de producir estructuras calcificadas, cambios en procesos fisiológicos, metabólicos, reproductivos y de comportamiento (Johnson *et al.*, 2014; Widdicombe y Spicer, 2008; Beniash *et al.*, 2010; Manríquez *et al.*, 2013). Esto genera también cambios en las interacciones entre los organismos (Ferrari *et al.*, 2011; Kroeker *et al.*, 2014) y por lo tanto en la estructura y dinámica

de las comunidades y ecosistemas. De este modo, las consecuencias de la acidificación oceánica (AO) van más allá de sus efectos directos e indirectos sobre los organismos y sus interacciones, sino que puede impactar sobre las propiedades emergentes de los ecosistemas como la productividad, ciclado de nutrientes y los recursos y servicios ecosistémicos que de ellos derivan (provisión de alimento, protección costera, purificación del agua). Sin embargo, la dirección de estos cambios y la generalización sobre sus consecuencias ecosistémicas son aún imprecisas.

En los últimos años se han centrado los esfuerzos en los efectos de la AO sobre equinodermos y corales del océano Austral, los efectos sobre las interacciones en las comunidades intermareales y los efectos combinados de la AO y otros forzantes (radiación UV, temperatura, nutrientes) sobre las comunidades costeras patagónicas de fitoplancton y zooplancton. Los trabajos publicados hasta el momento han demostrado el rol de la plataforma continental en el balance de los flujos de carbono entre el mar y la atmósfera (Bianchi *et al.*, 2005; 2009) y la relación entre la producción primaria asociada a los frentes y la captación de carbono por fotosíntesis (Bianchi *et al.*, 2009; Berghoff *et al.*, 2013; Arruda *et al.*, 2015). Por otro lado, Malvé *et al.* (2016) demostraron la relación entre el tamaño de gasterópodos costeros y los valores de pH a lo largo de un gradiente latitudinal, mientras que Villafañe *et al.* (2015) se focalizaron en los impactos de la radiación UV, nutrientes y pH sobre la comunidad fitoplanctónica costera de Patagonia, y sugieren que en un escenario futuro de cambio climático la productividad primaria podría aumentar y sostener una importante producción secundaria (*e.g.* pesquerías), en el

caso de que las condiciones nutricionales del fitoplancton no se vieran afectadas.

Por último, Arias *et al.* (2012) analizaron una larga serie temporal de datos oceanográficos en el estuario de Bahía Blanca y concluyeron que (1) el sistema se está alcalinizando lentamente, y (2) variaciones en la temperatura, pH y salinidad del sistema restringen el crecimiento del fitoplancton, afectando de esta manera a toda la trama trófica.

Aumento de frecuencia e intensidad de tormentas

Uno de los temas de mayor interés en los estudios ligados al cambio climático es el del potencial aumento en la ocurrencia de eventos extremos, como pueden ser tormentas o fenómenos asociados que pueden generar severos efectos en forma directa o indirecta (Easterling *et al.*, 2000). Esto incluye desde aumentos de frecuencia de precipitaciones, intensidad de vientos, cambios en la temperatura que lleven a la generación de eventos extremos (*e.g.* tornados, huracanes, etc.) hasta modificaciones indirectas producidas por aumento de la altura de olas, incremento de la erosión o destrucción de infraestructura localizada en la ZC (Shepard *et al.*, 2012). De esta manera la manifestación que puede presentar este tipo de impacto del cambio climático abarca desde procesos muy sencillos y directos hasta formas complejas de alteración de fenómenos naturales.

Lanfredi *et al.* (1998) describieron las tormentas que caracterizan la región norte de la ZC de Argentina, e informaron que pueden durar desde unas pocas horas hasta 2 o 3 días, y que pueden elevar el nivel del agua hasta -1,5 m por encima de la marea astronómica. Sus efectos pueden ser desde moderados hasta catastróficos, en función

de la dirección del viento dominante, y en general las del sudeste suelen ser las de mayor intensidad y peligrosidad. Las sudestas han generado numerosas inundaciones en la región del Río de la Plata (incluyendo las ciudades de Buenos Aires y La Plata, y sus respectivas regiones metropolitanas), así como enormes efectos erosivos sobre las playas arenosas de esta zona. Estos autores calificaron la zc del norte del litoral atlántico de Argentina como altamente vulnerable a los efectos de tormenta.

Fiore *et al.* (2009), estudiaron la costa de Mar del Plata, propusieron un *índice de potencial erosión por tormentas* (SEPI), que mostró un valor creciente -aumento de erosión- para el período 1956-2005, y observaron además que la década 1996-2005 presentaba un aumento del 7% respecto a cada una de las décadas previas. También en este caso los autores sostienen que ésta es una costa vulnerable frente a este tipo de fenómenos.

En el mismo sentido, Dragani *et al.* (2010) propusieron la existencia de un aumento en la intensidad de los vientos dominantes sobre la costa norte de la zc de Argentina, básicamente entre los 32° y 40°S, lo que resultaría en una magnificación de procesos históricos naturales como la erosión de las playas arenosas de la región.

Por último, Codignotto *et al.* (2012), sostuvieron que existe un aumento significativo en la frecuencia, intensidad y duración de las tormentas que afectan la región del Río de la Plata en Argentina.

Efectos sobre la biodiversidad

La zc, en términos generales, suele ser un ámbito en el que confluyen “puntos calientes” (*hot spots*) no sólo de biodiversidad

sino también de desarrollo humano (Sala *et al.*, 2000). Además, como sistema de interfase entre el continente y el océano, posee una elevada diversidad de organismos que comparten algunas características con la biota terrestre y también con la acuática, sea dulceacuícola o marina. Desde este punto de vista, la zc constituye un ecosistema complejo con una matriz biótica muy particular, que presenta adaptaciones evolutivas y fisiológicas a procesos estresantes como cambios en la intensidad lumínica, la salinidad, el pH, cambios en la frecuencia e intensidad de las mareas, así como a la desecación, alta radiación UV y la energía de olas (Fabry *et al.*, 2008; Benish *et al.*, 2010).

Entre los numerosos servicios ecosistémicos que ofrecen las zc, constituyen áreas de cría de juveniles de muchas especies de peces, así como sitios de nidación de muchos animales como tortugas, aves costeras, mamíferos marinos, *ítems* presa para aves y otros organismos terrestres (Defeo *et al.*, 2009).

El contexto actual de cambio climático ubica a la zc como una región frágil y vulnerable, en la que la biodiversidad se verá deteriorada significativamente en los próximos años y producirá grandes pérdidas, tanto ecológicas como económicas (IPCC, 2007, 2012).

En estos ecosistemas se han observado cambios adversos en la biodiversidad. A modo de ejemplo se citan el blanqueamiento de arrecifes de corales y enfermedades en pastos marinos y en bivalvos. El aumento de organismos productores de enfermedades y de especies algales productoras de florecimientos tóxicos está fuertemente influenciado por factores ambientales como cambios en la frecuencia e intensidad de las

precipitaciones, en el pH, en la temperatura del agua, intensidad de vientos, CO₂ disuelto y salinidad (Fabry *et al.*, 2008).

Aunque la magnitud de los cambios físicos asociados al cambio climático global son aún inciertos (IPCC, 2007), las respuestas ecológicas (por ej., cambios en la fenología, fisiología, distribución y composición de las comunidades biológicas e interacciones específicas) se están manifestando de manera creciente en algunos tipos de zonas costeras (Brown y McLachlan, 2002; Jones *et al.*, 2007).

Los cambios en las oscilaciones climáticas de gran escala han sido vinculados con cambios en los sistemas marinos, particularmente en las poblaciones de peces (IPCC, 2007). También se han detectado fluctuaciones en la abundancia de aves y mamíferos marinos que podrían estar relacionadas con cambios climáticos persistentes (IPCC, 2007). Estos cambios afectan tanto a las poblaciones de predadores tope, como a las de organismos de todos los niveles de la trama trófica.

A modo de ejemplo, el aumento de las temperaturas tendría diferentes implicancias a distintas latitudes y para *taxa* con diferentes historias de vida y rangos de distribución. Las especies exhibirán diferentes capacidades que les permitan soslayar los cambios en las temperaturas, y por lo tanto serán diferencialmente vulnerables al cambio climático (Poloczanska *et al.*, 2013).

Las especies endémicas de rango estrecho de distribución estarían en gran riesgo (O'Hara, 2002) y eventualmente podrían ser reemplazadas por especies de latitudes menores. Incluso las especies migratorias, así como las que tienen larvas pelágicas pueden verse afectadas directamente por los grandes cambios en los sistemas oceánicos predominantes.

Los organismos de ecosistemas costeros puede responder a los efectos indirectos de los cambios de temperatura. Pequeños cambios en los valores de esta condición ambiental pueden generar cambios importantes en ecosistemas planctónicos oceánicos (Richardson y Schoeman, 2004), en los que el plancton constituye el principal componente biótico, que a su vez está vinculado con organismos suspensívoros. De tal modo, se pueden generar efectos “cascada” entre comunidades adyacentes. Así, cambios en las asociaciones planctónicas podrán producir impactos impredecibles en los componentes pelágicos y bentónicos de variados ecosistemas. Los cambios podrían ser determinantes en especies semiterrestres, los cuales serían afectados directa e indirectamente por cambios tanto en la temperatura del agua como la del aire (Poloczanska *et al.*, 2013).

Otra consecuencia directa del calentamiento del mar es el aumento del nivel del mismo. Dicho proceso empuja el límite de las pleamares, lo que conduce a una migración de la línea de costa hacia el interior. Las costas con un bajo gradiente de disipación que albergan una elevada biodiversidad son las que se encuentran en mayor riesgo debido a su naturaleza erosiva.

Por otra parte, la AO reduciría las velocidades de calcificación y el metabolismo del calcio en organismos marinos (Feely *et al.*, 2004).

El cambio climático se pone de manifiesto en múltiples fenómenos físicos y químicos, los que generan, directa o indirectamente, cambios (pérdida, aumento, reemplazo) en la biodiversidad. Esto no modifica sólo la composición de la matriz biótica del ecosistema, sino también el funcionamiento del mismo, alterando las tramas tróficas, la producción primaria, el

transporte de materiales a través de los ciclos biogeoquímicos y los flujos de energía (Vazquez Botello *et al.*, 2008) que deviene finalmente en el cambio de la oferta de servicios ecosistémicos.

El cambio climático entonces, puede generar un “efecto cascada” que involucra los parámetros físicos, químicos y biológicos, que resulta en cambios en la biodiversidad a distintos niveles (genético, de la comunidad o ecosistema) (IPCC, 2012). En síntesis, es ampliamente reconocido que el cambio climático y la biodiversidad están íntimamente relacionados (Bowland, 2006) y que cualquiera de las variables ambientales gobernadas por el cambio climático tendrán efectos sobre la biodiversidad de la ZC, así como de todas aquellas funciones ecosistémicas en las que la biodiversidad esté involucrada.

En Argentina

Existen numerosos estudios relacionados con la biodiversidad en la ZC de Argentina, aunque pocos son aquellos que vinculan al cambio climático con cambios en la biodiversidad.

La ZC de Argentina es una de las más extensas en Latinoamérica (London *et al.*, 2012), y está enmarcada en términos biogeográficos, en el dominio llamado oceánico Atlántico, y, dentro de éste, en la subregión denominada Plataforma Patagónica (PP), según la clasificación propuesta por Large Marine Ecosystems (LMEs), que define a las subregiones como “áreas del océano caracterizadas por distinta batimetría, hidrología, productividad e interacciones tróficas” (<http://www.lme.noaa.gov>). La PP se extiende a lo largo de 5 649 km (Barragán Muñoz *et al.*, 2003; Defeo *et al.*, 2009) en la costa sudamericana del océano Atlántico, desde el norte de Uruguay (33°

51'21'' S) hasta el extremo sur de Argentina, en el límite con Chile (54° 55'39'' S). Su superficie abarca más de 3 000 000 000 km², se extiende en los territorios argentino y uruguayo, y comprende los ambientes costeros, la plataforma continental y el talud, así como el fondo oceánico.

A su vez, la PP se divide en dos provincias zoogeográficas, la Provincia Argentina (al norte, figura 3, región 3) y la Magallánica (al sur, figura 3, región 3). El encuentro y sutil solapamiento de ambas provincias (*sensu* Miloslavich *et al.*, 2011) o zonas (Barragán Muñoz *et al.*, 2003) se da cerca de península Valdés (figura 3, zona norte de la región 4). La transición costera entre ambas asociaciones faunísticas ocurre entre los 43° y 44° S (Miloslavich *et al.*, 2011). En tanto, el Río de la Plata (figura 3, región 2) parece actuar como una barrera biogeográfica para muchas especies templado-cálidas y subtropicales.

La biodiversidad costera de la región está fuertemente influenciada por la historia física y geológica de estas costas (Miloslavich *et al.*, 2011). La zona costera argentina posee mayoritariamente playas de arena (Gallardo y Penchaszadeh, 2001; Lutz *et al.*, 2003), y formaciones rocosas ubicadas principalmente en Mar del Plata (figura 3, región 3) y península Valdés (figura 3, región 4).

En términos generales, la biodiversidad marina de Argentina y Uruguay es de aproximadamente 3 776 especies. Los invertebrados contribuyen con un 75% de los registros totales; los moluscos (22.5%), crustáceos (16.2%) y peces (14.3%) son los taxa más diversos, y junto con los equinodermos, cnidarios y macroalgas contribuyen en un 65.3% del total (Miloslavich *et al.*, 2011). 44 de las 129 especies de mamíferos marinos del planeta se distribuyen

en el Atlántico Sudoccidental (ASOS). De las 36 especies conocidas de pinnípedos, 10 pertenecen a estas costas. El 16% de los mamíferos marinos que habitan el ASOS son endémicas o tienen una distribución limitada (las especies delfín del Plata, delfín austral y delfín Commersoni). La ballena franca austral cría en aguas de los golfos norpatagónicos, la segunda área más importante luego de Sudáfrica en términos de número de ejemplares (Miloslavich *et al.*, 2011).

Se han registrado 147 especies de aves marinas y costeras, pertenecientes a 9 órdenes y 24 familias, dentro de las cuales las diferentes especies de pingüinos representan la mayor biomasa (Miloslavich *et al.*, 2011). Las costas del sur de Patagonia son además sitios importantes de alimentación y descanso de cerca de 20 especies de aves costeras migratorias neoárticas y patagónicas, cuyas distribuciones y rutas migratorias son bastante bien conocidas (Miloslavich *et al.*, 2011). Sin embargo, se sabe poco acerca de la distribución y abundancia de las restantes especies costeras. Veinticinco de las especies de aves registradas en la PP están en las listas de especies amenazadas de Birdlife International (Miloslavich *et al.*, 2011). Muchas de estas especies son carismáticas, constituyen un atractivo turístico y, junto con el contexto del paisaje, forman parte de la oferta de servicios ecosistémicos culturales (incluyendo la recreación, la apreciación estética, el disfrute y esparcimiento) más importantes de la región.

En general, macroalgas y bivalvos son los grupos más abundantes en la zona intermareal de las costas rocosas de Argentina, sin considerar las asociaciones microbianas, cuyo metabolismo, productividad y dinámica permiten comprender procesos biogeoquímicos y otros aspectos que están

sometidos a presiones crecientes por actividades humanas y cambio climático (Miloslavich *et al.*, 2011).

Sullivan Sealey y Bustamante (1999) indican que la región 2 es de elevada importancia biológica debido, entre otros aspectos, a su alta productividad biológica (Miloslavich *et al.*, 2011).

En términos de amenazas, la Unión Internacional par la Conservación de la Naturaleza (UICN) ha evaluado 223 especies de la región bajo estudio, de las cuales 65 especies están en peligro real (entre ellas 39 especies de peces, 5 mamíferos, 16 de aves y 5 de tortugas). La mayoría de las amenazas a estas especies están dadas por actividades humanas de variada índole. En los últimos años, la introducción de especies ha producido invasiones biológicas que amenazan seriamente la biodiversidad local y que acarrea severas consecuencias inclusive a nivel económico (Orensanz *et al.*, 2002; Penchaszadeh *et al.*, 2005; Bigatti y Penchaszadeh, 2008; Schwindt, 2008).

En relación con el fitoplancton, los grupos taxonómicos más conocidos son las diatomeas y los dinoflagelados (Miloslavich *et al.*, 2011). La dinámica del fitoplancton de la región ha sido estudiada minuciosamente en zonas estuariales (Popovich y Marcovecchio, 2008). En relación con los organismos procariontes, Covacevich *et al.* (2012) informaron por primera vez la presencia de arqueobacterias en el Mar Argentino, que podrían participar de manera protagónica en la dinámica ecosistémica durante la primavera. Finalmente, la actividad y diversidad de bacterias degradadoras de hidrocarburos y aceites fueron evaluadas en aguas templadas y sedimentos de zonas costeras de Argentina (Cubitto y Cabezali, 1996; Lozada *et al.*, 2008).

Las propuestas explicativas acerca de la biodiversidad en la zona costera son variadas y no revelan por sí mismas sus tendencias y patrones de distribución de riqueza y equitatividad (Rex *et al.* 1993; Rosenzweig, 1995; Roy *et al.*, 1998; Coates, 1998; Engle y Summers, 1999; Boltovskoy *et al.*, 2005; Mittelbach *et al.*, 2007; Iken *et al.*, 2010). Sin embargo, para todos los grupos estudiados, la temperatura superficial del mar fue identificada como el mayor forzante (*driver*) para estos patrones (Tittensor *et al.*, 2010).

De tal manera, entonces, el cambio climático global afectaría a todos los *taxa* nombrados, aunque seguramente con distinta magnitud y sentido. De hecho, se espera que los corrimientos en la distribución de especies asociados al cambio climático aumenten en frecuencia en el futuro cercano (Miloslavich *et al.*, 2011).

A menor escala espacial, Carranza y Rodríguez (2007) estudiaron la fauna bentónica en el Banco Inglés (Río de la Plata, Uruguay, figura 3, región 2), en vista de la degradación de los hábitats acuáticos alrededor del mundo, particularmente en áreas costeras, y concluyeron que los patrones de biodiversidad de hábitats estuariales están estructurados principalmente en respuesta al ambiente físico. Ergo, cambios en el ambiente físico como los que puede producir el cambio climático podrían determinar cambios en la biodiversidad del ecosistema en estudio.

Por su parte, García *et al.* (2010) informaron que en una región que va desde las aguas dulces del Río de la Plata hasta la parte superior del talud (figura 3, región 2), la salinidad y temperatura de fondo fueron las variables ambientales determinantes de la estructura de las asociaciones a través de las áreas, en tanto que el cambio en la es-

tructura entre las áreas fue gradual y con límites flexibles. De esta manera, cambios en las condiciones de la salinidad y temperatura pronosticadas como efectos del cambio climático global, desarrollarían cambios en la composición y el funcionamiento de las comunidades de peces.

Jaureguizar *et al.* (2006) realizaron un estudio a escala ecosistémica en la zona norte de la costa argentina (figura 3, regiones 2 y 3) para proponer el manejo de pesquerías basado en el enfoque ecosistémico. Estos autores indican cambios en la comunidad de peces a lo largo del tiempo y asociadas con diferentes variables ambientales (principalmente temperatura del fondo y profundidad), ambos parámetros susceptibles de ser modificados por el cambio climático.

En Mar del Plata (figura 3, zona norte de la región 3), las porciones rocosas de la costa están dominadas por dos especies de mejillones y por una diversa comunidad macroalgal con una zonación claramente marcada (Negri *et al.*, 2004; Boschi y Cousseau, 2004)

En el estuario de Bahía Blanca (Provincia de Buenos Aires) (figura 3, zona media de la región 3), estudios preliminares mostraron que las playas están sujetas a erosión del orden de 3 a 5 m.año⁻¹ (Pratolongo *et al.*, 2006; Bustos *et al.*, 2009) y, aun así, se pronostica un aumento promedio del nivel del mar del orden de 1.5 m (Perillo, 1997), que cubriría permanentemente este estuario con la pérdida de grandes humedales costeros, que constituyen paradas importantes en las rutas de aves migratorias, así como hábitat de especies autóctonas (London *et al.*, 2012). El estuario alberga una variada fauna y su porción interior es el hábitat de un florecimiento fitoplanctónico invernal único que da inicio a la red trófica que finalmente provee de alimento

a muchas especies comerciales que dan sustento económico a la población humana (London *et al.*, 2012) (éste constituye otro ejemplo más del ya mencionado “efecto cascada”). Estudios de percepción social indican que los habitantes de la zona destacan la ausencia de moluscos, cambios en el comportamiento de medusas, y una presencia cada vez más frecuente de especies antárticas como tortugas, pingüinos y lobos marinos (London *et al.*, 2006).

La zc Patagónica (figura 3, región 4) (o según Miloslavich *et al.*, 2011: Provincia Magallánica) es considerada una región relativamente prístina, donde la biodiversidad marina tiene un valor económico importante debido al creciente desarrollo de pesquerías y de turismo basado en la vida silvestre (Commendatore y Esteves, 2007).

En ausencia de estudios que evalúen el efecto del cambio climático como proceso complejo, o bien de alguno/s de sus componentes, puede postularse que los

cambios pronosticados en el clima tendrán efecto de diversa magnitud y sentido en las comunidades y los ecosistemas de la región, los cuales además podrían no manifestarse inmediatamente. Dada la complejidad de los sistemas climáticos y ecológicos, resulta difícil también establecer las relaciones causales de manera contundente. Esto posiciona al hombre en la necesidad categórica de implementar medidas de protección de estos complejos ecosistemas, que tienen un valor multidimensional inequívoco.

En síntesis, el cambio climático que se está manifestando en la actualidad y que es pronosticado para el mediano y largo plazo, afecta y afectará la biodiversidad a diferentes niveles (genético, específico, de ecosistemas y paisajes), directa o indirectamente, produciendo cambios en la estructura y composición de las comunidades biológicas y en los servicios ecosistémicos que la biodiversidad ofrece.

CONCLUSIONES

La zona costera de Argentina presenta una gran variedad de ambientes a lo largo de toda su extensión, y está expuesta a diferentes fenómenos que remarcan su vulnerabilidad. Esta se da tanto a partir de fenómenos naturales que están variando a lo largo del tiempo (*e.g.* la condición climática) como por el agravamiento que generan algunas obras y/o infraestructura humana localizada en ese ambiente.

Los efectos de aumento del nivel del mar y de aumento de la frecuencia e intensidad de las tormentas parecen ser los factores que representan mayor riesgo para esta zc, considerando la evolución del sistema y los

potenciales cambios que en ese sentido se están registrando.

También hay varias regiones de esta zc afectadas por el proceso de eutroficación, en diferentes grados, y generada por fenómenos naturales y/o antrópicos, y con proyecciones de diferente gravedad que requieren ser intervenidas.

Por último, las modificaciones en algunas variables climáticas (*e.g.* frecuencia e intensidad de las precipitaciones) inducen a cambios sutiles pero continuos en la temperatura, salinidad y pH de los sistemas costeros asociados, lo que conlleva a cambios significativos en su funcionamiento.

A manera de síntesis, la ZC de Argentina se muestra vulnerable a los cambios que se registran en el sistema climático correspondiente. Aun así, es necesario considerar que la evaluación de la vulnerabilidad de la ZC en términos generales debe considerar la influencia del cambio ambiental no climático o cambio socio-económico el cual a menudo sigue siendo una omisión (Nicholls *et al.*, 2008).

Así, políticas de manejo para zonas costeras debería integrar los sistemas natural, socio-cultural y de manejo en interacción, con el fin de proteger la diversidad biológica y de mantener los procesos ecológicos esenciales que dan soporte a los ecosistemas, tal que la evaluación de la vulnerabilidad de la ZC pueda darse en un contexto de desarrollo sostenible.

LITERATURA CITADA

- Alley, R.B., P.U. Clark, P. Huybrechts, y I. Joughin, 2005. Ice-sheets and sea-level changes. *Science*, 310: 456-460.
- Amin, O.A., L.I. Comoglio, C.V. Spetter, C. Duarte, R.O. Asteasuain, R.H. Freije, y J.E. Marcovecchio, 2011. Assessment of land influence on a high latitude marine coastal system: Tierra del Fuego, southernmost Argentina. *Environmental Monitoring & Assessment*, 175: 63-73.
- Antonioli, F., L. Ferranti, K. Lambeck, S. Kershaw, V. Verrubbi, y G. Dai Pra, 2006. Late Pleistocene to Holocene record of changing uplift rates in southern Calabria and eastern Sicily (southern Italy, Central Mediterranean Sea). *Tectonophysics*, 422: 23-40.
- Antonov, J.I., S. Levitus, y T.P. Boyer, 2002. Steric sea level variations during 1957-1994: importance of salinity. *Journal of Geophysical Research*, 107: 8013.
- Arias, A.H., M.C. Piccolo, C.V. Spetter, R.H. Freije, y J.E. Marcovecchio, 2012. Lessons from multi-decadal oceanographic monitoring at an estuarine ecosystem in Argentina. *International Journal on Environmental Research*, 6 (1): 219-234.
- Arruda, R., P.H.R. Calil, A.A. Bianchi, S.C. Doney, N. Gruber, I. Lima, y G. Turi, 2015. Air-sea CO₂ fluxes and the controls on ocean surface pCO₂ seasonal variability in the coastal and open-ocean southwestern Atlantic Ocean: a modelling study. *Biogeosciences*, 12: 5793-5809.
- Balk, D., A. Storeygard, M. Levy, J. Gaskell, M. Sharma, y R. Flor, 2005. Child hunger in the developing world: An analysis of environmental and social correlates. *Food Policy*, 30: 584-611.
- Barragan Muñoz, J.M., J.R. Dadon, S.D. Matteucci, J.H. Morello, C. Baxendale, y A. Rodríguez, 2003. Preliminary basis for an Integrated Management Program for the Coastal Zone of Argentina. *Coastal Management*, 31: 55-77.
- Barros, V., M. González, B. Liebmann, y I. Camilloni, 2000. Influence of the South Atlantic convergence zone and South Atlantic Sea surface temperature on interannual summer rainfall variability in Southeastern South America. *Theoretical and Applied Climatology*, 67: 123-133.
- Bartossek, R., G.W. Nicol, A. Lanzen, H.P. Klenk, y C. Schleper, 2010. Homologous of nitrite reductases in ammonia-oxidizing Archaea: Diversity and genomic contexte. *Environmental Microbiology* 12: 1075-1088.
- Bauer, J.E., W-J. Cai, P.A. Raymond, T.S. Bianchi, C.S. Hopkinson, y P.A.G. Regnie, 2013. The changing carbon cycle of the coastal ocean. *Nature*, 504: 61-70.

- Beniash, E., A. Ivanina, N.S. Lieb, I. Kurochkin, y I.M. Sokolova, 2010. Elevated level of carbon dioxide affects metabolism and shell formation in oysters *Crassostrea virginica*. *Marine Ecology Progress Series*, 419: 95-108.
- Berghoff, C.F., V.A. Lutz, V. Segura, D.R. Hernández, A.A. Bianchi, A.P. Osiroff, y D. Molina, 2013. Análisis de las variaciones de la presión parcial de dióxido de carbono (pCO₂) y la producción primaria en el Mar Argentino. Reporte No.51, INIDEP, Mar del Plata, Argentina, 15 pp.
- Bianchi, A.A., L. Bianucci, A.R. Piola, D. Ruiz-Pino, I. Schloss, A. Poisson, y C.F. Balestrini, 2005. Vertical stratification and air-sea CO₂ fluxes in the Patagonian shelf. *Journal of Geophysical Research*, 110(C7): 2328.
- Bianchi, A.A., D. Ruiz-Pino, H.G. Isbert Penderler, A.P. Osiroff, V. Segura, V. Lutz, M. Luz Clara, C.F. Balestrini, y A.R. Piola, 2009. Annual balance and seasonal variability of sea-air CO₂ fluxes in the Patagonia Sea: Their relationship with fronts and chlorophyll distribution. *Journal of Geophysical Research*, 114 (C3): 1136.
- Bianchi, T.S., 2011. The role of terrestrially derived organic carbon in the coastal ocean: A changing paradigm and the priming effect. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA (PNAS)*, 109(13):19473-19481.
- Bigatti, G., y P.E. Penchaszadeh, 2008. Invertebrados del Mar Patagónico, diagnóstico de la problemática actual y potencial de su conservación y manejo. En: Estado de conservación del mar patagónico y áreas de influencia. (on-line), Puerto Madryn, Argentina. Edición del Foro, pp. 105-133.
- Bindoff, N., J. Willebrand, V. Artale, A. Cazenave, J.M. Gregory, y S. Gulev, 2007. Observations: ocean climate change and sea level. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, S. Solomon, D. Qin, M. Manning, M. Marquis, K. Averyt, M.M.B. Tignor (eds). Cambridge University Press, New York, USA, pp. 385-432.
- Boltovskoy, D., N. Correa, y A. Boltovskoy, 2005. Diversity and endemisms in cold waters of the South Atlantic: contrasting patterns in the plankton and the benthos. *Scientia Marina*, 69: 17-26.
- Boretto, G.M., S. Gordillo, F. Colombo, M. Cioccale, y E. Fucks, 2013. Multi-proxy evidence of late Quaternary environmental changes in the coastal area of Puerto Lobos (Northern Patagonia, Argentina). *Quaternary International*, 305: 188-205.
- Boschi, E.E., y M.B. Cousseau, 2004. La vida entre mareas: vegetales y animales de las costas de Mar del Plata. Publicaciones Especiales INIDEP, Mar del Plata (Argentina), pp.73-86.
- Bowland, J.A., 2006. Climate change: Melting away marine biodiversity in the Canadian Arctic. En: Atlantic Canada marine Biodiversity Essay Content. http://www.marinebiodiversity.ca/pdfs/Biodiversity_Bowland.pdf
- Braga, E.S., V.C. Chiozzini, G.B.B. Berbel, J.C.C. Maluf, V.M.C. Aguiar, M. Charo, D. Molina, S.I. Romero, y B.B. Eichler, 2008. Nutrient distributions over the Southwestern South Atlantic continental shelf from Mar del Plata (Argentina) to Itajaí (Brazil): Winter–summer aspects. *Continental Shelf Research*, 28 (13): 1649-1661.
- Brooke, J.L., 2014. Climate change and the course of global history: a rough journey. Cambridge University Press, New York, USA. 646 p. ISBN: 978-0-521-87164-8
- Brown, A.C., y A. McLachlan, 2002. Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29: 62-77.
- Bustos, M.L., M.C. Piccolo, y G.M.E. Perillo, 2009. Cambios en la geomorfología de la playa de Pehuén Co debido a la actividad de las olas el 26 de julio de 2007. Actas de

- las V Jornadas Interdisciplinarias del Sudoeste Bonaerense, 97-102.
- Butler, D., 2011. Reactors, residents and risk. *Nature*, 474: 36.
- Cai, X., D.C. McKinney, y L.S. Lasdon. 2003. Integrated hydrologic-agronomic-economic model for river basin management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 129, 4-17.
- Carranza, A., y M. Rodríguez, 2007. On the benthic mollusks of Banco Inglés (Río de la Plata, Uruguay). *Animal Biodiversity and Conservation*, 30(2): 161-168.
- Carretero, S., J. Rapaglia, H. Bokuniewicz, y E. Kruse, 2013. Impact of sea-level rise on saltwater intrusion length into the coastal aquifer, Partido de La Costa, Argentina. *Continental Shelf Research*, 61-62: 62-70.
- Chiessi, C.M., S. Ulrich, S. Mulitza, J. Pätzold, y G. Wefer, 2007. Signature of the Brazil-Malvinas Confluence (Argentine Basin) in the isotopic composition of planktonic foraminifera from surface sediments. *Marine Micropaleontology*, 64: 52-66.
- Church J.A., T. Aarup, P.L. Woodworth, W.S. Wilson, R.J. Nicholls, R. Rayner, K. Lambeck, G.T. Mitchum, K. Steffen, A. Cazenave, G. Blewitt, J.X. Mitrovica, y J.A. Lowe, 2010a. Sea-level rise and variability: synthesis and outlook for the future. p. 402-419. In: J.A.Church, P.L.Woodworth, T.Aarup & W.S.Wilson (eds). Understanding sea-level rise and variability, Wiley-Blackwell Ed., Chichester, UK. ISBN: 978-1-4443-3452-4.
- Church, J.A., D. Roemmich, C.M. Domínguez, J.K. Willis, N.J. White, J.E. Gilson, D. Stammer, A. Köhl, D.P. Chambers, F.W. Landerer, J. Marotzke, J.M. Gregory, T. Suzuki, A. Cazenave. y P-Y. Le Traon, 2010.b. Ocean temperature and salinity contributions to global and regional sea-level change. p.143-176. In: J.A.Church, P.L.Woodworth, T.Aarup & W.S.Wilson (eds), Understanding sea-level rise and variability, Wiley-Blackwell Ed., Chichester, UK. ISBN: 978-1-4443-3452-4.
- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 223-253.
- Coates, M., 1998. A comparison of intertidal assemblages on exposed and sheltered tropical and temperate rocky shores. *Global Ecology and Biogeography*, 7: 115-124.
- Codignotto, J.O., W.C. Dragani, P.B. Martin, C.G. Simionato, R.A. Medina, y G. Alonso, 2012. Wind-wave climate change and increasing erosion in the outer Río de la Plata, Argentina. *Continental Shelf Research*, 38: 110-116.
- Commendatore, M.G., y J.L. Esteves, 2007. An assessment of oil pollution in the coastal zone of Patagonia, Argentina. *Environmental Management*, 40: 814-821.
- 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.R. Askin, P. Sutton, y M. van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- Covacevich, F., R.I. Silva, A.C. Cumino, G. Caló, R.M. Negri, y G.L. Salerno, 2012. Primeras secuencias de ADNr de Archea en aguas costeras de Argentina: Inesperada caracterización por PCR con cebadores eucariotas. *Ciencias Marinas*, 38 (2): 427-439.
- Crutzen, P.J., 2006. The "anthropocene". p. 13-18. In: Earth system science in the anthropocene. Springer Berlin Heidelberg.
- Cubitto, M.A., y C.B. Cabezali, 1996. Biodegradation of crude oil by a marine bacterium isolated from Bahía Blanca Estuary, Argentina. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 37: 123-130.
- Cutter, S.L., C.T. Emrich, J.T. Mitchell, B.J. Boruff, M. Gall, M.C. Schmidlein, C.G. Burton, y G. Melton, 2006. The long road home: race, class, and recovery from Hurricane Katrina. *Environment: Science and Policy for Sus. Development*, 48 (2): 8-20.
- Defeo, O., A. McLachlan, D.S. Schoeman, T.A. Schlacher, J. Dugan, A. Jones, M. Lastra, y

- F. Scapini, 2009. Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81: 1-12.
- Depetris, P.J., J-L. Probst, A.I. Pasquini, y D.M. Gaiero, 2003. The geochemical characteristics of the Paraná River suspended sediment load: an initial assessment. *Hydrological Processes*, 17: 1267-1277.
- Depetris, P.J., D.M. Gaiero, J.L. Probst, J. Hartmann, y S. Kempe, 2005. Biogeochemical output and typology of rivers draining Patagonia's Atlantic seaboard. *Journal of Coastal Research*, 835-844.
- Díaz, A.F., C.D. Studzinski, y C.R. Mechoso, 1998. Relationships between precipitation anomalies in Uruguay and Southern Brazil and sea surface temperature in the Pacific and Atlantic Oceans. *Journal of Climate*, 11: 251-271.
- Diez, P.G., 2007. Tipología de la zona costera de la República Argentina. Tesis Doctoral, Departamento de Geografía, Universidad Nacional del Sur (UNS), Bahía Blanca (Argentina). 156 p.
- Doney, S.C., V.J. Fabry, R.A. Feely, y J.A. Kleypas, 2009. Ocean acidification: the other CO₂ problem. *Annual Review of Marine Science*, 1: 69-92.
- Doocy, S., Y. Gorokhovich, G. Burnham, D. Balk, y C. Robinson, 2007. Tsunami mortality estimates and vulnerability mapping in Aceh, Indonesia. *American Journal of Public Health*, 97: S146-151.
- Dragani, W.C., P.B. Martin, C.G. Simionato, y M.I. Campos, 2010. Are wind wave heights increasing in south-eastern south American continental shelf between 32oS and 40oS?. *Cont. Shelf Res.*, 30: 481-490.
- Durack, P.J., S.E. Wijffels, y R.J. Matear, 2012. Ocean salinities reveal strong global water cycle intensification during 1950 to 2000. *Science*, 336 (6080): 455-458.
- Easterling, D.R., G.A. Meehl, C. Parmesan, S.A. Changnon, T.R. Karl, y L.O. Mearns, 2000. Climate extremes: observations, modeling, and impacts. *Science*, 289: 2068-2074.
- Engle, V.D., y J.K. Summers, 1999. Latitudinal gradients in benthic community composition in Western Atlantic estuaries. *Journal of Biogeography*, 26: 1007-1023.
- Esteves, J.L., N.F. Ciocco, J.C. Colombo, R.H. Freije, G. Harris, O. Iribarne, I. Isla, P. Nabel, M.S. Pascual, P.E. Penchaszadeh, A.L. Rivas, y N. Santinelli, 2000. The Argentine Sea: the Southeast South American shelf marine ecosystem. Ch.48, p. 749-771. In: Seas at the Millenium: an environmental evaluation. Vol.1: Regional Chapters. Europe, The Americas and West Africa, CRC. Sheppard (ed). Pergamon Press, Oxford, UK. ISBN-13: 978-0080432076
- Evans, T.G., y G.E. Hofmann, 2012. Defining the limits of physiological plasticity: how gene expression can assess and predict the consequences of ocean change. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, B 367: 1733-1745.
- Fabry, V.J., B.A. Seibel, R.A. Feely, y J.C.Orr, 2008. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 414-432.
- Feely, R.A., C.L. Sabine, K. Lee, W. Berelson, J. Kleypas, V.J. Fabry, y F.J. Millero, 2004. Impact of anthropogenic CO₂ on the CaCO₃ system in the oceans. *Science*, 305: 362-366.
- Ferrari, M.C.O., M.I. McCormick, P.L. Munday, M.G. Meekan, D.L. Dixon, Ö. Lonnstedt, y D.P. Chivers, 2011. Putting prey and predator into the CO₂ equation – qualitative and quantitative effects of ocean acidification on predator-prey interactions. *Ecology Letters*, 14: 1143-1148.
- Fiore, M.E., E.E. D'Onofrio, J.L. Pousa, E.J. Schnack, y G. Bértola, 2009. Storm surges and coastal impacts at Mar del Plata, Argentina. *Continental Shelf Research*, 29: 1643-1649.
- Firing, Y.L., y M.A. Merrifield, 2004. Extreme sea level events at Hawaii: the influence of mesoscale eddies. *Geophysical Research Letters*, 31: L24306.

- FitzGerald, D.M., M.S. Fenster, B.A. Argow, y I.V. Buynevich, 2008. Coastal impacts due to sea level rise. *Annual Review on Earth and Planetary Sciences*, 36: 601-647.
- Freije, R.H., y A.M. Gayoso, 1988. Producción primaria del estuario de Bahía Blanca. Informes UNESCO, *Ciencias del Mar*, 7: 112-114.
- Freije, R.H., y J.E. Marcovecchio, 2004. Oceanografía química del estuario de Bahía Blanca. p. 69-78. En: M.C. Piccolo & M.S. Hoffmeyer (eds). El ecosistema del estuario de Bahía Blanca. IADO, Bahía Blanca (Argentina) (ISBN 987-9281-96-9)
- Freije, R.H., C.V. Spetter, J.E. Marcovecchio, C.A. Popovich, S.E. Botté, V.L. Negrín, A.H. Arias, F. Delucchi, y R.O. Astea-suain, 2008. Water chemistry and nutrients of the Bahía Blanca Estuary. p. 243-256. In: R. Neves, J. Baretta & M. Mateus (eds). Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America. Part B: From shallow water to the deep fjord: the study sites. IST Scientific Publishers, Lisbon (Portugal).
- Friend, A.D., A.K. Stevens, R.G. Knox, y M.G.R. Cannell, 1997. A process-based, terrestrial biosphere model of ecosystem dynamics (Hybrid v3.0). *Ecological Modelling*, 95: 247-289.
- Fucks, E.E., E.J. Schnack, y M. Charó, 2012. Aspectos geológicos y geomorfológicos del sector norte del Golfo San Matías, Río Negro, Argentina. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 25 (1-2): 95-105.
- Gallardo, C.S., y P.E. Penchaszadeh, 2001. Hatching mode and latitude in marine gastropods: revisiting Thorson's paradigm in the southern hemisphere. *Marine Biology*, 138: 547-552.
- García, M.L., A.J. Jaureguizar & L.C. Protogino, 2010. From fresh water to the slope: fish community ecology in the Río de la Plata and the sea beyond. *Latin American Journal of Aquatic Research* 38(1): 81-94.
- García, V.M.T., C.A.E. García, M.M. Mata, R.C. Pollery, A.R. Piola, S.R. Signorini, y C.R. McClain, 2008. Environmental factors controlling the phytoplankton blooms at the Patagonia shelf-break in spring. *Deep Sea Research Part 1: Oceanographic Research Papers*, 55 (9): 1150-1166.
- Glorioso, P.D., y R.A. Flather, 1995. A barotropic model of the currents off SE South America. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 100 (C7): 13427-13440.
- Godbold, J.A., y M. Solan, 2013. Long-term effects of warming and ocean acidification are modified by seasonal variation in species responses and environmental conditions. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, B 368: 1-11.
- González Silvera, A., E. Santamaria del Angel, y R. Millán Núñez, 2006. Spatial and temporal variability of the Brazil-Malvinas Confluence and the La Plata Plume as seen by SeaWiFS and AVHRR imagery. *Journal of Geophysical Research*, 111: C06010.
- Grimm, A.M., V.R. Barros, y M.E. Doyle, 2000. Climate variability in Southern South America associated with El Niño and La Niña events. *Journal of Climate*, 1: 35-58.
- Hallam, A., y P.B. Wignall, 1997. Mass extinctions and their aftermath. Oxford University Press, Oxford, UK. 320 pp. ISBN 0-19-854916-4
- Hansell, D.A., y C.A. Carlson (eds.), 2015. Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter. Academic Press, Elsevier Sci. Imprint, London, U.K., 807 p. ISBN 0-12-323841-2
- Haq, B.U., y S.R. Schutter, 2008. A chronology of Paleozoic sea-level changes. *Science*, 322: 64-68.
- Hay, S.I., C.A. Guerra, P.W. Gething, A.P. Patil, A.J. Tatem, M.A. Noor, C.W. Kabaria, B.H. Manh, I.R.F. Elyazar, S. Brooker, D.L. Smith, R.A. Moyeed, y R.W. Snow, 2009. A World malaria map: Plasmodium falciparum endemicity in 2007. *PLoS Medicine*, 6: e1000048.
- Haylock, M.R., T.C. Peterson, L.M. Alves, T. Ambrizzi, Y.M.T. Anunciação, J. Baez, V.R. Barros, M.A. Berlato, M. Bidegain,

- G. Coronel, V. Corradi, V.J. García, A.M. Grimm, D. Karoly, J.A. Marengo, M.B. Marino, D.F. Moncunill, D. Nechet, J. Quintana, E. Rebello, M. Rusticucci, J.L. Santos, I. Trebejo, y L.A. Vincent, 2006. Trends in total and extreme South American rainfall in 1960–2000 and links with sea surface temperature. *Journal of Climate*, 19: 1490-1512.
- Hinkel, J., y R.J.T. Klein, 2009. Integrating knowledge to assess coastal vulnerability to sea-level rise: the development of the DIVA tool. *Global Environ. Change*, 19: 384-395.
- Hoegh-Guldberg, O., y J.F. Bruno, 2010. The impact of climate change on the World's marine ecosystems. *Science*, 328: 1523-1528.
- Holligan, P.M., y H. de Boois (eds.), 1993. Land Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ). Science Plan Stockholm: International Geosphere and Biosphere Programme (IGBP), International Council of Scientific Unions, 50 p.
- Hoozemans F.M.J., M. Marchand, y H.A. Pennekamp, 1993. A global vulnerability analysis: vulnerability assessment for population, coastal wetlands and rice production on a global scale, 2nded., Delft Hydraulics, Delft, The Netherlands.
- Huret, M., I. Dadou, F. Dumas, P. Lazure, y V. Garçon, 2005. Coupling physical and biogeochemical processes in the Río de la Plata plume. *Continental Shelf Research*, 25 (5-6): 629-653.
- Iken, K., B., Konar, L. Benedetti-Cecchi, J.J. Cruz-Motta, A. Knowlton, G. Pohle, A. Mead, P. Miloslavich, M. Wong, T. Trott, N. Mieszkowska, R. Riosmena-Rodríguez, L. Airolidi, E. Kimani, Y. Shirayama, S. Fraschetti, M. Ortiz-Touzot, y A. Silva, 2010. Large-scale spatial distribution patterns of echinoderms in nearshore rocky habitats. *PLOS ONE*, 5 (11): e13845.
- Imura, H., 2009. Environmental systems studies. A macroscope for understanding and operating spaceship Earth. Springer, Tokyo, Japan, 160 p. ISBN 978-4-431-54125-7
- Instituto Nacional de Estadística y Censos-Argentina (INDEC), 2010. http://www.indec.gob.ar/nivel4_default.asp?id_tema_1=2&id_tema_2=41&id_tema_3=135 (consultado el 4/11/16).
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2001. Climate Change 2001: the scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell & C.A. Johnson (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 881 p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the 4th Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Core Writing Team, R.K. Pachauri & A. Reisinger, eds. IPCC Press, Geneva, Switzerland. 104
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2012. Climate change 2001: Impacts, adaptation and vulnerability. J.J. MacCarthy, O.F. Canziani, N.A. Leary, D.J. Dokken & K.S. White (eds.), Cambridge University Press, New York, USA, 1042 p. ISBN 0 521 80768 9.
- Ito, K., S.F. De Leon, y M. Lippmann, 2005. Associations between ozone and daily mortality analysis and meta-analysis. *Epidemiology*, 16 (4), 446-457.
- Jaureguizar, A.J., R. Menni, C. Lasta, y R. Guerrero, 2006. Fish assemblages of the northern Argentine coastal system: spatial patterns and their temporal variations. *Fisheries Oceanography*, 15 (4): 326-344.
- Joachimski, M.M., X. Lai, S. Shen, H. Jiang, G. Luo, B. Chen, J. Chen, y Y. Sun, 2012. Climate warming in the latest Permian and the Permian–Triassic mass extinction. *Geology*, 40 (3): 195-198.

- Johnson, M.D., V.W. Moriarty, y R.C. Carpenter, 2014. Acclimatization of the crustose coralline alga *Porolithon onkodes* to variable pCO₂. *PLOS ONE*, 9: e87678.
- Jones A.R., W. Gladstone, y N.J. Hacking, 2007. Australian sandy beach ecosystems and climate change: ecology and management. *Australian Zoologist*, 34: 190-202.
- Kawahata, H., y Y. Awaya (eds.), 2007. Global climate change and response of carbon cycle in the Equatorial Pacific and Indian Oceans and adjacent landmasses. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, Elsevier Oceanography Series 73: 531 p. ISBN-13: 978-0-444-52948-0
- Klein, R.J.T., y R.J. Nicholls, 1999. Assessment of coastal vulnerability to climate change. *Ambio*, 28 (2): 182-187.
- Kokot, R.R., 2004. Erosión en la costa patagónica por cambio climático. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 59 (4): 715-726.
- Kroeker, K.J., E. Sanford, B.M. Jellison, y B. Gaylord, 2014. Predicting the effects of ocean acidification on predator-prey interactions: a conceptual framework based on coastal molluscs. *Biology Bulletin*, 226, 211-222.
- Lanfredi, N.W., J.L. Pousa, y E.E. D'Onofrio, 1998. Sea-level rise and related potential hazards on the Argentine coast. *Journal of Coastal Research*, 14 (1): 47-60.
- Lara, R.J., V. Alder, C.A. Franzosi, y G. Karttner, 2010. Characteristics of suspended particulate organic matter in the southwestern Atlantic: Influence of temperature, nutrient and phytoplankton features on the stable isotope signature. *Journal of Marine Systems*, 79: 199-209.
- Levitus, S., J.I. Antonov, T.P. Boyer, O.K. Baranova, H.E. García, R.A. Locarnini, A.V. Mishonov, J.R. Reagan, D. Seidov, E.S. Yarosh, y M.M. Zweng, 2012. World ocean heat content and thermosteric sea level change (0-2000 m), 1955-2010. *Geophysical Research Letters*, 39: L10603.
- Linard, C., y A.J. Tatem, 2012. Large-scale spatial population databases in infectious disease research. *International Journal of Health Geographics*, 11 (7): 1-13.
- London, S., M. Recalde, M. Rojas, M. Zilio, G.M.E. Perillo, M.L. Bustos, M.C. Piccolo, C. Rodriguez, G. Fidalgo, J.C. Pascale, L. Berninsone, M.A. Huamantínco Cisneros, M. del C. Vaquero, y P. Bordino, 2006. Stakeholder vision on social-ecological-system situation in Argentina case study. Community-based management of environmental challenges in Latin America (COMET LA), UNS-IADO-Fundación Aquamarina, Bahía Blanca (Argentina), 38 p.
- Lozada, M., J. Riva Mercadal, L. Guerrero, W. Di Marzio, M. Ferrero, y H.M. Dionisi, 2008. Novel aromatic ring-hydroxylating dioxygenase from coastal marine sediments of Patagonia. *BMC Microbiology*, 8: 50 (13 pp).
- Lozier, M.S., 2010. Deconstructing the Conveyor Belt. *Science*, 328: 1507-1512.
- Lutz, V., E. Boschi, C. Bremec, M.B. Cousseau, D. Figueroa, D.H. Rodríguez, N. Scarlato, M.D. Viñas, M.N. Lewis, P.E. Penchaszadeh, F.H. Acuña, M.L. Aguirre, R. Akselman, V.A. Alder, A. Baldoni, M.S. Barría, R.O. Bastida, A.S. Boraso, J. Calvo, C. Campagna, G. Cañete, M.C. Cassia, P.M. Cervellini, G.E. Chiaramonte, M. Costagliola, G. Cosulich, M.C. Daponte, J.M. Díaz de Astarloa, R. Elías, G.B. Esnal, A.C. Excoffon, R.H. Freije, S. García de la Rosa, G.N. Genzano, D.A. Giberto, R. Guerrero, W. Helbling, M.S. Hoffmeyer, I.S. Incorvaia, O. Iribarne, A.J. Jaureguizar, M. Kogan, G.A. Lovrich, A.O. Madirolas, J.P. Martin, P. Martos, M.L. Mendoza, S. Menu Marque, H.W. Mianzán, E.R. Morriconi, R.M. Negri, S. Obenat, C.T. Pastor de Ward, L.B. Pérez de Fankhauser, F. Quintana, R. Reta, R. Rico, A.M. Roux, M.E. Sabatini, M.A. Scelzo, L. Schejter, A.C.M. Schiavini, R.I. Silva, M.G. Silvo-

- ni, E. Spivak, M.I. Trucco, E.A. Vallarino, y D.G. Zelaya, 2003. Perspectives of marine biodiversity studies in Argentina. *Gaiana*, 67: 371-382.
- Mackenzie, F.T., L.M. Ver, y A. Lerman, 2000. Coastal-zone biogeochemical dynamics under global warming. *International Geology Review*, 42: 193-206.
- Malvé, M.E., S. Gordillo, y M.M. Rivadeneira, (en prensa) Connecting pH with body size in the marine gastropod *Trochus* *gerardianus* in a latitudinal gradient along the south-western Atlantic coast. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*. En prensa.
- Manríquez, P.H., M.E. Jara, M.L. Mardones, J.M. Navarro, R. Torres, M.A. Lardies, C.A. Vargas, C. Duarte, S. Widdicombe, J. Salisbury, y N.A. Lagos, 2013. Ocean acidification disrupts prey responses to predator cues but not net prey shell growth in *Concholepas concholepas* (loco). *PLOS ONE* 8 (7), e68643 (10 pp)
- Marcovecchio, J.E., 2000. Land-based sources and activities affecting the marine environment at the Upper Southwestern Atlantic Ocean: an overview. *UNEP Regional Seas Reports & Studies N°170*: 67 p.
- Marcovecchio, J.E., y R.H. Freije, 2004. Efectos de la intervención antrópica sobre sistemas marinos costeros: el estuario de Bahía Blanca. *Anales de la Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (ANCEFN), Argentina*, 56: 115-132.
- Marshall, J., J.R. Scott, K.C. Armour, J-M. Campin, M. Kelley, y A. Romanou, 2015. The ocean's role in the transient response of climate to abrupt greenhouse gas forcing. *Climate Dynamics*, 44: 2287-2299.
- Martínez, M.L., A. Intralawan, G. Vázquez, O. Pérez-Maqueo, P. Sutton, y R. Landgrave, 2007. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, 63: 254-272.
- Matano, R.P., E.D. Palma, y A.R. Piola, 2010. The influence of the Brazil and Malvinas currents on the Southwestern Atlantic Shelf circulation. *Ocean Science*, 6: 983-995.
- McGranahan G., D. Balk, y B. Anderson, 2007. The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. *Environment and Urbanization*, 19: 17-37.
- Meehl, G.A., T.F. Stocker, W.D. Collins, P. Friedlingstein, A.T. Gaye, y J.M. Gregory, 2007. Global climate projections. p. 747-845. In: S. Solomon, D. Qin, M. Manning, M. Marquis, K. Averyt, M.M.B. Tignor (eds). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, New York, USA.
- Miloslavich, P., E. Klein, J.M. Díaz, C.E. Hernández, G. Bigatti, L. Campos, F. Artigas, J. Castillo, P.E. Penchaszadeh, P.E. Neill, A. Carranza, M.V. Retana, J.M. Díaz de Astarloa, M. Lewis, P. Yorio, M.L. Piriz, D. Rodriguez, Y. Yoneshigue-Valentin, L. Gamboa, y A. Martín, 2011. Marine biodiversity in the Atlantic and Pacific coasts of Southamerica: Knowledge and gaps. *PLOS ONE*, 6 (1): e 14631 (43 pp).
- Mimura, N., 2000. Distribution of vulnerability and adaptation in the Asia and Pacific Region. *Proceedings of the APN/SURVAS/LOICZ Joint Conference on the Coastal Impacts of Climate Change and Adaptation in the Asia - Pacific Region*, APN and Ibaraki University, Ibaraki, Japan. pp. 21-25.
- Mitchum, G.T., R.S. Nerem, M.A. Merrifield, y W.R. Gehrels, 2010. Modern sea-level change estimates. p. 122-142. In: J.A. Church, P.L. Woodworth, T. Aarup & W.S. Wilson (eds). *Understanding sea-level rise and variability*. Wiley-Blackwell Publishing Ltd., Chichester, UK. ISBN 978-1-4443-3451-7.
- Mittelbach, G.G., D.W. Schemske, H.V. Cornell, A.P. Allen, J.M. Brown, M.B. Bush, S.P. Harrison, A.H. Hurlbert, N. Knowlton, H.A. Lessios, C.M. McCain, A.R.

- McCune, L.A. McDade, M.A. McPeck, T.J. Near, T.D. Price, R.E. Ricklefs, K. Roy, D.F. Sax, D. Schluter, J.M. Sobel, y M. Turelli, 2007. Evolution and the latitudinal diversity gradient: speciation, extinction and biogeography. *Ecology Letters*, 10, 315-331.
- Mondal, P., y A.J. Tatem, 2012. Uncertainties in measuring populations potentially impacted by sea-level rise and coastal flooding. *PLOS ONE*, 7 (10): e48191.
- Mora, C., C-L. Wei, A. Rollo, T. Amaro, A.R. Baco, D. Billett, L. Bopp, Q. Chen, M. Collier, R. Danovaro, A.J. Gooday, B.M. Grupe, P.R. Halloran, J. Ingels, D.O.B. Jones, L.A. Levin, H. Nakano, K. Norling, E. Ramírez-Llodra, M. Rex, H.A. Ruhl, C.R. Smith, A.K. Sweetman, A.R. Thurber, J.F. Tjiputra, P. Usseglio, L. Watling, T. Wu, y M. Yasuhara, 2013. Biotic and human vulnerability to projected changes in ocean biogeochemistry over the 21st Century. *PLOS ONE*, Biology 11: e1001682.
- Nagy, G.J., M. Gómez-Erache, C.H. López, y A.C. Perdomo, 2008. Distribution patterns of nutrients and symptoms of eutrophication in the Rio de la Plata River Estuary System. p. 125-139. In: E. Orive, M. Elliott & V.N. de Jonge (eds). Nutrients and Eutrophication in Estuaries and Coastal Waters. Developments in Hydrobiology, Springer Netherlands, Amsterdam, Netherlands. ISBN 978-90-481-6123-2.
- Negri, R.M., H.R. Benavides, y R. Akselman, 2004. Algas del litoral marplatense. p. 73-86. En: E. Orive, M. Elliott & V.N. de Jonge (eds). La vida entre mareas: vegetales y animales de las costas de Mar del Plata. Publicaciones Especiales INIDEP.
- Nicholls, R.J., 2004. Coastal flooding and wetland loss in the 21st century: changes under the SRES climate and socio-economic scenarios. *Global Environmental Change - Human and Policy Dimensions*, 14: 69-86.
- Nicholls, R.J., 2010. Impact of and responses to sea-level rise. p. 17-51. In: J.A. Church, P.L. Woodworth, T. Aarup & W.S. Wilson (eds). Understanding sea-level rise and variability. Wiley-Blackwell Publishing Ltd., Chichester, UK. ISBN 978-1-4443-3451-7
- Nicholls, R.J., y A. Cazenave, 2010. Sea-Level Rise and Its Impact on Coastal Zones. *Science*, 328: 1517-1521.
- Nicholls, R.J., P.P. Wong, V. Burkett, C.D. Woodroffe, y J. Hay, 2008. Climate change and coastal vulnerability assessment: cenarios for integrated assessment. *Sustainable Science*, 3: 89-102.
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: 199-219.
- O'Hara, T.D., 2002. Endemism, rarity and vulnerability of marine species along a temperature coastline. *Invertebrate Systematics*, 16: 671-684.
- Orensanz (Lobo) J.M., E. Schwindt, G. Pastorino, A. Bortolus, G. Casas, G. Darrigran, R. Elías, J.J. López Gappa, S. Obenat, M. Pascual, P. Penchaszadeh, M.L. Piriz, F. Scarabino, E.D. Spivak, y E.A. Vallarino, 2002. No longer the pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, 4: 115-143.
- Otto-Bliesner, B.L., S.J. Marshall, J.T. Overpeck, G.H. Miller, A. Hu, y CAPE Last Interglacial Project Members, 2006. Simulating Arctic climate warmth and icefield retreat in the last interglaciation. *Science*, 311: 1751-1753.
- Overpeck, J.T., B.L. Otto-Bliesner, G.H. Miller, D.R. Muehls, R.B. Alley, y J.T. Kiehl, 2006. Paleoclimatic evidence for future ice-sheet instability and rapid sea-level rise. *Science*, 311: 1747-1750.
- Paerl, H.W., N.S. Hall, B.L. Peierls, y K.L. Rossignol, 2014. Evolving Paradigms and Challenges in Estuarine and Coastal Eutrophication Dynamics in a Culturally and Climatically Stressed World. *Estuaries and Coasts*, 37 (2): 243-258.
- Paparazzo, F.E., L. Bianucci, I.R. Schloss, G.O. Almandoz, M. Solís, y J.L. Esteves, 2010.

- Cross-frontal distribution of inorganic nutrients and chlorophyll-a on the Patagonian Continental Shelf of Argentina during summer and fall. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 45(1): 107-119.
- Pappenberger, F., E. Dutra, F. Wetterhall, y H.L. Cloke, 2012. Deriving global flood hazard maps of fluvial floods through a physical model cascade. *Hydrology & Earth System Sciences*, 16: 4143-4156.
- Penchaszadeh, P.E., D. Boltovskoy, M. Borges, D. Cataldo, C. Damborenea, G. Darrigran, S. Obenat, G. Pastorino, E. Schwindt, E. Spivak, y F. Sylvester, 2005. Invasores. Invertebrados exóticos en el Río de la Plata y región marina aledaña. Editorial Universitaria de Buenos Aires (Eudeba), Buenos Aires (Argentina, 377 p.
- Perillo, G.M.E. (ed.), 1997. Evaluación de la vulnerabilidad de la costa argentina al ascenso del nivel del mar. PNUD/SECYT ARG/95/G/31. 62 p.
- Perillo, G.M.E., M.C. Piccolo, y J.E. Marcovecchio, 2006. Coastal oceanography of the western south Atlantic continental shelf (33° to 55°S). p. 295-327. In: A.R. Robinson, K.H. Brink (eds). *The Sea. The Global Coastal Ocean: Interdisciplinary Regional Studies and Syntheses*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA. (ISBN- 0-674-01527-4)
- Piccolo, M.C., 1998. Oceanography of the Western South Atlantic continental shelf from 33oS to 55oS. p. 253-271. In: A.R. Robinson, K.H. Brink (eds.). *The Sea. Coastal Oceanography*. John Wiley & Sons. (ISBN-9-780-47111-5-458)
- Piola, A.R., E.J.D. Campos, O.O. Möller Jr., M. Charo, y C. Martinez, 2000. Subtropical shelf front off eastern South America. *Journal of Geophysical Research*, 105: 6565-6578.
- Pisoni, J.P., A.L. Rivas, y A.R. Piola, 2015. On the variability of tidal fronts on a macrotidal continental shelf, Northern Patagonia, Argentina. *Deep Sea Research Part II. Topical Studies in Oceanography*, 119: 61-68.
- Pizarro, H., P. Rodríguez, S.M. Bonaventura, I. O'Farrell, y I. Izaguirre, 2007. The sudestadas: a hydro-meteorological phenomenon that affects river pollution (River Luján, South America). *Hydrological Sciences-Journal-des Sciences Hydrologiques*, 52 (4): 702-712.
- Poloczanska, E.S., C.J. Brown, W.J. Sydeman, W. Kiessling, D.S. Schoeman, P.J. Moore, K. Brander, J.F. Bruno, L.B. Buckley, M.T. Burrows, C.M. Duarte, B.S. Halpern, J. Holding, C.V. Kappel, M.I. O'Connor, J.M. Pandolfi, C. Parmesan, F. Schwing, S.A. Thompson, y A.J. Richardson, 2013. Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change*, advance online publication (published 4/ agosto/2013). 7 p.
- Popovich, C.A., y J.E. Marcovecchio, 2008. Spatial and temporal variability of phytoplankton and environmental factors in a temperate estuary of South América (Atlantic Coast, Argentina). *Continental Shelf Research*, 28: 236-244.
- Popovich, C.A., C.V. Spetter, J.E. Marcovecchio, y R.H. Freije, 2008. Dissolved nutrients availability during winter diatom bloom in a turbid and shallow estuary (Bahía Blanca, Argentina). *Journal of Coastal Research*, 24 (1): 95-102.
- Pörtner, H.O., y M. Langenbuch, 2005. Synergistic effects of temperature extremes, hypoxia, and increases in CO2 on marine animals: from Earth history to global change. *Journal of Geophysical Research*, 110: C09S10.
- Pousa J., E. Kruse, E. Carol, S. Carretero, y D. Guaraglia, 2011. Interrelation between coastal processes, surface water and groundwater at the outer coastal region of the Rio de la Plata Estuary, Argentina. p. 67-96. In: J.A. Daniels (ed.). *Advances in Environmental Research*. Nova Science Publishers, Hauppauge, New York, USA.
- Pratolongo, P., G. Salinero, y G.M.E. Perillo, 2006. Evolución de la línea de costa frente al balneario Pehuén Co, Pcia. de Buenos

- Aires, entre los años 1969 y 1996. VI Jornadas de Ciencias del Mar, Puerto Madryn (Argentina). Resumen.
- Purkey, S.G., y C.G. Johnson, 2010. Warming of global abyssal and deep Southern Ocean waters between the 1990s and 2000s: contributions to global heat and sea level rise budgets. *Jou. of Climate*, 23: 6336-6351.
- Quiros, R., 1988. Relationships between air temperature, depth, nutrients and chlorophyll in 103 Argentinian lakes. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 23(2): 647-658.
- Rabalais, N. N., 2004. Eutrophication. p. 819-865. In: A.R. Robinson, J. McCarthy & B.J. Rothschild (eds.). *The Global Coastal Ocean: Multiscale Interdisciplinary Processes*. Harvard University Press, Cambridge, MA, USA.
- Rabalais, N.N., R.E. Turner, R.J. Díaz, y D. Justic, 2009. Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 66 (7): 1528-1537.
- Rex, M.A., C.T. Stuart, R.R. Hessler, J.A. Allen, H.L. Sanders, y G.D.F. Wilson, 1993. Global-scale latitudinal patterns of species diversity in the deep-sea benthos. *Nature*, 365: 636-639.
- Richardson, A.J., y D.S. Schoeman, 2004. Climate impact on plankton ecosystems in the Northeast Atlantic. *Science*, 305: 1609-1612.
- Rignot, E., A. Rivera, y G. Casassa, 2003. Contribution of the Patagonia icefields of South America to sea level rise. *Science*, 302: 343-437.
- Rohling E.J., K. Grant, C.H. Hemleben, M. Siddall, B.A.A. Hoogakker, M. Bolshaw, y M. Kucera, 2008. High rates of sea-level rise during the last interglacial period. *Nature Geoscience*, 1: 38-42.
- Rosenzweig, M.L., 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge (UK). 436 p.
- Roy, K., D. Jablonski, J.W. Valentine, y G. Rosenberg, 1998. Marine latitudinal diversity gradients: tests of causal hypotheses. *Proceedings of the National Academic of Sciences USA (PNAS)*, 95: 3699-3702.
- Rusticucci, M., y O. Penalba, 2000. Interdecadal changes in the precipitation seasonal cycle over Southern South America and their relationship with surface temperature. *Climate Research*, 16: 1-15.
- Rusticucci, M.M., S.A. Venegas, y W.M. Vargas, 2003. Warm and cold events in Argentina and their relationship with South Atlantic and South Pacific Sea surface temperatures. *Journal of Geophysical Research*, 108 (C 11): 3356-366.
- Sabine, C.L., M. Heimann, P. Artaxo, D.C.E. Bakker, C-T.A. Chen, C.B. Field, N. Gruber, C. Le Quéré, R.G. Prinn, J.E. Richey, P. Romero Lankao, J.A. Sathaye, y R. Valentini, 2004. Current status and past trends of the global carbon cycle. p. 17-44. In: C.B. Field & M.R. Raupach (eds). *The global carbon cycle: Integrating humans, climate, and the natural world*. Island Press, Washington DC, USA.
- Sachs, J.D., A.D. Mellinger, y J.L. Gallup, 2001. The geography of poverty and wealth. *Scientific American*, 284: 70-75 .
- Sala, O., F. Stuar Chapin III, J.J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L.F. Huenneke, R.B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D.M. Lodge, H.A. Mooney, M. Oesterheld, N. LeRoy Poff, M.T. Sykes, B.H. Walker, M. Walker, y D.H. Wall, 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770-1774.
- Sarmiento, J.L., T.M.C. Hughes, R.J. Stouffer, y S. Manabe, 1998. Simulated response of the ocean carbon cycle to anthropogenic climate warming. *Nature* 393: 245-249.
- 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, T.C. Royer, A.H. Sallenger, y J.G. Titus, 2002. Climate Change Impacts on us. *Coastal and Marine Ecosystems. Estuaries*, 25 (2): 149-164.

- Schnack, E., J. Pousa, G. Bértola, y F. Isla, 2010. Argentina. p. 219-225. In: B.J. Bird (ed). *The Encyclopaedia of World's Coastal Landforms*. Springer, Berlin, Germany. ISBN 978-1-4020-8639-7
- Schulte, P., L. Alegret, I. Arenillas, J.A. Arz, P.J. Barton, P.R. Bown, T.J. Bralower, G.L. Christeson, P. Claeys, C.S. Cockell, G.S. Collins, A. Deutsch, T.J. Goldin, K. Goto, J.M. Grajales-Nishimura, R.A.F. Grieve, S.P.S. Gulick, K.R. Johnson, W. Kiessling, C. Koeberl, D.A. Kring, K.G. MacLeod, T. Matsui, J. Melosh, A. Montanari, J.V. Morgan, C.R. Neal, D.J. Nichols, R.D. Norris, E. Pierazzo, G. Ravizza, M. Rebolledo-Vieyra, W.U. Reimold, E. Robin, T. Salge, R.P. Speijer, A.R. Sweet, J. Urrutia-Fucugauchi, V. Vajda, M.T. Whalen, y P.S. Willumsen, 2010. The Chicxulub asteroid impact and mass extinction at the Cretaceous-Paleogene boundary. *Science* 327: 1214-1218.
- Schwindt, E., 2008. Especies exóticas en el Mar Patagónico y sectores adyacentes. p. 274-302. En: Estado de conservación del Mar Patagónico y áreas de influencia. Puerto Madryn (Argentina), Edición del Foro.
- Shakun, J.D., P.U. Clark, F. He, S.A. Marcott, A.C. Mix, Z. Liu, B. Otto-Bliesner, A. Schmittner, y E. Bard, 2012. Global warming preceded by increasing carbon dioxide concentrations during the last deglaciation. *Nature*, 484: 49-54.
- Shepard, C.C., V.N. Agostini, B. Gilmer, T. Allen, J. Stone, W. Brooks, y M.W. Beck, 2012. Assessing future risk: quantifying the effects of sea level rise on storm surge risk for the southern shores of Long Island, New York. *Natural Hazards*, 60: 727-745.
- Small, C., y R.J. Nicholls, 2003. A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. *Journal of Coastal Research*, 19 (3): 584-599.
- Smith, S.V., D.P. Swaney, L. Talaue-McManus, J.D. Bartley, P.T. Sandhei, C.J. McLaughlin, V.C. Dupra, C.J. Crossland, R.W. Buddemeier, B.A. Maxwell, y F. Wulff, 2003. Humans, hydrology, and the distribution of inorganic nutrient loading to the ocean. *BioScience*, 53 (3): 235-245.
- Spetter, C.V., C.A. Popovich, A.H. Arias, R.O. Asteasuain, R.H. Freije, y J.E. Marcovecchio, 2015. Role of nutrients in the phytoplankton development during a winter diatom bloom in an eutrophic South American Estuary (Bahía Blanca, Argentina). *Journal of Coastal Research*, 31 (1): 76-87.
- Steffen, K., R.H. Thomas, E. Rignot, J.G. Cogley, M.B. Dyurgerov, S.C.B. Raper, P. Huybrechts, y E. Hanna, 2010. Cryospheric contributions to sea-level rise and variability. p. 177-225. In: J.A. Church, P.L. Woodworth, T. Aarup & W.S. Wilson (eds). *Understanding sea-level rise and variability*. Wiley-Blackwell Ed., Chichester, uk. ISBN: 978-1-4443-3452-4.
- Sullivan Sealey, K., y G. Bustamante, 1999. Setting geographic priorities for marine conservation in Latin American and the Caribbean. *The Nature Conservancy, Arlington (VA, USA)* 141: 125 pp.
- Tol, R.S.J., R.J.T. Klein, y R.J. Nicholls, 2008. Towards successful adaptation to sea-level rise along Europe's coasts. *Journal of Coastal Research* 24 (2): 432-450.
- Thompson, L.G., E. Mosley-Thompson, H. Brecher, M. Davis, B. León, D. Les, P.-N. Lin, T. Mashiotta, y K. Mountain. 2006. Abrupt tropical climate change: past and present. *Proceedings of the National Academy of Sciences -PNAS-* 103 (28): 10536-10543.
- Tittensor, D.P., C. Mora, W. Jetz, H.K. Lotze, D. Ricard, E. Vanden Bergh, y B. Worm, 2010. Global patterns and predictions of marine biodiversity across taxa. *Nature*, 466: 1098-1101.
- Torres, A.I., M.N. Gil, O.A. Amín, y J.L. Esteves, 2009. Environmental characterization of a eutrophicated semi-enclosed system: nutrient budget (Encerrada Bay, Tierra del Fuego Island, Patagonia, Argentina). *Water, Air & Soil Pollution* 204 (1): 259-270.

- Trotter, J.A., I.S. Williams, C.R. Barnes, C. Lécuyer, y R.S. Nicol, 2008. Did cooling oceans trigger Ordovician biodiversification? Evidence from Conodont thermometry. *Science*, 321: 550-555.
- Turner, R.K., S. Subak, y W.N. Adger. 1996. Pressures, Trends, and Impacts in Coastal Interactions Between Socioeconomic and Natural Systems. *Environmental Management*, 20 (2): 159-173.
- van den Brink, H.W., G.P. Können, J.D. Opsteegh, G.J. van Oldenborgh, y G. Burgers, 2005. Estimating return periods of extreme events from ECMWF seasonal forecast ensembles. *International Journal of Climatology*, 25: 1345-1354.
- Vázquez Botello A. (coord)., 2008. Evaluación de la vulnerabilidad actual y futura de la zona costera mexicana y los deltas más impactados ante el incremento del nivel del mar debido al cambio climático y fenómenos hidrometeorológicos extremos. Informe final INE/AI-051/2008, Instituto Nacional de Ecología, Universidad Autónoma de México (UNAM). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. SEMARNAT. 121 p.
- Villafañe, V.E., M.S. Valiñas, M.J. Cabrerizo, y E.W. Helbling, 2015. Physio-ecological responses of Patagonian coastal marine phytoplankton in a scenario of global change: role of acidification, nutrients and solar UVR. *Marine Chemistry*, 177, 411-420.
- Vincent, L.A., E. Ramírez, L. Molion, J. Baez, T.C. Peterson, L.M. Alves, D.F. Moncunill, G. Coronel, V.R. Barros, T. Ambrizzi, E. Rebello, J. García, I. Trebejo, M.B. Marino, M.A. Merlato, M. Rusticucci, A.M. Grimm, Y.M.T. Anunciação, M. Bidegain, G. Carrasco, J.A. Marengo, J. Quintana, M.R. Haylock, J.L. Santos, y D. Karoly, 2005. Observed Trends in Indices of Daily Temperature Extremes in South America 1960-2000. *Journal of Climate*, 18: 5011-5023.
- Violante, R.A., C.M. Paterlini, S.I. Marcolini, I.P. Costa, J.L. Cavallotto, C. Laprida, W. Dragani, N. García Chapori, S. Watanabe, V. Totah, E.I. Rovere, y M.L. Osterrieth. 2014. The Argentine continental shelf: morphology, sediments, processes and evolution since the Last Glacial Maximum. *Geological Society, London, Memoirs*, 41 (1): 55-68.
- Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco & J.M. Melillo. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277 (5325): 494-499.
- Wadhams, P., y W. Munk, 2004. Ocean freshening, sea level rising, sea ice melting. *Geophysical Research Letters*, 31, L11311.
- Wakelin, S.L., P.L. Woodworth, R.A. Flather, y J.A. Williams, 2003. Sea-level dependence on the NAO over the NW European Continental Shelf. *Geophysical Research Letters*, 30 (7): 1403-1407.
- Walther, G-R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T.J.C. Beebee, J-M. Fromentin, O. Hoegh-Guldberg, y F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389-395.
- Watson, R.T., M.C. Zinyoera & R.H. Moss. 1998. The Regional Impacts of Climate Change: An Assessment of Vulnerability. A Special Report of ipcc Working Group II. Cambridge University Press, NY, USA. 85 p.
- Widdicombe, S., y J.I. Spicer, 2008. Predicting the impact of ocean acidification on benthic biodiversity: What can animal physiology tell us? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366: 187-197.
- Wilf, P., K.R. Johnson, y B.T. Hube, 2003. Correlated terrestrial and marine evidence for global climate changes before mass extinction at the Cretaceous-Paleogene boundary. *Proceedings of the National Academy of Sciences -PNAS-* 100 (2): 599-604.
- Williams, R.G., y M.J. Follows, eds., 2011. Ocean dynamics and the carbon cycle: principles and mechanisms. Cambridge University Press, New York, USA, 434 p. ISBN 978-0-521-84369-0

Yin, J-J., S.M. Griffies, y R.J. Stouffer, 2010.
Spatial variability of sea level rise in Twen-
ty-First Century projections. *Journal of
Climate*, 23: 4585-4607.

14

Tormentas severas: ¿Cuán vulnerables son las costas del sur de la provincia de Buenos Aires (Argentina)?

María Cintia Piccolo^{1,2}, Alejandra Merlotto¹, M. Lujan Bustos^{1,2},
M. Andrea Huamantínco Cisneros^{1,2} y Mónica C. García³

¹CONSEJO NACIONAL DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS Y TÉCNICAS, ARGENTINA

²UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR, ARGENTINA

³UNIVERSIDAD NACIONAL DE MAR DEL PLATA, ARGENTINA

e-mail: ofpiccol@criba.edu.ar

RESUMEN

La zona costera del sur de la provincia de Buenos Aires, Argentina, está caracterizada por la presencia de localidades donde las principales actividades son el turismo de sol y playa. Las tormentas severas con vientos fuertes constituyen los principales eventos climáticos que dañan estas costas. El objetivo de este capítulo es describir la erosión que se produce en las costas del sur de la provincia de Buenos Aires originada por tormentas severas. El número y la intensidad de estas tempestades varía de década en década como consecuencia de la variabilidad climática. Se describen los cambios en los perfiles de playa y la vulnerabilidad de la costa a la erosión en las playas de Pehuen Co, Monte Hermoso y Necochea-Quequén. La pérdida del sedimento y la destrucción de las infraestructuras fueron los mayores impactos encontrados.

Palabras clave: erosión costera, variabilidad climática, Argentina.

Piccolo, M.C., A. Merlotto, M. Lujan Bustos, M.A. Huamantínco Cisneros, y M.C. García, 2017. Tormentas severas: ¿Cuán vulnerables son las costas del sur de la provincia de Buenos Aires (Argentina)? p. 283-296. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAG. 476 p.

ABSTRACT

The coastal area of southern Buenos Aires province, Argentina, is characterized by the presence of coastal communities in that mainly make a living with sun-and-beach tourism. Severe storms with strong winds represent the main climatic events that damage the coastline. The objective of this chapter is to describe the erosion that is produced along the coasts of southern Buenos Aires province, caused by these storms, whose quantity and intensity differ from one decade to the next as a consequence of climate variability. Changes in beach profiles, in addition to how vulnerable the coastline is to erosion at Pehuen Co, Monte Hermoso and Necochea-Quequén beaches are described. The loss of sediment and the destruction of infrastructure were the greatest impacts found.

Key words: Coastal erosion, climatic variability, Argentina.

INTRODUCCIÓN

La variabilidad climática en un sentido amplio indica los cambios del clima a través de un período corto de tiempo. De acuerdo con la Organización Meteorológica Mundial la variabilidad climática se refiere a los cambios que ocurren dentro de períodos cortos de tiempo, en un mes, una estación, un año o una década considerando también los eventos extremos (figura 1). Se consideran eventos extremos las olas de calor, de frío, períodos extensos de nieblas, sequías, inundaciones, etc. (Stephenson, 2008).

