



*Tópicos de agenda
para la sostenibilidad de*

*Costas
y Mares*

MEXICANOS

Evelia Rivera-Arriaga, Patricia Sánchez-Gil,
Jorge Gutiérrez
Editores

Tópicos de Agenda para la Sostenibilidad de Costas y Mares Mexicanos

Evelia Rivera-Arriaga, Patricia Sánchez-Gil
y Jorge Gutiérrez (eds.)



Rivera-Arriaga, E., P. Sánchez-Gil y J. Gutiérrez (eds.) 2019. Tópicos de Agenda para la Sostenibilidad de Costas y Mares Mexicanos. Universidad Autónoma de Campeche. 334 p.

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

© Red Internacional de Costas y Mares (RICOMAR)

ISBN 978-607-8444-57-1

DOI: 10.26359/epomex.0519

Contenido

Prólogo

• **Ecología costera: estructura funcional y biodiversidad**

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| Eco-Diversidad: Enfoque Ecosistémico Costero Marino | 1 |
| P. Sánchez-Gil, J. W. Day y A. Yáñez-Arancibia [†] | |
| Ecología Funcional: Hacia la Comprensión Funcional de los Ecosistemas y de su Biodiversidad | 23 |
| M. E. Vega-Cendejas | |
| Ecología y Conectividad de los Peces en Ecosistemas Costeros del Caribe Mexicano | 41 |
| T. Dávalos Navarro y J. A. Caballero Vázquez | |
| Importancia del Sistema Ecológico Estuario-Plataforma en el Sur del Golfo de México | 53 |
| P. Sánchez-Gil | |

• **Diversidad de ambientes costeros: estudios de caso**

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| Los Manglares como Bioindicadores | 69 |
| J. A. López-Portillo y A. L. Lara-Domínguez | |
| Pastos Marinos | 87 |
| F. Sotelo Giner | |
| Pastos Marinos y Recursos Pesqueros en la Reserva de la Biósfera Los Petenes, Campeche | 101 |
| A. M. Rosas Valdez, L. A. Ayala Pérez, M. G. Figueroa Torres e I. E. Roldán Aragón | |

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| Biodiversidad de los Peces en el Sistema Arrecifal Mesoamericano, Caribe Mexicano | 117 |
| S. Díaz-Ruiz, A. Aguirre-León y M. Gazca-Castro | |

• Análisis funcional de las comunidades de peces costeros

| | |
|----------------------------------------------|------------|
| Forma y Talla en Análisis Funcionales | 131 |
| R. Aguilar-Medrano | |

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| Asociaciones Específicas de la Comunidad de Peces en Ciclos Nictemerales en El Cuyo, Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche | 143 |
| L. A. Ayala-Pérez, B. I. Vega Rodríguez y E. Y. Rodríguez Díaz | |

| | |
|-------------------------|------------|
| Análisis Trófico | 161 |
| A. Chi Espínola | |

• Procesos y ciclos costero-marinos

| | |
|--------------------------------------|------------|
| Procesos y Ciclos en la Costa | 181 |
| I. Azuz-Adeath | |

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| Uso Potencial de las Anomalías Estandarizadas en la Interpretación de Fenómenos Oceanográficos Globales a Escalas Locales | 193 |
| E. Santamaría-del-Ángel, M.T. Sebastia-Frasquet, A. González-Silvera, J. Aguilar-Maldonado, A. Mercado-Santana y J. C. Herrera-Carmona | |

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| Índices Climáticos Mexicanos para Estudiar los Impactos Hidrometeorológicos de la Región del Pacífico Nororiental | 213 |
| B. Hernández de la Torre y R. Hernández Walls | |

• **Energía y cambios globales**

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| Recursos Energéticos del Oleaje en México y Criterios para su Aprovechamiento | 225 |
| J. V. Hernández-Fontes, I. Mariño-Tapia y R. Silva-Casarín | |
| Integración de los Dispositivos Conversores de la Energía Marina a los Ecosistemas Costero-Marinos en México | 241 |
| D. Lithgow, P. Flores, G. Mendoza, V. Papiol, E. Mendoza y R. Silva | |
| El Futuro de las Energías Marinas en México | 255 |
| G. Posada Vanegas, V. Chávez Cerón, J.V. Hernández Fontes, Y. Rodríguez Cueto, G. Cadena Sánchez, A. Félix Delgado, R. González Huerta, E. López Honorato y R. Silva Casarín | |
| Cambio Climático, Estuarios e Hipersalinidad | 275 |
| D. Arceo-Carranza y R. Chávez-López | |

• **Desarrollo, manejo y sostenibilidad costero-marina**

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| La Pesca Deportiva-Recreativa en los Mares de Mexico: Principales Retos para un Uso Sostenido | 291 |
| B.I. Vega-Rodríguez y L. A. Ayala-Pérez | |
| El Corredor Costero Tijuana-El Rosario (Baja California, México) como Escenario de Gestión: una Relectura 2010-2018 | 303 |
| A. Escofet | |
| El Reto de la Gobernanza para el Objetivo de Desarrollo Sostenible 14 | 321 |
| E. Rivera-Arriaga | |

Prólogo

Con emoción escribo estos párrafos haciendo un recorrido por los términos, principios y conceptos ecológicos aquí considerados, ya que varios de ellos fueron en su origen propuestos en las actividades de docencia y desarrollados como líneas de investigación por el Dr. Yáñez-Arancibia durante diferentes etapas en las últimas cuatro décadas. Su participación en programas e instituciones de educación superior para la formación de recursos humanos en ciencias del mar en las costas mexicanas, así como en programas, cursos, instituciones y organizaciones internacionales, particularmente en las costas tropicales de América Latina y la región del Golfo de México y Caribe, son las actividades que convirtieron su pasión en una intensa y productiva vida académica cuyos frutos (conceptos e hipótesis) han sido también aplicados a otras regiones en las costas tropicales. Esta perspectiva llevó a convocar a investigadores mexicanos quienes en alguna etapa de formación o actividad profesional, coincidieron en esa particular trayectoria y que actualmente siguen compartiendo el interés por la zona costera como sistema ecológico. Se les invitó para desarrollar temas que consideraran de relevancia actual en investigación, como tópicos de agenda para el avance en el conocimiento de las ciencias costero-marinas en el país y con ello aportar a la construcción de una “línea base para un futuro sostenible”. Este libro debe ser considerado entonces, como una síntesis temática representativa para la comprensión de la dinámica de un sistema de transición, gran heterogeneidad de hábitats y alta biodiversidad asociada, que abarca desde la cuenca baja de ríos, humedales, lagunas-estuarios, pluma estuarina y las áreas marinas adyacentes. Es un documento de análisis sobre las interrelaciones y conectividades de este gran mosaico ecológico, fuertemente influidas por las variables naturales, procesos y ciclos costeros que condicionan su estructura funcional; pero también sobre la presencia e intervención de actividades socio-económicas, tendencias energéticas, y de cambios globales. Temas que llevan a la reflexión sobre la sostenibilidad ambiental del desarrollo costero y las necesidades de manejo para una gestión integrada.

Los sucesivos Capítulos son producto de un cúmulo de información generada en las costas y mares del país en diferentes instituciones, que a lo largo del tiempo han tenido interés por el ambiente físico regional, las condiciones climáticas, hidrología, ciclos biogeoquímicos; así como la descripción de la biología de especies y la ecología de comunidades (planctónicas, bentónicas, nectónicas y/o vegetales), su composición, patro-

nes de diversidad, abundancia y distribución. Avances, que han permitido la descripción y caracterización ecológica de los subsistemas costeros representativos (*i.e.*, humedales, manglares, arrecifes coralinos, lagunas y estuarios, ecosistemas rocosos, etc.) y son determinantes para la comprensión y entendimiento actual de la estructura funcional de los sistemas costero-marinos (T1). En el presente, las tendencias se orientan al conocimiento de la zona costera con una perspectiva eco-sistémica donde el atributo principal es la diversidad de ambientes como un todo. Se busca identificar las necesidades para mantener la continuidad en interacciones físicas y biológicas, detectar focos de vulnerabilidad para la conservación, restauración y sostenimiento de su biodiversidad funcional, integridad ecológica y perspectivas de resiliencia (T1 y T2). En este contexto, el amplio conocimiento de la ecología de las comunidades de peces costero-tropicales es resultado de su íntima relación con esta heterogeneidad ambiental. El análisis funcional de estas comunidades (T3), ha permitido entender que los peces están relacionados al sostenimiento de la biodiversidad funcional del sistema a través de adaptaciones fisiológicas a la variabilidad natural, el comportamiento entre las múltiples especies (grupos funcionales), sus estrategias biológicas acopladas al hábitat en distintas escalas espacio-temporales en una armónica “dependencia ecológica” por los sistemas lagunares-estuarinos. En este esquema, las relaciones tróficas son determinantes en el uso eficiente de la energía del sistema, papel fundamental en el sostenimiento de la conectividad ecológica y biodiversidad regional incluyendo a sus recursos pesqueros.

Partiendo de la premisa de que la dinámica ambiental del sistema costero-marino define la dinámica ecológica y la estructura funcional regional, se comprende la relevancia de los procesos y ciclos costero-marinos (T4). Funciones naturales de fuerza (*forcing functions*) que condicionan efectivamente el funcionamiento del ecosistema (*e.g.*, vientos, mareas, oleaje, corrientes litorales, aporte de ríos y sedimentos, tormentas). Estos flujos de materia y energía que moldean las costas, generan ciclos biogeoquímicos, meteorológicos, y regulan las interacciones que mantienen recursos y servicios ambientales, resultan ser frágiles a las actividades humanas y vulnerables a los impactos del cambio climático. Su conocimiento a diferentes escalas es básico, para definir cuándo las anomalías en la dinámica ambiental pueden considerarse como efecto de un fenómeno global (*e.g.*, cambio climático, elevación del nivel medio del mar, aumento en la frecuencia e intensidad de eventos extremos), o poder diferenciar las variaciones ambientales naturales en el tiempo (estacionalidad, gradientes físico-químicos) de las de origen antropogénico, y con ello tener el fundamento científico para una gestión eficiente del litoral, esencial para la planeación e instrumentación del ordenamiento ecológico costero-marino. Muy relacionado

se encuentra el tema de las energías alternativas (T5), donde el aprovechamiento de las fuentes de energía marina (forcing functions) se perfila como una opción que permitiría minimizar la dependencia por combustibles fósiles, reduciendo las consecuencias en la liberación de gases de efecto invernadero. Actualmente en las costas mexicanas la investigación se orienta hacia la identificación y evaluación de zonas con potencial energético en diversas regiones. Pero también al desarrollo de tecnologías y la selección de dispositivos convertidores para la obtención de energía de mareas, oleaje y gradientes termo-halinos. Estas iniciativas reconocen que para avanzar sobre una base sostenible se requiere de análisis integrales que incluyan estudios económico-ambientales, así como de evaluar los impactos potenciales de esta actividad incipiente en el país. El funcionamiento natural del sistema costero-marino, debería constituir la base para su desarrollo, manejo y sostenibilidad (T6). En los últimos 20 años el avance en la gestión integrada de la zona costera pasó de ser emergente, a la aplicación de herramientas (instrumentos de normatividad) con mejores bases conceptuales y rutas metodológicas. En este entorno, el Dr. Yáñez-Arancibia contribuyó con una visión amplia, al planteamiento de los conflictos derivados del desarrollo de la zona costero-marina y las necesidades para armonizar las acciones humanas con la dinámica ambiental, la estructura funcional y la vulnerabilidad de los ecosistemas; señalando pautas para la planificación ambiental del desarrollo costero en México y la implementación de las instancias administrativas en lo local, regional/estatal y nacional; así como orientar el desarrollo de programas de manejo integrado con enfoque ecosistémico. Avances indispensables para acercarse a las metas del desarrollo sostenible. Se caracterizó además, en marcar derroteros acordes con los temas internacionales emergentes, como el caso de los Objetivos de Desarrollo Sostenible donde el ODS 14 “Vida Submarina”, no fue la excepción. El determinar la implementación de parámetros mundiales a escalas nacionales y locales fue siempre una particularidad importantísima de su legado.

De esa manera, con visión sistémica, el abordaje del ODS 14 representa un enorme reto que sólo puede ser atendido de manera integrada a través de la gobernanza.

Para terminar retomo las palabras del Dr. Yáñez-Arancibia “*la comprensión de la zona costero-marina es compleja, debe ser abordada de manera interdisciplinaria y en lo posible con una visión ecosistémica para su resiliencia y sostenibilidad*”

*Dra. Patricia Sánchez-Gil
Noviembre de 2019*



en memoria

Este libro dedicado a la memoria del Dr. Alejandro Yáñez-Arancibia es un merecido tributo a uno de los líderes de las ciencias y el manejo costero en América Latina y a nivel mundial. El trabajo del Dr. Yáñez-Arancibia cubrió muchos aspectos de las ciencias costeras en una carrera profesional que abarcó casi medio siglo. Su experiencia y producción científica cubrió un amplio rango de tópicos incluyendo los concernientes a la ecología costera y al manejo de los ecosistemas costeros tropicales. Estos incluyeron publicaciones extensas sobre la ecología del nécton y las pesquerías en ecosistemas tropicales, especialmente aquellos con extensas áreas de manglares y vegetación acuática sumergida, junto con sus aportaciones acerca del uso y movimiento de habitats en peces. Un aspecto importante de su investigación también consideró el funcionamiento de ecosistemas (e.g. el marco de trabajo de las interacciones ecológicas estuario-mar) como la base para el manejo sostenible, así como las dimensiones ecológicas del cambio climático y de las plumas de los ríos en la plataforma continental adyacente del golfo de México y su resiliencia ecológica.

Alejandro Yáñez-Arancibia nació en Santiago de Chile en julio de 1944. Su carrera académica comenzó en su tierra natal Chile, donde obtuvo el grado de licenciatura en biología por la Universidad de Concepción, seguido de una maestría y un doctorado en Biología Marina por la Universidad Nacional Autónoma de México.

El primer tema general de su trabajo fue en taxonomía, ecología y estructura de las comunidades ictiofaunísticas en ecosistemas costales lagunares. Él llevó a cabo extensos estudios sobre este tópico en la costa del Pacífico mexicano y en la Laguna de Términos en el Golfo de México. Mucho de su trabajo se realizó en el Laboratorio de Ictiología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, donde él también fue profesor e impartió numerosos cursos de posgrado.

El trabajo de Alejandro y otros científicos de la UNAM, contribuyó a la mejor comprensión del campo de la investigación costera a nivel internacional. En Laguna de Términos, Alejandro y sus colegas y estudiantes llevaron a cabo una serie de estudios en la laguna, uno de los más importantes ecosistemas costeros tropicales de América Latina.

Durante la década de los 80s, él amplió su trabajo para incluir la importancia científica social y económica a la zona costera en el contexto de una perspectiva ecosistémica, del concepto de zona costera, de la integración de los sistemas ecológicos costeros y del ecosistema lagunar-estuarino; proponiendo un diagnóstico ecológico como un criterio de clasificación. Como parte de este esfuerzo, el contribuyó al desarrollo de conceptos de dependencia ecológica en estuarios y a las definiciones de grupos funcionales ecológicos. Estos conceptos permitieron una comprensión profunda de la coexistencia multispecífica en las comunidades tropicales y el mantenimiento de los flujos de biomasa.

En 1990, él se traslada a Campeche donde se convierte en el director científico del Programa de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México, EPOMEX de la Universidad Autónoma de Campeche. Con un trabajo orientado hacia la optimización del uso de la zona costera. En 1988, él es contratado por el Instituto de Ecología en Jalapa, Veracruz, donde lideró el grupo de ecosistemas Costeros del 2002 al 2004 e impartió clases de posgrado sobre ecosistemas costeros tropicales y manejo integrado de la zona costera. Durante todo este periodo, el Dr. Yáñez estuvo involucrado activamente en muchas actividades de cooperación internacional tanto en enseñanza como en investigación. Estas actividades incluyeron periodos sabáticos en la Universidad Estatal de Louisiana y en la Universidad de Carolina del Este. Él tuvo amplia experiencia en la docencia e investigación a través de América Latina incluyendo: Chile, Brasil, Costa Rica, Colombia, Ecuador y Guatemala. En México, él también impartió clases en la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM-Iztapalapa), CINVESTAV (IPN-Mérida) y en la Universidad Autónoma de Nayarit, así como en la Facultad de Derecho de la Universidad Anáhuac de Xalapa.

En total él dirigió y supervisó 62 tesis de licenciatura, maestría y doctorado. Sus publicaciones incluyeron artículos en revistas arbitradas de circulación mundial, artículos de divulgación, capítulos y libros así como trabajos publicados en memorias de congresos internacionales, abarcando más de 320 publicaciones.

Entre lo mejor de su obra conocida están los libros: *Fish Community Ecology in Estuaries & Coastal Lagoons: towards an Ecosystem Integration*, *Recruitment Processes in Tropical Coastal Demersal Communities*, two editions of *Estuarine Ecology*, *Mangrove Ecosystems in Tropical America*, *Environmental Science*, *Impactos del Cambio Climático sobre la Zona Costera*, *The Gulf of Mexico: Ecosystem-Based Management*, and *Ecological Dimensions for Sustainable Socio Economic Development*. Él también fue miembro de comités editoriales de numerosas revistas científicas.

Su muy productiva carrera también incluyó la participación en proyectos regionales, grupos de expertos y consultoría en ciencias marinas y manejo costero. En esta tónica, él participó en el Proyecto Internacional de Manglares de la Organización de Estados Americanos (OEA) en Colombia, Brasil, Costa Rica y República Dominicana de 1977 a 1988, y en el Proyecto de Manejo de Recursos Costeros de la Universidad de Rhode Island en Puerto Rico y Ecuador en 1987 y 1991.

Fue consultor para varias organizaciones nacionales e internacionales y paneles relacionados con las ciencias marino-costeras y el desarrollo sostenible incluyendo la Organización Marítima Internacional de Naciones Unidas, la Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la UNESCO, el Centro Internacional de Desarrollo de la investigación (IDRC) de Canadá, el Consejo Nacional Consultor para el Ambiente de los acuerdos del TLC para México y la Evaluación Global Internacional del Agua del Programa ONU Ambiente.

Alejandro Yáñez-Arancibia recibió el Premio NAGA por mejor contribución científica de un autor de país en desarrollo de parte del Centro Internacional del Manejo de Recursos Vivos Acuáticos; fue un profesor distinguido en Ciencias Marinas con el Instituto Belle W. Baruch para la Biología Marina e Investigación Costera de la Universidad de Carolina del Sur; recibió el Premio por ser un Profesor de Excelencia William A. Niering de parte de la Federación Americana de Investigación Costera y Estuarina (CERF) por su excelencia en la educación e investigación costera y estuarina a través de colaboraciones académicas efectivas entre Estados Unidos, Europa y América Latina en el 2007; y fue acreedor del premio Thomas W. Rivers Distinguished Professorship in International Affairs por parte de la Universidad de Carolina del Este en el 2010. También en 1988, el libro *The Gulf of Tehuantepec: The Ecosystem and its Resources* fue dedicado a él por la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM-Iztapalapa) y la Universidad Simon Fraser de Columbia Británica.

Dr. John W. Day
Noviembre de 2019

ECOLOGÍA COSTERA: ESTRUCTURA FUNCIONAL Y BIODIVERSIDAD

Eco-Diversidad: Enfoque Ecosistémico Costero Marino

Patricia Sánchez-Gil¹, John W. Day²
y Alejandro Yáñez-Arancibia[†]

¹ Consultora Medio Ambiente

² Louisiana State University

Resumen

La diversidad es una propiedad intrínseca de la vida, está disponible en todos los niveles de organización de los ecosistemas, naturales o perturbados, es esencial para la sobrevivencia de cualquier ecosistema, y provee la variabilidad requerida para contender con los cambios implícitos en la naturaleza. En el “universo” costero-marino, la biodiversidad ha jugado un papel preponderante en la resiliencia notable de las costas debido a la gran diversidad de adaptaciones fisiológicas, estructurales y funcionales de los organismos que habitan en la interfaz continente-océano. En los sistemas costero-marinos la biodiversidad es generalmente alta en los tres niveles: genética, especies/poblaciones y ecosistémica, a nivel de *phylum*, la diversidad marino-costera es más del doble que los phyla continentales y de agua dulce y, sin embargo, todavía se encuentra en proceso de descubrimiento. Las interacciones biológicas, ecológicas y físicas que ocurren dentro de este sistema ecológico, y la interacción con el océano adyacente, producen una dinámica compleja que predispone un mosaico diferenciado de ecosistemas en la forma de diversos hábitats, especies, y

variables ambientales desde la llanura costera, humedales, lagunas costeras, bocas estuarinas y la plataforma continental. La comprensión de este complejo mega-ecosistema debe ser esencialmente interdisciplinaria y en este capítulo se fundamenta por qué la zona costera y su dinámica deben observarse desde un punto de vista estructural y funcional, para identificar los focos de vulnerabilidad frente a las actividades humanas, intereses socioeconómicos, e incluso al impacto que induce el cambio climático. La protección de la eco-diversidad costero-marina y su preservación bajo fuertes presiones requiere de una estrategia-ecosistémica donde se incluya desde el patrón físico global que, en gran medida, modula la distribución de las formas de vida de cada región.

Palabras clave: diversidad biológica y ecosistémica, funcionalidad ecosistémica.

Abstract

Diversity is an intrinsic property of life, is available at all levels of ecosystem organization, natural or disturbed, is essential for the survival of any ecosystem, and provides the variability required to contend with the implicit changes in nature. In the coastal-marine “universe”, biodiversity has played a leading role in the remarkable resilience of the coasts due to the great diversity of physiological, structural and functional adaptations of the organisms that inhabit the interface continent-ocean. In coastal-marine systems, biodiversity is generally high in all three levels: genetics, species/populations and ecosystem, at the *phylum* level, marine-coastal diversity is more than double that of continental and freshwater phyla, and yet it is still in the process of discovery. The biological, ecological and physical interactions that occur within this ecological system, and interactions with the adjacent ocean, produce a complex dynamic that predisposes a differentiated mosaic of ecosystems in the form of diverse habitats, species, and environmental variables from the coastal plain, wetlands, coastal lagoons, estuarine mouths and the continental shelf. The understanding of this mega-ecosystem complex must be essentially interdisciplinary, and in this chapter, it is based on why the coastal zone and its dynamics must be observed from a structural and functional point of view, to identify the foci of vulnerability to human activities, socio-economic interests, and even to the impact that climate change induces. The protection of coastal-marine eco-diversity and its preservation under strong pressures requires an ecosystem-based strategy where it is included from the global physical pattern which, to a large extent, modulates the distribution of the life forms of each region.

Keywords: Biological diversity and ecosystem, ecosystemic functionality.

Introducción

Los ecosistemas costero-marinos se han mantenido persistentes en el tiempo desde que el nivel del mar alcanzó su estado actual hace 7 a 8 mil años, después de la última glaciación. La biodiversidad que se fue consolidando poco a poco, desde entonces sin interrupción, ha jugado un papel preponderante en la resiliencia notable que muestran las costas debido a la gran diver-

sidad de adaptaciones fisiológicas, estructurales y funcionales de los organismos que habitan en la interface continente-océano. Aun cuando la localización específica de las costas y su fisiografía ha cambiado conforme el nivel del mar creció o disminuyó, y la arquitectura costero-marina ambiental quedó en manos de la dinámica de las corrientes y el oleaje; los ecosistemas han pre-

sentado una larga continuidad con notables niveles de resiliencia, y en ello el papel de la biodiversidad ha sido intrínseco en estos reacomodos; sobre todo la estabilidad de los ambientes sedimentarios por actividad biológica de las especies en los humedales costeros.

El “universo” costero-marino, convencionalmente se mantiene de la energía y materiales importados (desde las fronteras continental y marina), y después del metabolismo funcional inter-hábitats, energía y materiales diversos son exportados. Las interacciones en este sistema ecológico, se ven fuertemente influidas por los procesos ambientales naturales, pero también por las actividades sociales y económicas de la zona costera. Por ello la comprensión de este complejo mega-ecosistema que abarca desde la llanura costera con sus humedales, lagunas costeras, bocas estuarinas y la plataforma continental, debe ser esencialmente interdisciplinaria. El universo del paisaje de la zona costera y su dinámica, debe observarse desde un punto de vista estructural y funcional, para entender los puntos de vulnerabilidad de estos ecosistemas frente a las actividades humanas y al impacto que induce el cambio climático; además de ofrecer el referente para un enfoque de manejo-ecosistémico, en particular para las lagunas costeras y estuarios (Yáñez-Arancibia y Day, 2010; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2011, 2013a).

La bio-diversidad costero-marina ha incorporado esta estructura funcional de las costas a su “modo de vida”, a través de la evolución de mecanismos adaptativos, generando en las poblaciones animales (*e.g.* peces y macro invertebrados) diversos tipos

de “dependencia ecológica” por los sistemas lagunares-estuarinos, vinculados al mantenimiento de la gran biomasa e importante producción secundaria (Sánchez-Gil y Yáñez-Arancibia 1997; Sánchez-Gil *et al.*, 2008); e igual resiliencia para las poblaciones de árboles costeros (Lugo *et al.*, 2014; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2014). Esto último directamente relacionado a la “programación estacional” de diversos grupos ecológicos funcionales de productores primarios (vegetales costero-marinos, y fitoplancton marino)(Rojas-Galaviz *et al.*, 1992). El acoplamiento de la biodiversidad costero-marina entre productores y consumidores y sus mecanismos de adaptación, ha sido uno de los paradigmas mejor estudiados en tiempos recientes para entender la biodiversidad funcional en el Golfo de México (Deegan *et al.*, 1986; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988; Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1993; Pauly y Christensen, 1995; Lara-Domínguez y Yáñez-Arancibia, 1999; Cowan *et al.*, 2008; Sánchez-Gil *et al.*, 2008; Kemp *et al.*, 2016; Herrera Silveira *et al.*, 2019).

Parece evidente que, entendiendo la biodiversidad desde una aproximación ecosistémica, *e.g.*, el papel funcional de los gradientes estuarinos físico ambientales y el gradiente de los hábitats desde la llanura costera, incluido el papel de la pluma estuarina sobre el océano, y de las corrientes residuales del litoral, se permitirá en el futuro una comprensión más completa de la bio-diversidad y eco-diversidad costero-marina tropical. Esto es básico para aproximarnos a un desarrollo socio económico sustentable.

Clarificando la Concepción Ecosistémica

La diversidad es una propiedad intrínseca de la vida. Está claramente disponible en todos los niveles de organización de ecosistemas, naturales o perturbados. Generalmente se le considera como esencial para la sobrevivencia de cualquier ecosistema, y provee la variabilidad requerida para entender con los cambios implícitos en la naturaleza. En el pasado, los cambios provenían enteramente de eventos naturales, lo que permitía tendencias de recuperación. Esos eventos eran tanto perturbaciones físicas -a menudo cíclico o azaroso-, o interacciones biológicas como las relaciones tróficas y competencia inter- e intra- hábitats. En cualquier caso, la diversidad dentro del ecosistema aportaba respuestas auto-regulatorias.

A diferencia de los cambios naturales, los impactos humanos generalmente no son azarosos. Con el tiempo los humanos se han apropiado del paisaje, de especies selectas y hábitats, y rara vez permiten que se recuperen. Por ejemplo, sobre el continente la agricultura, la silvicultura y la ganadería reducen la diversidad a monocultivos, mientras que la urbanización incrementa la diversidad de “hábitats-para-el-hombre” pero reduce significativamente los ambientes naturales. Todas esas actividades son inevitables, pero transforman la biosfera. Actualmente se reconoce el impacto humano sobre la diversidad; sin embargo, históricamente la atención se enfocó dentro de la geografía continental, poniendo mayor énfasis sobre la protección y la preservación de plantas individuales o especies animales bajo presión. Es comprensible que estos en-

foques estuvieron inicialmente vinculados con ecosistemas terrestres, debido a que estos han estado asociados con la concentración de las poblaciones humanas; pero cabe mencionar que esas sociedades -cuando menos las más exitosas-, estuvieron ligadas fuertemente a la región costera de los continentes (Day *et al.*, 2012).

Puesto que el concepto de biodiversidad implica un rango muy amplio de tópicos, que van desde el nivel de genes y genotipos a través de la diversidad molecular; hasta variaciones en la estructura de los ecosistemas y sus tramas tróficas y/o el funcionamiento entre ecosistemas terrestres y marinos; es de entenderse que la protección y la preservación de especies bajo fuertes presiones, requiere ahora de una estrategia-ecosistémica, donde se incluya desde el patrón físico global que, en gran medida, modula la distribución de las formas de vida de cada región.

Hasta hace muy pocas décadas se consideraba que los humanos no podrían cambiar los mares, que la explotación de los recursos vivos no podría alterar los estoc pesqueros, y que los océanos podrían fácilmente absorber toda la basura y desechos tóxicos que produce la civilización. ¡Esa visión ya no se sostiene con nada! Con los desarrollos tecnológicos recientes, la habilidad de los humanos para capturar organismos marinos, particularmente recursos pesqueros, se ha incrementado a tal grado que ya no hay lugar en las costas y los océanos que no tenga a los organismos acuáticos costero-marinos “arrinconados” bajo severo estrés, y en franco declive (Pauly, 2013; Pa-

lomares y Pauly 2019). Adicionalmente, la explotación de recursos minerales y carburantes fósiles de los mares, estaba confinado a las aguas someras -menos de 200 m de profundidad-; pero ahora esto se extiende más allá, hasta los bordes de la plataforma continental y los taludes marinos. Más aún, todo lo “bueno” y lo “malo” que ocurre en la geografía continental del planeta, tarde o temprano llega a la costa y al mar, a través de escurrimientos terrestres –agua y sedimentos-, ríos y cuencas, alterando los ecosistemas costero-marinos y modificando la composición de la biodiversidad a nivel mundial.

Las actividades humanas en sus procesos terrestres de desarrollo social y económico, han provocado el gran impacto en la zona costero-marina del planeta. De tal forma que los cambios en estas regiones tienen similitud con lo que ocurre en el continente, pero ello no es evidente, no solo por el amplio espectro de variabilidad dentro de

los mares, sino también por las marcadas barreras ecosistémico-físicas en un amplio rango latitudinal y estratos verticales, así como por las adaptaciones biológicas requeridas para contender con el agua de mar y salobre. Elemento físico químico principal del Planeta que envuelve a la mayor cantidad de *phyla* de la biosfera.

A nivel de *phylum*, la diversidad marino-costera es más del doble de los *phyla* continentales y de agua dulce (figura 1) (Grassle *et al.*, 1990), y las teorías sobre este análisis avanzan lentamente. Por ejemplo, se ha propuesto un gradiente latitudinal de diversidad-de-especies, de menor a mayor desde los polos hacia los trópicos y así se consigna en los libros de ecología clásicos. Sin embargo, algunos estudios comparativos no encuentran diferencias marcadas en la diversidad macro bentónica de fondos blandos sublitorales entre la Antártica y Vietnam, o entre el Sudeste Asiático e Irlanda o el mar del Norte (Reino Unido)



Figura 1. Representatividad de la diversidad de *Phyla* animales por mega hábitats. Elaboración Yáñez-Arancibia, A., basada en Grassle *et al.* (1990).

(Wilson y Fleeger, 2013). Los contrastes son latitudinalmente sorprendentes; por ejemplo sistemas biodiversos de macroalgas se encuentran en California, Japón, sur de Australia, Atlántico Norte, la Bretaña Francesa, o Chile (Grassle *et al.*, 1990). Esto, sin un patrón definido por la latitud o por la variabilidad ambiental. Sin embargo, en los sistemas costeros hay mayores diferencias de atributos estructurales y funcionales entre ecosistemas costeros de altas o de bajas latitudes, y esto se refleja tanto en comunidades planctónicas como bentónicas o neotónicas, y en ocasiones esto se correlaciona con el papel de los “procesos ecológicos marinos *vs* procesos costeros” que condicionan la persistencia de la estructura funcional de las costas en un amplio rango latitudinal (Mann, 2000; Gregory *et al.*, 2009; Day *et al.*, 2013).

Es evidente que los factores de “estabilidad ambiental y tiempo geológico” de los ecosistemas marino-costeros, juegan un papel trascendental en los procesos de especiación y consecuente biodiversidad, tanto en las costas tropicales y subtropicales, como en las aguas profundas del océano a cualquier latitud y aún en Antártica,

y esto ocurre a espaldas de la biodiversidad terrestre continental. El tamaño de la geografía de la biósfera oceánica es de un orden de magnitud dos veces más grande que el continente, pero además el área del piso oceánico por debajo de los 1 000 metros de profundidad es el doble del área continental del Planeta y, en términos generales, la estabilidad ambiental de los mares ha sido más significativa que la superficie de los continentes. La biodiversidad costero-marina todavía se encuentra en proceso de descubrimientos, no solamente a nivel de especies o géneros, sino probablemente también a nivel de familias u otros. Y la biodiversidad de microorganismos, muchos de los cuales controlan las tramas tróficas de las grandes profundidades, son fundamentales en la transferencia de energía y nutrientes, porque en algún momento las corrientes profundas ascienden a la superficie a través de los taludes de las costas occidentales de los continentes, y esas surgencias (*up-wellings*) son sorprendentemente productivas para las costas más someras, lo cual modula, en parte, algunos de los patrones de biodiversidad costero-marina (Day *et al.*, 2013).

La Complejidad Ecosistémica Costero-Marina

La biodiversidad es generalmente definida a tres niveles: *e.g.*, genética, especies/poblaciones, y ecosistémica (Ray y McCormick, 1992). La biodiversidad en sistemas costero-marinos es generalmente alta en los tres aspectos. Las interacciones biológicas, ecológicas y físicas, que ocurren dentro de las lagunas y estuarios tropicales, y la inte-

racción con el océano adyacente, producen una dinámica compleja e intensa y pre-dispone un mosaico diferenciado de ecosistemas en la forma de diversos hábitats, especies, y variables ambientales. La figura 2 permite visualizar la heterogeneidad de hábitats acoplados desde la cuenca fluvial sobre la llanura costera, hasta la pluma es-

tuarina sobre la plataforma continental del mar adyacente. La complejidad ecosistémica de la zona costera radica entonces, en sus interrelaciones y conectividades, fuertemente influenciadas por las variables naturales que condicionan su estructura funcional. Todos ellos, elementos básicos para la comprensión de la heterogeneidad de hábitats y la biodiversidad asociada.

La variabilidad físico-ambiental que predomina en los ecosistemas lagunares-estuarinos, y sistemas costeros en general, normalmente es de interpretación muy compleja. Uno de los atributos de unicidad de estos sistemas, en cualquier latitud, es

que paradójicamente son ecosistemas “estables” que existen en un medio ambiente físicamente “variable”. Pero muy vulnerables por las actividades antrópicas, puesto que coexisten al límite de sus capacidades de resiliencia. La variabilidad ambiental característica de las lagunas costeras y estuarios que, aún cuando da la impresión de un caos circunstancial, corresponde a un comportamiento ambiental que es persistente y repetitivo, y eso se refleja en que se presentan distintas etapas de vida de peces y macroinvertebrados que requieren esas circunstancias de variabilidad para completar sus ciclos biológicos. En la naturaleza nin-

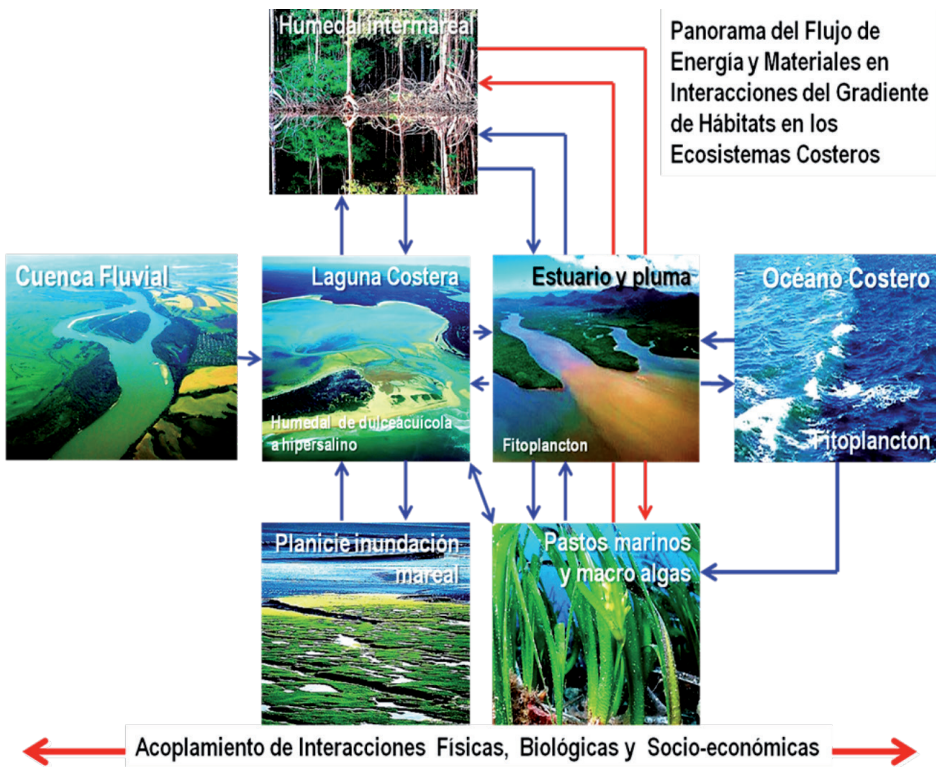


Figura 2. Vínculo de los extremos en la conectividad que predispone la alta diversidad costero-marina. Interacciones e integridad en el gradiente funcional de los mega hábitats de la zona costera. Elaboración Yáñez-Arancibia, A., con fotografías de uso público en Google.com/Imagen©.

gún ciclo de vida se completa en circunstancias de extrema inestabilidad, por lo que hay que aceptar que las lagunas costeras y estuarios son ecosistemas biocomplejos “estables” que coexisten en un ambiente físico “variable”.

En representación de esta complejidad pueden considerarse los patrones espaciales y temporales de productividad primaria de los sistemas lagunares y estuarinos, mismos que han sido medidos para los principales grupos de productores del ecosistema laguna-humedal en laguna de Términos al sur del golfo de México (Day *et al.*, 1982, 1987, 1988 y resumidos por Rojas-Galaviz *et al.*, 1992). Mostrando que debido a que los diferentes productores primarios tienen una alta productividad en diferentes momentos y la productividad máxima se desplaza estacionalmente entre los diferentes ambientes al interior del sistema lagunar; se presenta una alta productividad regional durante todo el año. Otro ejemplo de complejidad son las interacciones entre la productividad primaria y la dinámica del necton costero a través del acoplamiento entre especies de peces y los procesos biogeoquímicos e hidrológicos en el mismo sistema lagunar-estuarino. Diversos estudios han evidenciado (desde hace más de 30 años), que los patrones estacionales de migración de diferentes especies del necton conducen a la utilización secuencial de diferentes hábitats durante los períodos de máxima productividad primaria; asimismo, que la variación de la biomasa y la diversidad de grupos funcionales de peces que utilizan los hábitats de manglares y pastos marinos están en sincronía con los patrones de circulación y estacionalidad de la producción primaria.

Todas estas estrategias están relacionadas al mantenimiento de la producción secundaria del necton en general, haciendo un uso óptimo de los recursos (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988; Deegan *et al.*, 1986; Sánchez-Gil *et al.*, 1997, 2008). Estos movimientos son parte de las intensas interacciones entre el sistema de lagunar-estuarino y el mar.

A través de distintos “puentes ecológicos” todos los humedales están interconectados, desde la llanura costera (humedales dulceacuícolas), pasando por los humedales intermareales, las lagunas costeras –incluso las hipersalinas-, las marismas de inundación, las bocas estuarinas, y la pluma en el océano adyacente (figuras 2 y 3). La mayor vulnerabilidad, natural o antrópica, se provoca por la manipulación tecnológica de la descarga de agua dulce y su variabilidad estacional, por los rellenos y dragados de humedales, la destrucción de la vegetación costera, el deterioro de la integridad funcional de las bocas de las lagunas y estuarios, la subsidencia inducida por actividades industriales, la intrusión de agua salada, y la variabilidad en la descarga de materia orgánica y de sedimentos terrígenos al mar adyacente. Dentro de esta fisiografía, la llanura costera es un conjunto integrado de atributos naturales a nivel de ecosistema y recursos adyacente a la zona litoral, con dinámicas interacciones entre las tierras bajas y el mar. Normalmente se le asocia con la geografía de la cuenca baja de los ríos, y se extiende sobre la porción continental condicionado por la fisiografía de las tierras bajas, las inundaciones estacionales, y la vegetación hidrófila (figuras 2 y 3). La caracterización inmediata es por los diversos hábitats y su estructura funcional. Por ejemplo: a) Im-

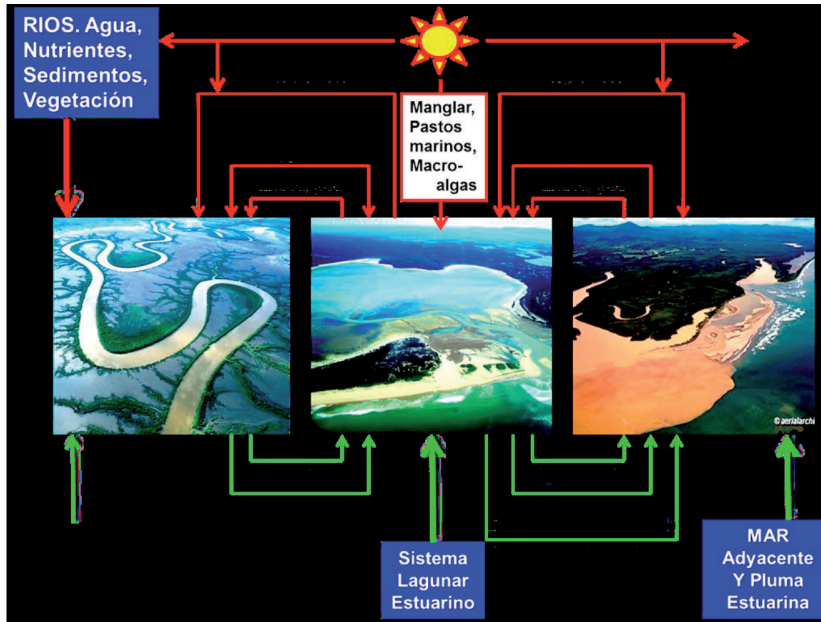


Figura 3. La conectividad en el gradiente de hábitats involucra procesos de mezcla y transporte, extendido desde la cuenca baja de ríos hasta la pluma estuarina, incluye movimientos migratorios, variaciones en biodiversidad y abundancia, cambios ontogenéticos en ciclos biológicos, dinámica trófica, cambios físicoquímicos, y cambios en productividad. Este escenario eco-diverso predispone la alta bio-diversidad de sistemas costeros tropicales. Elaboración Yáñez-Arancibia, A., con fotografías de uso público en Google.com/Imagen©.

portantes humedales, b) Alta diversidad de especies biológicas y de hábitats críticos, c) Recarga de aguas subterráneas, d) Gradiente de humedales de agua dulce hasta marinos que dependen del rango de las mareas y del volumen de descarga del agua dulce, e) Filtración de aguas para mitigar calidad, contaminación y eutrofización, y f) Sostienen importantes actividades económicas en la zona costera modulada por la fertilidad acuática de la pluma estuarina (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007).

La interconectividad en la zona costera involucra procesos de mezcla y transporte extendidos por la pluma estuarina, cambios físico químicos en escalas diurna o estacio-

nales o multi-decadal, clima, movimientos migratorios de especies de peces y macro invertebrados, variaciones en biodiversidad y abundancia espacio-temporal, cambios ontogenéticos en ciclos biológicos, dinámica trófica y vínculo entre la estructura trófica que se inicia con el detritus orgánico en la interface agua/sedimentos, con la estructura trófica que se inicia con el “pastoreo” de la columna de agua dominado por fitoplancton, cambios diarios y estacionales en la productividad (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007). En consecuencia, la dinámica de esta eco-complejidad es el principal factor que condiciona la alta diversidad biótica costero-marina (figuras 2 y 3).

Entonces, desde el punto de vista ecológico, el término “diversidad” puede tener diferentes significados cuando se aplica a un ecosistema lagunar-estuarino tropical. Puede significar que hay una alta diversidad de especies (como en los bosques tropicales o arrecifes de coral) y ciclos de vida, o una alta diversidad de hábitats; diversas conectividades en las tramas tróficas, o una alta diversidad de grupos funcionales (productores primarios y consumidores); una gran cantidad de interacciones entre hábitats internos y con el océano adyacente (Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1988).

Todo lo anterior, relacionado a la diversidad de funciones de fuerza (*forcing functions*) que condicionan efectivamente el funcionamiento del ecosistema (*e.g.*, vientos, mareas, oleaje, corrientes litorales, aporte de ríos, aporte de sedimentos, tormentas). Por todo lo anterior, hablar de diversidad en sistemas costero-marinos basado en una lista de composición de especies, es una perspectiva limitada, que genera una discusión que debe ser retomada en pleno siglo XXI.

Enfoque Ecosistémico para Comprender el Desafío del Golfo de México

Los cinco estados de la Unión Americana y los seis estados de México contribuyen con al menos 72 millones de habitantes en el Golfo. Esto es una demografía espectacular que demanda servicios, trabajo y bienestar; para un sistema ecológico que produce a los dos países –en conjunto– 150 billones de dólares anuales como valor de retorno sólo de cinco actividades productivas regionales -petróleo, gas, puertos, pesca y turismo- (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2009, 2013b). Todo ello dependiendo de una explotación conjunta de una alta eco-diversidad de 33 ríos principales que descargaran en promedio anual más de 35 mil metros cúbicos por segundo, a través de una cuenca de drenaje global de más de 5 millones de kilómetros cuadrados, acoplado a 207 ecosistemas de lagunas costeras y estuarios, incluyendo 450 mil kilómetros cuadrados de humedales costeros (Day y Yáñez-Arancibia, 2013; Deegan *et al.*, 1986). Esto último implica

que más del 75 % del total de humedales costeros de ambas naciones se localiza en el Golfo de México. Se sabe además que el valor de los bienes y servicios proporcionados por sus ecosistemas costeros excede los 100 mil millones dólares por año (*e.g.* Barker *et al.*, 2014; Rutherford *et al.*, 2018).

Por ejemplo, las lagunas costeras, estuarios y hábitats asociados sirven como áreas de protección, reproducción y crianza de diversos recursos pesqueros estuarino-dependientes (Yáñez-Arancibia, 1985a, 1985b; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1985; Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1986; Cowan *et al.*, 2008; Baltz y Yáñez-Arancibia, 2013). En Estados Unidos estas pesquerías proveen aproximadamente el 72 % de las pesquerías de camarón, 66 % de producción de ostiones y 18 % de capturas comerciales de diversas especies de peces. En México, corresponde al 45 % pesquerías de camarón, 90 % producción de ostiones y 40 %

captura comercial de peces. Actualmente, todo el Golfo aporta capturas pesqueras de más de 1 millón de toneladas por año. Sin considerar el descarte de la pesca incidental (altamente biodiversa) o peces acompañantes en las capturas de camarones, que llegó a representar cerca de 350 mil toneladas de pesca descartada por año (Yáñez-Arancibia, 1985b; Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1988).

La estructura funcional de los ecosistemas lagunares-estuarinos a lo largo del gradiente latitudinal desde el delta del Rio Bravo (frontera EUA-México) hasta la costa Caribe de México, sugiere tres regiones eco-diversas (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007; Herrera-Silveira *et al.*, 2019): a) una región distintiva desde la laguna Madre de Texas/Tamaulipas hasta la laguna de Tamiahua Veracruz, pudiéndose prolongar hasta el centro-norte del estado de Veracruz, b) otra región desde la laguna de Alvarado, el delta del Papaloapan en Veracruz hasta la laguna de Términos y los pantanos de Centla, delta Usumacinta/Grijalva en Tabasco-Campeche, y c) la costa norte y oriental de la península de Yucatán, con un entorno cárstico con altos niveles de descarga de agua subterránea. Los niveles de productividad primaria acuática, presupuesto climático de agua, gradientes físico químicos y estructura trófica, se correlacionan con estas regiones.

Por el perfil de ecosistemas contrastantes pero representativos de la zona costera del Golfo, se sugieren cinco categorías de eco-ambientes (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007, 2013a): a) Sistemas lagunares-estuarinos semiáridos (Laguna Madre de Texas/Tamaulipas, y laguna Celestun en

Yucatán), dominados por procesos marinos y limitado drenaje fluvial, b) Sistemas intermedios no dominados por ríos (Laguna de Tamiahua en Veracruz), c) Sistemas dominados por ríos (Laguna de Alvarado delta del Papaloapan en Veracruz, pantanos de Centla delta Grijalva/Usumacinta en Tabasco, laguna de Términos delta Usumacinta en Campeche), dominados por procesos costeros y gran aporte fluvial, expresando un delta progradante y amplia pluma estuarina sobre la plataforma continental, d) Sistemas kársticos del litoral Caribe (Laguna arrecifal Puerto Morelos y sistema lagunar de Sian Ka'an en Quintana Roo), dominados por procesos marinos y aporte freático de agua dulce, y e) Sistemas de arrecifes de coral. Un grupo similar de eco-ambientes se encuentra en la costa norte y este de los Estados Unidos en el Golfo; con sistemas semi-áridos al sur de Texas, el delta del Mississippi con altas descargas del río del mismo nombre y extensas áreas de humedales, al noreste del Golfo pequeños ríos y sistemas lagunares, y al sur de la Florida extensos manglares, lechos de pastos marinos en la bahía poco profunda y arrecifes coralinos (ver capítulos en Day y Yáñez-Arancibia 2013).

Un registro monográfico fundamental para considerar cualquier aproximación de la magnitud y discusión sobre la diversidad de grupos faunísticos y florísticos que componen este gran ecosistema se resume en cobertura taxonómica sobre la diversidad de especies para el Golfo de México, Felder y Camp (2009), Moretzsohn *et al.* (2015). La Biodiversidad del Golfo de México (BioGoMx) es una base de datos de especies vivientes encontradas en el Golfo.

Se basa en un inventario comprensivo conducido por el Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies (Texas A&M University, Corpus Christi), <http://www.gulfbase.org/biogomx/about.php> (2015).

Para la sección mexicana del Golfo, la tabla 1, integra algunas observaciones re-

levantes sobre la composición y diversidad costero-marina, como complemento a la visión ecosistémica de la región. Mayores fundamentos para esta sección se encuentran en Caso-Chávez *et al.* (2004), Day *et al.* (2004).

El Golfo de México como “Gran Ecosistema Marino”: Perspectiva para Proteger la Eco-Diversidad Costero Marina

Como Gran Ecosistema Marino (*Large Marine Ecosystem, LME*), denominación del Programa de Mares Regionales de las Naciones Unidas, la NOAA y la UICN, el Golfo de México es el LME No. 5 de un total de más de 65 a nivel mundial (*Large Marine Ecosystems of the World*).

Por su diversidad cultural, social, económica, biológica, pesquera, y florística el golfo de México se ubica como uno de los puntos centrales de atracción en la Cuenca del Gran Caribe (Kumpf *et al.*, 1999; Fanning *et al.*, 2011). El concepto de LME fue cambiando con el tiempo, desde un enfoque pesquero-ecológicamente-orientado, hacia una herramienta para la evaluación, monitoreo y manejo del ecosistema oceánico-costero y su ambiente, incluyendo los recursos vivos y no vivos en el contexto global. Para finalmente postular de manera comprensiva el enfoque conceptual para el manejo “ecosistémico” costero en perspectiva holística para el continuum “cuenca baja de ríos-humedales-delta-lagunas-estuario-pluma estuarina-plataforma continental adyacente” (Yáñez-Arancibia *et al.*,

2013a), proponiéndose la eco-diversidad de hábitats costero-marinos regionales.

Con menos intensidad, pero también han sido estudiadas las dimensiones socio económicas (Sánchez-Gil *et al.*, 2004; Cato, 2009; Batker *et al.*, 2014), y la gobernanza del manejo ecosistémico, aún cuando se han integrado estudios transfronterizos con datos actualizados (Yáñez-Arancibia y Day, 2004a, 2004b; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2009), poniéndose en entredicho la sustentabilidad ambiental frente al desarrollo socio económico desbordado del Golfo de México (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2013a, 2013b). Recientemente se ha hecho considerable esfuerzo e insistencia en colocar al Golfo de México en el contexto del manejo-ecosistémico siguiendo las nuevas tendencias de enfrentar los problemas, integrando la ecología con la economía y la sociología (Cato, 2009; Day y Yáñez-Arancibia, 2013; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2009, 2013a, 2013b), reconociéndose además la urgencia en integrar las dinámicas físicas con las biológicas, e incluir la zona costera con la oceánica nerítica, para una com-

Tabla 1. Diversidad costero-marina e importancia ecosistémica.

| Composición costero-marina | Importancia ecosistémica | Referencias de consulta |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Para todo México, se estima que el Fitoplancton está representado por 1488 entre especies y variedades, incluidas en 211 géneros, que representan 33-42% del total calculado para todo el mundo. Para el Golfo los más frecuentes y abundantes son diatomeas y dinoflagelados. | Esto cobra relevancia toda vez que el componente fitoplanctónico es clave en la productividad acuática primaria de la región costero-marina y la base de las tramas tróficas del "pastoreo" en el Golfo de México. | Hernández-Becerril (2014). |
| En la composición del Zooplancton del Golfo de México, la diversidad de Copépodos es alta con al menos 193 especies, pero el Ictioplancton es uno de los más diversos y abundantes con la presencia de al menos 306 especies, 283 géneros y 120 familias de larvas de peces. | La mayor densidad de organismos ictioplanctónicos ocurre en áreas costeras disminuyendo hacia la zona oceánica; la diversidad en cambio es mayor en áreas oceánicas, al borde de la plataforma continental. Lo que marca la importancia de las aguas someras en la protección de especies costero-marinas. | Hernández-Trujillo y Esqueda-Escárcega (2002); Flores-Coto <i>et al.</i> , (2009). |
| En el Golfo existen al menos 228 especies de Aves, de las cuales 50 (22.3%) son marinas, 112 (50%) acuáticas y 62 (27.7%) terrestres. | El Golfo de México es un área de gran diversidad de aves y zona importante en las rutas migratorias del este del continente americano. Al menos 32 especies están catalogadas en la legislación mexicana [NOM-059-ECOL-2001], 18 se encuentran bajo protección especial, 9 amenazadas y 5 en peligro de extinción. | Gallardo del Angel <i>et al.</i> (2004). |
| En el Golfo se presentan 5 especies de Tortugas marinas en orden de abundancia: blanca, caguama, carey, lora y laúd. | México se distingue por compartir el hábitat de 10 de las 11 variedades de tortugas marinas que existen en la actualidad. | Márquez (2004). |
| Para el Golfo de México se ha registrado la presencia de 29 especies de mamíferos marinos: 28 especies de cetáceos –ballenas y delfines-, y una especie de sirenio –manatí-. | La foca monje del Caribe <i>Monachus tropicalis</i> es el único pinnípedo que habitó el Golfo. Se extinguió a mediados del siglo XX a consecuencia de la cacería por poblados locales. | Ortega-Ortiz <i>et al.</i> (2004). |
| Sobre la flora de playas y dunas, se han reportado 429 especies y 89 familias. | Las mayores similitudes entre floras se dan entre el Golfo y Caribe. En el Golfo de México se han identificado 9 especies endémicas y en la península de Yucatán 32 especies. | Moreno-Casasola (2004); Lot (2004). |
| Se estima que para el Golfo-Caribe de México, entre corales duros y blandos, existen entre 50 y 60 especies | Los arrecifes del margen occidental del Golfo (Antón Lizardo hasta Flower Gardens), operan como un sistema semicerrado debido al relativo aislamiento del Golfo, así como la elevada influencia continental, que limitan el aporte de larvas. La comunicación entre los arrecifes del Caribe mexicano y la sonda de Campeche está restringida por la barrera hidrodinámica del canal de Yucatán y la estacionalidad climática. | Reyes-Bonilla y Jordan-Dahlgren (2013); CONABIO (2015). |
| El bentos en el Golfo es relevante, se han ubicado 27 de los 28 phyla reconocidos para ambientes marinos, incluyendo 13 endémicos, 6 son los más frecuentes y abundantes: gusanos poliquetos, crustáceos peracáridos y decápodos, equinodermos, moluscos, nematodos e hidroides | La gran diversidad de especies, estrategias biológicas, y hábitats de los moluscos bivalvos y gasterópodos, ha permitido el desarrollo de pesquerías a lo largo de la costa del Golfo. Para ambos grupos de moluscos se desconoce su potencial de captura sustentable para las costas del Golfo de México. | Machain-Castillo y Gio-Arguez (2004); García-Cubas (1988). Román Contreras (1988). |
| En las costas mexicanas del Golfo de México se han registrado al menos 586 especies de peces. | Se considera que el 60 % de las pesquerías, son especies relacionadas con sistemas lagunares-estuarinos, por alimentación, reproducción o refugio de juveniles en aguas protegidas. La mayor abundancia se registra en las áreas de influencia de las plumas estuarinas sobre la plataforma nerítica, desde la región del delta del Papaloapan hasta el delta Usumacinta/ Grijalva –costa sur de Veracruz hasta Campeche-. | Yáñez-Arancibia (1985a, 1985b); Yáñez-Arancibia <i>et al.</i> , (1985); Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil (1986); Hoese y Moore (1998). |

presión holística de las interconexiones con la integridad de hábitats y la biodiversidad, y con los procesos sociales y económicos. Todos en compleja inter-dependencia. También se contemplan las amenazas por efecto del cambio climático y la escasez de recursos (Yáñez-Arancibia y Day, 2010; Tessler *et al.*, 2015; Day *et al.*, 2019; Wiegman *et al.*, 2018). Reconociéndose que el manejo sostenible y la restauración de los ecosistemas costeros serán más exitosos si el funcionamiento del sistema es la base de la gestión sostenible (Day *et al.*, 1997, Yáñez-Arancibia y Day 2004a; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2013a).

Actualmente los proyectos LME planificados, se enfocan en la protección y restauración del ecosistema e intentan asegurar el uso sostenible de los recursos vivos y su hábitat, en equilibrio con los requerimientos socioeconómicos y sus limitaciones. El concepto LME evolucionado, promueve investigaciones inter- y trans- disciplinarias, evaluación ambiental y de recursos naturales. Líneas de pensamiento trans-disciplinar permitiendo el desarrollo de redes de cooperación internacional entre países, instituciones, científicos, y manejadores de recursos, promoviendo la construcción de capacidades científicas y administrativas (Fanning *et al.*, 2011; Day y Yáñez-Arancibia, 2013).

Los avances indican que el Golfo de México, como mega región, requiere una atención modular de gobernabilidad para hacer frente con su desarrollo sustentable (Yáñez-Arancibia y Day, 2004a, 2004b; Heileman y Rabalais, 2009; Brown *et al.*, 2011; Day y Yáñez-Arancibia, 2013; Yáñez-Arancibia, *et al.* 2013a). Por ejemplo:

- Evaluar la variabilidad y productividad natural del sistema costero-marino,
- Evaluar la estacionalidad de la biomasa de los recursos costero-marinos explotables,
- Conocer al detalle la salud del ecosistema y conservación de la biodiversidad,
- Cuantificar la sustentabilidad de los aspectos sociales y económicos, y
- Desarrollar la gobernabilidad, arreglos institucionales y modelos regionales viables para la gestión y el manejo basado en el ecosistema (*ecosystem-based management*).

La ciencia y la tecnología son fundamentales para fortalecer la toma de decisiones y el manejo del Golfo de México como “Gran Ecosistema Marino”, y atender algunas de las siguientes cuestiones será prioritario en el futuro inmediato, para asegurar la protección y el uso sostenible de la Bio- y la Eco- diversidad:

- Cuáles son las explicaciones de su alta biodiversidad biótica y de hábitats?
- Cuáles son los mecanismos de productividad natural del sistema?
- Cuál es la conectividad de la eco-diversidad entre el Golfo y el Caribe?
- Cuál es la magnitud de la dependencia estuarina para la biomasa explotable?
- Cuál es la estacionalidad de los recursos pesqueros?
- Cómo proteger la calidad del agua dulce y marina de los distintos hábitats?
- Dónde están localizados los recursos naturales no-vivos?
- Cuál es el umbral para el desarrollo socioeconómico sin comprometer la integridad ecológica?

- Cuál es el conocimiento necesario para mitigar el cambio climático regional?
- Cuáles políticas públicas se requieren para la adaptación social al cambio climático?
- Cuál es el desafío para las tecnologías ambientales aplicadas al Golfo de México?

Es evidente que se pueden formular preguntas similares en todas las regiones costeras.

Con el enfoque de ecología funcional, normado por la alta Bio- y Eco- diversidad del Golfo, el manejo ambiental de la zona

costera del Golfo de México y Mar Caribe asociado tiene grandes desafíos para:

- Asegurar el funcionamiento de las interacciones ecológicas estuario-mar,
- Preservar la hidrología y la cobertura vegetal de los humedales costeros,
- Proteger los ambientes sedimentarios en las cuencas bajas de los ríos, dunas y playas,
- Mantener el suministro de agua dulce a los estuarios y lagunas costeras para asegurar la persistencia de la fertilidad acuática y de la biodiversidad, y
- Basar la gestión sostenible en el funcionamiento del ecosistema.

Conclusiones

El acoplamiento de la biodiversidad costero-marina entre productores-consumidores y la variabilidad ambiental, es uno de los paradigmas que deben seguir siendo investigados para entender la biodiversidad funcional de los ecosistemas costero-marinos a escala local y principalmente a escala regional en el golfo de México. Los avances a este respecto permiten actualmente asegurar que la bio-diversidad funcional es clave en la resiliencia costero-marina.

Por esa razón, parece evidente que, entendiendo la biodiversidad desde una aproximación ecosistémica, *e.g.*, el papel funcional de los gradientes estuarinos físico ambientales y los gradientes de hábitats desde la llanura costera, incluido el papel de la pluma estuarina sobre el océano, y de las corrientes residuales del litoral, se permitirá a futuro una comprensión más completa de la bio-diversidad y eco-diversidad

costero-marina tropical. Esto es básico para aproximarnos a un desarrollo socio económico sustentable.

Para comprender la complejidad de la eco- y la bio-diversidad, los modelos conceptuales deben seguir siendo utilizados para ilustrar el acoplamiento entre las acciones de manejo, los tensores ambientales, los puntos de vulnerabilidad del ecosistema, los pulsos energéticos y ecológicos de los sistemas naturales, así como los efectos esperados del desarrollo socio económico. En otras palabras, el funcionamiento del sistema debería constituir la base para la gestión sostenible de los ecosistemas costeros. Con ello proveer el fundamento para comprender y desarrollar hipótesis causales hasta entender el funcionamiento de la eco- y la bio-diversidad en los sistemas costero-marinos. Los modelos también deben ser utilizados para estructurar escenarios

de manejo y analizar la magnitud del riesgo de los proyectos de uso y conservación en escala espacial y temporal, visualizando alternativas de reducción de riesgos y recuperación/restauración del ecosistema costero-marino.

El golfo de México como LME, es el foco de estos conjuntos bio- y eco- diversos de la zona costero-marina de México en el litoral del Atlántico, y esto resulta trascendente para comprender la resiliencia global del mega ecosistema en amplio rango latitudinal, en comparación con algún ecosistema local aislado. El cambio de paradigmas frente a la perspectiva de escala ecosistémica regional (o mega-regional) será el centro de discusión de las nuevas preguntas frente al Antropoceno en el siglo XXI y esto aplica tanto a los paisajes terrestre-costeros como marino-costeros.

La meta principal es mantener la zona costero-marina en condiciones saludables, productiva y resiliente, para proveer los servicios ambientales que requiere el desarrollo social y económico sustentable; pero esto sólo puede ser posible preservando la estructura funcional del eco- y la bio-diversidad a lo largo de las costas tropicales sólo un manejo holístico de los gradientes de hábitats, es y será el enfoque más adecuado.

También puede contribuir significativamente el enfoque que interrelaciona el flujo natural de los recursos bióticos, las interacciones socioeconómicas, y los gradientes de hábitats a lo largo de amplios rangos latitudinales costeros.

Estas nuevas preguntas están disponibles y la discusión continuará abierta en este siglo XXI.

Literatura Citada

- Baltz, D. M., y A. Yáñez-Arancibia, 2013. Ecosystem-based Management of Coastal Fisheries in the Gulf of Mexico: Environmental and Anthropogenic Impacts and Essential Habitat Protection, p. 337-370. En: Day, J. W. y A. Yáñez-Arancibia (Eds.). The Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota. Vol. 4. Ecosystem-Based Management. HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- Batker, D., I. de la Torre, R. Costanza, J. W. Day, P. Swedeen, R. Bowmans, y K. Bagstad, 2014. The Threats to the Value of Ecosystem Goods and Services of the Mississippi Delta, 155-173. En: Day, J. W., G. P. Kemp, A. M. Freeman, D.P. Muth (Eds.). Perspectives on the Restoration of the Mississippi Delta the Once and Future Delta. Springer Science Business Media Dordrecht. DOI 10.1007/978-94-017-8733-8.
- BioGoMx, 2015. Biodiversity of the Gulf of Mexico Database. HRI for Gulf of Mexico Studies. Corpus Christi, TX: Texas A & M University Press. <http://www.usgs.gov/obis-usa>.
- Brown, C., K. Andrews, J. Tunnell, C. Canfield, C. Dorsett, M. Driscoll, E. Johnson, y S. Kaderka, 2011. Strategy for Restoring the Gulf of Mexico. A Cooperative NGO Report. Arlington V.A. Nature Conservancy. <http://www.masgc.org/gmrp/documents/restorationstrategy.pdf>.
- Caso-Chávez, M., I. Pisanty, y E. Ezcurra, 2004. Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. 2 vols. INECOL A. C., INE-SEMARNAT, HRI for Gulf of Mexico Studies.

- dies. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- Cato, J. C., (Ed.), 2009. Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota. Vol. 2. Ocean and Coastal Economy. HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- CONABIO, 2015. <http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/arrecifes.html>.
- Cowan, J., C. Grimes, y R. Shaw, 2008. Life History, History, Hysteresis, and Habitat Changes in Louisiana's Coastal Ecosystems. *Bulletin of Marine Sciences*, 197-215.
- Day J. W., R. H. Day, M. T. Barreiro, F. Ley-Lou, y C. J. Madden, 1982. Primary Production in Terminos Lagoon, a Tropical Estuary in the Southern Gulf of Mexico." *Oceanologica Acta*, 5(4): 269-76.
- Day, J. W., W. Conner, F. Ley-Lou, R. H. Day, y A. Machado, 1987. The Productivity and Composition of Mangrove Forest, Laguna de Terminos Mexico. *Aquatic Botany*, 27: 267-84.
- Day, J.W., C. J. Madden, F. Ley-Lou, R.L. Wetzel, A. Machado, 1988. Aquatic Primary Productivity in the Terminos Lagoon, 221-236. En: Yáñez-Arancibia, A. y J. W. Day (Eds.). Ecology of Coastal Ecosystems in the Southern Gulf of Mexico: The Terminos Lagoon Region. ICML-UNAM, Coastal Ecology Institute, Louisiana State University, OEA Washington D. C., México: Editorial Universitaria UNAM.
- Day J.W., J. F. Martin, L. Cardoch, P. H. Templet, 1997. System Functioning as a Basis for Sustainable Management of Deltaic Ecosystems." *Coastal Management* 25(2): 115-53. <http://dx.doi.org/10.1080/08920759709362315>.
- Day, J. W., A. Diaz de León, G. González Sansón, P. Moreno-Casasola, y A. Yáñez-Arancibia (Coord.), 2004. Diagnóstico Ambiental del Golfo de México: Resumen Ejecutivo, 15-44. En: Caso-Chávez, M., I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds.). Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Vol. 1. INECOL A. C., INE-SEMARNAT, HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- Day, J. W., J. D. Gunn, W. Folan, A. Yáñez-Arancibia, y B. P. Horton, 2012. The Influence of Enhanced Post-glacial Coastal Margin Productivity on the Emergence of Complex Societies. *Journal of Island and Coastal Archaeology*, 7(1) : 23-52.
- Day, J. W., y A. Yáñez-Arancibia, 2013. The Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota. Vol. 4. Ecosystem-Based Management. HRI for Gulf of Mexico Studies. Corpus Christi, TX: Texas A & M University Press.
- Day, J. W., B. C. Crump, W. M. Kemp, y A. Yáñez-Arancibia (Eds.), 2013. Estuarine Ecology. 2nd ed. Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons, Publications.
- Day, J. W., y J. Rybczyk, 2019. Global Change Impacts on the Future of Coastal Systems: Perverse Interactions among Climate Change, Ecosystem Degradation, Energy Scarcity, and Population. En: Wolanski, E., J. Day, M. Elliott, and R. Ramachandran (Eds.). Coasts and Estuaries: The Future, New York: Elsevier, (en Prensa).
- Deegan, L. A., J. W. Day, J. G. Gosselink, A. Yáñez-Arancibia, G. Soberón-Chávez, y P. Sánchez-Gil, 1986. Relationships among Physical Characteristics, Vegetation Distribution, and Fisheries Yield in Gulf of Mexico Estuaries, 83-100. En: Wolfe D. A. (Ed.). Estuarine Variability. New York: Academic Press.
- Fanning, L., R. Mahoon, y P. McConney, 2011. Towards Marine Ecosystem-based Management in the Wider Caribbean. Vol. 6. Center for Maritime Research MARE Publication Series. Amsterdam: Amsterdam University Press.
- Felder, D., y D. K. Camp, 2009. Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota. Vol. 1. Biodiversity. HRI for Gulf of Mexico Studies. Corpus Christi, TX: Texas A & M University Press.

- Flores-Coto, C., M. de la Luz, Espinoza, F. Zavala García, y L. Sanvicente, 2009. Ictio-plancton del Sur del Golfo de México: Un Compendio de Revisión." *Hidrobiológica*, 19(1): 49-76.
- Gallardo del Angel, J. C., E. Velarde González, y R. Arreola Alemón, 2004. Las Aves del Golfo de México y las áreas Prioritarias para la Conservación, p. 301-322. En: Caso-Chávez, M., I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds.). Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Vol. 1. INECOL A. C., INE-SEMARNAT, HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- García-Cubas, A., 1988. Características Ecológicas de los Moluscos de la Laguna de Términos, p. 277-304. En: Yáñez-Arancibia, A. y J. W. Day (Eds.). Ecology of Coastal Ecosystems in the Southern Gulf of Mexico: The Terminos Lagoon Region. ICML-UNAM, Coastal Ecology Institute Louisiana State University, OEA Washington D. C., Mexico: Editorial Universitaria UNAM.
- Grassle J. F., P. Lasserre, A. D. McIntyre, y G. C. Ray, 1990. Marine Biodiversity and Ecosystem Function: A Proposal for an International Programme of Research. Vol. 23. Biology International IUSB. Paris: Meeting Report IABO/IUBS/UNESCO Task Force on Programme Development.
- Gregory, K., I. Simmons, A. Brazel, J. W. Day, A. Yáñez-Arancibia, y A. Sylvester, 2009. *Environmental Sciences, a Student's Companion*. London: SAGE Publication.
- Heileman, S., y N. Rabalais, 2009. Gulf of Mexico LME. XV-50. Vol. 182. UNEP Regional's Seas Report and Studies, 673-698. En: Sherman, K. y G. Hempel (Eds.). A Perspective on the Changing Conditions in LMEs of the World's Regional Seas, 2009. <http://iwlearn.net/publications/regional-seas-reports/unep-regional-seas-reports-and-studies-no-182>.
- Hernández-Becerril, D., 2014. Biodiversidad de Algas Planctónicas Marinas (Cyanobacteria, Prasinophyceae, Euglenophyta, Chrysophyceae, Dictyochophyceae, Eustigmatophyceae, Parmophyceae, Raphidophyceae, Bacillariophyta, Cryptophyta, Haptophyta, Dinoglagellata) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 44-53.
- Hernández-Trujillo, S., y G. Esqueda-Escárcega, 2002. La Diversidad de Copépodos Marinos en México. *Oceanides* 17(1): 57-68.
- Herrera Silveira, J., A. L. Lara Domínguez, J. W. Day, A. Yáñez-Arancibia, S. Morales Ojeda, C. Teuli Hernández, G. Kemp, 2019. Ecosystem functioning and sustainable management in coastal systems with high freshwater input in the southern Gulf of Mexico and Yucatan Peninsula. En: Wolanski, E., J. Day, M. Elliott, y R. Ramachandran (Eds.). Coasts and Estuaries: The Future, New York: Elsevier, 2019 (en prensa).
- Hoese H., y R. Moore, 1988. Fishes of the Gulf of Mexico. 2nd ed. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- Kemp, G., J.W. Day, A. Yáñez-Arancibia y N. Peyronnin, 2016. Can Continental Shelf River Plumes in the Northern and Southern Gulf of Mexico Promote Ecological Resilience in a Time of Climate Change? *Water Sui*, 7: 1-16. doi:10.3390/w70x000x.
- Kumpf, H., K. Steidinger, y K. Shermann (Eds.), 1999. The Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem: Assessment, Sustainability and Management. Malden, MA: Blackwell Science.
- Lara-Domínguez, A. L., y A. Yáñez-Arancibia, 1999. Productividad Secundaria, Utilización del Hábitat y Estructura Trófica, 153-166. En: Yáñez-Arancibia, A. y A. L. Lara Domínguez (Eds.). *Mangrove Ecosystems in Tropical América*. Instituto de Ecología A. C. México, UICN/ORMA Costa Rica, Silver Spring, MD: NOAA/NMFS.
- Large Marine Ecosystems of the World: www.edc.uri.edu/lme, <http://lme.edc.uri.edu/in->

- dex.php?option=com_content&view=article&id=80:gulf-of-mexico-lme&catid=17&Itemid=116.
- Lot, A., 2004. Flora y Vegetación de los Humedales de Agua Dulce en la Zona Costera del Golfo de México, p. 521-554. En: Caso-Chávez, M., I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds.). Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Vol. 1. INECOL A. C., INE-SEMARNAT, HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- Lugo, A., E. Medina, y K. McGinley, 2014. Issues and Challenges of Mangrove Conservation in the Anthropocene. *Madera y Bosques*, 20(3): 11-38.
- Machain-Castillo, M. L., y R. Gío-Argáez, 2004. Ostrácodos Bentónicos del Sur del Golfo de México, 163-174. En: Caso-Chávez, M., I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds.). Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Vol. 1. INECOL A. C., INE-SEMARNAT, HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- Mann, K. H., 2000. Ecology of Coastal Waters with Implications for Management. 2nd ed. Malden, MA: Blackwell Science.
- Márquez, R., 2004. Las Tortugas Marinas del Golfo de México, Abundancia, Distribución y Protección, 175-200. En: Caso-Chávez, M., I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds.). Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Vol. 1. INECOL A. C., INE-SEMARNAT, HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- Moreno-Casasola, P., 2004. Las Playas y Dunas del Golfo de México, Una Visión de la Situación Actual, p. 491-520. En: Caso-Chávez, M., I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds.). Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Vol. 1. INECOL A. C., INE-SEMARNAT, HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press, 2004.
- Moretzsohn, F., J. Brenner, P. Michaud, J. W. Tunnell, y T. Shirley, 2015. Biodiversity of the National Environment Program. Nairobi, Kenya.
- Ortega-Ortiz, J. G., A. Delgado-Estrella y A. Ortega-Argueta, 2004. Mamíferos del Golfo de México, Estado Actual del Conocimiento y Recomendaciones para su Conservación, p.137-162. En: Caso-Chávez, M., I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds.). Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Vol. 1. INECOL A. C., INE-SEMARNAT, HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- Palomares, M., y D. Pauly, 2019. Coastal Fisheries: The Past, Present, and Possible Futures. En: Wolanski, E., J. Day, M. Elliott, y R. Ramachandran (Eds.), Coasts and Estuaries: The Future, New York: Elsevier, 2019 (en prensa).
- Pauly, D., 2013. Beyond Duplicity and Ignorance in Global Fisheries, 519-536. En: Yáñez-Arancibia, A., R. Dávalos Sotelo, J. W. Day y E. Reyes (Eds.). Ecological Dimensions for Sustainable Socio Economic Development. Southampton, UK: WIT Press.
- Pauly, D., y D. Christensen, 1995. Primary Production Required to Sustain Global Fisheries. *Nature*, 374: 255-57.
- Ray, G. C., y M. G. McCormick-Ray, 1992. Functional Coastal-marine Biodiversity. p. 384-97. Transaction 57th N. A. Wildlife & Natural Resources Conference.
- Reyes-Bonilla, H., y E. Jordan-Dahlgren, 2013. Southwestern Gulf of Mexico Reefs: Connectivity, Biogeographically Relationships, and Management Implications, 291-304. En: Day, J.W. y A. Yáñez-Arancibia (Eds.). The Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota. Vol. 4. Ecosystem-Based Management. HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press.

- Rojas Galaviz, J. L., F. Vera-Herrera, A. Yáñez-Arancibia, y J. W. Day, 1992. Estuarine Primary Producers: The Terminos Lagoon a Case Study, 141-154. En: Seeliger, U. (Ed.). *Coastal Plant Communities in Latin America*. New York: Academic Press.
- Román Contreras, R., 1988. Características Ecológicas de los Crustáceos Decápodos de la Laguna de Términos, p. 305-322. En: Yáñez-Arancibia, A. y J. W. Day (Eds.). *Ecology of Coastal Ecosystems in the Southern Gulf of Mexico: The Terminos Lagoon Region*. ICML-UNAM, Coastal Ecology Institute Louisiana State University, OEA Washington D. C., Mexico: Editorial Universitaria UNAM.
- Rutherford, J. S., J. W. Day, C. F. D'Elia, A. R. Wiegman, C. A. S. Wilson, R. H. Caffey, G. P. Shaffer, R. R. Lane, y D. Batker, 2018.. Evaluating Trade-offs of a Large, Infrequent Sediment Diversion for Restoration of a Forested Wetland in the Mississippi Delta. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 203: 80-89.
- Sánchez-Gil, P., y A. Yáñez-Arancibia, 1997. Grupos Ecológicos Funcionales y Recursos Pesqueros Tropicales, 357-389. En: Flores, D., P. Sánchez-Gil, J. C. Seijo, y F. Arreguín (Eds.). *Análisis y Diagnóstico de Los Recursos Pesqueros Críticos del Golfo de México*. EPOMEX Serie Científica 7. Campeche: Universidad Autónoma de Campeche.
- Sánchez-Gil, P., A. Yáñez-Arancibia, J. J. Ramírez, J. W. Day, y P. H. Templet, 2008. "Some Socio-economic Indicators in the Mexican States of the Gulf of Mexico." *Ocean & Coastal Management*, 4(11-12): 581-96.
- Sánchez-Gil, P., A. Yáñez-Arancibia, M. Tapia-García, J. W. Day, C.A.S. Wilson, y J. H. Cowan, 2008. "Ecological and Biological Strategies of *Etropus Crossotus* and *Citharichthys Spilopterus* (Pleuronectiformes: Paralichthyidae) Related to the Estuarine Plume, Gulf of Mexico." *Journal of Sea Research*, 59: 173-85.
- Tessler, Z. D., C. J. Vörösmarty, M. Gossberg, H. Gladkova, H. Aizenman, J. P. Syvitski, y E. Foufoula-Georgiou, 2015. Profiling Risk and Sustainability in Coastal Deltas of the World. *Science*, 349: 638-43. doi: DOI: 10.1126/science.aab3574.
- Wiegman, R. H., J. W. Day, C. F. D'Elia, J. S. Rutherford, J. T. Morris, E. D. Roy, R. D. Lane, D. E. Dismukes, y B. F. Snyder, 2018. Modeling Impacts of Sea-level Rise, Oil Price, and Management Strategy on the Costs of Sustaining Mississippi Delta Marshes with Hydraulic Dredging. *Science of the Total Environment*, 618: 1547-559.
- Wilson, J. G., y J. W. Fleeger, 2013. Estuarine Benthos, 303-326. En: Day, J. W., B. C. Crump, W. M. Kemp y A. Yáñez-Arancibia (Eds.). *Estuarine Ecology*. Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons, Publications.
- Yáñez-Arancibia, A. (Ed.), 1985a. Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards Ecosystem Integration. México: Editorial Universitaria UNAM-PUAL-ICML.
- Yáñez-Arancibia, A. (Ed.), 1985b. Recursos Pesqueros Potenciales de México: La Pesca Acompañante del Camarón. Programa Universitario de Alimentos, ICML-UNAM, Inst. Nacional de Pesca, México: Editorial Universitaria UNAM.
- Yáñez-Arancibia, A., A. L. Lara-Domínguez, P. Sánchez-Gil, I. Vargas, M. C. García, H. Alvarez, M. Tapia, D. Flores, y F. Amezcua, 1985. Ecology and Evaluation of Fish Community in Coastal Ecosystems: Estuary Shelf Interrelationships in the Southern Gulf of Mexico, 475-498. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards Ecosystem Integration*. México: Editorial Universitaria UNAM-PUAL-ICML.
- Yáñez-Arancibia, A., y P. Sánchez-Gil, 1986. Los Peces Demersales de La Plataforma Continental del Sur Del Golfo de México: Caracterización Ambiental, Ecología

- y Evaluación de las Especies, Poblaciones y Comunidades. Vol. 9. Publicación Especial. México: ICML-UNAM, México: Editorial Universitaria UNAM.
- Yáñez-Arancibia, A., y P. Sánchez-Gil, 1988. *Ecología de los Recursos Demersales Marinos: Fundamentos en Costas Tropicales*. México: AGT Editor.
- Yáñez-Arancibia, A., A. L. Lara-Domínguez, J. L. Rojas, P. Sánchez-Gil, J. W. Day, y C. J. Madden, 1988. Seasonal Biomass and Diversity of Estuarine Fishes Coupled with Tropical Habitat Heterogeneity (southern Gulf of Mexico). *Journal Fish Biology*, 33 (Supp.A): 191-200.
- Yáñez-Arancibia, A., y A. L. Lara-Domínguez, 1993. Interactions between Mangrove and Seagrass Habitat Mediated by Estuarine Nekton Assemblages: Coupling of Primary and Secondary Production. *Hydrobiologia*, 264: 1-12.
- Yáñez-Arancibia, A., y J. W. Day, 2004a. The Gulf of México: Towards an Integration of Coastal Management with Large Marine Ecosystem Management. *Ocean & Coastal Management* 47(11-12): 537-64.
- Yáñez-Arancibia, A., y J. W. Day, 2004b. Environmental Sub-regions in the Gulf of México Coastal Zone: The Ecosystem Approach as an Integrated Management Tool. *Ocean & Coastal Management* 47(11-12): 727-57.
- Yáñez-Arancibia, A., A. L. Lara-Domínguez, P. Sánchez-Gil, y J. W. Day, 2007. Estuary-sea Ecological Interactions: A Theoretical Framework for Management of Coastal Environment, 271-301. En: Withers, K. y M. Nipper (Eds.). Environmental Analysis of the Gulf of Mexico. Special Publication Series No. 1. HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- Yáñez-Arancibia, A., J. J. Ramírez, J. W. Day, y D. Yoskowitz, 2009. Environmental Sustainability of Economic Trends in the Gulf of México: ¿what Is the Limit for Mexican Coastal Development?, 82-104. En: Cato, J. C. (Ed.). Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota. Vol. 2. Ocean and Coastal Economy. Corpus Christi, TX: Texas A&M University Press.
- Yáñez-Arancibia, A., y J. W. Day, 2010. La Zona Costera y el Cambio Climático: Vulnerabilidad de un Sistema Bio-complejo e Implicaciones en Manejo Costero, 1-20. En: Rivera-Arriaga, E., I. Azuz-Adeath, G. J. Villalobos y L. Alpuche (Eds.). Cambio Climático en México, Un Enfoque Costero-marino. Instituto EPOMEX. Universidad Autónoma de Campeche, Campeche: Gobierno del Estado de Campeche.
- Yáñez-Arancibia, A., J. W. Day, B. A. Knoppers, y J. A. Jiménez, 2011. Coastal Lagoons and Estuaries: The EBM Approach, 241-256. En: Fanning, L., R. Mahoon y P. McConney (Eds.). Towards Marine Ecosystem-based Management in the Wider Caribbean. Vol. 6. Center for Maritime Research MARE Publication Series, Amsterdam: Amsterdam University Press.
- Yáñez-Arancibia, A., J. W. Day, y E. Reyes, 2013a. Understanding the Coastal Ecosystem-based Management Approach in the Gulf of Mexico. *Journal of Coastal Research*, Special Issue, no. 63 (2013a): 243-62.
- Yáñez-Arancibia, A., J. W. Day, C.A.S. Hall, y P. Sánchez-Gil, 2013b. Currents Concepts of Eco-economy and Biophysical Economics: Towards Sustainability of the Gulf of Mexico Coastal Zone, 261-282. En: Yáñez-Arancibia, A., R. Dávalos Sotelo, J. W. Day y E. Reyes (Eds.). Ecological Dimensions for Sustainable Socio Economic Development. Southampton, UK: WIT Press.
- Yáñez-Arancibia, A., J. W. Day, R. R. Twilley, y R. H. Day, 2014. Manglares: Ecosistema Centinela Frente Al Cambio Climático. *Madera y Bosques*, 20(3): 39-75.