En América Latina los estudios de variabilidad climática están muy relacionados con el fenómeno El Niño Oscilación Sur (ENSO) que es una variabilidad interanual. Naturalmente las costas son vulnerables a esta variabilidad climática y para cada tipo de zona en particular se debe estudiar el estrés climático y sus efectos e impactos (tabla 1). En las zonas costeras argentinas los estudios de variabilidad y cambio climático se basan principalmente en el ascenso del nivel del mar y los problemas de erosión

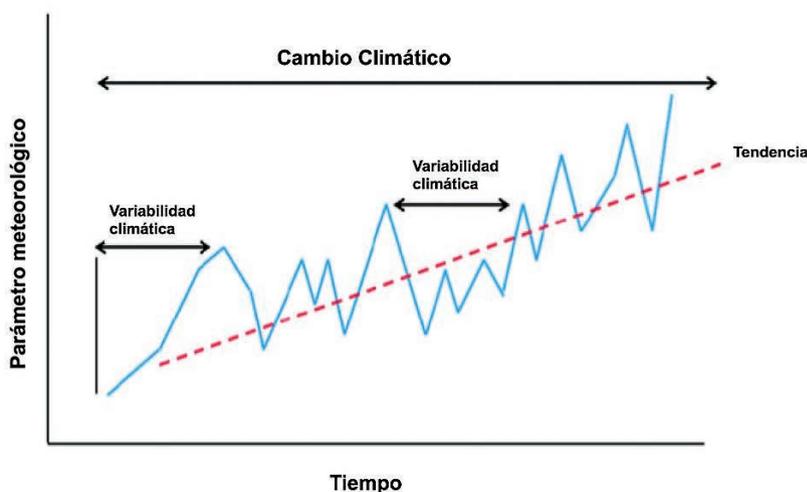


Figura 1. Esquema indicando la diferencia entre cambio climático y variabilidad climática (Modificado de Baigun *et al.*, 2014).

Tabla 1. Efectos de los diferentes eventos climáticos en las zonas costeras.

Eventos climáticos	Efectos sobre las zonas costeras	Potenciales impactos
Aumento de eventos meteorológicos externos.	<ul style="list-style-type: none"> - Erosión costera debido a vientos intensos. - Cambio en la salinidad del agua por aumento de la evaporación. - Cambio en la calidad del agua subterránea. 	<ul style="list-style-type: none"> - Turismo y economía. - Cambios en planes de manejo costero. - Impacto en la salud debido a la calidad del agua. - Destrucción de infraestructura costera.
Fluctuaciones en la climatología de las olas.	<ul style="list-style-type: none"> - Variaciones en la deriva litoral que ocasionan erosión de las zonas costeras. 	<ul style="list-style-type: none"> - Erosión costera. - Pérdida de infraestructura costera.
Aumento en la frecuencia e intensidad de las tormentas.	<ul style="list-style-type: none"> - Incremento de la altura de las olas. - Erosión costera. 	<ul style="list-style-type: none"> - Erosión costera. - Pérdida de infraestructura costera.
Acidificación del agua marina.	<ul style="list-style-type: none"> -Destrucción de los arrecifes de coral. 	<ul style="list-style-type: none"> -Turismo y economía.

y retroceso de la línea costera, por ser los que más afectan a las poblaciones de estas localidades (Perillo, 1997; Codignotto, 1997; Kokot, 2004; López y Marcomini, 2004; Diez *et al.*, 2007). La zona costera del sur de la provincia de Buenos Aires no es la excepción, se han realizado numerosos estudios que aportan conocimientos sobre niveles de erosión en las playas o cambios

en la línea de ribera y los agentes meteorológicos que los generaron (*e.g.* García, 2009; Bustos, 2012; Huamantínco Cisneros, 2012; Merlotto *et al.*, 2016). De los eventos meteorológicos que se describen en la tabla 1, sin lugar a dudas las tormentas son los principales fenómenos a estudiar para conocer la vulnerabilidad del sistema costero.

OBJETIVO

El objetivo del presente capítulo es analizar los efectos de las tormentas en las costas del sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. En esta zona se localizan numerosos destinos turísticos. Se estudiaron dos localidades: Pehuen Co (38° 59' 51" S, 61° 33' 16" W), Monte Hermoso (38° 59' 33" S; 61° 15' 55" W) y el conglomerado urbano Necochea-Quequén (38° 33' 00" S; 58° 44' 00" W). La principal actividad de estos sitios están asociadas a la modalidad del turismo de sol y playa, así como también, la

visita a los lugares donde el científico inglés Charles Darwin descubrió fósiles que dieron lugar a su teoría de la evolución (Pehuen Co y Monte Hermoso). Los habitantes de esta zona están preocupados por conservar las zonas costeras dado los problemas de erosión que están sufriendo por el aumento de tormentas y vientos de gran intensidad. La economía de estas localidades depende del turismo y existen planes incompletos de manejo costero de estos sitios que han sido escasamente implementados.

METODOLOGÍA

Se analizan las estadísticas del número de tormentas que afectan un sector de las costas del sur bonaerense durante el período 1970-2007 (García, 2009). Se presentan ejemplos de tormentas severas que ocasionaron grandes erosiones de las playas de Pehuen Co, Monte Hermoso y Necochea-Quequén (Bertola *et al.*, 2007; Bustos *et al.*, 2009 y 2011; Merlotto *et al.*, 2013; Huamantín Cisneros *et al.*, 2014). Para la identificación de las tormentas se utilizaron los datos de estaciones meteorológicas ubicadas en cada localidad (<http://emac.iado-conicet.gov.ar/>) y se analizaron las cartas sinópticas del tiempo atmosférico de superficie y altura del Ministerio de Cien-

cia y Tecnología de Brasil (www.cptec.inpe.br) y del Servicio Meteorológico Nacional Argentino (www.smn.gov.ar). Este último organismo también proporcionó la información de olas. Los cambios geomorfológicos de las playas de las diferentes localidades fueron estudiados mediante perfiles de playa antes y después de ocurrido cada evento de tormenta. Los perfiles se realizaron en sentido perpendicular a la playa en base a una versión modificada del método propuesto por Emery (1961) (Bustos *et al.*, 2013). Se presentan las diferencias volumétricas de los perfiles en las diferentes playas y los mapas de vulnerabilidad a la erosión costera.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se describen someramente los impactos de algunas tormentas intensas en la zona de estudio y sus consecuencias en el espacio costero.

Pehuen Co

Pehuen Co es una villa balnearia, con 681 habitantes permanentes según el Instituto Nacional de Estadística y de Censo de Argentina (INDEC, 2010). Los vecinos se dedican a la pesca artesanal y a las actividades vinculadas con el turismo. La costa es baja y arenosa con un ancho promedio de playa de 143 m, enmarcada por una línea de médanos de aproximadamente 6 km de ancho medio. En los sectores más alejados de la costa, los médanos son de menor altura y se encuentran cubiertos de vegetación. En proximidad de la costa son más altos, algunos vegetados y alcanzan alturas de más de

20 m. Pehuen Co no posee infraestructura balnearia sobre la costa y en el sector este se encuentra una reserva paleontológica muy importante.

Un ejemplo de las tormentas que azotan las playas de Pehuen Co ocurrió el 26 de julio de 2007 y se caracterizó por vientos fuertes del suroeste con velocidades de 63 km/h que originaron olas de gran altura coincidentes con un estado de pleamar (Bustos *et al.*, 2009). Se originaron olas que llegaron a las zonas más altas de la playa alcanzando los médanos costeros y las construcciones aledañas. Aunque fue un fenómeno de corta duración (22 horas), un sistema de baja presión (993 hPa) se desplazó a gran velocidad sobre el océano, tuvo un gran poder erosivo en las playas. Este sistema generó trenes de olas de hasta 7 m de altura que viajaron por la plataforma continental, con

dirección sudoeste-noreste, hasta impactar en la costa del sudoeste bonaerense. Las olas en la playa, alcanzaron alturas de 3 m erosionando gran parte de los sedimentos en la mayoría de los sectores analizados provocando una seria destrucción de la misma (Bustos *et al.*, 2009). En un lapso muy corto se modificó el perfil la playa (figura 2) y disminuyó significativamente su nivel. Los sectores Oeste y Centro del balneario fueron los más afectados (se perdieron 115.7 m³ de arena/m de ancho de playa). En estos perfiles desapareció la berma y se considera que el material se acumuló principalmente en la zona submareal. En el sector Este la situación fue similar pero las típicas bermas no desaparecieron completamente. Este último sector se encuentra más protegido al embate de las olas provenientes del sudoeste (Bustos *et al.*, 2009).

Bustos *et al.* (2011) estudiaron la vulnerabilidad de Pehuen Co a la erosión costera en condiciones de vientos mayores a 40 km/h. Para ello utilizaron datos de velocidad y dirección de viento con un intervalo de muestreo de 5 minutos durante los meses de junio 2007 a diciembre 2009. En los 29 meses analizados se registraron 91 eventos donde el 57% de ellos fue del cuadrante oeste, el 37% del este y sólo un 6% de la

dirección sur. Se observaron zonas con diversos grados de vulnerabilidad a la erosión y cambios en la geomorfología de algunas zonas respecto a otras. En base al registro de eventos, sus efectos sobre el uso y características de la costa se realizó un mapa de vulnerabilidad de las diferentes zonas que se presenta en la figura 3.

Monte Hermoso

La playa de la localidad de Monte Hermoso tiene un ancho aproximado de 260 m y su perfil característico está compuesto por barras, canales y médanos frontales. Su costa posee una dirección este-oeste, como la de Pehuen Co (figura 4). El uso intensivo del espacio litoral permitió la evolución de balneario a centro turístico. La ciudad cuenta con 6 351 habitantes según el INDEC (2010). El municipio está abocado a la protección de sus playas, dado que la ciudad depende económicamente del turismo y la pesca artesanal. Las tormentas invernales constituyen un problema ya que dificultan el mantenimiento de la infraestructura del balneario. Un ejemplo lo constituye las dos últimas semanas del mes de julio de 2009 que se caracterizaron por el pasaje de numerosos sistemas ciclónicos, siendo los más importantes los pasajes frontales de los

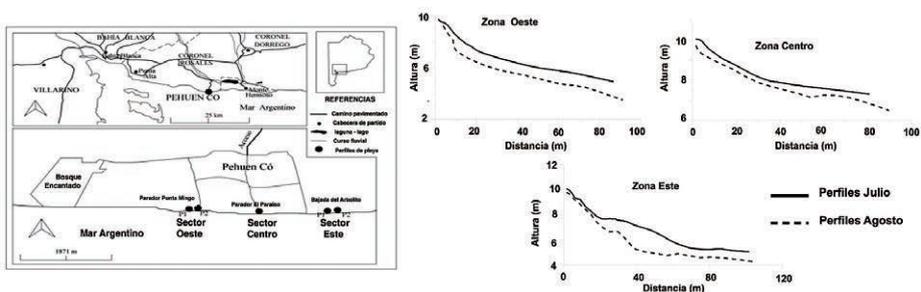


Figura 2. Variación de los perfiles de playa en diferentes sectores de la playa del balneario Pehuen Co antes (julio) y después (agosto) del evento del 26 de julio de 2007 (Modificado de Bustos *et al.*, 2009).

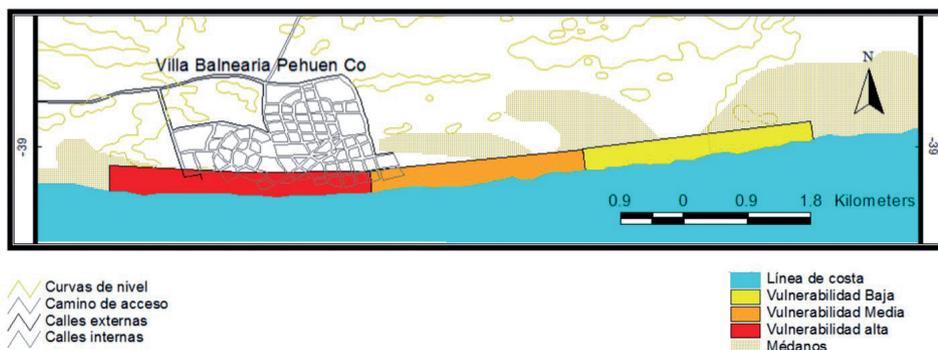


Figura 3. Mapa de vulnerabilidad de la zona costera de la villa balnearia de Pehuen Co a la erosión costera (Bustos *et al.*, 2011).

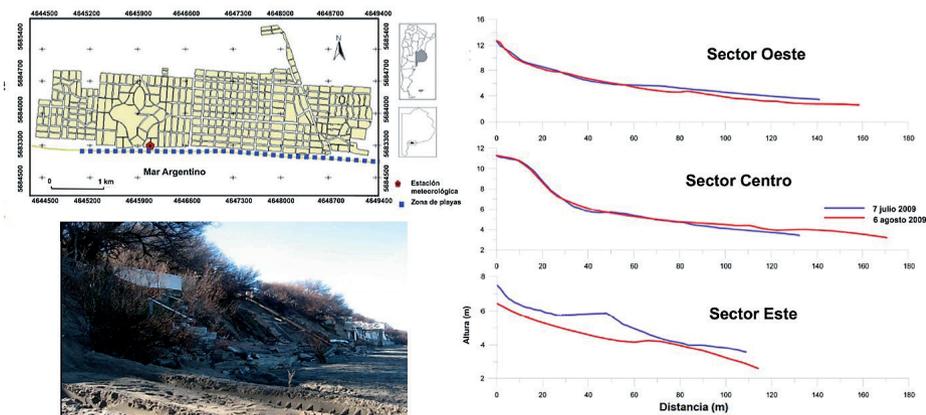


Figura 4. Localización de la localidad turística de Monte Hermoso. Perfiles de playa realizados en la zona oeste, centro y este, antes (7 de julio 2009) y después (6 de agosto 2009) del pasaje de los centros ciclónicos de las últimas semanas del mes de julio 2009 (Modificado de Huamantincio Cisneros *et al.*, 2011).

días 21, 22 y 25 de julio (Huamantincio Cisneros *et al.*, 2011). Los sistemas originaron vientos fuertes entre 40 y 65 km/h con direcciones del so-sso-oso y escasa precipitación (20 mm). El pasaje de los centros ciclónicos generó trenes de olas con altura entre 2 y 3,6 m y dirección predominante del sector sso. Los perfiles de playa realizados en las zonas Oeste, Centro y Este de Monte Hermoso indicaron una dismi-

nución del sedimento de 72.3 y 79 m³/m de ancho de playa (Huamantincio Cisneros *et al.*, 2011). Una berma muy marcada con presencia de canales incipientes y una barra de lavado se observaron en julio, antes del pasaje de tormentas. Luego del paso de esta tempestad la berma desapareció y solo se distinguió el crecimiento de la barra de lavado y la formación de canales (figura 4). Los afloramientos quedaron al descubierto

en el tramo final y se observaron restos de resaca y conchillas. Las defensas de las viviendas ubicadas en las zonas costeras fueron completamente destruidas.

Otro ejemplo lo constituye la sudestada del 17 al 20 de junio del 2008, con vientos de los cuadrantes SE-SSE y velocidades de hasta 50 km/h acompañado de escasas precipitaciones (5.8mm). Esta tormenta generó en Monte Hermoso una erosión de 68.6 m³/m de ancho de playa. La sudestada afectó también al balneario Pehuén Co donde se perdieron 35.4 m³/m de ancho de playa y se agravó el estado de un amplio sector del camino costanero con su posterior clausura para el tránsito vehicular (Huamantincó Cisneros *et al.*, 2014).

No todas las tormentas afectan de la misma forma las costas de ambas localidades. Por ejemplo, la tormenta del 22 y el 25 de julio del año 2009, tuvo una duración similar a la del año 2008 con 20 mm de precipitación, vientos del so y ráfagas máximas de 17.6 m/s. Se erosionaron 67.7 y 2.4 m³/m de ancho de playa en Monte Hermoso y Pehuén Co, respectivamente (figura 4). En Monte Hermoso se produjo además la destrucción de viviendas. En Pehuén Co la pérdida de sedimento no fue significativa pero se generó una escarpa de 1.2 m a lo largo de la playa en la zona del pie de médano. Otro ejemplo es la sudestada ocurrida en el año 2010, entre el 23 y el 30 de mayo, la cual se caracterizó por vientos de los cuadrantes S-SE, con ráfagas de 108 km/h y 11.5 mm de lluvias. Los efectos erosivos fueron más notorios en Pehuén Co donde el perfil perdió 34.1 m³/m de ancho de playa en tanto que en Monte Hermoso la pérdida fue de solo 4.5 m³/m. Luego de las tormentas la forma resultante en todos los perfiles fue cóncava. En general, el pie del médano se erosionó, la berma

desapareció y se formaron barras incipientes cerca de la zona de lavado (Huamantincó Cisneros *et al.*, 2014). Si las tempestades están caracterizadas por gran precipitación se forman cárcavas sobre los médanos y la presencia de las construcciones costeras acelera el deterioro de las playas. A esto se le debe sumar que, especialmente en el caso de Monte Hermoso, prácticamente todo el desagüe de las lluvias se hace a través de calles perpendiculares a la playa, por lo que la misma se ve profundamente cortada por canales. Cabe destacar que estos eventos meteorológicos ocurren en forma simultánea en Pehuén Co y Monte Hermoso, dada la escasa distancia entre los dos sitios.

Necochea- Quequén

El conglomerado urbano compuesto por las localidades de Necochea y Quequén está separado por el río Quequén Grande, en cuya desembocadura en el océano Atlántico se encuentra el puerto de Quequén, con la presencia de un importante rompeolas que mejora las condiciones de entrada al puerto. Ambos sitios están caracterizados por playas visitadas por muchos turistas, aunque las actividades turísticas están más desarrolladas en Necochea. Según el INDEC (2010) los habitantes suman 109 536. Las tormentas generan numerosos destrozos en las zonas costeras de esta localidad. Un ejemplo lo constituye el vendaval que se desarrolló entre el 22 y 25 de junio del año 2006 que afectó significativamente a la playa Bahía de los Vientos localizada en la costa de Quequén (Bértola *et al.*, 2007). Los vientos con velocidades superiores a 50 km/h provenientes de direcciones variables ocasionaron frentes de olas que variaron de dirección e intensidad con un importante predominio de la dirección so. Las olas alcanzaron alturas de hasta 8 m. Los

perfiles de playa se muestran en la figura 5. Se formó una escarpa de erosión que aumentó la pendiente de la playa frontal de 5 a 14 %. Numerosos casos como el de esta tormenta han sido documentados en las zonas costeras (Melotto *et al.*, 2013), por lo tanto, luego de conocer y medir los cambios geomorfológicos de la costa, se necesitan complementar los estudios con los diferentes índices de vulnerabilidad que se encuentran en la literatura (Collin y Melloul, 2014)

La distribución espacial del índice de peligrosidad, vulnerabilidad y riesgo en el conglomerado urbano Necochea-Quequén fue estudiado por Merlotto *et al.* (2016). En Quequén se encontraron zonas con peligrosidad de baja a muy alta, mientras que en Necochea el peligro es de muy bajo a moderado (figura 6). El índice de peligrosidad presenta los mayores valores al este del Puerto Quequén y frente a Bahía de los Vientos. Hacia el oeste, el frente costero

de la ciudad correspondiente al Parque M. Lillo presenta un índice de peligrosidad moderado a muy bajo. En Quequén se observaron sectores con tasas de retroceso de la línea de costa y acantilados sin presencia de médanos, los cuales constituyen una geomorfología más vulnerable a la erosión. El índice de vulnerabilidad social ha presentado categorías de muy baja a baja/moderada en la ciudad de Quequén y de baja a moderada en Necochea. El área de estudio en general presenta un riesgo de erosión costera de muy bajo a alto. En Necochea, el frente urbanizado tiene un riesgo muy bajo mientras que hacia el este, la ciudad de Quequén posee un riesgo alto y moderado (Merlotto *et al.*, 2016). Con esta información se incrementa significativamente el conocimiento del funcionamiento del ambiente costero pudiendo ser utilizado en el desarrollo de planes de manejo costero en estas costas.

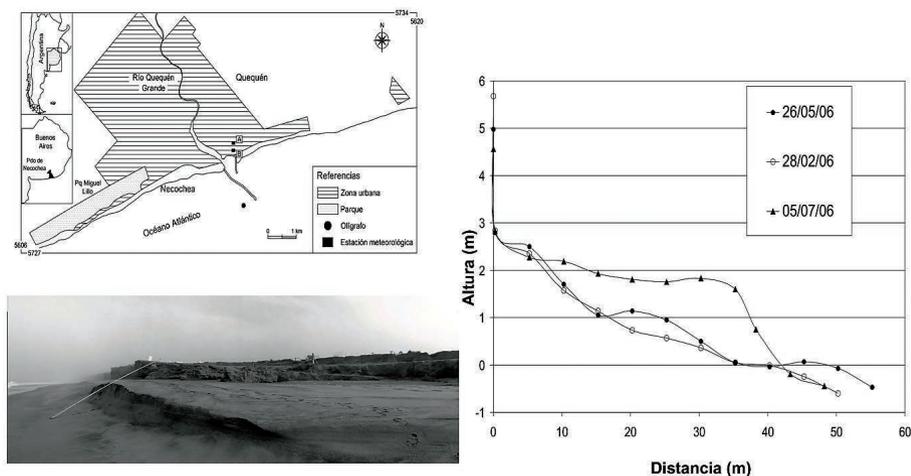


Figura 5. Localización del conglomerado Necochea-Quequén y de la playa bahía de los Vientos. Perfiles de playa de la tormenta del 25 de junio de 2006 (Modificado de Bertola *et al.*, 2007).

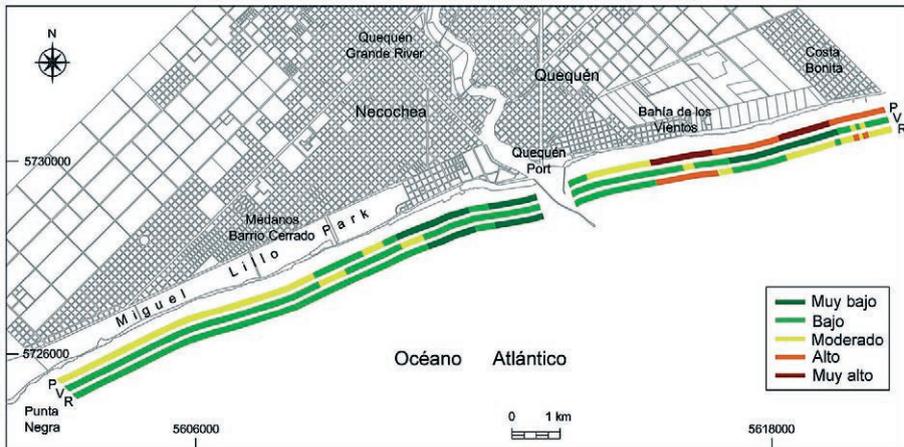


Figura 6. Distribución de la Peligrosidad (P), Vulnerabilidad (V) y Riesgo (R) en el conglomerado urbano Necochea-Quequén (Modificado de Merlotto *et al.*, 2016).

Variación decádica del número de tormentas

Las principales tormentas severas que azotan el sudoeste bonaerense se caracterizan por vientos del sudoeste o del sudeste/este. Estas últimas se denominan “sudestadas” y son tormentas que permanecen varios días en la zona, generalmente acompañadas de precipitación. Se ha observado que en los últimos cuarenta años ha variado el número de tormentas y la frecuencia mensual de las mismas. En la figura 7 se muestra la frecuencia mensual de las sudestadas en Necochea-Quequén en el período 1971-2007 (García, 2009) considerando un umbral de velocidad del viento de 75 km/h. El número de sudestadas y los meses en los que ocurren no son similares en las diferentes décadas. El 38.1% de las sudestadas encontradas fueron clasificadas como muy fuertes, ya que sus vientos superaron el umbral de 75 km/h, mientras que una de cada cinco, sobrepasó los 100 km/h. En todos los casos se acompañaron de precipitaciones generalizadas y en una de cada cuatro

sudestadas la precipitación superó los 100 mm (García, 2009). El período 1991-2000 fue el que presentó el mayor número de sudestadas principalmente en invierno y primavera. Febrero fue el único mes en esa década en el cual no se registraron este tipo de tormentas. El período más reciente 2001-2007 también presenta numerosas sudestadas.

En la figura 8 se presenta el número de tormentas y eventos severos (García, 2009). Las tormentas severas son más frecuentes en los meses cálidos y su frecuencia aumentó significativamente en el período 2001-2007. Los resultados de estos estudios indican claramente que hay que desarrollar planes de protección o de mitigación de las costas ante el aumento de la frecuencia e intensidad de las tormentas. En la tabla 2 se presenta un resumen de las principales consecuencias de las sudestadas y tormentas severas en esa zona realizado por García (2011). Cabe destacar que las estadísticas no difieren de las que se observan en las localidades de Pehuén Co y Monte Hermoso.

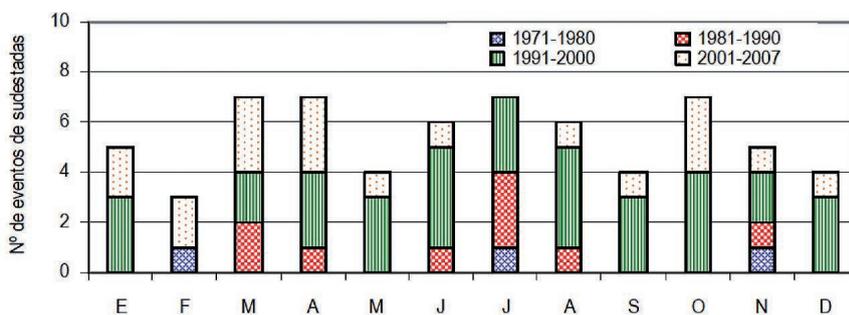


Figura 7. Frecuencia mensual decádica de sudestadas en Necochea-Quequen (García, 2009).

Tabla 2. Efectos de las sudestadas en Necochea-Quequen (García, 2011).

Daños físicos-naturales muy graves (F-1)	Daños físicos-naturales menos graves (F-2)	Daños socio-económicos muy graves (S-1)	Daños socio-económicos menos graves (S-1)
Deterioro en acantilados y playas que afectan paseos costeros, obras marítimas y accesos por incremento de energía del oleaje.	Incremento del oleaje por tormenta produce deterioro de equipamiento y mobiliario en playas y paseos.	Pérdida de vidas y/o bienes personales.	Acumulación de desechos en playas y otros sectores de la costa.
Perjuicios materiales por efectos del viento en construcciones residenciales y comerciales en áreas próximas a la costa.	Inundación de playa y/o elementos de la primera línea costera.	Hundimiento o encallamiento de embarcaciones pesqueras y/o de carga.	Anegamiento de caminos o calles costeras por incremento del nivel del mar y del oleaje por el viento.
Pérdida importante de arenas en playas, bermas y médanos costeros.	Derrumbe u otros procesos de remoción en masa en acantilados.	Puertos cerrados, flotas pesqueras en recintos portuarios o regreso anticipado de las mismas.	Percepción negativa del turista.
Dificultad para desagüe de arroyos y ríos del área en el mar, desbordes fluviales.	Averías en defensas costeras y/o conductos pluviales por remoción del sustrato.	Actividad turística en playas perjudicada por el deterioro del recurso, la infraestructura o el equipamiento.	Cortes de energía eléctrica, de suministro de agua o telefonía.
	Deterioro de la vegetación arbórea en zonas costeras.	Inundaciones y anegamientos urbanos. Evacuación de personas.	Caída de postes, carteles, semáforos, muros, etc.
		Voladura de techos y caída de mampostería en viviendas.	Dificultad para circular por la ciudad por anegamiento.
			Suspensión de clases y/o actividades.

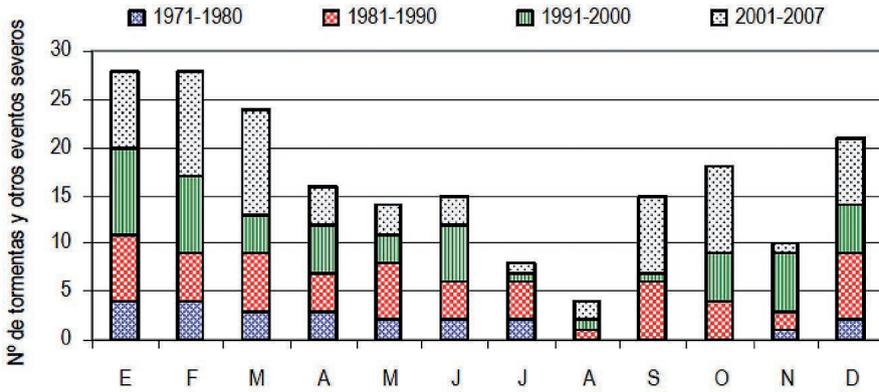


Figura 8. Número de tormentas y eventos severos en Necochea-Quequen (García, 2009).

CONCLUSIÓN

La variabilidad climática es un proceso que debemos estudiar para cada zona costera en particular y se debe identificar cual es el evento climático que más afecta nuestras costas y luego desarrollar e implementar planes de manejo costero integral. El viento y las tormentas son poderosos agentes naturales modificadores de los espacios costeros y son los que en mayor medida intensifican los procesos de erosión observados en las últimas décadas en los diversos sectores costeros de la costa sur de la provincia de Buenos Aires. En los sitios estudiados no se han implementado planes de manejo integrales a pesar de que se han realizado numerosos estudios. Estas investigaciones deben ser dirigidas a prevenir y controlar la degradación del medio ambiente marino y costero, así como a la recuperación de impactos ocasionados por la variabilidad climática y las actividades antrópicas.

Los resultados, similares a los encontrados en otras regiones del mundo, indican que se debe implementar un plan de de-

fensa contra la erosión costera que incluye, entre otras medidas: no alterar la configuración natural del ambiente costero; prohibir la apertura de nuevas bajadas a la playa y la construcción de infraestructuras permanentes sobre médanos (*e.g.* paradores comerciales) además de mantener y controlar la prohibición del tránsito vehicular en la playa y sobre médanos frontales. Las tormentas deben ser estudiadas de manera continua en lo que respecta a su generación, evolución, frecuencia, intensidad y efectos sobre el espacio para lograr la planificación de los usos y las actividades humanas y mitigación de sus impactos sobre las costas. En aquellos sectores en los que el daño es muy profundo se propone proteger mediante métodos blandos las zonas más erosionadas y con presencia de acantilados; conservar, construir y restaurar médanos naturales y artificiales; entre otros. La planificación de los ambientes costeros requiere el estudio de eventos físico-meteorológicos que impacten en estos.

LITERATURA CITADA

- Bértola, G.R., M.C. Piccolo, y A. Merlotto, 2007. Efecto de la tormenta del 25 de junio del 2006 en la playa de Bahía de los vientos, Argentina. P. 77-82. En: En: Cazzaniga N. y Vaquero M. del C. (Ed.), Ambiente natural, campo y ciudad: estrategias de uso y conservación en el Sudoeste bonaerense. EDIUNS.
- Bustos, M. L., 2012. Estudio integrado ambiental del balneario Pehuen Co. Tesis de doctorado, Departamento de Geografía y turismo, Universidad Nacional del Sur, 231 p.
- Bustos, M.L., M.C. Piccolo, y G.M.E. Perillo, 2009. Cambios en la geomorfología de la playa de Pehuen Co debido a la tormenta del 26 de julio de 2007. p. 87-102. En: M. del C. Vaquero, y Pascale, J.C. (eds). El Territorio, las Actividades Económicas y la Problemática Ambiental del Sudoeste Bonaerense. Actas de las V Jornadas Interdisciplinarias del Sudoeste bonaerense. EDIUNS.
- Bustos, M. L., M.C. Piccolo, y G. M. E. Perillo, 2011. Efectos geomorfológicos de fuertes vientos sobre playas. El caso de la playa de Pehuen Co, Argentina. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 37: 121-142.
- Bustos, M.L., M.A. Huamantincó Cisneros, M.A., G.M.E. Perillo, y M.C. Piccolo, 2013. Métodos sencillos para la medición de perfiles de playa y observaciones costeras EDIUNS, Bahía Blanca, 55 p
- Codignotto, J., 1997. Geomorfología y dinámica costera. P. 89-155. En: El Mar argentino y sus recursos pesqueros. INIDEP, tomo 1.
- Collin, M. L., y A.J. Melloul, 2014. Empirical assessment of coastal environmental vulnerability to sea level rise. *Journal of Environmental Protection*, 5: 1197-1219.
- Diez, P.G., G.M.E. Perillo, y M.C. Piccolo, 2007. Vulnerability to sea level rise on the coast of the Buenos Aires Province. *Journal of Coastal Research*, 23: 119-126.
- Emery, K., 1961. A simple method of measuring beach profiles. *Limnology and Oceanography*, 6:90-93.
- García, M. C., 2009. El clima urbano costero de la zona atlántica comprendida entre 37° 40' - 38° 50' S y 57° y 59° W. Tesis Coctoral, Universidad Nacional del Sur, Argentina, 230 p. (<http://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/1982>)
- García, M. C., 2011. Escenario de riesgo climático por sudestadas y tormentas en Mar del Plata y Necochea-Quequén, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium, Uberlândia*, 2 (2): 286-304.
- Huamantincó Cisneros, M. A., 2012. Efecto de la variabilidad climática del balneario Monte Hermoso sobre su geomorfología costera y el confort climático. Tesis doctoral. Departamento de Geografía y Turismo. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. 249 p.
- Huamantincó Cisneros, M. A., C. F. Forneron, M.C. Piccolo, y G. M. E. Perillo, 2011. Análisis de tormentas en dos ambientes acuáticos durante el invierno de 2009 (Partido de Monte Hermoso, Argentina). *Revista Geográfica*, 149: 9-22.
- Huamantincó Cisneros, M. A., M. L. Bustos, M.C. Piccolo, y G. M. E. Perillo, 2014. Impacto des severas tormentas invernales en Monte Hermoso y Pehuen Co (Argentina). XXVII Reunión Científica de la Asociación Argentina de Geofísicos y Geodestas. (<http://www.aagg.org.ar/>)
- INDEC, 2010. Instituto Nacional de Estadística y Censos. <http://www.indec.gov.ar>
- Kokot, R. R., 2004. Erosión en la costa por cambio climático. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 59: 715-726.
- López, R.A. y S.C. Marcomini, 2004. Análisis de los riesgos ambientales por antropogénesis y su valoración frente a los futuros cambios climáticos en el área metropolitana

- na de la ciudad de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 59, 3: 416-422.
- Merlotto, A., G.R. Bértola, y M.C. Piccolo, 2013. Seasonal morphodynamic classification of Necochea municipal beaches, Buenos Aires Province, Argentina. *Ciencias Marinas*, 39(4): 331-347.
- Merlotto, A., G. R. Bertola, y M. C. Piccolo, 2016. Hazard, vulnerability and coastal erosion risk assessment in Necochea Municipality, Buenos Aires Province, Argentina. *J. Coastal Conservation. Planning and Management*, 20, 351-362
- Perillo, G.M.E. (editor), 1997. Evaluación de la vulnerabilidad de la costa argentina al ascenso del nivel del mar. PNUD/SECYT ARG/95/G/31 62 p.
- Stephenson, D. B., 2008. Definition, diagnosis, and origin of extreme weather and climate events. P. 11-23. In: H. F. Diaz and R. J. Murnane (eds.). *Climate Extremes and Society*. Cambridge University Press.

15

Servicios ecosistémicos y bienestar humano en la Reserva de la Biosfera de Pantanos de Centla, Tabasco, México: modelo de interacción

César J. Vázquez-Navarrete¹, Ena E. Mata-Zayas²,
Joaquín A. Rincón-Ramírez¹ y David J. Palma-López¹

¹COLEGIO DE POSTGRADUADOS, CAMPUS TABASCO, MÉXICO

²UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO, TABASCO, MÉXICO

e-mail: vcesar@colpos.mx

RESUMEN

Una vez aceptada la fuerte relación que existe entre los servicios que proporcionan los ecosistemas y el bienestar y desarrollo de la sociedad humana, diferentes sectores académicos, gubernamentales y privados han concentrado su esfuerzo en construir un marco que permita una amplia comprensión de estas relaciones; así como un modelo para mejorar la toma de decisiones y fortalecer esta interacción de una manera mucho más equitativa y, en consecuencia, favorezca el desarrollo de este nuevo sistema socio-ecológico. A pesar de que se han identificado los componentes de provisión (servicios) y los receptores (beneficiarios), sobre el alcance (cantidad y calidad) y la magnitud

Vázquez-Navarrete, C.J., E.E. Mata-Zayas, J.A. Rincón-Ramírez, y D. J. Palma-López, 2017. Servicios ecosistémicos y bienestar humano en la Reserva de la Biosfera de Pantanos de Centla, Tabasco, México: modelo de interacción p. 297-320. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

(bienestar) de estos servicios aún no hay tanta claridad en estas interacciones ecosistemas-sociedad. Este trabajo, por tanto, tuvo como objetivo cubrir parte de este vacío mediante la integración del conocimiento científico y práctico disponible para evaluar las relaciones entre los servicios ecosistémicos de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC), Tabasco, México y el bienestar de las localidades del área de influencia de la RBPC. La metodología empleada incluyó la identificación y valoración económica de servicios ecosistémicos (16 en total) y la identificación y valoración económica de los beneficios de la sociedad que estuvieran fuertemente ligados a estos servicios. Los resultados muestran que se identificaron al menos cuatro servicios directamente relacionados con el gasto de los hogares, tales como provisión y tratamiento de agua, provisión de materia prima como combustibles y materiales de construcción, provisión de alimentos y servicios culturales, particularmente recreación. Así mismo, se desarrollaron cuatro índices para medir la magnitud de interacción de los servicios y el gasto de los hogares y se cuantificó esta relación. El estudio concluye que este modelo permite identificar los principales componentes de interacción entre los servicios ecosistémicos y el bienestar brindado a las comunidades. Finalmente, se observó que el sistema nacional de estadística proporciona censos y encuestas públicas que son insumos centrales para el estudio de estas interacciones y, por tanto, es un aliado clave para mejorar el análisis y la adopción de decisiones normativas bien fundadas en apoyo del desarrollo de los sistemas socioecológicos.

Palabras clave: servicios ecosistémicos, bienestar humano, gastos en hogar, Pantanos de Centla.

ABSTRACT

Having accepted the strong connection that exists between the services provided by ecosystems and the welfare and development of human society, diverse academic, governmental and private sectors have focused their efforts on building a framework that will allow a broad understanding of these relationships. One such effort would be a model that could improve the decision-making process and strengthen this interaction in a much more equitable manner, thus favoring the development of this new socio-ecological system. Although the components involved in provisioning (services) and the receptors (beneficiaries) have been identified, the interactions between ecosystems and society remain to be unseen in relation to the scope (quantity and quality) and magnitude (welfare) of these services. As a result, the objective of this study was to fill part of this void through the integration of available scientific and practical knowledge to evaluate the connections between the ecosystem services provided by the Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC), Tabasco, Mexico and the welfare of the localities within its area of influence. The methodology employed included the identification and economic assessment of ecosystem services (a total of 16), as well as the identification and economic assessment of the ways in which society has benefited from these services. Results identified at least four services directly related to household expenditure, namely the provision and treatment of water, the provision of raw materials such as fuels and construction materials, the provision of food, and that of cultural services, particularly recreation. Along the same lines, four indexes were developed with which to measure the magnitude of the interaction between ecosystem services and home expenses, quantifying the ratio. This study concludes that the model can identify the main components of the interaction between ecosystem services and the well-being delivered to communities. Finally, it was observed that the national statistical system supplies censuses and public surveys that are resources central to the study of these interactions and is therefore a key ally in improving sound analysis and normative decision-making aimed toward socioecological systems development.

Key words: Ecosystem Services, human well-being, household expenditures, Centla Wetlands.

INTRODUCCIÓN

Las decisiones que día a día toman las personas para satisfacer sus necesidades (*i.e.* patrones de consumo) influyen sobre el alcance de su propio desarrollo (*i.e.* capacidad de adecuación a un entorno cada vez más incierto y cambiante) y al mismo tiempo esto tiene un impacto para los ecosistemas y los servicios que proporcionan a las localidades humanas (Vázquez-Navarrete *et. al.*, 2016).

Los patrones de consumo en el hogar están frecuentemente asociados con el cambio de uso de suelo, la degradación de los sistemas naturales y productivos (terrestres y acuícolas) y el aprovechamiento de los servicios ecosistémicos. Adicionalmente, los servicios ecosistémicos también contribuyen de manera importante en la generación de empleo, la provisión de materiales para mejorar las condiciones de vida; en particular, en el desarrollo local (Delgado y Marvin 2016). Sin embargo, el estudio de estas relaciones entre los ecosistemas y localidades humanas es aún incipiente. Las razones detrás de esta falta de conocimiento son varias, entre las cuales destacan (a) uso de métodos no estandarizados para cuantificar y valorar los servicios que proporcionan los ecosistemas, (b) falta de in-

formación o estadísticas en su dimensión temporal y espacial actualizada permanentemente y (c) modelos para comprender las relaciones entre las actividades humanas y los servicios ecosistémicos (Balvanera *et. al.* 2012, Agarwala *et. al.* 2014, Kuenzer y Tuan 2013). Por lo anterior, este trabajo busca cubrir parte de este vacío de conocimiento respondiendo tres preguntas de investigación. ¿Existe información suficiente para estimar la relación entre los servicios que proporcionan los ecosistemas y el bienestar de las localidades dentro de un área de influencia determinada?, ¿Existen estadísticas para identificar los beneficios humanos asociados a los servicios ecosistémicos? y ¿Es posible cuantificar estas relaciones?. Debido a los retos metodológicos que representan estas preguntas, este estudio es en naturaleza exploratorio y busca en principio desarrollar un modelo conceptual para indagar sobre las relaciones entre los ecosistemas y las localidades humanas. Con esta información se busca, también, abonar en el diseño de políticas públicas que coadyuven en la construcción de un desarrollo incluyente tanto en su dimensión social como en su dimensión ambiental.

OBJETIVO GENERAL

Este estudio busca integrar conocimiento científico y práctico disponible para evaluar las relaciones entre los servicios ecosistémicos de la Reserva de la Biosfera Pantanos de

Centla (RBPC), Tabasco, México y el bienestar de las localidades del área de influencia de la RBPC.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Determinar el valor económico total, por unidad de superficie, por tipo de servicio ecosistémico y por tipo de ecosistema.
- Identificar el bienestar de las localidades mediante el análisis de los ingresos y gastos de hogar.
- Identificar las relaciones entre los servicios ecosistémicos proporcionados y el bienestar generado en las localidades.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: Reserva de la Biosfera de Pantanos de Centla

La RBPC tiene una extensión de 3 027.40 km², por ella escurre cerca del 30% de la precipitación pluvial de México. Cuatro municipios la integran: Centla (2 194.90 km²), Jonuta (479.38 km²), Macuspana (302.54 km²) y Centro (50.58 km²). La RBPC es un sistema complejo de cuerpos de agua y vegetación hidrófila, con una fisiografía propia de los grandes deltas del mundo. Es considerado por la Convención de RAMSAR como unos de los humedales de mayor importancia internacional. Además, en ella se encuentra también parte de la industria petrolera del país. Como en otras localidades, la RBPC también tiene que hacer frente a diversos factores de cambio tales como cambio de uso de suelo por nuevas disposiciones políticas, productivas y de conservación, cambio climático, contaminación, entre otros. Este nuevo escenario crea presión en la toma de decisiones, en especial cuando queda claro que debemos incluir nuestros ecosistemas dentro del contexto de desarrollo equitativo y permanente (INE, 2000; Mata-Zayas, 2014). El área de estudio comprendió la zona de la RBPC del municipio de Centla y las locali-

dades dentro de la RBPC en Tabasco (figura 1).

Modelo general de evaluación

El procedimiento metodológico para el análisis de las relaciones entre servicios proporcionados por los ecosistemas y el bienestar de las localidades dentro de la RBPC Tabasco, México, consistió de cuatro etapas (figura 2). Las etapas no se comportan de forma lineal, ya que existen tareas dentro de estas etapas que se realizaron en forma paralela o completamente independientes.

Etapas 1. Modelo para la identificación, medición y evaluación de la relación entre los servicios ecosistémicos y el bienestar de las localidades humanas en el área de estudio.

Existen dos propósitos centrales del enfoque ecosistémico. Primero tener una clara comprensión de la estrecha relación que tiene el incremento del bienestar humano y la conservación de los ecosistemas y sus servicios. A partir de este entendimiento, el segundo propósito es diseñar, implementar y mejorar un sistema socio-ecológico en el cual converjan los intereses de la humanidad y los ecosistemas en un contexto de

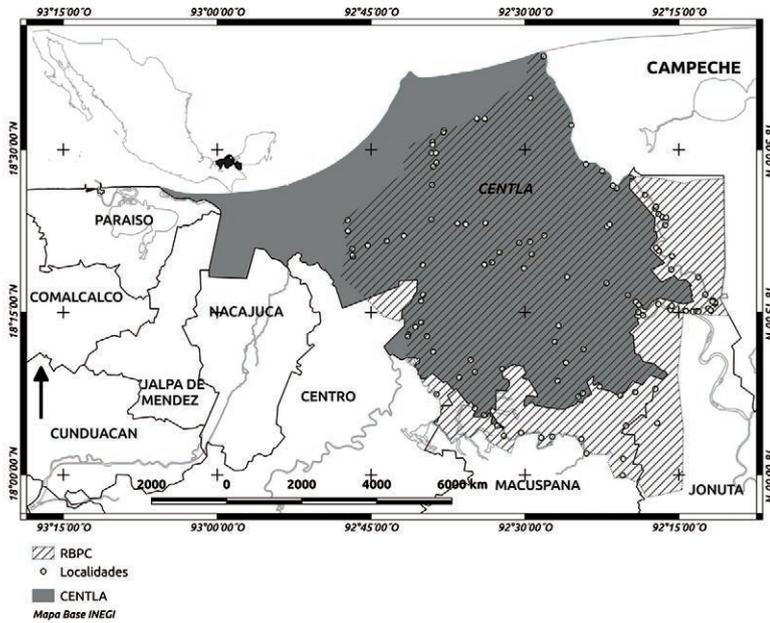


Figura 1. Reserva de la Biosfera de Pantanos de Centla, Centla y sus localidades en Tabasco.

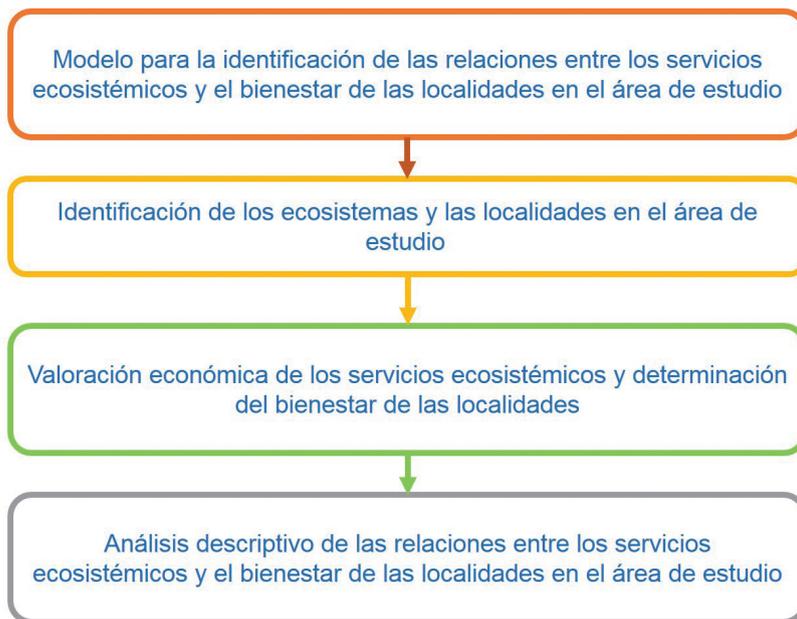


Figura 2. Etapas para la evaluación de la relación ecosistémica y el bienestar de las localidades humanas.

equidad y corresponsabilidad. Existen diferentes marcos de referencias para abordar ambos propósitos, se pueden citar los económicos, los ecológicos, algunos mixtos o interdisciplinarios, entre otros (Agarwala *et. al.* 2014); sin embargo, en la práctica éstos no han sido suficientes y tener una clara comprensión de la estrecha relación que tiene el incremento del bienestar humano y la conservación de los ecosistemas y sus servicios es aún incipiente, en especial en países en desarrollo (Balvanera *et. al.* 2012). En esta investigación se pretende cubrir este vacío, por ello se desarrolló un modelo conceptual que permita de manera práctica pero confiable identificar, medir y determinar la magnitud de la relación entre dos sistemas: los ecosistemas y las localidades humanas, mediante un enfoque ecosistémico. La relación entre estos dos sistemas se muestra esquemáticamente en la figura

3. El grosor de las líneas indica el nivel de aportación a esta relación. Para simplificar la visualización, esta representación solo muestran las categorías tanto de los servicios ecosistémicos (SE) como de los gastos en los hogares, pero es importante recordar que en cada uno de estos sistemas existen numerosas variables que pueden estar relacionadas unas con otras. Este análisis, también, nos permitió identificar aquellos servicios que son omitidos o aún no han sido considerados en las evaluaciones ecosistémicas, por ejemplo, la materia prima usada como fuente de energía.

Un reto que enfrenta el enfoque ecosistémico es la delimitación geográfica de las localidades y sus respectivos territorios que la integran, por ejemplo: la propiedad privada y ejidal, las áreas estatales, municipales, y federales. El modelo conceptual fue implementado en el municipio de Centla



Figura 3. Relación entre los ecosistemas con sus servicios y el bienestar humano. Fuente: elaboración propia modificado a partir de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005), Vázquez-Navarrete *et. al.* (2016).

para la identificación de los servicios ecosistémicos y las poblaciones que pertenecen a la RBPC. En la figura 4 se muestra un ejemplo de las posibles relaciones con el ecosistema de cuerpo de agua, en este caso el río Usumacinta, Tabasco, México.

Etapas 2. Identificación de los ecosistemas y las localidades de la RBPC

Para la identificación de los ecosistemas se utilizaron imágenes de satélite tipo SPOT con una resolución espacial de 10 metros del área de estudio, y se realizó una clasificación supervisada para obtener las coberturas vegetales y el uso de suelo en el programa ERDAS Imagine, la cual fue verificada en campo. Esto permitió la identificación y delimitación de los ecosistemas por zonas fisiográficas. Para una revisión del procedimiento sobre la generación de la base de datos y el mapa de ecosistemas y zonas fisiográficas ver Vázquez-Navarrete *et. al.* (2011) y Palma-López *et. al.* (2011)

De acuerdo con el plan de manejo de RBPC (INE, 2000), existen un total de 72 localidades asentadas en la RBPC, de las cuales un 55.6 % se localizan en el municipio de Centla, 25% en Jonuta y 19.4% en Macuspana. La distribución de la población en estas localidades es dispersa, donde 55 localidades son menores a 500 habitantes; 11 localidades con una población menor a 1 500 habitantes y solamente dos sobrepasan esta última cantidad. Estas localidades están integradas por 60 ejidos y 801 terrenos privados (INE, 2000). Para la actualización de las localidades dentro de la RBPC se utilizó el “Marco Geoestadístico Nacional” utilizado por el INEGI (2017), el cual permite relacionar la información estadística con el espacio geográfico correspondiente, divide al territorio nacional en áreas geoestadísticas (*i.e.* estatales municipales y básicas –urbanas y rurales–) de fácil identificación en campo y adecuado para las actividades de análisis de información.

ECOSISTEMA: Río Usumacinta y zona riparia



SERVICIOS	BIENESTAR	RELACIÓN
Provisión de agua	Agua potable	¿Existe?
Provisión de alimento	Drenaje	¿Es medible?
Protección de inundación	Alimento: pescado	¿Cuál es el
Servicio cultural	Vivienda: vulnerabilidad	alcance?
	Actividad económica potencial	

Figura 4. Relación entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano.

Etapa 3. Valoración económica de los servicios ecosistémicos y determinación del bienestar de las localidades humanas

Servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos utilizados en este estudio fueron seleccionados de los propuestos por la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005) (tabla 1). Para la cuantificación y valoración de cada servicio ecosistémico se seleccionó una variable cuantitativa que contará con tres atributos: (a) con base en normas oficiales o metodología estandarizadas, (b) con seguimiento permanente por parte de alguna dependencia de gobierno y (c) con datos de georeferenciación. Para mayor información revisar la propuesta metodológica de Vázquez-Navarrete *et. al.* (2011).

La valoración económica de los SE fue estimada de acuerdo a la metodología de Vázquez-Navarrete *et. al.* (2011 y 2014) y

se actualizó la información de algunos de los precios. Los valores totales fueron agrupados por tipo de servicios, clase de ecosistemas y para el municipio de Centla. La valoración económica de cada municipio (VET_{RBPC}) se obtuvo con la ecuación 1.

$$VET_{Centla} = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n A_i \cdot SE_{ij} \quad (\text{ecuación 1})$$

Donde A : es el área del i -ésimo ecosistema en Centla; SE : es el valor económico del j -ésimo servicio ecosistémico (USD ha⁻¹) del i -ésimo ecosistema dentro del municipio de Centla.

Bienestar de las localidades humanas

Se calculó el bienestar de las localidades humanas utilizando las estadísticas oficiales de la Encuesta Nacional de Ingresos

Tabla 1. Servicios ecosistémicos según categorías y variables de estudio.

Categorías	Servicios Ecosistémicos	Variable
Regulación	Regulación de gases	Calidad del aire
	Regulación del clima	Gases de efecto invernadero
	Regulación de contingencias	Inundaciones
	Regulación del agua	Desbordamiento
Sostenimiento	Retención de sedimentos y suelo	Erosión
	Formación de suelo	Materia orgánica
	Ciclo de nutrientes	N, P, y K
	Tratamiento de agua	Oxígeno disuelto en agua
	Polinización	Polinizadores cultivos
	Control Biológico	Insectos/animales
	Refugio	Especies lista de amenaza
Provisión	Suministro de agua	Agua potable
	Producción de alimentos	Especies alimentos
	Materias primas	Leña, madera, productos forestales no maderables
	Recursos genéticos	Bioquímicos, diversidad genética
Servicios culturales	Recreación	Potencial de recreación

y Gastos de los Hogares (ENIGH), la cual “proporciona un panorama estadístico del comportamiento de los ingresos y gastos de los hogares en cuanto a su monto, procedencia y distribución; adicionalmente ofrece información sobre las características ocupacionales y sociodemográficas de los integrantes del hogar, así como las características de la infraestructura de la vivienda y el equipamiento del hogar. Adicionalmente, el diseño de la muestra para la ENIGH se caracteriza por ser probabilístico, bietápico, estratificado y por conglomerados, donde la unidad última de selección es la vivienda y la unidad de observación es el hogar. En consecuencia, los resultados obtenidos de la encuesta se generalizan a toda la población” (INEGI, 2012 y 2015). Con esta información y junto con la base de datos de población y vivienda de INEGI (2010) se proyectaron los gastos en las localidades que comprenden la RBPC, agregando la información por municipio (*i.e.* Centla, Macuspana, Jonuta y Centro) y la RBPC. Para construir estas proyecciones, primero, se seleccionó una muestra de hogares correspondiente a los municipios que integran la RBPC. Posteriormente, se generaron dos estimadores. El primer estimador calcula los valores promedio de los gastos de los hogares por un bien o servicio específico, por el total de una categoría bienes o servicios (*i.e.* alimentos, combustibles) del total de todos los bienes o servicios. Los valores son ponderados con base a dos factores de proporcionalidad: municipio y estrato socioeconómico. El segundo estimador calcula la proporción de los hogares que realizan estos gastos, esta proporción también es ponderada por los factores de proporcionalidad. Finalmente, se calcularon tres variables, (a) ingreso total en la RBPC, (b) gasto total

en la rbpc y (c) gastos asociados a servicios ecosistémicos en la RBPC. El gasto total por municipio se calculó con la ecuación 2, de manera análoga fueron calculadas las variables de ingresos total por municipio y para la RBPC.

$$GT_{RBPC} = \sum_{q=1}^{111} V_q \cdot G_{mqk} \cdot IP_{ngk} \quad (\text{ecuación 2})$$

Donde V es el total de viviendas de la q -ésima localidad de la RBPC; G es el n -ésimo gasto total promedio realizado por las m -ésimas viviendas correspondientes al q -ésimo estrato socioeconómico y al k -ésimo municipio; IP es un estimador de proporcionalidad.

$$IP = \frac{\sum V_{ngk}}{\sum V_k}$$

Donde V_{ngk} es la suma del total de viviendas que realizaron el n -ésimo gasto total promedio correspondiente al q -ésimo estrato socioeconómico en el k -ésimo municipio; V_k el total de viviendas del k -ésimo municipio.

Para el cálculo de los gastos asociados a los SE, primero fueron identificados los bienes y servicios de las diferentes tablas de la base de datos de la ENIGH que estuvieran estrechamente relacionados con los SE (ver tabla 2). Posteriormente, un panel de expertos confirmó la magnitud de la asociación entre el gasto y el servicio ecosistémico, lo cual también se comparó con la lista propuesta por MEA (2005). Los gastos asociados con los SE fueron calculados de manera análoga que los gastos totales, pero realizando las modificaciones respectivas a la ecuación de gasto total.

Tabla 2. Gastos del hogar asociados estrechamente a los servicios ecosistémicos.

Tablas	Preguntas	Variable	Relación SE
Concentrado hogar	¿Cuál es el gasto total del hogar?	Suma del gasto corriente total (bienes y servicios para su consumo) + gastos por las erogaciones financieras + gastos de capital totales	No aplica
Viviendas	¿De qué material es la mayor parte de las paredes o muros de esta vivienda?	Carrizo, bambú o palma	
Madera	S. Provisión		
	¿De qué material es la mayor parte del techo de esta vivienda?	Palma o paja	
Madera o tejamanil	S. provisión		
	¿En esta vivienda tienen	agua de pozo, río, lago, arroyo	S. provisión
	¿Esta vivienda tiene drenaje o desagüe conectado a	una fosa séptica	
una tubería que va a dar a un río, lago o mar	S. regulación		
	¿El combustible que más usan para cocinar es	leña	
carbón	S. provisión		
	¿La basura de esta vivienda	la queman	
la entierran			
la tiran al río, lago o mar	S. regulación		
	¿Cuál es el monto de la renta mensual?	Dinero	No aplica
	¿Cuánto pagaría mensualmente si la estuviera rentando?	Dinero	No aplica
Gastos hogar	Durante los últimos siete días, cuántos días comieron*...	A) tortilla, alimentos hechos de masa de maíz.	S. provisión
		B) otro alimento proveniente de raíces o tubérculos.	
		C) verduras (frescas).	
		D) frutas (frescas).	
		E) carne de vaca, pollo, pato u otras aves, e hígado, riñón, corazón u otras vísceras.	
		F) huevos (de gallina, codorniz, pato u otras aves).	
		G) pescado, camarón o cualquier otro marisco fresco o seco.	
		H) alimentos a base de frijoles.	
		I) leche u otros productos lácteos.	
		J) crema o manteca.	
		K) miel de abeja, chocolates, agua.	
		L) Otros alimentos como condimentos.	
		M) Bebidas como agua	
Gastos Persona	Durante el mes de x, ¿compró o estuvo pagando algún artículo o servicio de los que le voy a mencionar	Otros gastos de recreación como museos, ferias, balnearios, etcétera.	S. cultural

Etapa 4. Análisis descriptivo de la relación entre los servicios ecosistémicos y el bienestar de las localidades humanas en el área de estudio

Este estudio exploratorio buscó dar respuesta a tres preguntas de investigación de tal manera que el modelo propuesto pudiera identificar las relaciones entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano, identificar los beneficios asociados a los servicios ecosistémicos y cuantificar estas relaciones. Para contestar estas tres preguntas se propusieron siete índices.

El primer índice se le denominó índice del patrimonio *ecosistémico* (IPE_{RBPC}) y tiene como propósito indagar la relación entre el ingreso total de los hogares de las localidades y el valor económico total aportado por los servicios de los ecosistemas en el área de influencia de estas localidades (ecuación 3). De acuerdo con este índice los valores mayores a 1, indican que los ecosistemas respaldan las actividades humanas con su patrimonio ecosistémico. Por el contrario, valores menores a 1, muestran la aportación central de las actividades antropogénicas dentro de su área de influencia.

$$IPE_{RBPC} = \sum_{k=1}^4 \frac{ITV_k}{SET_k} \quad (\text{ecuación 3})$$

Donde ITV_k : ingreso total de las viviendas del k -ésimo municipio o la rbpc; SET_k : valor económico total de los servicios ecosistémicos del k -ésimo municipio o la RBPC.

El segundo índice se le nombró *índice del blindaje ecosistémico* (IBE_{RBPC}). Este índice tiene como objetivo develar la relación entre el total de gastos realizados en las viviendas y la aportación de servicios proporcionados por los ecosistémicos (ecuación 4). Los valores mayores a 1, indican que los

ecosistemas pueden blindar las actividades humanas con los servicios provistos en su área de influencia. Por el contrario, los valores menores a 1, enfatizan la construcción de un blindaje predominantemente antropogénicas dentro de su área de influencia.

$$IBE_{RBPC} = \sum_{k=1}^4 \frac{GTH_k}{SET_k} \quad (\text{ecuación 4})$$

Donde GTH_k : gasto total de las viviendas del k -ésimo municipio o la RBPC; SET_k : valor económico total de los servicios ecosistémicos del k -ésimo municipio o la RBPC.

El tercer índice se denominó como índice del potencial de aprovechamiento ecosistémico (IPA_{RBPC}). Este índice permite conocer la relación entre el gasto asociado a los servicios ecosistémicos y el valor económico de los servicios ecosistémicos (ver ecuación 5). De acuerdo con este índice los valores mayores a 1, indican que los ecosistemas tienen un potencial de aprovechamiento no desarrollado por parte de las actividades humanas. Por el contrario, valores menores a 1, el potencial de aprovechamiento ha sido desarrollado por las diferentes actividades antropogénicas dentro de su área de influencia.

$$IPA_{RBPC} = \sum_{k=1}^3 \frac{GSE_k}{SET_k} \quad (\text{ecuación 5})$$

Donde GSE_k : gastos asociados a servicios ecosistémicos del k -ésimo municipio o la RBPC; SET_k : valor económico total de los servicios ecosistémicos del k -ésimo municipio o la RBPC.

El cuarto índice propone determinar la relación entre el gasto asociado a los ser-

vicios ecosistémicos y el gasto total realizado en los hogares (ver ecuación 6) y fue denominado como un índice de usufructo ecosistémico (IUE_{RBPC}). Los valores cercanos a 1, muestran que las actividades humanas se benefician directamente de los servicios ecosistémicos. Por el contrario, valores cercanos a 0, resaltan la importancia de las actividades antropogénicas en la satisfacción de sus necesidades dentro de su área de influencia.

$$IUE_{RBPC} = \sum_{k=1}^4 \frac{GSE_k}{GTH_k} \quad (\text{ecuación 6})$$

Donde GSE_k : gastos asociados a servicios ecosistémicos del k -ésimo municipio o la RBPC; GTH_k : gasto total de las viviendas del k -ésimo municipio o la RBPC.

Adicionalmente, también se generaron otros índices que evalúan de manera parcial la relación de aportación de cuatro tipos de servicios ecosistémicos ($IAPSE_{jk}$) con los gastos realizados en los hogares. Estos índices son: (a) Índice de aportación parcial por

servicios de regulación, (b) Índice de aportación parcial por servicios de provisión de materias primas, (c) Índice de aportación parcial por alimentos, y (d) Índice de aportación parcial por servicios culturales. Para estimar el $IAPSE_{jk}$ de cada servicio ecosistémico se utilizó la ecuación 7. De acuerdo con este índice, los valores mayores a 1 tienen un potencial de aprovechamiento no desarrollado por parte de las actividades humanas. Por el contrario, valores menores a 1 indican que el potencial ecosistémico ha sido desarrollado por las diferentes actividades antropogénicas dentro de su área de influencia.

$$IAPSE_{jk} = \frac{\sum GSE_{jk}}{\sum SET_{jk}} \quad (\text{ecuación 7})$$

donde GSE_{jk} : gasto total asociado al j -ésimo servicio ecosistémico del k -ésimo municipio; SET_{jk} : valor económico del j -ésimo servicio ecosistémico del total de ecosistemas en el k -ésimo municipio

RESULTADOS

Identificación de ecosistemas y servicios de la RBPC

Con base en la implementación de las actividades de la *Etapa 1. Identificación de ecosistemas en la RBPC*, la clasificación de los tipos de vegetación y cobertura de suelo del área de estudio fue de 205 550.09 hectáreas, distribuidas en ecosistemas naturales (186 827.77 ha), y agroecosistemas (13 744.65ha); además se cuenta con una superficie de 63.27 ha correspondientes a asentamientos humanos y 1747.70 hectá-

reas que corresponden a nubes y sus sombras que no fueron incluidas en la superficie total de este estudio.

Los ecosistemas naturales incluyeron 10 tipos (ver tabla 3): (A) Acahual, (B) Cuerpo de agua, (D) Manglar, (E) Matorral, (G) Pucté asociado a manglar, (H) Selva baja inundable, (I) Selva mediana perennifolia, (J) Vegetación hidrófila. Los agroecosistemas fueron cultivos de coco (C) y pastizales (F).

Tabla 3. Superficie de los ecosistemas de la RBPC en Centla, hectáreas.

Ecosistemas	Costa	Llanura de Inundación	Vega de Río	Total
Acahual	94.79	6 908.85	2 985.06	9 988.69
Coco	421.80	9 445.88	3 865.85	13 733.53
Cuerpo de agua	0.76	36.41	6.25	43.42
Manglar	971.26	4 793.12	350.14	6 114.52
Matorral	92.92	15 720.92	5377.58	21 191.41
Pastizal	910.01	5 867.20	6 924.02	13 701.22
Pucté asociado a manglar	4.89	3 222.18		3 227.08
Selva baja inundable		37.64	15.21	52.85
Selva mediana perennifolia		1.87	3.87	5.74
Vegetación hidrófila	1 284.62	11 6327.95	14 901.37	132 513.95
Total	3 781.06	162 362.01	34 429.35	200 572.41

Valoración económica de los servicios ecosistémicos

El valor económico de los servicios de cada ecosistema en el área de estudio se obtuvo mediante la metodología descrita por Vázquez-Navarrete *et. al.* (2011) y en la tabla 4 se muestran los valores económicos promedio por unidad de superficie.

El valor económico de los servicios de los ecosistemas para Centla fue estimado en 543 millones de dólares americanos (USD). El ecosistema vegetación hidrófila concentró el 62% del valor total, seguido del cuerpo de agua (16.6%) y el matorral (10.8%) (tabla 5). Los ecosistemas con menor valor económico fueron los que presentan las superficies de menor tamaño con respecto al total del municipio (*i.e.* acahual, selva alta perennifolia y selva baja inundable).

Los servicios ecosistémicos con el mayor valor económico fueron suministro de agua (19.3% del total), regulación de contingencias (18.5%), regulación del flujo de agua (14.4%) y refugio (11.7%). Adicionalmente, los servicios culturales tienen un

potencial de desarrollo estimado en 13.6% del valor total de los servicios ecosistémicos. Estos resultados están muy relacionados con el tipo de ecosistema dominante en superficie.

Respecto a la clasificación según las zonas fisiográficas la llanura de inundación presentó el mayor valor económico de 446.219 millones de USD, equivalente a un 81.9% respecto del total, vega de río representó un 15.8% y la costa un 2.3%.

Identificación de las localidades de la RBPC

De acuerdo con el marco geodésico nacional (INEGI, 2017) y con base en la ubicación de la RBPC, se identificaron 111 asentamientos humanos (anexo 1), 68 en Centla, 31 en Jonuta, 11 en Macuspana y 1 en Centro (tabla 6). Las principales características sociodemográficas de estas localidades son una población total 24 503 habitantes, de las cuales el 48% son mujeres. Un 40% de la población total es menor a 18 años y un 7% mayor a 60 años. Los

Tabla 4. Valor económico promedio de los servicios ecosistémicos por unidad de superficie según tipo de ecosistema (USD ha⁻¹ año⁻¹).

	Servicios Ecosistémicos																Valor USD/Ha		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16			
A		111.5	2.5	3.0	43.5	122.5	5.0	461.0	25.0	23.0		4.0	21.3	157.5	20.5	57.0	1057.3		
B				5445.0	665.0								211.0	41.0			230.0	6592.0	
C													509.4					509.4	
D			3402.0							25.0	23.0	286.0		637.0	460.0		1316.0	6149.0	
E			1701.0									143.0		51.0	230.0		658.0	2783.0	
F	7.0	0.1		3.0	1.0	87.0				25.0	23.0		29.0	130.0				305.1	
G	174.0		15.0	19.0	261.0							289.0	501.0	31.0	8.0		236.0	1534.0	
H		223.0	5.0	6.0	87.0	245.0	10.0	922.0					8.0	8.0	315.0	41.0	114.0	1984.0	
I		446.0	10.0	12.0	174.0	490.0	20.0	1844.0					16.0	16.0	630.0	82.0	228.0	3968.0	
J	265.0		334.0	30.0	302.0								439.0	760.0	47.0	13.0		359.6	2549.6

Ecosistemas: [A] Acahual, [B] Cuerpo de agua, [C] Cultivo de coco, [D] Manglar, [E] Matorral, [F] Pastizal, [G] Pucté asociado a manglar, [H] Selva baja inundable, [I] Selva mediana perennifolia, [J] Vegetación hidrófila.
 Servicios Ecosistémicos: 1: Regulación de gases, 2: Regulación del clima, 3: Regulación de contingencias, 4: Regulación del flujo de agua, 5: Tratamiento de agua, 6: Retención de sedimentos y suelo, 7: Formación de suelo, 8: Ciclo de nutrientes, 9: Polinización, 10: Control Biológico, 11: Refugio, 12: Suministro de agua, 13: Producción de alimentos, 14: Materias primas, 15: Recursos genéticos, 16: Servicios Culturales.

Tabla 5. Valor económico total según tipo de ecosistema y servicio ecosistémico (Millones de USD) en la RBPC.

	Servicios Ecosistémicos																Valor total		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16			
A		1.11	0.02	0.03	0.43	1.22	0.05	4.60	0.25	0.23		0.04	0.21	1.57	0.20	0.57	10.56		
B				74.78	9.13								2.90	0.56			3.16	90.53	
C													0.02					0.02	
D			20.80							0.15	0.14	1.75		3.89	2.81		8.05	37.60	
E			36.05									3.03		1.08	4.87		13.94	58.98	
F	0.10	0.001		0.04	0.01	1.19			0.34	0.32		0.40	1.78					4.18	
G	0.56		0.05	0.06	0.84							0.93	1.62	0.10	0.03		0.76	4.95	
H		0.01	0.0003	0.0003	0.005	0.01	0.001	0.05					0.0004	0.0004	0.02	0.002	0.01	0.10	
I		0.003	0.0001	0.0001	0.001	0.003	0.0001	0.01					0.0001	0.0001	0.004	0.0005	0.001	0.02	
J	35.12		44.26	3.98	40.02								58.17	100.71	6.23	1.72		47.65	337.86
Suma		35.8	1.1	101.2	78.9	50.4	2.4	0.1	4.7	0.7	0.7	63.9	105.7	13.9	11.0	0.2	74.1	544.8	

Ecosistemas [A] Acahual, [B] Cuerpo de agua, [C] Cultivo de coco, [D] Manglar, [E] Matorral, [F] Pastizal, [G] Pucté asociado a manglar, [H] Selva baja inundable, [I] Selva mediana perennifolia, [J] Vegetación hidrófila.
 Servicios Ecosistémicos: 1: Regulación de gases, 2: Regulación del clima, 3: Regulación de contingencias, 4: Regulación del flujo de agua, 5: Tratamiento de agua, 6: Retención de sedimentos y suelo, 7: Formación de suelo, 8: Ciclo de nutrientes, 9: Polinización, 10: Control Biológico, 11: Refugio, 12: Suministro de agua, 13: Producción de alimentos, 14: Materias primas, 15: Recursos genéticos, 16: Servicios Culturales.

Tabla 6. Variables sociodemográficas de las localidades de los municipios de la RBPC en Tabasco.

VARIABLES SOCIODEMOGRÁFICAS	CENTLA	CENTRO	JONUTA	MACUSPANA	RBPC
Número de localidades	68	1	31	11	111
Altitud promedio de las localidades	1.96	4.00	1.90	2.64	2.027
Población total	18 240	689	3 387	2 187	24 503
Porcentaje de mujeres	48	49	47	49	48
Porcentaje de personas menores de 18 años	42	50	35	40	40
Porcentaje de personas mayores de 60 años	7	5	9	7	7
Escolaridad promedio de la población (años de estudio)	6.12	5.82	6.08	5.37	6.02
Porcentaje de la población económicamente activa	31	27	35	31	32
Porcentaje de la población sin servicios de salud pública	34	13	20	18	29
Total de viviendas	4 641	157	1 088	625	6 511
Ocupación promedio por vivienda	4.23	4.66	3.49	3.84	4.02
Porcentaje de las viviendas con acceso al agua de la red pública	12	82	55	08	22
Porcentaje de las viviendas con electricidad	72	94	75	86	74
Porcentaje de la vivienda con drenaje	70	71	78	64	71

Fuente: elaboración propia a partir del Censo Poblacional y Vivienda de INEGI (2010).

años de escolaridad promedio de la población son de 6 años. El 32% de la población es económicamente activa. Cerca del 30% de la población no recibe atención de servicios de salud pública. Un total de 6 511 viviendas se ubican en la RBPC, presentando una ocupación promedio de 4 personas por vivienda. Mientras que los servicios públicos de suministro de electricidad y drenaje cubren al 70% de las viviendas, sólo el 22% de las mismas tienen acceso a agua de la red pública. Las localidades se ubican en un rango promedio de altitud entre 1.9 y 4.0 msnm. I

Bienestar de la población de las localidades de la RBPC

A partir de la ecuación 2, el ingreso total de los hogares de las 111 localidades de la

RBPC fue estimado en 59.7 millones de dólares americanos (USD). El gasto total de los hogares de estas localidades fue estimado en 56.5 millones de USD, de los cuales 33.5 millones corresponden a gastos asociados a servicios ecosistémicos (tabla 7). El municipio de Centla aporta 40 millones de USD al gasto total de la RBPC y esto representa el 70.9%. El resto de los municipios aportan 16.3 millones de USD.

El gasto asociado a los servicios ecosistémicos fue agrupado en cuatro categorías. La lista de los gastos de alimentos asociados a los servicios ecosistémicos se muestran en el Anexo 2. El servicio de provisión de alimentos fue estimado en 27.8 millones de USD, lo cual representa el 83% del total de gastos asociados a los servicios ecosistémicos.

Tabla 7. Ingreso total, gasto total y gastos asociados a los servicios ecosistémicos de los hogares de las localidades en la RBPC, según municipio y en millones de USD.

		Gastos asociados a servicios ecosistémicos						
		Ingreso Total	Gasto Total	Gasto asociado a SE	Regulación	Materias primas	Alimentos	Culturales
	RBPC	59.702	56.449	33.568	0.226	2.039	27.891	3.256
Municipio	Centla	41.925	40.063	25.679	0.195	1.572	21.382	2.432
	Centro	1.498	1.244	0.891	0.008	0.02	0.769	0.093
	Jonuta	10.216	9.694	4.39	0.016	0.273	3.618	0.442
	Municipio	6.063	5.448	2.608	0.007	0.174	2.122	0.289

* Cifras calculadas con un tipo de cambio 12.6315 pesos por dólar y deflactadas para 2010.

Interacción entre los servicios ecosistémicos y el bienestar de las localidades

Como se indicó anteriormente, la etapa 4 de la metodología, tiene el propósito de explorar las relaciones entre los servicios proporcionados por los ecosistemas y el bienestar de las localidades en su área de influencia. La evaluación de las interacciones se llevó a cabo mediante la determinación de siete índices. En la tabla 8 se muestran los índices de relaciones totales y parciales para el municipio de Centla y una estimación proyectada para la RBPC.

La mayoría de los índices muestran una interacción predominantemente de aportación ecosistémica. Esto es, los ecosistemas aportan un valor al patrimonio de las localidades, blindan las actividades antropo-

génicas y proporcionan un margen amplio para el aprovechamiento y la interacción ecosistémica. Adicionalmente, también se observó un índice de usufructo ecosistémico cercano a la unidad, lo que posiblemente muestra la estrecha relación entre los servicios proporcionados por los ecosistemas y el bienestar, a través del gasto ejercido por las personas en sus hogares. Finalmente, a pesar de que estos índices son a nivel exploratorio, los valores de las aportaciones parciales reflejan el largo camino que existe para relacionar a los ecosistemas y sus servicios con las actividades humanas. Un ejemplo es el alto valor en servicios de regulación, con respecto al valor menor a la unidad en lo que se refiere a los servicios de provisión de alimentos.

DISCUSIÓN

Los valores económicos estimados para la evaluación de los servicios proporcionado por los ecosistemas de la RBPC emanaron de bases de datos de fuentes oficiales locales o estudios científicos. Una variable

fue seleccionada para evaluar cada servicio ecosistémico. Estas consideraciones también son ampliamente utilizadas en otros estudios, sin embargo, el uso de bases de datos oficiales locales es menos generaliza-

Tabla 8. Interacciones entre los servicio ecosistémicos y el bienestar humano: Centla y RBPC.

		Centla			RBPC	
		Ecosistemas	Hogares	Índices	Hogares	Índices
Índices totales	Índice del patrimonio ecosistémico	544.804	41.925	12.995	59.702	9.125
	Índice del blindaje ecosistémico	544.804	40.063	13.599	56.449	9.651
	Índice del potencial ecosistémico	544.804	25.679	21.216	33.568	16.230
	Índice de usufructo ecosistémico			0.641		0.595
Índices parciales	Índice de aportación parcial por servicios de regulación	269.851	0.195	1 383.853	0.226	1 194.032
	Índice de aportación parcial por servicios de provisión de materia prima	116.692	1.572	74.231	2.039	57.230
	Índice de aportación parcial por servicios de provisión de alimentos	13.884	21.382	0.649	27.891	0.498
	Índice de aportación parcial por servicios culturales	74.140	2.432	30.485	3.256	22.770

Fuente: elaboración propia con los siete indicadores de la etapa 4.

do (Vázquez-Navarrete *et. al.*, 2011; Yin *et. al.*, 2014; Delgado *et. al.*, 2016; Golden *et. al.*, 2016; Moreno-Casasola, 2016). El presente estudio muestra varias fortalezas, entre ellas, la posibilidad de mantener actualizados los datos, las metodologías utilizadas están estandarizadas según las normas oficiales mexicanas y la retroalimentación ayuda a mejorar estos sistemas de información público a favor del diseño e implementación de nuevos paradigmas de desarrollo.