ECOLOGÍA COSTERA: ESTRUCTURA FUNCIONAL Y BIODIVERSIDAD

Ecología Funcional: Hacia la Comprensión Funcional de los Ecosistemas y de su Biodiversidad

M. E. Vega.Cendejas

CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida

Resumen

La ecología funcional en los sistemas lagunares-estuarinos contribuye a generar conocimiento para la conservación y uso adecuado de los recursos naturales. Los peces en estos ecosistemas realizan relaciones energéticas y tróficas complejas que coadyuban al uso eficiente de la energía. Al respecto, a través de estudios sobre la alimentación como parte integral del funcionamiento ecosistémico, se ha resaltado la dinámica de materia y energía entre y dentro de los ecosistemas y ha sido posible explicar las interacciones predación o competencia y contribuir al conocimiento del nicho ecológico, estructura ecosistémica, y realizar predicciones ante un impacto o estresor, como el cambio climático y la sobrepesca. El modelaje puede considerarse como una herramienta complementaria para el estudio de las poblaciones. En particular, los modelos de balance de masa multi-específicos (ECOPATH con ECOSIM), permiten la aplicación del Análisis de Red de Ecosistemas y constituyen una herramienta para el estudio de las poblaciones. En el presente estudio, se presentan estudios realizados en Ría Celestún (noreste) y Ría Lagartos (oriente) donde se resalta el valor de estos

ecosistemas como áreas de crianza y protección. No obstante lo contrastante de sus condiciones hidrológicas, los resultados contribuyen al conocimiento bio-ecológico de las especies y resaltan sus funciones en la transferencia de energía del bentos a los niveles tróficos superiores y en la pesquería. A fin de contrastar esta problemática ecológica, se requiere determinar la vulnerabilidad de procesos fisiológicos en especies clave, determinar el nivel de tolerancia y capacidad de adaptación al cambio climático, así como la evaluación de las especies invasoras sobre los ecosistemas.

Palabras clave: ecología funcional, sistemas lagunares-estuarinos, modelos de balance de masa.

Abstract

Functional ecology in lagoon-estuarine systems contributes to generate knowledge for the conservation and proper use of natural resources. The fish in these ecosystems produce complex energetic and trophic relationships that contribute to the efficient use of energy. In this regard, through studies on food as an integral part of ecosystem functioning, the dynamics of matter and energy between and within ecosystems has been highlighted and it has been possible to explain predatory or competition interactions and contribute to the knowledge of the ecological niche, ecosystemic structure, and make predictions before an impact or stressor, such as climate change and overfishing. Modeling can be considered as a complementary tool for the study of populations. In particular, the multi-specifics mass balance models (ECOPATH with ECOSIM), allow the application of the Ecosystem Network Analysis and constitute a tool for the study of populations. In the present study, studies conducted in Ría Celestún (Northeast) and Ría Lagartos (eastern) are presented, highlighting the value of these ecosystems as breeding and protection areas, despite the contrast of their hydrological conditions, the results contribute to knowledge bio-ecological of the species and highlight their functions in the transfer of energy from benthos to the upper trophic levels and in the fishery. In order to contrast this ecological problem, it is necessary to determine the vulnerability of physiological processes in key species, determine the level of tolerance and capacity to adapt to climate change, as well as the evaluation of invasive species on ecosystems.

Keywords: Functional ecology, lagoon-estuarine systems, mass balance models.

Introducción

La ecología funcional estudia la estructura y funcionamiento de los sistemas ecológicos mediante la comprensión de procesos y mecanismos, que permite conservar, restaurar y hacer un uso adecuado de los recursos naturales en áreas protegidas y en zonas productivas (González *et al.*, 2015). Constituye en sí misma una aproximación a la comprensión de los procesos ecológicos en los ecosistemas, el ensamblaje de las comunidades biológicas y la evaluación de la vulnerabilidad frente a motores de cam-

bio global, como una contribución hacia el manejo integral y conservación de la biodiversidad. En términos generales a través de su estudio, se intenta generar conocimiento básico del funcionamiento de un ecosistema con el fin de contribuir a su conservación y hacer un uso adecuado de sus recursos naturales.

Dentro de las líneas de investigación que se han desarrollado en el ambiente acuático relacionadas con los procesos ecológicos, se encuentran la estructura y función, patro-

nes espaciales y temporales, interacciones tróficas, modelaje trófico a nivel ecosistémico, nivel de resiliencia ante disturbios naturales y humanos e integridad biótica. En términos generales, es importante que se resalte la importancia de documentar la diversidad de especies y su forma de funcionar, buscando describir y entender patrones y procesos ecológicos desde el nivel del organismo hasta los ecosistemas, con una visión integral y/o comparada que permitan entender la capacidad del sistema para responder a los procesos de cambio global que están ocurriendo de forma acelerada en nuestro planeta. El enfoque de la diversidad funcional, es una herramienta clave para la conservación y manejo integral de los servicios ecosistémicos.

Los peces contribuyen a los procesos ecológicos claves en los ecosistemas acuáticos: controlando las tramas alimenticias como consumidores y presas para otros organismos, coadyubando al ciclo de nutrientes y, conformando los hábitats biofísicos a través de ingeniería ecológica (Holmlund y Hammer, 1999). En las últimas décadas, la ecología funcional se ha enfocado en cinco funciones biológicas: adquisición de alimento, locomoción, procesamiento de nutrientes, reproducción y defensa en contra de la predación (Winemiller *et al.*, 2015). Adicionalmente, la diversidad de funciones consideradas, que implica la ecología funcional de los peces, también se caracteriza por la diversidad en que éstas son evaluadas.

El estudio de la ecología funcional en México inició prácticamente en los 70s, a partir de la tesis doctoral del Dr. Alejandro Yáñez-Arancibia sobre la taxonomía, ecolo-

gía y estructura de las comunidades ícticas en nueve lagunas del estado de Guerrero (Yáñez-Arancibia, 1978). A partir de ese período, se desarrolló una amplia trayectoria del grupo de trabajo liderado por el Dr. Yáñez-Arancibia, en México y en muchos países principalmente de Latinoamérica, como Chile y Argentina.

Dentro de sus trabajos más reconocidos, se tiene el desarrollo de 11 campañas oceanográficas realizadas desde junio de 1978 hasta septiembre de 1985 en la plataforma continental de la sonda de Campeche. En dichas investigaciones se registraron 270 especies de peces y se discuten ampliamente los patrones de diversidad, distribución y abundancia de las especies y poblaciones de peces demersales (Sánchez-Gil *et al.*, 1981; Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1986). Se reportan 32 especies como dominantes bajo un amplio criterio ecológico, considerando que en esta comunidad de alta diversidad se desarrollan complejas interacciones ecológicas. Respecto a las especies dominantes, se realizaron estudios detallados de sus relaciones ecológicas y tróficas, así como su comportamiento biológico, encontrándose que más del 80% del total de las especies, utilizan los ecosistemas costeros en algún momento de su ciclo de vida por estrategias alimentarias, reproductivas o patrones de migración (Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1988; Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1988). Debido a ello, estos ecosistemas son reconocidos como sistemas lagunares-estuarinos, los cuales se caracterizan por una compleja estructura ecológica con variedad de hábitats, una alta diversidad biológica e importante productividad primaria (Day *et al.*, 2012).

Los estudios anteriores demuestran la trascendencia ecológica de las interrelaciones estuario-mar y el papel de los ecosistemas lagunares-estuarinos (Laguna de Términos) en la estructura y función de las comunidades de peces demersales (Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1986). Así también, la determinación y caracterización de las especies típicas y/o dominantes, permitió en un análisis individual conocer a las comunidades de peces demersales de la sonda de Campeche, sus variaciones estacionales, su estructura y función (hábitos) en el ecosistema e interacción con el sistema lagunar-estuarino. En este sentido, la laguna de Términos que es uno de los ecosistemas costeros tropicales más importantes de América Latina, ha sido uno de los más estudiados desde el punto de vista de su estructura y función, en gran parte debido a la presencia de la estación de investigación marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología en Ciudad del Carmen, Campeche que siempre ha proporcionado apoyo logístico y de laboratorio para la realización de diversas investigaciones que abarcan todos los componentes bióticos incluyendo largas series de tiempo (Ramos-Miranda *et al.*, 2006); investigaciones que redituaron en declarar a la Laguna de Términos como “*Área Natural Protegida de Flora y Fauna*” (1994).

En los ecosistemas lagunares-estuarinos, la función que realizan los peces es fundamental, dado que por su biología y relaciones ecológicas, transforman energía desde fuentes primarias, la conducen activamente a través de la trama trófica, la intercambian con ecosistemas vecinos a través de importación y exportación de ella (migraciones),

constituyen una forma de almacenamiento de energía dentro del ecosistema, y finalmente constituyen un agente de regulación energética a través de sus movimientos dentro y fuera del sistema lagunar de manera cíclica o irregularmente (Yáñez-Arancibia y Nugent, 1976; Yáñez-Arancibia, 1985; Day *et al.*, 2012). De hecho, las migraciones internas de los peces en los sistemas lagunares, se interpretan como adaptaciones anádromas de pequeña escala (Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1988).

La utilización diurna y estacional de estos ecosistemas por los peces, junto con la separación de hábitats entre especies, debido a las diferentes etapas de ciclo de vida, contribuyen a la alta diversidad en estuarios tropicales (Arceo-Carranza *et al.*, 2013). En estos ambientes se presentan pulsos diurnos por la presencia de una o varias especies dominantes de peces que realizan migraciones nictemerales entre las praderas de pastos marinos y el habitat pelágico cercano a la costa (Allen y DeMartini, 1983). Otro aspecto es la variabilidad estacional, en donde ciertas especies de peces se presentan todo el año, pero con máximos en primavera, mientras otros componentes muestran picos en verano y otoño; este esquema es regulado por la temperatura y salinidad (Godfrey, 1980) y relacionado con recursos tróficos disponibles, competencia y depredación (Sheridan y Livingston, 1983). Consecuentemente, estudios sobre los hábitos alimenticios, su variación ontogenética y la ecología trófica de los peces son importantes para comprender su rol funcional en los ecosistemas acuáticos y para una mejor comprensión de sus dinámicas y relaciones ecológicas (figura 1).

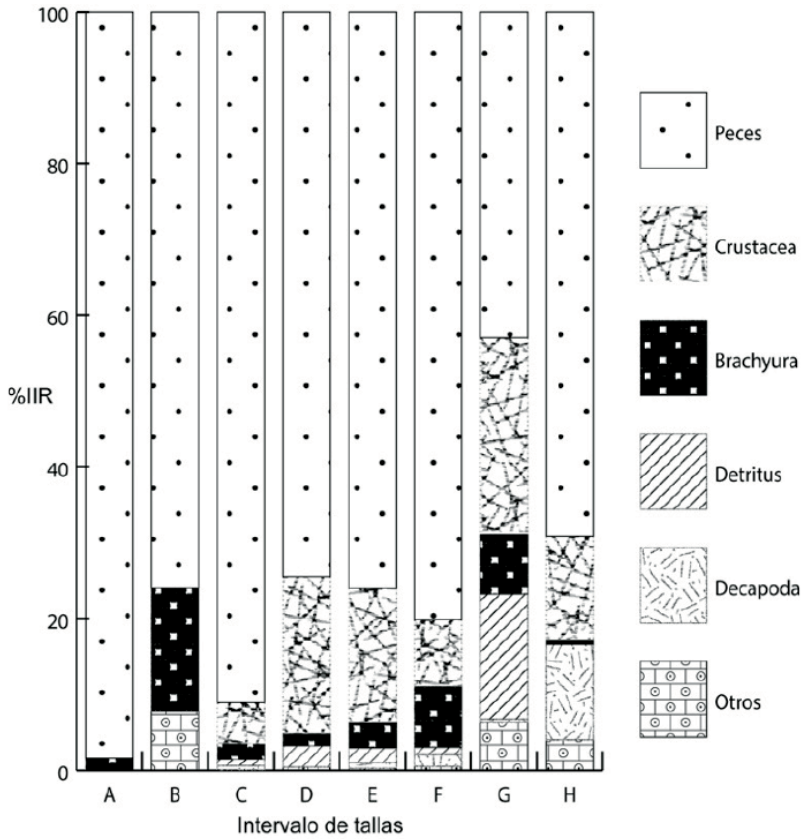


Figura 1. Variación trófica ontogenética de *Trichopsetta ventralis*. Blanqueto y Vega-Cendejas (2018).

En los ecosistemas tropicales altamente diversos, los ciclos biológicos están cercanamente relacionados a la alta productividad de las aguas costeras, al alto suministro de materia orgánica, el incremento de la disponibilidad alimenticia y protección de los predadores. A partir de estos conceptos, se describe el importante papel ecológico que los peces desempeñan en estos ecosistemas lagunares, cuya base radica en el conocimiento del flujo energético y en consecuencia en el conocimiento general de la trama trófica y en particular del estu-

dio de la alimentación y hábitos alimenticios de los peces y sus interacciones tróficas multi-específicas. En particular sobre este tema, se empezaron a desarrollar estudios sobre la alimentación como parte integral del funcionamiento ecosistémico. A través de los cuales, se ha resaltado al análisis de contenido estomacal como una herramienta fundamental para el conocimiento de la ecología trófica, y en términos generales para la comprensión de la dinámica de materia y energía, tramas tróficas y la transferencia de estos componentes entre y

dentro de los ecosistemas. Además a través de su estudio, ha sido posible explicar las interacciones con otros organismos, tales como predación o competencia y contribuir al conocimiento del nicho ecológico, estructura ecosistémica, composición de la comunidad y dinámica poblacional, así como realizar predicciones de la respuesta del ecosistema ante un impacto o estresor, como el cambio climático.

Otro aspecto que también se ha tratado de evaluar es el impacto de la pesca sobre el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. A nivel de comunidades y ecosistemas la pesca induce cambios estructurales y funcionales a través del incremento de la mortalidad de las especies objetivo e incidentales, así como la alteración de los fondos y consecuentemente de las tramas tróficas, decreciendo la biodiversidad y la productividad del ecosistema (Bostford *et al.*, 1997; Jennings y Kaiser, 1998; May, 1999). La alteración por el uso de redes de arrastre, tiene varios impactos sobre el ambiente marino, y es bien conocido que modifica el hábitat benthico y la estructura de la comunidad (Thrush y Dayton, 2002). De hecho, la perturbación frecuente de la pesca de arrastre puede conducir a la proliferación de especies bentónicas más pequeñas, con historias de vida más rápidas, porque pueden resistir la mortalidad impuesta por la pesca de arrastre con el beneficio de la reducción de la competencia o la depredación a medida que las poblaciones de especies más grandes se agotan (Jennings *et al.*, 2001).

Estas problemáticas, han promovido un cambio en la perspectiva científica, enfocándose en las interrelaciones ecológicas que

ocurren en los ecosistemas en lugar de concentrarse solamente sobre la protección y dinámica de poblaciones aisladas (Scotti *et al.*, 2012). En este sentido, el modelaje de los ecosistemas, puede considerarse como una herramienta complementaria para el estudio de las poblaciones. En particular, los modelos de balance de masa multiespecíficos pueden ser contruidos utilizando el programa ECOPATH con ECOSIM (Christensen y Walters, 2004), el cual permite la aplicación del Análisis de Red de Ecosistemas (Ulanowicz 1986, 1997).

Durante los últimos treinta años, se han publicado alrededor de 500 modelos ecosistémicos utilizando esta aplicación, los cuales han sido referidos por más de 700 citas por año (Colléter *et al.*, 2013; Colleter *et al.*, 2015). Estos modelos han descrito la estructura de las tramas tróficas, el funcionamiento del ecosistema lagunar y/o costero y los posibles efectos de diversos estresores como puede ser el efecto de la pesca (Geers *et al.*, 2016; Ainsworth *et al.*, 2008; Weijerman *et al.*, 2013), evaluación de las respuestas a las regulaciones de manejo pesquero (Walters *et al.*, 2008) y al cambio climático como el incremento de la temperatura y acidificación de los océanos sobre la diversidad ecosistémica (Richardson y Okey, 2006; Chagaris *et al.*, 2015), la estimación de los cambios en la estructura y función ecosistémica con la introducción de especies exóticas en los ambiente acuáticos (Corrales *et al.*, 2017), la importancia del detritus en la transferencia de energía entre los diversos componentes, en donde se registra una alta biomasa de productores primarios (Vega-Cendejas y Arreguín-Sánchez 2001; Bueno Pardo *et al.*, 2018),

así como la evaluación del impacto de la hipoxia (2 mg/l o menos) en la biomasa de los peces y en las capturas pesqueras (Mutsert *et al.*, 2016).

En la tabla 1, se muestran los modelos tróficos que se han desarrollado para los sistemas lagunares y costeros de México utilizando el modelo de balance de masas de Ecopath. De los cuales, 16 se han realizado en el golfo de México, abarcando amplias zonas costeras como la plataforma continental del norte de Yucatan (100 000 km²), hasta ecosistemas estuarinos de pequeñas dimensiones como las lagunas de Mandinga y Tamiahua (11.8 km²). El número de grupos tróficos también ha variado desde

12 en la Laguna de Tamiahua (Abarca-Arenas y Valero-Pacheco, 1993), hasta 41 para la laguna de Terminos por Abascal-Monroy *et al.* (2016).

Durante el florecimiento de la ecología funcional de los sistemas costeros y marinos, siguieron importantes avances sobre esta disciplina en muchas regiones del país, como es en Mazatlan, en donde los académicos del Instituto de Ciencias del Mar buscaron contribuir a un mejor entendimiento de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas costeros como humedales, manglares, arrecifes coralinos, ecosistemas rocosos, mar profundo, etc., a fin de proveer bases sólidas para la biología de la

Tabla 1. Ecosistemas costeros de México que han sido estudiados considerando el modelo trófico de balance de masas en base al programa ECOPATH con ECOSIM.

| Área de estudio | Área (km ²) | Grupos tróficos | Autores |
|------------------------------------------|-------------------------|-----------------|---------------------------------------------|
| Laguna Celestún. | 28 | 16 | Chávez <i>et al.</i> , 1993. |
| Sureste del Golfo de México. | 65,000 | 25 | Arreguín-Sánchez <i>et al.</i> , 1993a. |
| Plataforma continental norte de Yucatán. | 100 000 | 21 | Arreguín-Sánchez <i>et al.</i> , 1993b. |
| Banco de Campeche. | 250 | 20 | Vega-Cendejas <i>et al.</i> , 1993. |
| Laguna de Mandinga. | 11.8 | 20 | De la Cruz Aguero G., 1993. |
| Laguna de Tamiahua. | 11.8 | 13 | Abarca-Arenas y Valero-Pacheco, 1993. |
| Laguna de Términos. | 2 500 | 20 | Manickchand-Heileman <i>et al.</i> , 1998a. |
| Plataforma sureste del Golfo de México. | 65 000 | 19 | Manickchand-Heileman <i>et al.</i> , 1998b. |
| Tampamachoco. | 15 | 23 | Rosado-Solórzano y Guzmán del Proo, 1998. |
| Ecosistema manglar Laguna Celestún . | 228 | 19 | Vega-Cendejas y Arreguín-Sánchez, 2001. |
| Bahía de la Ascensión. | 260 | 19 | Vidal & Basurto, 2003. |
| Laguna Huizache-Caimanero. | 175 | 26 | Zetina-Rejon, 2003. |
| Bahía de la Ascensión. | 260 | 19 | Vidal y Basurto, 2003. |
| Laguna Alvarado. | 62 | 30 | Cruz-Escalona <i>et al.</i> , 2007. |
| Bahía Magdalena. | 1 200 | 24 | Cruz-Escalona <i>et al.</i> , 2013. |
| Banco Chinchorro. | >500 | 17 | Rodríguez-Zaragoza <i>et al.</i> , 2016. |
| Laguna de Términos. | 2 500 | 41 | Abascal-Monroy <i>et al.</i> , 2016. |
| Ría Lagartos. | 280 | 18 | Chi <i>et al.</i> , En revisión. |

conservación, así como impulsar, desarrollar y fortalecer la investigación científica interdisciplinaria. En este mismo sentido, en la región sureste y suroeste de México, grupos académicos de diversas Instituciones desde Veracruz, Tabasco, Campeche, Yucatán, Chiapas, Chetumal y Quintana Roo, se han fortalecido en el desarrollo de diversas áreas de las ciencias acuáticas promoviendo la interdisciplina y participación inter-institucional para contribuir

a un mejor entendimiento de la estructura y función de las comunidades bióticas que los habitan. Al respecto, en el 2008 se formó como una de las Redes Temáticas CONACYT, la Red para el Conocimiento de los Recursos Costeros del Sureste Mexicano, favoreciendo la colaboración inter-institucional y facilitando el intercambio científico y docente en el ámbito de los ecosistemas y recursos costeros de la región sureste del país.

Principales Retos

Evidencias de los últimos 20 años, indican que los organismos marinos se encuentran en un ambiente multiestresor, causado por actividades antropogénicas, dado que la industrialización y la agricultura han generado contaminación química junto con varias modificaciones de la temperatura y pH en los océanos (Gallo y Tosti, 2016), el calentamiento global que origina la elevación de la temperatura superficial del mar (Spalding y Brown, 2015), junto con incremento del nivel del mar, tormentas y huracanes más frecuentes, así como la introducción de especies exóticas e invasoras como el pez león en la región del Atlántico Norte, Golfo de México y Mar Caribe (Sancho *et al.*, 2017). Estos nuevos retos que enfrentan las investigaciones costeras y marinas son realmente alarmantes. Se han registrado impactos ecológicos globales en los patrones de la temperatura y precipitación y está predicho de cambios posteriores que ocurrirían en el futuro cercano, principalmente como resultado de la actividad humana (Jeppesen *et al.*, 2015).

Como consecuencia del calentamiento global, también se tiene la abstracción de agua en lagos y reservas con sus variaciones en la salinidad. Estos cambios relacionados con el cambio climático afectan la estructura de los ecosistemas, la diversidad funcional y el estado ecológico de los ambientes acuáticos. En particular, la acidificación de los océanos que cambia la química de los carbonatos y afecta la vida marina, está trayendo consecuencias globales devastadoras sobre la reproducción, crecimiento, sobrevivencia y diversidad de la biota marina (Wisshak *et al.*, 2012; Thor y Dupont, 2018).

Los modelos sobre cambio climático, predicen incrementos en la ocurrencia de los eventos extremos (inundación, sequías extendidas), los cuales magnificarán la amplitud de los niveles de agua, a nivel estacional y multianual, creando un estrés hidrológico. Asimismo, el calentamiento global refuerza la eutroficación de ambientes lagunares ya eutróficos (Moss *et al.*, 2011), disminuye la productividad (Roxy *et al.*,

2016), originando cambios significativos en la estructura trófica y en la diversidad de los ambientes acuáticos como un efecto combinado de incremento de la temperatura y salinidad y un probable aumento de las interacciones tróficas (Jeppesen *et al.*, 2010; Brucet *et al.*, 2012).

Las especies invasoras son consideradas la segunda causa de que se encuentren especies en riesgo y extinción (Lowe *et al.* 2000). La invasión del pez león del Indo-Pacífico, *Pterois volitans/miles* (Scorpaeniformes, Scorpaenidae), en el Mar Caribe y arrecifes del Atlántico, es considerada como una de las más dañinas para los ecosistemas marinos (Hixon *et al.*, 2016). Estudios sugieren que el impacto ecológico originado por este predador puede llegar a tener un efecto devastador en las zonas de invasión, debido a sus hábitos alimenticios de generalistas y oportunistas que le permiten altas tasas de predación, principalmente sobre especies de peces de interés comercial como los meros (Serranidae) y pargos (Lutjanidae) (Morris y Akins, 2009; Hixon *et al.*, 2016; García-Rivas *et al.*, 2017).

Estas condiciones multiestresores pueden seriamente amenazar a las especies marinas que viven y se reproducen a lo largo de las costas y en el ambiente arrecifal, indu-

ciendo efectos dañinos muy pronunciados sobre la estructura y funciones de los ecosistemas marinos. Al respecto, es necesario llevar acciones de mitigación a fin de contra-atacar los efectos negativos sobre los ecosistemas ante el cambio climático. Para ello, se requiere llevar a cabo investigaciones que incrementen el conocimiento de los impactos antropogénicos inducidos por los cambios de temperatura, salinidad y nivel del agua.

El cambio más importante de investigación futura a fin de contrarrestar esta problemática ecológica, es identificar la vulnerabilidad de algunos procesos fisiológicos de especies marinas clave, pero también es fundamental conocer la tasa de tolerancia y capacidad de adaptación al cambio climático global. Es claro que las amenazas de las especies invasoras sobre los ecosistemas y su relación predador/presa con las especies marinas, representan una prioridad para futuras investigaciones, así como también inversiones a gran escala en fuentes de energía verde y alternativa. Finalmente concluyo citando una declaración de Charles Darwin: “*No son las especies más fuertes las que sobreviven, ni las más inteligentes, sino las más receptivas al cambio*”.

Reservas de la Biosfera Celestún y Ría Lagartos como Caso de Estudio

Los últimos 30 años han sido testigos de la recolección, documentación y almacenamiento de datos de ecología trófica estuarina y marina en el estado de Yucatán. Sin embargo, las redes interactivas entre las

especies que definen y caracterizan los ecosistemas del mundo han sido ignoradas en gran medida. Al respecto, cabe resaltar que la creación de una base de datos tróficos basada en ecosistemas costeros y marinos

tendrá aplicaciones para el desarrollo de la teoría de la red alimentaria, modelos de pesquerías basadas en ecosistemas e investigación de redes dirigidas.

Celestún

Ecosistema costero tropical situado en el Golfo de México sobre la región noroeste de la Península de Yucatán, el cual se caracteriza por la influencia de afloramientos que proporcionan un patrón típico estuarino alcanzando en la zona interna salinidades de 0-6 (Herrera-Silveira, 1996). Es una laguna angosta (0.5-2.4 km) y somera (0.5-3.0 m), conectada al mar por una boca permanente (410 m) y bordeada por manglar en su interior (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, y *Avicennia germinans*). Las entradas de agua dulce son principalmente por afloramientos a todo lo largo del año y secundariamente por lluvia.

Metodología

En el área marina de esta área protegida, se realizó hasta 1990 la pesca de arrastre como una de las principales actividades económicas a lo largo de la barrera lagunar hasta la isobata de 10 m. Posterior a esa fecha, se prohibió su uso debido a la captura de ejemplares juveniles, la gran cantidad de especímenes descartados y por constituir una de las pesquerías más destructivas del fondo marino.

Con el objetivo de determinar la diversidad funcional de este ecosistema costero, se determinaron las relaciones tróficas de 12 de las especies más abundantes de la pesquería de arrastre (Vega-Cendejas y Hernández, 2004). Se analizó el translapso trófico y la coexistencia de dos especies de

bagre por diferencias tróficas ontogenéticas (Vega-Cendejas 1990), la interacción trófica entre las especies dominantes (Vega-Cendejas *et al.* 1994), las variaciones alimenticias con el crecimiento y estacionales de *Opisthonema oglinum* en sincronía con los patrones de productividad y abundancia de recursos alimenticios (Vega-Cendejas *et al.*, 1997), así como las variaciones tróficas diurnas/nocturnas y amplitud de nicho, (Arceo-Carranza *et al.*, 2013).

Para ello, se colectaron mensualmente de 1984 a 1990 un mínimo de 30 ejemplares por especie provenientes de la pesquería con chinchorro. Asimismo, para el estudio de la ictiofauna asociada al manglar, se colectaron los ejemplares utilizando una red de cerco durante el período 1992-1994 en las zonas de la boca e interna de la laguna y para el estudio de la variación diurna y nocturna y entre zonas de pastos y vegetación, se realizaron muestreos de enero a noviembre de 2006. Los ejemplares fueron conservados (hielo) y transportados al laboratorio en donde se determinaron sus registros biométricos e identificaron utilizando bibliografía especializada (Fisher, 1978; Hoese y Moore 1998). Posteriormente, se extrajo el tracto digestivo y revisaron las presas e identificaron hasta el taxón más bajo posible.

Resultados

Las especies seleccionadas como dominantes de la pesquería de arrastre comprendieron el 93 % del total. Se determinó que los recursos bentónicos es la fuente alimenticia más importante para la pesquería, cuyas especies ícticas se agruparon en cinco categorías tróficas: consumidores de micro-

crustáceos, de poliquetos, piscívoros, herbívoros y omnívoros (Vega-Cendejas *et al.*, 1994). Respecto a la ictiofauna asociada al manglar, se determinó que estuvo dominada por peces juveniles, y especies de talla pequeña en diversas etapas de su ciclo de vida; reafirmando el valor de este ecosistema como área de crianza y protección. En este estudio se registraron 70 especies, en donde las familias Engraulidae, Clupeidae y Gerreidae fueron las más representativas de la comunidad.

A través de la relación predador/presa de la ictiofauna dominante asociada al manglar (32 especies) se determinó la importante función de este ecosistema como área de crianza y reproducción con la presencia principalmente de ejemplares en estadio juvenil. Adicionalmente se elaboró el modelo trófico (ECOPATH) que incluyó a 19 grupos funcionales, incluyendo productores primarios y tres niveles de carnívoros (Vega-Cendejas *et al.*, 2011). Nueve grupos funcionales se obtuvieron del análisis de similitud trófica, donde los microcrustáceos fueron la presa más importante en cinco de ellos. Los resultados muestran que una gran proporción de producción primaria es exportada hacia ecosistemas adyacentes, mientras que dentro del sistema, sólo 4% es pastoreado y 7 % va a detritus, con un radio detritivoría: herbivoría de 2.0.

Adicionalmente se determinó la estructura y variación nictimeral en la dieta de las especies dominantes en el sistema lagunar. Para ello, se analizaron 1473 estómagos de siete especies, registrando nueve grupos tróficos y variaciones tróficas ontogenéticas, nictimerales y entre hábitas de manera significativa (Arceo-Carranza *et al.*, 2012).

Asimismo, se estimaron las relaciones longitud peso de 28 especies, pertenecientes a 16 familias, donde se presentan las primeras estimaciones de ambos parámetros para cuatro especies (*Menidia colei*, *Lucania parva*, *Floridichthys polyommus* y *Garmanella pulchra*) y el registro de longitud máxima para *F. polyommus* (19.5 cm longitud estándar), el cual fue mayor al reportado previamente (Vega-Cendejas *et al.*, 2011).

Ría Lagartos

Ecosistema lagunar que se localiza sobre la costa noreste de la Península de Yucatán (21°26'-21°38'N, 87°30'-88°15'W), alargado (80 km) con amplitud de 25 m a 3 km y que se caracteriza hidrológicamente por su hiperhalinidad, alcanzando valores >100 en su parte interna (Cuyo). Designado con la categoría de Reserva de la Biosfera por ser una área de reproducción y anidación del flamenco rosado *Phoenicopiterus ruber*.

Metodología

Se realizaron muestreos bimensuales en 28 estaciones a lo largo del sistema costero utilizando una red de arrastre de 1992-1993, 1997, 2004-2005 y 2007-2008. Los ejemplares fueron conservados en formaldehído y transportados al laboratorio donde fueron identificados utilizando la bibliografía especializada. Adicionalmente se registraron los parámetros hidrológicos (temperatura, salinidad, ph, oxígeno disuelto). Las especies registradas se depositaron en la colección ictiológica del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (Clave: YUC. PEC 084 0999).

Resultados

Se registraron un total de 81 especies en donde *Floridichthys polyommus*, *Spherooides testudineus*, *Eucinostomus gula*, *Fundulus majalis*, *Strongylura notata*, *Cyprinodon artifrons* y *Elops saurus* fueron las más representativas por su abundancia. La riqueza y diversidad declinaron de la boca hacia la zona interna del sistema. Sin embargo, se registró una alta densidad en la zona interna por especies tolerantes a la salinidad debido a las bajas interacciones predador/pre-

sa (Vega-Cendejas y Hernández, 2004). Se determinaron las preferencias tróficas de *S. testudineus* en un total de 382 individuos, con valores mayores del índice de importancia relativa para bivalvos, gasterópodos (a todo lo largo del año) y macrofitas (lluvias y nortes). Estos resultados contribuyen al conocimiento biológico de la especie y resalta la importancia y función trófica de esta especie para la transferencia de energía del bentos a los niveles tróficos superiores (Chí-Espínola y Vega-Cendejas, 2013).

Conclusiones

El estudio de la ecología funcional es esencial para la comprensión y evaluación del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. Actualmente nos enfrentamos a una batalla constante en contra del cambio climático y factores antrópicos como la destrucción de hábitats y contaminación que originan cambios en la estructura funcional de los ambientes costeros. Para ello, es necesario realizar monitoreos en los ecosistemas costeros a fin de evaluar el nivel de estado de salud y conservación. Asimismo, la creación de una base de datos tróficos basada en ecosistemas tendrá aplicaciones para un mayor desarrollo de la teoría de la

red alimentaria en modelos de pesquerías basadas en ecosistemas e investigación de redes dirigidas a partir de los modelos de balance de masa multiespecíficos que coadyuvarán en el conocimiento funcional de los ecosistemas acuáticos. A fin de contrastar esta problemática ecológica, se requiere determinar la vulnerabilidad de procesos fisiológicos en especies marinas clave, así como su nivel de tolerancia y capacidad de adaptación al cambio climático. Así como la evaluación de la amenaza de las especies invasoras sobre los ecosistemas y su relación predador/presa con las especies marinas.

Literatura Citada

- Abarca-Arenas, L. G., y E. Valero-Pacheco. 1993. Toward a trophic model of Tamiahua, a coastal lagoon in Mexico. p. 181–185. In: Christensen, V. & D. Pauly (Eds.). Trophic Models of Aquatic Ecosystems. International Center for Living Aquatic Resources Management Conference Proceedings 26.
- Abascal-Monroy, I. M., M. J., Zetina Rejón, F., Escobar-Toledo, G. A., López Ibarra, A., Sosa-López, A. y T. Valdez. 2016. Functional and Structural Food Web Compari-

- son of Terminos Lagoon, Mexico in three periods (1980, 1998, and 2011). *Estuaries and Coasts*, 39(4): 1282-1293.
- Ainsworth, C. H., D. A. Varkey y T. J. Pitcher. 2008. Ecosystem simulations supporting ecosystem-based fisheries management in the Coral Triangle, Indonesia. *Ecological Modelling*, 214: 361–374.
- Arceo-Carranza, D., M. E. Vega-Cendejas y M. Hernández de S. 2013. Day and night trophic variations of dominant fish species in a lagoon influenced by freshwater seeps. *Journal of Fish Biology*, 82: 54–68.
- Arreguín-Sánchez, F., E. Valero-Pacheco y E. A. Chávez, 1993a. A trophic box model of the coastal fish communities of the south-western Gulf of México. p. 197–205. In: Christensen, V. y D. Pauly (Eds.). *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. International Center for Living Aquatic Resources Management Conference Proceedings 26.
- Arreguín-Sánchez, F., Seijo, J. C. y E. Valero-Pacheco, 1993b. An application of ECOPATH II to the north continental shelf ecosystem of Yucatán, México. p. 269–278. In: Christensen, V. y D. Pauly (Eds.). *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. International Center for Living Aquatic Resources Management Conference Proceedings 26.
- Brucet, S., D. Boix, L. W. Nathansen, X. D. Quintana, E. Jensen, D. Balayla, M. Meerhoff y E. Jeppesen. 2012. Effects of temperature, salinity and fish in structuring the macroinvertebrate community in shallow lakes: implications for effects of climate change. *PLoS One*, 7: 1-11.
- Bueno-Pardo J., E. García-Seoane, A. Sousa, J. Coelho, M. Morgado, S. Frankenbacha, J. Ezequiel, N. Vaz, V. Quintino, A. Rodrigues, S. Leandrof, A. Luis, J. Serôdio, M. Cunha, A. J. Calado, A. I. Lillebø, J. Rebelo, H. Queiroga. 2018. Trophic web structure and ecosystem attributes of a temperate coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Ecological Modelling*, 378: 13-25.
- Chagaris, D. D., B. Mahmoudi, C. J. Walters, y S. A. Micheal, 2015. Simulating the Trophic Impacts of Fishery Policy Options on the West Florida Shelf Using Ecopath with Ecosim. *Marine and Coastal Fisheries*, 7:44-58, DOI: 10.1080/19425120.2014.966216
- Chavéz, E. A., M. Garduño, F. Arreguin-Sanchez. 1993. Trophic dynamic structure of Celestun Lagoon, southern Gulf of Mexico. p. 186-92. In: Christensen, V. y D. Pauly (Eds.). *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. International Center for Living Aquatic Resources Management Conference Proceedings 26.
- Christensen, V. y C. J. Walters. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*. 172: 109-139.
- Colléter, M., A. Valls, J. Guitton, L. Morissette, F. Arreguín-Sánchez, V. Christensen, D. Gascuel, D. Pauly. 2013. EcoBase: a repository solution to gather and communicate information from EwE models. *Fisheries Centre Research Reports*, 21 (1): 60.
- Colléter, M., A. Valls, J. Guitton, D. Gascuel, D. Pauly, y V. Christensen. 2015. Global overview of the applications of the Ecopath with Ecosim modeling approach using the EcoBase models repository. *Ecological Modeling*, 302: 42-53.
- Corrales, X., M. Coll, E. Ofir, C. Piroddi, M. Goren, D. Edelist, J. J. Heymans, J. Steenbeek, V. Christensen y G. Gal, 2017. Hindcasting the dynamics of an Eastern Mediterranean marine ecosystem under the impacts of multiple stressors. *Marine Ecology Progress Series*, 580: 17-36
- Cruz-Escalona, V. H., F. Arreguin-Sanchez, y M. Zetina-Rejon. 2007. Analysis of the ecosystem structure of Laguna Alvarado, western Gulf of Mexico, by means of a mass balance model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 72 (1-2): 155-167.
- Cruz-Escalna, Víctor H., María V. Morales-Zárate, A. F. Navia, J. M. Rguez-Baron y P. del Monte-Luna. 2013 Análisis funcional

- de la red trófica de Bahía Magdalena Baja California Sur, México. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41(3): 519-544.
- Day, J., W. M. Kemp, A. Yáñez-Arancibia y B. C. Crump. 2012. Estuarine Ecology. Second Ed. John Wiley and Sons, Inc. EEUU.
- De la Cruz-Aguero G. 1993. A preliminary model of Mandinga Lagoon, Veracruz, Mexico. p. 193-196. In: Christensen, V. y D. Pauly (Eds.). Trophic Models of Aquatic Ecosystems. International Center for Living Aquatic Resources Management Conference Proceedings 26.
- De Mutsert K., J. Steenbeek, K. Lewis, J., Buszowski, J. H. Cowan Jr., V. Christensen. 2016. Exploring effects of hypoxia on fish and fisheries in the a dynamic spatially explicit ecosystem model. *Ecological Modelling*, 331: 142-150.
- Gallo A., y E. Tosti. 2016. Adverse effect of ocean acidification on marine organisms. *Journal of Marine Science: Research and Development*, 6: 139
- García-Rivas, M. C., S. Machkour-M'Rabet, G. Pérez-Lachaud, J.J. Schmitter-Soto, C. Doneys, N. St-Jean, D. Cobián y Y. Hénaut. 2017. What are the characteristics of lionfish and other fishes that influence their association in diurnal refuges? *Marine Biology Research*, DOI: 10.1080/17451000.2017.1314496
- González, M. A., B. Salgado Negrete, M. Piedad Baptiste, Á. Cortés Gómez, C. Ruíz Osorio, C. A. Ruíz Agudelo, N. Urbina Cardona, y H. García. 2015. Ecología funcional: una herramienta para la generación de conocimiento científico frente a la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. p. 212-234. In: Salgado-Negret, B. (Ed). La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. Colombia.
- Herrera-Silveira, J., 1996. Salinity and nutrients in a tropical coastal lagoon with groundwater discharges to the Gulf of Mexico. *Hidrobiologia*, 321; 165-176.
- Hixon MA, S. J., Green Albins, M. A., Akins, J. L., J. A. Jr Morris. 2016. Lionfish: a major marine invasion. *Marine Ecology Progress Series*, 558: 161-65. doi:10.3354/meps11909
- Holmlund, C.M., y M. Hammer. 1999. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics*, 29: 253-268
- Jennings, S., y M.J. Kaiser. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34: 203-314.
- Jennings, S., T. A. Dinmore, D. E. Duplisea, K. J. Warr y J. E. Lancaster. 2001. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology*, 70: 459-475.
- Jeppesen, E., S. Brucet, L. Naselli-Flores, et al. 2015. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, 750: 201-227.
- Jeppesen, E., M., Meerhoff, K. Holmgren, I. González-Bergonzoni, F. Teixeira-de Mello, S. A. J. Declerck, L. De Meester, Martin Søndergaard, Torben, L. Lauridsen, R. Bjerring, J. M. Conde-Porcuna, N. Mazzeo, C. Iglesias, M. Reizenstein, H. J. Malmquist, Z. Liu, D. Balaya & Lazaro. 2010. Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential ecosystem effects. *Hydrobiologia*, 646: 73-90.
- Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas, M. De Poorter. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A Selection from the Global Invasive Species Database. Auckland: The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12 pp.