La estimación del valor económico es un método que permite a los investigadores y tomadores de decisiones hacer visible la relación del beneficio potencial o existente de los servicios ecosistémicos. Bajo este contexto comparamos este capital natural con el gasto ejercido por los hogares de las loca-

lidades humanas dentro de la RBPC, como un acercamiento exploratorio del nivel de bienestar alcanzado por estas localidades. A pesar de la existencia de estudios realizados con los gastos ejercidos por los hogares (Delgado *et. al.*, 2016; Golden *et. al.* 2016, Yin 2014), este estudio es pionero en el análisis de la interacción de ambos sistemas: los ecosistemas y la sociedad humana y en particular para México.

Uno de los retos metodológicos en la evaluación del impacto de los servicios ecosistémicos sobre el bienestar humano, es la identificación temporal y espacial de estos servicios en un ecosistema, un paisaje o un área determinada, por tanto es muy importantes delimitar los sistemas antropogénicos (*i.e.* agrosistemas, localidades, infraestructura, etc.) con el fin de conocer

el grado de intercambio entre un sistema y otro. En este estudio, se intentó hacer la evaluación a nivel de localidades y ejidos, sin embargo, la falta de límites geográficos obligaba a una reducción del área de estudio mayor al 70%. Por esta razón se optó mejor por usar una escala mayor, esto fue el municipio y la RBPC. En la medida que se pueda acceder a información más detallada de las áreas geoestadísticas básicas del INEGI, con los respectivos predios privados y públicos, entonces podrá realizarse este mismo estudio a nivel de localidades.

Este estudio generó siete índices de relación con la intención de propiciar un primer acercamiento en la identificación, medición y comprensión de la interacción entre el bienestar de las localidades humanas y los servicios que aportan los ecosiste-

mas. Lo cual a su vez es interpretado como la satisfacción de necesidades humanas con los servicios proporcionados por los ecosistemas circunvecinos (*i.e.* gastos asociados a los servicios ecosistémicos). La construcción de los índices, también permite a los investigadores explorar los factores causales de dicha relación. Dentro del proceso de toma de decisiones de la RBPC esta condición no es del todo nueva; pero en cambio sí hace más clara la identificación de las actividades (*i.e.* gastos) que son agentes de cambio directo y cómo estas actividades contribuyen a reducir los egresos que enfrentan los hogares, incrementar el activo de los hogares o generar oportunidades de ingreso. Ambos conocimientos, por tanto, forman parte del gran potencial de análisis y gestión de este modelo conceptual.

CONCLUSIONES

La estimación de los valores económicos de los servicios ecosistémicos utilizando el concepto de valor por unidad de superficie permitió analizar diferentes áreas de interés según el sistema de delimitación seleccionado.

El bienestar humano fue estimado mediante la proyección de los gastos realizados por los miembros de los hogares de una muestra de Tabasco. Estos datos cumplían con una serie características de muestreo tales como probabilística, estratificada, bitempática y por conglomerados.

El modelo conceptual para identificar, medir y analizar la relación entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano generó siete coeficientes de relación. En esta primera exploración se muestra el rango que puede tener estos índices, las posi-

bles interpretaciones y su aplicación en la toma de decisiones.

Existen una serie de limitaciones que deben solventarse en la medida que los instrumentos de medición pública, por ejemplo los cuestionarios del ENIGH, incluyan la retroalimentación de este tipo de estudios y todos aquellos que contribuyan a una propuesta de desarrollo ambientalmente incluyente.

Finalmente, queda de manifiesto que este modelo permite examinar con mayor detalle los factores que cambian una interacción “amigable” entre los ecosistemas y las localidades a una interacción con alto impacto incluso con consecuencias no reversibles para la conservación de la RBPC, poniendo en riesgo a una gran parte de la cuenca baja del Usumacinta.

RECOMENDACIONES

Usar las bases de datos del ENIGH para estimar el bienestar de los habitantes de las localidades considerando un enfoque ecosistémico.

Proponer a las instancias correspondientes, tales como CONABIO, SEMARNAT, CONANP, la revisión de este importante instrumento de toma de decisiones a nivel nacional como parte de las estrategias de conservación de la biodiversidad. Un ejemplo de retroalimentación para el ENIGH es el siguiente: primero distinguir el consumo de alimentos locales ya sea por caza, pesca o recolección; segundo, reconocer los gastos asociados a favor de la conserva-

ción de los ecosistemas y sus servicios (*i.e.* gastos en visitas a ANP) y tercero, incluir el uso de materias primas provenientes de los ecosistemas circunvecinos para mejorar las condiciones de vida de los hogares (desde la recolección de leña hasta la adquisición de muebles con materiales locales).

A partir de este modelo conceptual proponer estrategias para mitigar los efectos de las interacciones que tienen un impacto negativo sobre la conservación de los ecosistemas y sus servicios que promuevan por el contrario, la construcción de sistemas socio-ecológicos resilientes.

LITERATURA CITADA

- Agarwala, M., G., B. Atkinson, K. Fry, S. Homewood, J. Mourato, G. Rowcliffe, G. Wallace, y E.J. Milner-Gulland, 2014. Assessing the Relationship Between Human Well-being and Ecosystem Services: A Review of Frameworks. *Conservation and Society*, 12:437.
- Balvanera, P., M., L. Uriarte, A. Almeida-Leñero, F. Altesor, T. Declerck, J. Gardner, A. Hall, P. Lara, M. Littera, D.M. Peña-Claros, A.L. Silva Matos, L.P. Vogl, L.F. Romero-Duque, A.P. Arreola, F. Caro-Borro, F., Gallego, C. Jain, R. Little, J.M. de Oliveira Xavier, J.E. Paruelo, L. Peinado, N. Poorter, F. Ascarrunz, M.B. Correa, A.P. Cunha-Santino, M. Hernández-Sánchez, y M. Vallejos, 2012. Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosystem Services*, 2:56-70.
- Delgado, L. E., y V.H. Marin, 2016. Well-being and the use of ecosystem services by rural households of the Rio Cruces watershed, southern Chile. *Ecosystem Services*, 21:81-91.
- Golden, C.D., A.C. Gupta, B. Vaitla, y S.S. Myers, 2016. Ecosystem services and food security: assessing inequality at community, household and individual scales. *Environmental Conservation*, 43:381-388.
- Instituto Nacional de Ecología (INE), 2000. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Instituto Nacional de Ecología (INE) – SEMARNAT, DF, 222 p.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), 2010. Censo de Población y Vivienda 2010: Principales resultados por localidad (ITER). Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), 2012. Encuesta Nacional de Gastos de los Hogares (ENIGH 2012). Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), 2015. Encuesta Nacional de Ingresos y Gastos de los Hogares (ENIGH 2014): Diseño muestral. Page 12. Instituto

- Nacional de Estadística y Geografía, México.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), 2017. Marco Geoestadístico Nacional. Periódica. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- Kuenzer, C., y V.Q., Tuan, 2013. Assessing the ecosystem services value of Can Gio Mangrove Biosphere Reserve: Combining earth-observation- and household-survey-based analyses. *Applied Geography*, 45:167-184.
- Mata-Zayas, E.E., C.J. Vázquez-Navarrete, L.M. Gama-Campillo, D.J. Palma-López, J.A. Rincón-Ramírez, y W.E. Sosa-Pérez, 2014. The Challenge of Ecosystem Services for Climate Change. IUCN World Parks Congress, Sydney, Australia.
- MEA, 2005. Ecosystems and human well-being: A framework for assessment. Millennium Ecosystem Assessment (MEA), Island Press, Washington, D.C.
- Moreno-Casasola, P., (ed.) 2016. Servicios Ecosistémicos de las Selvas y Bosques costeros de Veracruz. INECOL-ITTO-CONAFOR-INECC. 360 pág.
- Palma-López D.J., C.J., Vázquez N., E.E., Mata Z., C.A., López, M.A., Morales G., P.R., Chablé, H.J., Contreras, y D.Y., Palma-Cancino, 2011. Zonificación de Ecosistemas y Agroecosistemas Susceptibles de Recibir Pagos por Servicios Ambientales en la Chontalpa, Tabasco. Colegio de Postgraduados Campus Tabasco, Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental. Villahermosa, Tabasco, México. 139 p.
- Vázquez-Navarrete, C.J., E.E. Mata-Zayas, y D.J. Palma-López, 2016. A decision-making system to implement ecosystem services for the socioecological integration of wellbeing. EcoSummit 2016: Ecological Sustainability: Engineering Change, 29.08-01.09.2016, Le Corum, Montpellier, France.
- Vázquez-Navarrete, C.J., E.E. Mata-Zayas, D.J. Palma-López, G. Márquez-Couturier y A. López-Castañeda, 2011. Valoración Económica de los Bienes y Servicios Ambientales en Zonas con Influencia Petrolera en Tabasco. SERNAPAM, Colegio de Postgraduados, 89 p.
- Yin, R. S., C., Liu, M. J., Zhao, S.B., Yao, y H., Liu, 2014. The implementation and impacts of China's largest payment for ecosystem services program as revealed by longitudinal household data. *Land Use Policy*, 40:45-55.

Anexo 1. Localidades utilizadas en este trabajo.

Centla	
Álvaro Obregón 2da. Sección (El Lechugal)	Luis Echeverría Álvarez
Arroyo Polo 1ra. Sección	María del Rosario Gutiérrez Eskildsen
Arroyo Polo 2da. Sección	Miguel Hidalgo
Arroyo Polo 3ra. Sección	Mixteca 1ra. Sección
Augusto Gómez Villanueva	Mixteca 2da. Sección
Barra de San Pedro	Mixteca 3ra. Sección
Boca de Chilapa	Nueva Esperanza de Quintín Aráuz
Boca de Pantoja	Paquillal
Boca Grande 1ra. Sección	Paso de Tabasquillo
Boca Grande 2da. Sección (Paquillalito)	Punta el Manglar
Cañaveral Corcovado	Quintín Aráuz
Chichicastle 1ra. Sección	Revolución
Chichicastle 2da. Sección	Ribera Alta 1ra. Sección
Chichicastle 3ra. Sección	Ribera Alta 2da. Sección
Chilapa 1ra. Sección (Margen Derecha)	Ribera Alta 2da. Sección (Salsipuedes)
Chilapa 1ra. Sección (Margen Izquierda)	Ribera Alta 3ra. Sección
Chilapa 2da. Sección	Ribera Alta Salsipuedes (Salsipuedes)
Chilapa 2da. Sección (Cañaveralito)	Rómulo Cachón
El Escoro	Rómulo Cachón Ponce (Hormiguero)
El Faisán	San Jorge (Pravia)
El Limón de Simón Sarlat	San José de Simón Sarlat
El Palmar	San José de Simón Sarlat (El Coco)
El Pitayo	San Juanito de Tres Brazos
El Porvenir	San Roque
El Porvenir (De Quintín Arauz)	Santa Leonor
El Reflejo	Santa Rita
Hablan los Hechos (Santa Rosa)	Tabasquillo 1ra. Sección
José María Morelos y Pavón (Tintalillo)	Tabasquillo 2da. Sección
Josefa Ortíz de Domínguez	Tasajera
Las Palmas	Tembladeras
Las Porfías	Tres Brazos
Las Tijeras	Centro
Lázaro Cárdenas	Aztlán 5ta. Sección (Palomillal)
Lázaro Cárdenas (El Guao)	
Los Guácimos	
Los Ídolos (Margen Derecha)	
Los Ídolos Margen Izquierda	

Anexo 1(continuación). Localidades utilizadas en este trabajo.

Jonuta	Macuspana
Argentina	Bitzal 1ra. Sección
Buenos Lirios	Bitzal 3ra. Sección
Cirilo y Narváez	Bitzal 4ta. Sección
El Almendrito	Bitzal 5ta. Sección
El Bolsón	Bitzal 6ta. Sección
El Chochal	Bitzal 7ma. Sección
El Cocal	El Venadito
El Tucuyal	Los Güiros
Elpidio Sánchez	Los Naranjos 1ra. Sección
Esquipulas	Los Naranjos 2da. Sección (Sección Pichalito)
Francisco J. Mújica	Pitahaya
Hidalgo y Tamarindo	
José María Pino Suárez (San Pedro)	
La Bendición (La Tijera)	
La Candelaria	
La Concordia	
La Providencia	
Las Campanas	
Nueva Esperanza	
Pochitocal	
Prudencio López Arias	
Ribera Baja 2da. Sección (Gran Poder)	
San Antonio	
San José	
San José (Encarnación San Pedro)	
San Julián	
San Miguel	
San Pablo	
Santa Cruz (El Santuario)	
Torno de la Bola	

Anexo 2. Gastos de alimentos de la ENIGH, asociados a servicios ecosistémicos.

A001_Maíz en grano	A108_Aguacate
A003_Masa de maíz	A111_Calabacita y calabaza
A025_Bistec de res (de cualquier parte que se saque)	A113_Chayote
A027_Milanesa de res	A118_Otros chiles
A028_Chamorro de res	A119_Cilantro
A029_Chuleta de costilla de res	A122_Elote
A030_Agujas, aldilla, chambarete, diezmillito, espinazo, fajilla de res para asar, retazo, tampiqueña	A123_Epazote
A034_Molida de res	A124_Jitomate
A035_Pulpa de res en trozo	A131_Otras verduras
A036_Carne de otras partes de la res	A137_Frijol en grano
A037_Vísceras de res	A141_Otras leguminosas en grano
A057_Pierna, muslo o pechuga de pollo con hueso	A147_Anona, chirimoya, guanábana
A058_Pierna, muslo o pechuga de pollo sin hueso	A150_Chicozapote y mamey
A059_Pollo entero o en piezas excepto, pierna, muslo y pechuga	A151_Cirueta y jobo
A060_Vísceras y otras partes del pollo	A152_Guayaba
A061_Otras aves	A154_Limón
A065_Otras carnes: caballo, conejo, iguana, jabalí, rana, tortuga, venado	A155_Mandarina, nectarina, tangerina
A066_Pescado entero limpio y sin limpiar	A156_Toronja
A071_Anguilas, angulas, hueva de pescado, mantarraya, pejelagarto, etcétera	A157_Mango
A072_Camarón fresco	A160_Naranja
A073_Mariscos frescos	A161_Papaya
A080_Leche no pasteurizada (leche bronca)	A163_Piña
A081_Otras leches: de burra, de cabra, de soya	A164_Pitahaya y tuna
A088_Otros quesos	A166_Plátano verde y tabasco
A093_Huevo de gallina blanco y rojo	A167_Otros plátanos (chiapas, dominico, guineo, manzano, dorado, portalmón y roatan)
A094_Otros huevos: codorniz, pata, pava etcétera	A168_Sandía
A104_Otros tubérculos	A174_Miel de abeja

16

Efectos del cambio climático en la sensación higrotérmica en las poblaciones costeras mayores a 200 mil habitantes desde México hasta Panamá

A. Tejeda-Martínez¹, I.R. Méndez-Pérez² y J.A. Guzzi-Férez¹

¹GRUPO DE CLIMATOLOGÍA APLICADA DE LA UNIVERSIDAD VERACRUZANA, MÉXICO

²CENTRO DE CIENCIAS DE LA TIERRA, UNIVERSIDAD VERACRUZANA, MÉXICO

e-mail: atejeda.martinez@gmail.com

RESUMEN

Se presentan estimaciones de los efectos del cambio climático hacia el 2050 en la sensación higrotérmica en poblaciones urbanas costeras mayores a los 200 mil habitantes, desde México hasta Panamá. Se hace uso de escenarios futuros de cambio climático (una ponderación de los RCP 2.6, 4.5, 6.0 y 8.5) y de un índice de confort bioclimático sencillo, el Humidex, aplicable a personas con vestimenta ligera, sanas, en reposo y a la sombra. Aún con lo restrictivo de estas hipótesis, los resultados son útiles para comparar el presente contra lo esperado hacia mediados del siglo.

Palabras clave: cambio climático, sensación higrotérmica, índice de confort bioclimático.

ABSTRACT

This study presents estimates of the ways in which climate change will affect the hygrothermal sensation of coastal urban populations greater than 200 thousand inhabitants from Mexico to

Tejeda-Martínez, A., I.R. Méndez-Pérez, y J.A. Guzzi-Férez, 2017. Efectos del cambio climático en la sensación higrotérmica en las poblaciones costeras mayores a 200 mil habitantes desde México hasta Panamá. p. 321-332. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez, y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UAC, UNAM. 476 p.

Panama, up to the year 2050. Future scenarios of climate change are used (a ponderation of RCPs of 2.6, 4.5, 6.0 and 8.5), in addition to a simple bioclimatic comfort index (the Humidex) applicable to people who are wearing light clothing, healthy, at rest and in the shade. Even though these hypotheses are restrictive, the results are useful when comparing the present to what is expected mid-century.

Key words: Climate change, hygrothermal sensation, bioclimatic comfort index.

INTRODUCCIÓN

Actualmente el 54% de la población mundial vive en zonas urbanas. Entre 1950 y 2005, el nivel de urbanización aumentó de 29% a 49%, mientras que las emisiones globales de carbono procedentes de la quema de combustibles fósiles aumentaron casi un 500% (UN-HABITAT, 2016).

Aunque las zonas costeras representan sólo el 2% del área terrestre total, alrededor del 13% de la población mundial vive en estas zonas. La población de Latinoamérica y el Caribe equivale aproximadamente el 9% de la población mundial (ONU, 2014). En el 2009, el 79% de su población vivía en centros urbanos a menos de 200 kilómetros de la costa; de este porcentaje, la mitad lo hacía en ciudades menores a 500 mil habitantes, para el 2025 se estima que aumente al 84%, convirtiéndose así en la región más urbanizada del mundo (Samaniego y Jordán, 2013).

En Latinoamérica México, Brasil, Cuba y Argentina son los países que tienen mayor superficie por debajo de los 10 m de elevación. Brasil tiene aproximadamente 9 millones de habitantes en los primeros 5 km de la costa, mientras que Argentina y México alrededor de 2.5 millones (CEPAL, 2012). Estas cifras ejemplifican la aglomeración poblacional en las costas del planeta.

Centroamérica representa el 1% de la superficie mundial y posee alrededor del 12% de las costas de Latinoamérica. Ubicada en

el borde occidental de la placa tectónica del Caribe, desde el Istmo de Tehuantepec (sur de México) hasta la línea fronteriza de Panamá con Colombia. Predomina el clima tropical y es rica en diversidad biológica, tan solo Costa Rica alberga 5% de la biodiversidad mundial (PNUMA, 2010). Centroamérica es una zona afectada recurrentemente por ciclones, sequías y el fenómeno de El Niño-Oscilación del Sur. El Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) ha catalogado a Latinoamérica y Centroamérica como de alta vulnerabilidad al cambio climático (Quinto Informe de Evaluación del IPCC, Magrin *et al.*, 2014). En el capítulo 11 del mismo Informe se presentan los posibles efectos del cambio climático en la salud humana (Smith *et al.*, 2014); a corto (2030-2040) y al largo plazo (2080-2100).

Es en los centros urbanos donde el cambio climático global puede ejercer su mayor efecto directo sobre la población humana, como ha sido documentado por Bicknell *et al.* (2009) en su análisis de las estrategias de adaptación de las ciudades costeras y muy pobladas de los países en desarrollo.

De acuerdo a Jáuregui *et al.* (1996) para el verano de mediados de este siglo, alrededor de 49 millones mexicanos que ahora no utilizan sistemas de aire acondicionado, los requerirán para estar en condiciones de confort entre media mañana y media tarde.

Utilizando el Índice Bioclimático de Temperatura Efectiva, Jáuregui y Tejeda (2001) presentaron para la ciudad de México un escenario de las condiciones de confort térmico para la segunda mitad de este siglo. Concluyeron que la combinación de la urbanización y el cambio climático antrópico, muy probablemente impacten en la mayor parte de la población entre marzo y mayo, pasando de la categoría de confortabilidad que actualmente existe a la inmediata superior (cálida, con una Temperatura Efectiva entre 24 y 27°C). Por su parte Tejeda-Martínez y García-Cueto (2002) proponen un método simple para evaluar las condiciones bioclimáticas de siete ciudades mexicanas, entre ellas dos costeras; además calcularon los periodos de enfriamiento y calefacción por aire acondicionado a partir de estimaciones de radiación solar global, temperatura y humedad horarias medias mensuales. Concluyeron que en ciudades húmedas las condiciones de disconfort son más intensas que en aquéllas de clima seco a pesar de tener temperaturas muy altas, como es el caso de Mexicali.

Recientemente, Tejeda *et al.* (2011) han presentado evaluaciones del bioclima humano para once ciudades mexicanas mayores al millón de habitantes para el periodo 1981-2000 y escenarios futuros para las décadas de 2030 y 2050 a partir de datos

demográficos y de salidas de los modelos de circulación general con sus respectivos consumos eléctricos domésticos por climatización de viviendas. Según sus resultados, los consumos eléctricos se incrementarán en mayor proporción en la ciudad de Veracruz y área conurbada (70%) y en Acapulco (90%), mientras que apenas alrededor de 10% en el valle de México, Tijuana y Toluca.

En este trabajo se presentan los efectos del cambio climático hacia el 2050 en la sensación higrorémica en poblaciones urbanas costeras mayores a los 200 mil habitantes desde México hasta Panamá. Estas estimaciones son válidas para personas con vestimenta ligera, sanas, en reposo y a la sombra, pero son útiles para comparar el presente contra lo esperado hacia mediados del siglo.

Se mostrará que las ciudades que requieren actualmente sistemas de aire acondicionado para alcanzar el bienestar térmico en el interior de las habitaciones –centros de trabajo, de esparcimiento o viviendas–, en el futuro tendrán que incrementar su uso y por ende el gasto energético, lo que contribuirá a una mayor emisión de gases de efecto invernadero, mientras que algunas ciudades que a la fecha pueden prescindir de estos sistemas, tendrán que irlos incorporando.

DATOS Y MÉTODOS

Para delimitar la zona costera se utilizó la cota de 200 metros de altitud de acuerdo al criterio utilizado por la Política Ambiental Nacional para el Desarrollo Sustentable de Océanos y Costas de México (CIMARES, 2012) y una distancia en línea recta menor

a 35 kilómetros de la costa. Se analizaron asentamientos urbanos mayores a 200 mil habitantes.

La región de estudio abarca 19 ciudades, desde México hasta Panamá (ver tabla 1): una ciudad de Panamá y El Salvador; 2 de

Tabla 1. Ciudades costeras mayores a 200 mil habitantes y a una distancia en línea recta menor a 35 kilómetros a la costa.

Océano Pacífico				Océano Atlántico			
País	Ciudad	Altitud (msnm)	Población (miles)	País	Ciudad	Altitud (msnm)	Población (miles)
Panamá	Panamá	2	881	Honduras	La Ceiba	3	240
El Salvador	San Miguel	110	220		San Pedro Sula	83	1,100
México	Tapachula	170	348	México	Cancún	10	677
	Acapulco	20	673		Mérida	10	778
	Puerto Vallarta	10	325		Campeche	3	259
	Mazatlán	10	503		Coatzacoalcos	10	319
	La Paz	16	252		Veracruz	10	812
	Los Cabos	10	238		Tampico	30	298
	Tijuana	20	1,697		Matamoros	9	525
	Ensenada	21	520				

Honduras y 15 de México. Por los criterios utilizados no se encontraron sitios de interés en Guatemala, Belice, Nicaragua y Costa Rica.

Se utilizaron datos mensuales de temperaturas media, máxima y mínima y de humedad relativa del periodo 1970-2000. Los datos para las ciudades mexicanas fueron obtenidos de las Normales Climatológicas del Servicio Meteorológico Nacional; para las ciudades centroamericanas, de las Normales Climatológicas del Servicio Meteorológico Mundial hospedada en la página web de la Agencia Estatal de Meteorología de España <http://wwis.aemet.es/es/home.html> y de la Red Global de Climatología Histórica Mensual <https://www.ncdc.noaa.gov/ghcnm/v3.php>.

Sensación higrotérmica (1970-2000)

Estudios de bioclima humano durante el siglo xx, coinciden en que la temperatura ambiente, humedad atmosférica, la radiación solar más la emitida por los alrededores y el viento, son los principales elementos ambientales en la sensación térmica

humana (Auliciems y De Dear, 1998). En los últimos cien años se han documentado más de 160 índices para evaluar el bioclima humano (de Freitas y Grigorieva, 2015). Los hay tan complicados como los que pretenden una simulación de las condiciones físicas y fisiológicas presentes en la sensación de confort de los humanos, y en el otro extremo están los índices sencillos que usan como datos de entrada sólo la temperatura ambiente y la humedad atmosférica.

Dado que al interior de una edificación tanto el viento como la radiación solar pueden controlarse, son suficientemente útiles índices que dependan únicamente de la temperatura y humedad relativa. Además, Jáuregui *et al.* (1997) mostraron que cuando en un índice complejo se parametrizan algunas de las variables, ese índice adquiere la misma sensibilidad y utilidad que un índice sencillo. Por esa razón siguen siendo vigentes las evaluaciones bioclimáticas a partir de datos de temperatura y humedad, como el índice Humidex (HUM).

Dicho índice se empezó a desarrollar en Canadá en 1965, fue concluido por Mas-

terton y Richardson (1979) y sigue siendo utilizado por el Servicio Meteorológico de Canadá. Su expresión matemática es:

$$HUM=T+h \quad (Ec. 1),$$

donde T es la temperatura de bulbo seco ($^{\circ}\text{C}$) y h es el factor de humedad representado por

$$h=(5/9)(e-10) \quad (Ec. 2)$$

donde e es la presión de vapor en hPa .

El valor de e se calculó a partir de la humedad relativa (HR) y la presión de vapor de saturación es, esta última calculada a partir de la temperatura ambiente con el polinomio propuesto por Adem (1967):

$$e_s=(6.115+0.42915T+1.4206 \times 10^{-2} T^2+3.046 \times 10^{-4} T^3+3.2 \times 10^{-6} T^4) \quad (Ec. 3)$$

Entonces:

$$HUM=T+5/9 [(6.115+0.42915T+1.4206 \times 10^{-2} T^2+3.046 \times 10^{-4} T^3+3.2 \times 10^{-6} T^4)(HR/100)-10] \quad (Ec. 4)$$

Para elaborar los bioclimogramas de Humidex es necesario generar los datos horarios medios mensuales a partir de las medias mensuales extremas de temperatura y humedad relativa. Para ello se utilizaron los algoritmos de estimación propuestos por Tejeda (1991) y Tejeda y Rivas (2003):

$$T_{hor}=T_{min}+(at^b e^{ct})(T_{max}-T_{min}) \quad (Ec. 5)$$

$$HR_{hor}=HR_{min}+(1-at^b e^{ct})(HR_{max}-HR_{min}) \quad (Ec. 6)$$

donde T_{hor} y HR_{hor} son la temperatura y humedad relativa horarias ($^{\circ}\text{C}$ y %, respectivamente), $a=0.096$, $b=2.422$, $c=-0.339$, t es la hora del día a partir del amanecer, T_{max} , T_{min} ,

HR_{max} y HR_{min} son las temperaturas y humedad relativa máximas y mínimas medias mensuales del periodo 1970-2000. Las Ecs. 5 y 6 se sustituyeron en la Ec. 4 para generar el escenario base de la sensación higrotérmica para el periodo 1970-2000. Por otra parte, la temperatura neutra o de confort indica la preferencia de los habitantes aclimatados a un sitio en particular. En este trabajo se calculó con la expresión de De Dear y Brager (2002):

$$T_{pref}=0.31T_{ext}+17.8 \quad (Ec. 7),$$

donde T_{pref} es la temperatura preferente ($^{\circ}\text{C}$) y la T_{ext} es la temperatura exterior media mensual ($^{\circ}\text{C}$).

Sustituyendo el valor de la temperatura media mensual por la temperatura preferente y un valor de 50% para la humedad relativa, se obtuvieron los valores de Humidex preferente (HUP , en los sucesivo) para el intervalo de confort de cada mes para las ciudades enlistadas en la tabla 1. En la tabla 2 se especifican las categorías de sensaciones higrotérmica.

Proyecciones por cambio climático

A los valores mensuales medios horarios de la base 1970-2000 se le sumaron los incrementos de temperatura por cambio climático proyectado para el escenario 2050 a partir de proyecciones del Quinto Informe de Evaluación del IPCC y se recalculó el HUP con esos datos proyectados.

El Quinto Informe se proyecta un incremento entre 0.7 y 3.9 $^{\circ}\text{C}$ dependiendo de los escenarios de Trayectorias Representativas de Concentraciones (RCP's por su siglas en inglés), las cuales se resumen en la tabla 3 para Centroamérica y México, en el futuro cercano, medio y lejano (IPCC, 2013).

Tabla 2. Escala de sensaciones térmica utilizada.

>HUP+10.5°C	HUP+7.5°C HUP+10.5°C	HUP+4.5°C HUP+7.5°C	HUP+1.5°C HUP+4.5°C	HUP-1.5°C HUP+1.5°C	HUP-1.5°C HUP-4.5°C	HUP-4.5°C HUP-7.5°C	HUP-7.5°C HUP-10.5°C	<HUP-10.5°C
Cálido extremo	Cálido pesado	Muy cálido	Cálido	Confort	Fresco	Frío moderado	Frío	Muy frío

Tabla 3. Proyecciones de incrementos por cambio climático en Centroamérica y México (IPCC, 2013).

Variable	Escenario	2016-2035		2045-2065		2081-2100	
		Media	Rango probable	Media	Rango probable	Media	Rango probable
Temperatura (°C)	RCP2.6	0.7	0.5 - 1.3	1.0	0.6 - 1.9	1.0	0.4 - 2.1
	RCP4.5	0.9	0.4 - 1.3	1.5	1.0 - 2.4	1.9	1.2 - 3.0
	RCP6.0	0.7	0.4 - 1.2	1.4	1.1 - 2.1	2.3	1.8 - 3.5
	RCP8.5	0.9	0.5 - 1.4	2.1	1.5 - 3.0	3.9	2.9 - 5.5

El incremento promedio esperado de los cuatro escenarios para el periodo 2045-2065 es de 1.5°C. Si además se considera el calentamiento por urbanización que para ciudades de más de 100 mil habitantes en zonas tropicales puede alcanzar en promedio estacional hasta 6°C (Roth, 2007), es razonable suponer un incremento por calentamientos urbano y global de 2°C, el que por cierto coincide con el 2.1°C del RCP8.5, que debería considerarse en un enfoque precautorio para la estimación futura de consumos energéticos por climatización de edificios. En suma, se ocupó un incremento de 2°C hacia el 2050 por cambio climático global más el urbano.

Para el escenario base y para la proyección al 2050 se calcularon las horas grado calor (HGC), es decir, los “grados de calor” necesarios para acercarse al nivel de confort

cuando los valores se situaron por debajo del límite inferior del HUM, y las horas grado frío (HGF) para los valores situados por arriba del límite superior del HUM.

$$HGC = \sum_{i=1}^n (HUP_{HOR2i} - HUM_{sup}) \quad Si \quad HUP_{HOR2i} > HUM_{sup} \quad (Ec. 8)$$

$$HGF = \sum_{i=1}^n (HUM_{inf} - HUP_{HORIi}) \quad Si \quad HUP_{HORIi} < HUM_{inf} \quad (Ec. 9),$$

HUM_{inf} es el límite inferior del intervalo de confort para cada HUM ; HUM_{sup} es el límite superior del intervalo de confort para cada HUM ; HUP_{HORIi} son todos los valores medios horarios de los índices menores que HUM_{inf} ; HUP_{HOR2i} son todos los valores medios horarios de los índices mayores que HUM_{sup} .

RESULTADOS

Los incrementos porcentuales de las necesidades de enfriamiento (*HGF*) y de calentamiento (*HGC*) para los asentamientos urbanos considerados, se muestran en la tabla 4. Los porcentajes son indicativos de lo que podría esperarse en incrementos de consumos eléctricos, sobre todo para enfriamiento, pero valores más precisos no se derivaron con el procedimiento simple mostrado aquí, pues dependen además de aspectos económicos, tecnológicos y culturales que son diferentes para cada zona urbana.

Bioclimogramas

A efecto de comparar las condiciones del escenario base con las proyecciones al 2050, de las 19 ciudades costeras se seleccionaron las ciudades distantes entre ellas aproximadamente 1 000 kilómetros en línea recta (figura 1): Tijuana contra Mazatlán, en el Pacífico, y en el Atlántico, Veracruz, San Pedro Sula y Panamá; se agregó

una intermedia por combinar la más alta humedad (promedio anual del 84%) con una población mayor a los 500 mil habitantes: Acapulco.

La figura 2 muestra los resultados de Tijuana (clima mediterráneo seco). Las madrugadas muy frías de invierno y parte de verano se reducirían hacia el 2050, mientras la sensación de cálido pesado y extremo del mediodía de verano se ampliaría. El cálido en otoño se extendería hacia las diez de la noche, mientras que para las madrugadas se pasaría de fresco a confortabilidad.

El calentamiento global también tendrá un efecto benéfico; por ejemplo, las madrugadas frescas y frías moderadas de invierno en Mazatlán, Veracruz, San Pedro Sula y Panamá (figuras 3, 5, 6 y 7) tenderán a desaparecer y el ambiente será confortable. Sin embargo, para estas mismas ciudades, durante las horas de mediodía al atardecer de todo el año habrá un aumento en la exten-

Tabla 4. Horas Grado Frío para el escenario base (*HGF*, entre paréntesis) y sus incrementos esperados hacia la década de 2050, en %, fuera del paréntesis y en cursiva. Lo mismo se muestra para las Horas Grado Calor (*HGC*).

Océano Pacífico			Océano Atlántico		
Ciudad	<i>HGF</i>	<i>HGC</i>	Ciudad	<i>HGF</i>	<i>HGC</i>
Panamá	(1 200 horas grado), 56%	(72 horas grado), -85%	La Ceiba	(1001) 70	(14), -100
San Miguel	(1567), 44	(71), -75	San Pedro Sula	(1307), 58	(2), -100
Tapachula	(1026), 48	(142), -72	Cancún	(1776), 49	(0), 0
Acapulco	(2175), 42	(0), 0	Mérida	(801), 45	(486), -49
Puerto Vallarta	(1086), 55	(149), -69	Campeche	(1408), 49	(32), -97
Mazatlán	(1068), 49	(173), -69	Coatzacoalcos	(1588), 54	(0), 0
La Paz	(766), 47	(835), -29	Veracruz	(1335), 58	(7), -100
Los Cabos	(743), 57	(571), -32	Tampico	(1196), 53	(155), -62
Tijuana	(154), 88	(1449), -27	Matamoros	(989), 49	(499), -37
Ensenada	(40), 215	(1492), -29			



Figura 1. Ciudades costeras mayores a 200 mil habitantes consideradas en este estudio.

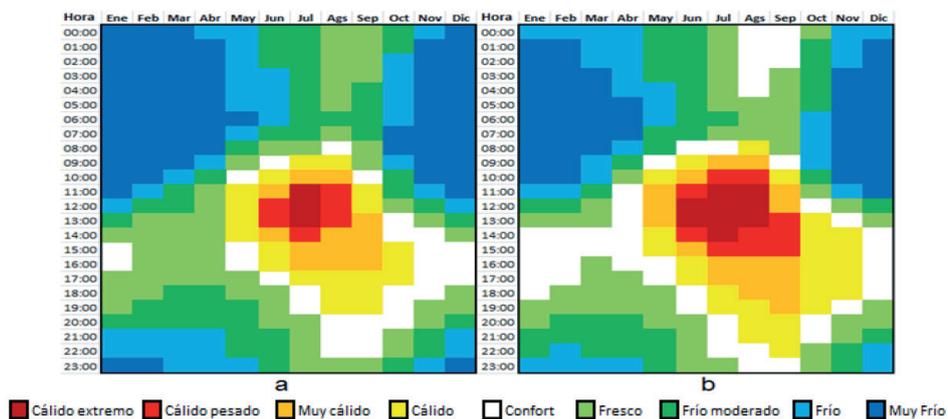


Figura 2. Bioclimogramas de Tijuana, México. (a) Escenario base 1971-2000 del Humidex y (b) con incremento por cambio climático promedio esperado de los cuatro escenarios (periodo 2045-2065) más 0.5°C por calentamiento urbano (en suma 2°C coincidente con el escenario RCP8.5).

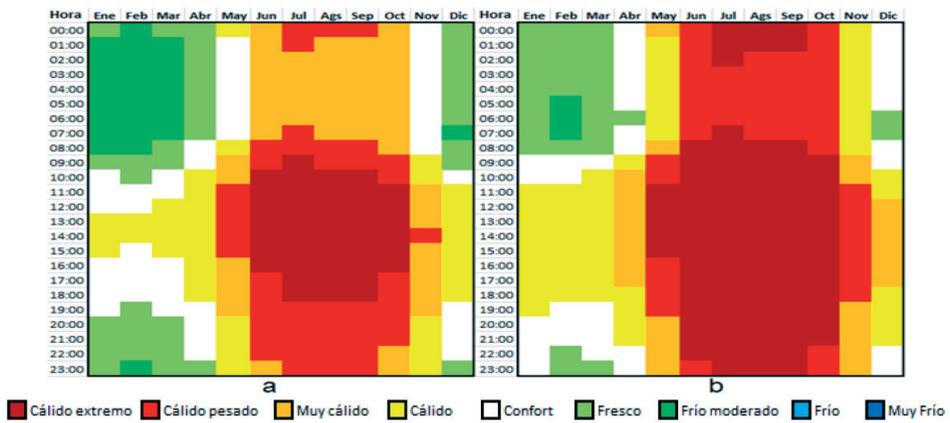


Figura 3. Como la figura 2, pero para Mazatlán, México.

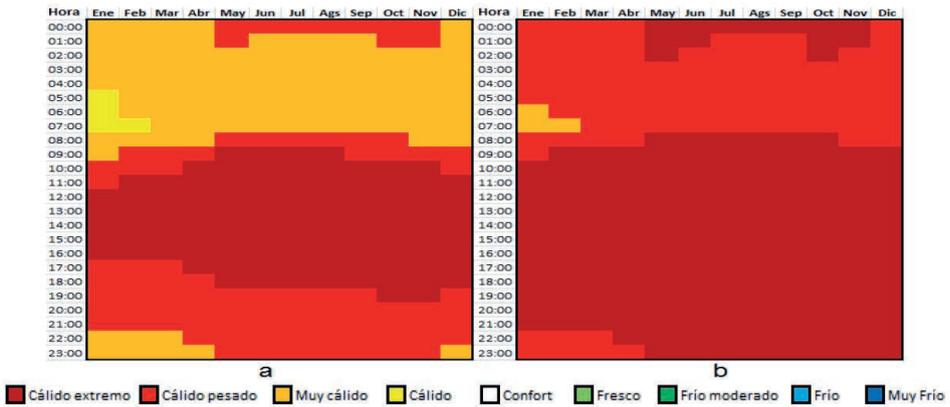


Figura 4. Como la figura 2, para Acapulco, México.

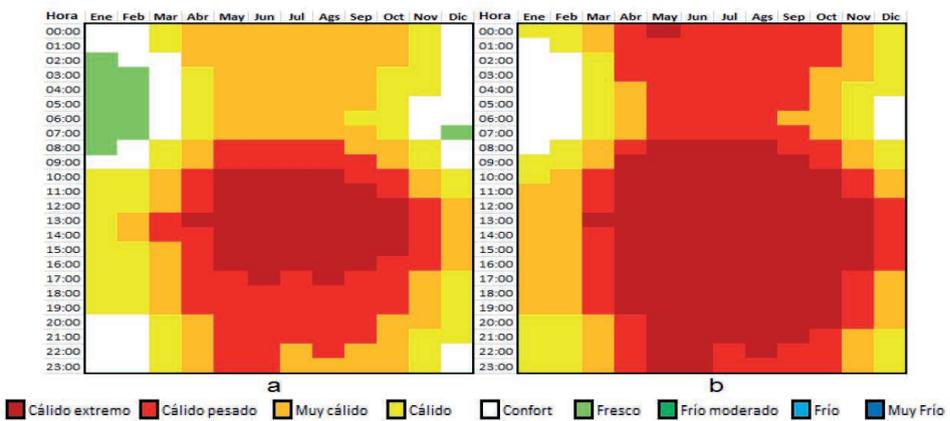


Figura 5. Como la figura 2, para Veracruz, México.

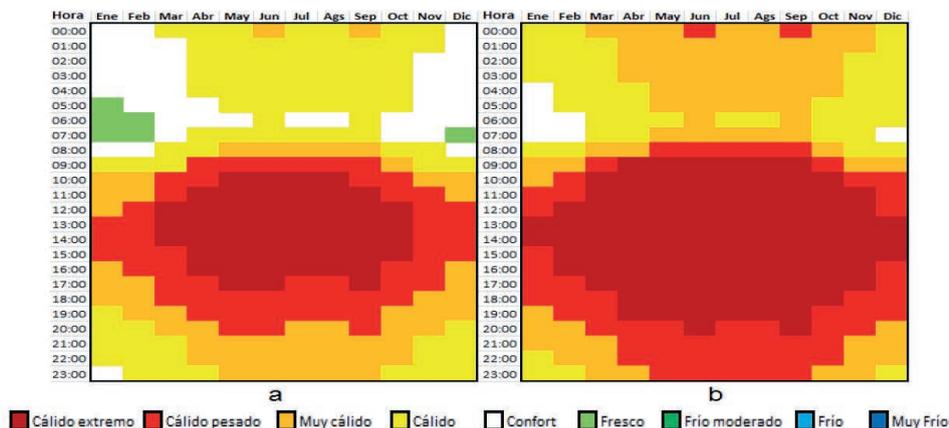


Figura 6. Como la figura 2 para San Pedro Sula, Honduras.

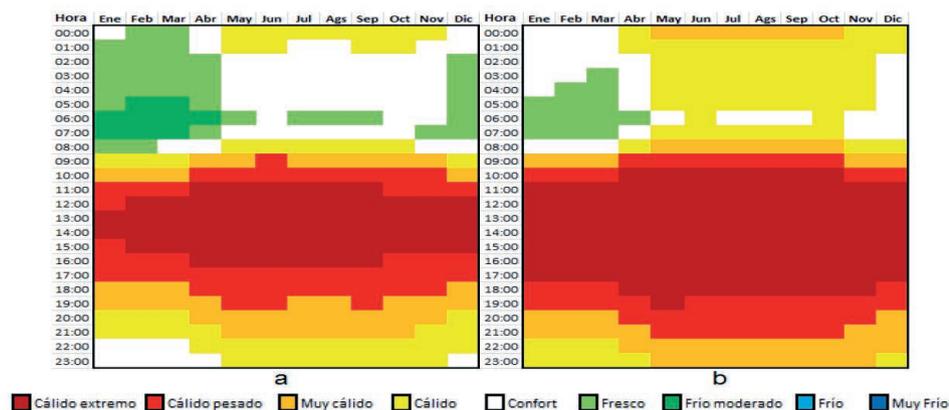


Figura 7. Como la figura 2, para Panamá, Panamá.

sión (horas y meses) del cálido extremo.

Destaca el caso de Acapulco (el más húmedo, 84%), donde la sensación higrotérmica hacia el 2050 prácticamente en el 99% del año estará entre cálido pesado y cálido

extremo (ver figura 4), mientras que para la población panameña en las madrugadas de verano y otoño cambia su sensación de confortable, como es ahora, a cálida y en algunos momentos a muy cálida.

COMENTARIOS FINALES

Se ha mostrado una metodología práctica para estimar los efectos del cambio climático global y por urbanización sobre la confortabilidad higrotérmica en habitantes

de ciudades costeras. El cálculo de las condiciones de preferencia térmica para la actualidad y para la década de 2050, permitió tener en cuenta la aclimatación humana.

A partir de las horas grado calor y frío, se pudieron estimar los incrementos esperados de necesidades de enfriamiento y/o calefacción esperados hacia el 2050 para poder estar en confortabilidad. Se reitera lo dicho al inicio en el sentido de que estas estimaciones son válidas para personas con vestimenta ligera, sanas, en reposo y a la sombra, pero que a pesar de los restringido de las hipótesis son útiles para comparar el presente contra lo esperado hacia mediados del siglo. Falta multiplicar los incrementos de las necesidades de enfriamiento por el crecimiento poblacional de las próximas décadas a fin de tener una evaluación global de las necesidades energéticas requeridas en el futuro para satisfacer la demanda para climatización de edificios, y también habría que considerar el avance tecnológico futuro en sistemas de aire acondicionado así como

en el diseño de edificaciones sustentables.

La tabla 4 muestra que Acapulco es la ciudad con mayores necesidades de enfriamiento en el escenario base (2 175 horas grado), las que para mediados del siglo rebasarán las 3 000 horas grado. Para la vertiente mexicana del Golfo de México los valores son menores por la acción de los frentes fríos invernales que son más frecuentes que en la costa pacífica de México. Para el istmo centroamericano también los valores son menores que en Acapulco por efectos de la frecuencia de lluvias por la acción de la zona intertropical de convergencia. En todos los casos estudiados se anularán para el futuro las necesidades de calefacción, de por sí muy bajas en el escenario base con la excepción Tijuana y Ensenada.

LITERATURA CITADA

- Adem, J., 1967. Parameterization of atmospheric humidity using cloudiness and temperature. *Monthly Weather Review*, 95(2):83-88.
- Auliciems, A., y R. de Dear, 1998. Thermal adaptation and variable indoor climate control. p. 61-88. *In*: A. Auliciems (Editor). *Advances in bioclimatology 5*. Springer Verlag, Nueva York.
- Bicknell, J., D. Dodman, y D. Satterthwaite, 2009. Adapting cities to climate change. Understanding and addressing the development challenges. Earthscan Climate. Londres, U.K. 397 p.
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), 2012. Efectos del cambio climático en la costa de América Latina y el Caribe. Vulnerabilidad y Exposición. Documentos de Proyecto No. 460. Universidad de Cantabria. 174 p.
- Comisión Intersecretarial para el Manejo Sustentable de Mares y Costas (CIMARES), 2012. Política Nacional de Mares y Costas de México, Gestión Integral de las Regiones más Dinámicas del Territorio Nacional. Semarnat. Distrito Federal, México. 97 p.
- De Dear, R.J., y G.S. Brager, 2002. Thermal comfort in naturally ventilated buildings: revision to ASHRAE Standard 55. *Energy and Buildings*, 34:549-561.
- De Freitas, C.R., y E.A. Grigorieva, 2015. A comprehensive catalogue and classification of human thermal climate indices. *International Journal of Biometeorology*, 59(1):109-120.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2013. Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution on Working Group I of the Fifth Assessment

- Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA. 1535pp.
- Jáuregui, E., A., C. Ruiz, C. Gay, y A. Tejeda, 1996. Una estimación de la duplicación de CO₂ atmosférico en el bioclima humano de México. p. 219-246. *En: México ante el cambio climático. Segundo Taller del Estudio de País: México.* México.
- Jáuregui, E., J. Cervantes, y A. Tejeda, 1997. Bioclimatic conditions in Mexico City –an assessment. *International Journal of Biometeorology*, 40(3):166-177.
- Jáuregui, E., y A. Tejeda, 2001. A scenario of human thermal comfort in Mexico City for 2CO₂ conditions. *Atmósfera*, 14:125-138.
- Magrin, G.O. J.A. Marengo, J.P. Boulanger, M.S Buckeridge, E. Castellanos, G. Poveda, F.R. Scarano, y S. Vicuña, 2014. Central and South America. p. 1499-1566. *In: Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution on.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and USA.
- Masterton J.M., y F. A. Richardson, 1979. Humidex: a method of quantifying human discomfort due to excessive heat and humidity. CLI 1-79. Atmospheric Environment Service, Ontario, 45 p.
- Organización de las Naciones Unidas (ONU), 2014. La situación demográfica en el mundo, 2014. Informe conciso. Asuntos Económicos y Sociales. Nueva York, 31p.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), 2010. América Latina y el Caribe. Atlas de un ambiente en transformación. PNUMA. CATHALAC y USAID. Colombia. 313 p.
- Roth, M., 2007. Review of urban climate research in (sub)tropical regions. *Int. J. Climatol.*, 27: 1859-1873.
- Samaniego, J.L., y R. Jordán, 2013. Estrategias de desarrollo bajo en carbono en megaciudades de América Latina. Cepal. División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos. Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo. Santiago de Chile, Chile. 181p.
- Smith, K.R., A. Woodward, D. Campbell-Lendrum, D.D. Chadee, Y. Honda, Q. Liu, J.M. Olwoch, B. Revich, y R. Sauerborn, 2014. Human health: impacts, adaptation, and co-benefits. p. 709-754. *In: Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, N.Y. USA.
- Tejeda, A., 1991. An exponential model of the curve of mean monthly hourly air temperature. *Atmósfera.*, 4:139-144.
- Tejeda-Martínez, A., y O.R. García-Cueto, 2002. A comparative simple method for human bioclimatic conditions applied to seasonally hot/warm cities of Mexico. *Atmósfera*, 15:55-66.
- Tejeda A., y D. Rivas, 2003. El bioclima humano en urbes del sur de México para condiciones de duplicación de CO₂ atmosférico. *Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía*, 51:37-52.
- Tejeda, A., E. Luyando, y E. Jáuregui, 2011. Average conditions of thermal stress in Mexican cities with more than one million inhabitants in the face of climatic change. *Atmósfera*, 24(1):15-30.
- UN-HABITAT, 2016. World cities report 2016: urbanization and development –Emerging futures. World cities report 2016. United Nations Human Settlements Programme. Nairobi, Kenia. 262 p.

17

Mercury mobilization due to global climate and regional land use changes in the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil

Luiz Drude Lacerda, Rozane Valente Marins & Mariany Cavalcante

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ (UFC), CE, BRAZIL
e-mail: ldrude@fortalnet.com.br

RESUMEN

La costa semiárida de Brasil está siendo fuertemente afectada por el cambio en el uso de la tierra y el cambio climático global. Las principales resultados de esta presión son la disminución de los flujos fluviales debido a las anomalías por las presas construidas y en la precipitación anual sobre la cuenca. Como resultado, la escorrentía continental está atrapada en la región estuarina durante la larga estación de secas, formando solamente algunas plumas en la plataforma continental en años excepcionalmente lluviosos. Como resultado, el aumento del tiempo de permanencia del agua dentro del estuario, da como resultado una fuerte sedimentación y expansión del área de manglares. El Hg particulado se acumula dentro del estuario, mientras que la alta reactividad del Hg en el medio ambiente dominado por el manglar induce la formación de especies reactivas de Hg y que posteriormente se disuelve en las aguas estuarinas y costeras. Dando como resultado una mayor biodisponibilidad de Hg y, por tanto, concentraciones elevadas de Hg en la biota, en la influencia marina del estuario relativa a la sección fluvial. Eventualmente, la exposición humana es también más alta en la población que vive a lo largo de la zona influenciada por el mar en relación

Lacerda, L.D., R. Valente Marins, & M. Cavalcante, 2017. Mercury mobilization due to global climate and regional land use changes in the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil. p. 333-344. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

con las aldeas más río arriba. Bajo el escenario de mejorar los cambios, incluso en un sitio libre de contaminación como el estuario del río Jaguaribe, el Hg puede representar un importante riesgo ambiental para la población.

Palabras clave: mercurio, estuarios, biodisponibilidad, cambios regionales y globales.

ABSTRACT

The semi-arid coast of Brazil is being strongly affected by regional land use and global climate changes. Major pressures resulting from these drivers are decreasing fluvial fluxes due to damming and negative anomalies in annual precipitation over the basin. As a result, continental runoff is trapped in the estuarine region during the long dry season, only forming plumes on the continental shelf in exceptionally rainy years. As a result the increased water residence time inside the estuary, results in strong siltation and expanding mangrove area. Particulate Hg accumulates inside the estuary, whereas high Hg reactivity in the mangrove dominated environment induces the formation of reactive Hg species then export dissolved to estuarine and coastal waters. This has resulted in increasing Hg bioavailability and therefore, high Hg concentrations in the biota in the marine influenced section of the estuary relative to the fluvial section. Eventually, human exposure is also higher in local population living along the marine influenced area relative to more upstream villages. Under the scenario of enhancing changes, even in a pollution-free site such as the Jaguaribe River Estuary, Hg may pose a significant environmental risk to the local population.

Key words: Mercury; estuaries; bioavailability; regional and global changes.

ENVIRONMENTAL SETTING OF THE JAGUARIBE RIVER ESTUARY

The semiarid coast of Northeastern Brazilian displays a sharp seasonal rainfall regime, with two well-defined periods, a short, 4-5 months rainy season from January to June and a longer dry period from July to December. Another determinant of the regional climate is the trade winds, which are generated from the high-pressure South Atlantic cell and push the Inter-Tropical Convergence Zone (ITCZ) towards northeastern Brazil, characteristically between January and May, during the rainy season. In the dry season, when the ITCZ moves north, wind intensity increases and exhibits an east-west direction. The powerful trade winds observed during the rainy period have mean velocities of 3 to 4 m.s⁻¹, increasing to 5 to 6 m.s⁻¹ in the dry

season. A force balance is observed between Coriolis and pressure gradient forces leading to a homogeneous continental shelf current with Ekman transport toward the shore piling water and generating inclination currents (Dias *et al.*, 2013).

The physical processes involved in the estuarine circulation control the water residence time in the estuary and the transport of nutrients, sediments, pollutants and other dissolved and suspended constituents discharged in the adjacent coastal region. These, on the other hand, are influenced by the interaction between oceanic forcing (tides and current dynamics) and annual rainfall over the river basin. Since these forces are presently under extreme pressures from land use changes, such as dam-

ming and freshwater diversion, and global climate changes, such as sea level rise and negative precipitation anomalies, estuarine physical processes and circulation, in particular the resident time of the continental waters in the estuarine region and the sedimentation/erosion equilibrium, are strongly altered. A longer residence time favors sediment accumulation within the estuary and the reactivity of the accumulated com-

pounds, which changes their chemical speciation (Godoy & Lacerda, 2013; Lacerda *et al.*, 2013; Dias *et al.*, 2016).

As a result of the simultaneous action of decreasing fluvial fluxes, increasing sea level and river damming, there occurs a diminished capacity of sediment transport by the river when reaching the estuarine region. At the Jaguaribe River estuary (figure 1), in the lower portion of the largest river basin

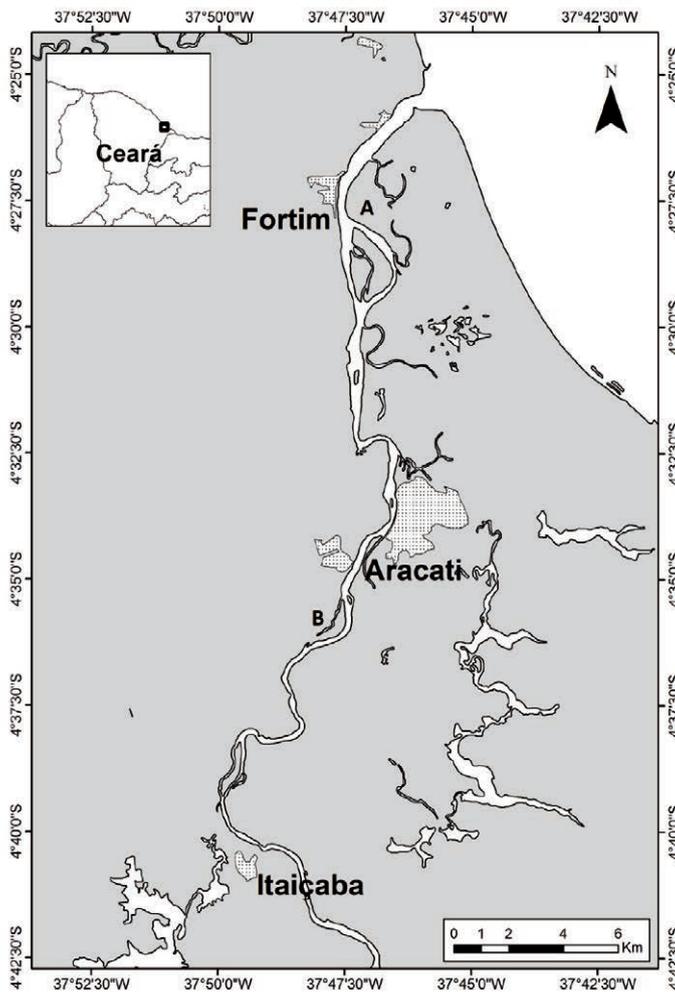


Figure 1. Map showing the Jaguaribe River Estuary in Ceará State, NE Brazil. A: Approximate limit of the marine influenced area. B: Approximate limit of the fluvial influenced area. Based on Dias *et al.* (2009 & 2011).

(76 000 km²) in Ceará state, northeastern Brazil, as a consequence of these processes, several sandbanks and river islands have developed along the estuary, as well as a general enlargement of fluvial beaches and mud flats. Extensive siltation followed by mangrove colonization of these recent deposits is occurring at accelerated rates along estuary (Godoy & Lacerda, 2014). Before the 1990s, fluvial discharge from the Jaguaribe River followed the intensity of the rainfall, with average low discharge, but followed by several periods of maximum peak discharges, which could reach 1 000 m³/s, following intense rainy periods. These freshets were able to export large amounts of sediments from the estuary to the adjacent continental shelf. Since the 1990s, with the construction of major dams, and the accumulation of negative annual rainfall anomalies, the river flow was regulated and decreased to an average of less than 50 m³/s (Marins *et al.*, 2002a & 2003).

Historical outflow record available at the National Water Agency of Brazil (ANA, 2008) shows a reduction in the fluvial contribution to the continental shelf because of the intensification of dam construction along the Jaguaribe River basin in order to increase water availability to local human activities. Between 1961 and 1998, peak discharges could reach about 3000m³.s⁻¹,

as observed in 1974, for example. Other significant out flow values occurred in extremely rainy seasons in 2005 and 2009. After this period, dam construction normalized outflows to an average of about 25m³.s⁻¹, with peak of less than 250 m³.s⁻¹ only. A 10-fold decrease in outflow between the two periods (Dias *et al.*, 2009, 2011; Marins *et. al.*, 2002a; Marins *et al.*, 2003). Upon this, a reduction of annual rainfall of about 5 mm.yr⁻¹ has also been recorded for the middle basin of the Jaguaribe River (Mouncunill, 2006; Godoy & Lacerda, 2013).

Marins *et al.* (2003) showed that even in years with atypically high rainfall after 1990, the tidal flooding caused strong resuspension and an increase of suspended particulate matter within the estuary followed by a simultaneous decrease in dissolved oxygen. That finding strongly suggests that flooding by seawater caused erosion and resuspension of bottom sediments, along with erosion of the estuary margins, creating new areas of sedimentation that are eventually colonized by mangroves. Once colonized these areas are quite resistant to erosion and help trapping new sediments. Pollutants originated in the continent and brought into the estuary follow the same fate, being accumulated in bottom sediments of the flooded area.

MERCURY FATE IN THE JAGUARIBE RIVER ESTUARY

Mercury is an environmental significant pollutant in the Jaguaribe lower basin and reaches the estuary mostly associated with continental materials brought in by the fluvial flow. Lacerda *et al.* (2011) estimated that about 225 kg of Hg per year reach

the estuary, resultant from inadequate solid waste disposal (150 kg) and waste waters (75 kg) released from urban centers upstream the estuarine zone. A small fraction, about 0.35 kg per year, is released directly into the estuary by shrimp farming locat-

ed at the estuary. Nearly the totality of this emission is of particulate Hg. There are no industrial sources of Hg to the basin and emissions from agriculture and husbandry, the most significant activities in the basin, are insignificant. Notwithstanding the relatively small load, biogeochemical processes occurring in the estuary may alter Hg availability to the biota and ends up increasing the exposure risk to Hg of the local population, which still depends on the local fisheries for their diets and thus compromising their food safety.

The predominant siltation process also results in an accumulation of particulate Hg in the estuary. This deposition process is further facilitated by the longer residence time of the continental runoff during the dry season, and even during normal rainy

periods, in the estuarine region (Lacerda *et al.*, 2013). Since the recently formed sedimentation areas are rapidly colonized by mangroves, most particulate Hg ends up deposited in these forests, since they are particularly efficient in trapping particulate Hg (Lacerda *et al.*, 2001; Kehrig *et al.*, 2003; Bergamaschi *et al.*, 2012). The Hg fate in dry and rainy season in the Jaguaribe River Estuary is shown simplified in figure 2. In summary, during the rainy season, under highest fluvial fluxes and low residence time of the fluvial waters in the estuary, a smaller mangrove area is permanently flooded and Hg can be exported associated with suspended particulate matter to coastal waters where it can be deposited in shelf sediments, under low bioavailable forms. On the other hand, during the ex-

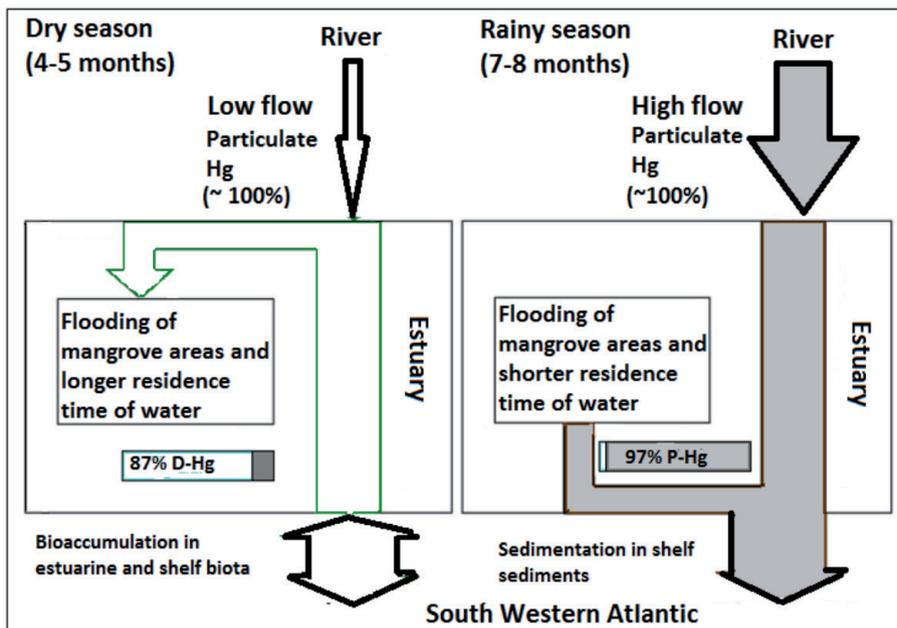


Figure 2. Fate of Hg in the Jaguaribe River Estuary. A summary based on annual balances estimates by Lacerda *et al.* (2013).

tended dry season, the smaller fluvial flux is retained by tidal forcing and inundates large mangrove areas for a longer period, resulting in longer reactivity time for substances brought in from the continent.

A similar behavior was observed in relation to flux of dissolved organic carbon (DOC). During the rainy season at the maximum turbidity zone of the estuary, an export of about 2×10^4 ton.year⁻¹ of DOC to the downstream region was estimated; while during the dry season, the maximum turbidity zone of estuary retained about 1×10^5 ton.year⁻¹ of DOC. Under this scenario, reactive Hg present in the estuarine waters easily finds abundant complexation sites which will keep Hg in solution, rather than adsorption and precipitation to inorganic particles, and facilitating Hg export mostly as organic-Hg stable, dissolved complexes, which typically display highest bioavailability.

Figure 3 resumes the fate and speciation of Hg in a mangrove creek during a tidal cycle (3A). Highest total Hg and lowest reactive Hg concentrations are observed in flood tide waters. Creek waters going out of the mangrove shows the lowest total Hg content and highest reactive Hg concentrations, suggesting an efficient trapping within the forest. However reactive Hg species, although showing low concentrations in the incoming waters, have their concentration increased in the outwelling waters leaving the mangroves, suggesting transformation of Hg species inside the mangrove. As a result, fluvial flow, rich in suspended particles and the associated particulate Hg, and low dissolved Hg, changes dramatically after crossing a mangrove forest (3B) having their suspended particles and particulate Hg content reduced, but increasing dissolved Hg concentrations.

Bergamaschi *et al.* (2012) estimated mangrove outwelling of reactive Hg species, including methy-Hg, to reach five times higher than outwelling fluxes reported for terrestrial wetland ecosystems.

DOC concentrations measured in the Jaguaribe River estuary ranged from 131.6 to 614.9 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. Using a molecular fluorescence technique, Cavalcante *et al.*, (2016) observed that the dissolved organic matter (MOD) from Jaguaribe river estuary was predominantly allochthone, composed by humic compounds probably derived from the extensive mangrove forests abundant in the Jaguaribe river lower basin. However, even with low lability, this MOD presents elevated chemical activity, since its components proportion change over the estuarine gradient.

Mangroves sulfate reduction metabolism produces elevated concentrations of dissolved organic carbon (DOC). These compounds can efficiently trap dissolved Hg desorbed from particles and augment their solubility. The simultaneous increase of Hg and DOC as well as filling up its complexation sites in pore waters, showed in figure 3C, clearly demonstrate the role of DOC in complexing and exporting Hg from the mangrove environment to adjacent waters as has been demonstrated by many mangrove studies (*e.g.* Marins *et al.*, 2002b; Mounier *et al.*, 2001; Bergamaschi *et al.*, 2012). These organic Hg species, on the other hand, presents extreme bioavailability, much higher than the particulate species incoming the estuary associated with the continental runoff.

The processes described in figure 3 seem typical of mangrove environments (Bergamaschi *et al.*, 2012) and will be influenced by the residence time of fluvial waters in the estuary, the longest the residence time

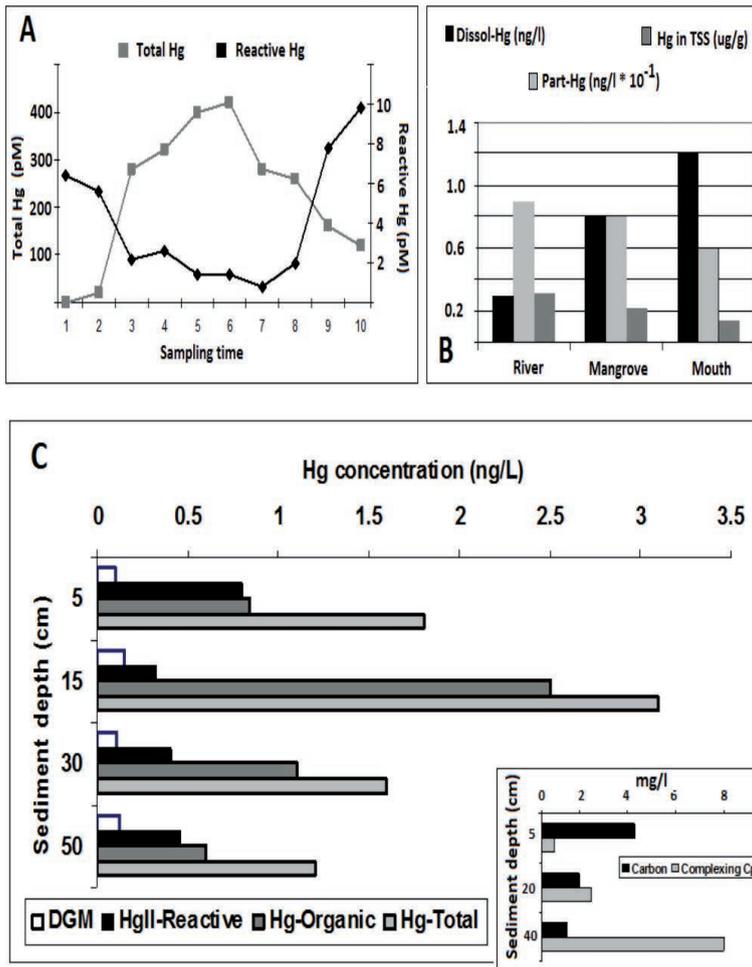


Figure 3. A: Mercury dynamic and speciation during a tidal cycle in a mangrove environment; modified from Lacerda *et al.* (2001). B: Mercury fractioning in fluvial waters crossing a mangrove forests; modified from Marins *et al.* (2002b). C: Mercury speciation in pore waters of a mangrove forest. Reactive inorganic Hg species and organic-Hg in particular, increases concentration when approaching the sediment surface, and are exported. In the smaller box decreasing complexation capacity and increasing DOC suggests complexing sites in DOC being filled as approaching the sediment surface, suggesting export of organic-metal complexes; modified from Mounier *et al.* (2001).

the longer the reactivity time to produce organic-Hg complexes (Lacerda *et al.*, 2013). As a result of damming, decreasing annual rainfall and strengthening of oceanic forcing and sea level rise due to global climate change, residence time and

Hg reactivity are also augmenting, resulting in increasing Hg bioavailability to the local biota, which may eventually increase Hg exposure of the population using these biological resources.

This process also affected the fate of DOC in the estuary, that showed strong positive correlation with the residence time and percentage of fresh water relative to the total volume of the estuary ($R = 0.66$, $n = 39$, $p > 0.01$; $R = 0.66$, $n = 39$, $p > 0.01$ respectively). The temporal variability of DOC

contents in the estuarine waters was also strongly associated with the tides, showing increasing concentrations in the ebb tide and decreasing concentrations in the flood tide, co-varying with the residence time and the percentage of freshwater in the estuarine total volume (figure 4).

MERCURY DISTRIBUTION IN THE BIOTA AND HUMAN EXPOSURE

All observed results on Hg fate and biogeochemistry in the Jaguaribe River estuary strongly suggests an increase in mobility and bioavailability in the estuarine region under marine influence compared to fluvial influenced sites, notwithstanding the fact that major Hg sources are located upstream the estuary. Thus one can hypothesize that components of the biota inhabiting the estuarine gradient will show higher Hg content and eventually high rates of

Hg accumulation when compared to the biota occurring in the fluvial influenced region. Also, if the described hydrodynamic scenario is worsening, Hg concentration in the biota may also be increasing.

Costa & Lacerda (2014) published a first survey of Hg distribution in the fish fauna occurring along the Jaguaribe river estuarine gradient and the associated human exposure through diet, since the main source of human exposure to Hg contamination

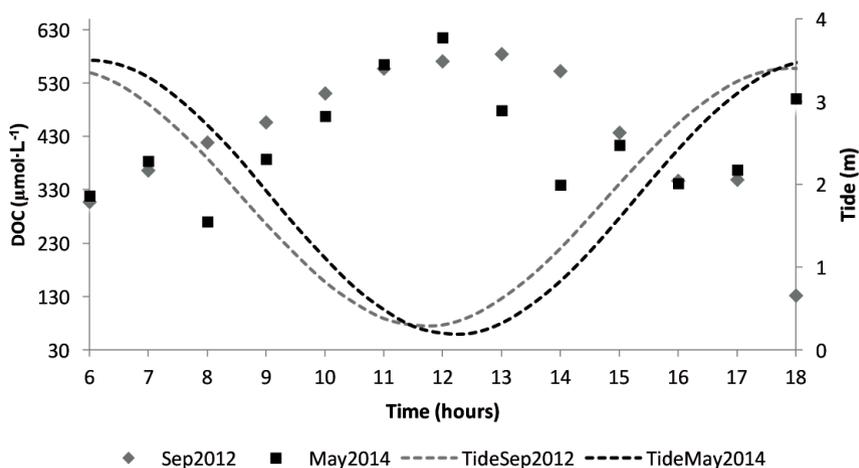


Figure 4. Temporal variation of DOC concentrations during tide cycles at the Jaguaribe river estuary during different sampling periods.

occurs through the consumption of fish. The authors compared Hg concentration in 13 fish species from Jaguaribe River lower basin and an adjacent coastal region, sampled from three stretches of the river: fluvial, estuarine, and marine regions. Unfortunately, none of the species occurred

along the entire gradient, making the analysis of regional distribution difficult. Mercury concentrations in muscle tissue vary according to species trophic level, with carnivorous species presenting the highest Hg concentrations. Figure 5 shows major results from that study.

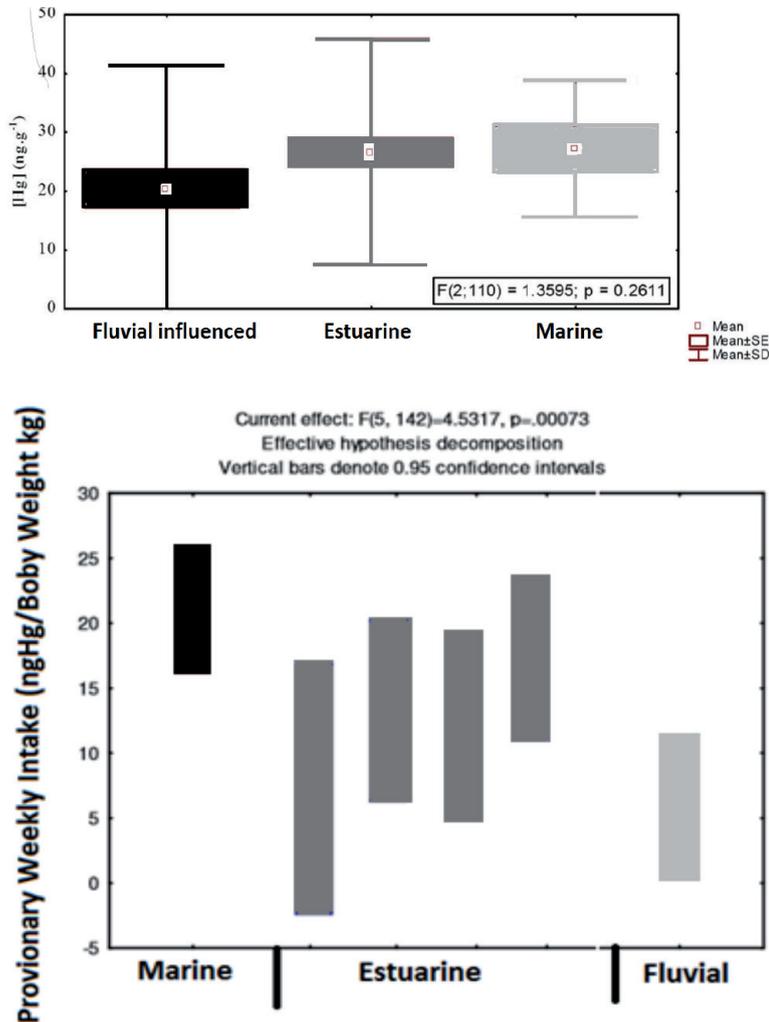


Figure 5. Mercury concentrations in fish (upper box) from the Jaguaribe River estuary and respective human exposure (lower box) at different villages along the estuary.

Concentrations were somewhat higher in the marine influenced area compared to the fluvial influenced area. However, the large variability of Hg concentrations, since no selections of food habit or size was performed, showed that the difference was not statistically different (figure 5, upper box). Notwithstanding, the slightly higher concentrations in the marine section of the estuary, resulted in higher risk to the population exposed to the fish Hg concentrations in the marine influenced area (figure 5, lower box).

Cordeiro (2017) performed a similar survey on Hg distribution in the fauna of the Jaguaribe Estuary. In this study care was taken to select species occurring along the entire gradient. As such, there was a significant clear increase in Hg concentrations, notwithstanding diet, of those individuals sample ate the marine influenced area, relative to the same species sampled in the fluvial influenced area. Also, at least for one species, the shrimp *Litopennaeus vannamei*, invidious sample at the marine end mem-

ber of the estuary, showed a 20-times faster rate of Hg accumulation than those sampled at the fluvial end member. The author also reported an increase in concentration in the species also analyzed by the study of Costa & Lacerda (2014). However, the small number of samples of the 2014 study, prevented a definitively statistical comparison.

On the other hand, Rios *et al.* (2016) compared Hg concentrations in oyster (*Crassostrea rhizophorae*) sampled in the Jaguaribe estuary in 2015 with concentrations found in the same species and sampled in the same site in 2003 by Vaisman *et al.* (2005). Both studies were based on a large number of samples. The comparison showed significantly higher concentrations in 2015 relative to 2003. Although more similar comparisons have to be performed, these results strongly suggest that the bioavailability of Hg is increasing in the region, since no significant increase in Hg emissions existed between the two periods.

CONCLUSIONS

Augmenting water residence time and sedimentation at the estuary increases mangrove areas and its metabolism based on dissimilatory sulfate reduction expands to larger areas. There is a larger export of DOC from the incomplete respiration of organic matter by anaerobes. Deposited metals, in particular Hg, from continental origin accumulate and suffer chemical changes instead of rapid being exported to the continental shelf, becoming more bioavailable through organic complexation. This described scenario is most likely growing worse, as global climate changes will con-

tinue to cause negative anomalies in annual rainfall and thus reduce continental runoff even further in the semiarid NE region of Brazil. Human water uses will also expand, including an expanding irrigated agriculture. Therefore, Hg reactivity will possibly increase in the estuary to higher levels and when eventually export high-bioavailable Hg species to the adjacent estuarine waters and the coastal sea. These described mechanisms will increase Hg bioaccumulation in aquatic food webs, also increasing Hg exposure risk of the local population.