- Manickchand-Heileman S., F. Arreguin-Sanchez, A. Lara-Dominguez, L. A. Soto, 1998a. Energy flow and network analysis of Terminos Lagoon, SW Gulf of Mexico. *Journal of Fish Biology*, 53: 179-197.
- Manickchand-Heileman, S., L. A. Soto, E. Escobar, 1998b. A preliminary trophic model of the continental shelf, south-western Gulf of Mexico. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 46: 885-899
- May, S. J., 1999. The effects of fishing on marine ecosystems and communities. Blackwell Science, Oxford. 274 pp.
- Morris, J. A., J. L. Jr, Akins. 2009. Feeding ecology of invasive Lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian Archipelago. *Environmental Biology of Fishes*, 86: 389-398. <https://doi.org/10.1007/s10641-009-9538-8>
- Moss, B., S., Kosten, M., R. Meerhoff, W. Battersbee, E. Jeppesen, N. Mazzeo, K. Havens, G. Lacerot, Z. Liu, L. De Meester, H. Paerl y M. Scheffer. 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters*, 1: 101-105
- Ramos-Miranda J., D. Flores-Hernández, L. A. Ayala-Pérez, J. Rendón Von-Osten, G. Villalobos-Zapata, y A. Sosa-López. 2006. Atlas hidrológico e ictiológico de la Laguna de Términos. 173 p.
- Richardson, A. J. y T. A. Okey. 2006. The way forward: modeling climate impacts. p. 19-23. In: Hobday, A. J., T. A. Okey, E. S. Poloczanska, T. J. Kunz y A. J. Richardson (Eds.). *Impacts of Climate Change on Australian Marine Life*, Report of CSIRO Marine and Atmospheric Research, Canberra.
- Rodríguez-Zaragoza, F. A., M. Ortiz, F. Berrio, L. Campos, A. de Jesús-Navarrete, J. Castro-Pérez, A. Hernández-Flores, M. García-Rivas, F. Fonseca-Peralta y E. Gallegos-Aguilar. 2016. Trophic models and short-term dynamic simulations for benthic-pelagic communities at Banco Chinchorro Biosphere Reserve (Mexican Caribbean): a conservation case, *Community Ecology*, 17(1): 48-60,
- Rosado-Solórzano, R. y S. A. Guzmán del Próo, 1998. Preliminary trophic structure model for Tampamachoco lagoon, Veracruz, Mexico. *Ecological Modelling*, 109: 141-154.
- Roxy, M. K., A. ModiMurtugudde, R. Valsala, V. Panickal, S. Kumar, S. P. Ravichandran, M. Vichi, M. y M. Lévy. 2016. A reduction in marine primary productivity driven by rapid warming over the tropical Indian Ocean. *Geophysical Research Letters*, 43(2): 826-833.
- Sánchez-Gil, P., A. Yáñez-Arancibia, y F. Amezcua-Linares. 1981. Diversidad, distribución y abundancia de las especies y poblaciones de peces demersales de la Sonda de Campeche (Verano 1978). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, Universidad Nacional Autónoma de México, 8 (1): 209-240.
- Sancho Gorka, P., T. Kingsley-Smith, J. A. Morris Jr., A. Toline, V. McDonough, y S. M. Doty. 2018. Invasive Lionfish (*Pterois volitans*/miles) feeding ecology in Biscayne National Park, Florida, USA. *Biol Invasions*. 2018. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1705-4>
- Scotti, M., N. Gjata, C. Livi y F. Jordán. 2012. Dynamical effects of weak trophic interactions in a stochastic food web simulation. *Community Ecology*, 13: 230-237.
- Spalding, M.D., y B.E. Brown. 2015. Warm-water coral reefs and climate change. *Science*, 350 (6262): 769-771.
- Thor P., y S. Dupont. 2018. Ocean acidification. p. 375-394. In: Salomon M. y Markus T (Eds.). *Handbook on marine environment protection science. Impacts and sustainable management*. Springer.
- Thrush, F. S. y P. K. Dayton, 2002. Disturbance to Marine Benthic habitats by trawling and dredging: Implications for Marine Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 33: 449-73.
- Ulanowicz, R. 1986. *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology*. Springer, NY.

- Ulanowicz, R., 1997. Ecology, the Ascendant Perspective. Complexity in Ecological Systems Series. NY. Columbia University Press.
- Vega-Cendejas, M. E. 1990. Interacción trófica entre los bagres *Arius melanopus* (Agassiz, 1829) y *Arius felis* (Linnaeus, 1766) en las costas de Celestún, Yucatán, México. *Anales de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México*, 17 (2): 271-285
- Vega-Cendejas, M. E. y F. Arreguín-Sánchez. 2001. Energy fluxes in a mangrove ecosystem from a coastal lagoon in Yucatan Peninsula, Mexico. *Ecological Modelling*, 137 (2001): 119-133.
- Vega-Cendejas, M. E. y M. Hernández de S. M. 2004. Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon: Rio Lagartos, Yucatán, México. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60: 285-299.
- Vega-Cendejas, M. E., Arreguín-Sánchez, F. y M. Hernández de S. 1993. Trophic fluxes on the Campeche Bank, México, p. 206-213. In: V. Christensen and D. Pauly (Eds.). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM: Conf. Proceedings. 26,390 p.
- Vega-Cendejas, M. E., Hernández, M. y F. Arreguín-Sánchez. 1994. Trophic Interrelationships of fishes in a beach seine fishery from the northwestern Yucatan, Mexico. *Journal of Fish Biology*, 44: 647-659.
- Vega-Cendejas, M.E., . Mexicano-Cintora, y A. M. Arce. 1997. Biology of the thread herring *Opisthonema oglinum* (Pisces: Clupeidae) from a beach seine fishery of the Campeche Bank, Mexico. *Fisheries Research*, 30: 117-126
- Vega-Cendejas, M. E., M. H. De Santillana y D. Arceo. 2011. Length-weight relationships for selected fish species from a coastal lagoon influenced by freshwater seeps: Yucatan peninsula, Mexico. *J. Appl. Ichthyol.*, (2011): 1-3:
- Vidal L. y M. Basurto. 2003. A Preliminary Trophic Model of Bahía de la Ascensión, Quintana Roo, Mexico [Modelo trófico preliminar de Bahía Ascensión, Quintana Roo, México]. *Fisheries Centre Research Reports*, 11(6): 255-264.
- Walters, C., S. J. D. Martell, V. Christensen, y B. Mahmoudi. 2008. An Ecosim model for exploring Gulf of Mexico ecosystem management options: implications of including multistanza life history models for policy predictions. *Bulletin of Marine Science*, 83:251-271.
- Weijerman, M., E.A. Fulton y F.A. Parrish. 2013. Comparison of coral reef ecosystems along a fishing pressure gradient. *PLoS ONE*, 8(5): e63797. doi: 10.1371/journal.pone.0063797.
- Winemiller, K.O., D.B. Fitzgerald, L.M. Bower, y E.R. Pianka. 2015. Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecol Lett*. 18:737-751
- Wisshak M., Schonberg C.H.L., A. Form y A. Freiwald. 2012. Ocean acidification accelerates reef bioerosion. *PLoS One*, 7, e45124.
- Yáñez-Arancibia, A. 1978. Taxonomía, Ecología y Estructura de las Comunidades de peces en lagunas costeras con Bocas Efímeras del Pacífico de México Centro. *Cienc. Del mar y limnol. Univ. Nal. Autón. México. Publ. Espec.* 306 p.
- Yáñez-Arancibia, A. (ed). 1985. Ecología de comunidades de peces en estuarios y lagunas costeras: hacia una integración de ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México. 653 p.
- Yáñez-Arancibia, A.y R. Nugent. 1977. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología Universidad Nacional Autónoma de México*, 4(1): 107-114
- Yáñez-Arancibia A., y A. L. Domínguez. 1988. Ecology of three sea catfishes (Ariidae) in a tropical coastal ecosystem - Southern Gulf of Mexico. *Marine Ecology - Progress Series*, 49: 215-230.

- Yáñez-Arancibia, A. y P. Sánchez-Gil. 1986. Los peces demersales de la plataforma continental del sur del Golfo de México. 1. caracterización ambiental, ecología y evaluación de las especies, poblaciones y comunidades. Publicaciones Especiales, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México, 9:1-212.
- Yáñez-Arancibia, A. y P. Sánchez. 1988. Ecología de los recursos demersales marinos: Fundamentos en Costas Tropicales. AGT. México. 228 p.
- Zetina-Rejón, M.J., F. Arreguín-Sánchez y E. A. Chávez. 2003. Trophic structure and flows of energy in the Huizache-Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 57: 1-13.

ECOLOGÍA COSTERA: ESTRUCTURA FUNCIONAL Y BIODIVERSIDAD

Ecología y Conectividad de los Peces en Ecosistemas Costeros del Caribe Mexicano

Teresa Dávalos Navarro y José Adán Caballero Vázquez

Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. (CICY), Quintana Roo

Resumen

La ecología e historia de vida de los peces marinos es un ciclo con dos fases: una planctónica al ser larvas y una demersal cuando son juveniles y adultos. Existen especies que presentan cambios de hábitat ontogénicos durante su fase demersal, utilizan hábitats costeros someros, como las raíces de los manglares o las praderas de pastos marinos, cuando son juveniles y migran al arrecife de adultos. La conectividad se define como “el flujo de elementos entre localizaciones espacialmente distintas”, es decir; la dependencia de los sistemas a la dinámica demográfica, dispersión y migración entre múltiples hábitats. Las eco-regiones costeras mantienen una conectividad e interacciones físicas y biológicas intensas, donde los organismos pueden usarlas como zonas de desove, de alimentación, hábitats de crianza y zonas de migración de especies. Alrededor de 300 especies de peces presentan migraciones entre ecosistemas marinos y ecosistemas de agua dulce. En el Gran Caribe se han reportado 17 especies de peces arrecifales con estadios juveniles en bahías (manglares, pastizales marinos, canales, zonas algales, etc.). En el Caribe mexicano en el sistema lagunar Nichupté-Bo-

jórquez y en los Sistemas Lagunares de Chacmochuch e Isla Contoy, sistemas contiguos entre sí, se registraron 14, 12 y 17 especies respectivamente, como especies que potencialmente usan estos sistemas como hábitat de crianza. Los hábitats abiertos de aguas someras (sistemas lagunares, de manglares y pastos) son zonas potenciales de crianza y hábitats para peces arrecifes y de importancia comercial. El reclutamiento así como las migraciones ontogenéticas hacia el arrecife son más viables en sistemas abiertos que en sistemas semicerrados. La configuración de hábitat puede relacionarse con el grado de conectividad existente entre los sistemas. La ecología y conectividad en las especies es un elemento clave de conservación, por lo que la dependencia en los hábitats es alta (pero no obligada) para algunas especies y su pérdida es probable que afectan sobre todo a las poblaciones de peces adultos de los arrecifes de coral.

Palabras clave: ecología, conectividad, Caribe mexicano.

Abstract

The ecology and life history of marine fish is composed by a two-phase cycle: a planktonic larvae phase and demersal phase when they are juvenile and adult. Some species show ontogenic habitat changes during their demersal phase, for example, by the use of shallow coastal habitats, such as mangrove roots or seagrass beds when they are juveniles, and then when they become adults they can migrate to the reef. Connectivity is defined as “the flow of elements between spatially distinct locations”. The coastal eco-regions maintain connectivity and intense physical and biological interactions, where organisms can use them as spawning grounds, feeding grounds, breeding habitats and migration zones for some species. Around 300 species of fish can migrate between marine ecosystems and freshwater ecosystems. In the Greater Caribbean, at least 17 species of reef fish have been reported having juvenile stages present in bays (mangroves, marine grasslands, canals, algal areas, etc.). In this work conducted in the Mexican Caribbean, particularly in the Nichupté-Bojórquez lagoon system and in the Lagoon Systems of Chacmochuch and Isla Contoy that are contiguous systems, at least 14, 12 and 17 species were recorded from each site, respectively, as species that potentially use these systems as breeding habitat. Open shallow water habitats (lagoon, mangrove and seagrass systems) are potential breeding areas and habitats for reef fish of commercial importance. Recruitment as well as ontogenetic migrations to the reef are more feasible in open systems than in semi-closed systems. The habitat configuration can be related to the degree of connectivity between the systems. The ecology and connectivity in the species is a key element of conservation, so the habitat dependence is high (but not obligatory) for some species and their loss is likely to affect mainly the adult fish populations of the reefs of coral.

Keywords: Ecology, connectivity, Mexican Caribbean.

Introducción

Los ecosistemas costeros tropicales tales como los arrecifes de coral, los sistemas lagunares, los sistemas de mangles y las zonas de pastos marinos, están entre los ecosistemas más diversos y productivos en el mundo (Heck *et al.*, 2003). Por lo que hay mo-

tivos científicos y económicos importantes para determinar el rol que juegan estos hábitats en los servicios vitales que prestan al ecosistema, tales como el ciclo de nutrientes, tratamiento de desechos y en la regulación de disturbios (Costanza *et al.*, 1997).

Los arrecifes de coral, sistemas de manglar, de pastos marinos y sistemas lagunares, son hábitats prominentes en las costas tropicales, conocidos por su alta productividad, diversidad y los servicios ecosistémicos que le proveen al ser humano (Moberg y Folke, 1999). Por ejemplo, los ecosistemas arrecifales de coral producen globalmente ingresos de alrededor de 30 mil millones de dólares por año, derivado de actividades de pesca, turismo y como protección de erosión en las costas (Stone, 2007).

Los hábitats que conforman el paisaje marino en los ecosistemas costeros tropicales pueden estar conectados por vínculos biogeoquímicos, como el intercambio de nitrógeno, fósforo, carbono, entre otros (Davis *et al.*, 2009) y por vínculos biológicos, como el movimiento de especies entre ellos. El manejo efectivo de los ecosistemas costeros tropicales, y de los bienes y servicios ecosistémicos que nos proveen, requiere que se identifiquen y mantengan estas conexiones entre los diferentes hábitats que componen el paisaje costero. Con el aumento de los impactos antropogénicos como la contaminación, eutrofización, sedimentación, sobreexplotación y destrucción de hábitat en estos ecosistemas (Short y Wyllie-Echeverria, 1996; Alongi, 2002;

Hughes, 2003), el estudio de la conectividad entre los hábitats que los conforman se ha convertido en un tema de gran importancia.

La conectividad se define como “el flujo de elementos entre localizaciones espacialmente distintas” (Bennett *et al.*, 2007), en el contexto de ecosistemas tropicales costeros suele estudiarse desde el concepto de conectividad demográfica: la conexión mantenida entre poblaciones vecinas de una especie, debido a la migración de individuos entre ellos (Mora y Sale, 2002). Muchas especies de peces pasan por dos fases durante su historia de vida, una fase planctónica al ser larvas y una fase demersal al ser juveniles y adultos (Adams y Blewett, 2004); los estudios de conectividad demográfica en sistemas costeros se han centrado principalmente en la fase planctónica y el reclutamiento de larvas de peces y crustáceos (Briones-Fourzan *et al.*, 2008; Mora y Sale, 2002; Sale, 2008). Sin embargo, existen especies de peces y crustáceos (Nemeth, 2009; Parrish, 1989) de importancia ecológica y comercial que realizan etapas de su fase demersal en diferentes hábitats de la zona costera por lo que el hábitat contiguo, así como la facilidad de llegar a él, son vitales para su supervivencia (figura 1).

Conectividad Demográfica y Magnitud de los Ecosistemas Costeros

Las zonas costeras son eco-regiones que mantienen una conectividad e interacciones físicas y biológicas intensas, donde ocurren intercambios y dinámica de energía y materiales entre la tierra, agua dulce,

atmósfera y mar adyacente. Los organismos que se encuentran en los hábitats costeros pueden usarlas como (1) zonas de desove, (2) zonas de alimentación, (3) hábitats de crianza, o debido a la mezcla de agua dulce

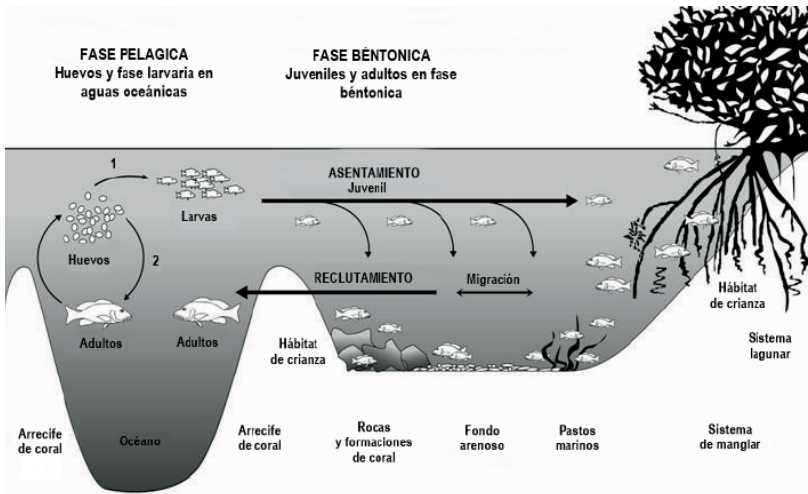


Figura 1. Mecanismos de conectividad entre los sistemas de arrecifes de coral, los lagunares, los de manglar y las zonas de pastos marinos. Tomada y modificada de Nagelkerken *et al.*, 2000.

con agua de mar que existe en algunos ecosistemas como (4) zonas de migración de especies diádromas (Pihl *et al.*, 2002). Esto promueve que se realicen movimientos entre hábitats, lo cual provee una interconexión constante de biomasa, nutrientes y efectos presa-depredador (Krumme, 2009). Las agregaciones de desove están caracterizadas por el movimiento de cientos a miles de organismos de diferentes sitios a una localización específica para el desove, en general la mayoría de estos movimientos ocurren desde sitios costeros hacia zonas de desove alejadas de la costa, sin embargo, existen también patrones de movimiento en los que las especies se mueven de estuarios o sistemas lagunares continentales salobres o sitios de manglar hacia zonas con mayor salinidad cerca de las bocas de los estuarios y lagunas, y existen especies que migran de hábitats costeros hacia hábitats continentales (Nemeth, 2009). La concentración de estos organismos podría ser un

mecanismo para influenciar las redes tróficas y las interacciones presa-depredador de su área de migración (Nemeth, 2011), por lo que la desaparición de las agregaciones puede tener influencia en la conectividad entre los hábitats que se encuentran en dicha área. En el Caribe mexicano se ha documentado la desaparición de una agregación de desove de mero del Caribe (*Epinephelus striatus*) en la comunidad de Mahahual al sur de Quintana Roo, siendo la causa más probable la sobrepesca de la especie en la zona (Aguilar-Perera, 2006). Sin embargo, el efecto que la desaparición de las agregaciones de desove tiene en las redes tróficas locales de su área de migración no ha sido estudiado (Nemeth, 2009).

Las migraciones diarias de peces entre un hábitat que los provee con alimento y uno que los provee con refugio, son comunes en los ecosistemas tropicales costeros del Caribe. Por ejemplo, se ha documentado que los roncós (familia Haemulidae) pre-

sentan migraciones de sus sitios de refugio en parches arrecifales durante el día, hacia sitios de alimentación en sitios de pastos marinos cercanos durante la noche (Krumme, 2009). Nagelkerken y Van der Velde (2004) encontraron también que algunas especies de hemúlidos juveniles que se refugian durante el día en zonas de manglar y se alimentan en él, pueden tener migraciones nocturnas para alimentarse en zonas de pastos marinos adyacentes. Al respecto, se proponen tres estrategias: 1) Los peces se alimentan de manera oportunista durante el día en las zonas de manglar y migran a las zonas de pastos marinos durante la noche para alimentarse. 2) Los peces comienzan a alimentarse al anochecer en el manglar mientras migran lentamente hacia los pastos marinos. 3) Después de migrar al pasto marino para alimentarse al anochecer, los peces regresan a los manglares a alimentarse. Cualquiera que sea la estrategia de alimentación, estos movimientos diales, son un componente de la conectividad que existe entre los diferentes hábitats que conforman los ecosistemas tropicales costeros. Alrededor de 300 especies de peces presentan migraciones entre ecosistemas marinos y ecosistemas de agua dulce (Riede, 2004), cerca de dos tercios de estas son especies de peces tropicales (Milton, 2009). En la mayoría de los casos, solo una porción de la población de las especies diádromas emprende estas migraciones, correspondientes a una etapa en la historia de vida de la especie (Milton, 2009). Dentro de las especies diádromas se han reconocido tres va-

riaciones en los patrones de migración: (1) Las especies anádromas que migran como adultos desde ambientes marinos a ambientes de agua dulce para reproducirse, (2) las especies catádromas que migran como adultos desde ambientes de agua dulce hacia ambientes marinos para reproducirse; y (3) las especies anfídromas que presentan migraciones entre ambientes marinos y de agua dulce en algún punto de su historia de vida por motivos diferentes a la reproducción (Myers, 1949), usualmente por razones tróficas (Milton, 2009). Ésta última es la estrategia más común entre las especies de peces tropicales diádromas, correspondiendo al 68 % de dichas especies. (Milton, 2009). De las 201 especies que Milton (2009) reporta como peces tropicales diádromos, únicamente 16 se encuentran en el Caribe mexicano, correspondientes a las familias Centropomidae, Eleotridae, Elopidae, Gerreidae, Mugilidae, Megalopidae y Syngnathidae; de éstas 16 especies el 62.5% son anfídromas, el 25 % son catádromas y el 12.5 % restantes son anádromas.

En la región del Atlántico y específicamente del Gran Caribe, se han realizado estudios sobre la conexión entre ecosistemas (lagunares costeros y arrecifales). Muchos de ellos se centran en el papel que desempeñan los hábitats de crianza en las especies arrecifales. Nagelkerken *et al.* (2000) han reportado al menos 17 especies de peces arrecifales con estadios juveniles en zonas encontradas dentro de bahías, como los sistemas de manglares, pastizales marinos, canales, zonas algales, etc. (tabla 1).

Tabla 1. Especies de peces propuestas por Nagelkerken *et al.* (2000) que utilizan los biotopos existentes dentro de una bahía como hábitat de crianza. La lista corresponde a: A= Nagelkerken *et al.* (2000); B = Dávalos Navarro (2017); C= Caballero-Vázquez y Vega-Cendejas (2012) y D = Caballero-Vázquez *et al.* (sometido). * especies adicionales a las registradas por Nagelkerken *et al.* (2000), propuestas como especies de crianza.

| Familia | Especie | Autores |
|------------------------------|-----------------------------------|------------|
| Acanthuridae | <i>Acanthurus chirurgus</i> | A |
| Chaetodontidae | <i>Chaetodon capistratus</i> | A, B, C, D |
| Gerreidae | <i>Gerres cinereus</i> | A, D |
| Haemulidae | <i>Haemulon flavolineatum</i> | A, B, C, D |
| | <i>Haemulon parra</i> | A, B, C, D |
| | <i>Haemulon plumieri</i> | A, B, C, D |
| | <i>Haemulon sciurus</i> | A, B, C, D |
| Lutjanidae | <i>Lutjanus analis</i> | A, D |
| | <i>Lutjanus apodus</i> | A, B, C, D |
| | <i>Lutjanus griseus</i> | A, B, C, D |
| | <i>Lutjanus mahogoni</i> | A |
| | <i>Ocyurus chrysurus</i> | A |
| Scaridae | <i>Scarus coeruleus</i> | A |
| | <i>Scarus guacamaia</i> | A |
| | <i>Scarus iseri</i> | A, B, C |
| | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | A, B, C, D |
| | * <i>Sparisoma atomorium</i> | D |
| | * <i>Sparisoma aurofrenatum</i> | D |
| | * <i>Sparisoma radians</i> | D |
| | * <i>Sparisoma rubripinne</i> | D |
| | * <i>Sparisoma viride</i> | D |
| | * <i>Scarus croicensis</i> | D |
| * <i>Scarus taeniopterus</i> | D | |
| | * <i>Sparisoma radians</i> | D |
| Sphyraenidae | <i>Sphyraena barracuda</i> | A, B, C, D |
| Ephippidae | * <i>Chaetodipterus faber</i> | B, C |
| | * <i>Carangoides bartholomaei</i> | B, C |
| Carangidae | * <i>Caranx latus</i> | B, C, D |
| | * <i>Trachinotus falcatus</i> | B, C, D |

Análisis sobre los Elementos de la Conectividad en la Zona Costera

En un estudio realizado en el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez, localizado al norte de Quintana Roo, en el desarrollo turístico de la ciudad de Cancún, Dávalos Navarro (2017), registró 14 especies que potencialmente utilizan el sistema lagunar como hábitat de crianza (tabla 1). Estudios realizados en el Sistema Lagunar Chacmo-chuch (Caballero-Vázquez y Vega-Cendejas, 2012) y en el Sistema Lagunar de Isla Contoy (Caballero-Vázquez *et al.* sometido), sistemas contiguos entre sí, registraron 12 y 17 especies respectivamente con respecto al total de especies registradas en los sistemas, como especies que potencialmente usan estos sistemas lagunares como hábitat de crianza (tabla 1).

Asimismo, se han comparado las densidades de diferentes especies de peces en islas con o sin manglares y pastizales marinos adyacentes, encontrando ausencia o densidades bajas de varias especies en las islas que no cuentan con manglares o pastos marinos (Nagelkerken *et al.*, 2012), por lo que la conectividad entre ecosistemas es una parte fundamental de la estructura de las comunidades de ambos. Otro estudio en el Caribe reportó que la presencia de manglares tiene un impacto significativo en la estructura de las comunidades de peces en los arrecifes aledaños, y puede aumentar significativamente la biomasa de algunas especies de peces (Mumby *et al.*, 2004).

Investigaciones recientes sobre la conectividad biológica demuestran que la ecoregión de la provincia biogeográfica del Atlántico

tropical noroccidental (o gran Caribe) está cambiando (Dorenbosch *et al.*, 2007). De manera general, los sistemas lagunares, de camas de pastos marinos y zonas de manglar, se encuentran adyacentes a la zona arrecifal, manteniendo una conexión abierta con los arrecifes de coral, o una conexión semicerrada, conectada con el arrecife por un canal de entrada estrecho. Este arreglo espacial puede determinar el uso de camas de pastos y de mangle por peces arrecifales juveniles (Heck *et al.*, 2003). El reclutamiento así como las migraciones ontogénicas hacia el arrecife son más viables en sistemas abiertos que en sistemas semicerrados (Belmaker *et al.*, 2005). Sin embargo, investigaciones recientes en el Caribe, han documentado que los hábitats de pastos y sistemas de manglar no deberían ser generalizados a priori, como hábitats de reclutamiento para especies juveniles, ya que la configuración de hábitat puede relacionarse con el grado de conectividad existente entre los pastos, el sistema lagunar, manglar y de arrecifes de coral (Dorenbosch *et al.*, 2007). A diferencia de los sistemas en el Caribe, los sistemas de manglar en el Indo-Pacífico son de naturaleza intermareal y representan solo hábitats temporales (Sheaves, 2005). Por lo que las especies de peces dentro de sistemas de manglar muestran altas semejanzas con las especies dentro de las camas de pastos, lo que sugiere que algunas especies usan los sistemas de manglar para alimentación o para refugio durante el día (Dorenbosch *et al.*, 2007).

Avances y Necesidades de Investigación

La conectividad aquí se refiere a la dependencia de los sistemas a la dinámica demográfica, dispersión y migración entre múltiples hábitats. Se propone que la dinámica espacial de los sistemas y la pesca costera que se realiza en conjunto representan un mecanismo clave de resiliencia para el manejo de los hábitats. La interacción de clima y conectividad entre hábitats puede ser un atributo en particular importante en los ecosistemas lagunares, que debido a tamaños restringidos e hidrología, son fuertemente influenciados por el clima.

La conectividad es actualmente un elemento clave para el diseño de áreas marinas protegidas. Debido a la historia de vida típica de la gran mayoría de los arrecifes asociados a peces e invertebrados, se pueden entender al menos dos categorías principales de conectividad: a) conectividad de preestablecimiento o larval y b) conectividad de postestablecimiento o conectividad juvenil/adulta (figura 2). Dichas categorías están relacionadas con una combinación del comportamiento larval (descubrimien-

to químico, natación velocidad e interpretación, etc.) y condiciones oceanográficas (modelos corrientes, remolinos, ondas), conduciendo a retención costera y a otras áreas geográficas (Mora y Sale, 2002).

En todos los niveles, la resistencia, la persistencia y la diversidad de los sistemas biológicos altamente diversos se encuentra amenazada directa o indirectamente por las actividades humanas (Pearce y Moran, 1994). La amenaza directa es la de mayor efecto en los sistemas, siendo sobre todo la sobreexplotación de algunas especies (extracción de individuos de una población a una tasa más elevada de la que se puede sostener su capacidad natural reproductiva) la de mayor efecto. La resistencia, persistencia y a diversidad biológica en el Caribe mexicano se ve amenazada actualmente por la introducción de especies invasoras (*e.g.* pez león y arribazon “atípica” de sargazo en zona marina, o la invasión del pez armado en cuerpos de aguas interiores) lo que reduce la complejidad de los ecosistemas y amenaza su funcionamiento.



Figura 2. Relación entre juveniles en zona de crianza y el hábitat de los adultos. El círculo oval representa la porción del hábitat usado durante estadios juveniles y adultos. Los hábitats de crianza son un subconjunto de hábitats para los juveniles. (a) el concepto clásico de especies que tiene una zona de crianza, (b) el concepto general de especies que tienen hábitats de crianza. Modificado de Beck *et al.*, 2001.

Dentro de los puntos que causan una amenaza directa en los sistemas tenemos:

- Alteración de hábitat, es decir la degradación y cambio de ecosistemas naturales diversos, o transformación hacia ecosistemas más simples.
- Modificación de los patrones hidrológicos y de mareas, los cuales modifican a su vez el paisaje y sus comunidades.
- Introducción de manera intencional o accidental de especies exóticas, lo que cambia o elimina el dominio y la dinámica de las especies.
- Liberación de sustancias químicas y residuales a los sistemas de manera directa o indirecta, lo que genera contaminación de acuíferos, atmosférica, lluvia ácida, etc.

Los ecosistemas proveen todo lo que es necesario para vivir sanamente en este planeta. Estos sistemas ecológicos producen y mantienen el buen funcionamiento del agua vital que es el núcleo de la vida, el

aire, el suelo y todos los servicios ambientales esenciales para la vida. Los ecosistemas naturales se diferencian de los manejados por:

1. la capacidad alta de resiliencia, es decir, la habilidad de regresar al nivel de equilibrio después de una desviación de este nivel por algún disturbio;
2. Alta biodiversidad, en otras palabras, todos los seres vivos que forman los eslabones de la cadena alimenticia y son necesarios para el funcionamiento sano del planeta;
3. Alto nivel de estabilidad que va en mano con la noción de la sustentabilidad; usar los recursos de tal manera para no reducir la capacidad de las futuras generaciones para el acceso y el uso de los recursos naturales fundamentales para el sostenimiento de la vida de ellas;
4. Alto nivel de complejidad que permite una conectividad fuerte entre los distintos eslabones y que proporcione la compleja interacción entre diferentes eslabones y para evitar la fragilidad y el rompimiento del punto de equilibrio natural.

Conclusiones

Los hábitats de aguas someras (sistemas lagunares, de manglares y pastos) son zonas potenciales de crianza y hábitats para diversas especies de peces arrecifales y de importancia comercial. La dependencia de estos hábitats es alta (pero no obligada) para algunas especies y su pérdida es probable que afecten sobre todo a las poblaciones de peces adultos de los arrecifes de coral. Como procesos de conectividad; la redundancia ecológica, entendida como las funciones ecológicas de las especies en los ecosistemas y que pueden ser desempeñadas por un

conjunto generalmente extenso de especies con amplias tolerancias ambientales va ganando credibilidad, lo que no califica necesariamente a ninguna especie de prescindible. Las especies redundantes aseguran la funcionalidad ecológica ante los cambios del medio. Esta necesidad reclama redoblar el esfuerzo científico en al menos, tres líneas de investigación:

- Establecer el inventario de la diversidad biológica y la conectividad a escala local y regional de ecosistemas y de especies de importancia ecológica, comercial

y especies invasoras en los ecosistemas costeros.

- Puntualizar modelos predictivos para la evaluación, estimación y extrapolación de los patrones y causas de conectividad biológica, haciendo especial énfasis en la aproximación biogeográfica. Identificar sitios de agregaciones y desove de peces: ocurrencia y estado de las poblaciones. Determinar el impacto antropogénico sobre el reclutamiento de organismos y la conectividad de los ecosistemas y realizar la evaluación de la biodiversidad en Áreas Naturales Protegidas (ANP) y reservas de la biósfera.
- Es fundamental en el proceso, el transmitir a los tomadores de decisiones y responsables de la gestión y conserva-

ción de los sistemas tres puntos fundamentales: i) cualquier decisión ha de estar fundamentada en datos científicos precisos y rigurosos, la cual no siempre es coincidente con los intereses políticos; ii) los datos deben ser generados y debe suministrarlos científicos o técnicos serios e independientes; el análisis de la conectividad, la biodiversidad y uso de los recursos son conceptos multidimensionales que no puede encerrarse en índices cabalísticos y abstractos; iii) sin caer en posturas ultra fundamentalistas, se debe priorizar el conservar la mayor cantidad de diversidad biológica como garantía de conectividad y funcionalidad ecológica.

Literatura Citada

- Adams, A. J. y D. A. Blewett, 2004. Spatial patterns of estuarine habitat type use and temporal patterns in abundance of juvenile permit, *Trachinotus falcatus*, in Charlotte Harbor, Florida. *Gulf and Caribbean Research*, 16 (2): 129-139. doi:10.18785/gcr.1602.01
- Aguilar-Perera, A., 2006. Disappearance of a Nassau Grouper Spawning Aggregation off the Southern Mexican Caribbean Coast. *Marine Ecology Progress Series*, 327: 289-96. doi:10.3354/meps327289
- Alongi, D., 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29(3), 331-349. doi:10.1017/S0376892902000231
- Belmaker, J., N. Shashar y Y. Ziv, 2005. Effects of small-scale isolation and predation on fish diversity on experimental reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 289: 273-83. doi:10.3354/meps289273
- Bennett, A., K. Crooks y M. Sanjayan, 2006. The future of connectivity conservation. p. 676-694. In: K. Crooks & M. Sanjayan (Eds.), *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511754821.029
- Briones-Fourzán, P., J. Candela y E. Lozano-Álvarez, 2008. Postlarval settlement of the spiny lobster *Panulirus argus* along the Caribbean coast of Mexico: Patterns, influence of physical factors, and possible sources of origin. *Limnology and Oceanography*, 53: 970-985. doi: 10.4319/lo.2008.53.3.0970
- Caballero-Vázquez, J. A. y M. E. Vega-Cendejas, 2012. Spatial patterns of diversity at local and regional scales in a tropical lagoon. *Neotropical Ichthyology*, 10: 99-108. doi:10.1590/s1679-62252012000100010
- Caballero-Vázquez, J. A., J. Montero-Muñoz y M. E. Vega-Cendejas, 2018. Taxonomy and biodiversity of fish in a tropical lagoon

- system of the Mexican Caribbean. Sometime 2018.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton y M. van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-60. doi:10.1038/387253a0
- Dávalos-Navarro, T., 2018. Caracterización de un sistema lagunar como hábitat de crianza para la ictiofauna en la zona norte del Caribe mexicano. Tesis de Maestría, Centro de Investigación Científica de Yucatán. Mérida Yucatán. 86 p.
- Davis, S. E., Lirman, D. y J. R. Wozniak, 2009. Nitrogen and phosphorus exchange among tropical coastal ecosystems. p. 9-43. In: *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems*. Springer Netherlands. DOI: 10.1007/978-90-481-2406-0_2
- Dorenbosch, M., W. Verberk, I. Nagelkerken y G. Van Der Velde, 2007. Influence of habitat configuration on connectivity between fish assemblages of Caribbean seagrass beds, mangroves and coral reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 334: 103-16. doi:10.3354/meps334103
- Heck, K., G. Hays y R. J. Orth, 2003. Critical Evaluation of the Nursery Role Hypothesis for Seagrass Meadows. *Marine Ecology Progress Series*, 253: 123-36. doi:10.3354/meps253123.
- Hughes, T. P., 2003. Climate Change, Human Impacts, and the Resilience of Coral Reefs. *Science*, 301: 929-933. doi:10.1126/science.1085046
- Krumme, U., 2009. Diel and tidal movements by fish and decapods linking tropical coastal ecosystems. p. 271-324. In: Nagelkerken I. (eds) *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems*. Springer, Dordrecht. doi:10.1007/978-90-481-2406-0_8
- Milton, D. A., 2009. Living in two worlds: diadromous fishes, and factors affecting population connectivity between tropical rivers and coasts. p. 325-355. In: Nagelkerken I. (eds) *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems*. Springer, Dordrecht. doi:10.1007/978-90-481-2406-0_8
- Moberg, F. y C. Folke, 1999. Ecological Goods and Services of Coral Reef Ecosystems. *Ecological Economics*, 29: 215-333. doi:10.1016/s0921-8009(99)00009-9
- Mora, C., y P. F. Sale, 2002. Are Populations of Coral Reef Fish Open or Closed? *Trends in Ecology & Evolution*, 17: 422-428. doi:10.1016/S0169-5347(02)02584-3
- Mumby, P. J., A. J. Edwards, J. E. Arias-Gonzalez, K. C. Lindeman, P. G. Blackwell, A. Gall, I. M. Gorczyńska, R. H. Alastair, L. Claire Pescod, H. Renken, Colette C. C. Wabnitz, G. Llewellyn, 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427(6974), 533-536. doi: 10.1038/nature02286
- Myers, G. S., 1949. Usage of anadromous, catadromous and allied terms for migratory fishes. *Copeia*, 1949 (2): 89-97. doi:10.2307/1438482
- Nagelkerken, I. y G. Van Der Velde, 2004. Relative importance of interlinked mangroves and seagrass beds as feeding habitats for juvenile reef fish on a Caribbean Island. *Marine Ecology Progress Series*, 274: 153-59. doi:10.3354/meps274153
- Nagelkerken, I., G. Van Der Velde, M. W. Gorissen, G. J. Meijer, T. Vant Hof y C. Den Hartog, 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51: 31-44. doi:10.1006/ecss.2000.0617
- Nagelkerken, I., M. Dorenbosch, W. Verberk, E. Cocheret De La Morinière, y G. Van Der Velde, 2000. Importance of shallow-water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral reef fishes: patterns in biotope association, community structure

- and spatial distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 202: 175-92. doi:10.3354/meps202175
- Nagelkerken, I., Monique G. G. Grol y P. J. Mumby, 2012. Effects of Marine Reserves versus Nursery Habitat Availability on Structure of Reef Fish Communities. *PLoS ONE* 7, no. 6, p. e36906. 10.1371/journal.pone.0036906
- Nemeth, R. S., 2009. Dynamics of reef fish and decapod crustacean spawning aggregations: underlying mechanisms, habitat linkages, and trophic interactions. p. 73-134. In: Nagelkerken I. (Eds.). *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems*. Springer, Dordrecht. doi:10.1007/978-90-481-2406-0_4.
- Nemeth, R. S., 2012. Ecosystem aspects of species that aggregate to spawn. p. 21-55. In: Sadovy de Mitcheson y P. L. Colin (Eds.). *Reef Fish Spawning Aggregations: Biology, Research, and Management*. Fish and Fisheries Series. Vol. 35. Springer. Dordrecht. doi:10.1007/978-94-007-1980-4_2
- Parrish, J. D., 1989. Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. *Marine Ecology Progress Series*, 58:143-60.
- Pearce, D. y D. Moran, 1994. *The economic value of biodiversity*. IUCN—The World Conservation Union, London, 172p.
- Pihl, L., Cattrijsse, A., Codling, I., Mathieson, S., McLusky, D.S. y C. Roberts, 2002. Habitat use by fishes in estuaries and other brackish areas. p.10-53. In: Elliot, M.; Hemingway, K. *Fishes in estuaries*. Blackwell Science Ltd./Blackwell Science: London. ISBN 0-632-05733-5. XX, 636 pp. doi.org/10.1002/9780470995228.ch2
- Riede, K., 2004. *Global register of migratory species - from global to regional scales*. Final report of the R&D-Projekt 808 05 081. Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, 330p.
- Sale, P. F., 2008. *Coral Reef Fishes: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*. San Diego. Academic Press, 549 pp.
- Sheaves, M., 2005. Nature and consequences of biological connectivity in mangrove systems. *Marine Ecology Progress Series*, 302: 293-305.
- Short, F. y S. Wyllie-Echeverria, 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation*, 23(1), 17-27. doi:10.1017/S0376892900038212
- Stone, R., 2007. A world without corals? *Science*, 316: 678-681. doi:10.1126/science.316.5825.678

Importancia del Sistema Ecológico Estuario-Plataforma en el Sur del Golfo de México

Patricia Sánchez-Gil

Consultora Ambiental

Resumen

La importancia ecológica y socioeconómica de la plataforma continental en el golfo de México ha estimulado al desarrollo de diversos estudios, particularmente en aquellas regiones dominadas por la influencia de grandes sistemas deltaicos como son al norte la plataforma continental influida por el delta del Mississippi y al sur la del delta del Grijalva-Usumacinta. Ambas regiones destacan por ser de gran importancia pesquera y en ambos casos esta característica se atribuye a los procesos costeros que ocurren en el litoral, pero principalmente a la influencia ecológica que ejercen los sistemas estuarinos sobre las aguas marinas adyacentes, un delta progradante y una amplia “pluma estuarina”, definida como la extensión de las características estuarinas sobre la plataforma continental. Este capítulo muestra desde una perspectiva ecosistémica, la relevancia ecológica de las interacciones estuario-plataforma entre la laguna de Términos y la sonda de Campeche, los procesos de acoplamiento entre la dinámica ambiental regional, la estructura y dinámica de las comunidades de peces, la regulación de los flujos de biomasa en el sistema estuario-plataforma y

el papel que desempeñan los grupos funcionales de peces en el sostenimiento de la biodiversidad regional incluyendo sus recursos pesqueros, todos ellos conceptos básicos para entender a las áreas someras adyacentes a la laguna de Términos, como áreas de atención prioritaria ante los retos actuales en la región.