LITERATURE CITED

- ANA. 2008. National Water Agency. Historic Outflows From the Jaguaribe River. (www.hidroweb.ana.gov.br). Assessed in 10th April, 2017.
- Bergamschi, B.A., D.P. Krabbenhoft, G.R. Aiken, E. Patino, D.G. Rumbold, & W.H. Orem, 2012. Tidally driven export of dissolved organic carbon, total mercury and methylmercury from a mangrove-dominated estuary. *Environmental Science & Technology* 46(3): 1371-1378.
- Cavalcante, M.S., R.V. Marins, S. Mounier, C. Garnier, & F.J.S. Dias, 2016. Caracterização da matéria orgânica dissolvida nas águas do estuário do rio Jaguaribe através da técnica PARAFAC de MEEF. Congresso Brasileiro de Oceanografia. Salvador, Brazil, vol. 1, 1169 p.
- Costa, B.G.B., & L.D. Lacerda, 2014. Mercury (Hg) in fish consumed by the local population of the Jaguaribe River lower basin, Northeast Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 21: 13335-13341.
- Dias, F.J.S., R.V. Marins, & L.P. Maia, 2009. Hydrology of a well-mixed estuary at the semiarid Northeastern Brazilian coast. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21(4): 377-385.
- Dias, F.J.S., L.D. Lacerda, & R.V. Marins, 2011. Comparative analysis of rating curve and ADP estimates of instantaneous water discharge through estuaries in two contrasting Brazilian rivers. *Hydrological Processes*, 25: 2188-2201.
- Dias, F.J.S., B.M. Castro, & L.D. Lacerda, 2013. Continental shelf water masses off the Jaguaribe River (4S), northeastern Brazil. *Cont. Shelf Research*, 66: 123-135.
- Dias, F.J., B.M. Castro, L.D. Lacerda, L.B. Miranda, & R.V. Marins, 2016. Physical characteristics and discharges of suspended particulate matter at the continent-ocean interface in an estuary located in a semiarid region in northeastern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 180: 258-274.
- Godoy, M.D.P., & L.D. Lacerda, 2013. Changes in estuarine islands and rainfall trends in the Jaguaribe river watershed, Ceará state, Brazil. *Arquivos de Ciências do Mar* 46(2): 47-54.
- Godoy, M.D.P., & L.D. Lacerda, 2014. River-Island Morphological Response to Basin Land-Use Change within the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil. *Journal of Coastal Research*, 30(2): 399-410.
- Kehrig, H.A., F.N. Pinto, F.I. Moreira, & O. Malm, 2003. Heavy metals and methylmercury in a tropical coastal estuary and mangrove in Brazil. *Org. Geo.*, 34: 661-669.
- Lacerda, L.D., L.F.F. Silva, R.V. Marins, S. Mounier, H.H.M. Paraquetti, & J. Benaim, 2001. Dissolved mercury concentrations and reactivity in mangrove waters from the Itacurussa Experimental Forest, Sepetiba Bay, SE Brazil. *Wetlands Ecology and Management*, 9: 323-331.
- Lacerda, L.D., Y.M. Soares, B.G. B. Costa, & M.D.P. Godoy, 2011. Mercury emission factors from intensive shrimp aquaculture and their relative importance to the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 87: 657-661.
- Lacerda, L.D., R.V. Marins, F.J.S. Dias, T.N. Soares, J.M.O. Godoy, & M.L.D.P. Godoy, 2013. Pluriannual watershed discharges of Hg into a tropical semi-arid estuary of the Jaguaribe River, NE Brazil. *J. of the Brazilian Chem. Society*, 24: 1719-1731.
- Marins, R.V., L.D. Lacerda, 2002a. Regional Assessment Tables - North-eastern Brazil tectonically passive coast. P. 97-101. In: Lacerda, L.D.; Kremer, H.H.; Kjerfve, B.; Salomons, W.; Marshall Crossland, J.I. & Crossland, J.C.. (Org.). South American Basins - LOICZ Global Change Assessment and Synthesis of River Catchment - Coastal Sea Interaction and Human Dimensions. Texel: IGBP-LOICZ, R&S 51.

- Marins, R.V., L.D. Lacerda, S. Mounier, H.H.M. Paraquetti, & W.S. Marques, 2002b. Caracterização Hidroquímica, distribuição e especiação de mercúrio nos estuários dos rios Ceará e Pacotí, região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, 16(1) 17-48.
- Marins, R.V., L.D. Lacerda, I.M. Abreu, & F.J.D. Dias, 2003. Efeitos da açudagem no Rio Jaguaribe. *Ciência Hoje* 33(197): 66-70.
- Moncunill, D.F., 2006. The rainfall trend over Ceará and its implications. p. 315-323. In: Proceedings of the International Conference on Southern Hemisphere Meteorology and Oceanography, 8, Foz do Iguaçu, 2006.
- Mounier, S., L.D. Lacerda, R.V. Marins, & J. Benaim, 2001. Copper and Mercury Complexing Capacity of Organic Matter From a Mangrove Mud Flat Environment, Sepetiba Bay, Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 67: 519-525.
- Rios, J.H.L., R.V. Marins, K.F. Oliveira, & L.D. Lacerda, 2016. Long-term (2002-2015) changes in mercury contamination in ne Brazil depicted by the mangrove oyster *Crassostraea rhizophorae* (Guilding, 1828). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 97: 474-479.

18

Cambio climático y contaminantes orgánicos persistentes (COP) en mamíferos marinos

Carmen Rossana González Báez y Jaime Rendón von Osten

INSTITUTO EPOMEX, UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CAMPECHE, MÉXICO
e-mail: jarendon1@gmail.com

RESUMEN

Los contaminantes orgánicos persistentes (COP) son sustancias químicas que tienen la característica de permanecer muchos años en el medio y, por lo tanto, distribuirse ampliamente en los diferentes compartimentos ambientales. Asimismo, se bioacumulan en los organismos vivos, llegando a ser tóxicos principalmente a largo plazo tanto para los seres humanos como para la vida silvestre. Los principales efectos adversos de los COP incluyen cáncer, trastornos reproductivos y alteración del sistema inmunológico. Dependiendo de la especie de mamífero marino su nivel trófico están propensos a recibir una carga de contaminantes importante a través de la alimentación por lo que son organismos muy susceptibles a presentar efectos adversos por la exposición a COP. Se expone como el cambio climático incrementa y agrava el transporte y dispersión de COP en prácticamente todos los compartimentos ambientales por lo que las poblaciones de mamíferos marinos, entre otras, están en riesgo por la presencia de este tipo de contaminantes. En México prácticamente no existen estudios sobre la presencia de COP en mamíferos marinos, sin embargo, se han reportado altas concentraciones de estos compuestos en sedimentos y organismos marinos en los cuales se encuentran los principales mamíferos marinos mexicanos. Debido a lo anterior se expone la posi-

González Báez, C.R., y J. Rendón von Osten, 2017. Cambio climático y contaminantes orgánicos persistentes (COP) en mamíferos marinos p. 345-362. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

ble exposición crónica de las especies de mamíferos marinos de México ante la presencia de COP los cuales pueden representar una amenaza para la salud de los mismos.

Palabras clave: contaminantes orgánicos persistentes, mamíferos marinos, cambio climático.

ABSTRACT

Persistent organic pollutants (POPs) are chemical substances that typically remain in the environment for many years, therefore being amply distributed in the various environmental compartments. Since they are bioaccumulated within living organisms, in the long run POPs become toxic for both human beings and wildlife. The main adverse effects of POPs include cancer, reproductive disorders and alteration of the immunological system. Depending on the marine mammal species, its trophic level is at risk of receiving a load of important pollutants through food intake, which is why such species are highly susceptible to adverse effects from exposure to POPs. Climate change increases and worsens the transport and dispersal of POPs in most environmental compartments, the presence of which endangers marine mammal populations. In spite of the scarcity of studies on the presence of POPs in marine mammals, high concentrations have been reported in sediments and marine organisms, including the most important Mexican species. Consequently, this study speaks of the possibly chronic exposure of Mexico's marine mammal species to the presence of POPs compounds, which pose a threat to their health.

Key words: Persistent organic pollutants, Marine mammals, climate change.

INTRODUCCIÓN

En años recientes el cambio climático ha tomado mayor importancia dado a que sus efectos son cada vez más evidentes. Las actividades antropogénicas como la emisión de gases de efecto invernadero, la quema de combustibles fósiles, la liberación de sustancias químicas hacia la atmósfera y al agua, la sobrepoblación, así como la reducción de la cubierta forestal a nivel mundial, ocasionan un considerable aumento de las temperaturas. Tan solo en los últimos veinte años, en verano, se ha registrado un incremento en la temperatura 3 veces mayor en comparación con veranos anteriores a 1985 (Schiedek *et al.*, 2007), lo que ha venido ocasionando alteraciones en ecosistemas globales, tales como el derretimiento de glaciares, el aumento en los niveles del mar, incremento en la frecuencia e inten-

sidad de tormentas, riesgo de extinción de especies marinas, cambios en los patrones del clima y acidificación y contaminación de océanos (Simmons y Elliot, 2009), es decir que, el desequilibrio del sistema climático impacta directamente a los ecosistemas marinos, ocasionando una degradación del hábitat.

La complejidad de la vida marina dificulta realizar predicciones exactas de las alteraciones que ocasiona el incremento de la temperatura en el mar. A pesar de esto se cuenta con estudios que evidencian impactos directos e indirectos en organismos marinos (figura 1).

De los organismos que se encuentran en riesgo por el cambio climático se encuentran los mamíferos marinos ya que algunas de sus poblaciones no pueden ser capaces

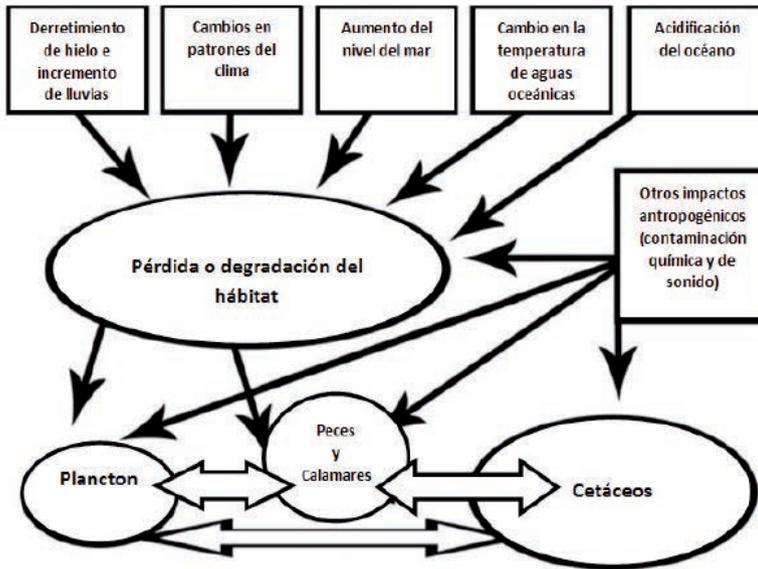


Figura 1. Procesos asociados con el cambio climático que degradan el hábitat de especies marinas. Noyes *et al.* (2009).

de adaptarse a este cambio. Los principales cambios que afectan a los mamíferos marinos está la acidificación, la pérdida de hábi-

tats polares y la disminución de las fuentes de alimentos.

ESTADO DE LOS MAMÍFEROS MARINOS EN EL CITES

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) tiene clasificados a todos los sirénidos como vulnerables a extinguirse. Asimismo, el Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES) se encuentran enlistados en los Apéndices I y II del Convenio CITES, los mamíferos marinos al igual que todos los odontocetos, con excepción de algunas poblaciones que se encuentran en el Apéndice III. En comparación con muchas especies de mamíferos terrestres, los cetáceos y siré-

nidos son más susceptibles a los contaminantes debido a que tienen tasas más lentas de reclutamiento a través de la reproducción (Reeves y Leatherwood, 1994). Aunque la evidencia de los vínculos entre los contaminantes químicos y la salud de los cetáceos sigue siendo en gran medida circunstancial y se infiera, existe una creciente preocupación de que la exposición a contaminantes puede aumentar la susceptibilidad a enfermedades y afectar el rendimiento reproductivo (Reeves *et al.*, 2003).

CONTAMINANTES ORGÁNICOS PERSISTENTES (COP)

Los contaminantes orgánicos persistentes (COP) son sustancias químicas orgánicas que, unidas principalmente a un halógeno, pueden conferirle características tales como permanecer intactos durante períodos de tiempo excepcionalmente largos (muchos años) y, por lo tanto, distribuirse ampliamente en los diferentes compartimentos del ambiente. Asimismo, pueden bioacumularse en el tejido graso de los organismos vivos, incluidos los seres humanos y, posteriormente, biomagnificarse, además de que son tóxicos principalmente a largo plazo tanto para los seres humanos como para la vida silvestre. Los efectos de los COP pueden incluir cáncer, alergias e hipersensibilidad, daño al sistema nervioso central y periférico, trastornos reproductivos y alteración del sistema inmunológico.

Los COP se pueden clasificar de manera general en tres grandes grupos: plaguicidas, sustancias químicas industriales y compuestos generados no intencionalmente. Como resultado de las liberaciones al medio ambiente en las últimas décadas debido especialmente a las actividades humanas, los COP están ahora ampliamente distribuidos en grandes regiones, incluyendo aque-

llos donde nunca se han utilizado los COP.

Debido a lo anterior, en mayo de 1995, el Consejo de Administración del PNUMA solicitó en su decisión 18/32 que se llevara a cabo un proceso internacional de evaluación de una lista inicial de 12 COP que representan amenazas importantes y crecientes para la salud humana y el medio ambiente. En junio de 1996, el Foro Intergubernamental sobre Seguridad Química (IFCS) demostró que era necesaria una acción internacional, incluido un instrumento jurídicamente vinculante a escala mundial, para reducir al mínimo los riesgos derivados de los 12 COP mediante medidas para reducir o eliminar sus emisiones o descargas.

Es por ello que el 22 de mayo de 2001 se adoptó el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes y entró en vigor el 17 de mayo de 2004. Actualmente el Comité Intergubernamental de Negociación (INC) tiene un grupo de expertos para elaborar criterios y procedimientos para identificar nuevos COP como candidatos para futuras acciones internacionales.

CAMBIO CLIMÁTICO Y DISPERSIÓN DE COP

El cambio climático posee múltiples efectos negativos no solo en las especies marinas sino que también propicia la fotodegradación de los COP que se encuentren en aire, suelo y agua. El aumento de las temperaturas altera las precipitaciones en distintas regiones, por ejemplo, las zonas donde se intensifiquen las sequías estarán expuestas

a una mayor volatilización de COP, plaguicidas y material particulado (MP), desde los suelos y el mar hasta la atmósfera, ocasionando el detrimento de la calidad del aire y el aumento en la persistencia de los plaguicidas. Esto en zonas urbanas produce efectos negativos en la salud del hombre. Por el contrario, las zonas donde las

precipitaciones aumenten tendrán mejor calidad de aire pero a su vez una alta deposición húmeda de COP, MP y plaguicidas en cuerpos de agua, lo que ocasiona un incremento en la contaminación del mar y alcanzar directamente a las especies marinas. Por lo tanto, estos fenómenos globales extremos, sequías e inundaciones, conllevan a la distribución de COP a través fuertes precipitaciones y/o la erosión intensiva del suelo. Además, el calentamiento global también facilita la degradación de los COP ya que las elevadas temperaturas causan la liberación de estos compuestos en distintos ecosistemas, lo que promueve directamente la emisión secundaria de los mismos. Los cambios en la circulación atmosférica y las corrientes oceánicas tienen influencia significativa en el transporte global de COP. Por otra parte, el calentamiento global ha alterado la productividad biológica marina, lo cual ha cambiado la capacidad de

almacenamiento de COP en el océano. En general el incremento en las temperaturas globales acelera el proceso de volatilización de COP, lo que aumenta las concentraciones en el ambiente y puede conducir a la amplificación de la toxicidad de COP en los ecosistemas marinos (Wang *et al.*, 2016). Por ejemplo, el Ártico y la Antártida son regiones en donde la concentración de los plaguicidas organoclorados DDT y HCH en sedimentos se ha incrementado, siendo una zona libre de emisiones directas y en donde históricamente migran colonias de pingüinos que quedan expuestos a estos plaguicidas. A su vez las aves de estas dos regiones transportan COP a otros territorios mediante el guano (Noyes *et al.*, 2009).

El derretimiento de hielo y nieve también son consecuencias del incremento en las temperaturas, este efecto remueve y moviliza a los COP secuestrados por décadas en estas matrices congeladas (figura 2). La

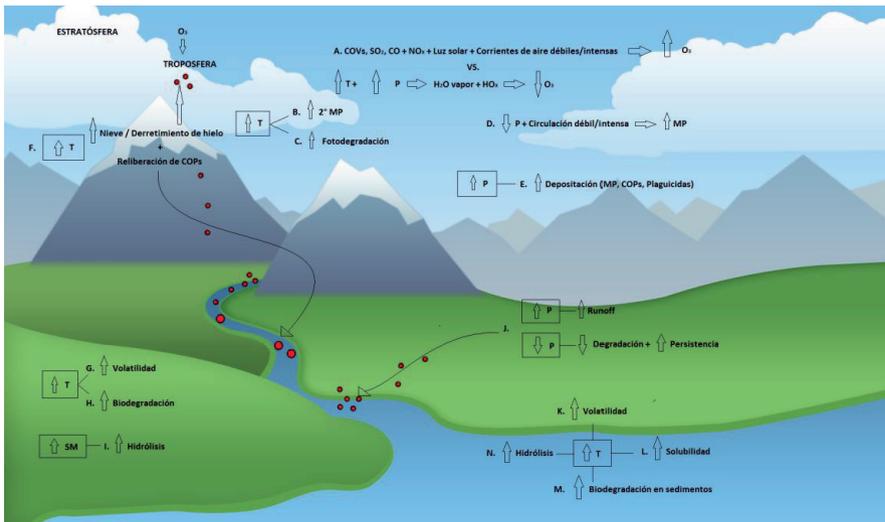


Figura 2. Movilidad y dispersión de contaminantes y material particulado. Factores asociados con el cambio climático. 2ºMP = material particulado secundario; CO= monóxido de carbono; HOx= HO₂+OH; NOx= Oxido de Nitrogeno; O₃=Ozono; P= precipitación; MP= material particulado; COP= Compuestos orgánicos persistentes; HS= Humedad en suelos; T= temperatura; COV= Compuestos orgánicos volátiles (Noyes *et al.*, 2009).

degradación de COP y plaguicidas en suelos y sedimentos, marinos y terrestres, es otro efecto relacionado con el cambio climático. Esta degradación puede ser microbiana, relacionada estrechamente con el incremento de la temperatura, o también se da la degradación hidrolítica, relacionada con la humedad de los suelos. Tanto la degradación microbiana como la hidrolítica convierten a los COP y plaguicidas en compuestos de mayor o menor toxicidad según sea el compuesto que se trate, por ejemplo, los plaguicidas organoclorados (OC) DDT, Aldrín y Heptacloro se transforman en DDE, Dieldrín y Epóxido de heptacloro respectivamente, los cuales son productos de degradación de mayor toxicidad comparados con sus estructuras iniciales (Albert y Loeira, 2014). El aumento en la temperatura del mar también incrementa la solubilidad de los COP reteniéndolos en la columna de agua y favoreciendo así la exposición de estos compuestos ante la fauna filtradora de agua (Noyes *et al.*, 2009).

Otro efecto importante relacionado con el aumento de la temperatura atmosférica es el incremento de los precursores de ozo-

no tales como: óxido de nitrógeno (NO_x); monóxido de carbono (CO); dióxido de azufre (SO₂); compuestos orgánicos volátiles (COV) que aunados a la luz solar y a una circulación débil del aire, favorecen la formación de ozono (O₃) el cual al entrar en contacto con el vapor de agua del ambiente propicia la degradación del mismo por hidrólisis, lo que ocasiona un desequilibrio en la capa de ozono. En la figura 2 se pueden observar los procesos de movilidad y dispersión ya mencionados, asociados con el cambio climático (Noyes *et al.*, 2009).

Recientemente se han desarrollado varios modelos que han predicho el futuro comportamiento ambiental de los COP. Estos modelos son utilizados por gobiernos para obtener una comprensión integral del impacto del calentamiento global y el destino ambiental de los COP. Estudios futuros deberán enfocarse en los efectos sinérgicos de los cambios globales del ciclo del agua y el ciclo de los COP, lo que liderará las nuevas investigaciones para comprender mejor la adaptación de los ecosistemas ante el cambio climático (Wang *et al.*, 2016; ver figura 2).

CONTAMINACIÓN DE COP EN ZONAS COSTERAS

La evaluación de la contaminación por COP en zonas costeras posee particular importancia debido a su riesgo potencial hacia la salud humana debido al consumo de especies marinas. Durante las últimas décadas la contaminación por productos químicos antropogénicos como los COP se ha extendido por todo el mundo, la evidencia más sólida de este hecho es su detección en diferentes ambientes que van desde las zonas costeras, incluyendo la biota, hasta regiones lejanas de actividades humanas.

Los COP poseen una especial preocupación debido a su toxicidad, persistencia, transporte a largas distancias y su potencial ecotoxicológico que impacta en la biota. Están presentes en medios marinos, donde destacan notablemente las áreas costeras, que además se ven afectadas por la agricultura, la liberación de aguas residuales y efluentes de acuicultura, industria y tráfico naval.

También la posición geográfica influye en la vulnerabilidad de las zonas costeras,

por ejemplo las costas de la India enfrentan amenazas geográficas como tsunamis e inundaciones, además de la contaminación por descargas directas de basura desde zonas densamente pobladas, arrastre de fertilizantes, derrames de petróleo, deforestación y desarrollos mal planificados en las costas. Esta misma zona posee residuos de cinco clases de COP así como de sus isómeros DDT, HCH, PAH, PCB, tanto en sedimentos como en biota selectiva: moluscos bivalvos, peces y mamíferos marinos. La presencia del DDT y sus metabolitos varían según las zonas costeras de la India, sin embargo, predominan los isómeros pp'-DDT y pp'-DDD. Las concentraciones encontradas de HCH son menores a las del DDT en sedimentos, aunque también se encuentran residuos de HCH y DDT en tejido de peces. Sarkar *et al.* (2011) infiere que las concentraciones encontradas en la costa de la India son inferiores comparadas con las encontradas en costas de países templados, infiriendo así una menor bioacumulación en peces tropicales lo que, según el autor, puede atribuirse a la rápida volatilización de los plaguicidas en ambientes tropicales. A pesar de esto, la costa este de la India es la más contaminada en promedio con la parte occidental, lo que es atribuido al comportamiento, destino y bioacumulación en los diferentes niveles tróficos. Un dato alarmante que el autor evidencia es la presencia de plaguicidas en grasa del ya amenazado delfín *Platanista gangetica* que habita en zonas ribereñas y estuarinas del río Ganges. Ante este evento se sugiere implementar un monitoreo regular, evaluación y reportes de acuerdo con las políticas ambientales, leyes y regulaciones que garanticen la salud del medio ambiente en las costas de la India (Sarkar *et al.*, 2011).

Por otro lado en la costa de Yantai al norte del mar Amarillo en China se colectaron moluscos, camarones y cangrejos en los cuales se analizaron y compararon los contenidos de COP. Los resultados indican, según los autores, que las muestras han sido contaminadas por COP y sus concentraciones varían según la especie y los sitios de muestreo. Entre el estudio realizado de COP, las concentraciones de Σ HCH y Σ DDT van de un rango de 0.91- 13.92 ng g⁻¹ y 10.16-411.19 ng g⁻¹ respectivamente. En la almeja *Metretrix* spp. se obtuvo la concentración más alta registrada para el OC HCH, mientras que la concentración más alta de DDT (411.19 ng g⁻¹) se encontró en *Crassostrea*. Las concentraciones de los isómeros β -HCH y pp'-DDE fueron las más altas en comparación con el resto de los isómeros de HCH y DDT. La concentración del resto de los OC evaluados (endrin y mirex) fueron relativamente bajas. Los HCH en las muestras de contraste no fueron significativamente menores en comparación con las zonas portuarias donde existe vertido de aguas residuales. Exceptuando la concentración total de DDT en *Crassostrea*, el resto del contenido de COP en las muestras analizadas, están dentro del criterio higiénico comestible, sin embargo, la elevada concentración del DDT implica un riesgo en la salud de los consumidores (Chen *et al.*, 2014).

Tekin y Pazi (2017), estimaron un consumo diario de COP, utilizando una aproximación de la ingesta diaria establecida por la FAO y la WHO del consumo del cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) y peces comestibles en Turquía, el cual, según los autores, se encontró muy por debajo de lo aceptable. Los autores exponen como el consumo de cangrejo azul colectado en la costa del

mar Mediterráneo en Turquía, podría suponer que aún no existe un riesgo latente para la salud humana en términos de contaminación por COP, ya que las concentraciones encontradas de plaguicidas OC en tejido de peces comestibles, van de un rango de 1-8.6 ng g⁻¹ que al compararlas con los niveles de tolerancia establecidos por la FDA (Food and Drugs Administration), se encontraron por debajo del nivel establecido. No obstante, las muestras estudiadas ya arrojan la presencia de residuos de COP, lo cual debe vigilarse y continuar evaluándose en futuros estudios (Tekin y Pazy 2017).

Otra evidencia de COP en zonas costeras se encontró en Mumbai, India, donde se colectaron residuos de plástico y se evaluaron plaguicidas OC y PCB bimensualmente desde 2011 hasta 2012. La concentración promedio de 7 PCB y 16 OC fue de 37.08 y 104.90 ng g⁻¹ respectivamente. Para la familia de los PCB, la concentración más alta registrada la obtuvo el PCB-28 con una media de 17.58 ± 2.77 ng g⁻¹. Observando una variación bimensual significativa que registró las mayores concentraciones promedio en los meses de noviembre y septiembre en comparación con los meses donde el periodo de monzón incrementa. Para el caso de los OC la máxima concentración promedio registrada fue de 33.88±5.97 ng g⁻¹ encabezada por γ -HCH seguido por heptacloro y α -HCH. Este estudio confirma la presencia y variación de COP en plástico de las zonas costeras y como este a su vez retiene estacionariamente a dichos compuestos (Jaya-siri *et al.*, 2015)

A su vez en Alexandria (Egipto), se determinaron 19 residuos de plaguicidas OC y PCB en aguas costeras. Los compuestos que registraron las concentraciones más altas fueron HCH, 2,2-bisPCB y DDT, con 1.36, 0.556 y 36.97ng L⁻¹ respectivamente. Du-

rante el verano, cuando existe un aumento en las descargas de aguas residuales, la concentración media de los PCB aumentó hasta 165.46ng L⁻¹. Mientras que el isómero p,p'-DDT alcanzó una concentración máxima de 36.31ng L⁻¹ (Said *et al.*, 2015)

Por otro lado, en las zonas costeras del golfo de México se han identificado y analizado plaguicidas OC en ostiones, almejas y sedimentos. En la laguna de Alvarado Veracruz se encontraron las más altas concentraciones de OC en la época de lluvias en sedimentos de la zona sur del sistema, donde la circulación de agua es mínima y somera. Además el DDT, DDE y epóxido de heptacloro excedieron el nivel umbral de efectos (TEL) y nivel de efectos probables (PEL) establecidos por Buchman (2008) a lo que se asume podrían bioacumularse en los organismos bentónicos también analizados y de esta manera provocar transferencia a través de la red trófica. Con esta información los autores señalan que según los resultados existe un riesgo ambiental y de salud pública ya que las concentraciones no cumplen con la NOM-032-SSAI-1993 en relación a las especificaciones sanitarias de moluscos bivalvos la cual es de observancia obligatoria para el territorio nacional. En la tabla 1 se muestran distintas regiones del golfo de México y océano Pacífico en donde se evidencia la presencia de plaguicidas OC lo que a su vez representa un riesgo para la fauna de la región.

Así mismo en el Pacífico mexicano se han encontrado plaguicidas OC como DDT, DDE, DDD, aldrín, dieldrín, α -endosulfán, β -endosulfán, endrín, endrín aldehído, heptacloro, heptacloro epóxido y la familia de los HCH. Estos compuestos se encontraron en 28 muestras de peces depredadores los cuales se colectaron en la costa de Oaxaca. En el pez dorado (*Coryphaena hippurus*)

Tabla 1. Concentraciones promedio de plaguicidas organoclorados (ng g⁻¹) en sedimentos costeros del golfo de México y del océano Pacífico.

	Golfo de México				Océano Pacífico		
	Laguna de Alvarado ^a	Coatza-coalcos, Veracruz ^b	Champotón, Campeche ^c	Petenes, Campeche ^c	Estero Pozo-Rey, Nayarit ^d	Estero San Cristóbal, Nayarit ^d	Valle de Culiacán ^e
ΣHCH	5.66	691.0 - 270.4	70.1	1.93	0.111	0.97	7.87
ΣDDT	30.85	163.3 - 118.4	2.03	1.05	0.1	0.87	1.15
ΣCiclodienicos	10.64				4.65	3.38	
ΣEndosulfan	5.52				0.06	1.3	1.0

^a Palmerin *et al.*, 2013; ^b Espinoza *et al.*, 2013; ^c González-Jaueregui *et al.*, 2013; ^d Robledo-Marengo *et al.*, 2014; ^e García de la Parra *et al.*, 2014.

se detectaron concentraciones tanto de la familia del DDT como la de endosulfanes las cuales fueron las más elevadas en este estudio. Los autores establecen que ninguno de los peces estudiados cumple con la normatividad estipulada ya que todos resultan contener residuos de OC en el orden de ppb. Los niveles de plaguicidas son dos órdenes de magnitud más elevados para el pez dorado capturado en costas de Oaxaca (pacífico sur mexicano) en comparación con los dorados capturados en las costas de Sinaloa (Pacífico norte mexicano). Con lo cual se sigue que puede haber mayor

exposición de plaguicidas en aguas costeras de Oaxaca. Sin embargo en relación al análisis de riesgos para la salud por ingesta, los autores señalan que estas concentraciones aún no poseen un riesgo para la salud humana (Villa *et al.*, 2014).

Estos estudios evidencian el impacto que posee la contaminación por COP en zonas costeras, tema que requiere principal atención debido a la importancia que poseen estas zonas no solo por su potencial toxicológico en la biota sino también en el ser humano.

COP Y EFECTOS EN MAMÍFEROS MARINOS

Las evidencias que muestran la presencia de COP y sus efectos en el medio ambiente son elementos que cada vez adquieren mayor importancia dado a las implicaciones negativas que estos representan para la salud de la biota marina. Existe un gran número de estudios que coinciden en las afecciones endócrinas e inmunotóxicas estrechamente relacionadas con la presencia de COP en el ambiente, por ejemplo, Park *et al.* (2007) reportan la presencia de 28 compuestos bifenilos policlorados (PCB) y

8 de sus metabolitos (OH-PCB) en hígados de foca (*Phoca vitulina*) en la bahía de San Francisco, California y el golfo de Maine, los cuales según el autor actúan como disruptores endócrinos en estos mamíferos marinos. Los resultados obtenidos fueron similares a los encontrados en hígados de beluga (*Delphinapterus leucas*) de la misma región, en donde las concentraciones de los metabolitos OH-PCB fueron 0.24% menores en comparación con las concentraciones encontradas de PCB. Las diferen-

cias entre las concentraciones de estos compuestos, según el autor, pueden deberse a las diferentes rutas de exposición, o bien a la capacidad del metabolismo de cada individuo. El autor señala que el metabolito 4-OH-CB107 fue el más predominante en los hígados de focas juveniles, sin embargo señala, la falta de un mayor número de estudios ecotoxicológicos para poder comprender la relación entre disruptores endócrinos y la salud de focas *Phoca vitulina*. Estos resultados se asemejan con los reportados por Levin *et al.* (2007) donde los autores señalan que los COP, incluyendo los PCB y dioxinas, son compuestos conocidos por su inmunotoxicidad en mamíferos marinos, causando impedimento reproductivo, disrupción endocrina y deterioro inmunológico que merma su salud. También asevera que recientes muertes de pinnípedos (*Phoca vitulina*) llevan a especular que los COP actúan como inmunomoduladores, haciendo a los organismos más susceptibles a infecciones virales. Los resultados inmunotoxicológicos del trabajo realizado con 18 focas sanas juveniles (*Phoca vitulina*) en cautiverio donde el autor evaluó la relación entre el mitogén inducido y la proliferación de linfocitos en sangre periférica después de una exposición a tres clases de COP: PCB, dioxinas y dibenzofuran; arrojaron una correlación importante entre la presencia de estos compuestos y cambios en las células T y células B mitogénicas, induciendo la proliferación de linfocitos, en donde el di-orto PCB fue el compuestos al que se le atribuyen del 24 al 29% de estos efectos. Según el autor los resultados sugieren que los COP y PCB están asociados con la proliferación de linfocitos, lo que puede incrementar la susceptibilidad por infecciones.

Por otro lado, Desforges *et al.* (2016) asocia la supresión inmunológica con la

presencia de PCB, OC y metales pesados en mamíferos marinos de vida silvestre y en cautiverio. Los mamíferos marinos son los organismos que principalmente acumulan niveles más altos de contaminantes ambientales debido a su contenido de grasa y a su posición en la cadena trófica, lo que deriva en afecciones del sistema inmunológico ocasionando severas enfermedades en los organismos marinos. Usando datos de campo y laboratorio, el autor determinó en osos polares y cetáceos el efecto de la supresión en la proliferación de linfocitos con valores <0.001-10 ppm asociados a la exposición de PCB, mientras que para el caso del mercurio (Hg) y metil-mercurio (MeHg), los valores asociados con el efecto de supresión fueron de 0.002-1.3 ppm y 0.009-0.06ppm respectivamente. Además, agrega el autor, que existen datos de supresión en la fagocitosis de 0.6-1.4 ppm y de 0.08-1.9 ppm asociados a la exposición de PCB y mercurio respectivamente.

El aumento de la temperatura del agua no solo favorece el crecimiento de organismos patógenos y la transmisión de enfermedades; también se asocia con los cambios en los patrones de migración de mamíferos marinos, a lo que se le suma la exposición a contaminantes inmunotóxicos que causan importantes consecuencias en la salud de las poblaciones de la biota marina como son las enfermedades causadas por virus dispersos en las migraciones. Además las altas temperaturas también favorecen el incremento de algas tóxicas, este efecto coincidió con eventos de mortalidad reportados en el delfín *Stenella coeruleoalba* en el mar Mediterráneo en 1990 (Simmond y Mayer, 1997). Los mamíferos marinos viven hoy en día adaptándose a fenómenos como la acidificación de aguas marinas dado al incremento en las cantidades de CO₂ absor-

bidas por el mar, la eutrofización de aguas, la frecuencia de fenómenos meteorológicos cada vez más intensos, las consecuencias de prácticas como el fracking a nivel mundial, especies invasoras en zonas de temperatura cambiante (Schiedek *et al.*, 2007), el cambio estructural de contaminantes y

sus efectos ya mencionados (Noyes *et al.*, 2009). Cada uno de estos fenómenos está asociado con el incremento de la temperatura y por ende con el cambio climático, lo que representa todo un reto para la propia supervivencia de los mamíferos marinos y demás organismos.

DISTRIBUCIÓN Y VULNERABILIDAD DE MAMÍFEROS MARINOS EN ZONAS COSTERAS DE MÉXICO

En México se encuentran un total de 47 especies de mamíferos marinos divididas en 12 familias, las cuales se dividen en el orden de: Cetacea (40 spp), Carnívoros (6 spp) y Sirenia (1 spp). La zona más rica es el occidente de la península de Baja California, seguido del mar de Cortés, el golfo de México, caribe mexicano y por último el Pacífico sur mexicano (Torres *et al.*, 1995).

La zona occidental de la península de Baja California, así como el golfo de California son las regiones más ricas en especies marinas ya que en sus aguas habitan 11 de las 12 familias de mamíferos marinos que se encuentran en México. En total la península de Baja California posee el 75% de especies marinas de la nación.

Por tal motivo esta región posee una especial atención en cuanto a su vulnerabilidad, ya que existen estudios que evidencian la presencia de OC en leones marinos *Zalophus californianus*, en donde el metabolito más abundante ha sido el p,p'-DDE. La concentración máxima en machos y hembras es similar, sin embargo, las hembras adultas arrojaron concentraciones mayores de Σ DDT y Σ HCH en comparación con los juveniles. Por su parte las ballenas machos *Balaenoptera physalus* presentan una concentración significativamente alta de DDT y

PCB a diferencia de las hembras (Nino-Torres *et al.*, 2009).

Por otro lado, la vulnerabilidad del golfo de México también posee cifras importantes, ya que con excepción de la ballena picuda de Sowerby, todas las especies de esta región están incluidas en la lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001. En esta norma, la foca monje se considera probablemente extinta en ambiente silvestre. Por su parte, la ballena franca del norte y el manatí *Trichechus manatus* son considerados en peligro de extinción mientras que el resto de las especies están sujetas a protección especial (Ortega y Delgado, 2004). Aunado a esta problemática están los estudios ya mencionados en el golfo de México los cuales evidencian la presencia de plaguicidas OC y sugieren un factor de riesgo en las especies marinas que habitan el golfo de México

La distribución de los mamíferos marinos mexicanos es heterogénea debido a que existen organismos con afinidad biogeografía muy diversa. Un total de 21 especies (45%) se han registrado en todas las aguas territoriales lo cual es un factor relevante en términos de dispersión de plaguicidas. En la tabla 2 se observa, las especies de mamíferos marinos en las costas de México.

Tabla 2. Rango de concentraciones de plaguicidas organoclorados (ng g⁻¹) en mamíferos y organismos marinos de las costas de México.

COP	Baja California			Golfo de México			Caribe Mexicano	Pacífico Sur	
	Golfo de California Grasa de ballena	Golfo de California Tejido de <i>Balaenoptera physalus</i>	Bahía de todos los Santos Grasa de <i>Zalophus californianus</i>	Grasa de delfín <i>Tursiops truncatus</i> Adulto/ Hembra	Grasa de delfín <i>Tursiops truncatus</i> Adulto/ Macho	Laguna de Alvarado, Veracruz Tejido de <i>Rangia cuneata</i>	Playa aventuras Plasma de Tortuga <i>C. careta</i>	Puerto Ángel y Huatulco, Oaxaca Tejido de <i>Coriphaena hippurus</i>	Chipehua Oaxaca. Tejido de <i>Charcharhinus leucas</i>
ΣHCH	50	92	0.06	----	----	0.86	0.09-42.88	----	2.16
ΣDDT	3400	300-2400	3.8	9	907	28.891	0.04-21.16	12.17	2.47
ΣCLOR	1400	100	----	90 - 1580	2310 - 9250	4.73	0.16-11.22	2.87	1.55
Σdrines	----	----	----	2 - 1.4	290 - 1800	9.726	0.07-10.09	3.66	0.93
Σendosulfán	----	----	----	----	----	40.873	0.13-6.94	11.10	----
ΣPCB	46	40-290	2.96	1500 - 18000	64000-187000	----	----	----	----

Modificado de Del Toro *et al.*,2006; Nino-Torres *et al.*,2009; Ortega-Ortiz *et al.*, 2004; Castillo-Gonzalez 2015; Allsopp y Erry 2000; Villa *et al.*,2014)

Esto a su vez pone de manifiesto la posible exposición crónica de las especies de mamíferos marinos de México ante la presencia de COP los cuales pueden representar una amenaza para la salud de los mismos.

Un estudio reciente llevado a cabo por Fossi *et al.* (2017) encontraron altas concentraciones de compuestos organoclorados (PCB, DDT), aditivos plásticos de difenil éteres polibromados (PBDE) en biopsias de piel del tiburón ballena (*Rhincodon typus*) procedentes de la Bahía de La Paz, Baja California Sur. El patrón de abundancia

promedio para los contaminantes fue PCB> DDT>PBDE>HCB. Las concentraciones promedio de de PCB fue de 8.42 ng g⁻¹ de peso corporal de *R. typus*, de 1.31 ng g⁻¹ de peso corporal para los DDT, de 0.29 ng g⁻¹ de peso corporal de PBDE y de 0.19 ng g⁻¹ de peso molecular para el HCB.

Es importante mencionar que actualmente hay esfuerzos conjuntos para evaluar la presencia de contaminantes orgánicos persistentes en el tiburón ballena (*R. typus*), ya que es un especie en peligro de extinción.

PERSPECTIVAS

Una de las amenazas más ampliamente disseminada para el bienestar de las poblaciones de mamíferos marinos es la acumulación de sustancias persistentes y tóxicas en el mar, las cuales provienen de derrames,

precipitaciones, escurrimientos e infiltración de suelos, esto causa una particular preocupación debido a su amplia dispersión en suelo, agua, aire y biota. De esta forma los contaminantes se incorporan en

la cadena trófica, y tomando en cuenta que los mamíferos marinos, están en el tope de esta cadena, pueden llegar a acumular niveles muy altos de COP, por lo que su potencial bioacumulativo y sus efectos biológicos dañinos pueden tener efectos letales y crónicos sobre estos mamíferos. También se asume que estos compuestos están asociados con anomalías en la reproducción.

La continua presión humana afecta la variedad y la distribución de estos organismos, así mismo que aumenta la depre-

dación y destrucción del hábitat de los mismos, lo cual afecta directamente su existencia en el planeta. Debido a lo anterior, es necesario realizar investigaciones y monitoreos que nos permitan comprender el rol que los COP poseen en la salud de las poblaciones de mamíferos marinos, ya que, tan solo en México la información vigente es escasa y al tratarse del tercer país con mayor biodiversidad de mamíferos marinos es importante conocer el riesgo latente en que se encuentran estas poblaciones.

MEDIDAS DE MITIGACIÓN DEL IMPACTO DE COP EN ECOSISTEMAS MARINOS

Actualmente existen estrategias de biorremediación en donde se emplea el uso de bacterias aerobias y anaerobias para degradar organometales e hidrocarburos en derivados de menor toxicidad y estructuras más simples. Esto representa una alternativa ante los tradicionales métodos de descontaminación fisicoquímica. Estas estrategias aplicadas en ecosistemas marinos son: el monitoreo de recuperación natural, la bioestimulación, bioaumentación y fitoremediación. Cada una de estas estrategias utiliza agentes microbianos individuales o mixtos, que son capaces de remediar el ambiente marino mediante la remediación microbiana, la cual se enfoca en las rutas metabólicas y genéticas involucradas en la degradación y transformación de compuestos complejos (Cruz *et al.*, 2016).

Rachhpal (2016) menciona, cómo posterior a la explotación de recursos naturales y el uso indiscriminado de sustancias químicas es como ha surgido la contaminación ambiental y el desequilibrio ecológico, lo que a su vez ha conducido a la aceleración del calentamiento global. Remediar

esta alteración del sistema climático no es tarea fácil, sin embargo, existen esfuerzos ecoamigables, de bajo costo y tecnologías fáciles de implementar, que se han puesto en marcha para llevar a cabo la degradación parcial o total de contaminantes, resultando en moléculas más pequeñas que pueden ser no tóxicas o menos tóxicas en comparación con sus estructuras originales. Algunos miembros del género *Pseudomonas* son utilizados en sitios con múltiples contaminantes, con especial atención a los COP, fenoles, PCB, HAP, hidrocarburos del petróleo y plaguicidas. Existen nuevas técnicas de biología molecular e ingeniería genética que se han utilizado para eficientar a estos microorganismos. En la actualidad se cuenta con bases de datos genómicas, proteómicas, transcriptómicas y metabólicas para predecir el potencial metabólico del organismo en diferentes ambientes contaminados. Simultáneamente se han llevado a cabo estos trabajos de biorremediación con el mínimo impacto en la zona tratada. La estrategia que ha dado mejores resultados, es la técnica de rizoremediación, la

cual posee las mismas capacidades que la *Pseudomonas putida* y la *P. fluorescens*. La rizoremediación ha sido de bastante utilidad para la degradación de contaminantes, además de tener la capacidad de penetrar capas profundas de suelo. Esta es una técnica que tiene gran potencial para la restauración de sitios contaminados (Rachhpal, 2016).

Ya que la contaminación del aire se presume que aumente en los próximos años, se deben tomar en cuenta factores como: zonas urbanizadas, precipitaciones, patrones de circulación atmosférica, la formación de ozono y material particulado; ya que estos facilitan la evidencia de futuros brotes epidemiológicos que van de la mano con el calentamiento global. Aunque estas complejas interacciones entre clima y COP aún no son del todo comprendidas pueden ser más problemáticas si se desconocen. Por ejemplo, el incremento de la temperatura y

la salinidad ligado con el clima de ciertas regiones, puede ocasionar un incremento en la toxicidad de algunos POP en la biota acuática.

El hecho de que el cambio climático tiene y tendrá impactos en la distribución de los contaminantes que se encuentran en el medio ambiente está ampliamente documentado, sin embargo, es necesaria mayor investigación al respecto para conocer las complejas interacciones entre los contaminantes, el medio ambiente y la biota. Actualmente, la mayoría de la literatura reporta estas evidencias en zonas de Norteamérica y Europa, por lo que se destaca la necesidad de realizar más estudios en países tropicales y subtropicales, como México, ya que las condiciones de exposición de los contaminantes y los factores de cada región son distintos, lo que hace vital la importancia de contar con esta información esencial para la vida marina.

LITERATURA CITADA

- Albert, L. A., y R. G., Loera, 2014. Química y ecotoxicología de los insecticidas. p.213–219. En: A. V. Botello, J. R. von Osten, y G. Gold-Boucht (eds.), Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias, EPOMEX Serie científica 5, Universidad Autónoma de Campeche, 666 p.
- Allsopp, M., y B., Erry, 2000. POPs in Latin America. A review of persistent organic pollutant levels in Latin America, Greenpeace Research Laboratories, University of Exeter UK.
- Buchman MF, 2008. NOAA screening quick reference tables. NOAA OR&R Report 08-1. Office of Response and Restoration Division. National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, WA
- Castillo González. D, 2015. Determinación de plaguicidas organoclorados y su relación con parámetros sanguíneos en tortugas Caguama (*Caretta caretta*) de Quintana Roo, México. ECOSUR.
- Cruz, A., Cavaleiro, A. J., Paulo, A. M. S., Louvado, M. A., Alves, M., Almeida, A., y Cunha, Â., 2016. Microbial Remediation of Organometals and Oil Hydrocarbons in the Marine Environment. *Marine Pollution and Microbial Remediation*, 41–66.
- Chen, J., Chen, L., Liu, D., y Zhang, G., 2014. Organochlorine pesticide contamination in marine organisms of Yantai coast, northern Yellow Sea of China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(3): 1561–1568.

- Del Toro L., G. Heckel, V.F. Camacho-Ibar, y Y. Schramm, 2006. California sea lion (*Zalophus californianus californianus*) have lower chlorinated hydrocarbon contents in Baja California, México than in Southern California, USA. *Environ Pollut.*, 142:83-92.
- Desforges, J. P., Sonne, C., Levin, M., Siebert, U., De Guise, S., y Dietz, R., 2016. Immunotoxic effects of environmental pollutants in marine mammals. *Environment International*, 86: 126–139.
- Espinosa-Reyes, G., C. Ilizaliturri-Hernández, D. González-Mille, J. Mejía- Saavedra, A. D. Nava, M. C. Cuevas y G. Cilia-López, 2013. Contaminantes orgánicos persistentes en la cuenca baja del río Coatzacoalcos, Veracruz. p. 309-322. En: A.V. Botello, J. Rendón von Osten, J. A. Benítez y G. Gold Bouchot (eds.). *Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida. 1176 p.
- Fossi, M.C., M. Baini, C. Panti, M. Galli, B. Jiménez, J. Muñoz-Arnanz, L. Marsili, M.G. Finoia, D. Ramírez-Macias, 2017. Are whale sharks exposed to persistent organic pollutants and plastic pollution in the Gulf of California (Mexico)? First ecotoxicological investigation using skin biopsies. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2017.03.002>
- García-de la Parra, L.M., C. González-Valdivia, L. J. Cervantes-Mojica, G. Aguilar-Zárate, P. Bastidas Bastidas, M. Betancourt-Lozano, 2014. Plaguicidas y pcb en sedimentos de granjas camaronícolas en un sistema costero de Sinaloa, México. p. 57-72. En: A.V. Botello, F. Páez-Osuna, L. Méndez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara (eds.). *Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CI-CESE. 930 p.
- González Jáuregui, M., C. Valdespino Quevedo, y J. Rendón von Osten, 2014. Residuos de contaminantes orgánicos persistentes (COP) en sedimentos del río Champotón y de la Reserva de la Biosfera de los Petenes, Campeche. p. 323-336. En: A.V. Botello, J. Rendón von Osten, J. A. Benítez y G. Gold Bouchot (eds.). *Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida. 1176 p.
- Jayasiri, H. B., Purushothaman, C. S., y Vennila, A., 2015. Bimonthly variability of persistent organochlorines in plastic pellets from four beaches in Mumbai coast, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187-469.
- Levin, M., Leibrecht, H., Mori, C., Jessup, D., y de Guise, S., 2007. Immunomodulatory effects of organochlorine mixtures upon in vitro exposure of peripheral blood leukocytes differ between free-ranging and captive southern sea otters (*Enhydra lutris*). *Veterinary Immunology and Immunopathology*, 119: 269-277.
- Macleod, C.D., S.M. Bannon, G.J. Pierce, C.S. Schweder, J.A. Learmonth, J.S. Herman, y R.J. Reid, 2005. Climate change and the cetacean community of north-west Scotland. *Biological Conservation*, 124: 477-483.
- Niño-Torres, C. A., Gardner, S. C., Zenteno-Savín, T., y Ylitalo., G. M., 2009. Organochlorine Pesticides and Polychlorinated Biphenyls in California Sea Lions (*Zalophus californianus californianus*) from the Gulf of California, México. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 59(2): 350-359.
- Noyes, P. D., McElwee, M. K., Miller, H. D., Clark, B. W., Van Tiem, L. A., Walcott, K. C., y Levin, E. D., 2009. The toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming world. *Environment International*, 35(6), 971-986.

- Ortega O. J., y E. A. Delgado, 2004. Mamíferos Marinos del Golfo de México: Estado Actual del Conocimiento y Recomendaciones para su Conservación. *Diagnostico Ambiental Del Golfo de México*, 2: 135-160.
- Ortega-Ortiz J., A. Delgado-Estrella, y A. Ortega-Argueta A. 2004. Marine Mammals of the Gulf of Mexico: Current Knowledge and Recommendations for their Conservation. In: Caso M, Pisanty I, Ezcurra E (eds) Environmental analysis of the Gulf of Mexico. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales Instituto Nacional de Ecología (Mexico), Instituto de Ecología, A. C. Mexico. English edition: (trans: Withers K, Nipper M). Harte Research Institute, Corpus Christi, TX, USA
- Palmerin Ruiz, C., G. Ponce-Velez y A. V. Botello, 2013. Evaluación de plaguicidas organoclorados en sedimentos y organismos filtradores de la laguna de Alvarado, Veracruz, México. p. 285-308. En: A.V. Botello, J. Rendón von Osten, J. A. Benítez y G. Gold Bouchot (eds.). *Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida. 1176 p.
- Park, J. S., O. Kalantzi, D. Kopec, y M. Petreas, M., 2007. Hepatic retention of polychlorinated biphenyls and their hydroxylated metabolites (PCBs) (OH-PCBs) in harbor seals (*Phoca vitulina*) from California and Maine. *Organohalogen Compound*, 69: 1733-1736.
- Rachhpal, S. K., 2016. Biodegradation and Bioremediation of Organic Chemical Pollutants by Pseudomonas. *Molecular and Applied Biology*, 343-417.
- Reeves, R. R., y R. R., Leatherwood, 1994. Dolphins, Whales and Porpoises. Conservation Action Plan for the World's Cetaceans. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK
- Reeves, R. R., B.D. Smith, E.A. Crespo, y G. Notarbartolo, 2003. Dolphins, Whales and Porpoises. Conservation Action Plan for the World's Cetaceans. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK
- Robledo-Marengo, ML. C. A. Romero-Bañuelos, A. E. Rojas-García, I. M. Medina Díaz, Y. Y. Bernal Hernández, B. S. Barrón Vivanco y M. I. Girón Pérez, 2014. Plaguicidas organoclorados en sistemas costeros de Nayarit, p. 119-138. En: A.V. Botello, F. Páez-Osuna, L. Méndez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara (eds.). *Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. 930 p.
- Said, T. O., M.A. Okbah, L.A. Mohamed, y I.M. Othman, 2015. Detection of persistent OCPs and PCBs congeners in the near-shore coastal waters of Alexandria, Egypt. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187:353.
- Sarkar, S.K., K.K. Satpathy, M.P. Jonathan, A. Bhattacharya, A. Alam, M. Chatterjee, y S.N. Biswas, 2011. Persistent Organic Pollutants (POPs) in sediments and biota in coastal environments of India. *Environmental Chem. for a Sustainable World*, 1: 375-406.
- Schiedek, D., B. Sundelin, J.W. Readman, y R.W. Macdonald, 2007. Interactions between climate change and contaminants. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 1845-1856.
- Simmons, M. P., y W.J. Elliott, 2009. Climate change and cetaceans: concerns and recent developments. *Jour. of the Mar. Biol. Ass. of the United Kingdom*, 89: 203-210.
- Simmonds, M. P. y S.J. Mayer, 1997. An evaluation of environmental and other factors in some recent marine mammal mortalities in Europe: implications for conservation and management. *Environmental Review*, 5: 89-98.
- Tekin, S., y Piazzi, 2017. POP levels in blue crab (*Callinectes sapidus*) and edible fish from the eastern Mediterranean coast. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(1), 509-518.

- Torres GA., MC. Esquivel, y G. Ceballos, 1995. Diversidad y conservación de los mamíferos marinos de México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 1:22-43.
- Villa M. G., L. Betancourt, Z.M. Aguilar, G. Inzunza, J.R. Tolentino, V.A. Cerdaneres, G. Ladrón, C.S. Ramos, y M.G. González, 2014. Contenido de plaguicidas organoclorados en varios peces depredadores de la costa de Oaxaca y evaluación del riesgo de exposición por consumo en la salud humana. 169–208. En: A.V. Bote-llo, F. Páez-Osuna, L. Méndez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara (eds.). *Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. 930 p.
- Wang, X., Sun, D., y Yao, T. (2016). Climate change and global cycling of persistent organic pollutants: A critical review. *Science China Earth Sciences*, 59: 1899–1911.

19

Vulnerabilidad de ecosistemas marino costeros sudamericanos a contaminantes orgánicos persistentes: panorama actual e histórico

Andrés H. Arias^{1,2}, Ana L. Oliva¹, Ana C. Ronda^{1,2},
Melina M. Orazi¹ y Jorge E. Marcovecchio¹

¹ INSTITUTO ARGENTINO DE OCEANOGRAFÍA, ARGENTINA

² UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR, ARGENTINA

e-mail: aharias@iado-conicet.gob.ar

RESUMEN

Se estima que el 60% de la población mundial vive a menos de 60 km de la costa y que esa proporción aumentará a 75% en los próximos 30 años. Mientras la situación mundial se encuentra en niveles de alarma y acción, tanto los países desarrollados como en desarrollo acumulan inconvenientes por carencia de medios financieros y expertos en gestión, entre otros. En este contexto, la presencia, transporte y distribución de compuestos orgánicos persistentes ha dado sustento a definir como acción prioritaria la protección de los océanos, reducción y eliminación de emisiones y vertidos de compuestos organohalogenados y otros COP (UNEP). Frente a este escenario, el presente capítulo aborda las regulaciones vigentes de los Compuestos Orgánicos Persistentes (COP) signados como prioritarios, así como la revisión de niveles guía regulatorios y no regulatorios de referencia internacional frente a casos de estudio seleccionados en costas sudamericanas.

Palabras Clave: Compuestos orgánicos persistentes, docena sucia, PAHS, pesticidas, niveles guía.

Arias, A.H., A.L. Oliva, A.C. Ronda, M.M. Orazi y J.E. Marcovecchio, 2017. Vulnerabilidad de ecosistemas marino costeros sudamericanos a contaminantes orgánicos persistentes: panorama actual e histórico. p. 363-378. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAG. 476 p.

ABSTRACT

It is estimated that 60% of the world's population lives no more than 60 km from the coast, and that proportion will reach 75% within the next 30 years. While the world situation is enveloped in levels of alarm and action, both developed and developing countries accumulate inconveniences due to a lack of financial means, management experts, and more. In this context, the presence, transport and distribution of persistent organic pollutants has given priority to both the protection of the oceans, and to the reduction and elimination of emissions and discharges of organohalogen compounds and other Persistent Organic Pollutants (POPs) (UNEP). Facing this scenario, this chapter addresses current regulations concerning POPs that have been deemed priority, in addition to the revision of regulatory and non-regulatory guide levels of international reference for case studies selected from South American shores.

Key words: Persistent organic compounds, dozen dirty, PAHs, pesticides, guide levels.

INTRODUCCIÓN

Los océanos cubren un 70.8% de la superficie de la tierra, es decir aproximadamente 361.3 millones de km² para una superficie total de 510 millones de km². En volumen, los océanos y los hielos marinos representan 97.95% del agua del planeta. Se estima que el 60% de la población mundial (3 600 millones de individuos) vive a menos de 60 km de la costa y, que esa proporción aumentará a 75% (5 250 millones) en los próximos 30 años (población estimada para el año 2025 de 7 000 millones). El 80% de los recursos oceánicos se concentran en la plataforma continental; el océano encierra 80% de la biodiversidad biológica, con un porcentaje incierto aún no descubierta. En este sentido, se estima que los fondos marinos, que en gran parte permanecen inexplorados, albergan un orden de 10 millones de especies de las que aún nada sabemos. A pesar de esto, más de tres cuartas partes de los materiales que degradan los océanos proceden de la tierra y llegan infiltrándose en el suelo para reaparecer en los ríos y cuencas que desembocan en el mar, por derramamiento directo o a través de la atmósfera. Las principales cau-

sas se encuentran en la falta de estructuras urbanas de saneamiento, la agricultura intensiva y la industria. Se calcula que cada año, 6.4 millones de toneladas de residuos acaban en el mar. Entre el 60% y el 80% son plásticos, con picos de hasta el 95% en algunas zonas. Por ejemplo, un 70% de los desechos vertidos en el Pacífico no reciben ningún tipo de tratamiento previo (PNUMA, 1997), mientras que en el mar Mediterráneo se arrojan directamente 1 700 millones de metros cúbicos de aguas servidas municipales por año, de las cuales tres cuartas partes no han sido tratadas (PNUMA), y llegan junto con unos 66 mil millones de metros cúbicos de desechos industriales. Todo esto coloca la situación mundial en niveles de alarma y acción: desde el año 1992, en la Cumbre de la Tierra (Río de Janeiro, Brasil) más de 140 países firmantes se comprometieron que para el año 2000, contarían con criterios de calidad para la descarga de aguas residuales y con mecanismos de vigilancia; asimismo, para el año 2005 se esperaba el tratamiento adecuado previo a su descarte del 50% de las aguas residuales. Lejos de esas proporciones, tanto los países

desarrollados como en desarrollo acumulan estos inconvenientes, ya que el fuerte crecimiento demográfico, la carencia de medios financieros y muchas veces de expertos en gestión, les impide hacer frente a esta realidad.

Durante el transcurso del siglo 20 se produjeron innumerables cambios en el ritmo de crecimiento y producción de la civilización humana. El desarrollo de la agricultura intensiva, la concentración a gran escala en las zonas urbanas y la creciente industrialización han contribuido a la contaminación global de los ecosistemas marinos. Las principales sustancias introducidas por la actividad del hombre incluyen compuestos organoclorados, productos derivados del petróleo y metales pesados (Fowler *et al.*, 1993; Tatsukawa *et al.*, 1990). La mayoría de estos compuestos poseen un comportamiento conservativo, y muchos son esencialmente depositados en carácter permanente a pesar de su reconocida toxicidad (Richardson *et al.*, 1995), y por esto comúnmente son incluidos dentro de la categoría de compuestos orgánicos persistentes (COP).

La utilización intensiva de pesticidas, herbicidas y otros xenobióticos organoclorados y organometálicos (*e.g.* PCB, del inglés Poli Chlorinated Byphenils, Bifenilos Policlorados) procedentes de la agricultura e industria respectivamente, permite por un lado, disponer de alimentos a bajo precio y generar altos rendimientos industriales. Sin embargo, estos compuestos transportados por cuencas y ríos alcanzan ulteriormente los ecosistemas marinos. Los efectos son diversos y oscilan entre el bloqueo de la fotosíntesis hasta la eutroficación de zonas costeras (fosfato, nitrato, amonio) produciendo florecimientos masivos de algas y fenómenos anóxicos. Por ejemplo, desde

hace décadas los compuestos organoclorados han sido relacionados con anomalías reproductivas e inmunológicas observadas en aves y mamíferos marinos (Livingston, 1976); no obstante la mayoría de ellos se producen y comercializan en los países en desarrollo.

Los Compuestos Organoestánicos (BT: del inglés, Buthyl Tin's) no existen como tales en la naturaleza y son introducidos al medio costero principalmente a través de aplicaciones biocidas, la mayoría constituyentes de pinturas antiincrustantes (Witney *et al.*, 1991).

Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAH, del inglés, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) son constituyentes naturales del petróleo crudo, conformando una fracción de hasta el 20% del total de hidrocarburos. También resultan de los procesos de combustión incompleta a alta temperatura de diversos tipos de materia orgánica. Este grupo de compuestos, entre todos los hidrocarburos, es potencialmente el más tóxico (Neff, 1990). Anualmente aproximadamente 6.1 millones de toneladas métricas de productos derivados del petróleo, previo paso a través de las zonas costeras, van a dar al océano. La mayor proporción de estos hidrocarburos deriva de fuentes antropogénicas (Capone y Bauer, 1992). Si bien las mareas negras son espectaculares en cuanto al impacto sobre el público, el medio marino es víctima de atropellos silenciosos con consecuencias mucho más graves, como son la eliminación de gases de los barcos o el vertimiento de lubricantes usados. Se estima que este tipo de negligencia es responsable del 33% de la contaminación marina por hidrocarburos.

Algunos indicios muestran que las concentraciones de alquitrán en alta mar están disminuyendo debido al perfeccionamiento

to de las técnicas de transporte y manipulación de los productos del petróleo (12% vertidos). Sin embargo, aproximadamente el 40% de la contaminación por productos derivados de petróleo procede de los sistemas continentales. Esencialmente se trata de derrames, a través de las canalizaciones urbanas, y de lubricantes utilizados por los motores. El 9% restante proviene sobre todo de la actividad de las plataformas de

extracción de gas y de petróleo en alta mar (figura 1, Haynes y Johnson, 2000)

Sumado a esto, alrededor de un tercio de los contaminantes totales presentes en la atmósfera regresan al mar, a través de la lluvia (deposición húmeda) o por depósito directo (deposición seca). En este sentido, se estima que un 9% de los ingresos petroléuticos totales ocurre por esta vía.

DE LA REVOLUCION INDUSTRIAL A LA REVOLUCION AMBIENTAL

Históricamente, la forma de pensar que dio lugar a la Revolución industrial del siglo XIX introdujo criterios esencialmente de crecimiento económico. Las correcciones se hicieron en la segunda mitad de ese siglo en el ámbito social, sin embargo no fue hasta 1970 cuando se instaló la problemática global de los recursos naturales finitos y el medio ambiente. De hecho, es durante esa década es cuando se informan

los primeros monitoreos sistemáticos, registro ascendente de Carbono y CO₂ atmosférico y máximas concentraciones de COP, nutrientes (principalmente N y P) y Metales Pesados (MP).

En 1972 se realiza la primera Conferencia Internacional sobre el Medio Humano (Estocolmo) en la cual se plantea globalmente la necesidad de controlar los riesgos de las sustancias químicas peligrosas, enfo-

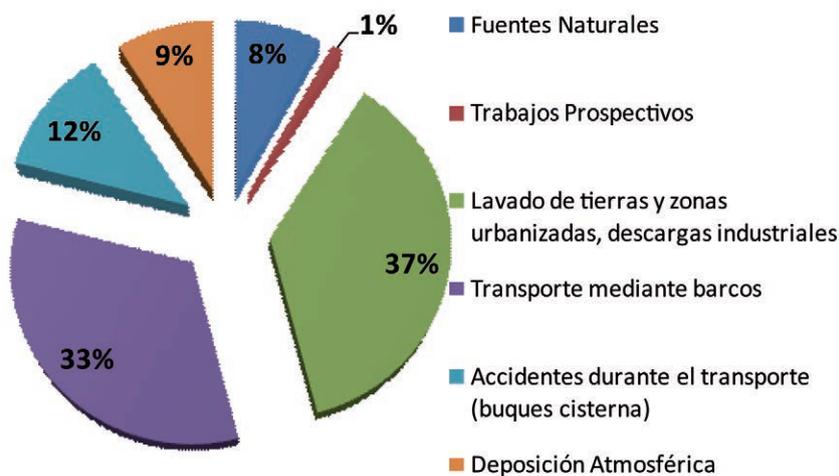


Figura 1. Principales fuentes de ingreso de petróleo y derivados a costas y océanos (adaptado de Haynes Haynes y Johnson, 2000).

cando sobre la degradación ambiental y la contaminación transfronteriza. Durante las siguientes décadas este concepto se amplió abarcando la acción conjunta de países y regiones. La Cumbre para la Tierra de 1992 (Río de Janeiro, Brasil) trajo como punto sobresaliente la inclusión de la socioeconomía, pobreza y desarrollo como factores que determinan la calidad y la posibilidad de cuidado del medio ambiente. En 1994, 103 países adoptaron el Programa Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP) con un acuerdo para la protección del medio ambiente marino. A partir de aquí se contempló la reducción de 12 sustancias familias de compuestos referidas como COP.

El reconocimiento del carácter ubicuo de estos compuestos, altamente transportables por aire y mar, dio sustento a que en Mayo de 1995 el Consejo del UNEP definiese como acción prioritaria (Agenda 21)

la protección de los océanos con la reducción y eliminación de emisiones y vertidos de compuestos organohalogenados y otros COP.

En forma temporalmente paralela se concretaron otras convenciones de carácter internacional:

- Convenio Oslo-París: OSPAR, 1992: prevención de la contaminación del mar por vertidos desde buques (Oslo) y por fuentes situadas en tierra (París) en el ámbito territorial es el Atlántico Nordeste.
- Convention of Long-Range Transboundary Air Pollutants (LRTAP, Ocean y Ocean, 2014): ratificó el acuerdo de controlar y reducir 16 COP en 43 países (United Nations Economic Commission for Europe, 2000).
- Consentimiento Fundamentado Previo (PNUMA, 1998): registro de comercio y



Figura 2. COP de interés de acción prioritaria (CE, 2001).

producción de pesticidas organoclorados y otros COP: el convenio se aplica a 39 productos químicos (incluyendo 24 plaguicidas, 4 formulaciones plaguicidas extremadamente peligrosas) y 11 productos químicos industriales.

- Comisión permanente para COP de la UNEP: trabaja sobre un acuerdo global para prohibir y eliminar 12 compuestos, (2001), “the dirty dozen”.

Tabla 1. Resumen de acciones internacionales frente a los COP prioritarios.

UNEP POP 1994	LRTAP 1998	Convención de Rotterdam 1998	Convenio Oslo-Paris (OSPAR)1998	Convenio de Estocolmo 2001
Aldrín	Aldrín	Aldrín	Aldrín	Aldrín
Cloradano	Cloradano	Cloradano	Cloradano	Cloradano
DDT	DDT	DDT	DDT	DDT
Dieldrín	Dieldrín	Dieldrín	Dieldrín	Dieldrín
Endrín	Endrín	Endrín	Endrín	Endrín
Hexaclorobenceno	Hexaclorobenceno	Hexaclorobenceno	Hexaclorobenceno	Hexaclorobenceno
Mírex	Mírex	Mírex	Mírex	Mírex
Toxafeno	Toxafeno	Toxafeno	Toxafeno	Toxafeno
PCB	PCB	PCB	PCB	PCB
Dioxinas	Dioxinas	Dioxinas	Dioxinas	Dioxinas
Furanos	Furanos	Furanos	Furanos	Furanos
Hexaclorociclohexano (HCH)	Hexaclorociclohexano (HCH)	Hexaclorociclohexano (HCH)	Hexaclorociclohexano (HCH)	Hexaclorociclohexano (HCH)
	Lindano	Lindano	Lindano	
	Clordecona	Clordecona	Nitrofen	
	PAH	Captafol	Endosulfán	
	Hexabromobifenil	Clorobencilato	Pention	
	Cadmio	Sales de Dinoseb	Pentaclorofenol	
	Plomo	Fluoroacetamida	Quintozeno	
	Mercurio	Acido 2,4,5-triclorofenoxiacético	PAH	
		Fosfato	1,1,1-Tricloroetano	
		Fosfato de tris (2,3-dibromopropil	Triclorobenceno	
		Metilparatión	Tetracloromentano	
		Metamidofos	Tricloroetano	
		Monocrotofos	Tétravloroetano	
		PCB	Xyleno	
		Terfenilos policlorados	Cadmio	
		Cadmio	Plomo	
		Plomo	mercurio	
			Arsénico	
			Cromo	
			Cobre	

COMPUESTOS ORGANICOS PERSISTENTES EN COSTAS SUDAMERICANAS

El criterio utilizado por el Convenio de Estocolmo establece que se tomarán como persistentes aquellas sustancias con un $t_{1/2}$ en el agua mayor de 2 meses y un $t_{1/2}$ en suelo mayor a 6 meses. Las sustancias con un $t_{1/2}$ en el aire mayor a 2 días se consideran con potencial para el transporte de largo alcance.

Tabla 2. Persistencia de PCB, PAH y pesticidas organoclorados en el medio.

Compuestos	T1/2 en suelo
Clordano	1 año
DDT	10 a 15 años
Dieldrin	5 años
Endrin	hasta 12 años
Hexaclorobenceno	2.7 a 22.9 años
Mirex	hasta 10 años
Toxafeno	100 días hasta 12 años
PCB	10 días a 2.6 años*
Dioxinas	10 a 12 años
Furanos	10 a 12 años
PAH	1.56 años*
Pentaclorofenol	0.33 años*

Referencia: Internatiional Programme for Chemical Safety. World Health Organization, 1995.

* OEHHA.CA.GOV Technical Support Document for Exposure Assessment and Stochastic Analysis, 2000.

HIDROCARBUROS AROMATICOS POLICICLICOS (PAH)

El ingreso de hidrocarburos contaminantes en sistemas costeros sudamericanos ha sido ubicado a partir de la década del 50, por ejemplo en zonas altamente industrializadas como la Bahía de Santos (Brasil, Martins *et al.*, 2011). Por medio de radiodación con ^{137}Cs , los autores pudieron establecer los orígenes de los vertidos para mediados del siglo 20, un decremento en la crisis petrolera de los 70 y el inicio de los planes de control a principios de la década del 80 y un aumento en las concentraciones durante los últimos 20 años (figura 3).

Es de amplio consenso que los valores de PAH en sedimentos menores a 10 ng/g (p.s.) corresponden a un nivel de de distribución

basal o “background” de los ecosistemas. Estos valores son hallados en lugares prístinos y muy alejados de poblaciones. Las concentraciones que se ubican entre 10 y 100 ng/g corresponden a niveles con baja contaminación, encontrados por ejemplo en zonas turísticas (Baumard *et al.*, 1998). Por otro lado, los niveles de PAH en el rango de 100-1000 ng/g identifican zonas con moderado impacto antrópico; estos valores son hallados en general en zonas portuarias y costeras urbanizadas alrededor del mundo. Valores de PAH por encima de 1000 ng/g indican niveles de moderados a altos de contaminación, y probables procesos de introducción crónica de estos contaminan-

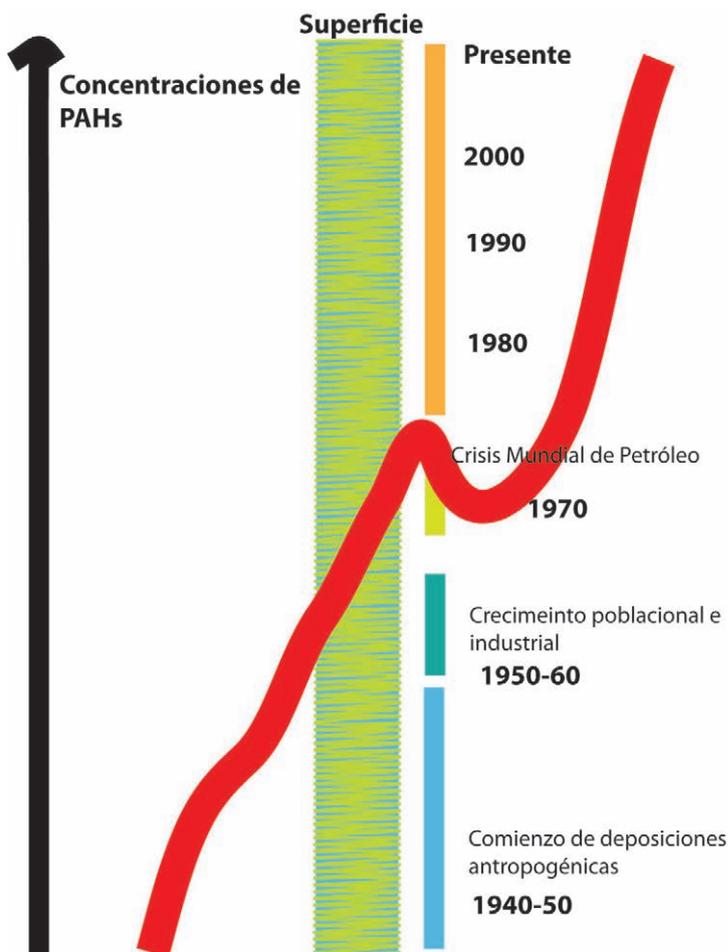


Figura 3. Modelo generalizado de entrada de PAH a los sistemas costeros sudamericanos (Adaptado de Martins *et al.*, 2011).

tes en los sistemas. Los valores por encima de 10 000 ng/g responden a procesos de contaminación severa de sedimentos, con efectos frecuentes observados sobre la biota (Long *et al.*, 1995). En este marco, un relevamiento (no-exhaustivo) de los niveles de PAH medidos en costas sudamericanas ubica sitios en todos los niveles citados (tabla 3). En él predominan valores que indican la presencia generalizada de procesos de introducción crónica de PAH, con frecuentes registros de altos niveles (>10 000 ppb).

Por otro lado la medición de niveles basales, comunes en sistema prístinos (no impactados), es poco frecuente para las costas sudamericanas.

En general, tanto para sudamérica como para los sistemas costeros mundiales, durante los últimos 20 años se ha registrado un incremento en los niveles de PAH (Martins *et al.*, 2011; Wilcke, 2007; Arias *et al.*, 2010; Oliva *et al.*, 2015;). Los relevamientos sugieren que existen dos patrones de deposición distintos: un patrón “back-

Tabla 3. Resumen de acciones internacionales frente a los COP prioritarios.

	Sedimentos marinos (CCME, 1999)		Florida Sediment Quality Assessment Guidelines		Ontario, Canadá (Persuad, 1993)			NOAA Squirt Cards	
	ISQG (ppb)	PEL (ppb)	TEL (ppb)	PEL (ppb)	NEL*	LEL*	SEL*	ERL (ppb)	ERM (ppb)
Aldrin						2	8000		
Clordano	2.26	4.79						0.50	6.00
DDT (pp'-op')	1.19	4.77	1.19	4.77		8	71 000	4.77	7.00
DDE (pp'-op')	2.07	3.74	2.07	3.74		5	19 000	2.20	27.00
DDD (pp'-op')	1.22	7.81	1.22	7.81		8	6 000	2.00	20.00
Total DDT			3.89	51.70		7	12 000	1.58	46.10
Dieldrin	0.71	4.30	0.71	4.30	0.6	2	91 000	0.02	46.10
Endrin	2.67	62.40			0.5	3	130 000		
Hexaclorobenceno (BHC)					10	20	24 000		
α-BHC						6	10 000		
β-BHC						5	21 000		
γ-BHC					0.2	3			
Mirex									
Toxafeno									
Heptacloro					0.3				
Epóxido de Heptacloro	0.60	2.74				5			
Lindano	0.32	0.99	0.32	0.99					

Todos los valores en ppb, *ppb normalizado al 1% de MO.

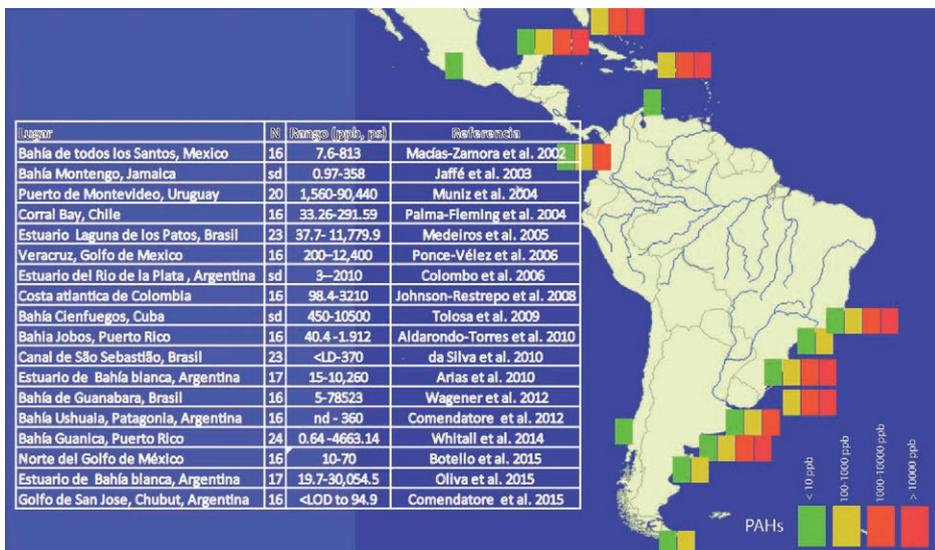


Figura 4. Niveles generales de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) en costas marinas sudamericanas.

ground” dominado por Naftaleno, Fenantreno y Perileno un segundo patrón antropogénico dominado por el grupo de PAH más pesados (Wilcke, 2007). Sin embargo

existen otro tipo de contribuciones como el transporte atmosférico de largo alcance, ingresos puntuales y vertidos de petróleo crudo.

PESTICIDAS ORGANOCOLORADOS

El uso de los pesticidas organoclorados abarca una amplia variedad de formas para Sudamérica: sus mezclas líquidas se pulverizan sobre cultivos o bien en forma de polvo a utilizarse en silos y depósitos de granos. Algunos de estos compuestos también fueron utilizados como insecticidas domésticos: así por ejemplo, cuando se utilizaba el DDT para el control de mosquitos y la malaria que transmiten, se fumigaba las paredes interiores de las casas.

Por ejemplo, el Endosulfán fue registrado en los Estados Unidos en 1954 como un insecticida y acaricida. Este compuesto es aún utilizado en ese y otros países para el control de plagas en los cultivos de verduras, frutas, granos, algodón y en árboles, arbustos, enredaderas y otras plantas ornamentales. Su uso es muy común en la producción de algodón en África y para el control de plagas en el marañón o anacardo de la India. En sudamérica es particularmente importante su aplicación en los paquetes tecnológicos de la soja, en asociación al herbicida Glifosato.

El Lindano ha sido otro pesticida multiuso, tanto en la industria como en el plano doméstico. Así, ha sido (y es, aunque con restricciones) utilizado como insecticida para semillas, control de plagas forestales, acaricidas, ectoparásitos en animales de cría, mascotas, hormigas y otras plagas domésticas. Este organoclorado se utiliza actualmente como ingrediente activo en

prácticamente todas las formulaciones de cosméticos para el control de los piojos y la escabiosis.

Los sedimentos son los vectores contaminantes más comunes en costas y cursos de agua (ríos, arroyos, lagos y embalses); en especial las fracciones limo-arcillosas provenientes de la erosión de suelos o descomposición de plantas y animales. Estos sedimentos, provenientes del lavado (run-off) del continente degradan la calidad del agua. El uso de cultivo intensivo en la agricultura contribuye en gran medida a estos aportes, contribuyendo a la erosión y sedimentación antropogénica cargada de pesticidas organoclorados. Las estimaciones globales sobre la magnitud de estos aportes difiere de acuerdo al país y el tipo de actividades antropogénicas que se desarrollan; sin embargo, una estimación indica que la carga mundial de sedimentos a los océanos para los años más recientes del siglo xx fue de 20 000 millones de toneladas anuales (Milliman y Syvitski, 1992).