Palabras clave: Estuario, plataforma continental, comunidades de peces, Golfo de México.

Abstract

Ecological and socioeconomic importance of the Gulf of Mexico continental shelf has led to the development of various studies, particularly in those regions dominated by the influence of large deltaic systems as they are the continental shelf influenced by the Mississippi Delta in the north and the Delta of the Grijalva-Usumacinta in the south. Both regions stand out for being of great fishing importance and in both cases this characteristic is attributed to the coastal processes that occur in the littoral, but principally to the ecological influence that the estuarine systems exert on the adjacent marine waters, a prograding delta and a wide “estuarine plume”, defined as the extension of estuarine features on the continental shelf. This chapter shows from an ecosystem perspective, the ecological relevance of the estuary-platform interactions between Terminos Lagoon and Campeche Sound, the coupling processes between the regional environmental dynamics, the structure and dynamics of fish communities, the regulation of biomass flows in the estuary-shelf system, and the role of fish functional groups plays in sustaining regional biodiversity including their fisheries resources, all of which are basic elements for understanding the shallow areas adjacent to Terminos Lagoon, as areas of priority attention to the current challenges in the region.

Keywords: estuary, continental shelf, fish community, Gulf of Mexico.

Introducción

La investigación sobre el Golfo de México es amplia y se ha abordado desde diversas disciplinas para una mega eco-región reconocida como “Large Marine Ecosystem” (LME) (Kumpf *et. al.*, 1999). Los esfuerzos se orientan a integrar del escenario ambiental al socioeconómico, e intentar con ello la identificación de los problemas prioritarios de este gran ecosistema compartido tratando de definir la normatividad, las perspectivas de gestión y administración de sus recursos (Caso *et al.*, 2004). Se considera que una de las necesidades para el manejo costero integrado de esta región es tener una perspectiva ecosistémica para conseguir un desarrollo apropiado de este magno siste-

ma biocomplejo (Day y Yáñez-Arancibia, 2013).

En este gran ecosistema marino, históricamente se reconocen tres regiones focales cuya importancia ecológica y socioeconómica ha inducido al desarrollo permanente de diversos estudios. La plataforma continental de la península de Florida, la plataforma continental influida por el delta del Mississippi, y la plataforma continental del sur del Golfo de México, influida por el delta del Grijalva-Usumacinta (Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1986; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2004). Estas dos últimas regiones han sido ampliamente descritas como representativas de ecosistemas dominados

por ríos cuya expresión se manifiesta en un delta progradante y una amplia “pluma estuarina”, definida como la extensión de las características estuarinas sobre la plataforma continental. Ambas regiones destacan por ser las de mayor importancia pesquera al norte y sur del Golfo y en ambos casos esta característica se atribuye a los procesos costeros que ocurren en el litoral, pero particularmente a la influencia ecológica (física, química y biológica) que ejercen los sistemas estuarinos sobre la plataforma continental adyacente (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2004). Esta extensión estuarina y la alta productividad primaria que caracteriza a las zonas adyacentes al estuario, la definen como un área indicativa tanto de la sustentabilidad de los propios deltas (Cardoch *et al.*, 2002), como de la producción pesquera, particularmente de las pesquerías demersales de fondos blandos.

Específicamente para la plataforma continental del sur del Golfo de México, las interacciones estuario-plataforma entre la laguna de Términos y la sonda de Campeche, han sido estudiadas desde hace más de tres décadas (Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1986 y 1988a) describiendo el papel rele-

vante que tienen en esta dinámica las bocas de conexión (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1991). Se ha puntualizado el papel clave que juega este “sistema lagunar y su pluma estuarina” en la producción secundaria de la zona costero-marina y su relación con la importancia pesquera de las zonas someras (Sánchez-Gil y Yáñez-Arancibia, 1997). Este importante sistema ecológico no es ajeno a los problemas a los que se enfrenta la gran cuenca del golfo de México como son: a) la pérdida de hábitats críticos, b) la variación de las descargas de agua dulce y su decremento en calidad hacia la llanura costera y el mar, c) la alteración de la dinámica de las bocas de conexión entre los humedales y el mar, y d) la pérdida de biodiversidad, entre otros (Day *et al.*, 2004). El presente capítulo se propone, con base en el conocimiento existente, describir la importancia crítica del sistema ecológico estuario-plataforma, subrayando el papel relevante que tiene en el sostenimiento de la biodiversidad regional incluyendo sus recursos pesqueros, y presentar las bases ecosistémicas de las áreas someras adyacentes a la Laguna de Términos, como áreas de atención prioritaria ante los retos actuales en la región.

Laguna de Términos-Sonda de Campeche: Caracterización como Sistema Ecológico

Descripción

Con un perfil de ecosistema representativo de la zona costera del golfo de México, la región del delta del Grijalva-Usumacinta en Tabasco-Campeche, es un sistema dominado por ríos de gran aporte fluvial, determinado por procesos costeros, el cual

expresa un delta progradante y una amplia pluma estuarina sobre la plataforma continental (figura 1). La configuración fisiográfica de esta región incluye: a) la laguna de Términos, el sistema estuarino tropical más grande en volumen de todo el país, y b) la porción más extensa de la plataforma conti-



Figura 1. Imagen representativa de la zona costera del sur del golfo de México. Se destaca la Sonda de Campeche como la porción más extensa de la plataforma continental, región dominada por las descargas del Delta del sistema Grijalva-Usumacinta. La laguna de Términos, es la principal cuenca de distribución del sistema y el flujo neto de descarga hacia la plataforma continental, genera una amplia pluma estuarina. Proporcionada por el proyecto SeaWiFS, del centro de vuelo espacial NASA/Goddard y los metadatos de ORBIMAGE. Fecha de datos y visualización: 12 de enero de 1999, sensor (s): categorías de OrbView-2-SeaWiFS turbidez.

mental en la costa mexicana del Golfo, donde se destaca la sonda de Campeche. Una descripción amplia del comportamiento ambiental y ecológico de esta región fue hecha por Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil (1986 y 1988a) y Day *et al.* (2004) la refieren con un enfoque de manejo basado en la estructura funcional de este privilegiado entorno. Cabe señalar que toda esta región está considerada como área costera focal en la comprensión de la dinámica de los mega-deltas a nivel mundial (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2009). En el extremo occidental de la sonda de Campeche, se hace evidente la influencia del delta Grijalva-Usumacinta, considerado como la segunda descarga fluvial más importante del Golfo de México, después del complejo de los ríos Mississipi

y Atchafalaya al norte. Este sistema penetra a la plataforma continental desde de la planicie costera de Tabasco a través del río Grijalva y el río San Pedro (tributario del Usumacinta). La laguna de Términos, es la principal cuenca de distribución del sistema (vía río Palizada), y a través de la Boca del Carmen se produce el flujo neto de la laguna hacia la plataforma continental (Kjerfve, 1988; Yáñez-Arancibia y Day, 2006) (figura 1).

Dinámica ambiental

La zona costera donde desemboca el sistema Grijalva-Usumacinta es influenciado por la descarga fluvial modificando la salinidad, temperatura y cambios en la densidad de las aguas marinas, lo que provoca

la presencia de frentes halinos y termohalinos (Monreal *et al.*, 2004). Estos autores describen cómo la entrada de agua dulce produce una pluma de baja salinidad y densidad que fluye superficialmente hacia mar adentro formando una zona de convergencia con fuertes gradientes horizontales no solo de salinidad sino también de nutrientes. El agua más ligera debe inducir una circulación superficial anticiclónica en la periferia, que evita la desintegración de la pluma reteniendo una gran cantidad de detritos. Este fenómeno ha sido monitoreado en diferentes épocas por lo que se considera que es permanente y su extensión e intensidad dependen de la magnitud de las descargas y las corrientes litorales. Monreal *et al.* (2004) consideran que este “frente halino superficial” no presenta un gradiente térmico importante, la temperatura superficial varía entre 25.25 y 25.75 °C; la salinidad presenta un fuerte gradiente horizontal que varía de 33.5 a 37 ups, debido a sus valores de densidad registrando los más altos al este, frente al sistema lagunar (zona de alta evaporación). La influencia del agua dulce en la vertical se registra hasta 15m de profundidad y su extensión hasta 50 km mar adentro. Yáñez-Arancibia y Day (2006) estimaron que la descarga prome-

dio anual de agua dulce al sistema de Laguna de Términos es de 516 m³ /seg, con un promedio anual de 12.7 x 10⁹ m³/año.

La estacionalidad climática en esta región se describió hace tres décadas, definiendo tres periodos al año; de febrero a mayo la época de secas, de junio a octubre la época de lluvias, y de octubre a febrero la época de ‘Nortes’ (Yáñez-Arancibia y Day, 1982), esta secuencia climática en general se ha mantenido (Day *et al.*, 2004; Yáñez-Arancibia y Day, 2006) permitiendo definir la dinámica ecológica del sistema. En particular, los pulsos de: a) vientos ‘Nortes’ que se intensifican en octubre, b) vientos del sureste principalmente en verano, durante la época de lluvias, c) el nivel del mar más bajo en mayo durante la época de secas extrema, d) el nivel del mar más alto en octubre al comienzo de los ‘Nortes’, e) las lluvias de junio a septiembre, y f) la principal descarga de ríos en octubre; actúan integradamente como procesos ambientales clave en las interacciones ecológicas estuario-mar, entre la laguna de Términos y la sonda de Campeche (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2004; 2007). La presencia y extensión de la pluma estuarina en la región, depende de esta dinámica ambiental descrita.

Interacciones Estuario-Plataforma

Dinámica ecológica

Es esencial entender que la dinámica ambiental de la región define la dinámica ecológica, integrándose (temporal y espacialmente) a la estructura funcional de la zona costera regional. La relevancia ecológica de

estas interacciones se traduce en: a) elevadas tasas sedimentarias en los sistemas costeros y cambios espaciales en su geomorfología; b) mantenimiento del gradiente salino; c) aporte de nutrientes; d) estabilización de hábitats; e) regulación de procesos bioló-

gicos como alimentación, reproducción y particularmente del reclutamiento de especies dependientes o asociadas a condiciones estuarinas (Sánchez-Gil y Yáñez-Arancibia, 1997). La gran diversidad de ambientes al interior de la laguna de Términos (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988; Villalobos y Mendoza, 2010), su característica alta productividad primaria y la riqueza de especies de peces y macroinvertebrados; representan parte del importante intercambio ecológico que este sistema estuarino mantiene con la sonda de Campeche a través de sus dos bocas naturales, El Carmen al oeste y Puerto Real al este (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1991; Yáñez-Arancibia y Day, 2006). Cabe mencionar que la dinámica de estas bocas representa la mayor interacción ecológica estuario-mar en el litoral mexicano del Golfo (David y Kjerfve, 1998; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2004), extendiendo las condiciones estuarinas hacia la plataforma continental, como principal influencia ecológica (figura 1).

Pluma estuarina

Definida como el área de influencia de las “condiciones estuarinas” extendidas sobre la plataforma continental, se tipifica por ser una capa superficial con variaciones de salinidad menores a 35 ups, alta turbidez, gran disponibilidad de compuestos disueltos y particulados. Esta zona frontal de convergencia (ya descrita), además de retener larvas y otros organismos planctónicos, genera la mayor producción primaria acuática de la plataforma continental somera, por lo que ha sido considerada como la “creciente fértil” de la zona costera (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2004). En la región del delta

del Grijalva-Usumacinta, la producción primaria neta de la laguna de Términos es exportada hacia la plataforma continental (Yáñez-Arancibia y Day, 2006). Favorecida por los extensos humedales y la naturaleza semi-cerrada de la extensa plataforma poco profunda; permitiendo que la influencia de la pluma estuarina se extienda hacia mar adentro en la sonda de Campeche, a una longitud aproximada de 50 km y profundidades entre 15 y 20 m (Monreal *et al.*, 2004). La alta productividad primaria de esta amplia franja es un indicador de sustentabilidad ambiental tanto del delta como de los recursos demersales, que constituyen pesquerías características de la región (Cardoch *et al.*, 2002; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2009).

Procesos de acoplamiento e importancia pesquera

Diversas investigaciones han demostrado que la importante producción pesquera de los estuarios y la pluma estuarina, son el resultado de la relación ecológica existente entre las descargas de agua dulce y el aporte de nutrientes hacia la plataforma continental somera (Deegan *et al.*, 1986; Sánchez-Gil y Yáñez-Arancibia, 1997; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2004). El vínculo entre los ciclos de vida de las especies y la dinámica ecológica del sistema estuario-plataforma, ocurre a través de la optimización de los “pulsos ecológicos” como ventajas ambientales, a través de lo que se denomina programación estacional (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2004). Esta sincronía estacional se describe como la interacción entre los grupos funcionales de productores primarios y los patrones secuenciales de

uso que tienen las especies neotónicas por los hábitats estuarinos, reduciendo la competencia al realizar la reproducción, satisfacer sus requerimientos alimentarios y asegurar su reclutamiento. Los movimientos que realizan las especies para alcanzar este acoplamiento a nivel de población, a nivel de comunidad “cumple” con una función relacionada al sostenimiento de la biodiversidad funcional del sistema y a los flujos de energía a través de las relaciones tróficas (Manickchand-Heileman *et al.*, 1998). A nivel de producción secundaria, este acoplamiento ha sido analizado a través de la presencia de grupos funcionales de especies de peces con alta afinidad ecológica, describiendo los patrones de variación de la abundancia y diversidad entre el estuario y la plataforma continental (Sánchez-Gil, 2009).

Grupos Ecológicos Funcionales (GEF)

Este concepto se describe como la “asociación de poblaciones de especies demersales de comportamiento similar, que desempeñan un papel análogo o función determinada en el ecosistema” (Sánchez-Gil y Yáñez-Arancibia, 1997). Se considera que estos grupos ecológicos son clave en la estructura y dinámica de la comunidad; forman parte importante de la regulación de los flujos de biomasa en el sistema estuario-plataforma y realizan un papel fundamental en el sostenimiento de la biodiversidad y los recursos pesqueros del sistema. La composición de especies en los GEF conforma “unidades estructurales” que definen las variaciones de abundancia relativa,

sus movimientos migratorios estacionales mantienen la alta diversidad de las comunidades a lo largo del año, y de acuerdo con sus estrategias ecológicas de uso por el estuario, promueven la conservación de la biodiversidad en el sistema estuario-plataforma (Sánchez-Gil, 2009).

Dependencia estuarina

Los movimientos que realizan las especies marino-costeras tropicales entre los estuarios y la plataforma continental son de anadromía de pequeña escala ya que la producción primaria de las aguas estuarinas con frecuencia es más productiva que las marinas. El comportamiento particular de utilización de los hábitats costeros por las especies de peces en la región fue definido con base a diversos estudios de caso, proponiendo los primeros modelos conceptuales de migración de las especies de peces con dominancia ecológica en el sistema estuario-plataforma (Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1986, 1988b; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1991). Los modelos mostraron que los movimientos que ocurren entre el estuario y la plataforma continental adyacente no son al azar, sino patrones de dependencia ecológica característicos de áreas con alta diversidad biológica y heterogeneidad ambiental. Otras rutas de investigación que han permitido entender esta relación, son estudios sobre estructura trófica-intercambio de energía (Manickchand-Heileman *et al.*, 1998; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2004) así como sobre la dinámica de la red alimenticia de las comunidades demersales (Sepulveda, 2017).

Cambios a Macro/Meso Escala y Repercusiones Locales

En la actualidad la comprensión integrada a macro/meso escala de la estructura funcional de las costas del golfo de México no existe, pero mucho se ha avanzado en el entendimiento de los procesos que modulan las interacciones entre las cuencas hidrológicas, los deltas estuarinos y los intercambios con la plataforma continental nerítica, partiendo de la premisa de que existe una fuerte interdependencia recíproca entre los principales componentes de la zona costera (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007). Por otra parte es conocido que, históricamente en la región del delta del Grijalva-Usumacinta, el desarrollo urbano-costero, la agricultura, pesca y las actividades de petróleo-gas han llevado a impactos ambientales acumulativos que determinan problemas permanentes en el acoplamiento socioeconómico con la integridad del ecosistema; aun cuando deben reconocerse los esfuerzos para su protección y conservación desde el establecimiento de la Reserva de la Biósfera de Pantanos de Centla y el Área de Protección de Flora y Fauna de la Laguna Términos. Hoy la problemática local de tan importante región hace difícil la armonía entre los aspectos sociales, políticos, culturales y ecológicos (Caso *et al.*, 2004; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2009, 2013; Ramos Miranda y Villalobos Zapata, 2015).

Variaciones en la descarga de agua dulce y pérdida de hábitats críticos

A macro-escala, simulaciones recientes a través de modelos de circulación general

(GCM), indican que mientras para la descarga anual media del Mississippi se pronostica un aumento del 11 al 63 %, las descargas del Grijalva-Usumacinta presentan una tendencia crítica de disminución hasta de un 80 % durante el presente siglo (Kemp *et al.*, 2016). A una escala menor pero basado en un análisis de los últimos 60 años en las descargas del río Palizada (principal tributario del Usumacinta hacia la laguna de Términos), Fichez *et al.* (2016) parecieran discernir de esta tendencia, reportando un aumento sostenido de las tasas de flujo fluvial hasta el 2011. Sin embargo, ambos autores coinciden en que, desde un punto de vista de vulnerabilidad interna, la región está actualmente más amenazada por los cambios en el uso de suelo que interfieren con la arquitectura deltaica e interrumpen la hidrología natural (embalses, carreteras, tala, petróleo-gas, entre otros), como causas significativas de alteración del patrón hidrológico local, al que debiera sumarse la vulnerabilidad natural de la región a los fenómenos climáticos extremos. McLusky y Elliott (2007) y Kundzewicz *et al.* (2007), señalan que el cambio climático en general, tiene un impacto en la distribución global de los recursos hídricos, mientras que las alteraciones de la cuenca principalmente controlan los procesos hidrológicos locales y superficiales.

Ante una relación tan compleja resultante del efecto combinado de cambio climático y la influencia antropogénica en la cuenca, la situación imperante de laguna de Términos es ser altamente sensible a la variación

local en el régimen de descargas. Actualmente estos rasgos de vulnerabilidad involucran efectos secuenciales en la dinámica ambiental como son: cambios importantes en la distribución de salinidad y transparencia (Ramos Miranda *et al.*, 2015); ocurrencia de anomalías excepcionales de alta salinidad por disminución en la descarga y alta evaporación (Fichez *et al.*, 2016); modificación de las condiciones hidrológicas al interior del sistema, hidro-período y nivel topográfico (Agraz Hernández *et al.*, 2015; alteración recurrente de la cobertura vegetal incluyendo vegetación sumergida (Soto Galera y Lopez 2010), entre otros. Estos cambios trascienden en diversas magnitudes en el metabolismo y tendencias de baja productividad y/o biodiversidad en áreas de manglar, pastos marinos y otros hábitats, e implican cambios en la estructura funcional del sistema estuarino que se traducen en: a) deterioro, fragmentación y pérdida de hábitats críticos; b) repercusiones en la dinámica ambiental de interacción estuario-plataforma y c) consecuencias actuales y potenciales en la dinámica ecológica de la plataforma continental somera como área directa de influencia (tabla 1).

Procesos costeros y recursos pesqueros

A nivel macro en el modelo general de Day *et al.* (1997) para el Golfo de México, el punto de incertidumbre es la “sustentabilidad” pesquera frente al deterioro de los procesos costeros ya descritos; confrontando la cobertura vegetal de áreas naturales y la conversión de humedales en aguas abiertas, en relación con la caída abrupta de la productividad neta total de la zona costera

del golfo de México. La incertidumbre de la sostenibilidad pesquera está marcada por el mantenimiento del abastecimiento de agua dulce a los estuarios (descarga fluvial), la conservación de los hábitats esenciales como es la cobertura vegetal de los humedales costeros, los ambientes sedimentarios en las cuencas fluviales bajas y la protección urgente de la permanencia de las interacciones ecológicas estuario-mar; con el objetivo de garantizar la persistencia de la productividad acuática en la plataforma continental nerítica (Day *et al.*, 1997). Esto después de casi 30 años de preguntas y respuestas sobre los vínculos entre los recursos pesqueros y procesos característicos del ecosistema costero, quedando pocas dudas sobre las relaciones de dependencia de los recursos pesqueros por los procesos costeros y en particular por los generados en las interacciones estuario-plataforma (Baltz y Yáñez-Arancibia, 2002; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2004; 2007). Regionalmente en el sur del Golfo de México, los recursos pesqueros críticos (*e.g.*, meros, pargos, huachinangos, tiburón), están conformados por familias de peces demerso-pelágicas (*e.g.*, Serranidae, Haemulidae, Lutjanidae, Centropomidae, Sparidae, Carcharhinidae) representadas por especies marino-costeras cuyos ciclos de vida se mantienen relacionados a la influencia de los estuarios, varias de ellas sin ser estrictamente dependientes estuarinas (Sánchez-Gil y Yáñez-Arancibia, 1997).

A nivel local y desde un enfoque de “procesos costeros-recursos pesqueros”, las aguas someras de la sonda de Campeche influenciadas por la pluma estuarina, son un ambiente donde la dinámica física (*e.g.*,

Tabla 1. Se integra un listado de algunos de los principales cambios en el sistema estuario-plataforma sin una correlación directa entre columnas. Los cambios locales actuales en el área de laguna de Términos y a macro escala los potenciales en la región del Grijalva-Usumacinta. Se muestra que la dinámica ambiental define la dinámica ecológica, señalando la importancia de mantener la continuidad ecológica en el gradiente entre el estuario y el mar, a través de las interacciones, los patrones espacio-temporales y la estructura funcional de la zona costera.

| Cambios Actuales en el Sistema Estuario-Plataforma | | |
|--------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| | Dinámica Ambiental | Dinámica Ecológica |
| Cambios a Meso y Escala Local. | <ul style="list-style-type: none"> - Modificaciones en la calidad del agua y sedimentos por contaminación en la llanura costera, - Disminución del aporte fluvial al estuario y variaciones estacionales de condiciones hidrológicas. - Modificación del aporte sedimentario al estuario y plataforma adyacente, aumento de la turbidez y retención de nutrientes. - Reducción persistente en la cubierta vegetal natural de las cuencas hidrológicas y de los humedales asociados a la cuenca estuarina, así como la calidad del agua en la zona de mezcla. - Modificación de las “condiciones estuarinas” en la plataforma continental somera por cambios estacionales en la productividad acuática estuarina | <ul style="list-style-type: none"> - Desestabilización de hábitats críticos en el estuario y variaciones de biodiversidad. -Modificación de los patrones de uso e intercambio biológico (ej. alimentación, reproducción) por especies costero-marinas. - Modificación en la estacionalidad de patrones de reclutamiento de especies neotónicas dependientes o asociadas a condiciones estuarinas. - Cambios en la composición de los GEF por sucesión de especies. - Modificación de las tasas de producción de fitoplancton en la pluma estuarina. - Susceptibilidad de los sistemas lagunares-estuarios a la eutrofización y reducción en su patrón de pesca sostenible. |
| Cambios Potenciales en el Sistema Estuario-Plataforma | | |
| Cambios a Macro Escala. | <ul style="list-style-type: none"> - Efectos relacionados al punto caliente del clima Mesoamericano. - Cambios en la estacionalidad climática, disminución de precipitación y escorrentías, aumento en la evaporación. - Alteraciones en la extensión y permanencia de la pluma estuarina. - Cambios en la productividad de las zonas costeras. - Enriquecimiento de nutrientes, hipoxia. - Reducción a la resistencia natural al aumento del nivel del mar, mayor intrusión salina con la pérdida paulatina de los servicios ambientales. | <ul style="list-style-type: none"> - Pérdida de hábitats críticos y efectos en todas las dimensiones sobre la biodiversidad natural costero-marina. - Fragmentación de la continuidad ecológica con deterioro medioambiental severo a nivel de integridad ecológica. - Mayor potencial de hipoxia significativa en el corto plazo con alteración de las cadenas tróficas e intercambio de energía. -Sucesión en la dominancia de especies costeras por desplazamiento. - Cambios en la composición de los GEF y sus patrones de intercambio. - Cambios en la producción pesquera y la composición de los recursos críticos. |

convergencia, transporte de la columna de agua, estratificación y retención hidrodinámica de las larvas de peces) y la biológica (e.g., producción primaria y secundaria) favorecen los procesos que regulan el reclutamiento biológico a través de la alimentación de larvas, su crecimiento y supervivencia (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1991; Sánchez-Gil y Yáñez-Arancibia, 1997). Estos autores muestran que los cambios en la distribución de la diversidad y abundancia

entre estuario y plataforma de un alto porcentaje de los recursos pesqueros críticos en la región, son regulados por mecanismos de dependencia estuarina desarrollados por las especies de peces que utilizan intensamente los diversos hábitats de la zona costera para la alimentación, refugio, crecimiento o actividades de reproducción, dependiendo ecológicamente de las interacciones estuario-plataforma (Sánchez-Gil y Yáñez-Arancibia, 1997). Por esta razón, además de

analizar los aspectos sociales y económicos de la actividad pesquera, es fundamental integrar los conceptos involucrados en la dinámica ambiental del sistema “estuario-plataforma”, para interpretar con propiedad las variaciones pesqueras locales en la región (tabla 1).

Biodiversidad y Grupos Ecológicos Funcionales

A nivel macro, los sistemas lagunares-estuarinos siempre han estado frente a cambios naturales de pulsos diurnos (*e.g.*, productividad), diarios (*e.g.*, mareas), decadales (*e.g.*, El Niño), o más largos (*e.g.*, ascenso y descenso del nivel medio del mar). Esta complejidad ambiental aunada a los procesos costeros ya mencionados son los principales factores que condicionan la heterogeneidad de hábitats y la biodiversidad asociada. Sin embargo, la acción antrópica induce una presión adicional con pulsos de sedimentos, enriquecimiento de nutrientes, hipoxia y efecto invernadero entre otros (Yáñez-Arancibia y Day, 2006). Cuando estos impactos son recurrentes o se presentan como fenómenos extraordinarios, se convierten en las principales causas de cambio en la biodiversidad costera, por ejemplo, la pérdida de cobertura vegetal y hábitats esenciales (humedales, áreas de manglar, pastos marinos) modifican temporal o permanentemente la disponibilidad de recursos alimentarios y por lo tanto ocurren cambios parciales de reacomodo en las cadenas tróficas, generando la predominancia de especies de predadores superiores y sucesión de especies (Sepúlveda, 2017). En consecuencia, la biodiversidad ha jugado hasta ahora un papel preponde-

rante en la resiliencia de las costas debido a la gran variedad de adaptaciones fisiológicas, estructurales y funcionales de los organismos que caracterizan las interacciones estuario-plataforma marina (Sánchez-Gil *et al.*, 2019).

Desde un punto de vista ecosistémico en laguna de Términos-sonda de Campeche, el acoplamiento costero-marino entre productores y consumidores y las estrategias biológicas específicamente de las asociaciones de peces con afinidad ecológica (Grupos Ecológicos Funcionales), son piezas clave en la estructura y dinámica de las comunidades de peces. Por ejemplo, las familias pelágicas (*e.g.*, Clupeidae, Engraulidae, Scombridae, Stromatidae, Carangidae) contribuyen a la comunidad con un número moderado de especies, pero su alto número de individuos mantiene en el sistema un alto valor de biomasa. Las familias demerso-pelágicas mencionadas con anterioridad, tienen una gran representación tanto en especies como en individuos entre todas ellas, por lo que el valor de su biomasa es a veces mayor que el de los pelágicos, sus variaciones estacionales son menos evidentes y están relacionadas a variaciones de diversidad y no de abundancia. Por último, el grupo compuesto por familias típicas demersales (*e.g.*, Soleidae, Bothidae, Mullidae, Scorpaenidae, entre otras) en su mayoría de hábitos costeros y dependencia estuarina, son quienes mantienen en gran medida la biodiversidad del sistema (Sánchez-Gil y Yáñez-Arancibia, 1997). Estos GEF forman parte importante de la regulación de los flujos estacionales de biomasa en el sistema estuario-plataforma, de acuerdo a su función como predadores ocupan

toda la gama en la cadena trófica desde transformadores de energía primaria hasta predadores superiores y realizan un papel fundamental en el sostenimiento de la biodiversidad a lo largo del espacio- tiempo, generando con propiedad la hipótesis de que la biodiversidad funcional es un elemento clave para la resiliencia costero-marina (Sánchez-Gil *et al.*, 2009; 2019) y en esta aseveración, las interacciones estuario-plataforma son fundamentales (Kemp *et al.*, 2016).

Conectividad e integridad ecológicas

La complejidad ecosistémica de la zona costera y sus interacciones con las aguas marinas radica en sus interrelaciones y conectividades, influidas por las variables naturales que condicionan su estructura funcional. En la región de laguna de Tér-

minos-sonda de Campeche son elementos básicos: la gran heterogeneidad de hábitats, la alta biodiversidad asociada y la integración dinámica del gradiente ecológico que se extiende desde el estuario hasta la pluma estuarina sobre la plataforma continental adyacente (tabla 1). La conectividad de los diferentes hábitats contribuye al movimiento de organismos y materiales entre los ecosistemas estuarino y marino como parte de la integridad ecológica esencial para la persistencia de las comunidades, entendiendo esta como “el mantenimiento de la estructura-funcional característica de un ecosistema, con la capacidad de sostener una comunidad equilibrada, balanceada metabólicamente, flexible y resiliente, con una biodiversidad estable comparable a regiones análogas no vulneradas por el hombre” (Yáñez-Arancibia *et al.* 2009, 2013).

Necesidades de Investigación

Actualmente, el interés científico sobre el ecosistema marino-costero, enfrenta nuevas preguntas ante los cambios de macro/meso escala relacionados a: 1) la biodiversidad funcional de los ecosistemas tropicales, 2) el desarrollo de las estrategias biológicas de las múltiples especies y sus adaptaciones naturales al impacto potencial causado por el hombre, 3) la importancia de los hábitats

costeros de influencia estuarina para especies de interés ecológico y/o económico, como son los recursos pesqueros tropicales.

El presente estudio representa una puesta al día para retomar estos tópicos y un avance para la comprensión ecológica de las interacciones del importante “sistema estuario-plataforma”.

Conclusiones

Entender las interacciones ecológicas estuario-mar implica entender la estructura funcional e interdependencia recíproca entre los componentes principales de la zona costera, a través del vínculo entre los humedales de la llanura costera, las bocas estuarinas y la plataforma continental. Implica interpretar el sentido ecológico de la zona de mezcla y la magnitud de la exportación *vs* importación de materiales y energía; procesos naturales que requieren de la conectividad ecológica.

Preservar el gradiente de salinidad y los ambientes “estuarinos extendidos” sobre la plataforma continental interna generados por la dinámica de las bocas estuari-

nas, es necesario para mantener y asegurar la fertilidad de las aguas de la plataforma continental, la alta diversidad de las comunidades demersales tropicales, los patrones ecológicos de “dependencia estuarina” (alimentación, reproducción y reclutamiento de las especies) y el consecuente sostenimiento de la biodiversidad y recursos pesqueros asociados. La contribución de productividad primaria desde el estuario hacia la plataforma continental adyacente, la persistencia de la pluma estuarina y la estacionalidad de estas interacciones, determinan la integridad ecológica del sistema “estuario-plataforma”.

Literatura Citada

- Agraz Henández, C., J. Osti, C. Chan, V. Arriaga, J. Martínez, J. Acosta, S. Castillo, D. Gómez, J. Reyes, P. Conde y J. Martínez Kumul, 2015. Grado de Conservación del Ecosistema de Mangle en la Laguna de Términos, Campeche: Propuesta de Políticas ambientales y acciones de restauración, p. 117-132. En: Ramos Miranda J. y G. J. Villalobos Zapata (Eds.). Aspectos Socioambientales de la Región de la Laguna de Términos Campeche. Universidad Autónoma de Campeche.
- Baltz, D. y A. Yáñez-Arancibia, 2002. Ecosystem Based Management of Coastal Fisheries in the Gulf of Mexico: Environmental and Anthropogenic Impacts and Essential Habitat Protection. En: Day, J.W. y A. Yáñez-Arancibia (Eds.) The Gulf of Mexico Ecosystem Based Management. Series No. 4. HRI for Gulf of Mexico Studies. Texas A & M University Press.
- Cardoch, L., J. W. Day y C. Ibañez, 2011. Net Primary Productivity as an Indicator of Sustainability in the Ebro and Mississippi Deltas. *Ecological Applications*, 12(4): 1044-055.
- Cardoch, L., J. W. Day, y C. Ibañez, 2002. Net Primary Productivity as an Indicator of Sustainability in the Ebro and Mississippi Deltas. *Ecological Applications*, 12(4): 1044-055.
- Caso-Chávez, M., I. Pisanty, y E. Ezcurra, 2004. Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. 2 vols. INECOL A. C., INE-SEMARNAT, HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- David, L. y B. J. Kjerfve, 1998. “Tides and Currents in a Two Inlet Coastal Lagoon: Laguna de Terminos, Mexico.” *Continental Shelf Research*, 18: 1057-079.

- Day, J. W., J. F. Martin, L. Cardoch y P. H. Templet, 1997. System functioning as a basis for sustainable management of deltaic ecosystems. *Coastal Management*, 25:115-153.
- Day, J. W., A. Diaz de León, G. Gonzalez Sansón, P. Moreno-Casasola, y A. Yáñez-Arancibia (Coord.), 2004. Diagnóstico Ambiental El Golfo de México: Resumen Ejecutivo. 15-44. En: Caso-Chávez, M., I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds.). Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Vol. 1. INECOL A. C., INE-SEMARNAT, HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- Day, J. W., y A. Yáñez-Arancibia, 2013. The Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota. Vol. 4. Ecosystem-Based Management. HRI for Gulf of Mexico Studies. Corpus Christi, TX: Texas A & M University Press.
- Deegan, L. A., J. W. Day, J. G. Gosselink, A. Yáñez-Arancibia, G. Soberón-Chávez, y P. Sánchez-Gil, 1986. Relationships among Physical Characteristics, Vegetation Distribution, and Fisheries Yield in Gulf of Mexico Estuaries. p. 83-100. En: Wolfe D. A. (Ed.). *Estuarine Variability*. New York: Academic Press.
- Fichez R., D. Archundia, C. Grenz, P. Douillet, F. Gutierrez Mendieta, M. Origel Moreno, L. Denis, A. Contreras Ruiz Esparza y J. Zavala-Hidalgo, 2016. Global climate change and local watershed management as potential drivers of salinity variation in a tropical coastal lagoon (Laguna de Terminos, Mexico). *Aquat Sci*, DOI 10.1007/s00027-016-0492-1
- Kemp, G., J.W. Day, A. Yáñez-Arancibia, y N. Peyronnin, 2016. Can Continental Shelf River Plumes in the Northern and Southern Gulf of Mexico Promote Ecological Resilience in a Time of Climate Change?, *Water Sui* 7: 1-16. doi:10.3390/w70x000x.
- Kjerfve, B. J., E. Magill, y E. Sheed, 1988.. Modeling of Circulation and Dispersion in Terminos Lagoon. México: p. 111-130. En: Yáñez-Arancibia, A., J.W. Day (Eds). *Ecology of Coastal Ecosystems in the Southern Gulf of Mexico: The Terminos Lagoon Region*. Inst. Ciencias del Mar y Limnología UNAM, Coastal Ecology Institute, Louisiana State University, OEA Washington D. C., México DF, Editorial Universitaria UNAM.
- Kumpf, H., K. Steidinger, y K. Shermann (Eds.), 1999. *The Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem: Assessment, Sustainability and Management*. Massachusetts: Blackwell Science.
- Kundzewicz, Z.W., L.J. Mata, N.W., D.P. Arnel, P. Kabat, B. Jimenez, K.A. Miller, T. Oki, Z. Sen, y I.A. Shiklomanov, 2007. Freshwater Resources and their Management, p. 173–210. En: Parry M.L., O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden y C.E. Hanson (Eds.) *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of working group II to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press.
- Manickchand-Heileman, S., F. Arreguín-Sánchez, A. L. Lara-Domínguez y L. A. Soto, 1998. Energy Flow and Network Analysis of Terminos Lagoon SW Gulf of México. *Journal of Fish Biology*, (Supplement A), 53: 179-97.
- McLusky D.S. y M. Elliott, 2007. Transitional waters: a new approach, semantics or just muddying the waters? *Estuar Coast Shelf Sci.*, 71:359–363.
- Monrreal-Gómez, M. A., D. A. Salas de León y A. Velasco-Mendoza, 2004.. La Hidrodinámica del Golfo de México. p. 47-68. En: Caso-Chávez, M., I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds.). Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Vol. 1. INECOL A. C., INE-SEMARNAT, HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- Ramos Miranda J. D. Flores, A. Sosa, L. Ayala, S. Villeger, M.I. Pérez, F. Gómez, M. Can, E. Flores y D. Mouillot, 2015. La Comunidad del Necton en la Laguna de Térmi-

- nos: Modificación del Hábitat vs Cambios en la Comunidad. p.181-197. En: Ramos Miranda J. y G. J. Villalobos Zapata (Eds.). Aspectos Socioambientales de la Región de la Laguna de Términos Campeche. Universidad Autónoma de Campeche.
- Ramos Miranda J. y G. J. Villalobos Zapata (Eds.), 2015. Aspectos Socioambientales de la Región de la Laguna de Términos Campeche. Universidad Autónoma de Campeche.
- Sánchez-Gil, P., y A. Yáñez-Arancibia, 1997. Grupos Ecológicos Funcionales y Recursos Pesqueros Tropicales. 357-389. En: Flores, D., P. Sánchez-Gil, J. C. Seijo, y F. Arreguín (Eds.). Análisis y Diagnóstico de Los Recursos Pesqueros Críticos del Golfo de México. EPOMEX Serie Científica 7. Campeche: Universidad Autónoma de Campeche.
- Sánchez-Gil, P., 2009. Ecología Demersal Tropical: Grupos Funcionales y Patrones de Utilización en Hábitats Costeros (Sur del Golfo de México). Tesis, Doctor en Ciencias Biológicas Universidad Autónoma Metropolitana, México.
- Sánchez-Gil, P., J.W. Day y A. Yáñez-Arancibia, 2019. Eco-Diversidad: Enfoque Ecosistémico Costero Marino. En: Rivera-Arriaga, E., P. Sánchez-Gil, D. Zárate Lomelí y J. Gutiérrez Lara (Eds.). Los Mares Mexicanos: Construyendo la Línea Base para su Futuro Sostenible. (este volumen).
- Sepúlveda Lozada, A, 2017. Food Web Dynamics in Coastal Vegetated Hábitats of the Southern Gulf of Mexico. Dissertation, Doctor of Natural Sciences. Faculty 2 (Biology & Chemistry), Bremen University, ZMT Leibniz-Zentrum Tropenforschung. Bremen.
- Soto Galera E., y P. J. Lopez, 2010. Spatial and temporal land cover changes in Terminos Lagoon Reserve, Mexico. *Rev Biol. Trop.* 58:565-575
- Villalobos-Zapata, G. y J. Mendoza-Vega (Coord.), 2010. La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México: CONABIO, Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio del la Frontera Sur.
- Yáñez-Arancibia, A., y J. W. Day, 1982. Ecological Characterization of Terminos Lagoon, a Tropical Lagoon-estuarine System in the Southern Gulf of Mexico, 431-440. En: Lasserre, P., H. Postma (Eds.) Coastal Lagoons. Oceanologica Acta, no. 5. Special Volume.
- Yáñez-Arancibia, A., y J. W. Day, 2006. Hydrology, Water Budget, and Residence Time in the Terminos Lagoon Estuarine System, Southern Gulf of Mexico. p. 423-435. En: Singh, V.P., Y. Jun Xu (Eds.). Coastal Hydrology and Processes, Water Resources Publications LLC.
- Yáñez-Arancibia, A., y P. Sánchez-Gil, 1986. Los Peces Demersales de la Plataforma Continental del Sur del Golfo de México: Caracterización Ambiental, Ecología y Evaluación de las Especies, Poblaciones y Comunidades. Vol. 9. Publ. Espec. México: Inst. Cienc. Del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México.
- Yáñez-Arancibia, A., y P. Sánchez-Gil, 1988a. Caracterización Ambiental de la Sonda de Campeche Frente a la Laguna de Términos. 41-50. En: Yáñez-Arancibia, A., J.W. Day (Eds). Ecology of Coastal Ecosystems in the Southern Gulf of Mexico: The Terminos Lagoon Region. Inst. Ciencias del Mar y Limnología UNAM, Coastal Ecology Institute, Louisiana State University, OEA Washington D. C., México DF, Editorial Universitaria UNAM.
- Yáñez-Arancibia, A., y P. Sánchez-Gil, 1988b. Ecología de los Recursos Demersales Marinos: Fundamentos en Costas Tropicales. México: AGT Editor.
- Yáñez-Arancibia, A., A. L. Lara-Domínguez, J. L. Rojas, P. Sánchez-Gil, J. W. Day, y C. J. Madden, 1988. Seasonal Biomass and Diversity of Estuarine Fishes Coupled with Tropical Habitat Heterogeneity (southern

- Gulf of Mexico). *Journal Fish Biology* 33, (Supp.A): 191-200.
- Yáñez-Arancibia, A., P. Sánchez-Gil y A. L. Lara-Domínguez, 1991. Interacciones Ecológicas Estuario-mar: Estructura Funcional de Bocas Estuarinas y su Efecto en la Productividad del Ecosistema. *Academia de Ciencias de Sao Paulo. Publ. ACIESP* 71, no. 4: 49-83.
- Yáñez-Arancibia, A., P. Sánchez-Gil, A. L. Lara-Domínguez, y J. W. Day, 2004. Interacciones Ecológicas Estuario-mar: Marco Conceptual para el Manejo Ambiental Costero. p. 431-490. En: Caso-Chávez, M., I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds.). Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Vol. 1. INECOL A. C., INE-SEMAR-NAT, HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- Yáñez-Arancibia, A., A. L. Lara-Domínguez, P. Sánchez-Gil, y J. W. Day, 2007. Estuary-sea Ecological Interactions: A Theoretical Framework for Management of Coastal Environment. p. 271-301. En: Withers, K. y M. Nipper (Eds.). Environmental Analysis of the Gulf of Mexico. Special Publication Series No. 1. HRI for Gulf of Mexico Studies. College Station, TX: Texas A & M University Press.
- Yáñez-Arancibia, A., J. W. Day, y B. Curry-Alder, 2009. Functioning of the Grijalva-Usumacinta River Delta, México: Challenges for Coastal Management. 479-507. En: Ocean Yearbook Vol. 23, The University of Chicago Press.
- Yáñez-Arancibia, A., J. W. Day, y E. Reyes, 2013. "Understanding the Coastal Ecosystem-based Management Approach in the Gulf of Mexico." *Journal of Coastal Research*, Special Issue, 63: 243-62.

DIVERSIDAD DE AMBIENTES COSTEROS: ESTUDIOS DE CASO

Los Manglares como Bioindicadores

Jorge A. López-Portillo y Ana Laura Lara-Domínguez

Instituto de Ecología, A.C., Red de Ecología Funcional

Resumen

Se analiza a los manglares como bioindicadores a nivel de individuo, comunidad y ecosistema. A nivel individual, los manglares cuentan con adaptaciones anatómicas y fisiológicas para tolerar cambios extremos de oxígeno y salinidad. El desarrollo del sistema radicular y la existencia de estructuras especializadas les permite vivir en sistemas inundados en suelos fuertemente anaeróbicos. Un individuo bajo estrés por anoxia o hipersalinidad tendrá más hojas amarillas, baja densidad de ramas en la copa y ramas superiores defoliadas. A nivel de comunidad, el desvío de agua continental para riego o consumo humano y que es parte del presupuesto de agua del manglar induce hipersalinidad, generando incluso la muerte de grandes extensiones de manglar. Como ecosistema, la detección de pérdida de cobertura de manglar a través de imágenes de satélite son un indicador del cambio del hidropereodo ya sea por causas naturales o inducidas. En el manglar hay indicadores claros de la calidad de su ambiente y de los efectos de los contaminantes que pueden reducir la

fotosíntesis, el crecimiento, la biomasa e incluso provocar la muerte como sucedió en Australia por la contaminación con un herbicida.

Palabras clave: manglares, bioindicadores

Abstract

Mangroves are analyzed as bioindicators at the individual, community and ecosystem levels. At the individual level, mangroves have anatomical and physiological adaptations to tolerate extreme changes in oxygen and salinity. The development of the root system and the existence of specialized structures (lenticels, pneumatophores) allow them to thrive in flooded systems environments with strongly anaerobic soils. An individual under stress due to anoxia or hypersalinity will have more yellow leaves, low branch density and defoliated or dead upper branches. At the community level, the diversion of continental water for irrigation or human consumption and the interruption of water flow affects the mangrove water budget and causes hypersalinity, frequently generating massive death of large mangrove areas. As an ecosystem, the detection of loss of mangrove coverage through satellite images are also associated to changes in the hydroperiod either due to natural or induced causes. There are clear indicators of the environmental quality and of the effects of pollutants which can reduce photosynthesis, growth, biomass and even cause death as, for example, in Australia as a consequence of herbicide pollution.

Keywords: Mangroves, bioindicators

Introducción

Los bioindicadores son organismos que por su grado de sensibilidad o tolerancia a los efectos de diversos tipos de contaminación tienen una respuesta característica que permite distinguirla de la variación que no es consecuencia de la contaminación o el manejo inadecuado de los recursos (de la Lanza Espino, 2000; Carignan y Villard, 2002). Un bioindicador puede ser desde los individuos de una especie hasta comunidades de especies vegetales, hongos o animales cuya sola presencia y estado puntual proporciona información sobre características físico-químicas, micro-climáticas, biológicas y funcionales del medio ambiente, o sobre el impacto humano en el medio (Pineda *et al.*, 2005). Se utilizan sobre todo para la evaluación ambiental y lo que se ha llamado por describir como la salud de un ecosistema, y para calibrar la eficacia de las

medidas compensatorias, o de restauración (Haynes *et al.*, 2007; Rapport *et al.*, 2009). Para que un indicador biológico sea informativo debe servir para cuantificar la magnitud de la tensión ambiental, las características del hábitat y el grado de exposición al factor de tensión y la respuesta a la exposición. En todos los ecosistemas pueden utilizarse bioindicadores y el manglar no es la excepción.

Los manglares por su ubicación en la zona costera entre los ecosistemas terrestres y acuático y asociados a la interface entre las aguas dulces y el mar, tienen una marcada uniformidad en su distribución lo que permite usarlos como indicadores para interpretar los cambios en las condiciones de la costa, tales como alteraciones en el patrón del drenaje y zonas recientes de erosión y acreción (Blasco *et al.*, 1996). También por

acontecimientos extraordinarios que pueden o no estar asociados al cambio global, como un incremento en la fuerza del oleaje durante tormentas tropicales o tsunamis, la elevación del nivel medio del mar, o el aumento o erosión de sedimentos en el suelo (Sadooni y El-Kassa, 1999; Alongi, 2008).

Así mismo, las adaptaciones que poseen las especies de manglar son únicas para que prosperar en un ambiente donde las plantas terrestres no pueden hacerlo. Por ejemplo, las especies de *Avicennia* pueden acumular altas concentraciones de metales pesados como fluoruro en sus hojas sin lesiones evidente. Con una correlación positiva entre las cantidades de metales pesado en el suelo y los tejidos (Murray, 1985; Chiu y Chou, 1991; Chiu *et al.*, 1995). Mientras que las

especies de *Rhizophora* (con mecanismos de exclusión a nivel de en las raíces) como se documenta en un estudio acerca de los efectos de una mina de níquel en la bahía de Levisa en Cuba, en donde se reporta que los metales pesados se concentran a unos cuantos centímetros de la capa del suelo (González y Ramírez, 1995). Las respuestas biológicas a estos cambios pueden ser a diferentes niveles de integración, desde el nivel individual (respuesta fisiológica o estructural), la comunidad (productividad, fenología, estructura y composición), o en el ecosistema o paisaje (pérdida de cobertura, cambios en los procesos microbianos en el suelo, raíces, procesos químicos, entre otros).

Los Manglares y Variables Ambientales que los Definen

En el año 2000 se estimó que el área total de manglares era de 137 760 km² (13 776 000 ha) distribuidos en 118 países (Giri *et al.*, 2011). En México la cobertura de manglar es de 7 419.17 km² (Valderrama *et al.*, 2014, 2017). Se reconocen 46 especies de manglar en todo el mundo pero en México se registran únicamente cuatro géneros y seis especies: *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Conocarpus erectus* (mangle botoncillo, con las variedades *glabra* y *sericeus*; López-Portillo y Ezcurra, 2002; Agraz-Hernández *et al.*, 2006), y *Rhizophora harrisoni* y *Avicennia bicolor*, estas dos últimas reportadas

sólo en la costa de Chiapas (Rico-Gray, 1981; Nettel *et al.*, 2008).

Los manglares tienen una distribución intertropical: por la conformación de los continentes y la dirección de las corrientes cálidas asociadas llegan de los 31° N a los 38° S de latitud, pero la mayor proporción de cobertura está entre 5° N y 5° S. Con esta distribución, los manglares ocupan un ámbito de condiciones ambientales definido por la amplitud de la marea, el viento, la temperatura, así como diferentes condiciones geoquímicas que dependen de la roca madre de la cuenca de donde viene al agua continental y de las condiciones del agua marina con la que se mezcla en la

zona costera. La distribución y abundancia de los manglares se extiende a lo largo de las costas donde el mes con la temperatura promedio del aire es más alta de 20° C y donde el rango estacional no excede los 10 °C (Twilley y Day, 2013). Todo esto varía sobre escalas pequeñas en el tiempo y el espacio, pero los efectos son evidentes a gran escala, por lo que la respuesta de las especies de mangle lo hacen un buen bioindicador en diferentes escalas (Bayen, 2012).

La utilización inadecuada de los recursos del manglar ha resultado en un daño que

debe ser cuantificado en toda su extensión y en sus repercusiones ambientales negativas (Field, 1996; Kovacs *et al.*, 2001; 2005; Ruiz-Luna *et al.*, 2008). La frecuencia y magnitud de las perturbaciones naturales o antropogénicas se refleja en la incapacidad de los manglares para seguir desarrollándose, en su degradación y luego en la muerte de los árboles y bosques enteros, con serias pérdidas en los servicios ambientales que proporciona este ecosistema (Zaldívar *et al.*, 2010).

El Individuo

Como bioindicador a nivel individual, el mangle está constreñido a su estructura y su función, por lo que los factores clave que regulan su desarrollo pueden también limitarlo. Son relativamente pocas las especies vegetales que han logrado establecerse en un ambiente tan variable como el manglar, que depende de aportes marinos y continentales. Para sobrevivir en los ambientes extremos costeros, los manglares cuentan con adaptaciones anatómicas y fisiológicas para tolerar cambios relativamente extremos de oxígeno y salinidad, dos variables que cambian de manera cíclica. Cuando se inundan, los suelos de los manglares son fuertemente anaeróbicos y este estado se mantiene, aunque los suelos sólo estén saturados de humedad. Aunque soportan aguas salobres, requieren agua dulce (o menos salina) en alguna época del año, además de nutrientes y oxígeno. ¿Cómo es posible que puedan prosperar en un ambiente tan extremo? La base fundamental está en el

desarrollo del sistema radicular y en la existencia de estructuras especializadas para el intercambio de gases entre la atmósfera y el suelo.

Raíces aéreas y pneumatóforos

Las raíces de zanco en *Rhizophora mangle* y los pneumatóforos en *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* contienen una alta proporción de aerénquima y sus lenticelas asociadas, que es un tejido especializado para conducir aire de la atmósfera a las raíces finas (hasta 70 % del volumen total de las raíces, *cf.* Ball, 1988). El oxígeno disuelto en el aire permite la oxidación de formas reducidas de nitrógeno y fósforo entre otros nutrientes y es así como el mangle los puede absorber e integrar a su estructura. Además, el transporte de oxígeno hacia las raíces finas genera una rizósfera oxidada que es aprovechada por organismos aerobios en los procesos de descomposición y solubilización de fósforo y posiblemente en inte-

raciones mutualistas con el árbol mismo (Vázquez *et al.*, 2000; Gomes *et al.* 2010). En *A. germinans* la altura de los pneumatóforos generalmente es indicadora del nivel de inundación (Ellison y Simmonds, 2003; Dahdouh-Guebas *et al.*, 2007). Por ejemplo, en la laguna de La Mancha, Veracruz, hay pneumatóforos de 5 cm de altura en sitios en donde el nivel de inundación es relativamente bajo y pneumatóforos de hasta 70 cm de altura en sitios en donde el nivel de inundación es alto y el agua permanece a esa altura por 2 o 3 meses como lo reporta para Kenya Dahdouh-Guebas *et al.* (2004 y 2007).

La capacidad de las raíces para intercambiar gases con la atmósfera es frágil en ciertas condiciones: los gases de la atmósfera pasan a los pneumatóforos a través de lenticelas que son hidrófobas (Kitaya *et al.*, 2002). Si esas lenticelas se tapan (*e.g.*, como consecuencia de un derrame de petróleo) entonces la cantidad de oxígeno en las raíces decae de manera crónica, desaparece la rizósfera oxidativa y la planta no puede entonces tomar los nutrientes que son esenciales para su crecimiento y supervivencia (Allaway, 1982; Dicks, 1986). Dependiendo del grado de daño ocasionado por el derrame (que cubre las lenticelas) o de una inundación muy prolongada que agote las reservas de oxígeno en el aerénquima, los árboles de mangle pueden sólo mostrar síntomas de daño en las hojas, recuperarse produciendo más raíces o morir, aunque hay evidencias que apuntan a que son altamente resilientes (Lewis y Pryor, 2013).

Potenciales hídricos e hipersalinidad

Los manglares son halófilos, es decir, pueden llevar a cabo su ciclo de vida en un ambiente salino con salinidades que van desde 0 hasta 70-80 ‰ (ups, gramos por litro, y partes por mil son unidades de medición de salinidad equivalentes). Esto es porque el potencial hídrico en la planta debe ser más negativo que el substrato o la planta perdería agua hacia el suelo. Dicho sea de paso, la mayor causa de la falla en las plantaciones de manglar se debe a que las plántulas de vivero son regadas con agua dulce y luego trasplantadas a ambientes con una alta salinidad. Esto ocasiona un shock osmótico por la diferencia tan grande entre el potencial hídrico de la planta, mucho más positivo, y el del suelo (Azócar *et al.*, 1992; Vilagrosa *et al.*, 2005).

Hay evidencia de que la salinidad en la que el óptimo fisiológico de los mangles (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*) es similar y está alrededor 10 ‰ (López-Portillo y Ezcurra, 1989), equivalente a la tercera parte de la del agua de mar (35 ‰) lo cual genera una presión osmótica de -2.4 MPa (Scholander, 1968). Por una simple regla de tres (la relación entre la presión osmótica y la salinidad es lineal) podemos calcular el potencial hídrico del agua que baña las raíces cuando los mangles están sujetos a 10 ‰ y eso es -0.7 MPa. Un MPa (mega Pascal) es equivalente a 10 bares. Si consideramos que un bar es equivalente al peso de una columna de agua de 10 m, entonces soportar un 1 MPa sería análogo a cargar una columna de

100 m de profundidad, para lo que se necesitaría equipo especial de buceo. Hay que imaginar la presión que implica tener -6 MPa en el xilema: eso es lo que puede tener un árbol de mangle en sitios salinos y aún más, como veremos más adelante.

Supongamos que la salinidad del suelo es aún mayor que la del agua de mar, por ejemplo, en una planicie lodosa el agua que baña las raíces puede tener un potencial hídrico de -4 MPa. Si la planta debe transpirar, su potencial hídrico (ψ_p) debe ser más negativo, generalmente menos uno o dos MPa. Esto genera una tensión muy elevada en el xilema, que es el sistema de conducción de savia bruta de la planta (Azócar *et*

al., 1992). Mientras más alta sea la tensión dentro del xilema, mayor es la probabilidad de que se formen burbujas y éstas se unan a partir de una “semilla” que se forma en las paredes de los vasos del xilema hasta que la burbuja finalmente rompe la columna continua de agua, se cavita el vaso y deja de conducir (Tyree y Sperry, 1989; Ewers *et al.*, 2007). La pérdida de conductividad aumenta, dependiendo de la especie, de forma sigmoidea (una pendiente alta en valores intermedios y plataformas a ambos lados; Figura 1) o lineal (Sperry *et al.*, 1988; Ewers *et al.* 2004). Como la planta no puede conducir agua, las hojas pierden su turgencia y eventualmente pierden su coloración,

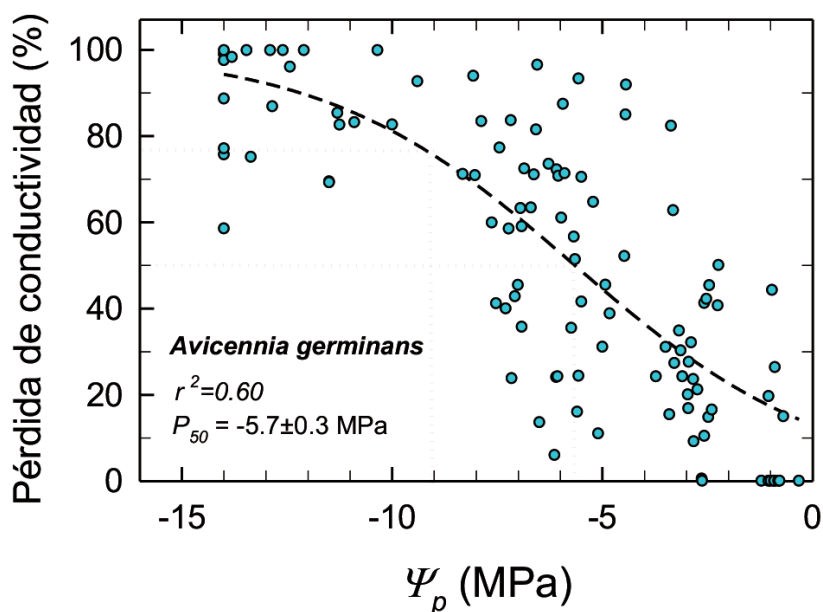


Figura 1. Curva de vulnerabilidad en función del potencial hídrico del mangle negro *Avicennia germinans*. La pérdida de conductividad indica que los vasos del xilema que conducen la savia bruta están embolizados y no pueden abastecer de agua a las hojas cuando están transpirando y realizando fotosíntesis. La pérdida del 50% de la conductividad sucede cuando la planta está sujeta a potenciales hídricos cercanos a -5.7 MPa. Se señala también la pérdida de conductividad del 80%, cuando la planta está sujeta a potenciales hídricos de -9 MPa (Fuente: J. López-Portillo, datos sin publicar).

se adelgazan por deshidratación y mueren, quedándose adheridas o desprendiéndose de la planta en un proceso que puede ser episódico o crónico, según la magnitud del cambio instantáneo en la salinidad (figura 2). Las primeras hojas en morir son las del dosel superior, probablemente porque son las que requieren un potencial hídrico más negativo para realizar fotosíntesis (figura 3). Luego muere la parte inferior de la copa y con ello todo el árbol. La figura 4 muestra un experimento en el que se compara el continuo suelo-raíz-rama bajas-ramas altas en un ambiente conservado y un ambiente bajo una alta tensión ambiental por hipersalinización. Puede notarse que la diferencia en los potenciales hídricos es de alrededor de 2 mPa desde el suelo hasta las ramas bajas y ligeramente mayor (2.5 mPa) en las ramas altas. Es decir, la diferencia en potencial hídrico entre los árboles de sitios contrastantes tiene un impacto fisiológico fundamental, sobre todo cuando se comparan los valores extremos con la curva de vulnerabilidad mostrada en la figura 1. El potencial hídrico de las ramas altas alcan-

za un valor de alrededor de -6 mPa en las zonas conservadas y -8.5 mPa en las zonas dañadas, lo que en términos de la pérdida de conductividad en el xilema indica una diferencia de 50 % vs 80 %, alta en ambas, pero muy cercano al embolismo generalizado en la segunda (López-Portillo *et al.*, 2009).

La hipersalinidad es probablemente una de las causas más importantes de la mortalidad masiva de manglares en prácticamente toda la República Mexicana y hay ejemplos en Veracruz, Campeche, Yucatán y Quintana Roo. La hipersalinidad resulta de interrumpir el flujo y reflujo del agua y con ello, las fluctuaciones de salinidad que resultan de la mezcla estacional entre el agua de mar y el agua continental. Una planta bajo estrés por anoxia o hipersalinidad, en un proceso lento (no episódico) de muerte, se refleja en síntomas fáciles de detectar en el campo: un alto porcentaje de hojas amarillas, una baja densidad de copa, ramas superiores expuestas y sin hojas (figura 5).

La Comunidad

Hay evidencias documentales de que los manglares enanos, frecuentes en Florida, Yucatán, Quintana Roo y las islas de Belice, no crecen más en altura por falta de nutrientes, especialmente fósforo (Feller, 1995; Feller *et al.*, 2003), lo que resulta del bajo aporte continental de nutrientes en ambientes de sustrato calcáreos o cársticos. Si en este ambiente se interrumpe el ingreso de agua continental al manglar (por

ejemplo, por el desvío de agua para riego o consumo humano) entonces se genera hipersalinización porque el agua de mar que regaría las raíces tiende a evaporarse y ya no es diluida como antes por el agua continental (Zaldívar Jiménez *et al.*, 2010). Nuevamente, esta es la causa de muertes de grandes extensiones de manglar en la península de Yucatán.



Figura 2. Aspecto de las hojas del mangle rojo *Rhizophora mangle* tres días después del inicio de un experimento sobre el efecto de la salinidad en el aspecto de las hojas. La foto superior indica el tratamiento control (3 ppt de NaCl) en tanto que la foto inferior indica el tratamiento extremo, a 50 ppt de NaCl. Comparándolas, puede notarse que en el tratamiento de hipersalinidad las hojas pierden turgencia y color, cambiando de verde a amarillo (Fuente: Méndez Alonzo *et al.*, 2014).



Figura 3. Comparación entre árboles en buen estado de conservación (foto superior) y sujetos a tensión salina crónica (foto inferior). En la foto inferior las primeras hojas en morir y separarse del árbol son las más altas y las más bajas están mostrando pérdida de clorofila.

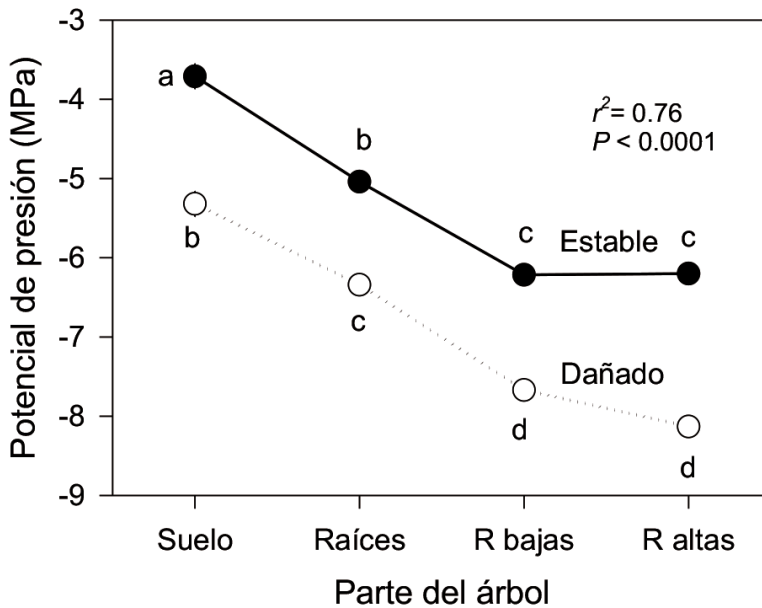


Figura 4. Potencial hídrico a lo largo del continuo suelo -raíz - R bajas- R alta en el mangle negro *Avicennia germinans* en septiembre de 2011, durante la época de lluvias y en dos sitios, uno conservado (estable) y otro dañado. Los potenciales hídricos son mucho más negativos (un indicador de una mayor tensión ambiental) en los sitios dañados durante la época del año cuando la fotosíntesis y el crecimiento de la planta es mayor. El potencial hídrico generado en las ramas altas de las zonas afectadas alcanza alrededor de -8.5 MPa mientras que en las ramas de la misma altura en las zonas conservadas alcanza -6 MPa. Según la curva de vulnerabilidad de *A. germinans* (figura 1), esto implica que en las plantas que están en ambiente más conservado se ha perdido el 50% de la conductividad hidráulica mientras que en las árboles en las zonas dañadas se ha perdido ya el 80%, muy cerca ya de un embolismo catastrófico (Fuente: Bartolo-Mateos, 2015).

Consecuencia de la hipersalinización sobre los procesos de nitrificación del suelo

El indicador evidente de la salud del manglar es el árbol mismo, pero alrededor de éste, otros organismos también están respondiendo a los cambios esporádicos, graduales, crónicos o episódicos a los que está sujeto el ambiente en el que viven. Por ejemplo, la hipersalinización también puede alterar los procesos de nitrificación del suelo. Vovides *et al.* (2011a,b) encuentran

una clara relación entre el grado de deterioro del manglar y el proceso de desnitrificación. La pérdida de cobertura de las especies arbóreas está también asociada a la pérdida de nitrógeno y otros nutrientes que se liberan a la atmósfera o en solución durante el proceso de descomposición (anaerobia o aerobia, dependiendo del nivel de inundación y de la salinidad).

Pérdida de biodiversidad

Sin mangles, no hay manglar, es decir, los árboles de mangle sdefinen la comunidad,

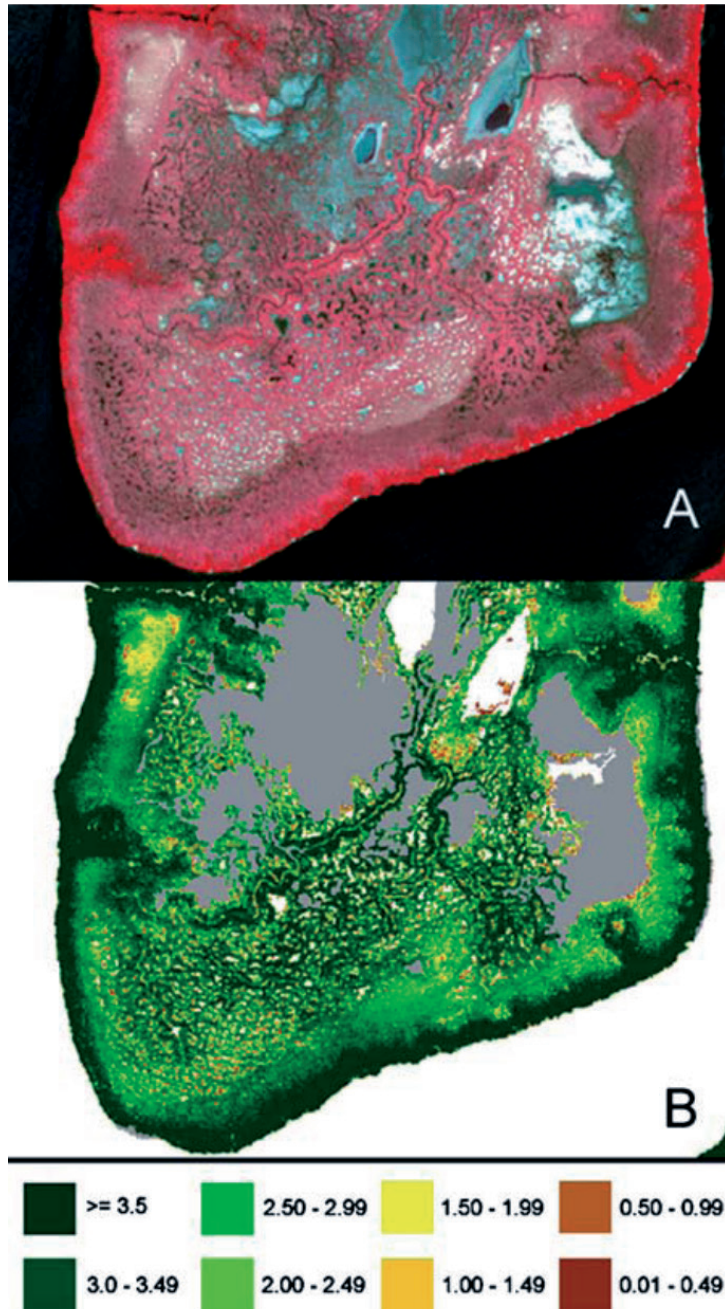


Figura 5. Visión general de la sección sur de la isla La Palma en una imagen QuickBird mostrada (a) color compuesto (NIR, R, G) y (b) como un mapa de IAF (índice de área foliar) derivado de un modelo lineal entre el IAF y el índice de vegetación diferencial normalizado (NDVI). En gris, el área muerta de manglar. Estas imágenes utilizan la radiación emitida por las hojas sanas o afectadas para hacer inferencias acerca del grado de salud de grandes extensiones de vegetación. Tomado de Kovacs *et al.* (2005)

de manera que si mueren entonces se desencadena una serie de procesos, que lleva a la pérdida de biodiversidad. Los árboles constituyen percha, nido, sombra y refugio para las aves y otros vertebrados, de manera que un manglar deteriorado también puede notarse por la baja biodiversidad al compararlo con un manglar que está en buen estado.

Al retirar la causa de la mortalidad de los mangles, por ejemplo, restableciendo los flujos hidrológicos, las zonas desnudas por mortalidad masiva pueden ser substituidas por otra especie. Esto sucede tanto en grandes extensiones como Ciénaga Grande, Colombia (Twilley *et al.*, 1999; Elster, 2000; Perdomo *et al.*, 1999; Simard *et al.*, 2008) o como en pequeños parches en La Mancha que fueron restaurados después de un relleno: el relleno fue retirado y se

recuperó el nivel original del suelo, pero lo que antes estaba ocupado por mangle negro (*Avicennia germinans*) fue ocupado fundamentalmente por mangle blanco (*Laguncularia racemosa*, J. López-Portillo, obs. pers.). Lo mismo sucedió en Ciénaga Grande al abrir coladeras a lo largo de la carretera que interrumpía el flujo de agua continental hacia la zona de manglar. Es posible que este sea un proceso de sucesión y que en el futuro el mangle negro desplace al blanco, pero también es posible que estos ambientes hayan cambiado hacia otro punto de equilibrio. Cuando esto ocurre, o cuando unas especies de manglar son substituidas por otras como consecuencia de la sobreexplotación selectiva, entonces está habiendo un deterioro críptico difícil de ser detectado con fotos aéreas o imágenes de satélite (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2005).

El Ecosistema

Los manglares claramente están entre los pocos ecosistemas tropicales con componentes marinos, fluviales, terrestres y atmosféricos y cada uno influye en la presencia, especiación, disponibilidad y destino de sustancias benéficas y de contaminantes. El manglar como ecosistema proporciona bioindicadores claros de la cualidad de su ambiente. Sin embargo, pocos estudios han trabajado sobre procesos como el flujo de nutrientes o la dispersión hipotética de contaminantes (Rivera-Monroy *et al.*, 1995; Montano-Ley *et al.*, 2007; Twilley y Rivera-Monroy, 2009). En la detección de los efectos de contaminación en los manglares se han usado respuestas biológi-

cas de los individuos como sobrevivencia, producción de biomasa, caída de hojarasca, refoliación y fotosíntesis, pero también respuestas bioquímicas como la expresión de la metalotioneína (MT), la actividad enzimática (*e.g.*, GSH= glutatión, SOD= superóxido dismutasa, CAT= Catalasa, peroxidasa), y los productos de peroxidación de lípidos y frecuencia de mutación (Hall 2002; Maiti. *et al.*, 2004; Espina y Venegas, 2005), la mayoría de los estudios se han realizado en propágulos de manglar, con pocos reportes en campo en árboles maduros de manglar. Hasta la fecha, los estudios de toxicidad para plantas de manglar se han enfocado en el efecto de los metales traza

(cobre, cadmio, mercurio, manganeso, plomo y zinc), que bajo condiciones controladas, redujeron la fotosíntesis en la planta (Bell y Duke, 2005; MacFarlane, 2003), el crecimiento, la biomasa, e incluso provocaron la muerte de los sujetos experimentales (MacFarlane y Burchett, 2002). En el campo, la muerte en los manglares en Australia se asoció con la contaminación del herbicida diuron (Duke *et al.*, 2005) aunque otros factores como el enterramiento de los pneumatóforos durante eventos de inundación con transporte de sedimentos, pueden estar involucrados (Abbot y Marohasy 2011; Bayen, 2012).

Pérdida de cobertura

Cada especie de manglar se distribuye en condiciones ecológicas que se aproximan a sus límites de tolerancia principalmente a la salinidad del agua del suelo y el régimen de inundación (Cruse *et al.*, 2013). Si el hidropериodo cambia por causas naturales (movimientos tectónicos, cambio en los patrones sedimentológicos o hidrológicos, huracanes, eventos de heladas, sequías prolongadas, inundaciones crónicas, entre otras) o inducidas (desviación del agua por canalización o diques, construcción de barreras como caminos, complejos hoteleros, contaminación por petróleo, enriquecimiento de nutrientes) las especies manglar se ajustan a las nuevas condiciones (si está dentro de su ámbito de tolerancia) o sucumben a las condiciones a las que son intolerantes (Kovacs *et al.*, 2001; Rivera-Monroy *et al.*, 2006). Los movimientos lentos, como la inclinación de la costa por tectonismo o la subsidencia por la compactación de sedimentos, inducen cambios

en la posición relativa de la superficie que pueden o no ser toleradas por las plantas de manglar (Cahoon *et al.*, 2003). Los “pequeños cambios” en el nivel medio del mar resultarían en un cambio considerable en la duración de la inundación de los manglares en cualquier punto de la zona litoral, por lo que podría haber una mortalidad masiva cuando el nuevo nivel es relativamente profundo. La evaluación de los cambios a escalas instantáneas puede llevarse a cabo a través del análisis de imágenes de satélite o bien por fotografías aéreas de años secuenciales (Blasco *et al.*, 1996; Kovacs *et al.*, 2005).

Por ejemplo imágenes de satélite secuenciales de 1986, 1993 y 1999, Kovacs *et al.* (2001) evaluaron las pérdidas de cobertura de manglar del sistema lagunar Teacapán Agua Brava y sus resultados indican que en 1986 aproximadamente el 18 % (8 600 ha) del área de manglar estaba o muerta o muy deteriorada. El daño principal se localizó en la sección este de la cuenca de Agua Brava; la causa, que aún está afectando el sistema, fue una de las mayores catástrofes en manglares de México: la apertura del canal de Cuautla en 1972 sobre una barra costera, que apenas empezó con un pequeño canal para permitir la entrada de organismos marinos al sistema lagunar pero tras el paso del huracán Rosa en 1994, el aporte extraordinario de agua continental al sistema lagunar el canal de Cuautla, que ahora abarca alrededor de 700 m de ancho. Las imágenes de satélite muestran otras partes afectadas en el sistema de Marismas Nacionales, indicando que las consecuencias de la apertura de esta barra aún no se han acabado. El análisis histórico de las fotografías

aéreas y las imágenes de satélite, además de los testimonios de los pescadores, sugieren que las condiciones de la cuenca de la laguna de Agua Brava eran las de un ambiente poco salino que contenía un bosque de manglar dominado por el mangle blanco *Laguncularia racemosa*. La conexión con el mar probablemente incrementó la salinidad del agua y es posible que la pérdida de sedimentos del sistema radicular por la alta cabeza de presión hidrostática del agua continental después del huracán Rosa haya afectado también el nivel del suelo (Kovacs *et al.*, 2001). El impacto diferencial en las especies de manglar sería también consecuencia de los niveles de tolerancia de cada especie de manglar. Por ejemplo, en Teacapán el daño fue mucho menor en 1986. Puesto que esta región está más cercana al mar y antes de la apertura del canal de Cuautla se encontraba dominado por el mangle negro *Avicennia germinans*, el daño por el incremento de la salinidad parece ser menor.

De esta manera, el uso de fotografías aéreas e imágenes de satélite para análisis retrospectivos constituye un soporte fundamental para estudiar la pérdida o ganancia de cobertura de manglar. Pero no se queda allí: con el uso de herramientas bien establecidas como el índice de vegetación diferencial normalizado para compararlo en el campo con el índice de área foliar (Green *et al.*, 1997; Kovacs *et al.*, 2005), que es un buen indicador de actividad fotosintética y por ende de productividad. Kovacs *et al.* (2005) reportaron que, en Agua Brava, los manglares no muertos, pero más afectados tenían un IAF=0.85 mientras que en los más vigorosos el índice era 1.74 para bosques de *Laguncularia racemosa* y hasta 2.49 para bosques de *Rhizophora mangle* (figura 5). Este tipo de trabajos requieren la verificación en el campo y es ahí en donde el seguimiento de las respuestas a nivel individual de las especies nos permitirá explicar de manera última cuáles son las causas de la mortalidad o de la mayor altura o productividad (Simard *et al.*, 2006 ; García Calva *et al.*, 2019) del sitio de interés.

Literatura Citada

- Abbot J., y J. Marohasy, 2011. Has the herbicide diuron caused mangrove dieback? A re-examination of the evidence. *Human and Ecological Risk Assessment* 17:1077–94.
- Agraz-Hernández, C., R. Noriega-Trejo, J. López-Portillo, F. Flores-Verdugo, J.J. Jiménez-Zacarías, 2006. Guía de Campo. Identificación de los Manglares en México. Universidad Autónoma de Campeche. 45 p.
- Allaway, W. G., 1982. Mangrove die-back in Botany Bay. *Wetlands* (Australia), 2: 1-7.
- Alongi, D. M., 2008. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76: 1-13.
- Azócar, A., F. Rada, y A. Orozco, 1992. Relaciones hídricas e intercambio de gases en dos especies de mangle, con mecanismos contrastantes de regulación de la salinidad interna. *ECOTROPICAS*, 5(2): 11-19
- Ball, M. C., 1988. Ecophysiology of mangroves. *Trees*, 2: 129-142.

- Bartolo Mateos, O., 2015. Mortalidad diferencial en ramas altas y bajas en *Avicennia germinans* (L.) L en un ambiente bajo tensión ambiental de la zona de Reserva Ecológica del CTPALM, Tuxpan, Veracruz. Tesis de Maestría en Manejo de Ecosistemas Costeros Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana, Campus Tuxpan.
- Bayen, S., 2012. Occurrence, bioavailability and toxic effects of trace metals and organic contaminants in mangrove ecosystems: A review. *Environment International*, 48: 84–101.
- Bell, A. M., y N. C. Duke, 2005. Effects of Photosystem II inhibiting herbicides on mangroves—preliminary toxicology trials. *Marine Pollution Bulletin*, 51: 297-307.
- Blasco, F., P. Saenger, y E. Janodet, 1996. Mangroves as indicators of coastal change. *Catena*, 27: 167-178.
- Cahoon, D. R., P. Hensel, J. Rybczyk, K. L. McKee, C. E. Proffitt, y B.C. Perez, 2003. Mass tree mortality leads to mangrove peat collapse at Bay Islands, Honduras after Hurricane Mitch. *Journal of Ecology*, 91: 1093-1105.
- Carignan, V., y M.A. Villard, 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental monitoring and assessment*, 78: 45-61.
- Chiu, C.Y., y Ch. Chou, 1991. The distribution and influence of heavy metals in mangrove forest of the Tamshui Estuary in Taiwan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 37: 659-669.
- Chiu, C.Y., F.S. Hsiu, S.S. Chen, y Ch. Chou, 1995. Reduce toxicity of Cu and Zn to mangrove seedlings (*Kandelia candel* (L) Druce. In saline environments. *Botanical of America Sinica (Taipei)*, 36: 19-24.
- Crace, B., A. Liedloff, P.A. Vesik, M.A., Burgman, y B.A. Wintle, 2013. Hydroperiod is the main driver of the spatial pattern of dominance in mangrove communities. *Global Ecology and Biogeography*, 22: 806–817.
- Dahdouh-Guebas F., R. De Bondt, P.D. Abeyasinghe, J.G. Kairo, S. Cannicci, L. Triest, y N. Koedam, 2004. Comparative study of the disjunct zonation pattern of the grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. In Gazi Bay (Kenya). *Bull. Marine Sci.*, 74: 237-252.
- Dahdouh-Guebas, F., L.P. Jayatissa, D. Di Nitto, J.O. Bosire, D. Lo Seen, y N. Koedam, 2005. How effective were mangroves as a defence against the recent tsunami? *Current Biology*, 15: R443-R447.
- Dahdouh-Guebas, F., J.G. Kairo, R. De Bondt, y N. Koedam, 2007. Pneumatophore height and density in relation to micro-topography in the grey mangrove *Avicennia marina*. *Belgian Journal of Botany*, 140: 213-221.
- de la Lanza Espino, G., 2000. Criterios generales para la elección de bioindicadores, p. 17-41. In: de la Lanza Espino, G., S. Hernández Pulido y J.L. Carvajal Pérez (compiladores) Organismos Indicadores de la Calidad del Agua y de la Contaminación (Bioindicadores). SEMARNAP, CONAGUA, Inst. Biol. UNAM, Plaza y Valdés editores. 634 p.
- Dicks, B., 1986. Oil and the black mangrove *Avicennia marina* in the northern Red Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 17: 500-503.
- Duke, N. C., A. M. Bell, D.K. Pederson, C.M. Roelfsema, y N.S. Bengtson, 2005. Herbicides implicated as the cause of severe mangrove dieback in the Mackay region, NE Australia: consequences for marine plant habitats of the GBR World Heritage Area. *Marine Pollution Bulletin*, 51: 308-324.
- Ellison, J. C., y S. Simmonds, 2003. Structure and productivity of inland mangrove stands at Lake MacLeod, Western Australia. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, 86: 21-26.
- Elster, C., 2000. Reasons for reforestation success and failure with three mangrove species in Colombia. *Forest Ecology and Management*, 131: 201-214.