Los pesticidas asociados a los sedimentos ingresan en la cadena alimentaria de diversas maneras: mediante ingestión directa por los peces, organismos bénticos, productores primarios y secundarios. En último término, los compuestos tóxicos se acumulan en el tejido de peces y depredadores tope. De esta manera, los pesticidas transportados desde la tierra como parte del proceso de erosión y lavado se concentran en los de-

predadores superiores, incluido el hombre a través de la cadena trófica.

¿Cuál es la situación de riesgo de los sedimentos de costas sudamericanas a la carga de pesticidas?

La Evaluación de Riesgo Ambiental (ERA) es una técnica que establece valores de referencia en los diferentes compartimentos ambientales para los contaminantes que afectan a los ecosistemas, de manera de clasificar escenarios y promover medidas para prevenirlos. La ERA tiene como fin definir si la carga de contaminantes en un medio dado representa un riesgo tanto para el medio ambiente como para la salud humana y al mismo tiempo define niveles específicos de remediación de acuerdo al riesgo aceptable. La premisa detrás de la ERA es el criterio de no efecto para establecer niveles de regulación: considerando la cantidad y calidad de la información disponible para cada sitio, permite establecer los límites de aceptación mediante procedimientos científicos. Diversos países aplican la ERA y determinan sus propios niveles guía o “marcas” a cumplir en cuanto a las concentraciones de pesticidas en sedimentos.

Así por ejemplo, el Consejo Ministerial para el Ambiente Canadiense (CCME, 1999) establece valores guía para la protección de la vida acuática en sedimentos, incluyendo p,p-DDD, p,p-DDE, p,p-DDT, dieldrin, endrin, delta-BHC, lindano, epóxido de heptacloro, chlordane y hexaclorobenceno. Estas marcas denominadas ISQGs “Interim Sediment Quality Guidelines” (Guía interna de calidad de sedimentos)” y PEL “Probable Effect Levels” (Nivel de Efectos Adversos Probables). Estos valores están desarrollados para proteger los organismos acuáticos que viven en los sedimentos o en contactos con ellos.

De forma similar se utilizan los Niveles de Calidad de Sedimentos de Florida (Florida Sediment Quality Assessment Guidelines, SQAGS; MacDonald, 1994), que si bien por definición están circunscriptos legalmente al área definida por ese estado de los EUA, se trata de niveles guía comúnmente extrapolados a otros sitios. Los “niveles de efectos tóxicos” TEL (Toxic Effect Level) y los “niveles de efectos probables” PEL (Probable Effect Level) se presentan para 34 sustancias o grupos de sustancias. Existen estos valores para los siguientes pesticidas organoclorados: DDT y sus metabolitos, Dieldrin, Lindano, Epóxido de Heptacloro, Endosulfán y Endrin.

Por otra parte, el Ministerio de Medio Ambiente de Ontario, Canadá (Persaud *et al.*, 1993) ha publicado los “Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario”. Estas guías utilizan las marcas LEL (“Lowest Effect Level”) y SEL (“Severe Effect level”) las cuales indican niveles de inicio de la toxicidad por un lado y niveles de impacto concreto por otro:

- SEL (“Severe Effect Level”): El sedimento se considera altamente impactado, la utilización de los sedimentos afectará significativamente a los organismos bentónicos.
- LEL (“Lowest Effect Level”): El sedimento se considera ligeramente contaminado, con un nivel de impacto que puede ser tolerado por la mayoría de los organismos bentónicos.
- NEL (“No effect Level”): Sedimento limpio. No hay efectos tóxicos sobre organismos en el lecho sedimentario o columna.

Por último, la NOAA (Administración Nacional de Océano y Atmósfera, EUA) estableció algunas herramientas interpre-

tativas informales: los “Sediment Quality Guidelines (ERL/ERM)” (Buchman, 1999). Los valores de referencia usados en esta guía son Effects Range Low (ERL) y Effects Range Medium (ERM), los cuales definen tres zonas de interés; valores por encima del ERL y ERM se asocian a efectos biológicos adversos.

De acuerdo con Barra *et al.*, (2006), la información para pesticidas organoclorados en suelos y sedimentos para sudamérica es fragmentada y escasa. Sólo algunos países poseen información disponible y ésta en general no refleja la situación real de la región. En este capítulo, a partir de un relevamiento de diversas publicaciones científicas significativas para las costa sudamericana, que incluyen el estudio de alrededor de 400 muestras de sedimentos en un período de 30 años (1986-2015, figura 5), se observa la existencia omnipresente de estos compuestos en las costas. En más del 80% de las publicaciones analizadas se registran excedencias para uno o más de los niveles guía para sedimentos comúnmente utilizados en América (tabla 3). Estas excedencias

en algunos casos se dan para los niveles guía de alerta (ISQG, NEL, etc.) sin embargo en muchos otros exceden ampliamente los niveles de desarrollo de efectos ecotóxicos en el ambiente lindante (figura 5).

La situación general en cuanto a niveles generales y excedencias de niveles guía para sedimentos revela un panorama costero complicado, sin embargo, la fragmentación de los datos y la posible sobreestimación de los datos a partir del estudio selectivo de sitios contaminados debe tomarse en cuenta al momento de hacer conclusiones. Al mismo tiempo existen muchos sitios costeros no impactados (*e.g.* Golfo San Jorge, Argentina, bahía Santos, Brasil y golfo de Batabano, Cuba) para los cuales al revisar su uso y cobertura de suelos (LU/LC) se encuentran libres de actividades de agricultura intensiva. Esto sugiere que el impacto por pesticidas en los sistemas costeros pueda estar asociado más al LU/LC de la cuenca o red de drenaje de dicho sistema que a un transporte global atmosférico y posterior deposición.

LITERATURA CITADA

- Aldarondo-Torres, J.X., F. Samara, I. Mansilla-Rivera, D.S. Aga, y C.J. Rodríguez-Sierra, 2010. Trace metals, PAHs, and PCBs in sediments from the Jobos Bay area in Puerto Rico, *Marine Pollution Bulletin*, 60(8): 1350-1358.
- Alonso-Hernández, C. M., Tolosa, I., Mesa-Albernas, M., Díaz-Asencio, M., Corcho-Alvarado, y J.A. Sánchez-Cabeza, 2015. Historical trends of organochlorine pesticides in a sediment core from the Gulf of Batabanó, Cuba. *Chemosphere*, 137, 95-100.
- Arias, A. H., A. Vazquez-Botello, N. Tombesi, G. Ponce-Velez, H. Freije, y J. Marcovecchio, 2010. Presence, distribution, and origins of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Bahía Blanca estuary, Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 160(1): 301-314.
- Arias, A. H., M.T. Pereyra, y J.E. Marcovecchio, 2011. Multi-year monitoring of estuarine sediments as ultimate sink for DDT, HCH, and other organochlorinated pesticides in Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 172(1): 17-32.
- Buchman, M. E., 1999. NOAA Screening Quick Reference Tables. In: National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA

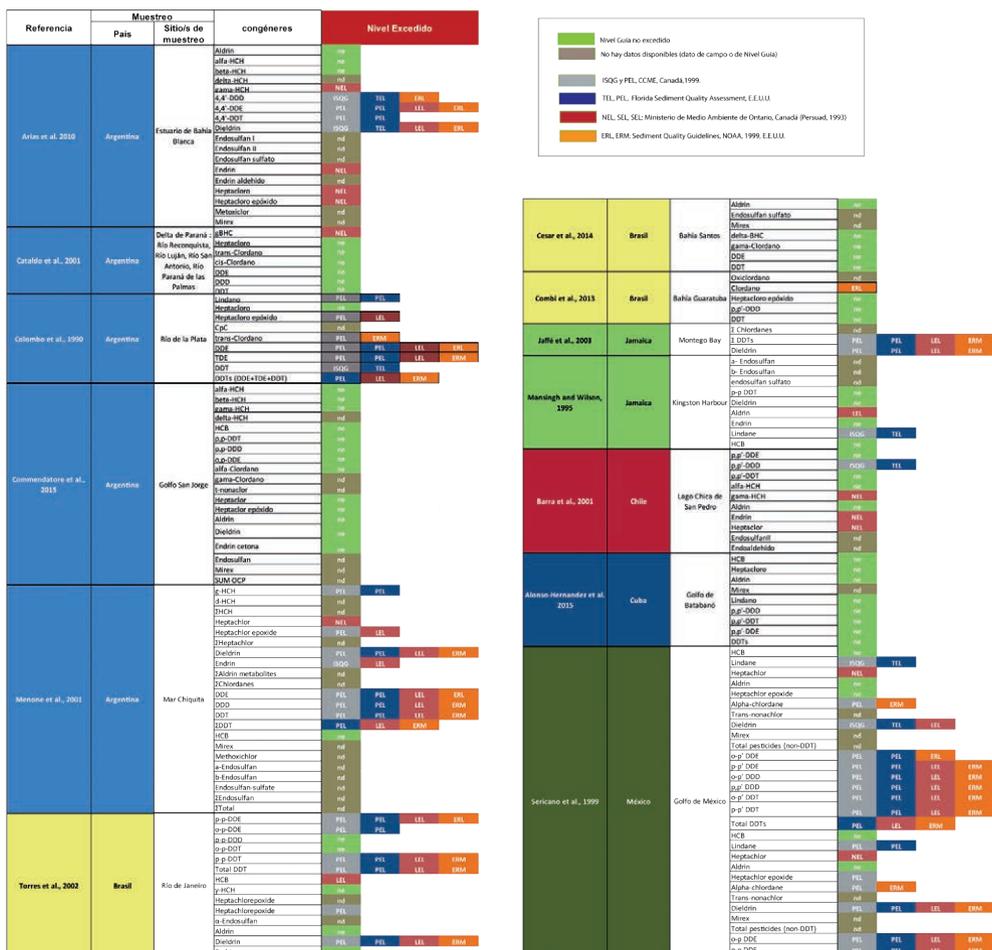


Figura 5. Revisión de relevamiento de organoclorados en costas sudamericanas y excedencias de algunos niveles guía comúnmente utilizados.

HAZMAT Report, Seattle WA, Coastal protection and restoration division, 12 p.
Baumard, P., Budzinski, H., Michon, Q., Garrigues, P., Burgeot, T. & Bellocq, J. 1998. Origin and bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from mussel and sediment records. *Est., Coa. and Shelf Science*, 47(1): 77-90.
Barra, R., M. Cisternas, R. Urrutia, K. Pozo, P. Pacheco, O. Parra, y S. Focardi, 2001. First report on chlorinated pesticide deposition in a sediment core from a small lake in central Chile. *Chemosphere*, 45(6): 749-757.

Barra, R., J.C. Colombo, G.Eguren, N. Gamboa, W.F. Jardim, y G. Mendoza, 2006. Persistent organic pollutants (POPs) in eastern and western South American countries. In *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 185: 1-33.
Botello, A. V., L.A. Soto, G. Ponce-Vélez, y S. Villanueva, 2015. Baseline for PAHs and metals in NW Gulf of Mexico related to the Deepwater Horizon oil spill. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 156:124-133.
CCME, 1999. Canadian Environmental Quality Guidelines, Canadian Council of

- Ministers of the environment, Manitoba Statuary Publications, Winnipeg, Canadá.
- Capone, D. G., y J.E. Bauer, 1992. Environmental Microbiology, Clarendon Press, Oxford.
- Cataldo, D., J.C. Colombo, D. Boltovskoy, C.Bilos, y P. Landoni, 2001. Environmental toxicity assessment in the Paraná river delta (Argentina): simultaneous evaluation of selected pollutants and mortality rates of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) early juveniles. *Environmental Pollution*, 112(3): 379-389.
- Cesar, A., L.R.B. Lia, C.D.S. Pereira, A.R. Santos, F.S. Cortez, R.B. Choueri, M.R. De Orte, y B.R.F. Rachid, 2014. Environmental assessment of dredged sediment in the major Latin American seaport (Santos, São Paulo—Brazil): An integrated approach. *Science of the Total Environment*, 497: 679-687.
- Colombo, J. C., M.F. Khalil, M. Arnac, A.C. Horth, y J.A. Catoggio, 1990. Distribution of chlorinated pesticides and individual polychlorinated biphenyls in biotic and abiotic compartments of the Río de La Plata, Argentina. *Environmental science & technology*, 24(4): 498-505.
- Colombo, J.C., N. Cappelletti, J. Lasci, M. Migoya, E. Speranza, y C. Skorupka, 2006. Sources, vertical fluxes, and equivalent toxicity of aromatic hydrocarbons in coastal sediments of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Science & Technology*, 40(3): 734-740.
- Combi, T., S. Taniguchi, R.C.L. Figueira, M.M. de Mahiques, y C.C. Martins, 2013. Spatial distribution and historical input of polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in sediments from a subtropical estuary (Guaratuba Bay, SW Atlantic). *Marine Pollution Bulletin*, 70(1): 247-252.
- Commendatore, M.G., M.L. Nievas, O.Amin, y J.L. Esteves, 2012. Sources and distribution of aliphatic and polyaromatic hydrocarbons in coastal sediments from the Ushuaia Bay (Tierra del Fuego, Patagonia, Argentina). *Marine environmental Research*, 74: 20-31.
- Commendatore, M. G., M.A. Franco, P. Gomes Costa, I.B. Castro, G. Fillmann, G. Bigatti, J:L. Esteves, y M.L. Nievas, 2015. Butyltins, polyaromatic hydrocarbons, organochlorine pesticides, and polychlorinated biphenyls in sediments and bivalve mollusks in a mid-latitude environment from the Patagonian coastal zone. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34(12):2750-2763.
- da Silva, D.A., y M.C. Bicego, 2010. Polycyclic aromatic hydrocarbons and petroleum biomarkers in São Sebastião Channel, Brazil: Assessment of petroleum contamination. *Marine environmental research*, 69(5): 277-286.
- Fowler, S. W., J.W. Readman, B.J.P.V. Oregioni, J.P. Villeneuve, y K. McKay, 1993. Petroleum hydrocarbons and trace metals in nearshore Gulf sediments and biota before and after the 1991 war: an assessment of temporal and spatial trends. *Marine Pollution Bulletin*, 27: 171-182.
- Haynes, D., y J.E. Johnson, 2000. Organochlorine, heavy metal and polyaromatic hydrocarbon pollutant concentrations in the Great Barrier Reef (Australia) environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 41(7): 267-278.
- Jaffé, R., P.R. Gardinali, Y. Cai, A. Sudburry, A.Fernandez, y B.J. Hay, 2003. Organic compounds and trace metals of anthropogenic origin in sediments from Montego Bay, Jamaica: assessment of sources and distribution pathways. *Environmental Pollution*, 123(2): 291-299.
- Johnson-Restrepo, B., J. Olivero-Verbel, S. Lu, J. Guette-Fernández, R. Baldiris-Avila, I. O'Byrne-Hoyos, M.K. Aldous, R. Addink, y K. Kannan, 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons and their hydroxylated metabolites in fish bile and sediments from coastal waters of Colombia. *Environmental Pollution*, 151(3): 452-459.

- Livingston R. J., 1976. Dynamics of organochlorine pesticides in estuarine systems: Effects on estuarine biota. p. 507-522. In M. Wiley (Ed.) *Estuarine processes: Uses, stresses and adapting to the estuary*. Academic Press. New York.
- MacDonald, D.D., MacDonald Environmental Services Ltd. November 1994. Approach to the assessment of sediment quality in Florida coastal waters. Vol. 1 - Development and Evaluation of Sediment Quality Assessment Guidelines, Florida Department of Environmental Protection, Office of Water Policy, Tallahassee, FL
- Macias-Zamora, J.V., E. Mendoza-Vega, y J.A. Villaescusa-Celaya, 2002. PAHS composition of surface marine sediments: a comparison to potential local sources in Todos Santos Bay, BC, Mexico. *Chemosphere*, 46(3): 459-468.
- Mansingh, A., D.E. Robinson, y A. Wilson, 1995. Insecticide contamination of the Jamaican environment 1. Pattern of fluctuations in residue levels in the rivers of Hope watershed (1989-1991). *Jamaican Journal of Science and Technology*, 6: 52-67.
- Martins, C.C., M.C. Bicego, M.M. Mahiques, R.C. Figueira, M.G. Tessler, y R.C. Montone, 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHS) in a large South American industrial coastal area (Santos Estuary, Southeastern Brazil): sources and depositional history. *Marine pollution bulletin*, 63(5): 452-458.
- Medeiros, P.M., M.C. Bicego, R.M. Castelao, C. Del Rosso, G. Fillmann, y A.J. Zamboni, 2005. Natural and anthropogenic hydrocarbon inputs to sediments of Patos Lagoon Estuary, Brazil. *Environment International*, 31(1): 77-87.
- Menone, M. L., J.E. Aizpún de Moreno, V.J. Moreno, A.L. Lanfranchi, T.L. Metcalfe, y C.D. Metcalfe, 2001. Organochlorine pesticides and PCBs in a southern Atlantic coastal lagoon watershed, Argentina. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40(3): 355-362.
- Milliman, J. D., y J.P. Syvitski, 1992. Geomorphic/tectonic control of sediment discharge to the ocean: the importance of small mountainous rivers. *The Journal of Geology*, 100(5): 525-544.
- Muniz, P., E. Danulat, B. Yannicelli, J. Garcia, J., Medina, G. & M.C. BÍ, 2004. Assessment of contamination by heavy metals and petroleum hydrocarbons in sediments of Montevideo Harbour (Uruguay). *Environment International*, 29(8): 1019-1028.
- Neff, J. M., 1990. Composition and fate of petroleum and spill-treating agents in the marine environment p 1-34. En J. R. Geraci and D. J. St.Aubin (eds.) *Sea Mammals and Oil: Confronting the Risks*, Academic Press, San Diego, CA.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), 1999. Screening quick reference tables (SQUIRTs).
- Long, E. R., D.D. Macdonald, S.L. Smith, y F.D. Calder, 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19(1): 81-97.
- Ocean, A., y A. Ocean, 2014. Convention on long-range transboundary air pollution.
- Oliva, A.L., P.Y. Quintas, N.S. La Colla, A.H. Arias, y J.E. Marcovecchio, 2015. Distribution, sources, and potential ecotoxicological risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments from Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 69(2): 163-172.
- Palma-Fleming, H., P.A.J. Asencio, y E. Gutierrez, E. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of Corral Bay, south central Chile. *Journal of Environmental Monitoring*, 6(3), 229-233.
- Persaud, D., R. Jaagumagi, y A. Hayton, 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario: Report. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment.

- PNUMA, 1997. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Resumen para responsables de políticas. Impactos regionales del cambio climático: Evaluación de la vulnerabilidad. 16 p.
- PNUMA, 1998. Convenio de Rotterdam. Procedimiento de consentimiento previo fundamentado aplicable a ciertos plaguicidas y productos químicos peligrosos objeto de comercio internacional; 1998.
- Ponce-Vélez, G., A.V. Botello, y G. Díaz-González, G. 2006. Organic and inorganic pollutants in marine sediments from northern and southern continental shelf of the Gulf of Mexico. *International Journal of Environment and Pollution*, 26(1/2/3): 295-311.
- Richardson, D. H. S., M. Shore, R. Hartree, y R.M. Richardson, 1995. The use of X-ray fluorescence spectrometry for the analysis of plants, especially lichens, employed in biological monitoring. *Science of the total environment*, 176(1-3):97-105.
- Sericano, J., E.L. Atlas, T.L. Wade, y J.M. Brooks, 1990. NOAA's status and trends mussel watch program: chlorinated pesticides and PCBs in oysters (*Crassostrea virginica*) and sediments from the Gulf of Mexico, 1986-1987. *Marine Environmental Research*, 29(3): 161-203
- Tatsukawa, R., y S. Tanabe, 1990. Fate and bioaccumulation of persistent organochlorine compounds in the marine environment. *Oceanic Processes in Marine Pollution*, 6, 39-55.
- Tolosa, I., M. Mesa-Albernas, C.M. Alonso-Hernandez, 2009. Inputs and sources of hydrocarbons in sediments from Cienfuegos bay, Cuba. *Marine Pollution Bulletin*, 58(11): 1624-1634.
- Torres, J. P. M., O. Malm, E.D. Vieira, J. Japenga, y G.F. Koopmans, 2002. Organic micropollutants on river sediments from Rio de Janeiro State, Southeast Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(2): 477-488.
- Wagener, A.L. R., G.M. Maria de Fátima, C. Hamacher, C.O. Farias, G.C. da Silva, I.T. Gabardo, y A.D. Scofield, 2012. Hydrocarbons in sediments of a chronically contaminated bay: The challenge of source assignment. *Marine Pollution Bulletin*, 64(2): 284-294.
- Whitall, D., A. Mason, A. Pait, L. Brune, M. Fulton, E. Wirth, y L. Vandiver, 2014. Organic and metal contamination in marine surface sediments of Guánica Bay, Puerto Rico. *Marine pollution bulletin*, 80(1): 293-301.
- Wilcke, W., 2007. Global patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil. *Geoderma*, 141(3): 157-166.
- Witney, E., 1991. TBT in Antifouling Paints: A Queensland Perspective. Queensland Department of Primary Industries.

20

Idoneidad ambiental de las tortugas marinas en el golfo de México: visión futura en un océano más caliente

Abigail Uribe-Martínez, María de los Ángeles Liceaga-Correa
y Eduardo Cuevas

CINVESTAV-IPN, UNIDAD MÉRIDA, MÉXICO
e-mail: abigailum@gmail.com

RESUMEN

Las tortugas marinas son animales ectotérmicos que requieren de condiciones ambientales particulares para cumplir sus necesidades biológicas. Se reconoce que estas especies son altamente vulnerables a variaciones en la temperatura oceánica, con repercusiones en su fisiología, comportamiento y distribución espacio-temporal. A pesar de ello, son escasas las evaluaciones de cambios en su distribución ante variaciones de la temperatura del mar por efecto del cambio climático. El golfo de México (GoM) es un Gran Ecosistema Marino (*Large Marine Ecosystem*) que alberga cinco de las siete especies de tortugas marinas que existen, y en el cual se proyectan elevaciones de la temperatura de hasta 6°C para el 2100, considerando un escenario conservador de cambio climático (SRES B1). En este trabajo realizamos una comparación entre la distribución espacial actual y futura de las especies *Eretmochelys imbricata*, *Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, *Lepidochelys kempii* y *Dermochelys coriacea* en el GoM con base en modelos de idoneidad ambiental. Los modelos fueron generados

Uribe-Martínez, A., M.Á. Liceaga-Correa y E. Cuevas, 2017. Idoneidad ambiental de las tortugas marinas en el golfo de México: visión futura en un océano más caliente. p. 379-414. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

para cada especie de tortuga a partir de registros de individuos, mapas de temperatura superficial del mar e información de la topografía del fondo marino. En los modelos de idoneidad ambiental se observó que las tortugas marinas en el GoM utilizan espacios ambientales diferentes. La distribución espacial actual derivada de los modelos de idoneidad es congruente con la distribución conocida para las poblaciones de las tortugas marinas dentro del GoM. Al variar la disponibilidad térmica del área de acuerdo al SRES B1, y utilizando el principio del conservadurismo de nicho, se observó que la probabilidad de idoneidad ambiental para las tortugas marinas que habitan el GoM disminuyó drásticamente en la mayor parte de las áreas que actualmente son idóneas. Estos resultados plantean bases para futuros trabajos que evalúen las amenazas derivadas del cambio climático e implementar medidas de conservación adaptativa tanto para las tortugas marinas como para sus ecosistemas asociados.

Palabras clave: distribución de especies, cambio climático, teoría de nicho, temperatura superficial del mar, topografía marina.

ABSTRACT

Sea turtles are ectothermic animals that require particular environmental conditions to cover their biological needs. It is well known that these species are highly vulnerable in the face of variations in ocean temperature, suffering repercussions in physiology, behavior, and space-time distribution. Despite the latter condition, evaluations of how these variations in sea temperature, caused by climate change, have altered their distribution are few and far between.. The Gulf of Mexico (GoM) is a Large Marine Ecosystem that harbors five of the seven existing species of sea turtles, in which rises in temperature of up to 6°C are foreseen for the year 2100 when considering a conservative climate change scenario (SRES B1). In the present work, we compare the current and future spatial distribution of the *Eretmochelys imbricata*, *Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, *Lepidochelys kempii* and *Dermochelys coriacea* species in the GoM based on models of environmental suitability. The models were generated for each turtle species from records of individuals, maps of superficial sea temperature, and seafloor topography data. In the environmental suitability models, it was observed that GoM sea turtles use different environmental spaces. Current spatial distribution derived from the environmental suitability models is congruent with the known distribution of sea turtle populations within the GoM. Upon varying the thermal availability of the area according to SRES B1 and using the principle of niche conservatism, it was observed that the likelihood of environmental suitability for the sea turtles inhabiting the GoM would plummet in most of the areas that are currently considered ideal. These results present bases for future studies evaluating the threats derived from climate change, as well as for the implementation of adaptive conservational measures for both the sea turtles and associated ecosystems.

Key words: Species distribution, climate change, niche theory, sea surface temperature, marine topography.

INTRODUCCIÓN

Las tortugas marinas son especies de grandes vertebrados migratorios con un complejo ciclo de vida que requiere de condiciones físicas y biológicas particulares para establecer sus poblaciones, satisfacer sus necesidades biológicas y desarrollarse plenamente (Spotila, 2004). Las condiciones particulares para cada una de sus etapas de

vida están influenciadas, y en diferente grado determinadas, por factores ambientales y oceanográficos, los cuales actúan de manera directa e indirecta sobre la selección de sus hábitats y el uso de los recursos en ellos (Plotkin, 2003; Palacios *et al.*, 2006).

En México, las tortugas marinas son consideradas especies prioritarias para la conservación debido a que están catalogadas como especies en peligro por la norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, además de ser consideradas especies bandera, sombrilla, indicadoras, y que se encuentran en la cima de las cadenas tróficas de las que forman parte (CONANP, 2012). Este reconocimiento se debe a la necesidad de proteger sus poblaciones para que continúen realizando servicios ambientales como la recirculación de nutrientes, control de poblaciones de especies de rápido crecimiento, bioturbación, contribución en los flujos de energía y carbono, entre otros (Bjorndal, 2003; Bjorndal y Jackson, 2003; Lutz y Martin, 2014; Atwood *et al.*, 2015; Saba *et al.*, 2015).

Los servicios que brindan las tortugas marinas están íntimamente ligados a los ecosistemas de los que son parte, los cuales definen y moldean particularidades de su historia de vida en las regiones que habitan, incluso determinando su éxito demográfico y ecológico. De manera particular, las hembras de este grupo pasan más del 99% de su vida en hábitats marinos, principalmente en sus zonas de agregación, y menos del 1% de su vida en la playa durante su proceso de anidación (Byles, 1991).

Las tortugas marinas pertenecen al suborden Cryptodira (Meylan y Meylan 2000), y como reptiles son especies ectotérmicas, con excepción la *Dermochelys coriacea* a causa de adaptaciones fisiológicas particulares (Wallace y Jones, 2015). Debi-

do a esta característica, las tortugas marinas son altamente vulnerables a variaciones en la temperatura ambiental y oceánica, con repercusiones en su fisiología, comportamiento e incluso distribución espacial y temporal. Por este motivo, las condiciones regionales y patrones de la temperatura del océano son consideradas factores forzantes de su distribución por lo que la evaluación y monitoreo de esta variable se convierte en un factor de relevancia para el conocimiento y conservación de este grupo de especies.

Existen estudios que demuestran que las condiciones térmicas del mar pueden alterar la fenología de las tortugas reproductoras de algunas especies (Weishampel *et al.*, 2010; Dalleau *et al.*, 2012; Mazaris *et al.*, 2013; Lamont y Fujisaki, 2014; Neeman *et al.*, 2015; Patel *et al.*, 2016). Sin embargo, los estudios acerca de la distribución espacial, se focalizan particularmente en *Caretta caretta* y *D. coriacea*, de las que se reconoce ampliamente la dependencia de su distribución a las condiciones de temperatura marina (Coles y Musick 2000, James *et al.*, 2006, Hawkes *et al.*, 2007, Braun-McNeill *et al.*, 2008, Saba *et al.*, 2008, Varo-Cruz *et al.*, 2016). La influencia de la temperatura del mar y del viento es tal que, a temperaturas por debajo de los 10°C, los individuos (excepto *D. coriacea*) sufren hipotermia y entumecimiento frecuente provocando su muerte por ahogamiento (Foley *et al.*, 2007).

A pesar de la influencia de la temperatura en las tortugas marinas, son escasas las evaluaciones de cambios en el rango de distribución de estas especies ante variaciones de la temperatura del mar por efecto del cambio climático (McMahon y Hays 2006, Pikesley *et al.*, 2015). Dadas las tendencias de incremento en la temperatura y sus potenciales consecuencias sobre estos

organismos, es indispensable realizar estudios espacialmente explícitos en los que se evalúen las alteraciones de su distribución geográfica. Derivado de los escenarios proyectados por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés) se esperan incrementos significativos de la temperatura superficial marina de hasta 4.8°C en algunas regiones del mundo. Con tales cambios, se teoriza que los ecosistemas y especies asociadas se verían impactadas de forma directa e indirecta (Person y Dawson, 2003; Hamann *et al.*, 2010).

En el caso de las tortugas marinas, su vulnerabilidad ante el cambio climático y los efectos en sus poblaciones y hábitats son líneas de investigación prioritarias para asegurar su conservación (Hamann *et al.*, 2010, Wallace *et al.*, 2011). Se ha sugerido que el cambio climático tendrá como consecuencia alteraciones en los hábitats críticos de las tortugas marinas, y de manera especial, se reconoce que la alteración de la temperatura de los océanos tiene el potencial de afectar procesos fisiológicos, comportamiento, tasas de reproducción y ecología trófica (Hamann *et al.*, 2013, Hawkes *et al.*, 2009).

Por ejemplo, se ha documentado que uno de los efectos del cambio climático en el mar es el corrimiento de las masas de agua con temperaturas templadas hacia zonas polares, lo que ya ha provocado variaciones en el rango de distribución de especies como la tortuga caguama y laúd, así como la modificación de sus hábitats de alimentación (Hays *et al.*, 2001, Hamann *et al.*, 2007, Witt *et al.*, 2010).

Sin embargo, uno de los vacíos de información reconocidos como prioridad para atenderse (Hamann *et al.*, 2010) es la falta de datos sobre la distribución de especies

de tortugas marinas, distintas a *C. caretta* y *D. coriacea*, en relación a la temperatura superficial del mar, así como la evaluación ante escenarios de cambio climático.

Bajo la premisa de que las variables ambientales ejercen un control preponderante sobre la distribución potencial de las especies a niveles de macroescala, las proyecciones obtenidas de los modelos de envoltura climática han sido utilizadas para estimar el cambio en la distribución de las especies, el riesgo de extinción o bien cambios en la relación espacial entre especies bajo diferentes escenarios de cambio climático. Estas aproximaciones se utilizan para predecir los impactos de cambio climático con base en modelos obtenidos con variables ambientales actuales y posteriormente proyectadas bajo escenarios de climas futuros (Pearson y Dawson, 2003; Hijmans y Graham, 2006).

Las aproximaciones basadas en la teoría del nicho ecológico (modelos de idoneidad ambiental o de envoltura climática de las especies) han probado ser una aproximación útil para estudiar la distribución de las especies, particularmente en escalas regionales y globales, ya que se consideran las variables abióticas (físicas) como factores limitantes (Pearson y Dawson, 2003). Tales modelos, conocidos también como modelos de distribución de especies, estiman las relaciones que existen entre registros de individuos de una especie con las características ambientales de los sitios donde se registró la ocurrencia (Peterson *et al.*, 2011). Sin embargo, la interpretación de los modelos depende ampliamente de las preguntas de investigación para los que sean aplicados, las variables ambientales, la calidad y tipos de registros, así como de los algoritmos que se utilicen para generarlos.

Para los fines de este trabajo se utilizó la aproximación de modelo correlativo, particularmente con el algoritmo MaxEnt (Phillips, *et al.*, 2006) cuya salida logística indica la probabilidad de que una combinación de variables ambientales sea adecuada para la presencia de la especie (Peterson *et al.*, 2011). Los modelos generados se utilizan para trasladar los datos del espacio ambiental al espacio geográfico y obtener la distribución potencial de la especie analizada (Franklin, 2010). A lo largo de este trabajo se utilizan términos como probabilidad de idoneidad ambiental, aptitud ambiental, distribución espacial potencial, que hacen referencia a esta probabilidad.

Dada la biología de cada especie y sus hábitos, se infiere que existen diferencias en la envoltura ambiental de cada una de éstas, por lo que el impacto de las variaciones ante el cambio climático en los regímenes térmicos marinos sería disímil para la distribución de las mismas.

El golfo de México y las aguas adyacentes del Gran Caribe son importantes áreas de distribución de tortugas marinas, ya que albergan algunas de las poblaciones más importantes a nivel mundial de las especies *Eretmochelys imbricata*, *Chelonia mydas*, *C. caretta* y *Lepidochelys kempii*, así como la presencia de individuos de *D. coriacea*. Según el trabajo realizado por Tyberghein *et al.* (2012), en este gran ecosistema se proyecta que la temperatura superficial au-

mente en promedio 3°C, con variaciones en las temperaturas máximas de hasta 6°C para el 2100 en un escenario de cambio climático conservador (SRES B1). Una repercusión importante del cambio climático es la redistribución de los patrones espaciales y temporales de temperatura, pues se estima que las variaciones interanuales serán mayores a las actuales en el centro y norte, así como un proceso de homologación de la temperatura mínima dentro de la cuenca.

Bajo este contexto, el objetivo de este estudio fue contrastar la distribución espacial actual contra un escenario térmico conservador de cambio climático para las cinco especies de tortugas marinas que habitan en el golfo de México. Para lograr este objetivo, se generaron modelos de idoneidad ambiental actual y futura para cada especie a partir de registros de individuos, mapas de temperatura superficial del mar e información de la topografía del fondo marino.

El entender la relación entre tortugas marinas y las condiciones ambientales de los hábitats que ocupan es clave para generar un conocimiento completo e integral de su biología. Esta información sienta las bases para la prognosis y evaluación de disturbios de gran escala como es el cambio climático, a la vez que auxilia la definición de estrategias de conservación y manejo adaptativo para la protección y recuperación de sus especies.

MÉTODOS

Área de estudio

El golfo de México (GoM), se caracteriza por un régimen térmico que se regula por la estacionalidad. La variabilidad interanual

de la temperatura superficial marina (TSM) tiene un patrón espacial bien diferenciado, con rangos de más de 15°C entre verano e invierno en el norte, mientras que en el

sur las variaciones son de apenas 3 o 4°C (Muller-Karger *et al.*, 2015).

El GoM presenta una topografía compleja del fondo marino, con zonas extendidas de plataforma continental, como en el caso de la sonda de Campeche y el mar adyacente a Florida, zonas con una plataforma corta y de talud continental complejo, como la región del escarpe de Perdido y zonas muy profundas como la fosa de Sigsbee de más de 3 mil metros.

Para este trabajo se definió un área de estudio delimitada entre las coordenadas 98°O, 30.5°N y 78°O, 15.5°N. Con esta extensión se pueden observar aguas características del mar Caribe, su flujo hacia el interior del GoM en el trayecto de la Co-

rriente de Lazo, así como la costa sur y sureste de los Estados Unidos. Se excluyó el área correspondiente al océano Pacífico (figura 1).

Registros de ocurrencia

Para calibrar los modelos de distribución (proceso también conocido como entrenamiento) (Peterson *et al.*, 2011), se utilizaron registros de ocurrencia de las cinco especies de tortugas marinas antes mencionadas. Los datos provinieron de distintas fuentes, particularmente de rastreos satelitales, bases de datos bióticos (SeaMap¹ y GBIF²) y en el caso de la *C. caretta*, también zonas referidas en publicaciones científicas.



Figura 1. Área de estudio para la evaluación de la distribución de las poblaciones de cinco especies de tortugas marinas en el golfo de México y aguas adyacentes del mar Caribe.

Rastros satelitales

Se utilizaron rastros satelitales de 75 individuos de cuatro de las cinco especies presentes en el GoM derivados del Subproyecto “Hábitats críticos de tortugas marinas” (CIGoM)³. De las series de datos de los rastros satelitales, únicamente se utilizaron aquellos correspondientes a las zonas de agregación de los individuos, ya que en estas zonas las tortugas pasan prácticamente toda su vida (Byles, 1991).

Los registros de ubicación utilizados fueron sometidos a un proceso de rarificación con el fin de disminuir el efecto de autocorrelación espacial y el consecuente sobreajuste de los modelos. Para esto, se consideró únicamente un registro por individuo en cada celda de análisis (pixel de 4 x 4 km) de las capas ambientales, a la vez que se eliminaron registros obtenidos dentro de un mismo día.

Bases de datos de ocurrencia

Los datos se descargaron de las bases de la Infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad (GBIF, 2017) y de OBIS-SeaMap (apendice 1) para el área de estudio, únicamente considerando aquellos

con licencia de uso CC-BY y CC-BY-NC (tabla 1). Los registros de rastros satelitales provenientes de estas fuentes fueron tratados como se explica en la sección anterior.

Las observaciones fueron sometidas a un proceso de control de calidad en el que se eliminaron registros repetidos entre ambas bases de datos, así como aquellos con un sesgo importante en su ubicación geográfica. Se eliminaron también registros fuera de los hábitats conocidos para adultos, así como la presencia evidente de registros de estadios diferentes a la etapa adulta, proceso basado en consulta de publicaciones y comunicaciones personales con especialistas (Shaver *et al.*, 2013; Hardy *et al.*, 2014; Girondot, 2015; Hart *et al.*, 2012b; Cuevas *et al.*, 2008; Méndez *et al.*, 2013; entre otros). En el caso de observaciones directas, se rarificaron espacialmente los registros obtenidos de McLellan, (apéndice 1), debido al fuerte esfuerzo de muestreo realizado al norte de Florida.

Derivados de publicaciones

Debido a que los registros obtenidos de la especie *C. caretta* no cubrían un sector importante de su distribución conocida

Tabla 1. Cantidad de registros utilizados para calibrar los modelos de idoneidad ambiental.

		N Total	Rastros Satelitales	Observaciones puntuales
Especies	<i>Caretta caretta</i>	4 885	6.50%	93.50%
	<i>Chelonia mydas</i>	1 353	66.64%	33.36%
	<i>Dermochelys coriacea</i>	966	0%	100%
	<i>Eretmochelys imbricata</i>	1 299	73.85%	26.15%
	<i>Lepidochelys kempii</i>	1 036	85.71%	14.29%

¹ OBIS SEAMAP, <http://seamap.env.duke.edu/>

² GBIF, <http://www.gbif.org/>

³ Ver sección de Agradecimientos para referencia completa del Subproyecto y Proyecto Marco.

dentro del GoM, se utilizaron los centroides de los ámbitos hogareños de individuos de esta especie reportados por Hardy *et al.* (2014), los cuales se incorporaron como puntos de presencia de la especie para el análisis de idoneidad.

Para todos los registros de todas las fuentes, se eliminaron registros en tierra firme utilizando una máscara derivada de *Global Administrative Areas* (Hijmans *et al.*, 2016). Se conjuntaron todos los registros obtenidos de cada tipo en una sola base de datos.

Variables ambientales

Temperatura superficial del mar (TSM)

Con el fin de evaluar posibles cambios en la distribución de la idoneidad del ambiente por cambios en el régimen térmico del área, para la calibración de los modelos se utilizaron capas derivadas de la temperatura superficial del mar (TSM) obtenida con imágenes satelitales (OBPG, 2016). Se derivaron rangos intra-anales, promedios, máximos y mínimos climatológicos de imágenes MODIS-Aqua correspondientes al período 2002-2016.

Para realizar las proyecciones a futuro de las condiciones térmicas, se utilizaron las capas de TSM del 2100 del conjunto de datos de BioOracle (Tyberghein *et al.*, 2012) bajo uno de los escenarios de cambio climático más conservadores planteado (SRES B1). En este escenario del *Special Report on Emissions* se asumen cambios en las estructuras económicas que implican reducción en el uso de materias primas, la introducción de tecnologías limpias y eficientes y una población estable (Nakicenovic y Swart, 2000). Las variables utilizadas para las proyecciones a futuro fueron las mismas que las derivadas climatológicas.

Adicionalmente se obtuvo la desviación estándar climatológica de la TSM con el fin de evaluar si esta información acerca de la variabilidad climática aportaba información relevante para la distribución de las especies.

Topografía del piso oceánico

Debido a la importancia que tiene la configuración topográfica del fondo marino en la distribución de las tortugas, se utilizó la batimetría *The GEBCO_2014 Grid* (GEBCO, 2016) de resolución espacial de 30 arco segundos correspondiente a aproximadamente 1 km (Weatherall *et al.*, 2014). De esta batimetría se derivaron seis variables como indicadores de la complejidad del terreno: batimetría, pendiente, rugosidad, curvatura, concavidad y aspecto.

Aunque se conoce que uno de los efectos del cambio climático es el aumento en el nivel del mar, y por consiguiente, modificaciones importantes a las costas (Weiss *et al.*, 2011), actualmente no se cuentan con datos de cómo será el comportamiento de la temperatura del mar en esas nuevas zonas inundadas. Debido a esto, las variables relacionadas con el fondo marino se mantuvieron sin cambios en la evaluación de proyecciones a futuro.

Todas las variables ambientales, fueron homologadas en términos de su resolución espacial a 4 km, así como en su proyección cartográfica y extensión.

Espacio ambiental

El espacio ambiental de las especies se evaluó contrastando gráficamente los valores de las variables oceanográficas obtenidas en sitios con presencia de las especies y el resto del área de estudio como contexto. Para obtener los valores de contexto, se generaron mil puntos aleatorios dentro del área, de los

cuales se extrajeron los valores de cada variable. De igual manera, se caracterizaron los ambientes utilizados por las tortugas marinas mediante una extracción de los valores de las variables en cada punto de observación. Con estos datos se integraron matrices ambientales y se representaron de forma gráfica en curvas de densidad de respuesta a las variables ambientales para cada especie.

Modelo de idoneidad ambiental

Para estimar la probabilidad de que una fracción del espacio oceánico presente las condiciones adecuadas para la presencia de una especie, se utilizaron modelos correlativos que utilizan la ubicación de individuos, para construir funciones f que estimen la probabilidad de presencia (Y) de la especie dado un conjunto de n variables ambientales (\mathbf{X}) (Peterson *et al.*, 2011):

$$Y = f(\mathbf{X})$$

$$\mathbf{X} = \{X_1, X_2, \dots, X_n\}$$

Se corrieron diversos modelos para cada especie con el software MaxEnt (Phillips, *et al.*, 2017), el cual se basa en técnicas de aprendizaje de máquinas (en inglés *machine learning*) para encontrar la función a partir de los puntos de ocurrencia en contraste con el resto del área de estudio utilizando el principio de máxima entropía. A este proceso se le conoce como calibración del modelo (Peterson *et al.*, 2011).

Los modelos se calibraron con el 60% de los registros de cada especie, mientras que el otro 40% se utilizó para validar los modelos resultantes. Los parámetros AUC de la curva ROC (Área bajo la curva) fueron utilizados para identificar al modelo que capturara la distribución espacial conocida al

presente para cada especie, así como para remover las variables que aportaran menor información. El AUC de la ROC es una métrica que indica la habilidad global del modelo para discriminar entre la presencia de la especie y los ambientes disponibles (Franklin, 2010).

Se obtuvieron los mapas de distribución geográfica de cada especie para la actualidad. Estos mapas son la proyección al espacio geográfico de $f(\mathbf{X})$, ya que éste se genera a partir de los datos en un espacio ambiental (\mathbf{X}). Estos mapas se contrastaron con la distribución conocida y reportada previamente (Shaver *et al.*, 2013; Hardy *et al.*, 2014; Girondot, 2015; Hart *et al.*, 2012b; Cuevas *et al.*, 2008; Méndez *et al.*, 2013), a fin de detectar inconsistencias.

Las proyecciones a futuro se derivaron dentro del mismo MaxEnt, pues este programa permite conmutar las variables ambientales que se podrían observar en el futuro y proyectar a partir de la función determinada ($Y' = f(\mathbf{X}')$). Se utilizó la extrapolación de la respuesta de las variables para predecir las regiones ambientales que no fueron observadas durante la calibración del modelo.

Con el fin de evaluar la severidad del impacto del cambio climático en la distribución espacial de las tortugas, se realizó una resta aritmética de los mapas de la proyección a futuro menos la distribución actual correspondiente para cada especie. Los mapas de esta diferencia muestran la magnitud del cambio de la idoneidad ambiental entre el presente contra las proyecciones futuras.

De forma adicional, se ajustaron modelos utilizando la desviación estándar climatológica de la TSM, para evaluar si la variabilidad térmica del área de distribución conocida aportaba información acerca de la idoneidad ambiental de las tortugas

marinas para esta zona de estudio. Sin embargo, está variable no se pudo considerar para calibrar los modelos finales, pues ésta

no existe en el conjunto de datos de la proyección a futuro.

RESULTADOS

Se obtuvo un total de 12 543 registros de ubicación puntual de individuos de las cinco especies de tortugas marinas, tanto de rastreos satelitales (en su mayoría derivados del Subproyecto “Hábitats críticos de tortugas marinas”, CIGoM) como de los otros tipos de observaciones obtenidos a través de SeaMap (apéndice 1) y GBIF (GBIF, 2017). Después del control de calidad de los datos se conservaron 9 540 registros, los cuales fueron utilizados para la calibración y evaluación de los modelos de idoneidad ambiental (tabla 1 y figura 2).

Espacio ambiental

Se obtuvieron representaciones gráficas de la respuesta de las especies a las variables ambientales consideradas. La figura 3 presenta las curvas de respuesta a dos variables de la temperatura del mar (rango intra-anual y máximo climatológico) y muestra la relación de las especies con la estructura térmica del ambiente. Es claro cómo las temperaturas para la tortuga *D. coriacea* se agrupan en rangos estrechos, mientras que las curvas de respuesta para *C. caretta* se extienden a lo largo de ambas variables, e inclusive con un comportamiento bimodal. Esta bimodalidad se observa también en los rangos térmicos para la *C. mydas* y *E. imbricata*, los cuales pueden resultar de la variación que existe entre las zonas norte y sur de su distribución, con ambas cúspides de respuesta ubicadas en la zona de poca variación intra-anual (< 6°C).

En el extremo opuesto del rango intra-anual, se ubica la tortuga *L. kempii* que, debido a su distribución, particularmente en el extremo norte del GoM, parece tolerar las variaciones térmicas amplias a lo largo del año, e incluso los máximos de temperatura, además de ubicarse en un sector de temperaturas más altas que la *D. coriacea*.

Si bien casi todas las especies se distribuyen particularmente sobre la plataforma (figura 4a), tres de las ellas (*C. caretta*, *E. imbricata* y *L. kempii*) exhiben un uso principal de sitios con poca profundidad (< 50 m). En contraste, la tortuga *C. mydas* tiene un rango de distribución más amplio, ocupando zonas más profundas, de hasta 100m (tercer cuartil de la distribución de valores de profundidad para los sitios con presencia de la especie). En el otro extremo está la *D. coriacea* que presenta una respuesta diferente al resto de las especies por distribuirse muy particularmente hacia zonas profundas, en sitios alrededor de los mil metros.

En el caso de la respuesta a la pendiente del fondo marino (Figura 4b), se observó que la *C. mydas* y la *D. coriacea* ocupan los rangos más amplios, con valores de pendiente utilizada similares a lo disponible en el área de estudio, mientras que el resto de las especies exhiben un uso con un rango estrecho en pendiente suaves, particularmente la *L. kempii*.

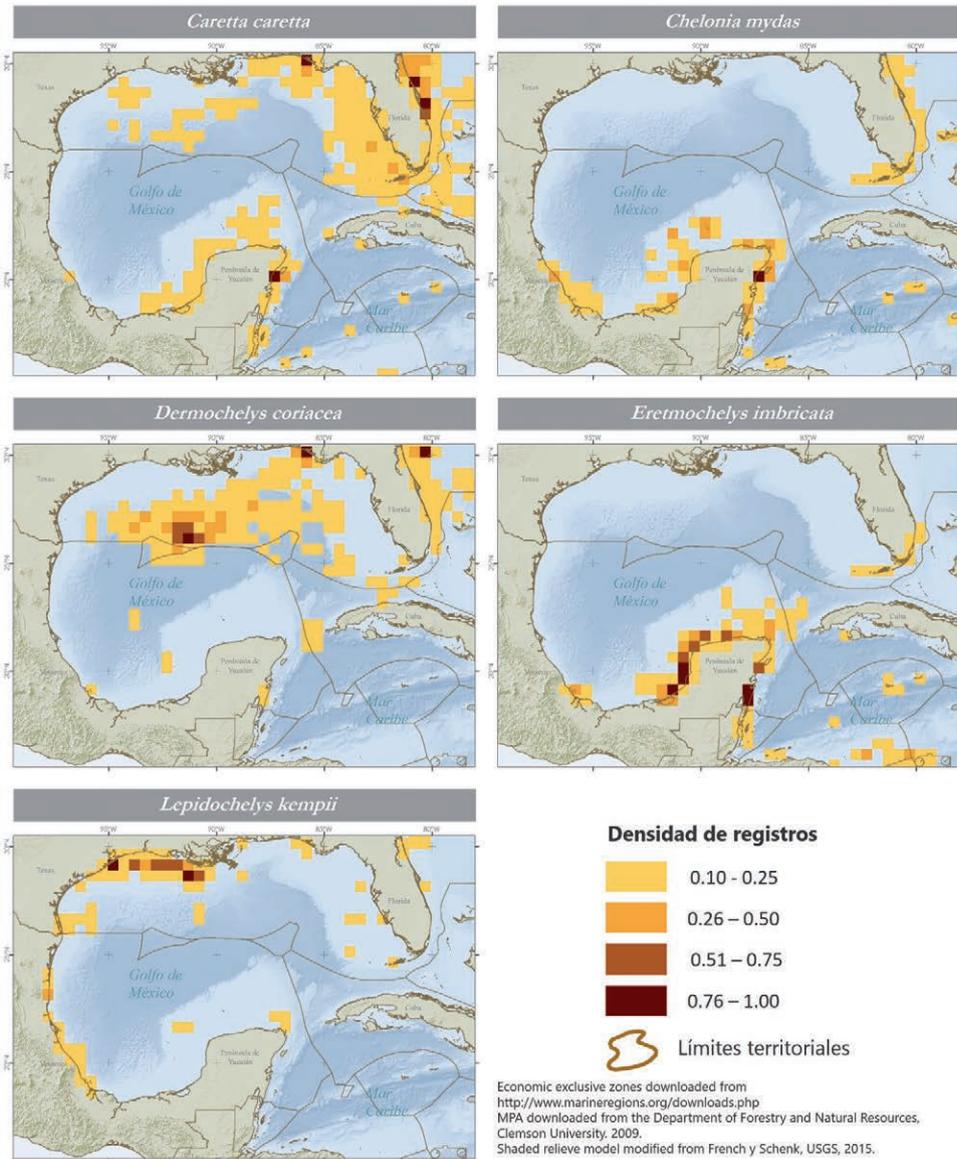


Figura 2. Distribución espacial de la densidad de los registros utilizados para calibrar los modelos de idoneidad ambiental de cinco especies de tortugas marinas.

Calibración del modelo

En la tabla 2 se resumen las variables utilizadas para modelar cada especie, la contribución de dichas variables a la solución de cada modelo, así como el valor de la métri-

ca AUC obtenido en cada caso. Para todas las especies, excepto para la *D. coriacea*, la profundidad fue la variable con mayor importancia de contribución en la idoneidad ambiental, seguida en mayor o menor me-

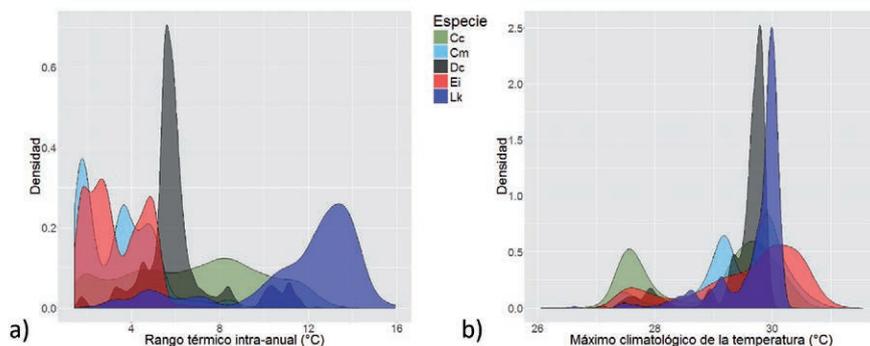


Figura 3. Curvas de respuesta de las tortugas marinas a) del rango térmico intra-anual (Máximo climatológico – mínimo climatológico) y b) del máximo climatológico. El eje de las Y indica las densidades a lo largo del gradiente ambiental representado en el eje X como temperatura en grados centígrados.

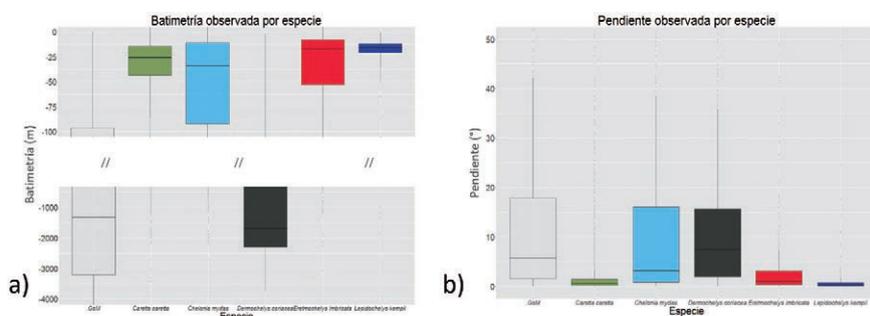


Figura 4. Diagrama de caja y bigote de la a) batimetría y b) de la pendiente ocupadas por cada especie y el golfo de México en gris. La línea representa la mediana, los extremos de las cajas los rangos intercuartílicos, las líneas continuas los mínimos y máximos, y los puntos más claros los valores extremos.

dida por las variables térmicas. Las variables topográficas derivadas tuvieron poco efecto en los modelos, y en casi todos los casos se excluyó el aspecto (en ambos sentidos) debido a su baja contribución.

El AUC, métrica del desempeño de los modelos, es alta (>0.9) en tres de las cinco especies, *C. mydas*, *E. imbricata* y *L. kempii*; mientras que para las *C. caretta* y *D. coriacea* (>0.8) califica como regular (Franklin, 2010) (tabla 2).

Los modelos que se probaron considerando también la desviación estándar climatológica de la TSM fueron mejores que sin esta variable, con AUC mayores a $0.9 (\pm 0.02)$ en todas las especies, pero particularmente para la *C. caretta* ya que este modelo mejoró considerablemente (AUC de 0.829 a 0.92). Sin embargo, esta variable no pudo ser considerada en los modelos debido a que no se cuenta con ella en los escenarios de cambio climático de BioOracle.

Tabla 2. Contribución de las variables en los modelos de idoneidad ambiental de tortugas marinas. Los números representan el porcentaje de contribución de la variable a cada especie, mientras que el guion corto indica que la variable no se utilizó. En la última fila se presenta el AUC global para cada modelo.

		Especie					
		<i>Caretta caretta</i>	<i>Chelonia mydas</i>	<i>Dermochelys coriacea</i>	<i>Eretmochelys imbricata</i>	<i>Lepidochelys kempii</i>	
Variable ambientales (%)	Térmicas	Promedios	3.1	7.7	42.7	3.2	14.3
		Mínimos	5.6	4.3	14.4	29.4	4.5
		Máximos	12.3	5.4	10.7	1.1	4
		Rangos	5.3	30.9	10.4	4.8	31.2
	Configuración del piso oceánico	Aspecto EO	-	1	-	-	-
		Aspecto NS	-	0.6	-	-	-
		Concavidad	0.1	-	-	0.2	0.1
		Curvatura	0.2	1.6	-	0.1	-
		Pendiente	1.3	2.2	0.7	1	1.3
		Profundidad	72.1	46.3	18.2	60.3	44.6
		Rugosidad	-	-	2.8	-	-
		AUC	0.829	0.947	0.885	0.927	0.946

Se generaron las proyecciones espaciales de los modelos de idoneidad ambiental para las cinco especies de tortugas que habitan en el GoM (figura 5). En estos se observa que la *C. caretta* (a), la *C. mydas* (b) y la *E. imbricata* (d) de manera general comparten el sur del GoM, aunque la primera se distribuye ampliamente en las costas de los Estados Unidos a diferencia de las últimas con poca probabilidad de ambientes idóneos hacia el norte y centro del golfo.

La *E. imbricata*, presenta mayor probabilidad de idoneidad hacia los bordes de las islas, al contrario de la *C. mydas* con mayor probabilidad en las zonas protegidas y someras. La *L. kempii* presenta la probabilidad de idoneidad claramente diferenciada hacia las costas de Texas y Louisiana, así como en el borde continental de Tamaulipas y Veracruz, con algunas probabilidades en la costa noroeste de Yucatán. La probabilidad de idoneidad para la *D. coriacea*

se distribuye hacia la zona profunda del GoM, patrón marcadamente diferenciado del resto de las especies.

Proyección de la distribución espacial ante el CC

Se generaron cinco proyecciones espaciales de la distribución de las especies bajo el escenario SRES BI del 2100 (figura 6). Estas proyecciones a futuro representan un potencial cambio en la aptitud del ambiente del golfo de México de contener cada una de las cinco especies. En ellas se considera a la variación en el régimen térmico como el eje central de las variaciones ambientales y cambios de la distribución espacial potencial.

La distribución espacial de la probabilidad de idoneidad cambió drásticamente para todas las especies. Sin embargo, es importante notar que se formaron estructuras ambientales producto de las proyecciones

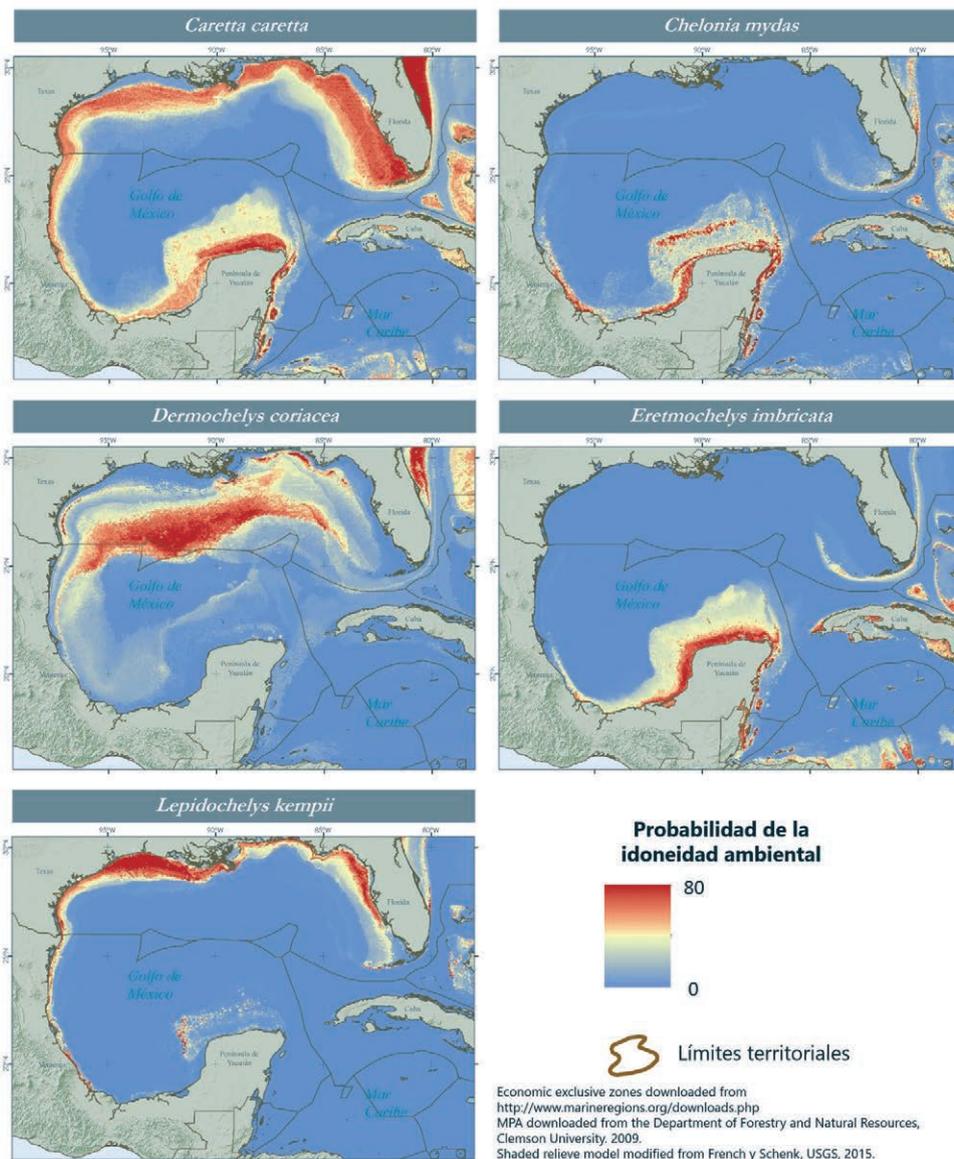


Figura 5. Distribución espacial de la probabilidad de la idoneidad ambiental actual para cinco especies de tortugas marinas. Los valores más altos están representados en tonos rojos, mientras que los azules representan muy bajas probabilidades.

de TSM utilizadas, las cuales son poco probables de ser observadas en la realidad. Salvando este hecho, se aprecian importantes efectos en la probabilidad de distribución,

como en el caso de la *C. mydas*, que disminuyó de manera importante su probabilidad de distribución en prácticamente todo el GoM, con probabilidades menores

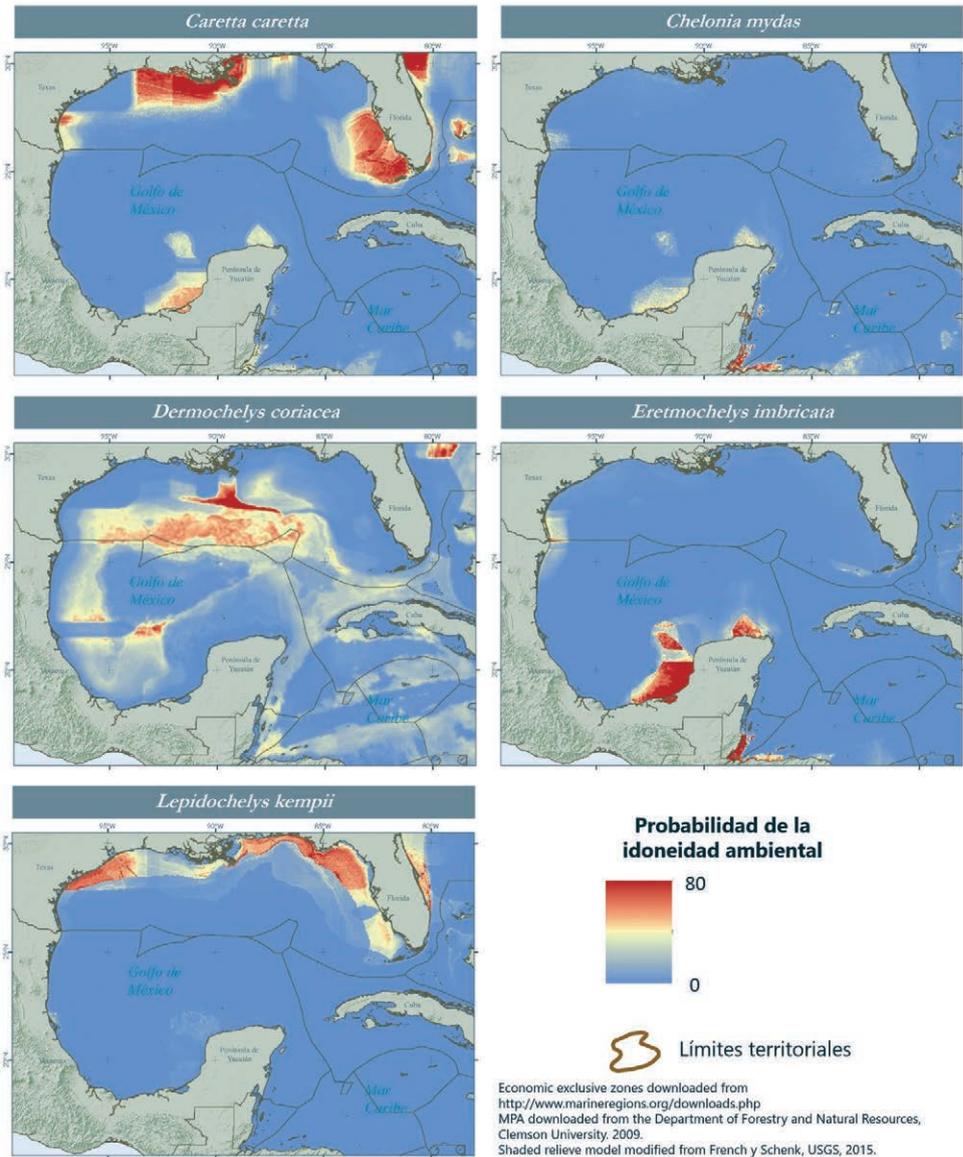


Figura 6. Distribución espacial de la probabilidad de la idoneidad ambiental bajo el escenario para cinco especies de tortugas marinas. Los valores más altos están representados en tonos rojos, mientras que los azules representan muy bajas probabilidades.

al 60% (figura 7). Por el contrario, para la *D. coriacea* se incrementó la dispersión geográfica de sus probabilidades; sin embargo, esta distribución se presenta con probabili-

dades menores que las que se observan para el modelo actual. Para la *C. caretta* también se observa una contracción de su área de distribución, limitando su rango en el sur,

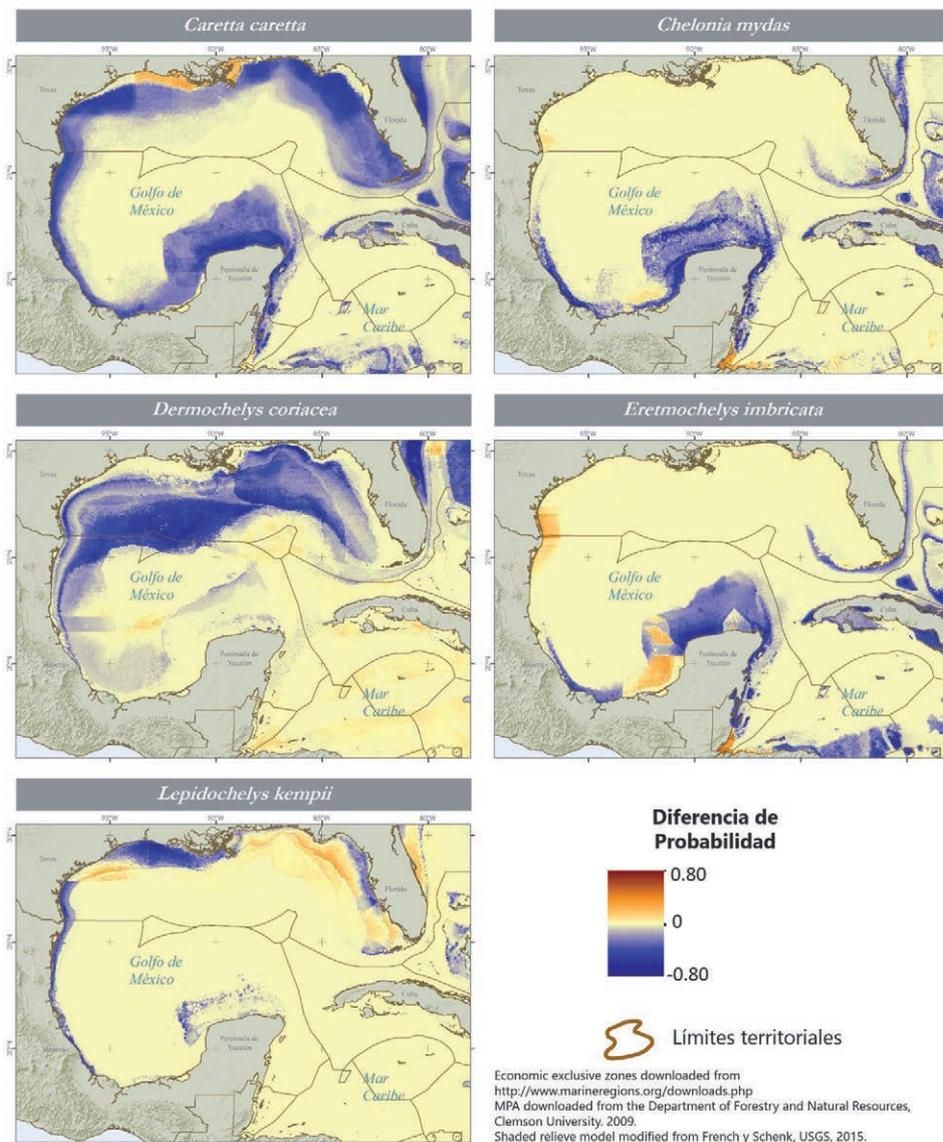


Figura 7. Distribución espacial de la diferencia de las probabilidades de idoneidad ambiental entre los modelos presente y escenario futuro. El aumento en la probabilidad se representa en colores rojos y la disminución se representa en colores azules, mientras que el color amarillo indica poca diferencia entre ambos.

para concentrarse en algunos sectores de las costas de los Estados Unidos. El área de distribución de la *L. kempii* parece no sufrir modificaciones contundentes, pero sí

un cambio en la configuración espacial de las probabilidades, las cuales también disminuyeron ligeramente.

Para cada especie se obtuvieron las diferencias entre las probabilidades de idoneidad en la actualidad menos las probabilidades proyectadas al escenario futuro (figura 6). Con la aproximación utilizada fue posible apreciar el sentido de los cambios, en donde los valores negativos indican la disminución de la probabilidad de aptitud del ambiente, mientras que los valores positivos refieren a un aumento de tal probabilidad.

En la figura 8 se muestran los histogramas de los valores de probabilidad (en cantidad de pixeles de 4 km por lado) para los escenarios actual (a) y futuro (b), así como de los cambios entre ambos (c). En este último, los valores cercanos a 0 ($0.1 < p > -0.1$) refieren a ubicaciones que sufrieron pocas variaciones en la idoneidad del ambiente para cada especie; los valores negativos representan la cantidad de pixeles que disminuyeron su aptitud ambiental

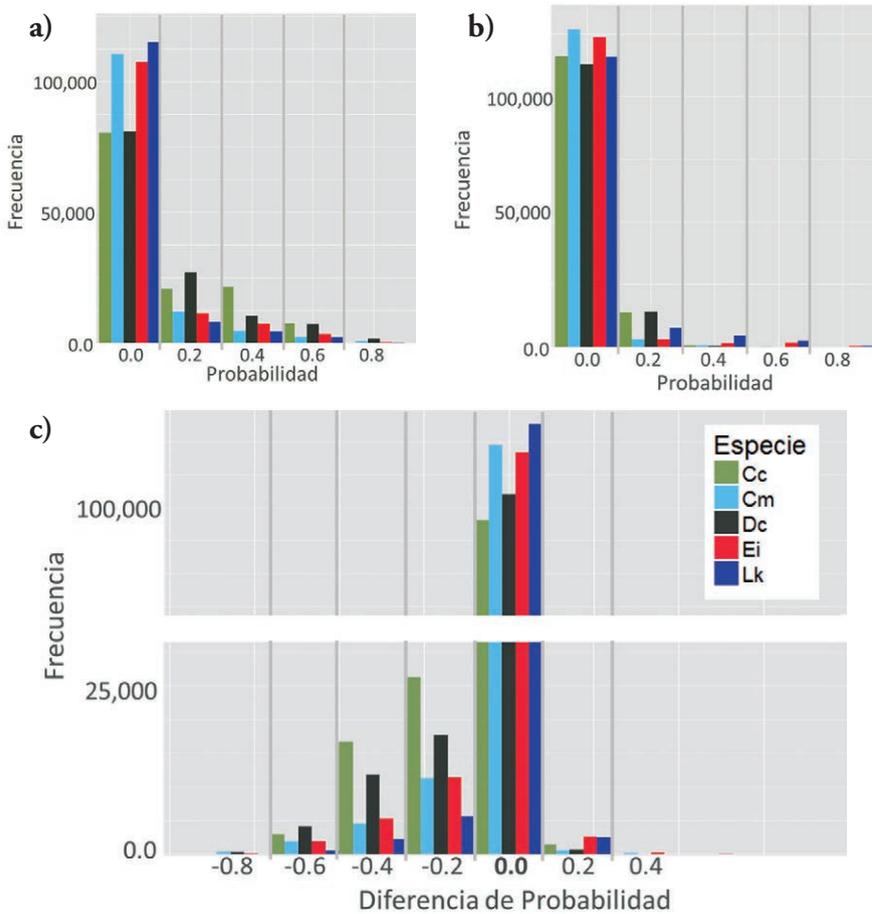


Figura 8. Histogramas de la probabilidad de idoneidad ambiental para tortugas marinas, a) en el presente, b) en un escenario de cambio climático y c) las diferencias entre ambos.

para la presencia de las especies, que en todos los casos fue mayor que la cantidad de píxeles que aumentaron esa probabilidad de aptitud. Este mismo patrón se observa en el histograma de probabilidades futuro, pues en todos los casos, las probabilidades de idoneidad disminuyen, con un claro aumento de probabilidades cercanas a cero.

En los mapas de la diferencia de las probabilidades de idoneidad ambiental (figura

7) se observa que una gran proporción de las áreas de distribución actual disminuirían su aptitud para la presencia de las especies en un escenario conservador de cambio climático, y sólo en algunas zonas particulares, las especies ganarían espacios idóneos. En el caso de la *C. mydas* el impacto más importante es que las zonas con probabilidad de aptitud ambiental están restringidas espacialmente y con valores menores a 0.4.

DISCUSIÓN

Espacio ambiental

En este estudio se evaluó la idoneidad ambiental y su representación geográfica de las poblaciones de tortugas marinas en el GoM para realizar una proyección de su distribución espacial ante un escenario conservador de cambio climático. En esta aproximación se generaron modelos de idoneidad ambiental mediante el algoritmo MaxEnt el cual arroja la probabilidad de que las condiciones ambientales sean adecuadas para la presencia de la especie (Peterson, 2011). Esta probabilidad puede servir como un proxy de los hábitats de las tortugas marinas ya que contiene de manera implícita información de la selección de los hábitats por los individuos utilizados en la modelación.

Acorde con lo esperado, se observó que las tortugas utilizan un espacio ambiental diferenciado entre especies y, por consiguiente de lo que se encuentra disponible en el área de estudio. Tanto en las curvas de respuesta como en la evaluación de la contribución de las variables a los modelos de idoneidad, se corroboró la importancia que tiene la estructura térmica sobre la distribución espacial de las especies. Todas

las variables térmicas contribuyeron fuertemente en el resultado de los modelos de distribución, aunque para cada especie en diferente magnitud, ya que mientras para la tortuga *L. kempii* existe una diferencia marcada en el rango intra-anual térmico, para la tortuga *D. coriacea* los promedios climatológicos de la temperatura fueron determinantes.

El espacio ambiental de las tortugas marinas se definió en gran medida por la batimetría, con poca e incluso nula participación de otras variables relativas a la complejidad del piso oceánico. Existe la posibilidad de que esto sea un efecto del tamaño de la unidad espacial mínima de análisis (4 km de resolución) que puede aglomerar detalles topográficos que son relevantes a una escala espacial mayor.

Probabilidad de idoneidad ambiental actual

Es importante remarcar que con la aproximación metodológica utilizada se obtuvo un índice que debe ser interpretado como la probabilidad de idoneidad ambiental, es decir, la facultad que tiene cada unidad de análisis espacial (celdas de 16 km²) de

aglomerar las características ambientales adecuadas para la presencia no transitoria de las especies analizadas (Peterson, 2011). Dado que para generar estos modelos se utilizaron la temperatura del mar y la configuración topográfica del piso oceánico, por ser características básicas del hábitat de las tortugas marinas, este índice arroja la probabilidad de que la interacción (inclusive no lineal) de estas variables sea apta para las poblaciones de cada una de las cinco especies de tortugas marinas en el golfo de México.

La distribución espacial de las probabilidades observadas es congruente con la distribución conocida y publicada para las poblaciones de las cinco especies de tortugas marinas dentro del GoM. En particular, para las tortugas *E. imbricata* se encontró que la mayor probabilidad de idoneidad se encuentra en las plataformas continentales asociadas a la península de Yucatán y Honduras, mientras que hacia el oeste se extiende hasta Veracruz e incluye las zonas someras de las islas de Cuba. Hacia el noreste del GoM se incluyen los bordes de las zonas someras de Bahamas y los cayos de Florida, lo que posiblemente está influenciado por variables indicadoras de la complejidad del terreno y estructuras arrecifales en dichas áreas, dada la asociación conocida de esta especie con zonas coralinas como se ha reportado en los cayos de Florida (Hart *et al.*, 2012b; Wood *et al.*, 2013; Gorham *et al.*, 2014), Cuba (Moncada *et al.*, 1999; Moncada *et al.*, 2012), sur del golfo de México (Cuevas *et al.*, 2008) y Arrecife Mesoamericano (Berube *et al.*, 2012, Hawkes *et al.*, 2012).

De acuerdo al modelo de idoneidad, la tortuga *C. mydas* comparte en buena medida la distribución espacial con *E. imbricata*, particularmente en la sonda de Campeche

y el arrecife Mesoamericano, de donde existe evidencia de importantes sitios de agregación (Bass *et al.*, 2006; Makowski *et al.*, 2006; Hart y Fujisaki, 2010; Avens *et al.*, 2012, Méndez *et al.*, 2013). Se conoce que aunque la *C. mydas* habita predominante en zonas tropicales (Hirt, 1997), también se le puede encontrar en zonas subtropicales e incluso templadas (Morreale *et al.*, 1992; Foley *et al.*, 2007). Una inconsistencia particular de estos resultados fue que el modelo no reflejó valores altos de idoneidad en la zona del caribe Nicaragüense, la cual es reconocida como una zona de agregación de alta relevancia para esta especie (Vander-Zanden *et al.*, 2013, Lagueux *et al.*, 2014). Se sugiere que esto puede relacionarse con la falta de datos de calibración en esta zona y otras áreas similares.

El mapa de la idoneidad ambiental de las *C. caretta* muestra que esta especie tiene el potencial de distribuirse prácticamente en todas las costas y plataformas continentales del GoM. De esta especie son bien conocidas las zonas de alimentación en la costa este de Estados Unidos y Canadá, Bahamas (Pajuelo *et al.*, 2012), Cuba (Ehrhart *et al.*, 2003) y sur del golfo de México (Girard *et al.*, 2009, Hart *et al.*, 2012a, Tucker *et al.*, 2014). Para las tortugas *E. imbricata* y *C. mydas*, la distribución se observa principalmente en la plataforma y escarpe de Florida, Lousiana y Texas, acorde con las agregaciones reportadas previamente para Florida y los Cayos (Griffin y Griffin 2003, Gardner *et al.*, 2008, Foley *et al.*, 2007, Hart *et al.*, 2013), así como de la costa de Texas (Plotkin *et al.*, 1993, Lewison *et al.*, 2002). La zona noreste del área de estudio, correspondiente al Atlántico, ha sido estudiada de forma detallada para las poblaciones de *C. caretta* frente a las costas de los estados de Georgia, Carolina del Sur y del

Norte (Coles y Musick 2000, Hawkes *et al.*, 2011), coherente con lo que se observa en el mapa de idoneidad obtenido aquí.

Por su parte, la tortuga *L. kempii* se caracteriza en lo general por cumplir la totalidad de su ciclo de vida dentro del GoM y costa oeste del Atlántico, por lo que algunos autores la consideran como una especie endémica de esta región (Ross *et al.*, 1989; Chaloupka y Zug 1997), aunque existen registros confirmados en aguas del Atlántico norte (Putman *et al.*, 2010). El mapa de idoneidad obtenido para esta especie mostró las mayores agregaciones de distribución en las costas del norte y oeste del GoM, de donde destacan las costas correspondientes a los Estados Unidos, área ampliamente conocida por la presencia de esta especie (Schmid *et al.*, 2002; Lewison *et al.*, 2003; Seney y Landry Jr 2008; Shaver y Rubio 2008; Shaver *et al.*, 2013). En el mapa se observan zonas de alta probabilidad de idoneidad en la zona oeste del banco de Campeche, lo cual coincide con lo reportado para Campeche y Yucatán (Cuevas y Maldonado 2002; Guzmán-Hernández *et al.*, 2007). La franja delgada que se delineó en el mapa a lo largo de los estados de Tamaulipas y Veracruz se conoce como la única región de anidación para las tortugas *L. kempii* (Márquez-M, 1994; Shaver *et al.*, 2016).

Se conoce que las tortugas *D. coriacea* utilizan los ambientes pelágicos con características oceanográficas de alta productividad debido a su alimentación basada en zooplancton (Bailey *et al.*, 2012). A pesar de que los registros de anidación en el GoM son escasos, su presencia está bien documentada, particularmente en la costa este de los Estados Unidos (Eckert *et al.*, 2006; Murphy *et al.*, 2006; Gardner *et al.*, 2008) y frente a los estados de Texas,

Luisiana y Mississippi (Davis *et al.*, 2000; Neeman *et al.*, 2015). En los mapas obtenidos aquí, resalta la zona de cañones y pozas del escarpe del GoM norte con la mayor probabilidad de idoneidad, posiblemente porque esta zona es conocida por su alta productividad que incluso es utilizada por otras especies de hábitos pelágicos (Davis *et al.*, 1998; Teo *et al.*, 2007; Muhling *et al.*, 2011). El modelo también muestra probabilidades altas en la zona del Atlántico al este de Florida, que excluye el paso de la corriente del Golfo, probablemente porque acarrea aguas cálidas del interior el GoM y Caribe, que no parecen formar parte de la idoneidad ambiental para las tortugas *D. coriacea*. Globalmente esta especie presenta la distribución más amplia entre las tortugas marinas, pues llega a ocupar hábitats subárticos. Esto es posible gracias a su capacidad única de mantener su temperatura corporal por encima de la del agua (Eckert, 2001; Girondot, 2015), lo que probablemente le permite explotar tales las regiones frías de alta productividad.

Proyecciones de distribución ante el CC

Varios estudios han debatido fuertemente los alcances e incluso la validez de las aproximaciones de idoneidad ambiental para predecir los impactos del cambio climático en la distribución de las especies, basándose en que, al no considerar factores como las interacciones bióticas o la capacidad de dispersión de las especies, estos modelos no capturan la representación del nicho realizado (Person y Dawson, 2003). Sin embargo, se ha observado también que las aproximaciones basadas en la envoltura ambiental proveen información valiosa y aportan un indicador general de los impactos del cambio climático en la distribución

de las especies si se consideran las limitantes involucradas.

En este estudio, se planteó una perspectiva en el que sólo se variaron los parámetros relacionados con la temperatura del mar ante un escenario conservador de cambio climático, mientras que los otros factores ambientales se mantuvieron fijos, de tal manera que fuera posible observar el impacto de las variaciones térmicas. Es en este contexto en el que estos resultados deben interpretarse, y no como una predicción absoluta del panorama futuro para las tortugas marinas en el GoM.

Como se pudo observar con los resultados de este análisis, las poblaciones de tortugas marinas del GoM utilizan un espacio ambiental y particularmente térmico contenido en el interior del espacio ambiental disponible. Al variar la disponibilidad térmica del área y utilizando el principio del conservadurismo de nicho (las especies mantienen las características de su nicho a través del tiempo evolutivo), se pudo observar cómo la probabilidad de idoneidad ambiental para las tortugas marinas que habitan el GoM disminuyó drásticamente en la mayor parte de las áreas que actualmente son idóneas.

La proyección de cambio climático utilizada es a cien años adelante de lo que estamos considerando como distribución actual. Si bien se habla de que las especies tienen la capacidad de evolucionar, o bien, de adaptarse a los embates del cambio climático, y considerando que a través de su historia evolutiva las tortugas marinas han demostrado ser expertas en contender con cambios en el clima global, un pregunta particular se mantiene: ¿las estrategias de evolución o adaptación de las tortugas marinas son suficientemente rápidas para permitirles permanecer en las áreas que

actualmente ocupan ante el panorama de incremento acelerado de la temperatura del mar?

Es probable que las tortugas marinas utilicen su capacidad de movilidad como estrategia de adaptación, es decir, colonizar nuevas áreas con las condiciones necesarias para su viabilidad (Witt *et al.*, 2010; McMahan y Hays, 2006). Tal escenario es factible para las tortugas marinas ya que ellas no contienen contra barreras físicas que les impida moverse, por ejemplo, hacia el norte acorde con el corrimiento de las isothermas. Basándonos en estas premisas, los resultados de este análisis muestran la posibilidad de que el GoM disminuya su capacidad de contener hábitats idóneos para las tortugas, aunque ello no necesariamente implica que las tortugas no puedan contrarrestar esos cambios que están relacionados con las características de la región de estudio.

Ante este escenario, se abren otras preguntas y necesidades de investigación. Por ejemplo, una aproximación similar que considerara a todas las poblaciones de tortugas del Caribe, GoM y Atlántico proveería de información de cómo estas poblaciones se reacomodan, ocupando espacios que antes no habían utilizado, mientras se dejan otros disponibles. Actualmente ya se tienen algunos indicios de estos corrimientos que se podrían atribuir a alteraciones por el cambio climático, como el caso de las tortugas golfinas (*Lepidochelys olivacea*) observadas en la península de Yucatán (Rimkus y Searle, 2017), o la presencia de tortugas caguamas cada vez más al norte (Witt *et al.*, 2010). Se teoriza que este efecto de desplazamiento de la distribución geográfica (*range shift*, en inglés) afectará a muchas especies marinas llevándolas a desplazarse hacia los polos (Nakicenovic y

Swart, 2000; Walther *et al.*, 2002), incluyendo por supuesto a las tortugas marinas (McMahon y Hays, 2006).

Las tortugas marinas representan un elemento fundamental en los ecosistemas marinos debido al rol trófico que cada especie juega en sus diferentes etapas, por lo que las modificaciones a sus patrones de distribución implican cambios potenciales en sus interacciones ecológicas. Tal es el caso de las tortugas *C. mydas*, ya que al alimentarse particularmente de pastos marinos genera un flujo energético entre sus áreas de alimentación y sus áreas de interanidación por lo que, si las migraciones se alteran, entonces se esperaría que dicho flujo de energía se vea afectado también (Swindells *et al.*, 2017).

Se reconoce que existen diversas consecuencias del cambio climático con potenciales efectos en la distribución de las especies de tortugas marinas. Uno de esos impactos esperados es el aumento en el nivel del mar, que inherentemente cam-

biará la configuración de las costas (Weiss *et al.* 2011) y por lo tanto los hábitats de alimentación y reproducción de la mayoría de las especies de tortugas. Por otro lado, también se prevén cambios en los patrones de circulación y corrientes oceánicas que representan impactos potenciales para la dispersión de crías, rutas migratorias e inclusive cambios en la disponibilidad de alimento (Scavia *et al.*, 2002).

El análisis presentado en este documento es una primera aproximación de las posibles implicaciones del cambio climático en la idoneidad ambiental del GoM para las tortugas marinas, como si todo dependiera únicamente de la temperatura del mar. Sin embargo, consideramos que estos resultados sientan las bases para futuros trabajos que permitan analizar de manera conjunta las amenazas derivadas del cambio climático y lograr la implementación de medidas de conservación adaptativa tanto para las tortugas marinas como para los ecosistemas de los que forman parte.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se enmarca en el proyecto No. 201441 “Implementación de redes de observación oceanográficas (físicas, geoquímicas, ecológicas) para la generación de escenarios ante posibles contingencias relacionadas a la exploración y producción de

hidrocarburos en aguas profundas del Golfo de México”, financiado por el fondo sectorial SENER-CONACYT Hidrocarburos. Ésta es una contribución del Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGOM)

LITERATURA CITADA

Atwood, T. B., R. M. Connolly, E.G. Ritchie, C.E. Lovelock, M.R. Heithaus, C.C. Hays, J.W. Fourqurean, y P. I., Macreadie, 2015. Predators help protect carbon stocks in blue carbon ecosystems. *Nature Climate Change*, 5:1038-1045.

Avens, L., L. R. Goshe, C. A. Harms, E. T. Anderson, A. Goodman-Hall, W. M. Cluse, H. Godfrey, J. Braun-McNeill, B. Stacy, R. Bailey, y M. M., Lamont, 2012. Population characteristics, age structure, and growth dynamics of neritic juvenile green

- turtles in the northeastern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, 458: 213-229.
- Bailey, H., S. R. Benson, G.L. Shillinger, S.J. Bograd, P.H. Dutton, S.A. Eckert, S. J. Morreale, E.V. Paladino, T. Eguchi, D.G. Foley, B.A. Block, R. Piedra, C. Hitipeuw, R.F. Tapilatu, y J. R. Spotila, 2012. Identification of distinct movement patterns in Pacific leatherback turtle populations influenced by ocean conditions. *Ecological Applications*, 23: 735-747.
- Ballance, L., y T. Gerrodette, 2014. SWFSC Marine Mammal Survey, STAR 2000, Cruise 1615. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1043>) on 2017-01-
- Bass, A. L., S.P. Epperly, y J., Braun-McNeill, 2006. Green turtle (*Chelonia mydas*) foraging and nesting aggregations in the Caribbean and Atlantic: Impact of currents and behavior on dispersal. *Journal of Heredity*, 97: 346-354.
- Berube, M. D., S.G. Dunbar, K. Rützler, y W. K., Hayes, 2012. Home range and foraging ecology of juvenile hawksbill sea turtles (*Eretmochelys imbricata*) on inshore reefs of Honduras. *Chelonian Conservation and Biology*, 11: 33-43.
- Bjorndal, K. A., 2003. Roles of loggerhead sea turtles in marine ecosystems. p. 235-254. In: A.B. Bolten y B.E. Witherington (eds.), *Loggerhead sea turtles*, Smithsonian Institution, Washington. 319 p.
- Bjorndal, K. A., y J.B.C. Jackson, 2003. Roles of sea turtles in marine ecosystems: Reconstructing the past. p. 259-274. In: P.L. Lutz, J.A. Musick y J. Wyneken (eds.), *The Biology of Sea Turtles Volume II*, CRC Press, Boca Raton, Florida, 455 p.
- Braun-McNeill, J., C.R. Sasso, S.P. Epperly, y C. Rivero, 2008. Feasibility of using sea surface temperature imagery to mitigate cheloniid sea turtle-fishery interactions off the coast of northeastern USA. *Endangered Species Research*, 5: 257-266 <doi:10.3354/esr00146>
- Byles, R. A., 1991. Telemetría por satélite de tortugas marinas. p. 27-36. En: J. Frazier, R. Vázquez, E. Galicia, R. Durán y L. Capurro (eds.), *Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán*. Universidad Autónoma de Yucatán, México.
- Chaloupka, M., y G. R., Zug, 1997. A polyphasic growth function for the endangered Kemp's ridley sea turtle, *Lepidochelys kempii*. *Fishery Bulletin*, 95: 849-856.
- Coles, W. C., y J. A., Musick, 2000. Satellite sea surface temperature analysis and correlation with sea turtle distribution off North Carolina. *Copeia*, 2: 551-554.
- CONANP, 2012. Programa de conservación de especies en riesgo. Documento digital consultado el 2016/12/12 en http://procer.conanp.gob.mx/pdf/procer_2012.pdf
- Cuevas, E., y A., Maldonado, 2002. Nueva presencia de tortuga lora (*Lepidochelys kempii*) en las costas de la Península de Yucatán. *Océanides*, 17: 69-72.
- Cuevas, E., F.A. Abreu-Grobois, V. Guzmán-Hernández, M.A. Liceaga-Correa, y R. P., van Dam, 2008. Post-nesting migratory movements of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) around the Yucatan Peninsula, Mexico. *Endangered Species Research* <doi: 10.3354/esr0012>
- Dalleau, M., S. Ciccione, J.A. Mortimer, J. Garnier, S. Benhamou, y J. Bourjea, 2012. Nesting phenology of marine turtles: Insights from a regional comparative analysis on green turtle (*Chelonia mydas*). *PLoS ONE*, 7: e46920 <doi:10.1371/journal.pone.0046920>
- Davis, R. W., W.E. Evans, y B. Würsig (eds.), 2000. *Cetaceans, sea turtles and seabirds in the Northern Gulf of Mexico: Distribution, Abundance and Habitat Associations*. Volume I: Executive Summary. Prepared by Texas A&M University at Galveston and the National Marine Fisheries Service. U.S. Department of the Interior, Geological Survey, Biological Resources

- Division, USGS/BRD/CR-1999-0006 and Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA. OCS Study MMS 2000-002.
- Diaz, G., 2011a. NOAA Southeast Fishery Science Center (SEFSC) Commercial Pelagic Observer Program (POP) Data. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/103151496>) on 2017-01-04 and originated from iOBIS (<http://www.iobis.org>).
- Diaz, G., 2011b. NOAA Southeast Fishery Science Center (SEFSC) Fisheries Log Book System (FLS) Commercial Pelagic Logbook Data. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/103151495>) on 2017-01-04 and originated from iOBIS (<http://www.iobis.org>).
- Dove, A., 2016. Sea Turtle rehabilitation project. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/796>) on 2017-01-04 and originated from Satellite Tracking and Analysis Tool (STAT; http://www.seaturtle.org/tracking/index.shtml?project_id=680).
- Eckert, K. L., 2001. Status and distribution of the leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, in the Wider Caribbean Region. p. 24-31. In: K.L. Eckert y F.A. Abreu-Grobois (eds.), Marine turtle conservation in the Wider Caribbean Region: A dialogue for effective regional management, WIDECAST, IUCN/SSC/MTSG, WWF and the UNEP Caribbean Environment Program. Santo Domingo, República Dominicana.
- Eckert, S. A., D. Bagley, S. Kubs, L. Ehrhart, C. Johnson, K. Stewart, y D. DeFreese, 2006. Internesting and postnesting movements and foraging habitats of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) nesting in FL. *Chelonian Con. & Biol.*, 5: 239-248.
- Ehrhart, L. M., D.A. Bagley, y W. E., Redfoot, 2003. Chapter 10 Loggerhead turtles in the Atlantic Ocean. p. 157-174. In: A.B. Bolten y B.E. Witherington (eds.), Loggerhead sea turtles, Smithsonian Institution, Washington. 319 p.
- Foley, A. M., K.E. Singel, P.H. Dutton, T.M. Summers, A.E. Redlow, y J., Lessman, 2007. Characteristics of a green turtle (*Chelonia mydas*) assemblage in Northwestern Florida determined during a hypothermic stunning event. *Gulf of Mexico Science*, 2: 131-143.
- Franklin, J., 2010. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press.
- Gardner, B., P.J. Sullivan, S. Epperly, y S.J. Morreale, 2008. Hierarchical modeling of bycatch rates of sea turtles in the western North Atlantic. *Endangered Species Research*, 5: 279-289.
- Garrison, L., 2013. SEFSC Atlantic surveys 1999. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/5>) on 2017-01-04.
- Garrison, L., 2013. SEFSC Atlantic surveys, 1998 (3). Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1>) on 2017-01-04.
- Garrison, L., 2013. SEFSC Caribbean Survey 2000. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/7>) on 2017-01-04.
- Garrison, L., 2013. SEFSC GoMex Oceanic 1992 (199). Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/13>) on 2017-01-04.
- Garrison, L., 2013. SEFSC GoMex Oceanic 1993 (S). Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/17>) on 2017-01-04.
- Garrison, L., 2013. SEFSC GoMex Oceanic 1994. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/19>) on 2017-01-04.
- Garrison, L., 2013. SEFSC GoMex Oceanic 1996. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/25>) on 2017-01-04.
- Garrison, L., 2013. SEFSC GoMex Oceanic 1997. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/27>) on 2017-01-04.

- Garrison, L., 2013. SEFSC GoMex Oceanic 1999. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/29>) on 2017-01-04.
- Garrison, L., 2013. SEFSC GoMex Oceanic 2000. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/21>) on 2017-01-04.
- Garrison, L., 2013. SEFSC GoMex Oceanic 2001. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/23>) on 2017-01-04.
- Garrison, L., 2013. SEFSC Gomex Shelf 1994. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/35>) on 2017-01-04.
- Garrison, L., 2013. SEFSC Gomex Shelf 1998. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/31>) on 2017-01-04.
- Garrison, L., 2013. SEFSC Gomex Shelf 2000. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/37>) on 2017-01-04.
- Garrison, L., 2013. SEFSC Gomex Shelf 2001. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/33>) on 2017-01-04.
- Garrison, L., 2013. SEFSC Southeast Cetacean Aerial Survey 1992. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/87>) on 2017-01-04.
- Garrison, L., 2013. SEFSC Southeast Cetacean Aerial Survey 1995. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/86>) on 2017-01-04.
- GBIF.org, (January 2017) GBIF Occurrence Download. <http://doi.org/10.15468/dl.jxfjea>; <http://doi.org/10.15468/dl.l-2n3ji>; <http://doi.org/10.15468/dl.lk-tkb2>; <http://doi.org/10.15468/dl.gcafwf>; <http://doi.org/10.15468/dl.nho0xz>
- GEBCO, 2016. The GEBCO_2014 Grid, version 20150318 descargado el 2016-12-06 de: <http://www.gebco.net>
- Girard, C., A.D. Tucker, y B., Calmettes, 2009. Post-nesting migrations of loggerhead sea turtles in the Gulf of Mexico: dispersal in highly dynamic conditions. *Marine Biology*, 156: 1827-1839.
- Girondot, M., 2015. Leatherback turtle populations in the Atlantic Ocean. p. 97-109. In: J.R. Spotila y P. Santidrián-Tomillo (eds.), The Leatherback turtle, Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland. 219 p.
- Gorham, J. C., D.R. Clark, M.J. Bresette, D.A. Bagley, C.L. Keske, S.L. Traxler, B.E. Witherington, B.M. Shamblin, y C. J., Nairn, 2014. Characterization of a subtropical hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) assemblage utilizing shallow water natural and artificial habitats in the Florida Keys. *PLoS ONE*, 9: e114171 <doi:10.1371/journal.pone.0114171>
- Griffin, R. B. y N. J., Griffin, 2003. Distribution, habitat partitioning, and abundance of Atlantic spotted dolphins, bottlenose dolphins, and loggerhead sea turtles on the Eastern Gulf of Mexico continental shelf. *Gulf of Mexico Science*, 1: 23-34.
- Guzman-Hernandez, V., E.A. Cuevas-Flores, y R., Márquez-Millán, 2007. Occurrence of Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) along the coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Chelonian Conservation and Biology*, 6: 274-277.
- Hamann, M., C.J. Limpus, y M. A., Read, 2007. Vulnerability of marine reptiles in the Great Barrier Reef to climate change. In: J. Johnson y P. Marshal (eds.), Climate change and the Great Barrier Reef. Great Barrier Reef Marine Park Authority and The Australian Greenhouse Office. Queensland, Australia.
- Hamann, M., M.H. Godfrey, J.A. Seminoff, K. Arthur, P.C.R. Barata, K.A. Bjorndal, A.B. Bolten, A.C. Broderick, L.M. Campbell, C. Carreras, P. Casale, M. Chaloupka, S.K.F. Chan, M.S. Coyne, L.B. Crowder, C.E. Diez, P.H. Dutton, S.P. Epperly, N.N. FitzSimmons, A. Formia, M. Girondot, G.C. Hays, I.J. Cheng, Y. Kaska, R. Lewison, J.A. Mortimer, W.J. Nichols, R.D.

- Reinda, K. Shanker, J.R. Spotila, J. Tomás, B.P. Wallace, T.M. Work, J. Zbinden, y B. J. Godley, 2010. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. *Endangered Species Research*, 11: 245-269.
- Hamann, M., M.M. P.B. Fuentes, N.C. Ban, y V. J. L. Mocellin, 2013. Climate change and marine turtles. p. 353-378. In: J. Wyneken, K.J. Lohmann y J.A. Musick (eds.), *The biology of sea turtles Volume III*, CRC Press, Boca Raton, Florida. 457 p.
- Hardy, R. F., A. Foley, B. Schroeder, R. Giove, y A., Meylan, 2014. Spatiotemporal Occurrence of Loggerhead Turtles (*Caretta caretta*) on the West Florida Shelf and Apparent Overlap with a Commercial Fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71: 1924-1933.
- Harris, Lei E., 2015. DFO Maritimes Region Cetacean Sightings. Version 6 In OBIS Canada Digital Collections. Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, NS, Canada. Published by OBIS, Digital <http://www.iobis.org/>.
- Hart, K. M. y I., Fujisaki, 2010. Satellite tracking reveals habitat use by juvenile green sea turtles *Chelonia mydas* in the Everglades, Florida, USA. *Endangered Species Research*, 11: 221-232.
- Hart, K. M., A.R. Sartain, I. Fujisaki, H.L. Pratt Jr, D. Morley, y M. W., Feeley, 2012a. Home range, habitat use, and migrations of hawksbill turtles tracked from Dry Tortugas National Park, Florida, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 457: 193-207.
- Hart, K. M., M.M Lamont, I. Fujisaki, A.D. Tucker, y R. R., Carthy, 2012b. Common coastal foraging areas for loggerheads in the Gulf of Mexico: Opportunities for marine conservation. *Biological Conservation*, 145: 185-194.
- Hart, K. M., M.M Lamont, A.R. Sartain, I. Fujisaki, y B. S., Stephens, 2013. Movements and habitat-use of loggerhead sea turtles in the Northern Gulf of Mexico during reproductive period. *PLoS ONE*, 8(7): e66921 <doi:10.1371/journal.pone.0066921>
- Hawkes, L. A., A.C. Broderick, M.S. Coyne, M.H. Godfrey, y B. J., Godley, 2007. Only some like it hot-quantifying the environmental niche of the loggerhead sea turtle. *Diversity and Distributions*, 13: 447-457.
- Hawkes, L. A., A.C. Broderick, M.H. Godfrey, y B. J., Godley, 2009. Climate change and marine turtles. *Endangered Species Research*, 7: 137-154.
- Hawkes, L. A., M.J. Witt, A.C. Broderick, J.W. Coker, M.S. Coyne, M. Dodd, M. G. Frick, M.H. Godfrey, D.B. Griffin, S.R. Murphy, T.M. Murphy, K.L. Williams, y B. J., Godley, 2011. Home on the range: spatial ecology of loggerhead turtles in Atlantic waters of the USA. *Diversity and Distributions*, 17: 624-240.
- Hawkes, L. A., J. Tomás, O. Revuelta, Y.M. León, J.M. Blumenthal, A.C. Broderick, M. Fish, J.A. Raga, M.J. Witt, y B. J. Godley, 2012. Migratory patterns in hawksbill turtles described by satellite tracking. *Marine Ecology Progress Series*, 461: 223-232.
- Hays, G. C., M. Dray, T. Quaife, T.J. Smyth, N.C. Mironnet, P. Luschi, F. Papi, y M. J., Barnsley, 2001. Movements of migrating green turtles in relation to AVHRR derived sea surface temperature. *International Journal of Remote Sensing*, 22: 1403-1411.
- Hijmans, R. J. y C. H., Graham, 2006. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*, 12: 2272-2281.
- Hijmans, R.J., J. Kapoor, J. Wiczorek, N. Garcia, A. Maunahan, A. Rala, y A. Mandel, 2016. GADM database of Global Administrative Areas. Descargado de: <http://www.gadm.org/en/01/11/2016>
- Hirth, H. F., 1997. Synopsis of the biological data on green turtle. Fish and Wildlife Service/U. S. Department of the Interior. *Biological Report*, 97(1). Washington D. C.
- Holst, M., O. Lee, y H. Smith, 2014. Lamont-Doherty/LGL/NSF cruises. Data

- downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/511>) on 2017-01-04.
- James, M. C., J. Davenport, y G. C., Hays, 2006. Expanded thermal niche for a diving vertebrate: A leatherback turtle diving into near-freezing water. *Jour. of Experimental Marine Biology and Ecology*, 335: 221-226.
- Johnston, D. y Z., Swaim, 2013. DUML vessel-based surveys for proposed JAX USWTR site 2009-2011. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/582>) on 2017-01-04.
- Kenney, R., 2013. BLM CETAP OPP Sightings. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/284>) on 2017-01-04.
- Lagueux, C. J., C.L. Campbell, y S. Strindberg, 2014. Artisanal green turtle, *Chelonia mydas*, fishery of Caribbean Nicaragua: I. Catch rates and trends, 1991-2011. *PLoS ONE*, 9(4): e94667 <doi:10.1371/journal.pone.0094667>
- Lamont, M. M. y I., Fujisaki, 2014. Effects of ocean temperature on nesting phenology and fecundity of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *Journal of Herpetology*, 48: 98-102.
- Latusek-Nabholz, J., 2013a. Sightings for Airborne Mine Neutralization System Aerial Monitoring in the NSW PCD Study Area from October 2011, 2012. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/948>) on 2017-01-04.
- Latusek-Nabholz, J., 2013b. Sightings for Airborne Mine Neutralization System Vessel Monitoring in the NSW PCD Study Area from December 2011. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/949>) on 2017-01-04.
- Latusek-Nabholz, J., 2013c. SIGHTINGS FOR AN/AQS-20 Sonar Aerial Monitoring in the NSW PCD Study Area from July 2011 and May 2012. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/947>) on 2017-01-04.
- Latusek-Nabholz, J., 2014a. Sightings for AN/AQS-20 Sonar Test Event - April-May 2013. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1096>) on 2017-01-04.
- Latusek-Nabholz, J., 2014b. Sightings for AN/AQS-20 Sonar Test Event - December 2013. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1113>) on 2017-01-04.
- Latusek-Nabholz, J., 2014c. Sightings for REMUS Sonar Test Event - July 2013. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1098>) on 2017-01-04.
- Latusek-Nabholz, J., 2014d. Sightings for SSAM2-BOSS Sonar Test Event - June 2013. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1097>) on 2017-01-04.
- Lewis, R. L., L.B. Crowder, y D. J. Shaver, 2002. The impact of Turtle Excluder Devices and fisheries closures on loggerhead and Kemp's ridley strandings in the Western Gulf of Mexico. *Conservation Biology*, 17: 1089-1097.
- Lutz, S. J., y A. H., Martin, 2014. Fish Carbon: Exploring Marine Vertebrate Carbon Services. Published by GRID-Arendal, Arendal, Norway.
- Makowski, C., J.A. Seminoff, y M., Salmon, 2006. Home range and habitat use of juvenile Atlantic green turtles (*Chelonia mydas* L.) on shallow reef habitats in Palm Beach, Florida, USA. *Marine Biology*, 148: 1167-1179.
- Márquez-M, R., 1994. Sinopsis de datos biológicos sobre la Tortuga lora, *Lepidochelys kempi* (Garman, 1880). Instituto Nacional de la Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera. FAO Sinopsis sobre la Pesca No. 152. INP/SI 52 SAST-Tortuga Lora 5.31 (07)016.02.
- Mazaris, A. D., A.S. Kallimanis, J.D. Pantis, y G. C. Hays, 2013. Phenological response of sea turtles to environmental variation across a species' northern range. *Procee-*

- dings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 280(1751): <doi:10.1098/rspb.2012.2397>
- McLellan, W., 2011. UNCW USWTR JAX Aerial Surveys May - Oct 2010 - Left side. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/687>) on 2017-01-04.
- McLellan, W., 2011. UNCW USWTR JAX Aerial Surveys May - Oct 2010 - Right side. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/688>) on 2017-01-04.
- McLellan, W., 2011. USWTR JAX Aerial Survey -Left side- 2009-2010. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/590>) on 2017-01-04.
- McLellan, W., 2011. USWTR JAX Aerial Survey -Left side- 2010-2011. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/745>) on 2017-01-04.
- McLellan, W., 2011. USWTR JAX Aerial Survey -Right side- 2010-2011. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/747>) on 2017-01-04.
- McLellan, W., 2012. USWTR JAX Aerial Survey -Left side- 2011-2012. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/857>) on 2017-01-04.
- McLellan, W., 2012. USWTR JAX Aerial Survey -Right side- 2009-2010. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/592>) on 2017-01-04.
- McLellan, W., 2012. USWTR JAX Aerial Survey -Right side- 2011-2012. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/859>) on 2017-01-04.
- McLellan, W., 2014. AFTT JAX Aerial Survey -Left side- 2012-2013. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1128>) on 2017-01-04.
- McLellan, W., 2014. AFTT JAX Aerial Survey -Right side- 2012-2013. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1136>) on 2017-01-04.
- McLellan, W., 2015. AFTT JAX Aerial Survey -Left side- 2014. Data downloaded from OBIS-SEAMAP(<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1241>) on 2017-01-04.
- McLellan, W., 2015. AFTT JAX Aerial Survey -Right side- 2014. Data downloaded from OBIS-SEAMAP(<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1239>) on 2017-01-04.
- McLellan, W., 2016. UNCW JAX Aerial Survey - Left side - 2015. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1362>) on 2017-01-04.
- McLellan, W., 2016. UNCW JAX Aerial Survey - Right side - 2015. Data downloaded from OBIS-SEAMAP(<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1364>) on 2017-01-04.
- McMahon, C. R. y G. C., Hays, 2006. Thermal niche, large-scale movements and implications of climate change for a critically endangered marine vertebrate. *Global Change Biology*, 12: 1330-1338.
- Méndez, D., E. Cuevas, J. Navarro, B.I. González-Garza, y V., Guzmán-Hernández, 2013. Rastreo satelital de tortugas blanca hembra *Chelonia mydas*, y evaluación de sus ámbitos hogareños en la costa norte de la península de Yucatán, México. *Revi.de Biol. Marina y Oceanografía*, 3: 497-509.
- Meylan, A.B., y P.A. Meylan, 2000. Introducción a la evolución, historias de vida y biología de las tortugas marinas. p. 3-5. In: K.L. Eckert, K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois y M. Donnelly (eds.), Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas, UICN/CSE Grupo Especialista en Tortugas Marinas Publicación No. 4, 2000.
- Moncada, F., E. Carrillo, A. Saenz, y G. Nodarse, 1999. Reproduction and nesting of the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the Cuban Archipelago. *Chelonian Conservation and Biology*, 3: 257-263.
- Moncada, F.G., L.A. Hawkes, M.A. Fish, B.J. Godley, S.C. Manolis, Y. Medina, G. Nodarse, G. J. W. Webb, 2012. Patterns of dispersal of hawksbill turtles from the Cuban shelf inform scale of conservation and management. *Biological Conservation*, 148: 191-199.

- Morreale, S. J., A.B. Meylan, S.S. Sadove, y E. A., Standora, 1992. Annual occurrence and winter mortality of marine turtles in New York waters. *Journal of Herpetology*, 26: 301-308.
- Muhling, B.A., S.K. Lee, J. T. Lamkin, y Y. Liu. 2011. Predicting the effects of climate change on bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) spawning habitat in the Gulf of Mexico. *Journal of Marine Science*, 68: 1051-1062.
- Muller-Karger, F. E., J.P. Smith, S. Werner, R.Chen, M. Roffer, Y. Liu, B. Muhling, D. Lindo-Atichati, J. Lamkin, S. Cerdeira-Estrada, y D. B., Enfield, 2015. Natural variability of surface oceanographic conditions in the offshore Gulf of Mexico. *Progress in Oceanography*, 134: 54-76. <http://doi.org/10.1016/j.pocean.2014.12.007>
- Murphy, T. M., S.R. Murphy, D.B. Griffin, y C. P., Hope, 2006. Recent occurrence, spatial distribution, and temporal variability of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in nearshore waters of South Carolina, USA. *Chelonian Conservation and Biology*, 2: 216-224.
- Nakicenovic, N. y R., Swart, 2000. Special report on emissions scenarios. Special Report on Emissions Scenarios, Edited by Nebojsa Nakicenovic and Robert Swart. Cambridge, UK. Cambridge University Press. 612 P.
- Nava, M., 2013. Sea turtle tracking in Bonaire 2003-2011. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/753>) on 2017-01-04.
- Neeman, N., N.J. Robinson, F.V. Paladino, J.R. Spotila, y M. P., O'Connor, 2015. Phenology shifts in leatherback (*Dermochelys coriacea*) due to changes in sea surface temperature. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 462: 113-120.
- Ocean Biology Processing Group (obpg), 2016. MODIS Aqua Level 3 SST MID-IR Monthly 4km Nighttime v2014.0. Ver. 2014.0. PO.DAAC, CA, USA. Dataset accessed [2016-12-07] at <http://dx.doi.org/10.5067/MODAM-MO4N4>.
- Pajuelo, M., K.A. Bjorndal, K.J. Reich, M.D. Arendt, y A. B., Bolten, 2012. Distribution of foraging habitats of male loggerhead turtles (*Caretta caretta*) as revealed by stable isotopes and satellite telemetry. *Marine Biology*, 159: 1255-1267.
- Palacios, D. M., S.J. Bograd, D.G. Foley, y F. B. Schwing, 2006. Oceanographic characteristics of biological hot spots in the North Pacific: A remote sensing perspective. *Deep-Sea Research II*, 53: 250-269.
- Patel, S. H., S.J. Morreale, V.S. Saba, A. Panagopoulou, D. Margaritoulis, y J. R., Spotila, 2016. Climate impacts on sea turtle breeding phenology in Greece and associated foraging habitats in the Wider Mediterranean region. *PLoS ONE*, 11(6): e0157170 <[doi:10.1371/journal.pone.0157170](http://doi.org/10.1371/journal.pone.0157170)>
- Pearson, R. G. y T. P., Dawson, 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?. *Global ecology and biogeography*, 12: 361-371.
- Peterson, A., J. Soberón, R. G. Pearson, R.P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura y M. Bastos Araújo, 2011. Ecological niches and geographic distributions (MPB-49) (No. 49). Princeton Uni. Press.
- Phillips, S.J., M. Dudík, y R.E. Schapire, 2017. Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.3.3). Available from: http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/. Accesado en 2017-01-10.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson, y R.E. Schapire, 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190:231-259.
- Pikesley, S. K., A.C. Broderick, D. Cejudo, M.S. Coyne, M.H. Godfrey, B.J. Godley, P. Lopez, L.F. López-Jurado, S.E. Merino, N. Varo-Cruz, M.J. Witt, y L. A. Hawkes, 2015. Modelling the niche for a marine vertebrate: a case study incorporating behavioral plasticity, proximate threats and climate change. *Ecography*, 38: 803-812.

- Plotkin, P. T., M.K. Wicksten, y A. F. Amos, 1993. Feeding ecology of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the Northwestern Gulf of Mexico. *Marine Biology*, 115: 1-15.
- Plotkin, P., 2003. Adult migrations and habitat use. p. 225-242. In: P. L. Lutz, J. A. Musick y J. Wyneken (eds.), *The Biology of Sea Turtles Volume II*, CRC Press 455p.
- Putman, N. F., T.J.Shay, y K. J. Lohmann, 2010. In the geographic distribution of nesting in the Kemp's ridley turtle shaped by the migratory needs of offspring? *Integrative and Comparative Biology*, 50: 305-314.
- Rimkus, T. y L. Searle, 2017. Com. Pers. Marymount University and Hawksbill Hope.
- Ross, J. P., S. Beavers, D. Mundell, y M., Airth-Kindree, 1989. The status of Kemp's ridley. Center for Marine Conservation, Washington DC, 51 p.
- Saba, V. S., J.R. Spotila, F.P. Chavez, y J. A., Musick, 2008. Bottom-up and climatic forcing on the worldwide population of leatherback turtles. *Ecology*, 89: 1414-1427.
- Saba, V. S., C.A. Stock, y J. P. Dunne, 2015. Relation of marine primary productivity to leatherback turtle biology and behavior. p.173-184. In: J.R. Spotila y P. Santidrián-Tomillo (eds.), *The Leatherback turtle*, Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland, 219 p.
- Scavia, D., J.C. Field, D.F. Boesch, R.W. Buddemeier, V. Burkett, D.R. Cayan, M. Fogarty, M.A. Harwell, R. Howarth, C. Mason, D.J. Reed, T.C. Royer, A.H. Sallenger, y J. G. Titus, 2002. Climate change impacts on U.S. Coastal and Marine Ecosystems. *Estuaries*, 25: 149. doi:10.1007/BF02691304
- Schmid, J. R., A.B. Bolten, A.K. Bjorndal, y W. J. Lindberg, 2002. Activity patterns of Kemp's ridley turtles, *Lepidochelys kempii*, in the coastal waters of the Cedar Keys, Florida. *Marine Biology*, 140: 215-228.
- Seney, E., 2013. Movement patterns of Kemp's ridley sea turtles in the northwestern Gulf of Mexico 2004-2007. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/960>) on 2017-01-04.
- Seney, E. E., y A. M. Landry Jr, 2008. Movements of Kemp's ridley sea turtles nesting on the upper Texas coast: implications for management. *End. Sp.s Res.*, 4: 73-84.
- Serrano, A., 2011. Cetacean diversity, distribution, and abundance in northern Veracruz, Mexico. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/530>) on 2017-01-04.
- Shaver, D. J. y C. Rubio, 2008. Post-nesting movement of wild and head-started Kemp's ridley sea turtles *Lepidochelys kempii* in the Gulf of Mexico. *Endangered Species Res.*, 4: 43-55.
- Shaver, D. J., K.M. Hart, I. Fujisaki, C. Rubio, A.R. Sartain, J. Peña, P.M. Burchfield, D. Gomez-Gamez, y J. Ortíz, 2013. Foraging area fidelity for Kemp's ridleys in the Gulf of Mexico. *Ecology & Evolution*, 3: 2002-2012.
- Shaver, D. J., K.M. Hart, I. Fujisaki, C. Rubio, A.R. Sartain-Iverson, J. Peña, D. Gómez-Gámez, R.J. González-Díaz-Mirón, P.M. Burchfield, H.J. Martínez, y J., Ortíz, 2016. Migratory corridors of adult female Kemp's ridley turtles in the Gulf of Mexico. *Biological Conservation*, 194: 158-167.
- Soto, L., 2015. GVI Mexico Coral Reef Monitoring. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/701>) on 2017-01-04.
- Spontak, D., 2012. JAX ASWEX Aerial Monitoring 2011. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/868>) on 2017-01-04.
- Spontak, D., 2012. JAX ASWEX Aerial Monitoring 2010. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/866>) on 2017-01-04.
- Spontak, D., 2013. JAX ASWEX September 2012. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/895>) on 2017-01-04.

- Spotila, J. R., 2004. Sea turtles: A complete guide to their biology, behavior, and conservation. The John Hopkins University Press and Oakwood Arts. 227 p.
- Swaim, Z., 2016. DUML vessel-based photo-id and biopsy surveys for proposed JAX USWTR site 2012-2015. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/906>) on 2017-01-04.
- Swindells, K. L., R.J. Murdoch, W.D. Bazzen, N.W. Harman, y R. K. Unsworth, 2017. Habitat configuration alters herbivory across the tropical seascape. *Frontiers in Marine Science*, 4:48. doi: 10.3389/fmars.2017.00048
- Teo, S. L. H., A.M. Boustany, y B. A. Block, 2007. Oceanographic preferences of Atlantic bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, on their Gulf of Mexico breeding grounds. *Marine Biology*, 152: 1105–1119
- Tucker, A. D., B.D. MacDonald, y J. A. Seminoff, 2014. Foraging site fidelity and stable isotope values of loggerhead turtles tracked in the Gulf of Mexico and northwest Caribbean. *Marine Ecology Progress Series*, 502: 267-279.
- Tyberghein, L., H. Verbruggen, K. Pauly, C. Troupin, F. Mineur, y O De Clerck, 2012. Bio-ORACLE: a global environmental dataset for marine species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 21(2): 272-281.
- Vander-Zanden, H.B., K.F. Arthur, A.B. Bolten, B.N. Popp, C.J. Lagueux, E. Harrison, C.L. Campbell, y K. A. Bjorndal, 2013. Trophic ecology of a green turtle breeding population. *Marine Ecology Progress Series*, 476: 237-249.
- Varo-Cruz, N., J.A. Bermejo, P. Calabuig, D. Cejudo, B.J. Godley, L.F. López-Jurado, S.K. Pikesley, M.J. Witt, y L. A., Hawkes, 2016. New findings about the spatial and temporal use of the Eastern Atlantic Ocean by large juvenile loggerhead turtles. *Diversity and Distributions*, 22:481-492. <doi:10.1111/ddi.12413>
- Wallace, B. P. y T. Jones, 2015. Leatherback turtle physiological ecology. En: J. R. Spotila y P. Santidrián-Tomillo (eds), *The Leatherback turtle*. Johns Hopkins University Press. Baltimor, MA. 219 p.
- Wallace, B. P., A.D. DiMatteo, A.B. Bolten, M.Y. Chaloupka, B.J. Hutchinson, F.A. Abreu-Grobois, F. A., Mortimer, J. A., Seminoff, D. Amoroch, K.A. Bjorndal, J. Bourjea, B.W. Bowen, R. Briseño-Dueñas, P. Casale, B.C. Choudhury, A. Costa, P.H. Dutton, A. Fallabrino, E.M. Finkbeiner, A. Girard, M. Girondot, M. Hamann, B.J. Hurley, M. López-Mendilaharsu, M.A. Marcovaldi, J.A. Mucisck, R. Nel, N.J. Pilcher, S. Tröeng, B. Witherington, y R. B. Mast, 2011. Global conservation priorities for marine turtles. *PLoS ONE*, 6(9).
- Walther, G.R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T. Beebee, J.M. Fromentin, O. Hoegh-Guldberg, y F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*. <http://dx.doi.org/10.1038/416389aM3>
- Weatherall, P., K.M. Marks, M. Jakobsson, T. Schmitt, S. Tani, J.E. Arndt, M. Rovere D. Chayes, V. Ferrini, y R. Wigley, 2015. A new digital bathymetric model of the world's oceans. *Earth and Space Science*, 2(8), 331-345.
- Weishampel, J. F., D.A. Beagley, L.M. Ehrhart, y A. C. Weishampel, 2010. Nesting phenologies of two sympatric sea turtle species related to sea surface temperatures. *Endangered Species Research*, 12: 41-47. doi:10.3354/esr00290.
- Weiss, J. L., J.T. Overpeck, y B. Strauss, 2011. Implications of recent sea level rise science for low-elevation areas in coastal cities of the conterminous USA. *Climatic Change*, 105(3), 635-645.
- Witt, M. J., L.A. Hawkes, M.H. Godfrey, B.J. Godley, y A. C., Broderick, 2010. Predicting the impacts of climate change on a globally distributed species: the case of the loggerhead turtle. *The Journal of Experimental Biology*, 213: 901-911.

Wood, L. D., R. Hardy, P.A. Meylan, y A.
B., Meylan, 2013. Characterization of a
hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*)
foraging aggregation in a high-latitude reef
community in Southeastern Florida, USA.
Herpetological Conservation and Biology,
8(1): 258-275.

Apéndice 1.Listado de las fuentes de datos provenientes de OBIS-SEAMAP
<http://seamap.env.duke.edu/>

Conjunto de Datos	Cita	Fecha	N	FGDC Metadatos
Cetacean diversity, distribution, and abundance in northern Veracruz, Mexico	Serrano, 2011.	14/02/2011	1	http://seamap.env.duke.edu/dataset/530/xml
JAX SEASWITT Aerial Monitoring 2010	Spontak, 2012.	04/10/2012	7	http://seamap.env.duke.edu/dataset/866/xml
JAX ASWEX Aerial Monitoring 2011	Spontak, 2012.	04/10/2012	7	http://seamap.env.duke.edu/dataset/868/xml
JAX MAVEX September 2012	Spontak, 2013.	26/11/2013	5	http://seamap.env.duke.edu/dataset/895/xml
DUML vessel-based surveys for proposed JAX USWTR site 2009-2011	Johnston, y Swaim, 2013	08/04/2013	64	http://seamap.env.duke.edu/dataset/582/xml
Movement patterns of Kemp's ridley sea turtles in the northwestern Gulf of Mexico 2004-2007	Seney, 2013.	27/06/2013	1500	http://seamap.env.duke.edu/dataset/960/xml
NOAAs Southeast Fishery Science Center (SEFSC) Fisheries Log Book System (FLS) Commercial Pelagic Logbook Data	Diaz, 2011.	12/10/2011	625	http://seamap.env.duke.edu/dataset/103151495/xml
NOAA Southeast Fishery Science Center (SEFSC) Commercial Pelagic Observer Program (POP) Data	Diaz, 2011.	12/10/2011	270	http://seamap.env.duke.edu/dataset/103151496/xml
Sightings for AN/AQS-20 Sonar Aerial Monitoring in the NSW PCD Study Area from July 2011 and May 2012	Latusek-Nabholz, J. 2013.	21/05/2013	246	http://seamap.env.duke.edu/dataset/947/xml
Sightings for Airborne Mine Neutralization System Aerial Monitoring in the NSW PCD Study Area from October 2011, 2012	Latusek-Nabholz, 2013.	21/05/2013	19	http://seamap.env.duke.edu/dataset/948/xml
Sightings for Airborne Mine Neutralization System Vessel Monitoring in the NSW PCD Study Area from December 2011	Latusek-Nabholz, 2013.	21/05/2013	2	http://seamap.env.duke.edu/dataset/949/xml
Sightings for AN/AQS-20 Sonar Test Event - April-May 2013	Latusek-Nabholz, 2014.	04/03/2014	29	http://seamap.env.duke.edu/dataset/1096/xml
Sightings for SSAM2-BOSS Sonar Test Event - June 2013	Latusek-Nabholz, 2014.	04/03/2014	120	http://seamap.env.duke.edu/dataset/1097/xml
Sightings for REMUS Sonar Test Event - July 2013	Latusek-Nabholz, 2014.	04/03/2014	30	http://seamap.env.duke.edu/dataset/1098/xml
Sightings for AN/AQS-20 Sonar Test Event - December 2013	Latusek-Nabholz, 2014.	04/03/2014	16	http://seamap.env.duke.edu/dataset/1113/xml
SEFSC Atlantic surveys, 1998 (3)	Garrison, 2013.	22/11/2013	10	http://seamap.env.duke.edu/dataset/1/xml
SEFSC Atlantic surveys 1999	Garrison, 2013.	22/11/2013	4	http://seamap.env.duke.edu/dataset/5/xml
SEFSC Caribbean Survey 2000	Garrison, 2013.	22/11/2013	1	http://seamap.env.duke.edu/dataset/7/xml

Apéndice 1 (continuación).Listado de las fuentes de datos provenientes de OBIS-SEAMAP
<http://seamap.env.duke.edu/>

Conjunto de Datos	Cita	Fecha	N	FGDC Metadatos
SEFSC GoMex Oceanic 1992 (199)	Garrison, 2013.	22/11/2013	3	http://seamap.env.duke.edu/dataset/13/xml
SEFSC GoMex Oceanic 1993 (S)	Garrison, 2013.	22/11/2013	5	http://seamap.env.duke.edu/dataset/17/xml
SEFSC GoMex Oceanic 1994	Garrison, 2013.	22/11/2013	6	http://seamap.env.duke.edu/dataset/19/xml
SEFSC GoMex Oceanic 2000	Garrison, 2013.	22/11/2013	10	http://seamap.env.duke.edu/dataset/21/xml
SEFSC GoMex Oceanic 2001	Garrison, 2013.	22/11/2013	3	http://seamap.env.duke.edu/dataset/23/xml
SEFSC GoMex Oceanic 1996	Garrison, 2013.	30/12/2013	5	http://seamap.env.duke.edu/dataset/25/xml
SEFSC GoMex Oceanic 1997	Garrison, 2013.	22/11/2013	3	http://seamap.env.duke.edu/dataset/27/xml
SEFSC GoMex Oceanic 1999	Garrison, 2013.	22/11/2013	3	http://seamap.env.duke.edu/dataset/29/xml
SEFSC Gomex Shelf 1998	Garrison, 2013.	22/11/2013	2	http://seamap.env.duke.edu/dataset/31/xml
SEFSC Gomex Shelf 2001	Garrison, 2013.	22/11/2013	39	http://seamap.env.duke.edu/dataset/33/xml
SEFSC Gomex Shelf 1994	Garrison, 2013.	22/11/2013	36	http://seamap.env.duke.edu/dataset/35/xml
SEFSC Gomex Shelf 2000	Garrison, 2013.	18/12/2013	5	http://seamap.env.duke.edu/dataset/37/xml
SEFSC Southeast Cetacean Aerial Survey 1995	Garrison, 2013.	23/11/2013	118	http://seamap.env.duke.edu/dataset/86/xml
SEFSC Southeast Cetacean Aerial Survey 1992	Garrison, 2013.	31/12/2013	260	http://seamap.env.duke.edu/dataset/87/xml
SWFSC Marine Mammal Survey, STAR 2000, Cruise 1615	Ballance y Gerrodette, 2014.	27/02/2014	1	http://seamap.env.duke.edu/dataset/1043/xml
GVI Mexico Coral Reef Monitoring	Soro, 2015.	14/12/2016	834	http://seamap.env.duke.edu/dataset/701/xml
Sea turtle tracking in Bonaire 2003-2011	Nava, 2013.	30/12/2013	525	http://seamap.env.duke.edu/dataset/753/xml
DFO Maritimes Region Cetacean Sightings	Harris, 2015.	11/08/2016	5	http://seamap.env.duke.edu/dataset/1144/xml
Lamont-Doherty/LGL/NSF cruises	Holst <i>et al.</i> , 2014	09/02/2014	24	http://seamap.env.duke.edu/dataset/511/xml
BLM CETAP OPP Sightings	Kenney, 2013.	31/12/2013	512	http://seamap.env.duke.edu/dataset/284/xml
USWTR JAX Aerial Survey -Left side- 2009-2010	McLellan, 2011.	27/01/2011	380	http://seamap.env.duke.edu/dataset/590/xml
USWTR JAX Aerial Survey -Right side- 2009-2010	McLellan, 2012.	31/07/2012	420	http://seamap.env.duke.edu/dataset/592/xml
UNCW USWTR JAX Aerial Surveys May - Oct 2010 - Left side	McLellan, 2011.	20/06/2011	120	http://seamap.env.duke.edu/dataset/687/xml
UNCW USWTR JAX Aerial Surveys May - Oct 2010 - Right side	McLellan, 2011.	21/01/2011	133	http://seamap.env.duke.edu/dataset/688/xml
USWTR JAX Aerial Survey -Left side- 2010-2011	McLellan, 2011.	19/07/2011	101	http://seamap.env.duke.edu/dataset/745/xml
USWTR JAX Aerial Survey -Right side- 2010-2011	McLellan, 2011.	19/07/2011	100	http://seamap.env.duke.edu/dataset/747/xml

Apéndice 1 (continuación).Listado de las fuentes de datos provenientes de OBIS-SEAMAP
<http://seamap.env.duke.edu/>

Conjunto de Datos	Cita	Fecha	N	FGDC Metadatos
USWTR JAX Aerial Survey -Left side- 2011-2012	McLellan, 2012.	10/08/2012	134	http://seamap.env.duke.edu/dataset/857/xml
USWTR JAX Aerial Survey -Right side- 2011-2012	McLellan, 2012.	03/12/2012	137	http://seamap.env.duke.edu/dataset/859/xml
AFTT JAX Aerial Survey -Left side- 2012-2013	McLellan, 2014.	19/03/2014	153	http://seamap.env.duke.edu/dataset/1128/xml
AFTT JAX Aerial Survey -Right side- 2012-2013	McLellan, 2014.	19/03/2014	153	http://seamap.env.duke.edu/dataset/1136/xml
AFTT JAX Aerial Survey -Right side- 2014	McLellan, 2015.	26/02/2015	112	http://seamap.env.duke.edu/dataset/1239/xml
AFTT JAX Aerial Survey -Left side- 2014	McLellan, 2015.	26/02/2015	119	http://seamap.env.duke.edu/dataset/1241/xml
UNCW JAX Aerial Survey - Left side - 2015	McLellan, 2016.	25/03/2016	55	http://seamap.env.duke.edu/dataset/1362/xml
UNCW JAX Aerial Survey - Right side - 2015	McLellan, 2016.	25/03/2016	44	http://seamap.env.duke.edu/dataset/1364/xml
DUML vessel-based photo-id and biopsy surveys for proposed JAX USWTR site 2012-2015	Swaim, 2016.	14/04/2016	85	http://seamap.env.duke.edu/dataset/906/xml
Georgia Aquarium Research Center	Dove, 2016.	23/11/2016	141	http://seamap.env.duke.edu/dataset/796/xml

21

Respuesta ecofisiológica de los manglares del litoral de Campeche en condiciones de extrema sequía

Claudia Maricusa Agraz-Hernández, Carlos Armando Chan-Keb,
Raquel Muñoz-Salazar, Gregorio Posada, Juan Osti-Sáenz,
Jordan Efren Reyes Castellano, J.G. Martínez Kumul
y K.P. Conde Medina

INSTITUTO EPOMEX, UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CAMPECHE, MÉXICO
e-mail: clmagraz@uacam.mx

RESUMEN

Se presenta el efecto de las variaciones en las características hidroquímicas del agua intersticial (salinidad y el potencial redox) en la fenología y producción de hojarasca de tres especies de mangle (*Rhizophora mangle* (L.), *Avicennia germinans* (L.) y *Laguncularia racemosa* (L.)) en siete bosques de mangle que bordean el litoral del estado de Campeche, durante un año de extrema sequía (2009) en comparación con un año de pluviometría media (2010). Los resultados mostraron variación significativa en la precipitación por año ($p<0.05$), por temporadas ($p<0.05$), entre sitios ($p<0.001$) y entre los años y sus temporadas ($p<0.001$). También se demostró variación significativa de la salinidad y potencial redox del agua intersticial por año ($p<0.05$; $p<0.001$), por temporadas ($p<0.05$; $p<0.05$), por sitios ($p<0.001$; $p<0.001$) y entre los años y sus temporadas ($p<0.05$; $p<0.001$). Los

Agraz-Hernández, C.M., C.A. Chan-Keb, R. Muñoz-Salazar, G. Posada, J. Osti-Sáenz, J.E. Reyes Castellano, J.G. Martínez, y K.P. Conde Medina, 2017. Respuesta ecofisiológica de los manglares del litoral de Campeche en condiciones de extrema sequía. p. 415-434. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

ANOVAS de cuatro vías ratifican la variación significativa ($p < 0.001$) en la producción de hojarasca, propágulos, flores y hojas en los bosques a lo largo del litoral, entre los años con los propágulos, flores y hojas ($p < 0.05$), entre los años, sus temporadas y las especies para la hojarasca y hojas ($p < 0.05$) y entre flores y propágulos ($p < 0.001$). Así mismo, la producción de hojarasca y propágulos a lo largo del litoral, entre los años y especies ($p < 0.1$; $p < 0.001$). El factor determinante en el litoral de Campeche para la producción de propágulos y flores en *A. germinans* fue la precipitación, y la salinidad para la hojarasca y hojas en *R. mangle*, bajo extrema sequía. Los resultados de este estudio sugieren una habilidad resiliente de *R. mangle* y *A. germinans*, la cual les permite tolerar la variación estacional de la precipitación y de la salinidad. En el caso de *Laguncularia racemosa* no expresó una relación entre los parámetros ambientales en el año de extrema sequía.

Palabras claves: hojarasca, sequía, manglares, química del agua intersticial, índice de precipitación estandarizado.

ABSTRACT

This study presents the way in which variations in the hydrochemical characteristics of interstitial water (salinity and redox potential) affect the phenology and litter production of three mangrove species *Rhizophora mangle* (L.), *Avicennia germinans* (L.) and *Laguncularia racemosa* (L.) in seven mangrove forests bordering the Campeche state coastline during a year of extreme drought (2009) compared to a year of average rainfall (2010). Results showed significant variation in precipitation per year ($p < 0.05$), per season ($p < 0.05$), among sites ($p < 0.001$), and between the years and corresponding seasons ($p < 0.001$). Significant salinity and redox potential variation were also demonstrated for interstitial waters per year ($p < 0.05$; $p < 0.001$), per season ($p < 0.05$; $p < 0.05$), per site ($p < 0.001$; $p < 0.001$) and between the years and corresponding seasons ($p < 0.05$; $p < 0.001$). Four-way ANOVAS ratify the significant variation ($p < 0.001$) in the litter, propagules, flowers and leaves produced in forests along the shoreline, among the years with propagules, flowers and leaves ($p < 0.05$), among the years, corresponding seasons and species for litter and leaves ($p < 0.05$), between flowers and propagules ($p < 0.001$); similarly, litter and propagules production along the shoreline between years and species ($p < 0.1$; $p < 0.001$). On the Campeche coast, the determining factor for propagule and flower production in *A. germinans* was precipitation, while salinity determined that of litter and leaves in *R. mangle* under extreme drought. The results of this study suggest a resilient ability of *R. mangle* and *A. germinans* that allows them to tolerate seasonal variations in precipitation and salinity. The case of *Laguncularia racemosa* did not express connections among the environmental parameters of the year of extreme drought.

Key words: Leaf litter, drought, mangroves, interstitial water chemistry, standardized precipitation index.

INTRODUCCIÓN

En los humedales de todo el mundo, los principales factores que controlan la estructura y la función son las fluctuaciones anuales e interanuales del nivel del agua. Los primeros son causados por los patrones de precipitación estacional y los últimos

por ciclos de precipitación interanuales (Wantzen *et al.* 2008). Un cambio en los intervalos del nivel del agua durante un ciclo anual, puede ser causado por diversas actividades antropogénicas locales y por cambios en el clima (Van der Valk *et al.*

2015). Autores como Sánchez Nuñez *et al.* (2011) indican que los cambios en el clima traen consigo una serie de desajustes en los patrones de varios fenómenos naturales, principalmente en el ciclo hidrológico y como consecuencia agudización de estaciones de sequía, precipitaciones torrenciales, inundaciones y humedad excesiva de la atmósfera. Muchos de estos fenómenos han estado asociados a anomalías climáticas de sequía (Márdero *et al.*, 2012). Estos fenómenos, han establecido patrones espaciales evidentes y heterogéneos entre localidades (Lloret *et al.*, 2012). Consecuentemente, la estructura y funciones de los ecosistemas se ven afectados (Oteros *et al.*, 2013), y por ende la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y el bienestar general de la sociedad humana (Rodríguez-Herrera y Bozada-Robles, 2010). Las comunidades de mangle son vulnerables a las variaciones climáticas, demostrándose que pequeñas variaciones del régimen de precipitación, pueden causar una respuesta en la biota, en términos de composición y riqueza de los manglares, así como en la regulación de procesos fisiológicos de estas comunidades (Mitsh y Gosselink, 1993; Agraz-Hernández *et al.*, 2011).

Méndez y Magaña (2010) mencionan que México es extremadamente vulnerable a sufrir déficit notable de precipita-

ción (sequía) por su ubicación geográfica; siendo escasa la disponibilidad de agua al norte y con mayor impacto de las sequías hacia el sur. Por otra parte, diversos estudios han reportado escenarios de sequía en la península de Yucatán, con índices de severidad fuerte para la zona centro y sur y severos para la zona noroeste (Orellana *et al.*, 2009). Yáñez Arancibia *et al.* (2008) mencionan que la variación climática en el estado de Campeche, puede provocar la alternancia de periodos de reducción de agua dulce o el exceso de ella, generando una combinación de condiciones extremas entre las que se encuentran salinización de los suelos, sobresaturación hídrica, disminución de oxígeno y del pH.

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue evaluar las variaciones en las características hidroquímicas del agua intersticial (salinidad y el potencial redox) y sus efectos en la fisiología de tres especies de mangles (*R. mangle*, *Avicennia germinans*, y *Laguncularia racemosa*) en siete bosques ubicados en el borde del litoral del estado de Campeche, durante un año de extrema sequía (2009) en comparación con un año de pluviometría media (2010). Las variables de respuesta utilizadas para este estudio fueron la producción total y por temporalidad de hojarasca y comportamiento fenológico (hojas, flores y propágulos).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estado de Campeche se localiza al sureste de la República Mexicana, con una superficie total de 12 595 km² y forma parte de los estados que conforman el litoral del golfo de México. Presenta un clima cálido

subhúmedo, lluvias en verano y gradientes de precipitación general de seco hacia el noroeste (600 mm) y más húmedo hacia el sureste (1 400 mm·año⁻¹), clasificado como Aw. La temperatura media anual es de 26.2°C (Orellana *et al.*, 2009). Cuenta

con 523 km de litoral y una superficie estuarina de 196 000 ha (De la Lanza Espino y Cáceres Martínez, 1994).

Campeche es uno de los estados con mayor extensión de humedales costeros de México. Por su productividad natural y biodiversidad, es considerado como parte de la unidad ecológica costera más importante de Mesoamérica (Toledo-Ocampo, 2005). El estado de Campeche presenta la mayor cobertura de manglar del litoral mexicano (25.2%) (Agraz Hernández *et al.*, 2015), con una extensión total estimada en el 2010 de 193 139 ha (Agraz-Hernández *et al.*, 2012). La principal distribución se da la sur del estado, en la laguna de Términos, con una cobertura de 107 262 ha (Agraz Hernández *et al.*, 2012).

En este estudio se analizaron siete bosques de mangle; cuatro distribuidos en la laguna de Términos (LT), con tipo fisonómico ribereño para Atasta y borde ribereño en Xibuja, dominados por *A. germinans*. Por el contrario, la fisonomía de los bosques en Estero Pargo es de tipo borde con dominancia de *R. mangle*. Los bosques de mangles que bordean el estero de Sabancuy se tipifican como borde, dominados por *A. germinans*. En el caso del bosque del río Champotón (RC) y los bosques de la Reserva de la Biosfera los Petenes (RBP), también presentan fisonomía de borde, con dominancia de *R. mangle* en los tres sitios, Campeche (figura 1).

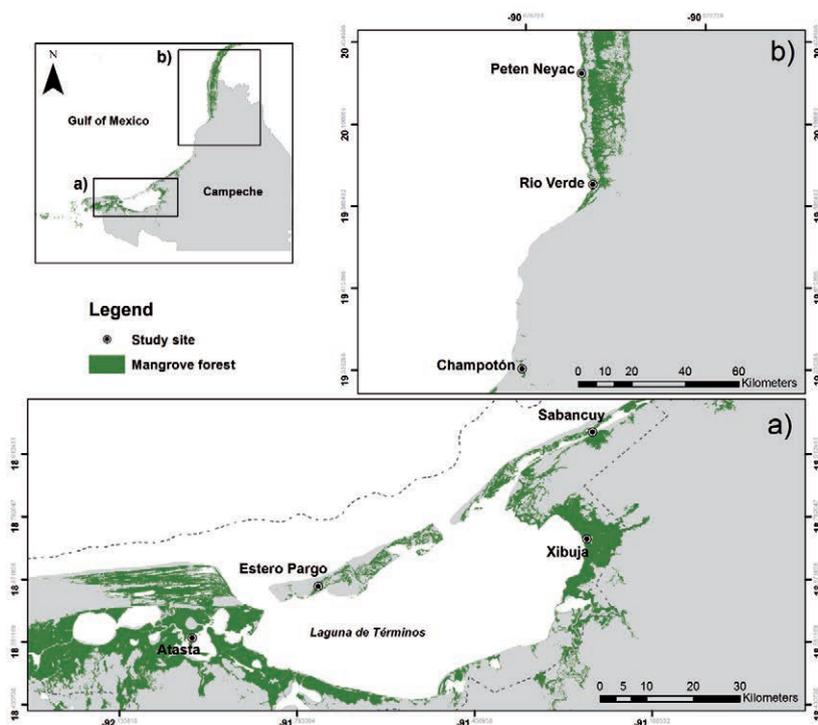


Figura 1. Mapa de siete bosques de mangle en estudio que bordean el litoral de Campeche, México.

Análisis de sequía

Para evaluar el déficit o exceso de precipitación en los años 2009 y 2010 se utilizó el Índice de Precipitación Estandarizado (IPE), con base en los criterios de McKee *et al.* (1993). El IPE permite evaluar el déficit o exceso de precipitación de un sitio durante un período de tiempo determinado, desde 1 mes hasta 4 años, teniendo como referencia el conjunto de datos a largo plazo de la región (Rossi *et al.*, 2007). La mayoría de los valores de IPE comúnmente caen en el intervalo de -2 a +2, que corresponden a distintas categorías de sequía (Nagarajan, 2009).

Para calcular el IPE en el estado de Campeche se utilizó la base de datos CLICOM de la CONAGUA, la cual reporta, para el periodo 1920-2013, los datos de precipitación acumulada diaria en 87 estaciones del estado. Estaciones meteorológicas de la 4001 a la 4088. El IPE se calculó con base a dos tipos de análisis, anual y temporal, éste último de acuerdo a lo reportado por Agraz-Hernández *et al.* (2015), con tres épocas climáticas en el estado de Campeche: (1) *Nortes*, de noviembre a enero; (2) *Secas*, de febrero a abril y (3) *Lluvias*, de mayo a octubre.

Química del agua intersticial

En cada sitio de estudio se instalaron dos tubos de PVC con un diámetro de 10 cm y una longitud de 1.5 m. A cada tubo se le realizó orificios en la parte inferior de 1 cm de diámetro, hasta los 30 cm (profundidad donde se localizó la máxima biomasa radicular). Cada tubo se instaló a una profundidad de 50 cm a partir de la superficie del suelo. Las muestras fueron colectadas una vez que el tubo fue drenado y que se estabilizó la infiltración del agua hacia el interior del tubo. Con la finalidad de determinar la disponibilidad del oxígeno disuelto en

el agua intersticial, se midió el potencial redox por actividad química de electrones, utilizando una sonda multiparamétrica, modelo HACH HQ40d), con un electrodo ORP (Potencial de óxido reducción). La salinidad se determinó con un refractómetro AyO, con intervalo de medición de 0 a 100 ups (Agraz-Hernández *et al.*, 2011).

Productividad en términos de la producción de hojarasca

La productividad fue determinada según la producción mensual de hojarasca, medida en peso seco; considerando la hojarasca total y sus componentes para cada especie y referido a un metro cuadrado. En cada bosque se instalaron 14 canastas de defoliación, de 0.25 m² cada canasta y luz de malla de 0.1 mm, distribuidas siete canastas en cada parcela de 10 x 10 m, a razón de dos parcelas por sitio de estudio. Las canastas fueron fijadas de las cuatro esquinas, con cordel, por debajo del dosel del árbol y por arriba de la marea más alta. El material colectado fue secado en un horno de convección a 65°C, hasta peso constante, (Kamruzzaman *et al.*, 2013). El material seco fue separado para cada especie en hojas, flores, frutos, ramas, espículas y misceláneos.

Análisis estadístico

Para evaluar las variaciones de la precipitación entre los años 2009 y 2010, se aplicó un análisis de varianza multifactorial, entre las temporadas, los cambios en los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial (salinidad y potencial redox) y la respuesta de las variables biológicas analizadas (producción de hojarasca, flores, propágulos y hojas) por especie. Se validó la normalidad de las variables biológicas y parámetros fisicoquímicos, utilizando el programa STA-

DISTICA 6.0, con un nivel de significancia de $p < 0.05$ a través de la prueba de Shapiro y Wilk (1965); al no cumplir con el supuesto de distribución normal, se transformaron los datos aplicando la raíz cuadrada a las variables (Zar, 2010). Finalmente, para establecer el grado de relación entre dos grupos de variables, fenología ($X^{(1)}$: hojas, flores, frutos, ramas y hojarasca) y los parámetros fisicoquímicos ($X^{(2)}$: salinidad,

potencial redox y precipitación) se aplicó la técnica multivariada de correlaciones canónicas. Esto se realizó con la finalidad de detectar relaciones entre conjuntos de variables que interactúan simultáneamente, y con ello definir los parámetros químicos de mayor relevancia al comportamiento de las variables fenológicas medidas (Linares, 2006).

RESULTADOS

Análisis de sequía

La precipitación difirió significativamente entre sitios ($F=2.26$, $p < 0.05$), años ($F=4.85$, $p < 0.05$), temporadas ($F=36.56$, $p < 0.001$), así como en la interacción año-temporada ($F=6.86$, $p < 0.001$) (tabla 1). En general, las condiciones de sequía disminuyeron del LT (sur) a RBP (norte), con valores de IPE de -1.70 (Atasta) a -0.91 (Río Verde). Durante la época de lluvias del 2009 se establecieron condiciones de sequía severa para la zona suroeste de la LT (IPE = -1.55 en Estero Pargo y -1.60 en Atasta, figura 2).

En el 2010, se observó un comportamiento contrario al año 2009, con valores del IPE normales con tendencia a húmedo (IPE = 0.1 y 0.34). En la zona de la LT se registraron condiciones normales con tendencia a húmedo en Atasta, Estero Pargo y Xibuja (IPE de 0.27, 0.31 y -0.29, respectivamente, figura 2). Con excepción de Sabancuy en LT y RC, que presentaron condiciones húmedas de 0.52 y 0.34, respectivamente; en la parte norte del estado se detectaron cierta tendencia hacia condiciones de sequía, con valores IPE de -0.98 para río Verde y -0.34 para Peten Neyac en RBP (-0.34) (figura 2).

Tabla 1. ANOVA de tres vías por sitios (A), año (B) y temporadas (C), con respecto a la salinidad, potencial redox y precipitación en seis bosques de mangle en la costa de Campeche.

Factor	Variables		
	Salinidad Valor F	Potencial Redox Valor F	Precipitación Valor F
A	34.84***	4.59***	2.26**
B	7.08**	102.52***	4.85**
C	4.07**	5.25**	36.56***
A X B	2.69**	2.02**	0.32
A X C	2.47**	1.44*	0.39
B X C	3.72**	10.92***	6.86***
A X B X C	1.88**	1.91**	0.3

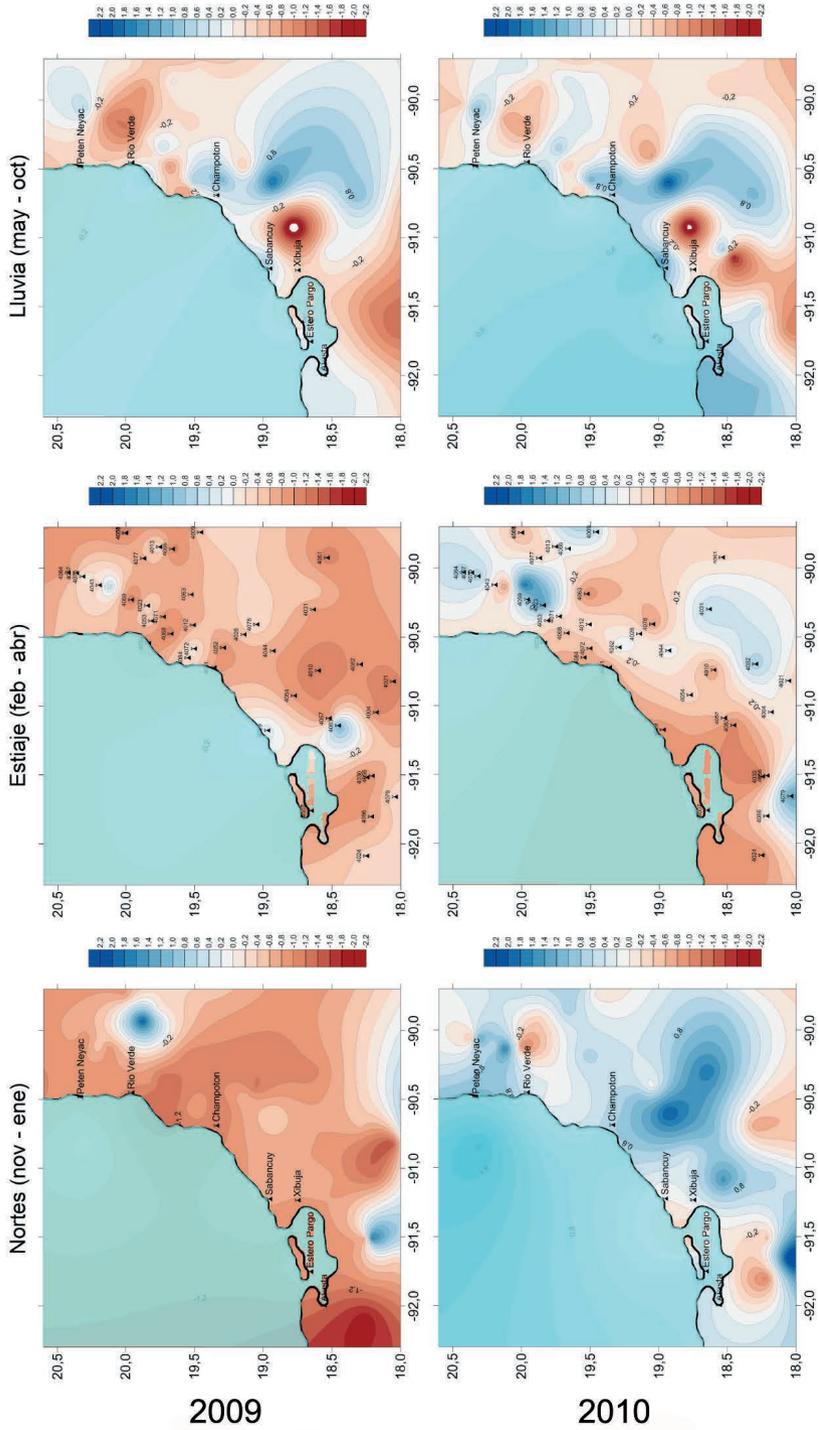


Figura 2. Índice de precipitación estandarizado (IPS) en tres diferentes épocas climáticas durante los años 2009 y 2010.

Las condiciones estacionales para el 2010 en el litoral de Campeche, se categorizaron como húmedo en las épocas de nortes y lluvias (IPE= 0.52 y 0.59, respectivamente) y normal con tendencia seco durante el estiaje (IPE= -0.60) (figura 2). Durante el estiaje las condiciones de sequía más fuertes se observaron en el área de LT (IPE de -0.90 para Sabancuy, -0.83 en Xibuja, -0.76 en Estero Pargo y -0.90 en Atasta, figura 2).

Química del agua intersticial

La salinidad y el potencial redox del agua intersticial variaron significativamente entre los sitios ($F=34.84$, $p<0.001$; $F=4.59$, $p<0.001$), entre los años ($F=7.08$, $p<0.05$; $F=102.52$, $p<0.001$) y entre las épocas de cada año ($F=4.07$, $p<0.05$; $F=5.25$, $p<0.05$) (tabla 1).

El promedio de salinidad en el 2009 fue superior al 2010 en 6.9 ± 1.4 ups. Altas concentraciones de salinidad y condiciones reducidas del agua intersticial se registraron en el 2009 (43.4 ± 13.3 ups, -223 ± 86.3 mV) (figura 3). Para el 2010 la salinidad media fue ligeramente menor, con condiciones más óxicas (39.0 ± 12.0 ups, -117 ± 84 mV) (figura 4). En ambos años se registraron salinidades de tipo mesohalino-euhalino. En RBP, la salinidad mostró una mayor variación (10.0 - 49.5 ups), en comparación con LT (44.4 - 53.4 ups) (figura 3).

El potencial redox mostró condiciones más reducidas en el agua intersticial en RBP (-300.2 ± 6.2 mV) en comparación con la LT (-196.8 ± 54.5 mV).

En el 2009 se observó una correlación inversa entre la salinidad y el potencial redox

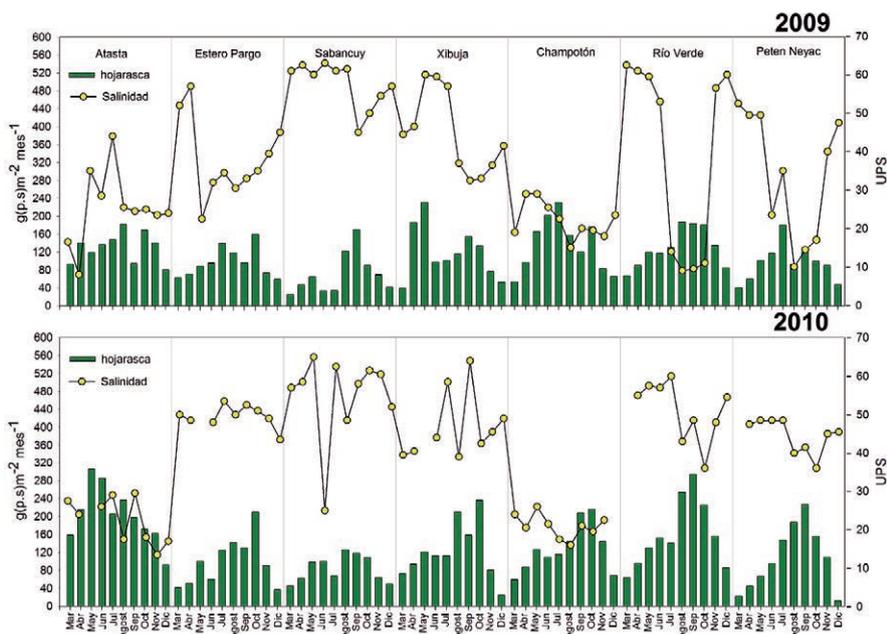


Figura 3. Producción de hojarasca anual y concentración de la salinidad del agua intersticial en siete bosques de mangle que bordean el litoral de Campeche, México. Épocas climáticas en el estado de Campeche: (1) Nortes, de noviembre a enero; (2) Secas, de febrero a abril y (3) Lluvias, de mayo a octubre.

del agua intersticial entre todos los sitios ($r=-0.40$, $p<0.05$).