- Espina, S., y C. Vanegas, 2005. Ecofisiología y contaminación, p. 53-78. In: A. V. Bote-llo, J. Rendón von Osten, G. Gold-Bou-chot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.
- Ewers, F. W., J. López-Portillo, G. Angeles, y J. B. Fisher, 2004. Hydraulic conductivity and embolism in the mangrove tree *Laguncularia racemosa*. *Tree Physiology*, 24: 1057-1062.
- Ewers, F. W., J. M. Ewers, A. L. Jacobsen, y J. López-Portillo, 2007. Vessel redundancy: modeling safety in numbers. *Iawa Journal*, 28: 373-388.
- Feller, I. C., 1995. Effects of nutrient enrichment on growth and herbivory of dwarf red mangrove (*Rhizophora mangle*). *Ecological Monographs*, 65: 477-505.
- Feller, I. C., K. L. McKee, D. F. Whigham, y J. P. O'Neil, 2003. Nitrogen vs. phosphorus limitation across an ecotonal gradient in a mangrove forest. *Biogeochemistry*, 62: 145-175.
- Field, C.D., 1996. Rationale for restoration of mangrove ecosystems. 28-35 in CD. Field (ed). Restoration of Mangrove Systems. Okinawa, Japan: ISME and ITTO.
- García Calva, L., J. Golubov, M.C. Mandujano, A.L. Lara-Domínguez, y J. López-Portillo, 2019. Assessing Google Earth Pro images for detailed conservation diagnostics of mangrove communities. En: Silva, R., Martínez, M.L., Chávez, V., y Lithgow, D. (eds.), Integrating Biophysical Components in Coastal Engineering Practices. Journal of Coastal Research, Número especial 92: 33-43.
- Giri, C., E. Ochieng, L.L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek, y N. Duke, 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20: 154-159.
- Gomes, N. C., D.F. Cleary, F.N. Pinto, C. Egas, A. Almeida, A. Cunha, L.C.S. Men-doça-Hagler, y K. Smalla, 2010. Taking root: enduring effect of rhizosphere bacterial colonization in mangroves. *PLoS One*, 5(11): e14065.
- González, H. y M. Ramírez, 1995. The effect of nickel mining and metallurgical activities on the distribution of heavy metal in Levisa Bay, Cuba. *Journal of Geochemical Exploration*, 52: 183-192.
- Green, E. P., P.J. Mumby, A.J. Edwards, C.D. Clark, y A.C. Ellis, 1997. Estimating leaf area index of mangroves from satellite data. *Aquatic Botany*, 58: 11-19.
- Hall, J.L., 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 53: 1-11.
- Haynes, D., J. Brodie, J. Waterhouse, Z. Bainbridge, D. Bass y B. Hart, 2007. Assessment of the water quality and ecosystem health of the Great Barrier Reef (Australia): conceptual models. *Environmental Management*, 40: 993-1003.
- Kitaya, Y., K. Yabuki, M. Kiyota, A. Tani, T. Hirano, y I. Aiga, 2002. Gas exchange and oxygen concentration in pneumatophores and prop roots of four mangrove species. *Trees*, 16: 155-158.
- Kovacs, J. M., J. Wang y M. Blanco-Correa, 2001. Mapping disturbances in a mangrove forest using multi-date Landsat TM imagery. *Environmental Management*, 27: 763-776.
- Kovacs, J. M., J. Wang, y F. Flores-Verdugo, 2005. Mapping mangrove leaf area index at the species level using IKONOS and LAI-2000 sensors for the Agua Brava Lagoon, Mexican Pacific. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62: 377-384.
- Lewis, M., y P. Pryor, 2013. Toxicities of oils, dispersants and dispersed oils to algae and aquatic plants: Review and database value to resource sustainability. *Environmental Pollution* (en prensa) <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.001>

- López-Portillo, J., y E. Ezcurra, 1989. Response of three mangroves to salinity in two geofoms. *Functional Ecology*, 3: 355-361.
- López-Portillo, J., y E. Ezcurra, 2002. Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques*, Número especial: 27-51.
- López-Portillo, J., O. Bartolo Mateos, A. Basáñez, V. Vásquez, L. Gómez, y Y.E. Ávila, 2009. Massive mangrove mortality at Tampamachoco lagoon, Tuxpan, Veracruz, Mexico. Resumen BSA Annual Meeting Botany and Mycology. Snowbird, Utah. <http://2009.botanyconference.org/engine/search/index.php?func=detail&aid=896>
- MacFarlane, G. R., 2003. Chlorophyll a fluorescence as a potential biomarker of zinc stress in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 70: 90-96.
- MacFarlane, G. R., y M.D. Burchett, 2002. Toxicity, growth and accumulation relationships of copper, lead and zinc in the grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Marine Environmental Research*, 54: 65-84.
- Maiti, R., J. Hernández, J. González, y D. López, 2004. Plant based biorremediation and mechanisms of heavy metals tolerance of plants: a review. *Proc. Indian Natn. Sci. Acad.*, B70 1: 1-12.
- Méndez-Alonzo, R., J. López-Portillo, C. Moctezuma, M.K. Bartlett, y I. Sack, 2016. Osmotic and hydraulic adjustment of mangrove saplings to extreme salinity. *Tree Physiology*, 36: 1562-1572
- Montano-Ley, Y., R. Peraza-Vizcarra, y F. Paez-Osuna, 2007. The tidal hydrodynamics modeling of the Topolobampo coastal lagoon system and the implications for pollutant dispersion. *Environmental Pollution*, 147:282-90.
- Murray, F., 1985. Cycling of fluoride in a mangrove *Avicennia marina* community near a fluoride emission source. *Journal of Applied Ecology*, 22: 277-286.
- Nettel, A., R.S. Dodd, Z. Afzal-Rafii, y C. Tovilla-Hernández, 2008. Genetic diversity enhanced by ancient introgression and secondary contact in East Pacific black mangroves. *Molecular Ecology*, 17: 2680-2690.
- Perdomo, L., I. Ensminger, C. Elster, M. Wallner-kersanach, y M.L. Schnetter, 1999. The mangrove ecosystem of the Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia): Observations on regeneration and trace metals in sediment. *Mar. Pollution Bulletin*, 37: 393-403.
- Pineda, E., C. Moreno, F. Escobar y G. Halffter, 2005. Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conservation Biology*, 19: 400-410.
- Rapport, D. J., C.L. Gaudet, R. Constanza, P.R. Epstein y R. Levins (Eds.), 2009. Ecosystem health: principles and practice. Wiley-Blackwell, 384 p.
- Rico-Gray, V. 1981. *Rhizophora harrisonii* (Rhizophoraceae), un nuevo registro para las costas de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 7: 163-165.
- Rivera-Monroy, V. H., J.W. Day, R.R. Twilley, E. Vera-Herrera, y C. Coronado-Molina, 1995. Flux of nitrogen and sediment in a fringe mangrove forest in Terminos Lagoon, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 40: 139-160.
- Rivera-Monroy, V.H., R.R. Twilley, E. Mancera, A. Alcantara-Eguren, E. Castañeda-Moya, O. Casas Monroy, P. Reyes, J. Restrepo, L. Perdomo, E. Campos, G. Cotes, y E. Viloria, 2006. Adventures and misfortunes in Macondo: rehabilitation of the Cienaga Grande de Santa Marta lagoon complex, Colombia. *Ecotropicos*, 19(2): 72-93.
- Ruiz-Luna, A., J. Acosta-Velázquez, y C.A. Berlanga-Robles, 2008. On the reliability of the data of the extent of mangroves: A case study in Mexico. *Ocean and Coastal Management*, 51: 342-351.
- Sadooni, F.N., y I.A. El-Kassa, 1999. Mangrove as bioindicator for environmental po-

- llution in coastal marine environments-review. *Qatar University Science Journal*, 19: 137- 151.
- Scholander, P. F., 1968. How mangroves desalinate seawater. *Physiologia Plantarum*, 21: 251-261.
- Simard, M., K. Zhang, V.H. Rivera-Monroy, M.S. Ross, P.L. Ruiz, E. Castañeda-Moya, R.R. Twilley, y E. Rodriguez, 2006. Mapping height and biomass of mangrove forests in Everglades National Park with SRTM elevation data. *Photo.Engineering and Remote Sensing*, 72: 299-311.
- Simard, M., V.H. Rivera-Monroy, J.E. Mancera-Pineda, E. Castañeda-Moya, y R.R. Twilley, 2008. A systematic method for 3D mapping of mangrove forests based on Shuttle Radar Topography Mission elevation data, ICESat/GLAS waveforms and field data: Application to Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Remote Sensing of Environment*, 112: 2131-2144.
- Sperry, J. S., M.T. Tyree y J.R. Donnelly ,1988. Vulnerability of xylem to embolism in a mangrove vs an inland species of Rhizophoraceae. *Physiologia Plantarum*, 74: 276-283.
- Twilley, R.R., V.H. Rivera-Monroy 2009. Ecogeomorphic models of nutrient biogeochemistry for mangrove wetlands. p. 641-683 In: Perillo G.M.E., E. Wolanski, D.R. Cahoon, M.M. Brinson (Eds). Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach. Amsterdam, Elsevier
- Twilley, R. R., V.H. Rivera-Monroy, R. Chen y L. Botero, 1999. Adapting an ecological mangrove model to simulate trajectories in restoration ecology. *Marine Pollution Bulletin*, 37: 404-419.
- Twilley, R.R., y J.W. Day, 2013. Mangrove Wetlands, p. 165-202. In: Day, J.W., B.C. Crump, W.M. Kemp y A. Yáñez-Arancibia (eds) Wiley-Blackwell. Published by John Wile and Sons, Inc. 250 p.
- Tyree, M. T., y J.S. Sperry, 1989. Vulnerability of xylem to cavitation and embolism. *Annual Review of Plant Biology*, 40: 19-36.
- Valderrama, L., C. Troche, Ma. T. Rodríguez, D. Márquez, B. Vázquez, S. Velázquez, A. Vázquez, Ma. I. Cruz, y R. Ressler, 2014. Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970–2005 period. *Wetlands*, 34(4): 747-758.
- Valderrama-Landeros, L. H., M.T. Rodríguez-Zúñiga, C. Troche-Souza, C. Velázquez-Salazar, E. Villeda-Chávez, J.A. Alcántara-Maya, B. Vázquez-Balderas, M.I. Cruz-López, y R. Ressler, 2017. Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, 128 p.
- Vázquez, P., G. Holguin, M.E. Puente, A. Lopez-Cortes, y Y. Bashan, 2000. Phosphate-solubilizing microorganisms associated with the rhizosphere of mangroves in a semiarid coastal lagoon. *Biology and Fertility of Soils*, 30: 460-468.
- Vilagrosa, A., J. Cortina, E. Rubio, R. Trubat, E. Chirino, E. Gil-Pelegrín, y V. R. Vallejo, 2005. El papel de la ecofisiología en la restauración forestal de ecosistemas mediterráneos. *Invest Agrar: Sist Recur For.*, 14(3), 446-461
- Vovides, A., J. López-Portillo, y Y. Bashan, 2011a. N₂-fixation along a gradient of long-term disturbance in tropical mangroves bordering the Gulf of Mexico. *Biology and Fertility of Soils* 47: 567-576
- Vovides, A., Y. Bashan, J. López-Portillo, y R. Guevara, 2011b. Nitrogen fixation in preserved, reforested, naturally regenerated and impaired mangroves as an indicator of functional restoration in mangroves in an arid region of Mexico. *Restoration Ecology*, 19: 236-244
- Zaldívar-Jiménez, M.A., J.A. Herrera-Silveira, C. Teutli-Hernández, F.A. Comin, J.L. Andrade, C. Coronado Molina, y R. Pérez Ceballos, 2010. Conceptual framework for mangrove restoration in the Yucatán Peninsula. *Ecological Restoration*, 28: 333-342.

Pastos Marinos

Fernando Sotelo Giner

Instituto Tecnológico Superior de Álamo Temapache (ITSAT)

Resumen

Las praderas de pastos marinos son ecosistemas prioritarios en las costas y mares de México y el mundo, el presente capítulo describe las principales características y funciones de los pastos marinos, así como los grandes retos que su conservación representa ante la pérdida global de este ecosistema, haciendo hincapié en la importancia de desarrollar planes de manejo y gestiones nacionales en torno al estudio, cuidado y protección de las praderas de pastos marinos. Así, también se presentan a los pastos marinos como una herramienta importante en el monitoreo de la salud del ecosistema ante fenómenos antropogénicos y ambientales exponiendo el caso de la laguna de Tampamachoco. Por último se presentan estudios nacionales entorno a este ecosistema y la necesidad urgente de generar la información de la distribución de las distintas especies de pastos marinos en México.

Palabras Clave: pastos marinos, ecosistemas prioritarios, situación en México, conservación, monitoreo.

Abstract

Seagrass meadows are priority ecosystems on the coasts and seas of Mexico and the world, this chapter describes the main characteristics and functions of seagrass, as well as the great challenges that their conservation represents in the global loss of this ecosystem, emphasizing the importance of developing management plans and national management regarding the study, care and protection of seagrass meadows. Thus, seagrasses are also presented as an important tool in the monitoring of ecosystem health in the face of anthropogenic and environmental phenomena, exposing the case of the Tampamachoco lagoon. Finally, national studies are presented about this ecosystem and the urgent need to generate information on the distribution of the different seagrass species in Mexico.

Keywords: Seagrass, priority ecosystems, situation in México, conservation, monitoring.

Introducción

La cantidad de organismos de los mares y costas mexicanos es extraordinaria, las especies y hábitats costero-marinos representan un componente esencial de la biodiversidad del país con elevados niveles de riqueza, diversidad y endemismo comparables con los de la biota continental (Aguilar *et al.*, 2008). Los arrecifes de coral, bosques de manglar y las camas de pasto marino son ecosistemas dominantes en la línea de costa tropical, y bien conocidos por su alta productividad, especies asociadas y varios servicios ecosistémicos (Nagelkerken, 2009). En regiones tropicales los pastos marinos suelen estar conectados con manglares y arrecifes de coral. Jugando un importante papel en mantener los tres sistemas, con sus plantas y animales, asociados, saludables y funcionales (DOF, 2003; Nagelkerken, 2009; Di Carlo y McKenzie, 2011)

Una pradera de pasto marino es un manjar dentro de los ecosistemas costeros, ya que su riqueza alcanza para satisfacer múltiples necesidades ambientales de distintos organismos. Para facilitar su comprensión es necesario analizarlo desde distintas pers-

pectivas: por un lado, brinda una estructura física como un sustrato y como un refugio, esto le brinda esa gran capacidad de albergar múltiples organismos. También esta estructura constituye un sedimentador natural (Azevedo *et al.*, 2017) donde en conjunto con la acción de sus raíces ayudan a la estabilización del suelo; por otro lado está su fisiología, donde su sola existencia lo obliga a metabolizar nutrientes participando en la remoción de los mismos (Smith y Hayasaka, 1982; Burkholder *et al.*, 1994; Hemminga y Duarte, 2000), que en conjunto con sus altas tasas de renovación impactan en temas relevante como lo es la fijación del carbono (carbono azul) (Thorhaug *et al.*, 2017); también es importante valorarlo como una herramienta de interpretación ambiental, donde la condición de salud del pasto es un reflejo de la del sistema costero marino en el que se encuentra, ya que es sésil y presenta susceptibilidad a las variaciones ambientales (Fonseca *et al.*, 2007; Lirman *et al.*, 2008). El pasto marino también es importante para hábitats adyacentes como lo son: marismas sali-

nas, bancos de moluscos, arrecifes de coral y bosques de manglar; con los que establece conectividad, es decir, especies marinas que realizan parte de su ciclo de vida y/o desarrolla distintas actividades en múltiples hábitats (Short *et al.*, 2007; Nagelkerken, 2009; Di Carlo y McKenzie, 2011).

En el mundo existen 12 géneros de fanerógamas marinas con 49 especies, distribuidas desde las regiones frías hasta el Ecuador, en México están representados 7 de estos géneros que incluyen 9 especies. Para el litoral del Pacífico se han reportado *Halodule wrightii*, *Phyllospadix scouleri*, *Phyllospadix torrey* y como especie dominante *Zostera marina*, también se encuentra *Ruppia maritima* esta especie con gran afinidad eurihalina (Ibarra-Obando y Ríos, 1993; Short *et al.*, 2007). En el golfo de México se describen seis especies de pastos marino: *Ruppia maritima*, *Halodule wrightii* en posible sinonimia con *Halodule beudettei*, *Syringodium filiforme*, *Halophila decipiens*, *Halophila engelmanni* y como especie dominante *Thalassia testudinum* (Ibarra-Obando y Ríos, 1993; Romeu, 1996; van Tussenbroek *et al.*, 2010; Rosas-Alquicira *et al.*, 2012).

En nuestro país no existen suficientes estudios exhaustivos sobre la distribución, cobertura y funciones ecológicas de los pastos marinos, pero si es marcada la influencia y presencia de estas fanerógamas

en distintos estudios, desde 1993 Ibarra-Obando y Ríos concluyen que ningún estudio de biodiversidad, en áreas donde existan pastos marinos, pueden omitirse, dado el papel que desempeñan en los ecosistemas costeros: 1) Ya que sus características estructurales constituyen microhábitats que incrementan la biodiversidad; y 2) por la marcada influencia en el ambiente físico químico de la costa.

Las praderas de pastos marinos suelen ser los productores primarios dominantes en áreas costeras, jugando un papel clave en las dinámicas tróficas, provisión de hábitat, estabilización de sustratos y ciclos biogeoquímicos y por ello son considerados uno de los ecosistemas más productivos del planeta; también están fuertemente vinculados con la producción pesquera, principalmente por su valor como hábitats adecuados para el alevinaje en todas las regiones del mundo (Unsworth *et al.*, 2014). Así mismo, los pastos marinos crecen en la parte del ecosistema marino que es más fuertemente impactada por los humanos incluyendo ríos estuarinos (dónde el agua dulce de los ríos se encuentra con el agua salada del mar), áreas costeras someras y arrecifes de coral. Algunos pastos marinos viven lejos de la costa arriba de los 60 metros de profundidad pero la mayoría se encuentran en la costa en profundidades de no más de 25 metros (Di Carlo y McKenzie, 2011).

Retos y Oportunidades

Como se mencionó en el apartado anterior los pastos marinos suelen colonizar en zonas con influencia de aportes terrígenos, fuertemente vinculados a los escurrimientos naturales, pero también con una marcada influencia antropogénica. En las últimas décadas los pastos marinos han sufrido una seria degradación debido a los impactos humanos y naturales, como la contaminación, eutrofización, sedimentación, sobrexplotación, destrucción de hábitats, dragados, enfermedades, y huracanes. (Orth *et al.*, 2006; Nagelkerken, 2009; Unsworth, *et al.*, 2014). Se estima que el 54 % de todos los humedales y pastos en el Golfo de México se han perdido a partir de 1992. Hoy en día, esta pérdida de pastos marinos es considerada como una afectación sobre todo a las pesquerías y el perímetro del hábitat. También, es probable que estas pérdidas afecten la captura y almacenaje de carbono en el Golfo de México. (Thorhaug *et al.*, 2017)

La biomasa y la productividad de los pastos están disminuyendo en las praderas del Caribe, porque aparentemente están siendo afectadas por las altas temperaturas, las cuales aumentaron casi 10 °C de 1999 a 2005. Ambas variables muestran una fuerte correlación inversa con la temperatura. Las plantas corren el riesgo de experimentar estrés termal que puede ser dañino y causar la muerte. El mayor efecto de la temperatura en los pastos es fisiológica, relacionado con la tolerancia termal individual de cada especie y las temperaturas óptimas para fotosíntesis, respiración y crecimiento. La actividad por botes, nadadores, la alta

carga de nutrientes proveniente de la contaminación local por aguas negras, la deforestación, las actividades agrícolas en tierras costeras y ribereñas son fuentes potenciales de impacto en los pastos marinos. (Fonseca *et al.*, 2007)

Di Carlo & McKenzie (2011) exponen que al dar un manejo a los pastos marinos se reduce el impacto humano al contribuir a: mantener saludables las poblaciones de peces para alimento y comercio, proteger la costa de tormentas y erosión, mantener hábitats, mantener tierras de pastoreo, mantener las rutas migratorias de especies costero marinas, soportar las atracciones turísticas, mantener los múltiples servicios ecosistémicos, mantener el flujo económico que resulta de un ecosistema de pastos marinos saludable y el medio ambiente costero.

Para mantener los pastos marinos saludables se necesita: 1) Luz para producir alimento, la disponibilidad de luz determina la profundidad y locación de las especies de pastos; 2) los sedimentos proveen de nutrientes para el crecimiento y sustrato para el anclaje; 3) los pastos marinos crecen mejor a diferentes temperaturas en diferentes regiones, temperatura arriba de 43 °C daña los pastos marinos tropicales, la temperatura también controla la reproducción en los pastos marinos; 4) nutrientes como el nitrógeno y el fósforo son necesarios para el crecimiento del pasto; 5) la salinidad ayuda a determinar la especie de pasto marino dentro de una comunidad y afecta el crecimiento, la reproducción y supervivencia; 6) algunos disturbios físicos son ne-

cesarios para mantener la estructura de la comunidad al abrir nuevos espacios para la colonización, disturbios físicos fuertes (tormentas, propelas y anclas de botes) pueden desenraizar o destruir las plantas de pastos marinos. (Di Carlo y McKenzie, 2011).

La vegetación acuática sumergida (VAS) es frecuentemente utilizada en proyectos de restauración para regular las descargas por su capacidad de retener sedimentos, fijar carbono y participar en otros procesos biogeoquímicos. En zonas costeras las especies que presentan tolerancia a la salinidad adquieren relevancia para tratar las aguas residuales. (Doering *et al.*, 2002)

Hoy en día las especies de pastos marinos están en un riesgo elevado de extinción (Orth *et al.*, 2006; Short *et al.*, 2007; Unsworth *et al.*, 2014), por las constan-

tes presiones que el hombre, los fenómenos naturales y de transporte de materia (principalmente sedimentos) ejercen sobre estos ecosistemas. Así los pastos marinos se encuentran dentro de las prioridades de investigación costero-marina para México, siendo necesario realizar descripción de las características, inventario y mapeo de los humedales (Lara-Lara *et al.*, 2008).

Al ser organismos perenes la susceptibilidad a los cambios en la calidad del agua y aportes sedimentarios es mayormente visible; siendo útiles como indicadores de los cambios en los ecosistemas marinos, costeros y estuarinos (Fonseca *et al.*, 2007; Lirman *et al.*, 2008; Herrera-Silveira, 2009). Esta utilidad se expone en el caso de estudio que se presenta a continuación.

Caso Estudio: *Halodule wrightii* en la laguna de Tampamachoco

El pasto marino *Halodule wrightii* es la especie de angiosperma acuática sumergida que presenta una mayor distribución en la laguna de Tampamachoco (figura 1) con un área que cubre 52 987.3 m² aprox. (Sotelo-Giner, 2015). En la figura 1 se muestra la distribución y los nombres asignados a las distintas praderas. Estos nombres son utilizados por los lugareños y permiten una mejor localización en campo. Así “Boquitás” hace alusión a los islotes y la forma de estos con respecto al cuerpo lagunar mayor; “Villas” abarca dos lugares “Villa Real” y “Villa Palmas”, “Ensenada” es el nombre local que se le da a los bordes curvos en la laguna; y “Amasal” hace alusión al sue-

lo de la zona comparándolo con la masa con que se elaboran las “tortillas”. Esto permite identificar que es un sitio que históricamente ha funcionado como lugar de deposición e inestabilidad sedimentaria, también es la pradera reportada por múltiples autores (Chavez-O, 1967; Kobelkowsky, 1989; Pérez-H y Cortés, 1992; Cruz-G y Rodríguez-V, 1996; Pacheco-M. *et al.*, 2004) en la zona marginal parte poniente del cuerpo lagunar.

Gracias a que la biomasa de esta especie ha sido cuantificada en varias ocasiones y para distintas fechas (Rivera-Guzmán *et al.*, 2014; Sotelo-Giner, 2015; y el presente); comienza a constituirse como una especie

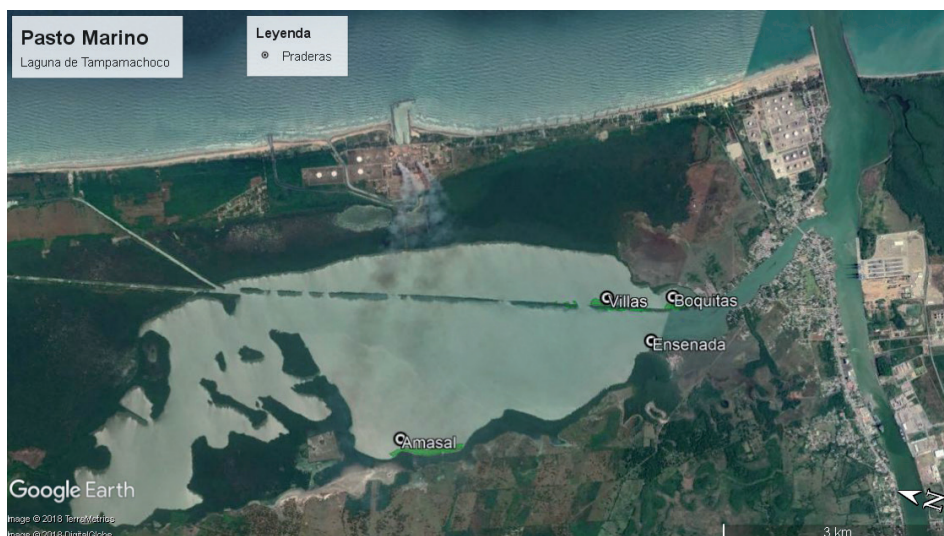


Figura 1. Se presenta la distribución de las praderas de pastos marinos en la laguna de Tampamachoco, Tuxpan, Veracruz, México; con los nombres utilizados por los pescadores.

de importancia para el monitoreo y manejo del ecosistema estuarino lagunar.

Analizando las fluctuaciones en la biomasa en las distintas praderas (figura 2) se identifican varios sucesos o fenómenos que han alterado o beneficiado al ecosistema. Analizando la pradera del “Amasal” se observa que está totalmente ausente en el 2010 (Herrera-Silveira *et al.*, 2011), por un probable daño físico debido a la introducción de la draga para el desazolve del canal de navegación, el pasto resurge de manera vigorosa en 2011 y se mantiene pleno hasta 2016 donde se registra una disminución drástica, donde las posibles causas son enterramiento y presencia de petróleo intemperado en la pradera. Es importante mencionar que en ese año se construye una nueva terminal portuaria aumentando el calado del río Tuxpan de 10 a 15 m. El siguiente paso es detectar la fuente o la procedencia del hidrocarburo para poder

tomar acciones. A pesar de esto se tomaron ciertas acciones con éxito como lo es la siembra de *Halodule wrightii* en la “Ensenada” (Santiago-Castro tesis en proceso) donde se encuentran praderas de *Thalassia testudinum*. En esta zona ya existía la presencia de *H. wrightii* pero de forma muy aislada, la estrategia consiste en fortalecer a *H. wrightii* como especie pionera y con mayor abundancia en la laguna para una posterior colonización por *T. testudinum* que es la especie que domina la sucesión de los pastos marinos (Larkin *et al.*, 2008; Moreira *et al.*, 2009; Sordo *et al.*, 2011). Los valores de biomasa para esta pradera reforestada constituyen un caso de éxito, contrario a lo sucedido en el “Amasal”.

Por otro lado, las praderas de “Villas” y “Boquitas” han mejorado su condición (figura 2) registrando una excelente biomasa en “Villas” para el 2018. Estas mejoras pueden estar relacionadas a los esfuerzos

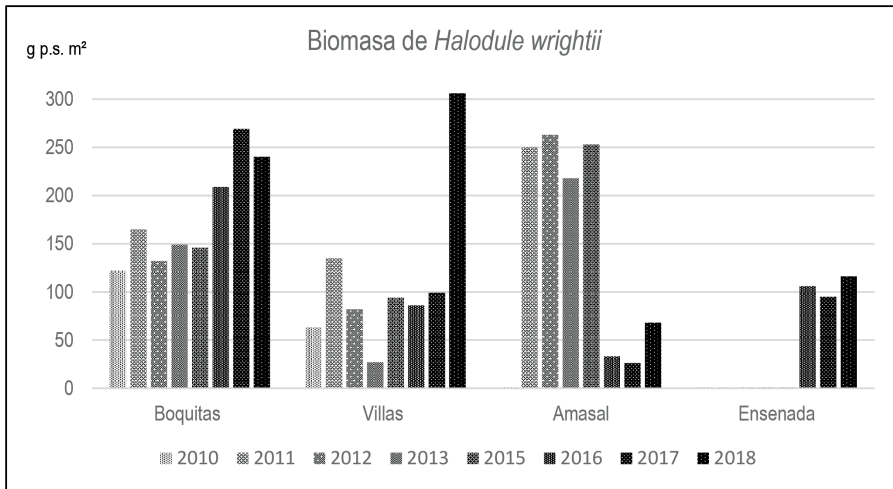


Figura 2. Se presentan los valores de biomasa en gramos de peso seco por metro cuadrado en distintos años para las distintas praderas de *Halodule wrightii* en la laguna de Tampamachoco, Tuxpan, Veracruz, México.

de restauración de manglar realizados por el Instituto Nacional de Ecología (INECOL) y la disminución de los impactos a la laguna realizados por la termoeléctrica “Adolfo López Mateo”. Con esto se comprueba la efectividad de las praderas de pastos marinos para el monitoreo ambiental y detección de fenómenos perjudiciales y benéficos para el ecosistema. Ahora es pertinente tomar nuevas acciones como legislar y proteger estos ecosistemas, ya que las especies y

praderas de pastos marinos no están incluidos en documentos como la ficha del Sitio Ramsar 1602 “Manglares y Humedales de Tuxpan” (Basañez-Muñoz, 2005). También es importante continuar con el monitoreo de los pastos ante el crecimiento urbano y portuario que experimenta la ciudad. Y como recomiendan Rivera-Guzmán *et al.* (2014) realizar acciones de mejora sobre el escudo de agua de los cuerpos lagunares.

Avances en el Tema y Proximos Pasos

Los Estados Unidos cuentan con un comité de monitoreo del estatus y las tendencias de los pastos marinos en el golfo de México desde 1999, dentro del programa “*Gulf of Mexico Program*”. Donde esperan revertir la tendencia que prevalece hacia la degradación de los hábitats de pastos marinos,

implementando investigación, conservación y programas de restauración. El programa de monitoreo se lleva a cabo en 15 sitios que van desde Laguna Madre (frontera con México) hasta la bahía de Florida (frontera norte del golfo de México) (Gulf of Mexico Program, 2009).

En el centro sur del golfo de México que corresponde a México, no existe suficiente información para detectar tendencias. Sin embargo, recientemente Rivera-Guzmán *et al.* (2014) presenta información catalogada de la reducción de los pastos marinos al estudiar cinco lagunas en el estado de Veracruz donde explica que las variaciones en la distribución de los pastos marinos varían como una función de la transparencia del agua, salinidad y el estado trófico lagunar. Donde numerosos factores contribuyen a la alteración de las características físico-químicas particularmente para Veracruz las lagunas no sólo presentan dragados, sino también corren oleoductos a través de ellas. En suma, existen numerosas localidades e industrias y actividades agrícolas próximas a la costa que impactan las praderas de pastos marinos, y no existen mediciones de control de calidad de agua. Esta lista de problemas, y otros más, tienen un significativo impacto antropogénico en las lagunas, aunque menor a lo esperado por el rápido crecimiento económico de la zona. Expone también que los planes de manejo deben pretender mantener las condiciones donde las especies claves puedan continuar existiendo. También se propone que los pastos marinos se incluyan en los programas de monitoreo como indicadores de salud ambiental (Herrera-Silveira, 2006; Fonseca *et al.*, 2007; Di Carlo y McKenzie, 2011).

Herrera-Silveira (2006) estudia ocho lagunas costeras de Yucatán (LCY): Celestún, Chelem, Dzilam, Holbox, Chacmochuc, Nichupte, Bojorquez y bahía de la Ascensión. Para la caracterización y diagnóstico de estas lagunas utilizan, variables de calidad del agua, fitoplancton y la cobertura

de pastos marinos entre dos periodos de tiempo (1999 y 2004). Donde La vegetación acuática sumergida dominante en términos de cobertura en las LCY, está compuesta principalmente por pastos marinos (*Halodule wrightii*, *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Ruppia maritima*) lo cual se relaciona con lo somero que son estos sistemas, condiciones hidrodinámicas, condiciones de transparencia entre otras. El diagnóstico general concluye que las lagunas presentan condiciones con tendencia a la eutrofización. Sin embargo, en la mayoría de las lagunas, la eutrofización es el resultado de procesos naturales, lo cual se considera como un estado de salud bueno, mientras que en las lagunas de Chelem y Bojorquez el estado de eutrofización es de tipo cultural, considerándose como un estado de salud malo. También concluyen que las descargas de aguas subterráneas, aguas residuales domésticas, y cambios en los tiempos de residencia del agua, aparecen como los principales factores que controlan la dinámica de nutrientes y los síntomas de eutrofización. Sugieren también que el diagnóstico debe realizarse bajo la estrategia sitio específico y bajo el esquema de programas de largo-plazo.

En el golfo de California la vegetación de pastos marinos tiene una distribución discontinua y en algunos lugares la especie *Zostera marina* ocupa grandes extensiones en ambas costas del Golfo, donde la velocidad de la corriente marina puede ser muy alta y fructifica durante el invierno (temperatura menor a 15 °C). *H. wrightii* habita en pequeñas bahías y esteros resguardada de las corrientes marinas y fructifica durante el verano (temperatura mayor a 20 °C)

(Ramírez-García y Lot, 1994). También está presente la especie *Ruppia maritima* que acumula una baja cantidad de biomasa heterótrofa y autótrofa en comparación con especies de mayor tamaño como *Zostera marina* y *Thalassia testudinum*. El pasto marino *R. maritima* (al igual que *H. wrightii*) es una especie pionera y habita ambientes poikilosalinos (condiciones hipersalinas, salobres y de agua dulce), oportunista, capaz de colonizar y competir por el sustrato, particularmente después de haber ocurrido una perturbación, o cuando las condiciones ambientales son desfavorables para la especie nativa dominante (Mazzotti *et al.*, 2007; López-Calderón *et al.*, 2014).

Fenómenos ambientales como el calentamiento global, El Niño Oscilación del Sur y la acidificación de los océanos generan disturbios (cambios en la calidad del agua) que pueden ocasionar reducciones importantes en las poblaciones de pastos marinos alrededor del mundo. Existen reportes de especies clímax como *T. testudinum* y *Z. marina* que han sido sustituidas parcial o totalmente por especies oportunistas. Estos cambios en especies formadoras de hábitats o especies clave para el ecosistema pueden tener como consecuencia alteraciones a nivel de comunidad. Como lo sucedido en el golfo de California donde existe un aumento atípico y considerable en la presencia y distribución de *R. maritima* en el noroeste de México, en comparación con su distribución histórica, ocasionado por un cambio en la calidad del hábitat (mayor temperatura, menor luz, etc.) (López-Calderón *et al.*, 2014). En estas situaciones y áreas es conveniente implementar los programas de restauración y monitoreo (Fon-

seca *et al.*, 2007; Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2013)

En el Pacífico, la especie dominante *Z. marina* se encuentra disminuyendo y con daño principalmente debido a las redes de arrastre. La deficiencia de protección legal apropiada y la ausencia de planes de manejo, ha inducido que en las últimas dos décadas haya declinado al menos el 50 % de los sitios que tenían presencia de esta especie y otro 40 % tienen impactos fuertes causando presiones en la estructura trófica (Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2013). En este mismo estudio, se presentan mapas de la presencia de este pasto, donde también exponen que las praderas están separadas tanto geoespacialmente como genéticamente. Este aspecto fortalece la necesidad de realizar estudios de pastos marinos con su hidrología, en sitios específicos debido a que las variables de estructura y la biomasa responden a las variables ambientales dominantes de cada ecosistema. Establecer valores o condiciones de referencia generales puede ser inapropiado para el diagnóstico y las propuestas de acciones de manejo (Fonseca *et al.*, 2007; Herrera-Silveira, 2009).

Se necesitan mapas detallados de la distribución de las praderas de pastos marinos en las lagunas para asegurar el manejo de los hábitats esenciales para los peces. El porcentaje de cobertura del pasto marino es un parámetro ecológico importante ya que influye en las especies circundantes, impacta en la claridad del agua, y nos provee de un importante indicador de la salud del pasto marino. Un mapa está previsto para servir como una línea base para monitorear el estatus y las tendencias de estos hábitats,

ecológicamente importantes y sensitivos. (Baumstark *et al.*, 2016). Salvo los casos mencionados anteriormente en México no se cuentan con mapas que detallen la distribución de los pastos marinos.

Asimismo, los pastos marinos ofrecen protección a especies de interés comercial, ya sea durante todo su ciclo de vida (callo de hacha y almeja Catarina) o durante algunos de sus estadios larvarios (especies de camarón, jaiba, mantarraya, cabrilla, guitarra y tiburón); además de las anteriores, se reporta dentro de la fauna asociada a especies de artrópodos, cordados y moluscos, también la literatura cita los *phylla* Annelida, Echinodermata y Porifera como fauna asociada a pastos marinos habitando en las costas del golfo de México (Rosas-Alquicira *et al.*, 2012).

Las nuevas tendencias de la investigación costera dirigen sus esfuerzos hacia la comparación entre los ecosistemas costeros y procurar bases científicas para el uso eficiente de los recursos naturales. Para obtener un diagnóstico acertado es necesario partir de la caracterización de diferentes componentes y su análisis, extrayendo indicadores que servirán para los programas de seguimiento (monitoreo) de las acciones que los tomadores de decisión y/o administradores de los recursos naturales apliquen para el manejo sustentable de los ecosistemas costeros, incluyendo acciones de conservación, extracción, uso y restauración ecológica. (Herrera-Silveira *et al.*, 2011)

Conclusiones

En los ciclos de la vida, es importante la predicción de la resiliencia y la recuperación, y así reducir el riesgo de las extinciones locales (Sordo *et al.*, 2011). Las praderas de pastos marinos, además de su productividad, fungen como un instrumento importante para promover, observar y detectar anomalías en la resiliencia y la recuperación ante las actividades antropológicas y los fenómenos naturales, siendo un indicador de la salud del ecosistema donde se encuentre.

Es importante implementar programas locales y regionales de monitoreo, restauración y conservación de los pastos marinos. Es fundamental continuar con las descripciones que ayuden a la mejor comprensión del funcionamiento del ecosistema costero

marino, como la fauna asociada a los pastos, la hidrología de los estuarios y zona costera, estudios de transporte de sedimentos, entre otros. Así como regular las descargas urbanas e industriales.

También es importante mantener la conectividad entre los ecosistemas de la zona costera y evitar que no sea impactado por el crecimiento urbano y portuario. Y que, al momento de planificar los calados de navegación, la pesca con redes de arrastre, la instalación de infraestructura de extracción y transporte de hidrocarburos, y otros, se considere a la flora y fauna bentónica que puede estar siendo perjudicada.

Los pastos marinos, junto con parámetros fisicoquímicos del agua y suelo son una

herramienta importante en la detección y observación de la salud de la zona costero-marina ante fenómenos ambientales y actividades industriales, portuarias y urbanas.

Literatura Citada

- Aguilar, V., M. Kolb, D. Hernández, T. Urquiza, y P. Koleff, 2008. Prioridades de Conservación de la Biodiversidad Marina de México. *Biodiversitas*, 79: 1-15.
- Azevedo, A., A. I. Lillebo, J. Lencart e Silva, y J. Miguel Dias, 2017. Intertidal seagrass models: Insights towards the development and implementation of a desiccation module. *Ecological Modelling*, 354: 20-25.
- Basañez-Muñoz, A. J., 2005. Sitio Ramsar: Manglares y Humedales de Tuxpan . Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR), Tuxpan: Ramsar.
- Baumstark, R., R. Duffey, y R. Pu, 2016. Mapping seagrass and colonized hard bottom in Springs Coast, Florida using WorldView-2 satellite imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 181: 83-92.
- Burkholder, J.A. M, H. B Glasgow Jr, y J. E Cooke, 1994. Comparative effects of water-column nitrate enrichment on eelgrass *Zostera marina*, shoalgrass *Halodule wrightii*, and widgeongrass *Ruppia maritima*. *Marine Ecology Progress Series*, 105: 121-138.
- Chavez-O., E A., 1967. Estudio Ecológico Parcial de un Sistema Estuarino en la Costa Oriental de México. Res.III, Congreso Nacional de Oceanografía.
- Cruz-G, A., y A Rodríguez-V., 2011. Ictio-plancton de los sistemas estuarinos del estado de Veracruz, México. Res.I, Reunión Internacional de planctonología y VIII SOMPA.12. 1996.
- Di Carlo, G., y L. McKenzie, 2011. Seagrass Syllabus. A Training Manual For Resource Managers. USA: Conservation International.
- Doering, P. H, R. H. Chamberlain, y D. E. Haunert, 2002. Using Submerged Aquatic Vegetation to Establish Minimum and Maximum Freshwater Inflows to the Caloosahatchee Estuary, Florida. *Estuaries* 25(6B): 1343-1354.
- DOF, 2003. NOM-022-SEMARNAT. 2003. Que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar.
- Fonseca E , A. C, V. Nielsen M, y J. Cortés, 2007. Monitoreo de pastos marinos en Perezoso, Cahuita, Costa Rica (sitio CARICOMP). *Rev. Biol. Trop.*, 55(1): 55-66.
- Gulf of Mexico Program, 2009. Sea Grass Habitat in the Gulf of Mexico: Degradation, Conservation and Restoration of a Valuable Resource. E.U.: USGS science for a changing world, Gulf of Mexico Program.
- Hemminga, A. M., y C. M. Duarte, 2000. Seagrass Ecology. United Kingdom: Cambridge University Press.
- Herrera-Silveira, J. A., 2009. Lagunas Costeras de Yucatán (SE, México): investigación, diagnóstico y manejo. *Ecotrópicos. Sociedad Venezolana de Ecología*, 19(2): 94-108.
- Herrera-Silveira, J. A., S. M. Morales-Ojeda, y O. Cortés-Balan, 2011. «Eutrofización en los Ecosistemas Costeros del Golfo de México: V.1.» SEMARNAT-NOAA-GEF-UNIDO: 88 p.
- Ibarra-Obando, S.E., y R. Ríos, 1993. Biodiversidad Marina y Costera de México. Ecosistema de fanerógamas marinas. CONABIO y CIQRO. 865 p.