Para las épocas de estiaje y Nortes en el 2009, se observó la mayor salinidad (43.1 ± 13.1 y 43.7 ± 13.5 ups), disminuyendo en la época de lluvias (40.8 ± 14.3 ups). En las tres temporadas se mostraron condiciones hipóxicas en los sitios de estudio en todo el año (-255 a -317 mV). Mientras que en 2010, las condiciones químicas del agua fueron de tipo mesohalino y óxico, con valores de 41.4 ± 14.1 ups y -92.1 ± 54.3 mV en el zona de la LT y 40.1 ± 4.52 ups y -118.7 ± 4.9 mV en RBP.

Se presentaron condiciones óxicas-hipóxicas en las tres épocas del año 2009 en la LT (entre -119 a -229 mV) y el RC (-170 a -293.3 mV), observándose condiciones hipóxicas en RBP (entre -269 a -310 mV).

Por el contrario, en el año 2010 se registraron condiciones óxicas en las tres épocas del año para toda la zona de estudio (entre -41.5 a -117.5 mV en LT; entre -186.5 y -225.7 mV en el RC y entre -24.1 a -240.7 mV en RBP).

Productividad

La producción de hojarasca varió significativamente entre sitios, entre temporadas y entre especies ($F=37.47$, $p<0.001$; $F=56.65$, $p<0.001$; $F=426.63$, $p<0.001$ respectivamente). Sin embargo, entre años no se registró diferencias significativas (tabla 2). Aun cuando se reportó una disminución del 14.2% en la producción para el 2009 ($1,320.8 \text{ g.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$), con respecto al 2010 ($1,538.8 \text{ g.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$) (figura 3). La producción de hojarasca en el 2009, respec-

Tabla 2. ANOVA de cuatro vías por sitio (A), año (B), y temporadas (C), con respecto a la producción de los componente de la hojarasca de *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa* (D) en la costa Campeche. Valores de F y nivel de significancia; NS, no significativo; * $p<0.1$; ** $p<0.05$, *** $p<0.001$.

Factor	Variables			
	Hojas F value	Flores F value	Propagulos F value	Hojarasca F value
A:Sitios	17.49***	7.59***	7.61***	37.47***
B:Año	3.48*	8.18**	4.53**	0.68
C:Temporadas	32.62***	40.71***	41.04***	56.65***
D:Especie	197.93***	196.26***	81.69***	426.63***
A X B	2.62**	0.75	2.41**	2.23**
A X C	1.36*	2.24**	1.63*	1.14
A X D	36.05***	10.2***	17.34***	68.93***
B X C	0.13	0.1	0.68	1.44
B X D	0.59	0.01	4.52**	0.05
C X D	2.70**	9.51***	6.54***	3.92**
A X B X C	0.67	0.64 NS	1.1	0.31
A X B X D	1.10	1.18NS	3.28***	1.53*
A X C X D	0.50	1.37*	1.19	1.17
B X C X D	0.81	2.5**	0.92	0.56
A X B X C X D	0.64	0.69	0.35	0.65

to al 2010 presentó una disminución en un 18.12% en la LT y 15.8 % en la RBP (figura 3). En particular el sitio de Atasta en la LT, registró el mayor efecto en la hojarasca, por el déficit de lluvia en el año 2009, con una disminución del 35.8%.

La mayor producción de hojarasca se presentó en *A. germinans* para ambos años en estudio, con $642.9 \text{ g.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$ para el 2009 y de $494.6 \text{ g.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$ en 2010 en estudio se aportó por *A. germinans* en la zona de LT (figura 4) y por *R. mangle* en la zona de RBP, con $474.8 \text{ g.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$ para el 2009 y de $1011.1 \text{ g.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$ en 2010 (figura 5). Los picos máximos se registraron en todos los sitios durante la temporada de lluvias (figura 3, 4 y 5).

El comportamiento temporal de la producción de hojarasca entre el 2009 y 2010,

también exhibió una disminución en las tres temporadas del año, con 17.4% menos en lluvias, 7.8 % menos durante los Nortes y diferencias solo de 1.6% durante el estiaje.

Fenología

La producción de hojas fue significativamente mayor en un 8.8% en el 2009 respecto al 2010 ($F=3.48, p<0.1$; tabla 2). Esta diferencia fue mayor en los bosques de Atasta (16.7 %) y Estero Pargo (53.8 %), ubicadas en la LT, principalmente aportada por *Avicennia germinans* (figura 5). En estos sitios se tipificó la sequía en el 2009 como severa y se registró una mayor defoliación de hojas por temporadas para el 2009 respecto al 2010, de 7.9% en lluvias, 6.2% para estiaje y 19.8% en Nor-

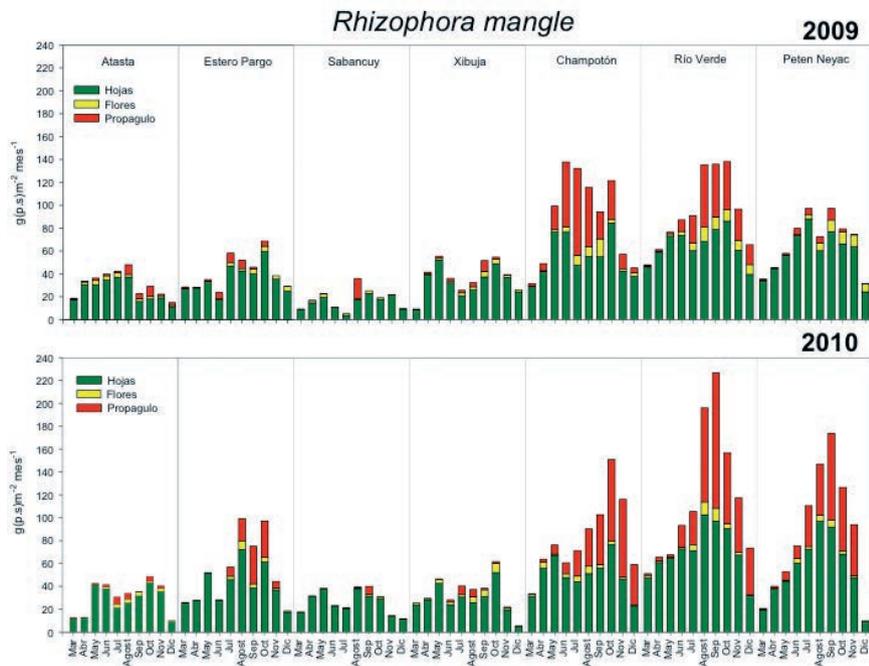


Figura 4. Producción de hojarasca anual de *Rhizophora mangle* en siete bosques de mangle que bordean la línea de costa en el estado de Campeche, México.

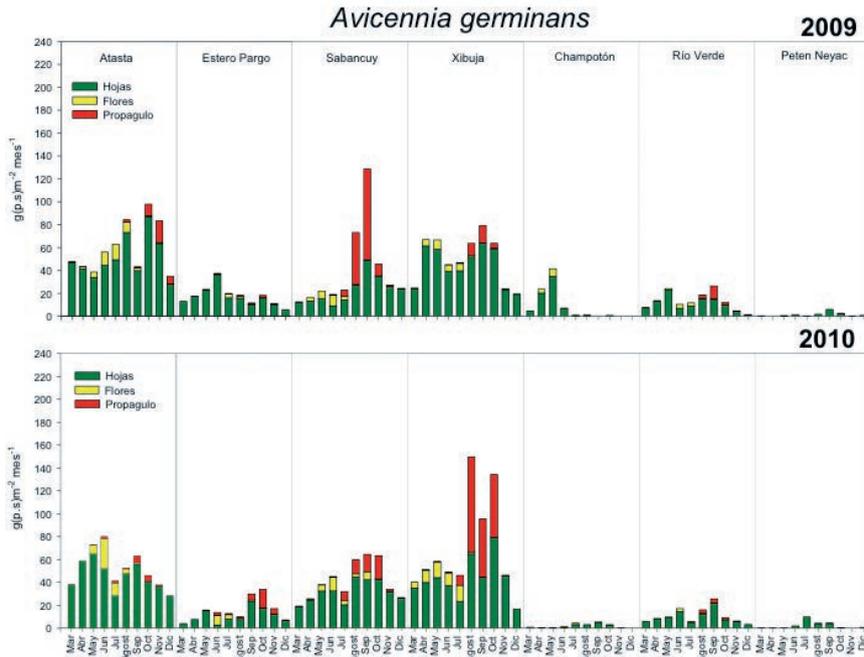


Figura 5. Producción de hojarasca anual de *Avicennia germinans* en siete bosques de mangle que bordean la línea de costa en el estado de Campeche, México.

tes; con diferencias significativas ($F=32.62$, $p<0.001$, tabla 2). Asimismo, se observaron mayores defoliaciones en Atasta y Estero Pargo, en LT durante la época de lluvias con 13.6% y 43.3%, respectivamente; en Nortes de 39.1% y 54.3% (incluyendo el RC, con 137.2%) y estiaje con 13.3 % y 125.8, respectivamente. La interacción entre los sitios por temporada del año en la floración y producción de hojas y propágulos presentaron diferencias significativas ($F=2.24$, $p<0.05$; $F=1.36$, $p<0.1$; $F=1.63$, $p<0.1$; tabla 2). Así como, entre la producción de hojas, flores y propágulos por temporadas del año para las diferentes especies de mangle ($F=2.70$, $p<0.01$; $F=9.51$, $p<0.001$; $F=6.54$, $p<0.001$; tabla 2). Se observaron diferencias significativas en la floración entre los sitios, la temporada del año y la

especie ($F=1.37$, $p<0.1$; tabla 2), así como entre los años, la temporada y las especies ($F=2.5$, $p<0.05$; tabla 2).

La producción de flores fue 25% menor en el 2009, con respecto al 2010 ($F=8.18$, $p<0.05$, Tabla 2). Similarmente, se registró una disminución en el 2009, al compararse con el 2010 durante la temporada de lluvias de 22.1% y de 82.5% durante los nortes ($F=40.71$, $p<0.001$) (tabla 2). En LT la producción de flores disminuyó en el 2009 en comparación al 2010 durante la temporada de lluvias entre 14.7 y 35%.

Para la temporada de Nortes y estiaje la producción propágulos fue muy baja para el 2009 y 2010 en los siete sitios en estudio, principalmente en *A. germinans* (figura 5).

La producción de propágulos mostró diferencias significativas entre los años

comparados ($F=4.53$, $p<0.05$), con una disminución de 56.7% en el 2009 respecto al 2010, y entre la temporada del año ($F=41.04$, $p<0.001$; tabla 2), con una disminución en la producción en el año 2009, de 60.7%, 67.7% y 22.2 % en lluvias, estiaje y nortes, respectivamente. Similarmente, entre especies se registró una disminución del 47.5% en el año 2009 respecto al 2010 ($F=3.28$, $p<0.001$).

Correlación entre producción de hojarasca y parámetros fisicoquímicos

En el 2009, año de extrema sequía, se observó una respuesta directa de la produc-

ción de flores y propágulos de *A. germinans*, con respecto a la precipitación (tabla 3, figura 5) y una correlación inversa de la producción de los hipocótilos de *R. mangle* con la salinidad (tabla 3, figura 4). En el año 2010, sin sequía, la producción de flores y hojarasca de *A. germinans*, se correlacionaron de manera directa, con el potencial redox y la precipitación (tabla 4, figura 5). Solo la producción de flores de *R. mangle* se correlacionó, con el potencial redox y la precipitación (tabla 4, figura 3). En *L. racemosa* la producción de hojarasca, se comportó, de manera inversa con salinidad y directa con la precipitación (tabla 4).

DISCUSIÓN

Extrema sequía anual y estacional en el año 2009

En el año 2009, se registraron condiciones de sequía en los siete bosques de estudio comparado con el año 2010 y con la climatología del estado de Campeche (1950 al 2013). La precipitación en el 2009 presentó una disminución del 31.8% con respecto al 2010. El mayor déficit de precipitación (56%) se registró en Atasta y Estero Pargo durante las lluvias (figura 2).

Similares resultados fueron registrados por la CONAGUA para el año 2009, en el litoral de Campeche, definiendo condiciones de sequía severa a extrema (<http://smn.conagua.gob.mx>, plataforma de monitoreo de sequía para México), en las áreas de los ríos de Palizada y Candelaria, durante nueve meses. Estos resultados pueden ser relacionados con los efectos del fenómeno de la Niña reportados para México por la Administración Nacional de Oceanografía y At-

mósfera (NOAA, 2013). Este cambio severo en el régimen de precipitaciones incidió en la disponibilidad de los recursos hídricos y en el cambio, tanto en cantidad como en calidad, del agua, afectando de manera evidente a los ecosistemas acuáticos.

Química del agua intersticial en condiciones de extrema sequía

La salinidad fue significativamente mayor en el 2009, mostrando una relación inversa con las condiciones de óxido reducción (tabla 1). Lo anterior está relacionado con la heterogeneidad de las condiciones hidrológicas del estado de Campeche, con gran número de ríos en su porción sur-suroeste, cuenca del sistema Grijalva-Usumacinta y en menor medida cuencas de los ríos Candelaria, Chumpán, Mamantel, Palizada y San Pedro. Así como, con la reducción de los caudales de estos ríos ante la sequía del 2009. Los efectos del cambio climático se

manifiestan en la reducción de los caudales de los ríos e incremento de la variabilidad de su régimen hídrico, lo cual implica episodios de sequía y alteraciones en los sistemas fluviales (Eisenreich, 2005).

Hacia el norte de la laguna de Términos y el centro del estado, el río Champotón que fluye sobre suelo calizo, con curso corto y sin afluentes. Para la parte norte y noroeste del estado, el sistema hidrológico se compone por cauces subterráneos (con niveles del manto freático de 6 a 90 m), bajo aporte superficial y pequeños cuerpos de agua concentrados en la zona de Edzná y Humpolol.

Derivado de la sequía del año 2009, la variación y déficit de la precipitación entre sus épocas del año, principalmente en lluvias, se establecieron cambios hidrológicos a lo largo del litoral de Campeche, esencialmente en la zona sur-suroeste. Consecuentemente, en el humedal se incrementó el tiempo de residencia del agua y la tasa de evaporación, propiciando la mayor concentración de la salinidad (<6.9 ups) y un déficit en la demanda de oxígeno disuelto en el agua intersticial, hasta condiciones óxico-hipóxico (<-200mV) en LT y RC e hipóxico (<-300 mV) en la RBP (tabla 1). Estas condiciones son consideradas de extrema reducción (Saenger, 2002), lo cual coincide con que la disminución de la precipitación, propicia una menor entrada de agua dulce vía superficial e intersticial, incrementándose con ello la salinidad (Houghton *et al.*, 2001).

Producción de hojarasca y comportamiento fenológico en condiciones de extrema sequía

Las máximas producciones de hojarasca se detectaron en LT, disminuyendo hacia RBP, con mayor producción en la época de llu-

vias, para los años 2009 y 2010, principalmente en el sitio de Atasta ubicado en LT. Este comportamiento se debe a las condiciones mesohalinas y aportes de nutrientes terrígenos que son acarreados por el río Palizada, y a la menor salinidad e incremento de los nutrientes y oxígeno disuelto del agua intersticial durante la época de lluvias. Comportamientos similares han sido registrados al sureste de Florida y norte de Brasil (Lara y Cohen 2006), Por su parte, Xiao y Moody (2004) indican que el balance del agua en los árboles, resulta ser el factor que determina la heterogeneidad espacial de la producción de la hojarasca.

La producción de hojarasca anual a lo largo del litoral del estado de Campeche entre el año 2009 y 2010 no registró diferencias significativas, sin embargo, se produjo en general 14.2% menos, en el año 2009. Este comportamiento es un reflejo del déficit de precipitación en el 2009 y entre sus temporadas (ver sección análisis de sequía), estableciendo condiciones de mayor demanda de oxígeno disuelto en el agua intersticial y la formación del ácido sulfhídrico (H_2S) y metano (CH_4), así como por la acumulación de sal. Lo anterior fue comprobado con los bajos valores del potencial redox (<-300 mV) registrados y la hipersalinidad en el agua intersticial durante el 2009, estas condiciones afectaron la producción anual de hojas, flores y propágulos (tabla 3), con una disminución del 8.8%, 25% y 56.7%, respectivamente. Boto (1984) menciona que con potenciales redox menores a -250 mV los sulfatos son reducidos a H_2S , mientras que el bióxido de carbono (CO_2) y la materia orgánica en el sedimento se reduce a metano (CH_4), afectando estos cambios a la productividad primaria.

Al respecto, Houghton *et al.* (2001) demostraron que un cambio mínimo en el

patrón hidrológico y la reducción en la disponibilidad del agua dulce, puede generar cambios en la biota en términos de composición y riqueza de las especies, así como en la producción de la hojarasca.

Por otra parte, la reproducción fenológica entre las épocas del año y especies establecieron diferencias significativas (tabla 2), como respuesta al déficit de precipitaciones del 56% en la temporada de lluvia en el 2009, principalmente en la zona sur del Estado. Esta disminución en el 2009 provocó una menor producción de flores en las temporadas de lluvias y nortes, del 22.1% y 82.5%, respectivamente, esto principalmente en *A. germinans* en el sistema lagunar de Términos. Lo anterior, debido a que la floración en los manglares depende del aumento de la luz solar o de las primeras lluvias fuertes (Borchert, 2012).

En el caso de los propágulos, durante el 2009 disminuyó su producción en un 60.7%; 22.2% y 67.7%, durante la época de lluvias, nortes y estiaje, respectivamente. Resultados Similares fueron reportados por Saenger y Moverley (1985) quienes encontraron una correlación directa entre las precipitación y la producción de propágulos a través de diez ciclos anuales para *Sonneratia caseolaris* en China. Por otra parte, Agraz Hernández *et al.* (2011), observaron una correlación directa entre la precipitación y la producción de hojarasca, como consecuencia del incremento de las condiciones óxicas en el agua intersticial. Tal como pudo observarse en este estudio para el año 2010 en *A. germinans* y *L. racemosa*.

Con base a los resultados obtenidos se puede afirmar que la dominancia, el comportamiento de la productividad primaria y la fenología de los bosques y especies de mangle en el litoral del estado de Campeche, están determinados por las condicio-

nes ambientales prevalecientes en cada sitio (sistema lagunar, ríos, frente al litoral) y el grado de vulnerabilidad que han desarrollado a través del tiempo las especie de mangle a los cambios en el medio ambiente, por la variación climática y la presión antrópica. Según el grado de la exposición al estrés, la sensibilidad asociada a los cambios y la capacidad de adaptación de cada especie, los ecosistemas definen su permanencia, productividad primaria, dominancia y distribución de cada especie (Ellison, 2015)

En particular, la dominancia de *A. germinans* en la región de la LT y la alta productividad y comportamiento fenológico, con base a los resultado obtenidos en este estudio, depende de la disponibilidad de oxígeno disuelto, generado con el aporte continuo de agua dulce de los ríos que desembocan a la LT y el golfo de México, lo anterior fue validado por los los coeficientes de las variables canónica obtenidos en el año 2009 y 2010 (tabla 3). De esta misma forma, *R. mangle*, dependerá de las condiciones de óxido reducción y concentración de la salinidad en el agua intersticial, propiciadas por la precipitación, mediante los aporte de agua dulce vía intersticial y subterránea en la zona centro y norte del estado de Campeche; así como, la mayor frecuencia y amplitud de inundación de la marea (tabla 4).

Al respecto, Agraz Hernández *et al.* (2015) menciona que *R. mangle* es muy sensible a cambios en el hidropериodo, disponibilidad de nutrientes, oxígeno disuelto y concentración de la salinidad en el agua intersticial (Agraz Hernández *et al.*, 2015; Mendoza-Morales *et al.*, 2016). Por su parte, Psuty *et al.* (2009) indica que *A. germinans* se desarrolla en áreas con escaso amplitud de inundación y baja concentración de nutrientes disponibles.

Tabla 3. Coeficientes de las variables canónicas para cada conjunto $X^{(1)}$ y $X^{(2)}$ del litoral del estado de Campeche en el año 2009. Donde las combinaciones lineales

U_k y V_k , son las variables correspondientes a la primera correlación canónica.

$X^{(1)}$: Matriz de variables biológicas; $X^{(2)}$: Matriz de variables fisicoquímicas;

U_k : vector de las variables biológicas; V_k : vector de las variables fisicoquímicas.

NR: no existe relación. L.r. *Laguncularia racemosa*; R.m. *Rhizophora manglé*;

A.g. *Avicennia germinans*.

Sitio	Especie	Correlaciones Canonicas	Parejas de combinaciones lineales U_k y V_k	Valor de p
Litoral del estado de Campeche	A.g.	0.480	$U_1 = -0.4519 \cdot \text{Hojas} + 0.6163 \cdot \text{Flores} + 1.1024 \cdot \text{Propágulos} - 0.1382 \cdot \text{Hojarasca}$ $V_1 = 0.4742 \cdot \text{Salinidad (ups)} - 0.5411 \cdot \text{Potencial redox (mV)} + 0.8093 \cdot \text{Precipitación (mm)}$	0.004
	R.m.	0.550	$U_1 = -0.6937 \cdot \text{Hojas} - 0.4558 \cdot \text{Flores} - 0.9037 \cdot \text{Hipocotilos} + 0.8079 \cdot \text{Hojarasca}$ $V_1 = 0.9707 \cdot \text{Salinidad (ups)} + 0.2385 \cdot \text{Redox (mV)} - 0.1604 \cdot \text{Precipitación (mm)}$	0.001
	L.r.	NR	No hay relación	NR

Tabla 4. Coeficientes de las variables canónicas para cada conjunto $X^{(1)}$ y $X^{(2)}$ del litoral del estado de Campeche en el año 2010. Donde las combinaciones lineales U_k y V_k , son las variables correspondientes a la primera correlación canónica. $X^{(1)}$: Matriz de variables biológicas; $X^{(2)}$: Matriz de variables fisicoquímicas; U_k : vector de las variables biológicas; V_k : vector de las variables fisicoquímicas. NR: no existe relación.

L.r. *Laguncularia racemosa*; R.m. *Rhizophora manglé*; A.g. *Avicennia germinans*.

Sitio	Especie	Correlaciones Canonicas	Parejas de combinaciones lineales U_k y V_k	Valor de p
Litoral del estado de Campeche	A.g.	0.560	$U_1 = 0.0969 \cdot \text{Hojas} + 0.5653 \cdot \text{Flores} + 0.2158 \cdot \text{Propagulos} + 0.4704 \cdot \text{Hojarasca}$ $V_1 = 0.0064 \cdot \text{Salinidad (ups)} + 0.6060 \cdot \text{Redox (mV)} + 0.8467 \cdot \text{Precipitación (mm)}$	0.003
	R.m.	0.510	$U_1 = -2.7265 \cdot \text{Hojas} + 7.3118 \cdot \text{Flores} - 4.5528 \cdot \text{Hipocotilos} - 0.6344 \cdot \text{Hojarasca}$ $V_1 = 0.1476 \cdot \text{Salinidad (ups)} + 0.9867 \cdot \text{Redox (mV)} + 0.3313 \cdot \text{Precipitación (mm)}$	0.002
		0.420	$U_2 = -2.3170 \cdot \text{Hojas} + 9.2860 \cdot \text{Flores} - 7.1350 \cdot \text{Hipocotilos} + 0.9394 \cdot \text{Hojarasca}$ $V_2 = -0.3999 \cdot \text{Salinidad (ups)} - 0.2282 \cdot \text{Redox (mV)} + 0.8473 \cdot \text{Precipitación (mm)}$	0.041
	L.r.	0.510	$U_1 = 0.0073 \cdot \text{Hojas} + 0.1477 \cdot \text{Flores} - 0.1129 \cdot \text{Propagulos} - 0.9113 \cdot \text{Hojarasca}$ $V_1 = 0.6784 \cdot \text{Salinidad (ups)} - 0.3383 \cdot \text{Redox (mV)} - 0.5597 \cdot \text{Precipitación (mm)}$	0.040

En este sentido, *A. germinans* y *R. mangle* pueden ser consideradas como fenotipos de las condiciones ambientales prevalecientes en tres grandes ecosistemas a lo largo del litoral de estado de Campeche: 1) del sistema lagunar de Términos; 2) del río Champotón, y 3) de la Reserva de la Biosfera Los

Petenes. Asimismo, estos tres ecosistemas pueden ser establecidos como indicadores de la magnitud de cambio inter-anual y variación estacional de la precipitación y condiciones fisicoquímicas del agua y suelo en el mangle, derivado de la variación climática y presión antrópica en el Estado.

CONCLUSIONES

El presente trabajo demostró la ocurrencia de condiciones de sequía en el 2009 en comparación con el 2010, así como un cambio en la distribución de la lluvia en las temporadas del año, en los bosques de mangles localizados en todo el litoral del estado de Campeche. Estos resultados coinciden con los pronósticos realizados por Magrin *et al.* (2007) sobre la disminución anual de las precipitaciones en la región Maya de México (estados de Quintana Roo, Campeche, Chiapas, Tabasco y Yucatán), Belice, Guatemala, Honduras y El Salvador durante el siglo XXI. Estos autores pronostican una disminución entre el 10 y el 22% durante la época de lluvias y de un 48 % durante el estiaje.

Este cambio severo en el régimen de precipitaciones en el 2009 provocó un cambio hidrológico a lo largo del litoral de Campeche, esencialmente en la zona sur-suroeste. Como consecuencia, se produjo un aumento de la salinidad y un déficit en la demanda de oxígeno disuelto en el agua intersticial, hasta condiciones óxico-hipóxico en LT y RC e hipóxico en la Reserva de la Biosfera Los Petenes; condiciones consideradas de extrema reducción.

La composición y abundancia de las especies en los bosques de mangle están relacionadas con las condiciones hidrológicas

existentes. Las variaciones hidrológicas ocurridas en el 2009 provocaron cambios importantes en los indicadores fisiológicos estudiados en las poblaciones de mangle en toda la zona de estudio. Estos cambios fueron más marcados en la laguna de Términos donde la sequía fue calificada de severa. El trabajo demostró que los cambios hidrológicos en los bosques de manglares del estado de Campeche, como consecuencia de un año (2009) de intensa sequía, provocaron cambios significativos en las condiciones hidroquímicas de la zona, afectando significativamente la reproducción fenológica, específicamente en la producción de propágulos en *A. germinans* en LT y *R. mangle* en la Reserva de la Biosfera Los Petenes y para la producción de flores en *A. germinans*. Estos resultados confirman la vulnerabilidad de los ecosistemas de manglares en los escenarios actuales y futuros de variaciones climáticas naturales y/o antropogénicas (cambio climático) global, a partir de las variaciones del régimen de precipitaciones de carácter local y regional.

Finalmente, los resultados de este estudio sugieren una habilidad resiliente de *R. mangle* y *A. germinans*, la cual les permite tolerar la variación estacional de la precipitación, de la salinidad y condiciones de óxido reducción.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Comisión Nacional para la Biodiversidad en México (CONABIO. Convenio: FNO10) por el financiamiento otorgado y a la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) por los datos de precipitación proporcionados durante la realización de este artículo.

LITERATURA CITADA

- Agraz Hernández C. M., C. García-Zaragoza, S. Iriarte-vivar y F. J. Flores-Verdugo, y P. Moreno-Casasola. 2011. Forest structure, productivity and species phenology of mangroves in the La Mancha lagoon in the Atlantic coast of Mexico. *Wetlands Ecology Management* 19: 273- 293.
- Agraz Hernández, C.M., G. Expósito Díaz, E. Márquez, J. Osti Saénz, C. Chan Keb, E. Chan Canul, J. Reyes Castellanos, K.P. Conde Medina, M.Y. Cach Ruíz, G. Martínez Kumul, G. Requena Pavón, y J. Acosta, 2012. Los ecosistemas de manglar en el estado de Campeche: diagnóstico de la conservación e identificación de áreas potenciales para la restauración (etapa I). Financiados por CONACYT-FOMIX Campeche. No. 126430. 179 pag.
- Agraz Hernández C. M., C.A. Chan Keb, S. I. Iriarte-Vivar, G. Posada Vanegas, B. E. Vega Serratos y J. Osti Sáenz. 2015. Phenological variation of *R. mangle* and ground water chemistry associated to changes of the precipitation. *Hidrobiológica* 25 (1): 49-61.
- Borchert R., 2012. The phenology of tropical trees. KU Undergraduate Biology Program, University of Kansas Web. http://www.biology.ku.edu/tropical_trees_phenology/ Accessed 10 august 2016.
- Boto, K.G. 1984. Waterlogged saline soils. p. 114-130. In: Snedaker, S.C. and J.G. Snedaker (Eds.). *The mangrove ecosystem: research methods*. UNESCO, París.
- De la Lanza Espino and Cáceres Martínez, 1994. *Lagunas costeras y el litoral de mexicano*. Baja California Sur. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 525 p.
- Eisenreich, 2005. Climate change and the european water dimension. A report to the european water directors 2005. Eu report no. 21553.
- Ellison J.C., 2015. Vulnerability assessment of mangroves to climate change and sea level rise impacts. *Wetlands Ecology Management* 23:115-137.
- Houghton, J. T., D.J. Ding, M. Griggs, M. P.J. Noguer, P. van Der Linden, X. Dai, K. Maskell y C.A. Johnson (Eds.). 2001. *Climate change 2001: The scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, New York. 83 p.
- Kamruzzaman M. S. Sharma, M. Kamara, y Hagihara A., 2013. Vegetative and reproductive phenology of the mangrove *Bru-guiera gymnorhiza* (L.) Lam. On Okinawa Island, Japan. *Trees*. 27:619-628.
- Lara, R.J. y M.C.L. Cohen, 2006. Sediment porewater salinity, knundation frequency and mangroves vegetation height in Braganca, North Brazil: an ecohydrology based empirical model. *Wetlands Ecology and Management* 14:349-358.

- Linares G., 2006. Análisis de Datos Multivariados. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Facultad de Computación, México. 277 p.
- Lloret R., A. J.M. Escudero, J.Iriondo, F. Martínez Vilalta, y F. Valladares, 2012. Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes. *Global Change Biology* 18:797-805.
- Magrin, G.O., M.L. Travasso, M.O. Grondona, G. R. Rodríguez. 2007. Variabilidad climática, cambio climático y sector agropecuario, s/d.
- Márdero, S., E. B. Nickl, L. Schmoock, J. Schneider, Z. Rogan, D. Chiristman, y. <d. Lawrence, 2012. Investigaciones Geográficas. *Boletín del Instituto de Geografía. UNAM.* (78):19-33.
- Mckee, T.B., N. J. Doesken, y J. Kleist, 1993. The relationship of drought frequency and duration to time scales. p. 179-184. In: American Meteorological Society (ed.). Manuscripts of the 8th Conference on Applied Climatology. AMS, AAG, WMO.
- Méndez, M., y V. Magaña. 2010. Regional aspects of prolonged meteorological droughts over Mexico and Central America. *Journal of Climate.* 23: 1175-1188.
- Mendoza Morales, A.J., G. González Sansón, y C. Aguilar Betancourt. 2016. Producción espacial y temporal de hojarasca del manglar en la laguna Barra de Navidad, Jalisco, México. *Biología Tropical*, 64(1):275-289.
- Mitsch, W. J. y J. G. C. Gosselink, 1993. Mangrove wetlands. p. 293-328. In: Mitsch, W. J. y J. G. Gosselink (eds.). *Wetlands* (2nd edn.). Van Nostrand Reinhold, New York.
- Nagarajan, R., 2009. Drought Assessment. Springer. India. 424 p.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), 2013. Disponible en línea en: <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/>
- Orellana, R., C. Espadas, C. Conde, y C. Gay, 2009. Atlas Escenarios de Cambio Climático en la Península de Yucatán, Unidad de Recursos Naturales, Centro de investigación Científica de Yucatán y Centro de Ciencias de la Atmósfera-UNAM, Mérida, Yucatán, México.
- Oteros, J., H. García-Mozo, L. Vázquez, A. Mestre, E. Domínguez-Vilches, y C. Galán, 2013. Modelling olive phenological response to weather and topography. *Agriculture, ecosystems y environment*, 179, 62-68.
- Psuty, N. P., I. M. Martínez, J. López Portillo, T. M. Silveira, J. G. García Franco y N. A. Rodríguez, 2009. Interaction of a long-shore sediment transport and habitat conditions at Laguna La Mancha, Veracruz, Mexico. *Journal of Coastal Conservation* 13: 77-87.
- Rodríguez Herrera, H. y L. Bozada Robles, 2010. Vulnerabilidad social al cambio climático en las costas del Golfo de México: un estudio exploratorio. p. 583-624. In: Botello, A.V., S. Villanueva Frago, J. Gutiérrez y J. L. Rojas-Galaviz (Eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático (segunda edición). Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, UNAM-ICMYL, Universidad Autónoma de Campeche.
- Rossi, G., T. Vega y B. Bonaccorso, 2007. Methods and Tools for Drought Analysis and Management. Springer, Dordrecht, The Netherlands. 418 p.
- Saenger, P., 2002. Mangrove ecology, silviculture and conservation. Kluwer
- Saenger P. y J. Moverley, 1985. Vegetative phenology of mangroves along the Queensland coastline. *Proc. Ecol. Soc. Aust.* 13:257-265.
- Sanchez Núñez, J. M., M.E., Serrano Flores, J., Sangermán, Navarro Bravo, A., G.R., Vera Alejandre, J.A., L., Cuevas Sánchez, y J.L., Marcías Vázquez, 2011. Eventos hidrometeorológicos externos y desastres en comunidades rurales y urbanas en Motozintla, Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas.* Pub. Esp. (2): 167-181

- Shapiro, S. S. y M.B. Wilk, 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika* 52 (3-4): 591-611
- Toledo Ocampo, A., 2005. Marco Conceptual: Caracterización ambiental del Golfo de México. p. 25-52. In: Botello, A. V., J. Rendon-von Osten, G. Gold-Bouchoty C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México: Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnostico y Tendencias. 2da. Edición. Univ. Autón. De Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología, p.
- Van der Valk A.G., J.C. Volin, y P.R. Wetzel, 2015. Predicted changes in interannual water-level fluctuations due to climate change and its implications for the vegetation of the Florida Everglades. *Environmental Management*, 55 (4): 799-806.
- Wantzen K.M., K.O. Rothhaupt, M., Mörti, M., Cantonati, L.G., Toth, y P., Fischer, 2008. Ecological effects of water-level fluctuations in lakes: an urgent issue. *Hydrobiologia*, 613:1-4
- Xiao, J., y A. Moody, 2004. Photosynthetic activity of US biomes responses to the spatial variability and seasonality of precipitation and temperature. *Global Change Biology*. 10 (4): 437-451
- Yañez Arancibia, A., J.W. Day, J.S. Jacob, A. Martínez Arroyo, S. Miranda, Alonso, A. Tejada Martínez, C.M. Welsh, A. Carranza Edwards, 2008. Conclusiones 2do Panel Internacional sobre Cambio Climático: La Zona Costera y su Impacto Ecológico, Económico y Social. Instituto de Ecología A.C., Texas Sea Grant Program. INE-SEMARNAT. Xalapa México. 16 Oct. 8 pp.
- Zar, J. H. 2010. Biostatistical Analysis. 5th edition. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, USA. 944 p.

22

Vulnerabilidad de los ecosistemas bentónicos y pelágicos del Atlántico Sur al cambio climático

Melisa D Fernández Severini¹, Natalia S Buzzi^{1,2},
Florescia Biancalana¹, M. Sofía Dutto¹, Anabela A. Berasategui¹,
Ana C. Ronda^{1,2}, y Jorge E. Marcovecchio^{1,3,4}

¹INSTITUTO ARGENTINO DE OCEANOGRAFÍA ARGENTINA

²UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR, ARGENTINA

³UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA NACIONAL, ARGENTINA

⁴UNIVERSIDAD FASTA, ARGENTINA

e-mail: melisafs@criba.edu.ar

RESUMEN

El presente capítulo comprende los efectos del cambio climático sobre los ecosistemas bentónicos y pelágicos en del Atlántico Sur. Particularmente se destaca la región patagónica de Argentina ya que la mayoría de los trabajos se focalizan en dicha zona por su proximidad al área Antártica. Los mismos abarcan estudios sobre cambios en la fisiología, fenología, reproducción así como también cambios en la distribución espacial producto de la Radiación UV (RUV), la temperatura, el efecto conjunto de ambos y la acidificación. En este contexto de cambio climático, diversos estudios en plancton, bentos y peces demostraron notables cambios en cuanto a tamaño celular, distribución y densidad poblacional; además de incorporación de estrategias y mecanismos fisiológicos para prevenir y reparar los daños inducidos por RUV. La temperatura ha demostrado ser otro de los factores

Fernández Severini, M.D., N.S. Buzzi, F. Biancalana, M.S. Dutto, A.A. Berasategui, A.C. Ronda, y J.E. Marcovecchio, 2017. Vulnerabilidad de los ecosistemas bentónicos y pelágicos del atlántico sur al cambio. p. 435-448. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

más influente sobre los organismos. En este sentido, se han observado notables cambios tanto en el fitoplancton como en el zooplancton relacionados con la composición y distribución, así como también aquellos involucrados con las estrategias de reproducción como es el caso de las medusas, ciertos peces y organismos bentónicos. El efecto conjunto de estos parámetros también ha sido mencionado en algunos trabajos; particularmente en organismos planctónicos se han observado efectos en cuanto al tamaño celular, a las tasas fotosintéticas y sobre la fenología. Además algunas especies zooplanctónicas han presentado modificaciones en cuanto a la tolerancia a la RUV, aumentándose ante temperaturas elevadas. En relación a los procesos de acidificación en los océanos, algunos estudios en gasterópodos demuestran que la variación espacial en el tamaño corporal está relacionado con la variación del pH del océano. A modo de conclusión final, si bien en Argentina los estudios son escasos se han detectado notables cambios visiblemente asociados a los efectos del cambio climático regional y global que ponen en situación de vulnerabilidad a los ecosistemas pelágicos y bentónicos del Atlántico Sur.

Palabras clave: cambio climático, vulnerabilidad, plancton, bentos, Atlántico Sur.

ABSTRACT

This chapter addresses the effects that climate change has on benthic and pelagic ecosystems in the south Atlantic. The Patagonian region in Argentina particularly stands out since most works are focused there thanks to its proximity to the Antarctic area. These works include studies on changes in physiology, phenology and reproduction, as well as changes in spatial distribution due to UV radiation, temperature, the combined effect of both, and acidification. In this context of climate change, diverse studies of plankton, benthos and fish have proven noticeable changes in cell size, and population distribution and density, in addition to the incorporation of strategies and physiological mechanisms to prevent and repair damage caused by UV rays. Temperature has proven to be another of the most influential factors on organisms. In this sense, noticeable changes related to composition and distribution have been observed in both phytoplankton and zooplankton, along with changes involved in reproductive strategies in the case of jellyfish, certain fishes, and benthic organisms. The joint effect of these parameters has also been mentioned in several works; particularly in planktonic organisms, effects upon cell size, photosynthetic rates and phenology have been observed. Additionally, several zooplanktonic species have presented modifications related to tolerance of UV rays, which increases when faced with high temperatures. Concerning oceanic acidification processes, several studies on gastropods show that there is a connection between spatial variation in body size and pH variation within the ocean. In conclusion, although studies do not abound in Argentina, noticeable changes visibly associated to the effects of regional and global climate change have been detected, and these place south Atlantic pelagic and benthic ecosystems into a vulnerable situation.

Key words: Climate change, vulnerability, plankton, benthos, South Atlantic.

INTRODUCCIÓN

El cambio climático en los sistemas marinos puede afectar a una variedad de propiedades físico-químicas (Hoegh-Guldberg y Bruno, 2010) con efectos sobre la fisiología, fenología, adaptación y distribución de especies (Brierley y Kingsford, 2009; IPCC, 2014), influenciando directa o indirectamente los ecosistemas bentónicos y

pelágicos marinos. Entre las variables climáticas podemos mencionar los cambios en las temperaturas del aire y del agua, radiación ultravioleta, acidificación, precipitación, salinidad, circulación y mezcla de los océanos, flujo de los ríos y niveles de nutrientes entre otros. Estos procesos pueden resultar en la modificación de las estructuras comunitarias y los patrones de diversidad (Doney *et al.*, 2012), causada por la intolerancia fisiológica de las especies a las nuevas condiciones, patrones de dispersión alterados y cambios en las interacciones entre especies provocando repercusiones en los flujos biogeoquímicos y el funcionamiento del ecosistema (figura 1).

Aunque los efectos del cambio climático a menudo se evalúan a escala mundial, los cambios regionales, pueden ser más relevantes en el contexto de la respuesta ecológica de las especies y comunidades de un determinado lugar al calentamiento climático (Walther *et al.*, 2002). Particularmente en Argentina son pocos los estudios relacionados con el cambio climático y la mayoría de los mismos provienen de la región patagónica debido a la cercanía con la Antártida donde en las últimas dos décadas la pérdida de ozono estratosférico ha sido masiva. A su vez, estos trabajos corresponden en general a las zonas costeras.

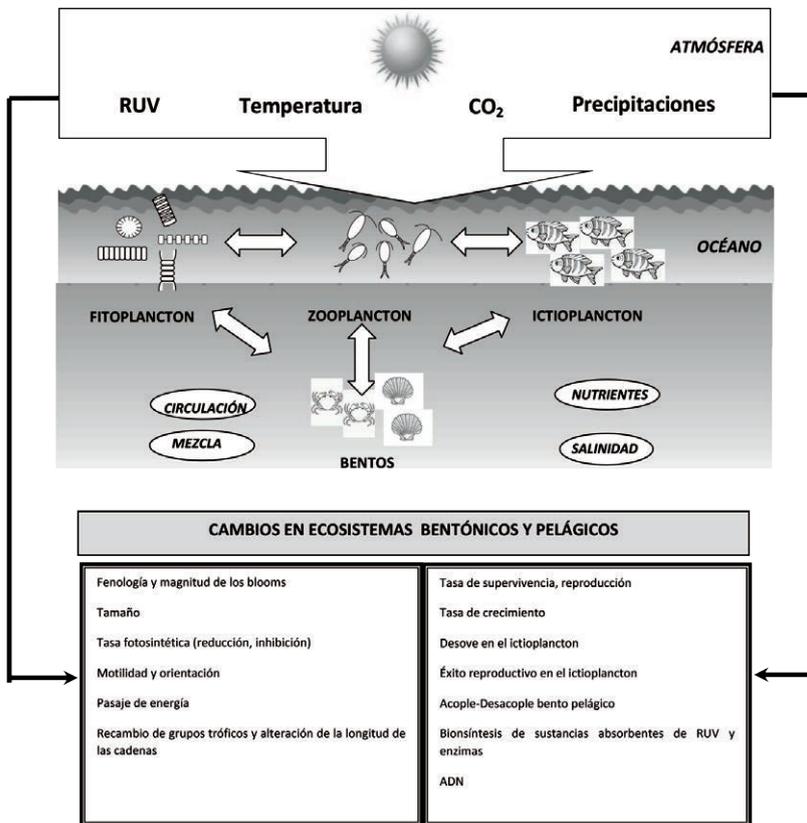


Figura 1. Esquema de las principales modificaciones en los ecosistemas bentónicos y pelágicos causados por el cambio climático.

RADIACIÓN ULTRAVIOLETA (RUV)

La RUV afecta todos los niveles tróficos dentro del plancton principalmente por su acción mutagénica (Buma *et al.*, 2003), la cual altera estructuras biomoleculares, procesos metabólicos y fisiológicos (Sobrino *et al.*, 2004; Bouchard *et al.*, 2005). En los metazoos, la RUV puede ser un factor estresante afectando la supervivencia y/o generando efectos subletales que se traducen en cambios en la locomoción, la reproducción y la alimentación. Además, muchos organismos poseen estrategias y mecanismos fisiológicos para prevenir y reparar los daños inducidos por RUV incluyendo biosíntesis de sustancias absorbentes de UV, mecanismos de reparación del ADN y enzimas que reducen el estrés foto-oxidativo (Hoyer *et al.*, 2001; Gonçalves *et al.*, 2010).

Los organismos planctónicos son buenos objetos de estudio para evaluar los efectos de la RUV, debido a su corto ciclo de vida y su importancia dentro de la trama trófica acuática. La RUV natural afecta de manera significativa las asociaciones fitoplanctónicas durante las tres fases de la sucesión anual: 1) pre-bloom 2) bloom y 3) post-bloom. En las fases 1 y 3, las células son pequeñas y tienen una inhibición fotosintética relativamente alta debido a que en primavera/verano las temperaturas son más altas. Además, estas células son más resistentes a la RUV probablemente debido a una cinética de adaptación más rápida pero son más vulnerables a los daños en el ADN. Durante el bloom, la inhibición fotosintética es menor ya que la RUV en invierno es menor (Villafañe *et al.*, 2004a; Helbling *et al.*, 2005) por lo tanto, la eficiencia fotosintética se deprime cuando se expone a niveles moderados/altos de radiación solar (Villafañe *et al.*, 2003). Villafañe *et*

al. (2004b) observaron que la RUV-A causó mayor inhibición fotosintética que la UV-B en organismos fitoplanctónicos de la Patagonia. Además, en el otoño/invierno las bajas velocidades del viento junto con concentraciones de nutrientes relativamente altas y la baja profundidad de la capa superior de mezcla favorecen el desarrollo de diatomeas, siendo estas agrupaciones las que podrían ser más afectadas por los niveles naturales de RUV. Por otro lado, Barbieri *et al.* (2002) observaron mayores tasas de fotosíntesis en algunas especies de fitoplancton en zonas templadas expuestas a RUV + PAR (radiación fotosintéticamente activa) que aquellas expuestas sólo a PAR, lo que sugirió un uso beneficioso de RUV, especialmente con irradiancia PAR baja. En general, los efectos de la RUV sobre la fijación de carbono muestran un alto componente de especificidad, siendo más alto durante el bloom que en aquellas especies que caracterizan el pre y post-bloom en los ecosistemas estuarinos templados de la Patagonia (Villafañe *et al.*, 2004a).

Las respuestas del plancton a la RUV también dependen del tamaño celular ya que en organismos de menor tamaño como el nanoplancton (2–20 µm) la inhibición fotosintética resultó menor que en el microplancton (20–200 µm) (Helbling *et al.*, 2001) tal vez porque tienen una cinética de aclimatación rápida debido a su alta relación superficie/volumen. Por el contrario, las células pico-nanoplanctónicas son generalmente más vulnerables al daño al ADN que a la inhibición fotosintética (Buma *et al.*, 2001; Helbling *et al.*, 2001). Los resultados debido a mutaciones en el ADN son típicamente dímeros de pirimidina de ciclobutano (DPC) (Buma *et al.*, 2003;

Gonçalves *et al.*, 2010). Estas mutaciones se traducen en reducciones en el crecimiento y en las tasas fotosintéticas (Buma *et al.*, 2003), y se ha demostrado una disminución en el rendimiento general en diferentes organismos (Helbling *et al.*, 2001; Visser *et al.*, 2002; Connolly *et al.*, 2009). Además, estudios de Buma *et al.* (2001) y Helbling *et al.* (2001) en la Patagonia, revelaron que el pico-nanoplancton durante el post-bloom presentó daños en el ADN medidos en DPC acumulado cuando se incubó en la superficie; sin embargo el daño disminuyó significativamente a profundidad sugiriendo una reparación activa. Helbling *et al.* (2008), no detectaron la acumulación de DPC en dinoflagelados marinos de la misma zona. En cambio, observaron en muestras estáticas una fotoinhibición significativa inducida principalmente por RUV-A en *Heterocapsa triquetra* y un aumento significativo en la inhibición de la fijación de carbono en la misma especie y en *Gymnodinium chlorophorum* con el aumento de la velocidad de mezcla. En esta última especie, el efecto se debió a la RUV-B. Por el contrario, no observaron ningún efecto de la RUV en *Prorocentrum micans* bajo ninguno de los regímenes de mezcla probablemente debido a la presencia de compuestos absorbentes de UV. En general, y aunque los rayos UV-B parecen ser responsables de una parte significativa del daño en el material genético, hay evidencia de la existencia de actividad de reparación del ADN (Buma *et al.*, 2001; Helbling *et al.*, 2001).

En términos generales, la reducción de la tasa de crecimiento, es uno de los efectos más conspicuos de la exposición a RUV (Gonçalves *et al.*, 2010). Esta alteración a menudo genera a su vez cambios en la composición taxonómica de la comunidad, en donde pueden dominar células de

pequeño tamaño (Villafañe *et al.*, 1995). Estas modificaciones han sido registradas en comunidades planctónicas marinas y de agua dulce de zonas templadas luego de la exposición a la RUV (Cabrera *et al.*, 1997; Halac *et al.*, 1997; Helbling *et al.*, 2005). Marcoval *et al.* (2008), observaron que algunas especies de fitoplancton en las costas patagónicas, redujeron las tasas de crecimiento bajo la exposición a RUV y en otros casos no se observó ningún efecto. Asimismo Hernando y San Román (1999), en el canal Beagle no registraron cambios en el crecimiento de la diatomea *Navicula*, mientras que una especie criptofita mostró menores tasas de crecimiento cuando se expuso a UV-B.

Es sabido que los primeros estadios de vida de los organismos marinos son vulnerables a la RUV-B. Estudios en zoeas I de cangrejos braquiuros en aguas costeras del norte de la Patagonia, evidenciaron mecanismos de adaptación a la RUV, tales como: 1) incorporación y direccionamiento de compuestos fotoprotectores desde las gónadas de las hembras hacia los embriones, y posteriormente a las larvas recién liberadas, y 2) posible actividad enzimática de reparación de daños, reflejada en un aumento de la resistencia a la RUV-B bajo mayores temperaturas tanto en *Cyrtograpsus altimanus* como en *Cyrtograpsus angulatus*. A su vez, en estadios larvales más avanzados de *C. altimanus*, la acumulación de compuestos que absorben RUV les otorga una mayor tolerancia a la RUV-B. Además se observó un retardo/anulación de la muda, y por lo tanto del crecimiento y un aumento en la actividad natatoria y de la capacidad de desplazamiento vertical en larvas de *C. altimanus* expuestas a dosis sub-letales de RUV-B. Debido a que la reproducción de esta especie ocurre en verano, la RUV natu-

ral tendría una influencia directa en el acoplamiento bentos-plancton y su dinámica en aguas costeras patagónicas (Hernández Moresino *et al.*, 2011; Hernández Moresino, 2012). Por lo tanto, este factor afecta el desarrollo de las poblaciones de cangrejos que habitan las costas patagónicas. Sumado a ello, la sensibilidad a la RUV-B fue muy influenciada por la temperatura en las especies del género *Cyrtograpsus*, por lo que la interacción entre estos dos factores debe ser tenida en cuenta en un contexto del cambio global (Hernández Moresino, 2012).

Por otro lado, la concentración de componentes que absorben RUV pueden ser diferentes en distintas especies de macroalgas que constituyen la dieta de muchos organismos, siendo mayor en las rodófitas y menor en las clorófitas. Además, Valiñas y Helbling (2015) observaron que niveles altos de RUV-B, producen un mayor impacto

en hembras del anfípodo *Amphitoe valida* alimentadas con clorófitas que con rodófitas; mientras que los machos no presentaron diferencias. Por otra parte, los adultos del isópodo *Idothea báltica* mostraron ser vulnerables a UV-B independientemente de su dieta. Posiblemente esta especie deposita los compuestos absorbentes (MAAS: mycosporine-like amino acids) en los huevos y embriones confiriendo protección a su progenie. Considerando un escenario eutrófico y alta RUV, un incremento en los nutrientes favorecería solamente a los machos de *Amphitoe valida*, mediante la reducción de los efectos negativos de la RUV en la tasa de consumo de alimento. De todas maneras, este incremento en los nutrientes causaría problemas adicionales como anoxia, como resultado del crecimiento inusual de las macroalgas, afectando la supervivencia de los anfípodos (Valiñas *et al.*, 2014).

TEMPERATURA

Los cambios de temperatura en las masas de agua, producen cambios en la composición y distribución de la biota (Briggs, 1995). En el sur de Sudamérica (Islas Orcadas del Sur) se registró un aumento de 2°C en la temperatura media anual del aire durante el siglo pasado, mientras que en la última década, el incremento fue de 0.2°C (Servicio Meteorológico Nacional 2007) (Aigo *et al.*, 2008). En este contexto, el patrón observado en el fitoplancton del estuario de bahía Blanca (EBB, Buenos Aires, Argentina), desde el año 1978 se ha modificado (Guinder *et al.*, 2010). A partir del 2006 el típico y único bloom fitoplanctónico invernal ha desaparecido y se han producido cambios fenológicos junto

con reemplazos de la especie dominante *Thalassiosira curviseriata* y la aparición de otras especies fitoplanctónicas como *Cyclotella* sp. y *T. minima*. Además se registró una tendencia hacia especies más pequeñas (*Chaetoceros* spp. y *Cyclotella* spp). Se cree que estos cambios están relacionados con los aumentos de temperatura en invierno y períodos extremadamente secos durante los últimos años. En este sentido, estos autores mencionan que el cambio climático ha modificado las características hidrológicas especialmente en la zona interna del EBB en cuanto a aumentos de temperatura y salinidad, los cuales podrían haber disparado cambios en la comunidad y en la estructura de las especies fitoplanctónicas. Además,

estos mismos autores describen cambios en el comportamiento estacional de *T. minima* con respecto a años previos, registrando altas concentraciones de esta especie durante el verano (Guinder *et al.*, 2012). Estos aumentos exclusivamente tendrían una estrecha relación con los aumentos de temperatura, salinidad y turbidez registrados durante los últimos períodos estivales en el estuario. Recientemente, Guinder *et al.* (2017) encontraron que *T. curviseriata* se vería afectada por cambios de temperatura y salinidad y por el efecto de consumo (grazing) del copépodo *Eurytemora americana*, especie que incrementó su abundancia en los últimos años en el EBB (Berastegui *et al.*, 2009; Fernández Severini *et al.*, 2011).

En relación al plancton gelatinoso, Schiaviti *et al.* (2014) encontraron que la reproducción asexual (*i.e.* liberación de estadios inmaduros de medusas por estructuras generadoras de medusas llamadas pólipos) de varias especies de escifomedusas (“verdaderas medusas”), se incrementa a medida que aumenta la disponibilidad de alimento y la temperatura. De esta forma, si la densidad de los pólipos aumenta, la magnitud de los blooms se incrementa considerablemente. Sin embargo el potencial de una especie para regular la densidad de sus pólipos y, en consecuencia de explotar demográficamente, dependerá de la capacidad de adaptar su estrategia reproductiva en respuesta a las condiciones ambientales reinantes (Schiaviti *et al.*, 2014).

En este mismo contexto, Acha *et al.* (2012) mencionan que las altas temperaturas pueden aumentar la tasa de crecimiento de las larvas del pez *Micropogonias furnieri* del mar Argentino y de este modo disminuir las tasas de mortalidad ya que los individuos pasan menos tiempo en la etapa vulnerable expuestos a los depredadores. La

temperatura también puede tener un efecto durante la fase adulta; valores fuera de los rangos que normalmente experimentan las poblaciones de peces retrasarían la maduración en temperaturas frías y acelerarían la maduración en temperaturas más cálidas (Bye, 1990), lo que puede acortar o prolongar la temporada reproductiva y afectar la producción anual de huevos.

Por otro lado, y en relación a los cambios de temperatura se ha demostrado la presencia de peces y crustáceos no esperados en ciertas regiones del mar Argentino. Estudios en el golfo San Jorge, han demostrado el reciente avance de numerosas especies de peces (*Trachurus lathami*, *Micropogonias furnieri*, *Cynoscion guatucupa*, *Urophycis brasiliensis* entre otras) y crustáceos (*Artemesia longinaris*, *Peisos petrunkevitchi*, *Alpheus puapeba* entre otras) originalmente descriptos para aguas templado-cálidas (Góngora *et al.*, 2003; Vinuesa, 2005) Asimismo se ha registrado a *Pagrus pagrus* y *Diplodus argenteus* en cercanías de Rawson, aproximadamente 2° más al sur que los registros previos (Galván, 2004, com. pers.). Además, el hallazgo de especies de peces marinas en ciertos lagos patagónicos podrían estar relacionado con los cambios de temperatura (Aigo *et al.*, 2008). Del mismo modo, el calentamiento regional también puede ser el causante de los cambios en la composición de las comunidades de las playas arenosas de Atlántico. La mortandad masiva de la almeja amarilla en Argentina en 1995 promovió el crecimiento de especies favorecidas por temperaturas cálidas, tales como el berberecho *Donax hanleyanus*. Esta especie reemplazó a la almeja amarilla como especie dominante (Dadón, 2005; Herrmann, *et al.*, 2009; Thompson y Sánchez De Bock, 2009). Ortega *et al.* (2012) sugieren que la mortandad masiva

de la almeja amarilla ocurrida desde Brasil hasta la Argentina podría estar relacionada con el aumento sistemático de las anomalías en la temperatura superficial del mar (ATSM), asociado con una migración hacia el sur de una isoterma cálida crítica, lo que causó una potenciación de la influen-

cia negativa de las aguas cálidas oceánicas. Además, en coincidencia con el aumento sistemático de ATSM, se ha observado en las almejas un incremento a largo plazo de enfermedades y deformaciones en branquias y pie (Fiori *et al.*, 2004).

EFFECTO CONJUNTO DE LA RADIACIÓN ULTRAVIOLETA Y TEMPERATURA

Poco se conoce sobre la interacción conjunta de la temperatura y la RUV. Muchos organismos disponen de mecanismos para evitar o minimizar el daño producido por la RUV, pero la combinación del RUV y temperatura hace que difiera en el tipo de respuesta. Villafañe *et al.* (2003), observaron en el fitoplancton de bahía Engaño (Chubut), que la inhibición fotosintética fue más alta en presencia de RUV en comparación con los tratamientos sólo con PAR y algunas etapas de la sucesión mostraron un efecto adicional debido a la temperatura. Por otro lado, el aumento de las temperaturas tuvo poco efecto en el pre-bloom fitoplanctónico, pero ayudó a contrarrestar la magnitud de la disminución del rendimiento durante el inicio del bloom. Sin embargo, durante el bloom y en primavera, la temperatura y la RUV actuaron sinérgicamente, aumentando la inhibición fotoquímica. Del mismo modo, Helbling *et al.* (2011) observaron que un aumento de temperatura podría contrarrestar parcialmente el efecto negativo de la RUV en la fotoinhibición de *T. weissflogii* a partir del incremento de las respuestas de las vías metabólicas como por ejemplo un aumento en la actividad de la *Rubisco* y por lo tanto una mayor producción. En los ecosistemas ma-

rinos templados de las costas Patagónicas, se ha demostrado también que la radiación y la concentración de nutrientes, junto con el estado fisiológico de las células desempeñan un papel muy importante al momento de evaluar la eficiencia fotosintética (Marcoval *et al.*, 2008). Además, se ha demostrado que la dinámica de las mareas junto con el forzamiento físico son factores clave para determinar la distribución, dinámica y fotoinhibición del fitoplancton en el estuario del río Chubut (Helbling *et al.*, 2010).

Por otro lado, Williamson *et al.* (2002) observaron que las temperaturas elevadas aumentaron la tolerancia a UV en el cladóceros *Daphnia catawba* y el copépodo *Leptodiptomus minutus*, especies que dependen en gran medida de la reparación fotoenzimática (REF), pero produjo la disminución de la tolerancia a UV en el rotífero *Asplanchna girodi*, una especie que tiene menor REF. Además, el tamaño corporal en *Daphnia* disminuyó con el aumento de la dosis UV. Por lo tanto estos autores concluyeron que los efectos pueden ser específicos de la especie y depender de la capacidad de REF de éstas.

Como se mencionó anteriormente las respuestas del plancton a los factores climáticos pueden depender del tamaño de las

células. En aguas costeras de la Patagonia se observó una alta reproducción de los copépodos *Euterpina acutifrons* y *Paracalanus parvus* durante el verano lo que se relacionaría con el ciclo reproductivo de los copépodos de pequeña talla en los mares templados, el cual es controlado de manera positiva por la temperatura. Por otro lado, se encontraron mayores abundancias de especies de copépodos de mayor tamaño como *Acartia tonsa* cuando la temperatura del mar fue más baja (Spinelli *et al.*, 2016). En el periodo primavera / verano, se registraron altos niveles de radiación y de temperatura, y dominaron en términos de abundancia los flagelados (presa potencial de copépodos); por lo tanto, las poblaciones de especies pequeñas, como el harpacticóideo *E. acutifrons* fueron más abundantes. Asimismo, la diversidad de especies de copépodos fue alta en invierno, cuando la RUV fue baja.

Finalmente, también en aguas costeras de la Patagonia se observó que las larvas zoeas de los cangrejos *C. altimanus*, *C. angulatus* y *Leucippa pentagona* presentaron una resistencia a la exposición UV-B DL50 (dosis de exposición al alcanzar el 50% de mortalidad larvaria) significativamente inferior a la radiación UV-B incidente diaria en la superficie. Esto no sólo afectaría la supervivencia de estas especies sino que condicionaría su distribución en la columna de agua. De las especies estudiadas, sólo las larvas de *Cyrtograpsus* mostraron un incremento significativo en DL50 al incrementarse la temperatura, sugiriendo que esta especie sería la más exitosa bajo un eventual proceso de aumento de temperatura debido al cambio climático (Hernández Morelino y Helbing, 2009).

ACIDIFICACIÓN

Durante el siglo XXI el incremento del CO₂ atmosférico, ha producido un aumento de la temperatura media de los océanos de 0,74°C y de la acidez de 0.1 unidad de pH (Solomon, 2007). La acidificación oceánica es muy preocupante y es causante del rápido cambio que está sufriendo el sistema carbonato en los océanos del mundo. La acidificación oceánica conducida por CO₂ lleva a una disminución del estado de saturación de carbonato de calcio de las aguas superficiales oceánicas y tiene impactos potencialmente negativos en taxones marinos, particularmente en los comúnmente

conocidos como calcificadores (Guinotte y Fabry, 2008; Kurihara, 2008). Estudios en el gasterópodo *Trophon geversianus* demuestran que la variación espacial en el tamaño corporal está relacionado con la variación del pH del océano. En contra de las expectativas, se observó una correlación negativa con la longitud media de la concha y el peso relativo de la concha. Esto podría reflejar el efecto negativo de la acidificación en la tasa de crecimiento, que puede causar mayor tamaño asintótico (Malvé *et al.*, 2016).

CONCLUSIONES FINALES

A partir de estos trabajos se desprenden importantes conclusiones, y si bien mayoría de los estudios en Argentina son preliminares y provienen de la región patagónica, se puede observar que las modificaciones en las variables climáticas afectan sensiblemente las poblaciones de organismos marinos costeros. Estos efectos se traducen en cambios de tamaño, modificaciones en sus ciclos biológicos, cambios de hábitat con la

concomitante aparición y desaparición de especies, modificaciones en la cadena trófica, entre otros. Por lo tanto, es evidente que las zonas costeras son altamente susceptibles a los procesos desencadenados a partir del cambio climático regional y global lo cual significa una señal de alerta para los posteriores estudios que se desarrollen en el área.

LITERATURA CITADA

- Aigo, J., V. Cussac, S. Peris, S. Ortubay, S. Gómez, H. López, y M. Battini, 2008. Distribution of introduced and native fish in Patagonia (Argentina): patterns and changes in fish assemblages. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 18(4): 387-408.
- Acha, E.M., C.G. Simionato, C. Carozza, y H. Mianzan, 2012. Climate-induced year-class fluctuations of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces, Sciaenidae) in the Río de la Plata estuary, Argentina-Uruguay. *Fisheries Oceanography*, 21: 58-77.
- Barbieri, E. S., V.E. Villafañe, y E.W. Helbling, 2002. Experimental assessment of UV effects upon temperate marine phytoplankton when exposed to variable radiation regimes. *Limnology and Oceanography*, 47: 1648-1655.
- Berasategui, A.A., M.S. Hoffmeyer, F. Biancalana, M. Fernández Severini, y M.C. Menéndez, 2009. Temporal variation in abundance and fecundity of the invading copepod *Eurytemora americana* in Bahía Blanca Estuary during an unusual year. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85: 82-88.
- Bouchard, J.N., D.A. Campbell, y S. Roy, 2005. Effects of UV-B radiation on the D1 protein cycle of natural phytoplankton communities from three latitudes (Canada, Brazil and Argentina). *Journal of Phycology*, 41: 273-286.
- Brierley, A.S., y M.J. Kingsford, 2009. Impacts of climate change on marine organisms and ecosystems. *Current Biology*, 19: R602-R614.
- Briggs, J.C., 1995. *Global Biogeography*, Elsevier Science B.V., Amsterdam, 453 p.
- Buma, A.G.J., E.W. Helbling, M.K. De Boer, y V.E. Villafañe, 2001. Patterns of DNA damage and photoinhibition in temperate South-Atlantic picophytoplankton exposed to solar ultraviolet radiation. *Journal of Photochemistry and Photobiology, B: Biology*, 62: 9-18.
- Buma, A.G.J., P. Boelen, y W.H. Jeffrey, 2003. UVR induced DNA damage in aquatic organisms. p. 291-327. In: E. W. Helbling and H.E. Zagarese (eds.), *UV effects in aquatic organisms and ecosystems*, Series in photochemical and photobiological sciences, Royal Society of Chemistry, Cambridge, 575 p.

- Bye, V.J., 1990. Temperate marine teleosts. p. 125-143. In: A.D. Munro, A.P. Scott and T.J. Lam (eds.), Reproductive Seasonality in Teleosts: Environmental Influences, Boca Raton, CRC Press, 264 p.
- Cabrera, S., M. López, y B. Tartarotti, 1997. Phytoplankton and zooplankton response to ultraviolet radiation in a high-altitude Andean lake: short - versus long-term effects. *Journal of Plankton Research*, 19: 1565-1582.
- Connelly, S. J., R.E. Moeller, G. Sanchez, y D.L. Mitchell, 2009. Temperature effects on survival and DNA repair in four freshwater cladoceran *Daphnia* species exposed to UV radiation. *Photochemistry and Photobiology*, 85: 144-152.
- Dadón, J. R., 2005. Changes in the intertidal community structure after a mass mortality event in sandy beaches of Argentina. *Contribution to Zoology*, 74: 27-39.
- Doney, S. C., M. Ruckelshaus, J.E. Duffy, J.P. Barry, F. Chan, C.A. English, H.M. Galindo, J.M. Grebmeier, A.B. Hollowed, N. Knowlton, J. Polovina, N. Rabalais, W.J. Sydeman y L.D. Talley, 2012. Climate change impacts on marine ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 4: 11-37.
- Fernández Severini, M.D., S.E. Botté, M.S. Hoffmeyer, y J.E. Marcovecchio, 2011. Lead Concentrations in Zooplankton, Water, and Particulate Matter of a Southwestern Atlantic Temperate Estuary (Argentina). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 61: 243-260.
- Fiori, S., V., R. Vidal-Martínez, R. Simá-Álvarez, M.L. Rodríguez-Canul, M. L., Aguirre-Macedo, y O. Defeo, 2004. Field and laboratory observations of the mass mortality of the yellow clam *Mesodesma mactroides* in South America: the case of Isla del Jabalí, Argentina. *Journal of Shellfish Research*, 23: 451-455.
- Gonçalves, R.J., M.S. Souza, J. Aigo, B. Modenutti, E. Balseiro, V.E. Villafañe, V. Cussac, y E.W. Helbling, 2010. Responses of plankton and fish from temperate zones to UVR and temperature in a context of global change. *Ecología Austral*, 20: 129-153.
- Guinder, V.A., C.A. Popovich, J.C. Molinero, y G.M.E. Perillo, 2010. Long-term changes in the composition, occurrence, timing and magnitude of phytoplankton blooms in the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Marine Biology*, 157: 2703-2716.
- Guinder, V.A., C.A. Popovich, y G.M.E. Perillo, 2012. Phytoplankton and physico-chemical analysis on the water system of the temperate estuary in South America: Bahía Blanca Estuary, Argentina. *International Journal of Environmental Research*, 6: 547 - 556
- Guinder, V.A., J.C. Molinero, M.C. López Abbate, A. Berasategui, C. Popovich, A. C.V. Spetter, J.E. Marcovecchio, y R.H. Freije, 2017. Phenological changes of blooming diatoms promoted by compound bottom-up and top-down controls. *Estuaries and Coasts*, 40: 95-104.
- Góngora, M.E., N. Bovcon, O. Cochía, y A.E. Gosztonyi, 2003. Aportes al conocimiento de la ictiofauna del Golfo San Jorge. V Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, No. 117, Mar del Plata.
- Guinotte, J. M., y V.J. Fabry, 2008. Ocean acidification and its potential effects on marine ecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134: 320-342.
- Halac, S., M. Felip, L. Camarero, S. Sommaruga-Wograth, R. Psenner, C. Jordi, y R. Sommaruga, 1997. An in situ enclosure experiment to test the solar UVB impact on plankton in a high-altitude mountain lake. I. Lack of effect on phytoplankton species composition and growth. *Journal of Plankton Research*, 19: 1671-1686.
- Helbling, E. W., A.G. Buma, M.K. de Boer, y V.E. Villafañe, 2001. In situ impact of solar ultraviolet radiation on photosynthesis and DNA in temperate marine phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series*, 211: 43-49.

- Helbling, E.W., E.S. Barbieri, M.A. Marcoval, R.J. Gonçalves, y V.E. Villafañe, 2005. Impact of solar ultraviolet radiation on marine phytoplankton of Patagonia, Argentina. *Photochemistry and photobiology*, 81: 807-818.
- Helbling, E.W., A.G. Buma, W. van de Poll, M.V.F. Zenoff, y V.E. Villafañe, 2008. UVR-induced photosynthetic inhibition dominates over DNA damage in marine dinoflagellates exposed to fluctuating solar radiation regimes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 365: 96-102.
- Helbling, E.W., P.D. Pérez, C.D. Medina, M.G. Lagunas, y V.E. Villafañe, 2010. Phytoplankton distribution and photosynthesis dynamics in the Chubut River estuary (Patagonia, Argentina) throughout tidal cycles. *Limnology and Oceanography*, 55: 55-65.
- Helbling, E.W., A.G.J. Buma, P. Boelen, H.J. van der Strate, M.V. Fiorda-Giordanino, y V.E. Villafañe, 2011. Increase in Rubisco activity and gene expression due to elevated temperature partially counteracts ultraviolet radiation-induced photoinhibition in the marine diatom *Thalassiosira weissflogii*. *Limnology and Oceanography*, 56(4): 1330-1342.
- Hernández-Moresino, R.D., 2012. Impacto de la radiación ultravioleta (RUV) en estadios larvales de distintas especies de cangrejos. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Comahue, Centro Regional Universitario Bariloche.
- Hernández-Moresino, R.D., R.J. Gonçalves, y E.W. Helbling, 2011. Sublethal effects of ultraviolet radiation on crab larvae of *Cyrtograpsus altimanus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 407: 363-369.
- Hernández-Moresino R.D., y E.W. Helbling, 2009. Combined effects of UVR and temperature on the survival of crab larvae (Zoea I) from Patagonia: the role of UV-absorbing compounds. *Marine Drugs*, 8(5):1681-1698.
- Hernando, M.P., y N. San Román, 1999. Preliminary data on chronic effects of ultraviolet radiation on the growth of some phytoplankton species of the Beagle Channel, Argentina. *Scientia Marina*, 63: 81-88.
- Herrmann, M., D. Carstensen, S. Fischer, J. Laudien, P.E. Penchaszadeh, y W.E. Arntz, 2009. Population structure, growth, and production of the wedge clam *Donax hanleyanus* (Bivalvia: Donacidae) from northern Argentinean beaches. *Journal of Shellfish Research*, 28: 511-526.
- Hoegh-Guldberg, O., y J.F. Bruno, 2010. The impact of climate change on the World's marine ecosystems. *Science*, 328: 1523-1528.
- Hoyer, K., U. Karsten, T. Sawall, y C. Wiencke, 2001. Photoprotective substances in Antarctic macroalgae and their variation with respect to depth distribution, different tissues and developmental stages. *Marine Ecology Progress Series*, 211: 117-129.
- IPCC, 2014. Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. In: Field, C. B., Barros, V. R., Dokken, D. J., Mach, K. J., Mastrandrea, M. D., Bilir, T. E., Chatterjee, M., Ebi, K. L., Estrada, Y. O., Genova, R. C., Girma, B., Kissel, E. S., Levy, A. N., MacCracken, S., Mastrandrea, P. R., y White, L. L. (eds.), Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, 1132 p.
- Kurihara, H., 2008. Effects of CO₂-driven ocean acidification on the early developmental stages of invertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, 373: 275-284.
- Malvé, M.E., S. Gordillo, y M. Rivadeneira, M. M., 2016. Connecting pH with body size in the marine gastropod *Trochus trochoides* in a latitudinal gradient along the south-western Atlantic coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, DOI: <https://doi.org/10.1017/S0025315416001557>.

- Marcoval, M.A., V.E. Villafañe, y E.W. Helbling, 2008. Combined effects of solar ultraviolet radiation and nutrients addition on growth, biomass and taxonomic composition of coastal marine phytoplankton communities of Patagonia. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 91: 157-166.
- Ortega L., J.C. Castilla, M. Espino, C. Yamashiro, y O. Defeo, 2012. Effects of fishing, market price, and climate on two South American clam species. *Marine Ecology Progress Series*, 469: 71-85.
- Schiariti A., A.C. Morandini, G. Jarms, R. von Glehn Paes, S. Franke, y H. Mianzan, 2014. Asexual reproduction strategies and blooming potential in *Scyphozoa*. *Marine Ecology Progress Series*, 510: 241-253.
- Sobriño, C., O. Montero, y L.M. Lubián, 2004. UVB radiation increases cell permeability and damages nitrogen incorporation mechanisms in *Nannochloropsis gaditana*. *Aquatic Science*, 66: 421-429.
- Solomon, S., 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis: Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2007.
- Spinelli, M.L., R.J. Gonçalves, V.E. Villafañe, y F.L. Capitano, 2016. Diversity of copepods in Atlantic Patagonian coastal waters throughout an annual cycle. *Ciencias Marinas*, 42 (1): 31-47.
- Thompson, G.A., y M.A. Sánchez De Bock, 2009. Influence of beach morphodynamics on the bivalve *Donax hanleyanus* and *Mesodesma mactroides* populations in Argentina. *PSZNI: Marine Ecology*, 30: 198-211.
- Valiñas, M.S., P. Bermejo, L. Galbán, L. Laborda, D.P. Häder, V.E. Villafañe, y E.W. Helbling, 2014. Combined impact of ultraviolet radiation and increased nutrients supply: a test of the potential anthropogenic impacts on the benthic amphipod *Amphitoe valida* from Patagonian waters (Argentina). *Frontiers in Environmental Science*, 32 (2): 1-10.
- Valiñas M. S., y E.W. Helbling, 2015. Sex-dependent effects of ultraviolet radiation on the marine amphipod *Ampithoe valida* (Ampithoidae). *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 147: 75-82.
- Villafañe, V. E., E.W. Helbling, O. Holm-Hansen, y B. Chalker, 1995. Acclimatization of Antarctic natural phytoplankton assemblages when exposed to solar ultraviolet radiation. *Journal of Plankton Research*, 17(12): 2295-2306.
- Villafañe, V. E., K. Sundbäck, F. Figueroa, y E.W. Helbling, 2003. Photosynthesis in the aquatic environment as affected by UVR. p. 357-397. In: E. W. Helbling y Zagarese H. E. (eds.), UV effects in aquatic organisms and ecosystems. Royal Society of Chemistry, 575 p.
- Villafañe V.E., E.S. Barbieri, y W.E. Helbling, 2004a. Annual patterns of ultraviolet radiation effects on temperate marine phytoplankton off Patagonia, Argentina. *Journal of Plankton Research* 26 (2): 167-174.
- Villafañe, V. E., M.A. Marcoval, y E. W. Helbling, 2004b. Photosynthesis versus irradiance characteristics in phytoplankton assemblages off Patagonia (Argentina): temporal variability and solar UVR effects. *Marine Ecology Progress Series*, 284: 23-34.
- Vinuesa, J. H., 2005. Distribución de crustáceos decápodos y estomatópodos del golfo San Jorge, Argentina. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 40(1): 7-21.
- Visser, P.M., J.J. Poos, B.B. Scheper, P. Boelen, y F.C. Van Duyl, 2002. Diurnal variations in depth profiles of UV-induced DNA damage and inhibition of bacterioplankton production in tropical coastal waters. *Marine Ecology Progress Series*, 228: 25-33.
- Walther, G.R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T.J.C. Beebee, J.M. Fromentin, O. Hoegh-Guldberg, y F. Bairlein, 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389-395.

Williamson, C.E., G. Grad, H.J. De Lange,
S. Gilroy, y D.M. Karapelou, 2002. Tem-
perature-dependent ultraviolet responses
in zooplankton: Implications of clima-
te change. *Limnology and Oceanography*,
47(6): 1844-1848.

23

Las zonas costeras ante el cambio climático: la infraestructura verde como estrategia para disminuir la vulnerabilidad de la costa de latinoamérica

Debora Lithgow¹, Luciana S. Esteves², María Luisa Martínez³,
Raúl Martell⁴, Germán D. Rivillas⁵, Patricio Winckler⁶,
Juan D. Osorio-Cano⁷, Patricia Moreno-Casasola³,
Andrés F. Osorio⁸, Edgar Mendoza⁹, Pedro Pereira¹⁰,
Adolfo Campos C. ³, Gonzalo Castillo-Campos³ y Rodolfo Silva⁹

¹UNIVERSIDAD DE SEVILLA, ESPAÑA

²UNIVERSIDAD DE BOURNEMOUTH, REINO UNIDO

³INSTITUTO DE ECOLOGÍA, A.C., MÉXICO

⁴COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD DE MÉXICO

⁵INSTITUTO DE HIDRÁULICOS Y AMBIENTALES (IDEHA), COLOMBIA

⁶UNIVERSIDAD DE VALPARAÍSO, CHILE

⁷OCEANOGRAFÍA E INGENIERÍA DE COSTAS - OCEANICOS, COLOMBIA

⁸UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, COLOMBIA

⁹INSTITUTO DE INGENIERÍA-UNAM, MÉXICO

¹⁰UNIVERSIDAD FEDERAL DE PERNAMBUCO, BRASIL

e-mail: debora.lithgow@gmail.com

Lithgow, D., L.S. Esteves, M.L. Martínez, R. Martell, G.D. Rivillas, P. Winckler, J.D. Osorio-Cano, P. Moreno-Casasola, A. F. Osorio, E. Mendoza, P. Pereira, A. Campos C., G. Castillo-Campos y R. Silva, 2017. Las zonas costeras ante el cambio climático: la infraestructura verde como estrategia para disminuir la vulnerabilidad de la costa de latinoamérica. p. 449-460. En : Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

RESUMEN

En este capítulo se aborda la relevancia de la implementación de proyectos de infraestructura verde como medida para disminuir la vulnerabilidad de las poblaciones asentadas en zonas costeras de América Latina expuestas a las consecuencias de fenómenos hidrometeorológicos extremos. Para demostrar la efectividad de este tipo de infraestructura, se presentan ejemplos de su uso e implementación en seis países latinoamericanos: Brasil, Chile, Colombia, México, República Dominicana y Cuba. Por último, se analizan los principales retos del uso de esta alternativa verde en las costas de la región.

Palabras clave: vulnerabilidad costera, cambio climático, Latinoamérica, infraestructura verde, transdisciplina.

ABSTRACT

This chapter addresses the relevance of the implementation of green infrastructure projects as a measure to reduce the vulnerability of populations settled within coastal areas of Latin America, exposed to the consequences of extreme hydrometeorological phenomena. In order to demonstrate the effectiveness of this type of infrastructure, examples of its utilization and execution are taken from six Latin American countries: Brazil, Chile, Colombia, Mexico, Dominican Republic and Cuba. Lastly, the main challenges posed by the use of this green alternative along regional coastlines are analyzed.

Key words: Coastal vulnerability, climate change, Latin America, green infrastructure, transdiscipline.

LOS PAÍSES LATINOAMERICANOS Y SU VULNERABILIDAD

La inadecuada planeación territorial, la falta de gobernanza y poca presencia del estado, así como la implementación de políticas de desarrollo sectoriales han contribuido a la generación de los problemas ambientales y socioeconómicos urgentes de los países de América Latina. Algunos de estos problemas son la pobreza, la desigualdad social, la pérdida de biodiversidad así como una elevada vulnerabilidad frente a eventos hidrometeorológicos extremos (Silva *et al.*, 2014 y 2017) siendo, todos ellos, de gran relevancia. En particular, las poblaciones de las zonas costeras son las más expuestas a estos eventos, por lo que tienen una mayor dependencia de la provisión de servicios ecosistémicos (*e.g.* protección contra huracanes, espacio para el desarrollo de activi-

dades económicas y sociales, entre otros) y en consecuencia, son más vulnerables a la degradación ambiental (UNEP, 2016).

Latinoamérica está conformada por 26 países (Banco Mundial, 2013) y con excepción de Bolivia y Paraguay, todos tienen frente costero (figura 1). En total, la línea de costa de Latinoamérica, abarca más de 3 000 000 km (BID, 2000). Ambas costas (Pacífico y Atlántico) están expuestas a fenómenos naturales que tienen repercusiones episódicas (*e.g.* actividad tectónica, tsunamis y eventos hidrometeorológicos extremos) y/o afectaciones crónicas (*e.g.* asociadas a procesos geológicos, subsidencia, disminución de fuentes sedimentaria) (Silva *et al.*, 2014).



Figura 1. Estudios caso de infraestructura verde en la zona costera de seis países latinoamericanos.

VULNERABILIDAD DE LA COSTA DESDE EL PUNTO DE VISTA SOCIOECONÓMICO

La identificación de zonas vulnerables frente a eventos climáticos extremos (como tormentas, inundaciones, ondas frías y de calor) es una preocupación creciente a nivel internacional, entre otras razones, por su impacto en el bienestar socioeconómico. Esto es de particular urgencia ya que, debido al crecimiento poblacional, se espera que la población afectada sea cada vez mayor, sobre todo en las zonas expuestas y donde el incremento en la frecuencia e intensidad de dichos eventos por el cambio y variabilidad climática son mayores (Silva *et al.*, 2014; Webster *et al.*, 2005). Por lo anterior, se han propuesto diversos índices como es el caso del Índice Global de Riesgo Climático o IGRC (Kreft *et al.*, 2015). Dicho índice considera indicadores de fácil acceso para la mayoría de los países,

por ejemplo, el número de muertes o las pérdidas económicas derivadas de eventos extremos.

Tomando en cuenta los indicadores propuestos por el IGRC, se encontró que los países Latinoamericanos costeros tuvieron un promedio de 96 muertes anuales debido a eventos climáticos extremos ocurridos en el periodo 1995-2014. De estos países, Honduras, Haití, República Dominicana, Brasil, Nicaragua y México registraron el mayor número de muertes anuales (303, 253, 210, 162 y 148 decesos, respectivamente), mientras que las economías más afectadas fueron las de México, Cuba, Brasil, Argentina y Colombia con pérdidas promedio de 33 592 957, 1 702, 710 y 600 millones de dólares anuales, respectivamente.

La mayor vulnerabilidad de los países arriba mencionados está asociada al nivel de exposición de su territorio y/o de su población a eventos persistentes y/o intensos que generan un cambio adverso. Así por ejemplo, la exposición del territorio o población puede ser estimada identificando la proporción de territorio o densidad poblacional susceptible a ser inundada de mane-

ra temporal o permanente. De acuerdo con Silva *et al.* (2014), en latinoamérica, Brasil, México y Argentina son los países con mayor proporción de territorio en Zonas Costeras con Bajas Elevaciones (LECZ, por sus siglas en inglés). Sin embargo, Haití y República Dominicana son los países con una mayor densidad poblacional asentada en LECZ.

VULNERABILIDAD DE LA COSTA DESDE EL PUNTO DE VISTA ECOLÓGICO

Los países de América Latina se encuentran entre los más biodiversos del mundo (UNDP, 2010), e incluyen a 10 de los 17 países megadiversos. La diversidad en las costas de Latinoamérica es heterogénea (Silva *et al.*, 2014). Por ejemplo, los arrecifes de coral se concentran en el Caribe principalmente, los manglares se localizan tanto en el Atlántico como en el Pacífico y los pastos marinos abundan en el golfo de México y la costa de Brasil. Los grandes sistemas de dunas costeras ocurren en México, Brasil y Chile principalmente, con dunas de gran altura (hasta 100 m en Chile) y una elevada diversidad.

La diversidad de latinoamérica se debe a su posición geográfica y a las características climáticas. Sin embargo, esta región también está sujeta a diversos factores que provocan su pérdida y/o degradación (Romero *et al.*, 2012). Entre los principales factores se encuentran el cambio de uso de suelo, la deforestación, la sobreexplotación, la contaminación, la introducción de especies exóticas invasoras, la minería legal e ilegal; la destrucción o fragmentación de ecosistemas costeros (arrecifes, pastos marinos, manglares, humedales, vegetación hidrófila y dunas), entre otros. Las causas directas de

estas acciones normalmente derivan de políticas de desarrollo encaminadas a maximizar la producción de algunos sectores (*e.g.* turismo, comercio, agricultura, ganadería, pesca y acuicultura), combinadas con el desconocimiento y/o falta de conciencia sobre las complejas interacciones de las cuales dependen los ecosistemas costeros. Esta situación se agrava por una débil capacidad institucional para reducir el impacto de las actividades que generan degradación ambiental, como el crecimiento poblacional desordenado y el frecuente desarrollo inadecuado de proyectos de infraestructura turística y pseudo protección costera, entre otros.

En resumen, la situación de las costas latinoamericanas combina diferentes factores que pueden llevar a una condición precaria de sus habitantes debido a: a) el incremento en intensidad y recurrencia de los impactos de eventos hidrometeorológicos extremos, exacerbados por el cambio climático global; b) una población humana que aumenta y que tiene una alta relevancia socioeconómica, pero que cada vez está más expuesta a tormentas, mareas de tormenta y huracanes; c) la acelerada erosión de las costas; d) la elevada pérdida de

sedimentos de las áreas continentales; y e) el deterioro o pérdida de ecosistemas naturales y sus servicios ecosistémicos. Por ello, se hace indispensable establecer estrategias que contribuyan a la disminución de la vulnerabilidad de esta región.

LA INFRAESTRUCTURA VERDE: UNA ESTRATEGIA PARA DISMINUIR LA VULNERABILIDAD COSTERA EN LATINOAMÉRICA

Frente a la creciente necesidad de proteger las zonas costeras y la frecuente ineffectividad de la infraestructura rígida que normalmente se utiliza, se ha propuesto a la infraestructura verde como una alternativa viable (van der Nat *et al.*, 2016). Este tipo de infraestructura se adapta a los ecosistemas costero-marinos, no solo desde un punto de vista físico sino como un elemento integral de ellos, ya que permite responder a las necesidades socioeconómicas y de desarrollo, al tiempo que se mantienen la salud e integridad de los ecosistemas (Andersson *et al.*, 2014). Como complemento de lo anterior, propicia la comunicación intersectorial e interdisciplinaria, la cual es la base para un manejo costero integral.

No existe una definición universal de “infraestructura verde” ya que ésta varía dependiendo de las condiciones socioeconómicas y ecológicas de cada lugar (Silva *et al.*, 2017). El principal punto en común entre la infraestructura verde y la tradicional es que todas las intervenciones tratan de resolver un problema que afecta intereses humanos. Sin embargo, a diferencia de la infraestructura tradicional que históricamente solo toma en cuenta aspectos políticos y socioeconómicos, la infraestructura verde ha sido reconocida por ser multifuncional (Snäll *et al.*, 2016; van der Nat *et*

al., 2016). Esta alternativa permite integrar factores ecológicos, socioeconómicos y políticos con un enfoque a largo plazo, y sobre todo, incorpora el propio funcionamiento de los ecosistemas.

La infraestructura verde utilizada en la zona costera se encuentra estrechamente relacionada con las actividades de restauración, conservación y protección de los ecosistemas que ahí se encuentran. Actualmente, el concepto de infraestructura verde abarca aspectos tan amplios y contrastantes como: la recuperación del funcionamiento de ecosistemas naturales; la creación de ecosistemas artificiales; las obras de ingeniería que dependen del funcionamiento de los ecosistemas circundantes; las obras de ingeniería tradicional con adaptaciones para disminuir el impacto ambiental y; las obras de corrección de estructuras que han causado daño en el medioambiente. Un factor que favorece la implementación de infraestructura verde es que, en lo general, es menos costosa a largo plazo no interfiere con el funcionamiento de los ecosistemas naturales. A continuación se describen algunos casos de infraestructura verde clasificados en dos tipos de problemas que tratan de resolver: protección contra inundaciones o recuperación de la dinámica hidrosedimentaria y control de la erosión costera.

Estudios caso: control de inundaciones y de la erosión costera

Casos sobre control de inundaciones

1. Recuperación de un sistema de dunas en Brasil

Lugar	Praia do Cassino (Playa Casino) en Rio Grande do Sul, una de las playas más largas del mundo (220 km).
Problema	En la década de 1980, las dunas ubicadas frente a la localidad urbana fueron removidas porque la población consideraba que obstruían la vista al mar, el acceso a la playa y eran fuente de arena que invadía sus propiedades. La eliminación de estas dunas ocasionó el incremento de inundaciones en caminos y propiedades; la salinización del acuífero y la pérdida de biodiversidad y del paisaje.
Solución	Recuperación de una franja de 12 km de dunas. Una ONG (Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental) impulsó el proyecto y el gobierno local lo financió. El proceso consistió en: 1) Formación del cordón de dunas con retenedores de arena (ramas secas); 2) Fijación de las dunas con especies nativas reproducidas en invernadero (<i>Senecio crassiflorus</i> , <i>Spartina ciliata</i> , <i>Panicum racemosum</i> e <i>Hydrocotyle bonariensis</i>); 3) Construcción de una pasarela de madera de 160 m de largo para facilitar el acceso a la playa y evitar el pisoteo de la vegetación; 4) Elaboración de un plan de manejo que opera desde el principio del proyecto; 5) Establecimiento de un plan de monitoreo que involucra a la comunidad y a los visitantes a través de campañas de educación ambiental. Cabe señalar que en Brasil, la vegetación nativa, incluyendo la vegetación de dunas, está protegida desde 1965 (Ley 4771).
Resultados	En 28 años se logró la regeneración de las dunas y de la vegetación. Además, se recuperó la capacidad de protección contra inundaciones. Ahora, la comunidad valora a las dunas y reconoce los servicios que proveen. La iniciativa se extendió a otras localidades.
Retos	Evaluar los niveles de inundación en las brechas que quedaron. Valorar los posibles efectos de la construcción de accesos vehiculares que son solicitados por los usuarios frecuentes.

2. Restauración de un humedal en México

Lugar	Área Natural Protegida Ciénega del Fuerte en Tecolutla, Veracruz, México
Problema	Los humedales, incluyendo selvas inundables, fueron sistemáticamente removidos o degradados para introducir ganado hasta 2015. Esto originó el incremento en la frecuencia e intensidad de las inundaciones, afectando a pobladores locales y a la zona turística.
Solución	Restauración del humedal (selva inundable) con énfasis en la recuperación de los servicios hídricos. Se elaboró un plan de manejo integral que incluye: 1) Exclusión del ganado; 2) Control de lianas y de pastos nativos invasores; 3) Reforestación con el árbol dominante en las selvas inundables de la región (<i>Pachira aquatica</i>); 4) Trabajo con la comunidad para la creación de un grupo de ecoturismo.
Resultados	Después de dos años de trabajo, los primeros resultados muestran una alta sobrevivencia de los árboles plantados así como el incremento de la capacidad del suelo para retener agua. El proyecto está siendo acompañado de una intensa labor de educación ambiental y del diseño de actividades alternativas para los pobladores de la región.
Retos	Introducción de otras especies de plantas comunes en las selvas inundables, ampliación de esfuerzos de restauración a parcelas vecinas, reducción de la ganadería en los bordes.

3. Aprendizaje de duras lecciones: Cambios en el plan de ordenamiento y códigos de construcción chilenos (Iguat *et al.*, 2017)

Lugar	Región Maule, Chile.
Problema	Localidad con alta vulnerabilidad a inundaciones y marejadas por la ubicación tan próxima de las propiedades a la zona marina. En esta zona, el tsunami de 2010 causó 531 muertes (Fritz <i>et al.</i> , 2011), 370 mil casas dañadas así como una considerable erosión costera.
Solución	1) Diseño e implementación de un plan de zonificación para disminuir la vulnerabilidad de la población; 2) Restricción de la densidad de uso de edificaciones en zonas inundadas por el tsunami; 3) Generación de un corredor verde entre las dunas y la población; 4) Promoción de la construcción de infraestructura con mayor resiliencia a las inundaciones (palaftos) en zonas expuestas a inundación por tsunami y marejadas.
Resultados	Después de cuatro años, se estableció un corredor verde entre las dunas y la zona urbana. Además, se impidió la reconstrucción de infraestructura en zonas muy vulnerables a inundaciones. Se cambió el Plan Regulador Comunal y las casas, originalmente de un piso, se construyeron en forma de palaftos para cumplir con la densidad de uso especificada en el plan. Esto puede pensarse como un beneficio indirecto pues los palaftos serían más resilientes para niveles de inundación bajos.
Retos	Las medidas especificadas en el Plan Regulador Comunal no han sido acatadas completamente en la comuna (hay edificaciones que no respetan la ordenanza). Se necesitan implementar planes de evacuación entre los visitantes. Se desconoce la resistencia de las nuevas edificaciones (palaftos) ante los terremotos.

Casos sobre control de inundaciones

4. Arrecife artificial en el Caribe Mexicano (Silva et al., 2016)

Lugar	Playa ubicada a 30 km de Cancún, Puerto Morelos, Quintana Roo
Problema	Playa altamente turística con problemas de erosión que fueron agravados tras el huracán Dean (2007). Este evento causó una erosión masiva y las playas no pudieron recuperarse debido a que el flujo hidrosedimentario se encuentra parcialmente interrumpido por estructuras de protección costera y una marina. Los rompeolas fueron construidos para proteger zonas de alto valor turístico pero el mal diseño transfirió el problema de erosión a playas vecinas.
Solución	Construcción de un arrecife artificial para disminuir la energía del oleaje y permitir la acumulación de arena en la playa afectada: 1) La forma, ubicación, dimensiones, etc. fueron determinadas a partir de modelos numéricos y de pruebas de laboratorio; 2) La estructura se construyó con bloques prefabricados (Wave Attenuation Devices-WAD©) hechos de un concreto especial que no causa daños en el medioambiente. La cercanía del Sistema Arrecifal Mesoamericano (350-1600 m) permitió que la estructura fuera colonizada de manera natural. El proyecto fue financiado por el hotel afectado.
Resultados	La playa recuperó el ancho que tenía antes del huracán así como un ciclo natural de crecimiento y erosión (verano e invierno, respectivamente). Cinco años después de la instalación, un gran número de especies de peces y de corales provenientes del Sistema Arrecifal habitan la estructura.
Retos	Recuperación de la dinámica sedimentaria de la región sustituyendo infraestructura gris por proyectos verdes así como la recuperación de dunas y arrecifes de coral.

Casos sobre recuperación de la dinámica hidrosedimentaria/control de la erosión

1. Recuperación de una duna artificial en el Golfo de México

Lugar	Puerto de Veracruz, Veracruz, México
Problema	Las obras de ampliación de este puerto (1995) se desarrollaron sobre un sistema de dunas que previamente estaba cubierto por vegetación nativa. Al eliminarse la vegetación y aplanar la zona, se removió la arena creando una duna artificial, paralela a la línea de costa, que medía 20 m de altura y 2 km de largo. Esta duna carecía de vegetación por lo que entró en movimiento y la arena empezó a invadir casas y caminos.
Solución	1) La duna artificial fue vegetada en 1996 usando un cactus nativo y distintas combinaciones de dos pastos exóticos de rápido crecimiento. Éstos son usados como pastura y por tanto son de fácil obtención; 2) En todas las combinaciones se buscaba cubrir la arena lo más pronto posible para prevenir que ésta se movilizara hacia la ciudad durante la época en que predominan los vientos del norte (invierno); 3) Una sección se vegetó con pasto en rollo; 4) Otra sección trasplantando macollos de pastos altos y; 5) En la última sección se combinaron pastos y el cactus nativo. Las plantas fueron regadas las primeras dos temporadas de sequía.
Resultados	Se logró una cobertura vegetal del 100% en el primer año. Los tratamientos basados en pasto lograron fijar la arena más rápido pero la diversidad fue mayor en las dunas con especies nativas como el cactus. Después de cinco años, más de la tercera parte de las especies nativas de las dunas de la zona se encontraron en la duna artificial. Las plantas nativas se dispersaron a partir de parches de vegetación natural remanente (matorral y selva seca sobre dunas) que se encuentran en las cercanías. Las dunas se han auto-mantenido por más de 10 años y han evitado que la arena invada la ciudad.
Retos	La ciudad sigue creciendo de manera desordenada. Se debe incentivar la recuperación de dunas con especies nativas tolerantes al enterramiento como <i>Ipomoea pes-caprae</i> . Desde 1885 se reconoce la importancia de tener dunas con vegetación. Sin embargo, todas las revegetaciones se han hecho con especies exóticas. En 1885 se reforestó el norte de la ciudad con un árbol australiano (<i>Casuarina equisetifolia</i>) que formó un bosque mono-específico. Idealmente, se debe sustituir este bosque artificial por uno conformado por especies nativas.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Independientemente de la realidad socioeconómica de América Latina o del tipo de infraestructura verde implementada, la multifuncionalidad de los proyectos y los enfoques transdisciplinarios muestran

que toda la región tiene capacidad técnica para fomentar proyectos de infraestructura verde. Por lo tanto, es necesario reforzar la colaboración práctica y científica, así como la cooperación interdisciplinaria. Los resul-

Casos sobre recuperación de la dinámica hidrosedimentaria/control de la erosión

2. Recuperación de una playa altamente turística en República Dominicana

Lugar	Playa Dorada, Puerto Plata, República Dominicana
Problema	Erosión severa en una playa con alto valor turístico que se ha incrementado en los últimos 30 años. La erosión se debe a la disminución del aporte sedimentario por el represamiento de los ríos cercanos. Se construyeron diversas obras de protección costera (muros, rompeolas y revestimientos) pero causaron mayor erosión.
Solución	1) Zonificación costera; 2) Remoción de infraestructura sobre la playa; 3) Destrucción de dos rompeolas para permitir la circulación del sedimento; 4) Relleno artificial de la playa con 135,000 m ³ de arena, con un volumen promedio del relleno de 90m ³ m-1 y; 5) Construcción de dunas frontales con vegetación nativa.
Resultados	Se recuperó el ancho de la playa (30m), se incrementaron los valores estéticos y funcionales de la playa.
Retos	Restablecimiento de la dinámica sedimentaria sin usar rellenos artificiales, remoción de infraestructura que interrumpa la circulación sedimentaria en playas vecinas y restauración de dunas frontales.

3. Recuperación de una playa que protege plantaciones de coco en Brasil

Lugar	Carne de Vaca (a 66km de la ciudad de Recife), Pernambuco, Brasil.
Problema	Costa en erosión desde hace décadas que se ha acelerado en tiempos recientes. La erosión está afectando a las plantaciones de coco que son la principal fuente de empleo de la región. Las causas de la erosión son desconocidas y se cree que está relacionada con la modificación de la dinámica hidrosedimentaria debido al crecimiento de la ciudad de Recife, la construcción de infraestructura costera mal planeada y la disminución de sedimento del río cercano, entre otros factores. Además, el arrecife que protege la costa está más tiempo sumergido reduciendo su capacidad de disipar la energía del oleaje.
Solución	1) Construcción de escolleras con troncos de palma de coco (2006), material permeable, abundante en la zona, de bajo precio y facilidad de reemplazo; 2) Empleo de mano de obra local.
Resultados	Se detuvo la erosión de la costa y se salvaron las plantaciones de coco.
Retos	Garantizar que no se está transfiriendo el problema de erosión a playas vecinas ni ocasionando otros efectos negativos asociados a las escolleras tradicionales. Determinación de la causas de la erosión.

4. Recuperación de arrecifes en Colombia

Lugar	Isla del Tesoro, Caribe colombiano
Problema	Posible incremento en el impacto de olas con alta energía debido a la degradación de arrecifes. Se desconocen las especies de coral que deben ser usadas en proyectos de restauración para recuperar el servicio de disipación de energía del oleaje.
Solución	1) Monitoreo del estado de conservación de los arrecifes e identificación de las especies y su distribución en los arrecifes; 2) Modelado numérico de escenarios; 3) Validación del modelo en campo; 4) Favorecer la inclusión del coral <i>Acropora palmata</i> en proyectos de restauración por su papel en la disminución de la energía del oleaje.
Resultados	Se probó que <i>Acropora palmata</i> es una especie clave que debe ser considerada en los proyectos de restauración de corales de la región. Su importancia radica en que tiene una alta tolerancia a ambientes con alta energía. Además, es altamente eficiente en disminuir la energía del oleaje por su estructura ramificada, la forma de crecimiento de sus colonias.
Retos	La densidad de las colonias de coral y distribución de especies en un arrecife deben ser consideradas en el diseño de proyectos de restauración por lo que se necesitan estudios con otras especies. Evaluar el impacto de la restauración ecológica sobre la erosión e inundación costera en la zona.

tados obtenidos deben formar parte de la conciencia pública y profesional para que sean tomados en cuenta durante la toma de decisiones. Al mismo tiempo, estos ejemplos pueden ofrecer una oportunidad de aprendizaje para reproducirse dentro y fuera de la región. A manera de resumen:

- La costa de Latinoamérica es altamente vulnerable, por lo que se necesita que las decisiones sectoriales se conviertan en resoluciones que permitan un manejo costero integral.
- Las soluciones de ingeniería con resultados a corto plazo tienden a ser preferidas

Casos sobre recuperación de la dinámica hidrosedimentaria/control de la erosión

5. Rehabilitación de dunas en playas de la Habana, Cuba

Lugar	Playas del Este de La Habana, Cuba
Problema	Entre 1950 y 1970 incrementó el desarrollo turístico y urbano de la zona por lo que se construyeron calles, edificaciones y un paseo peatonal que degradaron la playa y las dunas de la región. Posteriormente, entre 1970 y 1980, se sustituyó la vegetación nativa de las dunas por un bosque de casuarinas (<i>Casuarina equisetifolia</i> , especie australiana). Los factores antes mencionados originaron graves problemas de erosión al modificar el perfil de equilibrio de la playa.
Solución	1) Retirada del paseo peatonal y del bosque de casuarinas de la playa; 2) Formación de dunas a lo largo del frente de playa con captadores de arena (estacas); 3) Revegetación con especies nativas para evitar que las dunas migraran tierra adentro.
Resultados	Incremento notable del volumen de arena en la playa emergida y el crecimiento de dunas estables de hasta 5 m de altura.
Retos	Implementación de un plan de manejo costero efectivo que garantice la preservación de los logros alcanzados y regule legalmente la intensa presión urbanística sobre los espacios naturales de la playa.

6. Restauración de Playas Ciénaga de Mallorquín en Colombia

Lugar	Punta Roca (Celda litoral Ciénaga de Mallorquín), Puerto Salgar, Colombia
Problema	Procesos de erosión intensa desencadenados por obras portuarias y daños ambientales por políticas inadecuadas en el manejo de residuos sólidos
Solución	1) Limpieza periódica de la playa; 2) Aprovechamiento del sedimento, proveniente del río Magdalena y transportado por corrientes litorales, para evitar el aumento en la recesión de la línea de costa; 3) Trabajo de sensibilización para evitar que el sedimento retenido sea removido por la empresa encargada del saneamiento del municipio; 4) Evaluación del comportamiento hidrodinámico y morfodinámico de la línea de costa del sector Punta Roca.
Resultados	Se ha observado una reducción en la tasa de erosión, retención de sedimento por obstáculos en la playa. Los obstáculos que retienen sedimento son residuos de árboles que colapsan durante los eventos extremos y que provienen de cuenca arriba.
Retos	Llevar a cabo instalación de elementos de madera que de manera transversal y longitudinal ayuden a la retención del sedimento y a la restauración del equilibrio del sistema. Tomar las medidas pertinentes para controlar la cantidad de basura que proviene desde la parte media y baja de la cuenca del río Magdalena.

sobre la infraestructura verde aunque frecuentemente ésta provee mayores beneficios a largo plazo. Esto se debe, en gran medida, a la realidad socioeconómica de la región y a que, generalmente, las actuaciones en la costa responden a medidas de emergencia.

- La infraestructura verde es una alternativa para proteger a poblaciones costeras en peligro de inundaciones y erosiones, así como para proveer otros beneficios simultáneos como fortalecer y recuperar la resiliencia de los ecosistemas costeros.
- No existe una estrategia universal que pueda ser usada en todos los sitios, ya que cada playa y situación socioeconómica son únicos. Por lo tanto, la infraes-

tructura debe ser diseñada de acuerdo a las necesidades de cada sitio; tomando como base principios generales como: el mantenimiento de los flujos hidrosedimentarios y la conservación de especies nativas.

- La infraestructura verde y la infraestructura tradicional tienen como objetivo principal resolver un problema que afecta intereses humanos.
- La infraestructura verde es multifuncional. Sin embargo, requiere de mayor espacio y tiempo para su adecuada implementación.
- Los casos aquí presentados lograron o están en vías de cumplir con su objetivo principal: prevenir inundaciones, evitar

- erosión, propiciar beneficios ambientales (*e.g.* funcionar como corredores biológicos), mejorar las condiciones sociales (*e.g.* proteger la vida de los pobladores) e impulsar la economía local (*e.g.* incrementar el valor de las propiedades y/o el empleo de los pobladores locales).
- Los casos aquí expuestos demuestran la capacidad técnica existente en la región. Por lo tanto, la situación socioeconómica debe ser una razón para mejorar el uso y manejo de nuestras costas.
 - Los esfuerzos por mejorar la infraestructura existente y corregir aquella que no ha resultado como se planeó, deben ser publicitados para aprender de los errores. Se debe fomentar el monitoreo de resultados en el mediano y largo plazo para aprender de las experiencias.
 - Siempre que sea posible, se debe fomentar la conservación de los ecosistemas naturales, puesto que una vez degradados no se puede recuperar la totalidad de los bienes y servicios que éstos proveen.

AGRADECIMIENTOS

La participación en este trabajo de DL fue financiada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) a través de la beca posdoctoral de DL (224619).

Andrés F. Osorio y Juan D. Osorio-Cano agradecen el apoyo a COLCIENCIAS Proyecto # 111866044690”.

LITERATURA CITADA

- Andersson, E., S., Barthel, S., Borgström, J., Colding, T., Elmqvist, C., Folke, y A., Green, 2014. Reconnecting Cities to the Biosphere: Stewardship of Green Infrastructure and Urban Ecosystem Services. *Ambio*, 43: 445-453.
- Banco Interamericano de desarrollo (BID), 2000. Desarrollo más allá de la economía: progreso económico y social en América Latina: informe 2000. Banco Interamericano de desarrollo, Washington.
- Banco Mundial, 2013. Informe sobre el desarrollo mundial 2014. Panorama general: La administración del riesgo como instrumento de desarrollo, Banco Mundial, Washington.
- Fritz, H. M., C. M. Petroff, P. A. Catalán, R. Cienfuegos, P. Winckler, N. Kalligeris, R., Weiss, S.E. Barrientos, G. Meneses, C. Valderas-Bermejo, C. Ebeling, A. Papadopoulos, M. Contreras, R. Almar, J. C. Dominguez y, C. E. Synolakis, 2011. Field survey of the 27 February 2010 Chile Tsunami. *Pure and Applied Geophysics*, 168: 1989-2010.
- Igualt, F., W. Breuer, P. Winckler, y M. Contreras-López, 2017. Rehabilitación de centros urbanos afectados por el Tsunami 2010 en la Comuna de Pelluhue, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, (en prensa). Krefit, S., D. Eckstein, L. Dorsch, y L. Fisher, 2015. Global Climate Risk Index 2016, Germanwatch, Berlin, Alemania.
- Romero, C., S. Athayde, J.E. Collomb, M. DiGiano, M. Schmink, S. Schramski y L. Seales, 2012. Conservation and development in Latin America and Southern Afri-

- ca: setting the stage. *Ecology and Society*, 17(2): 17.
- Silva, R., M. L. Martínez, P. Hesp, P. Catalán, A. F. Osorio, R. Martell, M. Fossati, G. Miot da Silva, I. Mariño-Tapia, P. Pereira, R. Cienfuegos, A. Klein y G. Govae-re, 2014. Present and future challenges of coastal erosion in Latin America. En: R. Silva y A. Strusińska-Correia (eds.), Coastal Erosion and Management along Developing Coasts: Selected Cases. *Journal of Coastal Research*, 71 (SI): 1-16.
- Silva, R., E. Mendoza, I. Mariño-Tapia, M. L. Martínez, y E. Escalante, 2016. An artificial reef improves coastal protection and provides a base for coral recovery. *Journal of Coastal Research*, 75(SI): 467-471.
- Silva, R., D. Lithgow, L. S. Esteves, M. L. Martínez, P. Moreno-Casasola, R. Martell, P. Pereira, E. Mendoza, A. Campos-Casca-redo, P. Winckler-Grez, A. F. Osorio, J. D. Osorio-Cano y G. D. Rivillas, 2017. Mitigation of Coastal Risk using Green Infrastructure in Latin America and the Caribbean. *Maritime Engineering*, (en prensa).
- Snäll, T., J. Lehtomäki, A. Arponen, J. Elith, y A. Moilanen, 2016. Green infrastructure design based on spatial conservation prioritization and modeling of biodiversity features and ecosystem services. *Environmental Management*, 57(2): 251-256.
- United Nations Development Programme (UNDP), 2010. América Latina y el Caribe: Una superpotencia de biodiversidad, United Nations Development Programme, Mar del Plata, Argentina.
- United Nations Environment Programme (UNEP), 2016. GEO-6 Regional Assessment for Latin America and the Caribbean, United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- van der Nat A., P. Vellinga, R. Leemans, y E. van Slobbe, 2016. Ranking coastal flood protection designs from engineered to nature-based. *Ecological Engineering*, 87: 80-90.
- Webster, P. J., G.J. Holland, J.A. y Curry, H. R. Chang, 2005. Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. *Science*, 309: 1844-1846.

24

Los humedales costeros venezolanos en los escenarios de cambios climáticos: vulnerabilidad, perspectivas y tendencias

Críspulo Marrero¹ y Douglas Rodríguez-Olarte²

¹UNIVERSIDAD DE LOS LLANOS “EZEQUIEL ZAMORA”, VENEZUELA

²UNIVERSIDAD CENTRO OCCIDENTAL “LISANDRO ALVARADO”, VENEZUELA
e-mail: krispulom@gmail.com

RESUMEN

En la extensa franja costera venezolana, donde incluimos las fachadas continentales del mar Caribe y el océano Atlántico, las costas de más de 300 islas e islotes, y las costas del lago de Maracaibo, existen diversos humedales asociados a Sistemas marinos y Sistemas estuarinos en los subsistemas mareal e intermareal (arrecifes, costas rocosas y de escombros, fondos no consolidados, herbazales y bosques entre los que destacan los manglares). Ambientes como las lagunas costeras, y charcas, salinas, bancos de coral, deltas y estuarios que soportan las clases de humedales mencionados, son vulnerables a elementos del cambio climático como la alteración de los patrones climatológicos (cambios en frecuencia e intensidad de los eventos de tormentas), y la variación en los niveles del mar. Una eventual ruptura de los equilibrios dinámicos de transporte de sedimentos en los litorales venezolanos, como consecuencia de la alteración de patrones de tormentas, y la elevación de los niveles del mar, exacerbaría procesos de erosión, como la progradación y la retrogradación, que reducirían la extensión de los humedales. Así mismo, la elevación en los niveles del mar acrecentaría la intrusión salina en estuarios y deltas cambiando las propiedades de las aguas, incidiendo sobre los mecanismos de funcionamiento de estos ambientes y afectando con ello comunidades

Marrero C., y D. Rodríguez-Olarte, 2017. Los humedales costeros venezolanos en los escenarios de cambios climáticos: vulnerabilidad, perspectivas y tendencias. p. 461-476. En: Botello A.V., S.Villanueva, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático. UJAT, UNAM, UAC. 476 p.

vegetales y animales. El deterioro, los cambios profundos o el aumento de la vulnerabilidad en esos ambientes litorales, y sus humedales asociados, no solo afectaría a estos sistemas biológicos en su funcionamiento y su biodiversidad, sino que consecuentemente incidiría sobre los servicios ecosistémicos, la economía y la calidad de vida de los habitantes de un amplio sector de la población venezolana que se ha asentado en esas regiones. En especial impactaría la provisión de recursos biológicos entre los que destaca la pesca, así como servicios de recreo y turismo, y absorción de carbono atmosférico entre otros.

Palabras clave: litoral venezolano, lagunas costeras venezolanas, estuarios venezolanos, deltas venezolanos, intrusión salina, pesquerías.

ABSTRACT

In the extensive coastal strip of Venezuela, where we include the continental facades of the Caribbean sea and the Atlantic ocean, the coasts of more than 300 islands and islets, and the coasts of Lake Maracaibo, there are several wetlands associated with Marine Systems and Estuarine Systems in Tidal and intertidal subsystems (reefs, rocky and debris coasts, unconsolidated funds, grasslands and forests, among which mangroves stand out). Environments such as coastal lagoons, ponds, salt flats, coral reefs, deltas and estuaries that support the above mentioned wetland classes are vulnerable to elements of climate change such as the alteration of weather patterns (changes in frequency and intensity of storms), and variation in sea levels. An eventual rupture of the dynamic balances of sediment transport in the venezuelan littoral, as a consequence of the alteration of storm patterns, and the elevation of sea levels, would exacerbate erosion processes, such as progradation and retrogradation, which would reduce the extension of wetlands. Likewise, sea level rise would increase saline intrusion in estuaries and deltas by changing the properties of the waters, affecting the functioning mechanisms of these environments and thus affecting plant and animal communities. Deterioration, profound changes or increased vulnerability in these coastal environments, and their associated wetlands, would not only affect these biological systems in their functioning and biodiversity, but would consequently impact on ecosystem services, economy and quality of life of the inhabitants of a large sector of the venezuelan population that has settled in those regions. In particular, it would impact the provision of biological resources, including fishing, leisure and tourism services, and the absorption of atmospheric carbon, among others.

Key words: Venezuelan coast, Venezuelan coastal lagoons, Venezuelan estuaries, Venezuelan deltas, saline intrusion, fisheries

INTRODUCCIÓN

Se conoce como zona costera el espacio de transición y de interacción entre los ambientes marinos y terrestres. La costa incluye tanto la zona emergida como playas, rocas y en general áreas someras sometidas a la actividad de las olas. La línea de costa es

el trazado donde hay contacto entre el agua y la tierra; su posición no es fija, pues varía en el tiempo con las transgresiones y regresiones marinas de largo plazo (periodos glaciares e interglaciares), y eventos de más corto plazo (retrogradaciones o prograda-

ciones producidas por desgaste erosivo o tormentas).

Venezuela posee alrededor de 4 000 kilómetros de costas en sus frentes del mar Caribe y el océano Atlántico: desde Castilletes al oeste del golfo de Venezuela hasta Punta Playa, al este en el Delta del Orinoco (figura 1). Esas costas están sectorizadas por regiones: oriental, central y occidental. El oriente costero venezolano abarca las costas de los estados Sucre, Nueva Esparta (de carácter insular), Anzoátegui y Delta Amacuro. La región central incluye las costas de los estados Aragua, Vargas y Miranda; y la región costera occidental, comprende los estados Carabobo, Falcón y el frente marítimo del golfo de Venezuela en el estado Zulia. Adicionalmente hay que incluir las costas de 314 islas e islotes (dependencias federales), entre las cuales destacan: el archipiélago de Los Roques (único atolón coralino al sur del Caribe); los archipiélagos de Los Monjes, Los Testigos, Los Frailes, Los Hermanos y Las Aves; y las islas de La Tortuga, La Blanquilla y La Orchila.

En la amplia costa venezolana existen diversos humedales asociados a Sistemas marinos y Sistemas estuarinos (sensu Cowardin *et al.*, 1979). Entre las clases de humedales asociados a los Sistemas marinos (Subsistemas mareal e intermareal) encontramos: fondos rocosos, costas rocosas,

fondos no consolidados y arrecifes. Entre los humedales asociados a los Sistemas estuarinos (Subsistemas mareal e intermareal) encontramos las clases: fondos rocosos, fondos no consolidados, arrecifes, costas rocosas, matorrales emergentes, lechos de hidrófitas flotantes y arraigadas, y bosques.

Estas clases de humedales están presentes en lagunas costeras, lagunetas, salinas, bancos de corales, praderas de *Thalassia*, manglares, herbazales, borales y rabanales. Entre las lagunas resaltan las siguientes: Las Salinas, Laguna Grande y La Reina, de aproximadamente 1.6 km², ubicadas en la costa centro-oriental, entre Cabo Codera y Carenero, en el estado Miranda; más hacia el este, en la región centro-oriental, el complejo lagunar Tacarigua-Unare-Píritu (más de 78 km²), entre los estados Miranda y Anzoátegui, siendo el conjunto de lagunas costeras estuarinas más importante del país (figura 2); Las Maritas (9.4 km²) y La Restinga (26 km²), de características hipersalinas, ubicadas en la isla de Margarita; y laguna de Cocineta (10 km²) en el área del Golfo de Venezuela, en la península de La Guajira, al occidente (Cressa *et al.*, 1993). Por su parte el estado Falcón, ubicado al occidente, tiene al menos 17 humedales costeros relevantes, bosques de manglares en lagunas y caletas, y arrecifes, asociados a Sistemas marinos y estuarinos; en total



Figura 1. Panorámica de las costas venezolanas en los frentes Caribe y Atlántico.



Figura 2. Ejemplos de sistemas marinos y estuarinos con humedales asociados que están sujetos al influjo de las mareas, en la fachada Caribe de la costa de Venezuela. Arriba vista panorámica de una laguneta en el área de Borburata estado Carabobo (fotografía noviembre de 2008). En el centro (fotografía de la izquierda) vista panorámica La laguna de Tacarigua, presentando en primer plano la barra que la separa del mar abierto (fotografía propiedad de Joao Goncalvez © en Panoramio ®). A la derecha boca de salida de la laguna de Tacarigua al mar (fotografía propiedad de Laurencio © en Panoramio ®). Abajo (fotografía de la izquierda) banco de arrecife emergido durante la marea baja en el Parque Nacional Morrocoy, y a la derecha bosque de manglar en el Parque Nacional Morrocoy.

ocupan una superficie de aproximada de 1 078.40 kilómetros cuadrados, siendo la entidad con la mayor cantidad de este tipo de humedales en el país (Pannier y Fraíno, 1989; Lentino y Bruni, 1994).

Los bancos de arrecife como el de la figura 2, que circadianamente están sometidos a las mareas y periódicamente emergen, dependen mucho de ese ciclo para su dinámica ecológica interdiaria, en especial

para eliminar excesos de sedimentos en su superficie; pero muchos ambientes estuarinos en aguas costeras dependen tanto de las mareas, como del aporte de las aguas de los ríos en su dinámica de funcionamiento, propiedades físico-químicas del agua, y en última instancia su estructuración ecológica más a largo plazo. La laguna de Tacarigua es un buen ejemplo (más no el único) de este tipo de sistemas estuarinos, que

para regular sus procesos dependen por una parte de las mareas, y por otra parte de la dinámica de los ríos. Esta laguna es un refugio de aves (Lentino, 1988), y un vivero natural de peces y camarones de gran importancia en la economía local y regional. Presenta un área de albufera permanente, poco profunda (1.2 metros en promedio), separada del mar por una extensa barra litoral de 29 kilómetros de largo, y con un acceso al mar por donde entra y sale agua (Conde, 1996). Entre los afluentes que aportan agua dulce a esta laguna, se destacan el río Guapo y caños como el Pirital, San Nicolás y el San Ignacio. Durante la época de sequía (diciembre-mayo), cuando disminuye el aporte de agua dulce de los ríos, la sedimentación obstruye la boca de salida hacia el mar, y con ello varía considerablemente la salinidad en el espejo acuático; por este proceso se controla la calidad y las propiedades microbiológicas del agua (Malaver *et al.*, 2014), y subsecuentemente se influye sobre los ciclos vitales de peces y otros organismos que allí habitan, y hasta la fenología de los manglares.

También en la fachada caribe venezolana hay una gran cantidad de humedales estuarinos que dependen del mar y de los ríos para completar su dinámica ecológica, pero que no desembocan en espacios semi-cerrados como las lagunas costeras. En este sentido es bueno señalar que en la fachada caribeña de la costa venezolana al menos 20 ríos, drenan desde paisajes situados al norte del país, o desde el flanco norte de la cordillera de La Costa, vertiendo continuamente cantidades considerables de sedimentos hasta el mar. Estas descargas masivas de sedimentos han favorecido el rellenamiento de áreas perimetrales en los estuarios por donde desembocan los ríos, acarreamo nutrientes, contribuyendo a formar humeda-

les estuarinos como el del río Tuy (figura 3), y con ello convirtiéndose en sectores de atracción para los peces; no obstante, al menos por ahora, en estos sitios no existen los factores y parámetros (ver Giosan y Bhattacharya, 2005), que permitirían la consolidación de plataformas deltaicas notables como si ocurre en la fachada atlántica. Estos ríos sólo en las partes bajas de sus segmentos se hallan influenciadas por el mar; y en consecuencia acusan los efectos de éste pero en menor grado: básicamente están sujetos al efecto colateral de las mareas, y, limitadamente, pueden exhibir un cierto grado de alteración en las concentraciones salinas de sus aguas.

Por su parte en la fachada del Atlántico, al extremo oriental del país, es más compleja que la fachada Caribe, desde el punto de vista de los procesos sedimentarios; de hecho, allí se han consolidado deltas que conforman la denominada Planicie Costera del Delta del Orinoco (PCDO), donde se ha constituido una de las áreas con mayor cantidad de humedales palustres de tierras bajas en el país (figura 4).

Esta planicie tiene aproximadamente 370 kilómetros de largo, y un área estimada de 70 000 km². Hacia allí, vertiendo al océano, drenan varios ríos de gran magnitud provenientes de paisajes geográficos internos. Entre estos ríos destacan: Guanipa del estado Monagas; San Juan de los estados Sucre y Monagas; Turuépano del estado Sucre, El Tigre, Morichal Largo y por supuesto, el Orinoco. De acuerdo a MARRERO (1979) y Méndez-Baamonde (2005a), la PCDO comprende cuatro subunidades: 1) Planicie Cenagosa Costera Nororiental; 2) Planicie Deltaica ríos Tigre y Morichal Largo; 3) Planicie Deltaica del Orinoco, y 4) Planicie Deltaica Sur del Orinoco. A su vez la Planicie Deltaica del Orinoco, o

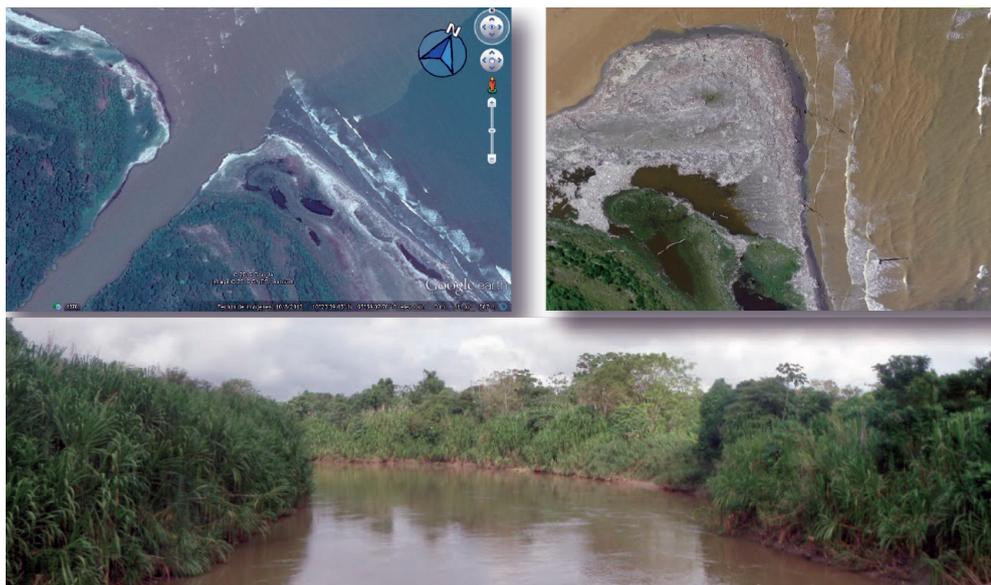


Figura 3. Arriba ambas fotos, estuario y humedales en la franja submareal en la desembocadura del río Tuy estado Miranda (fotografías: izq. propiedad de Google Earth®, junio 2016; derecha Rene Kreft©, Fundación Eólica®). Abajo panorámica del estuario del río Tuy, en un sector del dominio fluvial (subsistema mareal), allí sólo eventualmente se deja sentir el influjo de la marea, pero no hay alteración en la concentración salina (fotografía propiedad de José Marrero© junio, 2016).



Figura 4. Humedales palustres en el delta del Orinoco, a la izquierda chaguaramalen el parque nacional Turuépano estado Sucre con presencia de *Roystonea oleraceae*. A la derecha arriba, bosque inundable. A la derecha abajo Rabanal en Caño Buja con presencia de *Montrichardia arborescens*.

abanico del Orinoco, comprende: Delta alto; Delta medio y Delta bajo (Echezurría *et al.*, 2002), o también se ha subdividido sólo en dos regiones: delta inferior y delta superior (ver González, 2013). El abanico deltaico posee un área que oscila entre 20×10^3 y 30×10^3 km², (Méndez-Baamonde, 2005a y González, 2011); recibe al menos 22 ríos donde destacan: Mánamo, Pedernales, Makareo, Maruisa, Cocuima, Araguao, Barima y Río Grande. La PCDO, y particularmente el abanico deltaico del Orinoco, resultan de un gran acopio de sedimentos (estimados en 200×10^6 toneladas/año); aunque éstos en parte provienen del río Amazonas, transportados hasta allí por la corriente atlántica de Guayana (Méndez-Baamonde, 2005b), sólo por intermedio del Orinoco se colectan aguas de ríos andinos, ríos llaneros binacionales, y

ríos guayaneses, convergiendo sedimentos de una cuenca de más de un millón de kilómetros cuadrados, incluyendo territorio colombiano (Méndez-Baamonde, 2005a).

El delta del Orinoco es un entorno muy dinámico, porque el imponente proceso de sedimentación y descarga de aguas, continuamente es regulado por mareas, corrientes oceánicas, y hasta procesos tectónicos (Méndez-Baamonde, 2005b). Allí hay una gran proporción de humedales influenciados directamente por aguas saladas, pero alejados del contacto directo con el mar, aunque siempre bajo efectos hidráulicos de mareas, o desbordamientos periódicos, o ambos, existen humedales con influencia marina exclusivamente, o con influencia fluvio-marina o fluvial exclusivamente (figura 5).

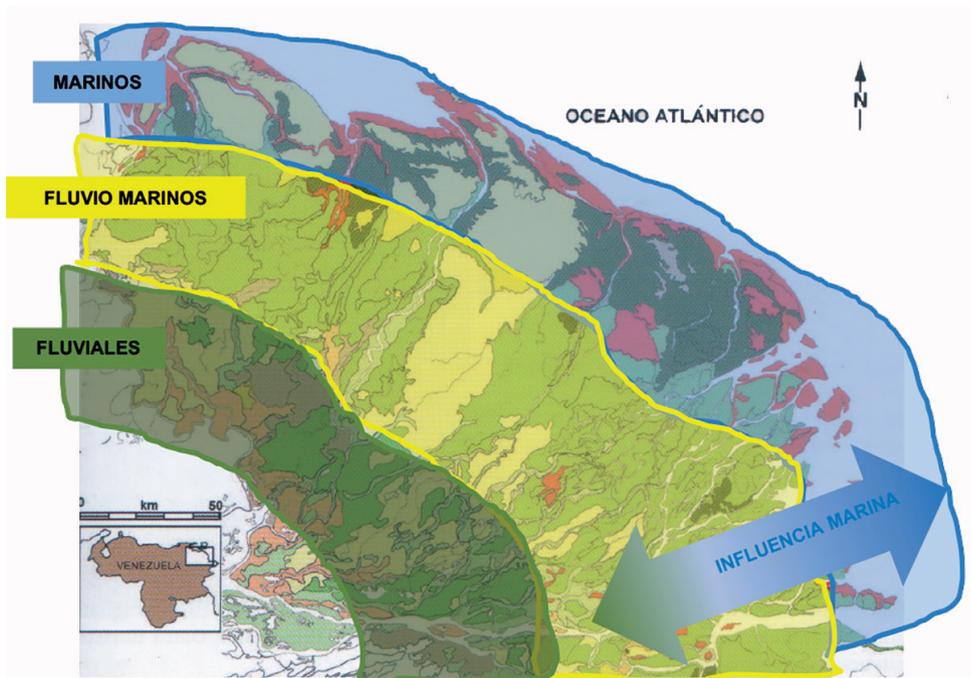


Figura 5. Distribución de humedales en ambientes marinos, fluvio-marinos y fluviales destacados en la planicie deltaica del Orinoco (modificado de Colonnello, 2014).

Otro lugar muy rico y con una alta presencia de humedales costeros, está constituido por las costas del lago de Maracaibo, que suman 728 kilómetros, en la depresión de Maracaibo. Esta es una amplia fosa de hundimiento, ocupada en la actualidad por un cuerpo de agua central, y planicies aluviales adyacentes con características fisiográficas variables, dentro de un marco montañoso en forma de herradura (figura 6).

Es una hoya de captación de 89.756 km², donde se recogen aguas de nueve cuencas hidrográficas mayores. El sistema puede ser considerado como un estuario, con una conexión a través de una boca de 55 kilómetros de ancho situada al norte. Se ha dividido en tres zonas principales: el Lago,

el Estrecho y la bahía del Tablazo. Esas tres áreas exhiben un gradiente bien definido de salinidad: altas concentraciones salinas en la bahía del Tablazo, limitando con el golfo de Venezuela al norte; y bajas concentraciones salinas en el sur, donde domina la influencia de ríos muy importantes de los Andes y de la sierra de Perijá (Catatumbo, Escalante y El Palmar, entre otros). Además, el sistema se halla sujeto al influjo de las mareas, las cuales se propagan desde el golfo, y disminuyen progresivamente a lo largo y ancho del estuario. La altura de estas mareas varía desde 1.10 m en el norte en la isla de Zapara y el estrecho, hasta 0.06 m muy al sur en Bobures, en la costa sur-oriental.

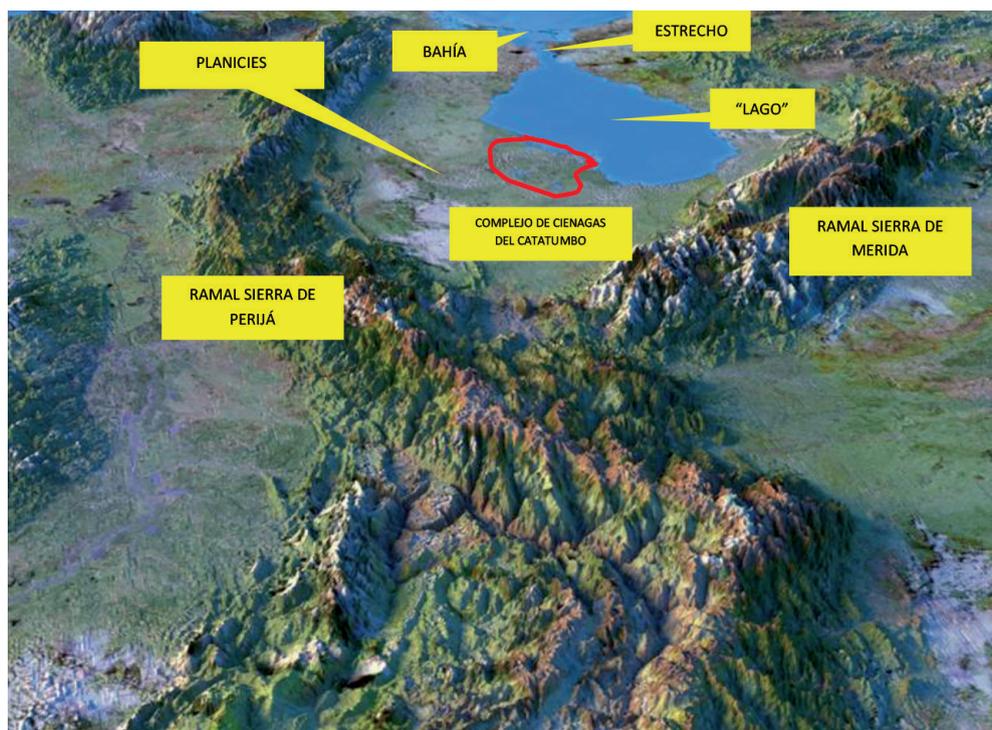


Figura 6. Planicies en la depresión del estuario de Maracaibo entremedio de los ramales de las sierras de Perijá y Mérida; el área dentro el polígono rojo encierra parte del complejo de ciénagas del río Catatumbo.

Desde el punto de vista hidrográfico y sedimentario, Medina y Barboza (2006) señalan que en la depresión del estuario de Maracaibo, se pueden distinguir al menos dos grandes áreas: 1) La subcuenca del río Limón que drena el flanco oriental del ramal occidental de la bifurcación andina. Los tributarios que forman el río Limón drenan hacia el extremo norte de la depresión de Maracaibo: las bahías Uruba y El Tablazo. Este complejo fluvial es responsable de la formación de la planicie sedimentaria en la que se encuentran humedales con características marinas, como lo son las lagunas El Gran Eneal y Sinamaica. 2) Subcuencas de los ríos Palmar, San Juan y Apón; éstos transportan grandes cantidades de sedimentos del flanco oriental del ramal occidental de los Andes, dando origen a un complejo de paisajes costeros, con lagunas separadas del cuerpo principal del lago por delgadas barreras de sedimentos arcillo-arenosos, y deltas tubulares como los que se observan en la desembocadura de los ríos Santa Ana, Catatumbo, Escalante y Concha.

De acuerdo a estos mismos autores, en función de la influencia ejercida sobre esos humedales por factores climáticos, y por las aguas salinas que penetran a través del estrecho, éstos pueden ser sectorizados dentro de tres sub áreas: 1) Humedales marino-costeros. Característicos de las costas en el golfo de Venezuela, con bajas precipitaciones, salinidades elevadas (hasta 35‰), y presencia de salitrales en la franja posterior, donde la influencia de la marea es menos acentuada. 2) Humedales estuarinos. Caracterizados por salinidades inferiores a 35‰, con amplias variaciones estacionales asociadas a la escorrentía terrestre y la precipitación. Es común hallar estos humedales en el área de las bahías de Uruba (desembocadura del río Limón) y El Tablazo, localizadas más allá de las barreras de sedimentos que separan al cuerpo del lago del Golfo de Venezuela. 3) Humedales “lacustres”. Situados en las costas del centro y el sur del “lago”, están sometidos a menor estrés de salinidad. Sin embargo, la influencia de la penetración de agua de mar se refleja por la presencia de franjas densas de mangle, esencialmente *Rhizophora mangle*.

LA IMPORTANCIA DE LOS HUMEDALES COSTEROS

La evolución de los sistemas costeros puede resultar hasta cierto punto complicada, no solo por las interacciones a lo interno, sino también por las derivaciones. En este sentido Sanabria *et al.* (2015) apuntan lo siguiente: “La dinámica de los sistemas costeros y marinos es en extremo compleja. Los intercambios de energía pueden fluir entre componentes de un ecosistema o entre ecosistemas entre sí. Fluyen además entre la sociedad y los ecosistemas que ésta usa. Impactos en los componentes de un ecosistema, como cambios

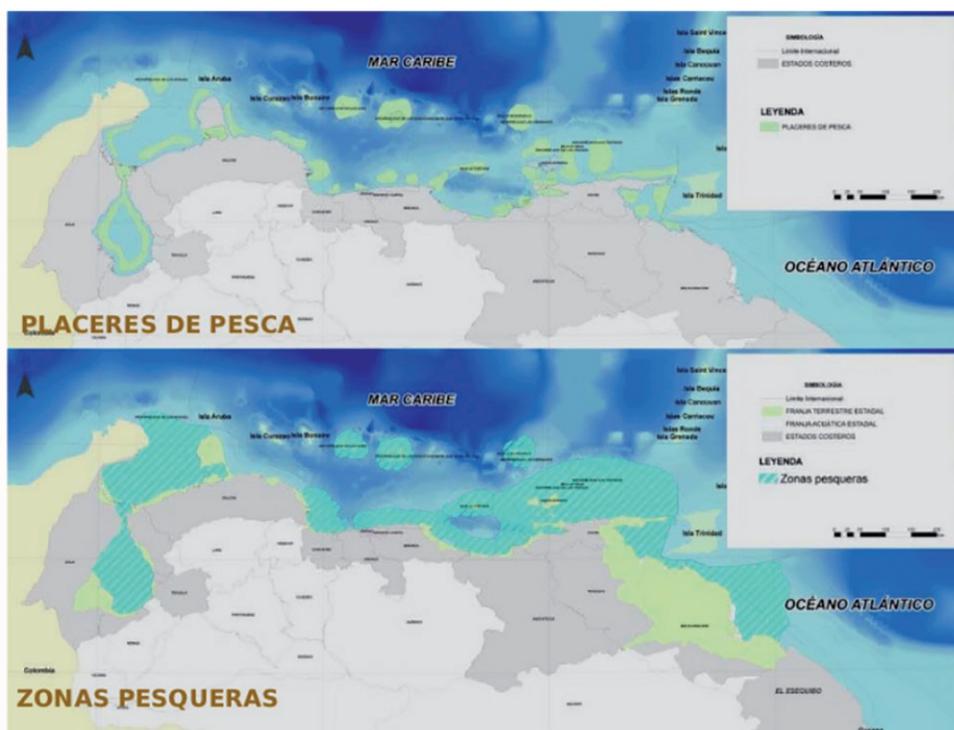
en la presencia de determinadas especies, la estructura de un hábitat o la periodicidad de los procesos naturales; puede directa o indirectamente afectar muchos otros componentes de estos ecosistemas. Las relaciones entre los sistemas terrestres, costeros y marinos en particular pueden ser fuertemente relevantes para las especies que viven en estos sistemas, incluido el ser humano”

Los ecosistemas costeros proveen servicios múltiples a la fauna (Marín *et al.*, 2006), y a las sociedades humanas. Aunque

menos conspicuos, otros servicios ecosistémicos derivados de estos ambientes, revisiten mucha importancia para el bienestar humano: la regulación climática, la provisión de energía, la provisión de recursos biológicos, así como servicios de recreo y turismo, soporte para el transporte, absorción de carbono atmosférico y servicios culturales (Martín-López *et al.*, 2009).

La pesca es sin duda uno de los principales beneficios que se derivan de los ambientes relacionados directamente con sistemas marinos estuarinos; de hecho, las principales zonas pesqueras de Venezuela, están solapadas sobre las áreas de influencia de los sistemas marinos y estuarinos que soportan a los humedales someramente mencionados (figura 7).

De acuerdo a las cifras oficiales, del total de capturas reportadas por las diferentes actividades pesqueras para el año 2008, el subsector marítimo artesanal contribuyó con hasta un 86.1% de las capturas totales, en su mayor proporción constituidas por pepitonas y sardinas. El resto del aporte correspondió a las diferentes especies provenientes de pesquerías multiespecíficas marítimas, y de especies no objetivo de las pesquerías de arrastre, lo cual generó sólo un 4.2% de la producción; estas actividades para el periodo reseñado, se concentraron en el golfo de Venezuela, golfo Triste, plataforma de Unare, costa norte del estado Sucre, noroeste de la isla de Margarita, golfo de Paria y zona atlántica, frente al delta del río Orinoco.



El turismo y la recreación son otras de las actividades económicas impulsadas en el contexto de los ambientes marino-costeros en Venezuela. De acuerdo al Ministerio de Turismo, las playas siguen siendo el destino más solicitado por la mayoría de los venezolanos en sus temporadas de descanso. Reporta esa misma fuente que más de

17 millones de turistas nacionales y unos 780 000 internacionales recorrieron el país durante el año 2012. De ese gran número, casi 9 millones se concentraron en nueve entidades del país con playas y en general ambientes marinos: Nueva Esparta, Miranda, Falcón, Carabobo, Aragua, Anzoátegui, Vargas, Sucre y las Dependencias Federales.

EL PATRÓN DE ASENTAMIENTO DE LA POBLACIÓN VENEZOLANA

De acuerdo a Lara-Lara *et al.* (2008), se estima que más de la mitad de la población mundial vive dentro de una franja de 100 km de costa y se prevé que para el año 2025, 75% de la población mundial podría habitar en las zonas costeras, concentradas en megalópolis con problemas de marginación y pobreza, y los consecuentes problemas ambientales centrados en la generación de enormes volúmenes de desechos, contaminación de acuíferos y deterioro generalizado.

Venezuela siempre ha otorgado gran importancia a las costas como zonas estratégicas, tanto desde el punto de vista del desarrollo económico como de la seguridad nacional, siendo el mar pilar fundamental del desarrollo. Por ello no es distinta en lo que concierne a ese patrón de distribución de población mundial. Según datos del Censo de Población y Vivienda del año 2011, la mayoría de la población se ubica en zonas costeras, o zonas con amplias facilidades de acceder a éstas: el estado Zu-

lia con 3 704 404 personas; en Miranda se ubican 2 675 165 personas, en Distrito Capital y litoral, 2 245 744 y 1 800 550 en la región oriental y del delta. Con ello se evidencia una concentración de más del 50% de los venezolanos en la zona norte del país, en un área que apenas representa el 10% del territorio nacional (figura 8).

Ese patrón de distribución de la población, que no muestra señales de cambiar en los tiempos por venir, necesariamente pone a los sistemas acuáticos costeros, y sus humedales asociados, en el frente de acción directo de políticas de planificación, o simplemente en la línea de ocupación por parte de la gente; por ello es previsible que se acentúe el desarrollo turístico y habitacional, el fortalecimiento de infraestructura de puertos y aeropuertos, y el fortalecimiento de la infraestructura petrolera e industrial. Así veremos más presión sobre playas y franjas costeras, lagunas costeras, manglares y arrecifes.

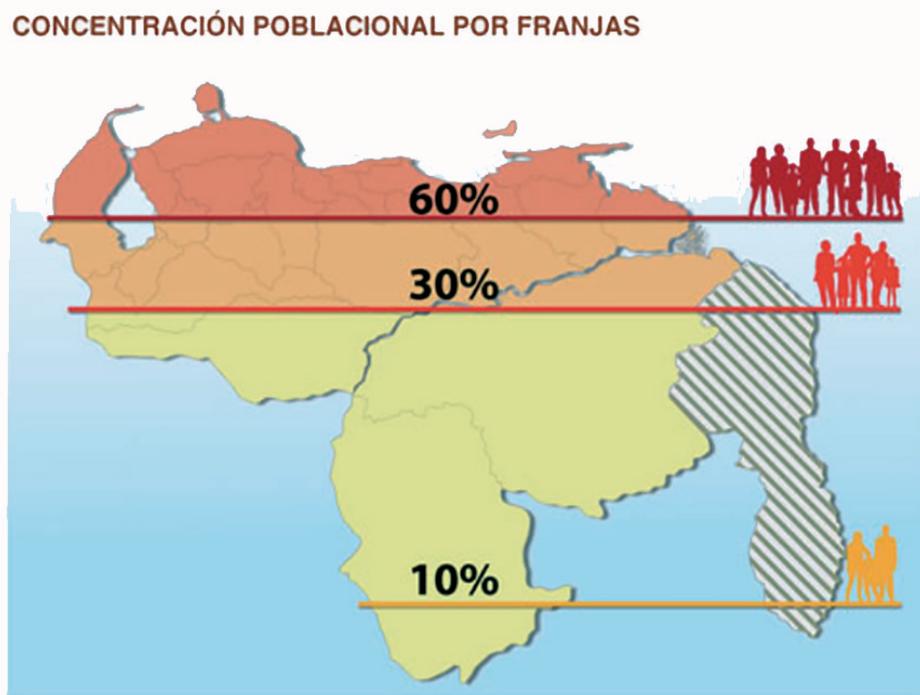


Figura 8. Distribución de la población venezolana.
Fuente: Gran Misión Vivienda Venezuela, 2017.

LOS ESCENARIOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LAS COSTAS VENEZOLANAS

Venezuela es un país con una alta vulnerabilidad al cambio climático, y por ende se verá impactada en distintos grados por el mismo. Los cambios esperados en la próxima década en el clima incluyen diversos elementos que interrelacionados producen una mayor variabilidad climática que afectarían a las zonas costeras. Los elementos del cambio climático que mayormente afectaría las costas venezolanas y a sus Sistemas Marinos y estuarinos, operarían en varios niveles: servicios ecosistémicos, distribución de las precipitaciones, distribución de vectores de enfermedades e incremento del nivel del mar, entre otros.

No son menos importantes procesos tales como las alteraciones en los mecanismos de captación de carbono, que básicamente afecta a los arrecifes coralinos. La tala indiscriminada de las especies de manglar, la remoción de sedimento y la quema indiscriminada de combustibles fósiles incrementan los contenidos de Carbono presentes en el medio el cual al ser absorbido por el medio marino se transforma en ácido carbónico, y secuestra la aragonita que permite la formación de carbonato de calcio en los organismos marinos (Gil-Luna, 2016).

En relación con el clima, se predice que para finales del siglo XXI, la diferencia de temperatura de la época seca con respecto a la lluviosa sería de +1.65 °C, especialmente en el centro y sur del país; y la precipitación diferiría en 0.35 y 0.50 mm/d en casi todo el país (Chacón *et al.*, 2016).

Arismendi (2016), apunta que los cambios en el nivel del mar podrían rondar 0.5 metros, dentro de 70 años. Por ello, las costas de venezolanas en particular están altamente expuestas a los avatares, que pudieran derivarse de los esos cambios. En este sentido Larotta-Sánchez (2005) apunta lo siguiente: *“Venezuela es susceptible a los efectos de los cambios climáticos donde podemos señalar los huracanes, las marejadas, la alteración de las estaciones climáticas y en especial el efecto del Niño y la Niña que involucra sequías prolongadas o fuertes inundaciones por una concentración de lluvias excepcionales. Los huracanes generalmente sólo afectaban los territorios caribeños, pero últimamente han afectado la parte norte de Venezuela y en especial las zonas costeras. Por otro lado, el incremento del nivel del mar (entre 1 a 3 cm al año) por el descongelamiento de los glaciares, afectará indudablemente a las regiones pobladas ubicadas cerca del mar. Además de estos efectos directos, la geotectónica se afecta al generarse desequilibrios por las cargas gravitacionales sobre los lechos marinos, donde el espesor de la corteza terrestre es menor que en los continente. Atendiendo los movimientos regulares de las placas tectónicas y la isostasia, esas variaciones del nivel del mar pueden producir incrementos de esos movimientos con los consecuentes desplazamientos de las fallas de borde de placas, que producen terremotos y vulcanismo en las zonas de subducción”*.

Dugan (2005), trabajando sobre el mismo tema en general señala que entre las

principales causas naturales de reducción de humedales están la sequía, las tormentas, las subsidencias y la elevación del nivel del mar. Por su parte Larío y Barjadí (2017), sostienen que en el ámbito global la inestabilidad de las líneas de costa por ruptura de los equilibrios de transporte y sedimentación de esas interfaces, es una de las principales amenazas de los litorales. El retroceso se produce como consecuencia de una ruptura del equilibrio dinámico entre acumulación y eliminación de sedimentos en sus respectivas áreas. En determinadas zonas un aporte excesivo de sedimentos, mayor del que la dinámica litoral puede distribuir, conlleva a un crecimiento desmesurado de la playa en procesos de progradación. Mientras que en otras zonas, si la arena es retirada más rápidamente de lo que es decantada, las playas se estrechan y la línea de costa retrocede tierra adentro en un proceso denominado retrogradación: en estos casos el mar gana terreno. En ambos casos, tanto por exceso como por pérdida de arena gradualmente se pueden destruir los humedales costeros.

En líneas generales los efectos del cambio climático, en especial la alteración de los patrones climatológicos y la variación en los niveles del mar combinados, tendrían grandes impactos en los ecosistemas costeros venezolanos. El deterioro, o aún la alteración de los mecanismos de funcionamiento y mantenimiento de los humedales, los hace más susceptibles a otro tipo de impactos, aumentando su vulnerabilidad, y afectando consecuentemente los servicios ecosistémicos, la economía y la calidad de vida de los habitantes. Así mismo, si la tendencia en el aumento de la ocupación de las costas venezolanas continua, aumentará la exposición y la vulnerabilidad de los humedales en la región.

Colocando todos esos elementos en perspectiva, podría adelantarse que en esos escenarios del cambio climático (patrones climatológicos y variaciones en los niveles del mar), no sería irrazonable pronosticar las siguientes situaciones:

- Habría desplazamiento de algunas especies y pérdida de humedales; aunque la resiliencia de estos hábitats, propiciaría un reacomodo sobre nuevas áreas.
- En las zonas costeras aumentarían los procesos erosivos debido al ascenso del nivel del mar, y por el aumento en la intensidad del oleaje o en los cambios de dirección del mismo; ello haría más vulnerables a humedales, como los arrecifes coralinos, al cubrirlos de sedimentos; y a lagunas costeras, que podrían suprimir sus conexiones con el mar por exceso de sedimentos.
- Considerando un escenario de tendencia de aumento de nivel del mar para 2090 de aproximadamente 0.5 m, las costas atlánticas experimentarían retrocesos medios permanentes oscilando entre 2 y 3 metros, y valores entre 1 y

2 metros en la fachada caribeña; estos cambios en las áreas de ocupación de las líneas costeras haría vulnerables a los humedales en esos territorios.

- Los incrementos en el nivel del mar exacerbarán eventos de inundación costeros, aumentando su intensidad y frecuencia, deteriorando humedales.
- Los aumentos en los niveles del mar conllevarían a aumentos en la intrusión salina en todos los sistemas estuarinos de las fachadas caribeña y atlántica, y el estuario de Maracaibo y se afectarían las pesquerías.
- Se afectarían la extensión y las proporciones de los humedales marinos, fluviomarinos y fluviales destacados en la planicie deltaica del Orinoco, y con ello se afectarían las pesquerías.
- Aumentaría la degradación de los arrecifes de coral como consecuencia de la alteración del metabolismo del carbono, que concatenadamente afectaría la estructuración ecológica de estos ambientes, y a las pesquerías.

AGRADECIMIENTOS Y CRÉDITOS

Se utilizó material fotográfico y figuras de Goncalvez © (Panoramio ®); Laurencio © (Panoramio ®); Google Earth®; Rene Kre-

ft© (Fundación Eólica®); José Marrero©; Ministerio del Poder Popular para el Ambiente y Misión vivienda Venezuela.

LITERATURA CITADA

- Arismendi J., 2016 Incremento del nivel del mar en las costas venezolanas. II Simposio Venezolano sobre Cambio Climático. Ciencia y gestión: desafíos ante los cambios globales.
- Chacón-Moreno E., A. Betancourt, A. Albarrán, Y. Paredes, y M. E. Ramírez, 2016. Escenarios de cambio climático para Venezuela. II Simposio Venezolano sobre Cambio Climático. Ciencia y gestión: desafíos ante los cambios globales.
- Colonnello G., 2014. Bosques y matorrales de pantano del delta del orinoco. En: Lasso, C. A., A. Rial, G. Colonnello, A. Machado-Allison y F. Trujillo (Eds.). 2014. XI. Humedales de la Orinoquia (Colombia-Venezuela). Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C., Colombia. 303 p.
- Conde, J.E., 1996. A profile of Laguna de Tacarigua, Venezuela: A tropical estuarine coastal lagoon. *Interciencia*, 21: 282-292. http://www.interciencia.org/v21_05/art03/
- Cowardin L., M., V. Carter, F. C. Golet, y E. T. La Roe, 1979. Classification of wetland and deepwater habitat of the United States. us Dep. of Interior Fish and Wild Life Service fws/OBS-79/31 December 1979. Reprinted 1992 142 pp.
- Cressa, C., E. Vásquez, E. Zoppi, J. Rincón y C. López, 1993. Aspectos generales de la limnología en Venezuela. *Interciencia*, 18:237-248. http://www.interciencia.org/v18_05/art03/
- Dugan, P., 2005. Guide to wetlands. Firefly Books, Ontario.
- Echezuría H., J. Córdova, M. González, V. González, J. Méndez, y C. Yáñez, 2002. Assessment of environmental changes in the Orinoco river delta. *Reg. Environ. Change* (2002) 3:20-35.
- Gil-Luna N de J., 2016. El incremento de carbono azul; efectos en acidificación marina, hábitats y pesquería en costas. Perspectivas ambientales y bioéticas. II Simposio Venezolano sobre Cambio Climático “Ciencia y gestión: desafíos ante los cambios globales.
- Giosan L. y J.P. Bhattacharya (eds.), 2005. River deltas: concepts, models and examples SEPM (Society for Sedimentary Geology. Special publication.
- González V., 2011. Los bosques del delta del Orinoco. *BioLlania especial* 10:1197-240(2011).
- González V., 2013. Los matorrales de pantano de *Chrysobalanus icaco* del delta del Orinoco. p. 79-95. En: Medina E. O. Huber, J.M Nassar y P. Navarro (eds.) Recorriendo el paisaje vegetal de Venezuela. Ediciones ivic (Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas) Caracas-Venezuela 320 p.
- Lara-Lara, J.R., J.A. Arreola-Lizárraga, L. E. Calderón-Aguilera, V. F. Camacho-Ibar, G. Lanza-Espino, A. Escofet-Giansone, M. Espejel-Carbajal, M. Guzmán-Arroyo, L. B. Ladah, M. López-Hernández, E. A. Meling-López, P. Moreno Casasola-Barceló, H. Reyes-Bonilla, E. Ríos-Jara, J. A. Zertuche- González 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. p. 109-134. En: Capital natural de México, Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México.
- Larío J., y T. Barjadí, 2017 Introducción a los riesgos geológicos. p.10-20. Universidad Nacional de Educación a Distancia Madrid-España.
- Larotta-Sánchez J., 2005 Fenómenos a analizar en Venezuela desde el punto de vista del cambio climático.
- Lentino, M., 1988. Avifauna de la Laguna de Tacarigua, Estado Miranda. Estado del Arte. *Boletín de la Sociedad Venezolana de Ciencias Naturales*. Tomo 43(146):193-212.

- Lentino M., y A. Bruni. 1994. Humedales costeros de Venezuela: Situación ambiental. Sociedad Conservacionista Audubon de Venezuela, Caracas. Venezuela. 188 p.
- Malaver N., M. Rodríguez, y V. H. Aguilar, 2014. Un diagnóstico de la calidad microbiológica del agua de la laguna de tacarigua, estado miranda, Venezuela *Acta Biol. Venez.*, 34(2):203-226.
- Marín G., L. Blanco, A. T.prieto, J. Muñoz y R. E. Alzola, 2006. Dependencia de pequeñas lagunetas y charcas costeras para la avifauna residente y migratoria: dos casos en Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela, Univ. Oriente*, 45 (2): 149-163.
- Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales Renovables (MARNR), 1979. Inventario nacional de tierras. Delta del Orinoco y Golfo de Paria. Serie de informes científicos Zona 2 Maracay estado Aragua-Venezuela.
- Martín-López, B., E. Gómez-Baggethun, y C. Montes, 2009. Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza-sociedad en un mundo cambiante. *CUIDES, Cuaderno Interdisciplinar de Desarrollo Sostenible*, 3: 229-258.
- Medina E., y F. Barboza, 2006. Lagunas costeras del lago de Maracaibo: distribución, estatus y perspectivas de conservación. *Ecotropicos* 19(2):128-139.
- Méndez Baamonde J., 2005a. El delta del Orinoco. p.12-23. Frente Atlántico venezolano Investigaciones Geoambientales PDVSA-INTEVEC 159 p.
- Méndez Baamonde J., 2005b. Sedimentación en la plataforma continental y frente Atlántico en el delta del Orinoco. p. 25-37 Frente Atlántico venezolano Investigaciones Geoambientales PDVSA-INTEVEC 159 p.
- Ministerio del Poder Popular para el Ambiente (MPPA), 2011. Ordenación y gestión integrada de las zonas costeras de Venezuela: un espacio de identidad.
- Pannier F, y R. Fraíno, 1989. Manglares de Venezuela. Cuadernos Lagoven. Lagoven, S.A. Caracas. 68 p. ISBN 980-259-254-1.
- Sanabria G., P. Arenas-Granados, y M. Arcila-Garrido, 2015. La gestión del medio marino: el sistema costero-marino. *Revista AGALI*, 4 ISSN: 2253-9042.

VULNERABILIDAD DE LAS ZONAS COSTERAS
DE LATINOAMÉRICA AL CAMBIO CLIMÁTICO

Se realizó en el Departamento de Difusión y Publicaciones
del Instituto EPOMEX-Universidad Autónoma de Campeche.

Composición, diseño y proceso editorial a cargo de Jorge Gutiérrez Lara

ISBN 978-607-606-416-0



Instituto de Ciencias
del Mar y Limnología, UNAM