- Kobelkowsky, D. A., 1989. Estudio sobre peces de la laguna de Tampamachoco, desarrollados en el laboratorio de peces del Departamento de Biología de la UAM-Iztapalapa. Res., D.F.: Res. Coloq.Invest. Hidrobiol. Tampamachoco. UAM-X.
- Lara-Lara, J. R., *et al.*, 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. p. 109-134. Capital Natural de México. vol 1. Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO.
- Larkin, P. D., K. L. Heideman, J. E. Parker, y B. Hardegree, 2008. «Genetic Structure of *Halodule wrightii* Populations from the Laguna Madre Region in the Western Gulf of Mexico. *Gulf of Mexico Science*, 26(2): 124-129.
- Lirman, D., *et al.*, 2008. Seasonal changes in the abundance and distribution of submerged aquatic vegetation in a highly managed coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 596: 105-120.
- López-Calderón, J. M., R. Riosmena Rodríguez, J. M. Rodríguez-Barón, y G. Hinojosa-Arango, 2014. La planta acuática *Ruppia maritima* en el noroeste de México: aumento de su presencia y efectos en la cadena trófica. p. 471-491. En: Especies Invasoras Acuáticas: Casos de Estudio en Ecosistemas de México, de Antonio M Low-Pfeng, Pedro A Quijón y Edwar M Peters-Recagno. México: SEMARNAT, INECC, UPEI.
- Mazzotti, F. J., L. G. Pearlstine, R. Chamberlain, T. Barnes, K. Chartier, y D. DeAngelis. 2007. Stressor response model for the seagrasses, *Halodule wrightii* and *Thalassia testudinum*. Florida: South Florida Management District and U.S. Geological Survey University of Florida, 19 p.
- Moreira, A., S. Barcia, A. M. Cabrales-Suarez, y T. M. Fujii, 2009. El impacto del huracán Dennis sobre el macrofitobentos de la bahía de Cien Fuegos, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 30(3): 175-185.
- Nagelkerken, I., 2009. Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems. Nijmegen: Springer.
- Orth, R. J., *et al.*, 2006. A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *Bioscience*, 56(12): 987-996.
- Pacheco-M., R., A. Chirino-G, M. A. Pérez-H., y I. H. Salgado-U., 2004. Estudio preliminar de la condición y desarrollo gonádico de *Bairdiella chrysoura* en la laguna de Tampamachoco, Veracruz, México. Res., Villahermosa: Congreso Nacional de Ictiología. UJAT, Sociedad Ictiológica Mexicana, A.C.
- Pérez-H, M. A., y S. Cortés, 1992. Determinación de la textura, materia orgánica y carbonatos totales en sedimentos superficiales de la laguna de Tampamachoco, Veracruz. Res.IX, Congreso Nacional de Oceanografía.
- Ramírez-García, P., y A. Lot, 1994. La distribución del manglar y los pastos marinos en el Golfo de California, México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Botánica*, 65(1): 63-72.
- Riosmena-Rodríguez, R., *et al.*, 2013. Conservation Status of *Zostera marina* Populations at Mexican Pacific. Vol. 27, de Advances in Environmental Research, de Justin A Daniels, 35-62. Nova Science Publisher, Inc.
- Rivera-Guzmán, N. E., P. Moreno-Casasola, S. E. Ibarra-Obando, V. J. Sosa, y Jorge Herrera-Silveira, 2014. Long term state of coastal lagoons in Veracruz, Mexico: Effects of land use changes in watersheds on seagrasses habitats. *Ocean & Coastal Management*, 87: 30-39.
- Romeu, E., 1996. Pastos Marinos: Una cuna para la biodiversidad. *Biodiversitas*, 5: 10-16.
- Rosas-Alquicira, E. F., C. Pacheco-Ramírez, E. J. Ramírez-Chávez, y A. Cruz-García, 2012. Ecosistemas conformados por macroalgas, pastos marinos y mangle en México: su curriculum vitae. *Ciencia y Mar* XVI(48): 31-36.

- Short, F., T. Carruthers, W. Dennison, y M. Waycott, 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 1-2: 3-20.
- Smith, G. W., y S. S. Hayasaka. 1982. Nitrogenase Activity Associated with *Halodule wrightii* Roots. *Applied And Environmental Microbiology*, 43(6): 1244-1248.
- Sordo, L., J. Fournier, V. M. de Oliveira, F. Gern, A. de Castro-Panizza, y P. da Cunha-Lana, 2011. Temporal variations in morphology and biomass of vulnerable *Halodule wrightii* meadows at their southernmost distribution limit in the southwestern Atlantic. *Botánica Marina*, 54: 13-21.
- Sotelo-Giner, F., 2015. Distribución y biomasa del pasto marino *Halodule wrightii* Ascherson en la laguna de Tampamachoco, Tuxpan, Veracruz. Tesis de Maestría en Manejo de Ecosistemas Marinos y Costeros. Tuxpan, Veracruz: Universidad Veracruzana.
- Thorhaug, A., H. M. Poulos, J. López-Portillo, T. C.W Ku, y G. P. Berlyn, 2017. Seagrass blue carbon dynamics in the Gulf of Mexico: Stocks, losses from anthropogenic disturbance, and gains through seagrass restoration. *Science of the Total Environment*, 605-606: 626-636.
- Unsworth, R. K.F., M. van Keulen, y R. G. Coles, 2014. Seagrass meadows in a globally changing environment. *Marine Pollution Bulletin*, 83: 383-386.
- van Tussenbroek, B. I., M. G. Barba-Santos, J. G. Ricardo-Wong, J. Kornelis-van Dijk, y M. Waycott, 2010. Guía de los Pastos Marinos Tropicales del Atlántico Oeste. 1ra. México: Ilustraciones Elvia Esparza

DIVERSIDAD DE AMBIENTES COSTEROS: ESTUDIOS DE CASO

Pastos Marinos y Recursos Pesqueros en la Reserva de la Biósfera Los Petenes, Campeche

Ariana Magdalena Rosas Valdez¹, Luis Amado Ayala Pérez²,
María Guadalupe Figueroa Torres² e Iván Ernesto Roldán Aragón²

¹Maestría en Ciencias Agropecuarias. Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco

²Departamento El Hombre y su Ambiente. Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco

Resumen

Uno de los componentes estructurales principales en la Reserva de la Biósfera Los Petenes (RBLP) en Campeche, México lo constituyen los pastos marinos que además se reconocen como uno de los ecosistemas más grande y mejor conservado del golfo de México. La extensión de la cobertura de los pastos y los niveles de producción son reflejo de las condiciones ambientales particulares y también del grado de conservación que el área protegida ha proporcionado. Por otro lado, los peces costeros en la RBLP son diversos y abundantes y sin duda están vinculados estrechamente con los pastos marinos y algunos de ellos constituyen recursos pesqueros actuales. El objetivo del presente estudio fue describir el área de cobertura de los pastos y evaluar su productividad en comparación con la abundancia y diversidad de los peces haciendo énfasis en aquellos que tienen valor pesquero. Los pastos marinos en la RBLP están constituidos principalmente por *Thalassia testudinum* y ocupan una superficie aproximada del 7.1% de la porción marina con niveles de producción de

hasta 1.3 kg de biomasa seca por metro cuadrado. Por otra parte, la comunidad de peces quedó representada por 38 especies pertenecientes a 19 familias con una aportación de biomasa de hasta 2.84 g·m⁻². Se identifica la presencia de pargos y huachinangos como recursos pesqueros de gran valor económico.

Palabras clave: pastos marinos, RBLP, recursos pesqueros.

Abstract

One of the main structural components of the Biosphere Reserve Los Petenes (RBLP in Spanish) in Campeche, Mexico are the seagrass beds; which also are one of the major and better preserved ecosystem of the Gulf of Mexico. The extension of the surface of seagrass beds and their production rates reflect particular environmental condition, as well as the conservation level granted by the natural protected area. On the other hand, diverse and abundant coastal fishes in the RBLP, are closely linked to the seagrass beds without any doubt; and some of them are considered current fisheries resources. The objective of this study was to describe the extension of the surface of seagrass beds evaluating its productivity in comparison to the abundance and diversity of fishes, with emphasis in those with a fisheries value. Seagrass beds in the RBLP are conformed mainly by *Thalassia testudinum* with a surface of 7.1 percent of the marine portion and with production rates up to 1.3 kg of dry biomass per square meter. Moreover, the fish community was represented by 38 species from 19 families with a biomass up to 2.84 g·m⁻². Groupers and snappers are identified as great economic value fisheries resources.

Keywords: seagrass beds, RBLP, fisheries resources.

Introducción

La Reserva de la Biósfera los Petenes (RBLP) ubicada en el estado de Campeche integra a las praderas de pastos marinos como uno de los ecosistemas más extensos y mejor conservados del golfo de México. Los pastos marinos son eficientes en convertir la energía solar en biomasa por lo que tienen una alta producción. Esta biomasa producida es la base de muchas cadenas alimenticias acuáticas (Sánchez *et al.*, 2007).

En la porción marina de la RBLP la diversidad y abundancia de los peces demuestra el desarrollo de una programación de uso espacial y temporal del hábitat para cubrir diferentes etapas de su ciclo de vida y les permite disminuir competencia inter e intraespecífica. Por otra parte, los peces

(como recursos pesqueros) tienen gran importancia económica tanto *in situ* como en ecosistemas vecinos dada la capacidad de almacenaje y transporte de energía (Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1988).

El papel ecológico de los pastos se ha discutido ampliamente y se destaca su función como hábitat de protección, reproducción, crianza y alimentación para diversas especies de peces, además de la aportación de biomasa que constituye una base de la red trófica costera (Gómez López *et al.*, 2003; González-Gándara *et al.*, 2006). A pesar de la importancia de la RBLP, la información sobre la distribución de pastos marinos y la relación con los peces es escasa.

El objetivo del presente estudio fue determinar la aportación de biomasa de los pastos marinos en la porción costera litoral de la RBLP considerando la temporalidad

climática de la zona y asociarlo con la abundancia y diversidad de los peces haciendo énfasis en recursos pesqueros.

Método

La Reserva de la Biósfera Los Petenes se localiza en la costa norte del estado de Campeche; cuenta con una extensión de 282 857 ha de las cuales más de la mitad corresponde a la zona marina hasta las 12 millas náuticas. Se extiende por los municipios de Calkiní, Hecelchakán, Tenabo y Campeche y se localiza entre los $20^{\circ}51'30''$ - $19^{\circ}49'00''$ N y los $90^{\circ}45'15''$ - $90^{\circ}20'00''$ W. En la figura 1 se representa la ubicación de la reserva, así como la posición

geoespacial de los sitios de muestreo. El clima predominante en la zona centro-sur es AW (cálido subhúmedo con lluvias en verano), mientras que en su extremo norte es BS'h'w (semiseco y seco cálido) (CONANP, 2006).

Se realizaron cuatro campañas de muestreo durante septiembre 2015, febrero, mayo y octubre 2016; visitando 12 sitios distribuidos en la franja costera litoral de la RBLP, la ubicación de cada sitio se esta-



Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en la porción litoral marina de la RBLP.

bleció considerando las condiciones geomorfológicas de la zona, las conexiones con la porción continental a partir de esteros y canales, el gradiente de profundidad, así como una potencial distribución de los pastos marinos. Estos sitios se dividieron en tres estratos conforme al gradiente de profundidad: Estrato 1 conformado por los sitios 1,4, 7 y 10, Estrato 2 integrado por los sitios 2, 5, 8 y 11 y Estrato 3 constituido por los sitios 3, 6, 9 y 12 (figura 2). La ubicación se realizó con ayuda de un

equipo de geoposicionamiento satelital GPS (Garmin). En cada sitio se midieron las variables ambientales de salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y pH utilizando una sonda multiparamétrica YSI (556 MPS), así como la profundidad y transparencia con un disco de secchi.

Mediante inmersiones por buceo con visor y 'esnórquel' y con ayuda de un cuadrante metálico de 1x1 m colocado al azar en cada sitio de muestreo se recolectaron muestras de pastos marinos, dependiendo

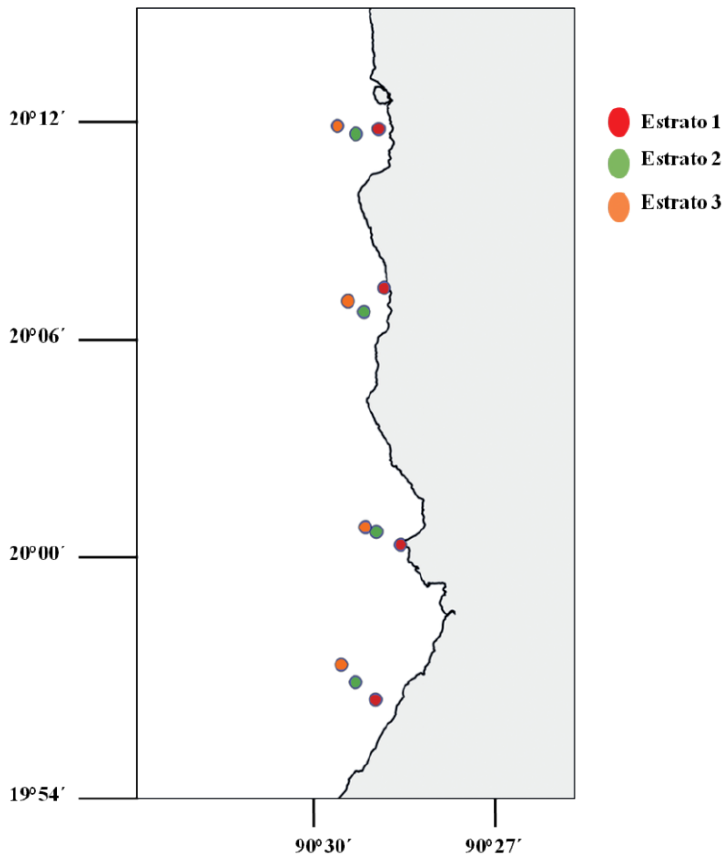


Figura 2. Distribución de los 12 sitios de muestreo agrupados por estratos, de acuerdo con el gradiente de profundidad.

de la cobertura se extrajo una submuestra con ayuda de una pala, que incluyera a la planta completa, la muestra se guardó en bolsas de plástico. Las muestras de peces se obtuvieron con una red de arrastre experimental de 5 m de largo, 2.5 m de abertura de trabajo y 19 mm de luz de malla, operada por 12 min a bordo de una lancha con motor fuera de borda a una velocidad de 2.5 nudos. Los organismos capturados se colocaron en bolsas de plástico, fijándolos con solución de formaldehído al 10 % para su conservación. Las muestras de pastos y peces fueron trasladadas al laboratorio para su procesamiento.

Los pastos marinos se lavaron para eliminar organismos adheridos y se registró su peso húmedo, posteriormente fueron secados en un horno ARSA durante 72 horas a una temperatura de 74 °C (van Tussenbroek *et al.*, 2010). Las muestras de peces se lavaron y rehidrataron por 24 horas. Se clasificaron con ayuda de literatura especializada (Fischer 1978; Cervigón *et al.* 1992; Castro-Aguirre 1999) y se midieron individualmente en longitud estándar (cm) y longitud total (cm). Para la determinación de la biomasa tanto de pastos (peso húmedo y peso seco) como de peces (peso total) se utilizó una balanza digital de 2160 g y 0.1 g de precisión.

El comportamiento ambiental temporal y espacial, así como los resultados de biomasa tanto de pastos como de peces se describen mediante gráficos de caja y bigotes con ayuda del programa Systat (Systat Software Inc.). En ambos análisis las gráficas obtenidas expresan valores de la mediana, primer y tercer cuartil, valores mínimos y máximos además de los valores atípicos. Los criterios estadísticos para definir los valores atípicos fueron los siguientes: Atípico leve: $<Q1-1.5 \cdot IQR, >Q3+1.5 \cdot IQR$; y Atípico extremo: $<Q1-3 \cdot IQR, >Q3+3 \cdot IQR$

Para comparar los datos obtenidos en campo y determinar el área aproximada de las praderas de pastos marinos se obtuvieron imágenes satelitales del área de muestreo en la página EarthExplored del Servicio Geológico de Estados Unidos (US Geological Survey, 2017-USGS), utilizando el satélite Landsat 8; dichas imágenes brindaron información de la cobertura de pastos marinos en el área estudiada a partir de canales espectrales (Casal, 2013). Se seleccionaron las imágenes con menor porción o nula nubosidad y se clasificaron con base en métodos mixtos analizando bandas o canales espectrales (Chuvieco, 1995) para facilitar la detección de la vegetación sumergida a estudiar. El procedimiento de clasificación fue realizado con el apoyo del programa IDRISI Selva 17.0.

Resultados y Discusión

El comportamiento ambiental del área de estudio se describe por la variación de la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH en dos niveles de profundidad (super-

ficie y fondo), para los cuatro sitios de cada estrato, así como para cada campaña de muestreo. La temperatura varió de 19.7°C (febrero) a 30.92 °C (septiembre) para la

superficie y en el fondo de 20.3 °C (febrero) a 32.9 °C (septiembre). Los intervalos de variación de salinidad van de 26.86 UPS a 48.59 UPS para la superficie; y 26.89 UPS a 48.59 UPS para fondo. La salinidad más elevada se registró en mayo y la mínima en septiembre. En cuanto al oxígeno disuelto se observan valores de 1.1 mg·l⁻¹ a 7.0 mg·l⁻¹ para superficie y en fondo de 1.36 mg·l⁻¹ a 6.27 mg·l⁻¹; en febrero se registró la mayor concentración de oxígeno disuelto y en octubre los valores mínimos. Finalmente, el pH⁺ mostró un intervalo de 7.61 a 9.91 (superficie) y 8.07 a 9.99 (fondo), siendo mayo y octubre cuando se registraron los valores mínimos y septiembre con los valores máximos. La figura 3 muestra los gráficos de caja que representan la variabilidad ambiental registrada.

De acuerdo con CONANP (2006) la temperatura del agua en la RBLP oscila en promedio entre 24 °C en invierno a 28 °C en verano, lo cual en general concuerda con los registros del presente estudio, sin embargo, es preciso destacar que en febrero 2016 se registraron temperaturas entre 19.7 y 22.9 °C lo cual fue causado por la presencia de un frente frío estacionario que resultó extraordinario por su duración y efectos. Ayala-Pérez *et al.* (2003) reportan valores de temperatura para el área de estudio que son comparables.

En cuanto a la salinidad, los valores registrados son un reflejo del dominio de las condiciones marinas en la RBLP, sin embargo, también se hacen evidentes las variaciones temporales, de manera que, para la época de lluvias, particularmente entre septiembre y noviembre la salinidad disminuye en casi 20 unidades con respecto a los

registros en la época de secas (mayo a julio), este comportamiento coincide con lo reportado por Terán-González *et al.* (2016).

En el caso del oxígeno disuelto la variación refleja tanto condiciones climáticas como la temperatura ambiente y la precipitación, como condiciones locales de acumulación y oxidación de la materia orgánica o la producción fotosintética, por lo cual resulta complicado interpretar los valores registrados. Sin embargo, asociados a la presencia del frente frío antes referido, se registraron los valores más altos de oxígeno disuelto debido a la disminución de la temperatura del agua y a la frecuencia e intensidad del viento del norte, por otra parte, en septiembre se observa el menor intervalo de variación con valores bajos y en octubre con una mayor aportación de agua continental los valores se mantienen bajos pero el intervalo aumenta.

Los valores de pH registrados en la RBLP muestran una tendencia temporal de disminución que llama mucho la atención dadas las actuales condiciones de acidificación de los océanos (Cox *et al.*, 2015), por lo cual es recomendable mantener un programa de monitoreo específico por el riesgo de afectación al más grande y mejor conservado ecosistema de pastos marinos del golfo de México.

Las variaciones espaciales de las variables ambientales registradas son mínimas y solo es de destacar el efecto de la profundidad en las concentraciones del oxígeno disuelto.

Thalassia testudinum fue la única especie de pasto marino identificada durante las cuatro campañas de muestreo en todos los sitios, aunque no se descarta la presen-

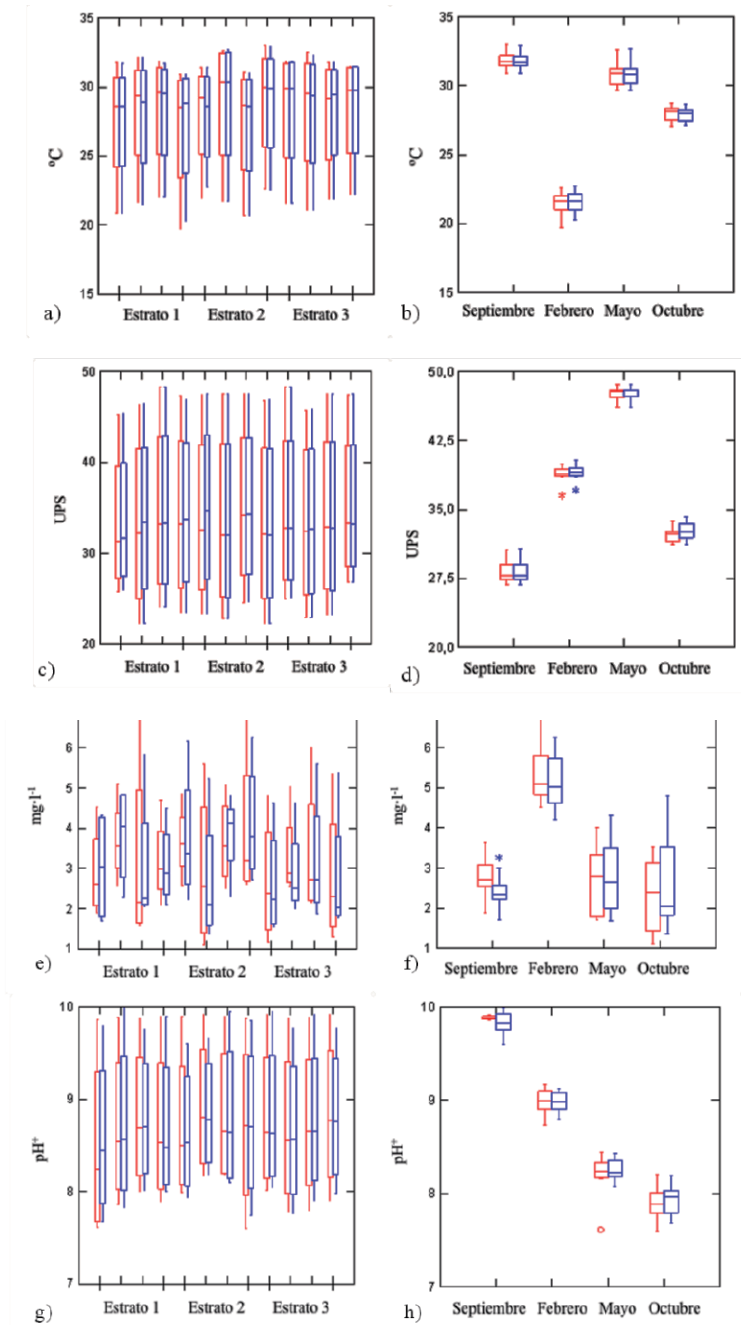


Figura 3. Gráficas de caja de los parámetros ambientales de la columna de agua en las cuatro campañas de muestreo en escalas espacial y temporal. Las cajas color rojo muestran los valores de la superficie y en azul los de fondo: a) y b) Temperatura; c) y d) Salinidad; e) y f) Oxígeno disuelto; g) y h) pH⁺.

cia de otras especies. Consistentemente los estratos uno y dos presentaron 100 % de cobertura vegetal. En el estrato tres la presencia de parches es más evidente, aunque en mayo la cobertura fue total. Es importante mencionar que en la campaña de febrero las condiciones de muestreo fueron muy complicadas debido al fuerte oleaje ocasionado por el frente frío presentado en la zona por lo que los estratos dos y tres no fueron muestreados.

La biomasa seca total recolectada de *T. testudinum* fue de 13 863 g con valores

promedio de 362.5 g m^{-2} para el estrato uno, 332.7 g m^{-2} para el estrato dos y 343.2 g m^{-2} para el estrato tres. En la figura 4 se muestra la variación de la abundancia de pastos por sitios y campañas de muestreo. La abundancia por sitios fue agrupada por estrato de profundidad y se identifica que los sitios 6, 8 y 10 muestran los valores más bajos. Aunque se esperaba encontrar diferencias significativas en la abundancia por efectos de la profundidad, lo que se identifica es una distribución diferencial donde los sitios 3, 5 y 7 presentaron los valores

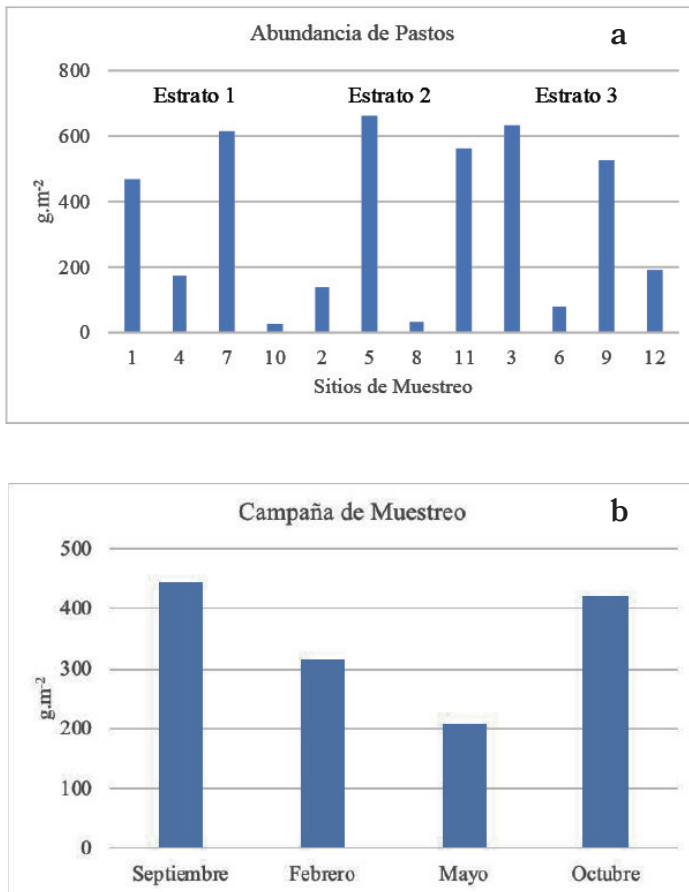


Figura 4. Aportación de biomasa de *T. testudinum* a) escala espacial, b) escala temporal.

promedio más altos de abundancia. En la escala temporal, se distingue la abundancia máxima de septiembre con un valor promedio de 446.1 g m⁻², en tanto que mayo presentó la abundancia promedio mínima (207.6 g m⁻²).

Los pastos marinos de *T. testudinum* muestran una distribución condicionada por la variación ambiental local donde la salinidad, exposición al aire, claridad del agua, profundidad, nutrientes, mareas y circulación del agua son variables importantes (Nielsen-Muñoz y Cortés, 2008). De acuerdo con Morris y Tomasko (1993), la luz es el principal factor ambiental que controla la sobrevivencia y distribución batimétrica de los pastos marinos, en particular la que tiene una longitud de onda entre 400 y 700 nm (luz fotosintéticamente activa). En la RBLP la transparencia del agua siempre fue superior al 90 %, la profundidad osciló entre 0.6 y 2.8 m, la plataforma continental es muy ancha lo cual atenúa el movimiento del agua y la marea es diurna con un intervalo máximo de variación de 0.3 m, todo lo cual genera condiciones muy favorables para el desarrollo de las praderas, y coincide con lo reportado por Short y Burdick (1995) y Dawes (1998).

De acuerdo con Krupp *et al.* (2009) que analizan la dinámica del crecimiento de *T. testudinum* en Costa Rica, existe una relación inversa entre el crecimiento y la profundidad, es decir, a mayor profundidad el crecimiento es menor. Sin embargo en la RBLP, la abundancia está condicionada por un conjunto de variables más y no solo la profundidad.

En general, los pastos marinos toleran un intervalo de variación de 24 a 35 unidades

de salinidad y tienden a presentar exfoliación cuando la salinidad se acerca a los extremos del intervalo de tolerancia (Zieman, 1982). En la RBLP los valores más altos de biomasa se registraron en septiembre cuando la salinidad osciló entre 27.42 y 30.7 unidades. Por otra parte, en mayo cuando se registraron los valores menores de biomasa la salinidad registrada fue de entre 47.9 a 48.58 unidades.

Los ecosistemas de pastos marinos son productivos y aportan grandes cantidades de detritus al ecosistema. La biomasa foliar de *T. testudinum* en praderas del Caribe colombiano alcanza valores promedio cercanos a 150 g m⁻² (peso seco) (Díaz-Merlano *et al.*, 2003); en comparación con nuestros resultados, el promedio durante las cuatro campañas de muestreo fue de 346.6 g m⁻² de materia seca. Teniendo como el mayor valor de biomasa de 1 306 g m⁻² en el muestreo de septiembre, lo que representa una contribución importante al balance total de carbono en los ecosistemas marinos costeros de México.

Para complementar el análisis de la distribución de los pastos marinos en la RBLP, se realizó una selección de imágenes satelitales perteneciente al mes de mayo del 2016. En la figura 5 se presenta la imagen donde se aprecia el área de cobertura total de los pastos marinos que representa una superficie de 14 249.07 ha. De acuerdo con la abundancia, se consideraron tres categorías: alta, media y baja. La categoría alta representa una superficie de 7 951.23 ha; la categoría media alcanza una superficie de 1 792.71 ha y la categoría baja cuenta con una superficie de 4 505.13 ha.

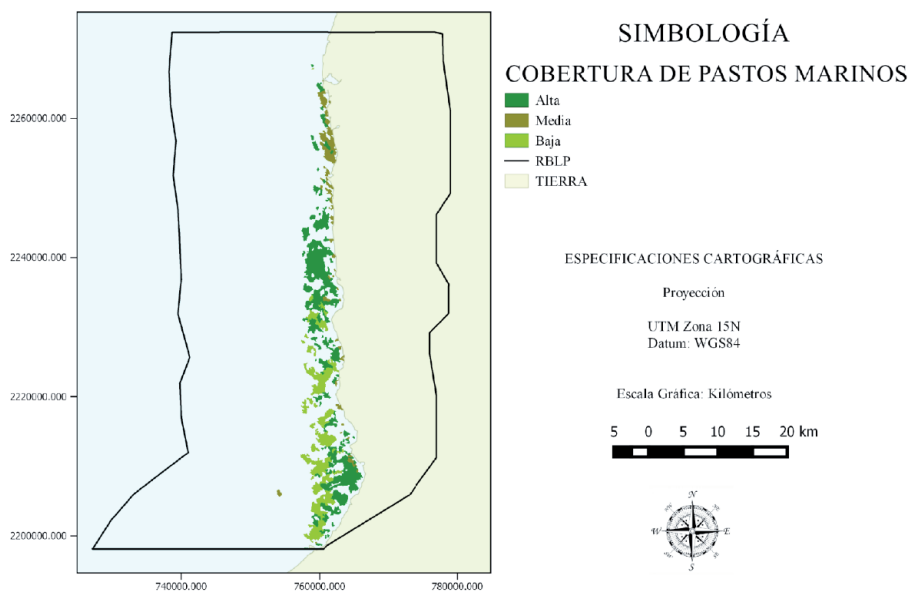


Figura 5. Mapa de distribución y área total de pastos marinos en la RBLP.

Fuentes *et al.* (2014) reportan para la RBLP tres especies de pastos marinos: *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii* y *Syringodium filiforme*, en esta investigación solo se encontró a *T. testudinum* lo que se atribuye al método de muestreo utilizado, pero también a que es la especie dominante (van Tussenbroek *et al.*, 2010). En la imagen satelital analizada se identifica el área total de cobertura de todas las angiospermas marinas presentes.

El Golfo de México, el estado de Campeche y la RBLP no cuentan con registros de la extensión que ocupan los pastos marinos (Gallegos-Martínez, 2010). La superficie total de la RBLP es de 282 858 ha (CONANP, 2006) de la cual el 30 % es parte de la porción terrestre de la reserva (84 857.4 ha) y 70 % conforma la porción marina (198 000.6 ha); lo cual indica que el área de dis-

tribución de los pastos marinos señalada en el mapa (14 249.07 ha) conforma el 7.1% de la superficie marina de la RBLP.

Composición y abundancia de la comunidad de peces

Se realizaron un total de 48 arrastres experimentales con muestra total de 3 466 peces con un peso total de 63.62 kg. Se clasificaron 38 especies pertenecientes a 19 familias (tabla 1).

La biomasa de los peces presentó los siguientes valores promedio de 2.84 g·m⁻² para el estrato 1, 2.69 g·m⁻² para el estrato 2 y 0.13 g·m⁻² para el estrato 3. En la figura 6 en escala temporal (febrero), se presentaron dos valores atípicos máximos y en mayo se registró un valor máximo de 1.90 g·m⁻². En septiembre se registraron los valores más bajos de abundancia.

Tabla 1. Lista sistemática de la comunidad de peces capturada en la Reserva de la Biósfera Los Petenes de acuerdo con Nelson *et al.* (2016).

| Familia | Especie | Familia | Especie |
|----------------|--------------------------------------------------------|----------------|-------------------------------------------------------|
| Clupeidae | <i>Harengula jaguana</i> Poey, 1865. | Scorpaenidae | <i>Scorpaena plumieri</i> Bloch, 1789. |
| Synodontidae | <i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1776). | Sciaenidae | <i>Bairdiella chrysoura</i> (Lecepede, 1802). |
| Batrachoididae | <i>Opsanus beta</i> (Goode & Bean, 1880). | | <i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830). |
| Cichlidae | <i>Cichlasoma urophthalmus</i> (Günther, 1862). | | <i>Corvula batabana</i> (Poey, 1860). |
| Fundulidae | <i>Lucania parva</i> (Baird & Girard, 1855). | Sparidae | <i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792). |
| Achiridae | <i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758) | | <i>Archosargus rhomboidalis</i> (Linnaeus, 1758). |
| Syngnathidae | <i>Syngnathus scovelli</i> (Evermann & Kendall, 1896). | | <i>Calamus penna</i> (Valenciennes, 1830). |
| Scaridae | <i>Nicholsina usta usta</i> (Valenciennes, 1840). | | <i>Lagodon rhomboides</i> (Linnaeus, 1766) |
| Gerreidae | <i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855. | Ostraciidae | <i>Acanthostracion quadricornis</i> (Linnaeus, 1758). |
| | <i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824). | Monacanthidae | <i>Aluterus schoepfii</i> (Walbaum, 1792). |
| | <i>Gerres cinereus</i> (Walbaum, 1792). | | <i>Monacanthus ciliatus</i> (Mitchill, 1818). |
| Serranidae | <i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus, 1766). | | <i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766). |
| Haemulidae | <i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830. | Tetraodontidae | <i>Spherooides nephelus</i> (Goode & Bean, 1882). |
| | <i>Haemulon bonariense</i> Cuvier, 1830. | | <i>Spherooides spengleri</i> (Bloch, 1785). |
| | <i>Haemulon plumieri</i> (Lecepede, 1801). | | <i>Spherooides testudineus</i> (Linnaeus, 1758) . |
| | <i>Orthopristis chrysoptera</i> (Linnaeus, 1766) | Diodontidae | <i>Chilomycterus schoepfii</i> (Walbaum, 1792). |
| Lutjanidae | <i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828). | | <i>Diodon hystrix</i> Linnaeus, 1758. |
| | <i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum, 1792). | | |
| | <i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758). | | |
| | <i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758). | | |
| | <i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791). | | |

Villalobos-Zapata (2004) reporta para la RBLP un total de 68 especies de peces; de las cuales 38 fueron encontradas en esta investigación. En comparación, Muñoz-Rojas *et al.* (2013) identificaron 46 especies, de las cuales coinciden 32; Ayala-Pérez *et al.* (2014) reportan 44 especies de las cuales 30 coinciden con este trabajo y por último Toro-Ramírez *et al.* (2017) encuentran 31 especies de las cuales 22 se reportaron en este trabajo; las diferencias reflejan condiciones particulares de muestreo y de esfuerzo de captura, pero además características propias de la dinámica de la comunidad.

Los valores de biomasa total de los peces variaron de 0.01 a 2.84 g·m⁻², los más

altos se presentaron en los estratos 1 y 2 los cuales son más cercanos a la costa. Estos estratos de igual forma son los que presentaron mayor biomasa de pastos marinos; los comportamientos de biomasa se deben a la presencia de tallas juveniles y preadultos que utilizan el hábitat de pastos marinos como zona de crianza, alimentación y desove.

Muñoz *et al.* (2013) reporta valores de biomasa para la RBLP de 0.2 a 1.072 g·m⁻²; y se coincide en señalar que los valores más altos de biomasa fueron en la temporada de lluvias.

Para el estado de Campeche la producción pesquera reportada para 2014 fue de

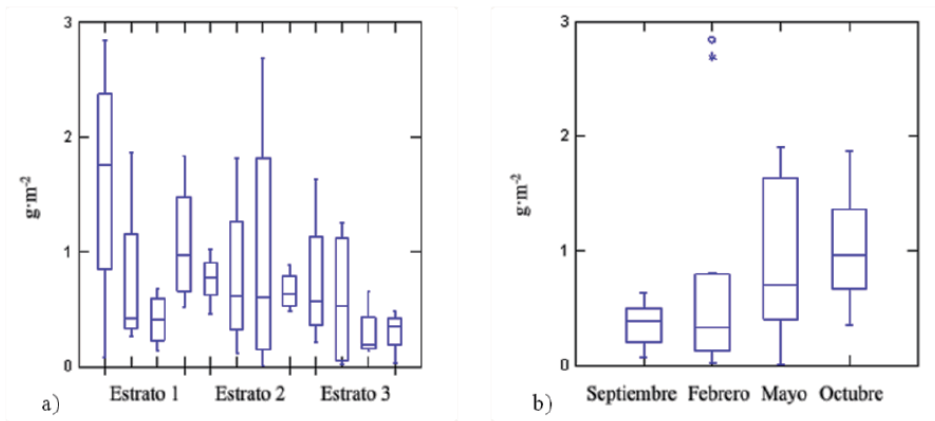


Figura 6. Aportación total de biomasa de la comunidad de peces de la RBLP a) escala espacial, b) escala temporal.

47 369 toneladas y en la tendencia del volumen promedio de desembarque del período 2005-2014, los principales recursos pesqueros son el jurel, pulpo, camarón, sierra, jaiba, robalo, corvina, bagre bandera, charal, caracol, huachinango, pargo y peto, entre otros (CONAPESCA-SAGARPA, 2014).

Como se puede apreciar, en la muestra experimental de los peces en la RBLP destacan algunas especies que constituyen recursos pesqueros importantes en todo el estado de Campeche, tal es el caso de huachinangos,

pargos y corvinas. Es importante destacar que otros recursos que se extraen de esta zona no aparecen en las capturas debido al tipo de arte de pesca utilizado. Sin embargo, lo que se pretende evidenciar es la estrecha relación entre los pastos y los peces utilizados como recursos pesqueros. La Carta Nacional Pesquera es más específica al clasificar a los recursos pesqueros por sus nombres científicos lo cual confirma la relación (DOF, 2018).

Conclusiones

Los pastos marinos de la RBLP constituyen un ecosistema prioritario en la región sur del Golfo de México tanto por su importante papel ecológico como por ser soporte de una actividad económica como la pesca. El 7.1 % de la superficie marina de la reserva esta cubierta por vegetación sumergida principalmente por *T. testudinum* que llega

a aportar hasta cerca de 1.3 kg por m² de biomasa seca.

La comunidad de peces que se encontró directamente asociada a los pastos marinos en la RBLP es diversa y abundante donde destacan desde especies carismáticas como el pez pipa (*S. scovelli*) o el pez lija (*S. hispidus*) hasta especies de alto valor comercial

como los pargos (*L. synagris* y *O. chrysurus*). Tal y como se ha señalado en diversas publicaciones se reconoce que los pastos marinos son utilizados por los peces para desarrollar diversas etapas de su ciclo de vida. En nuestro caso, la presencia de tallas juveniles de la mayor parte de las especies presentes se interpreta como un indicador de funciones de crecimiento, alimentación y resguardo. Sin embargo, también la presencia de especies carnívoras como los pargos y huachinangos permiten inferir el uso como áreas de caza.

El análisis de correlación de los valores de biomasa de los pastos con la biomasa de los peces mostró una tendencia general negati-

va, es decir, cuando la biomasa de pastos es grande, la biomasa de peces es pequeña, lo cual permite discutir que la densidad de los pastos condiciona el desarrollo de las funciones de los peces. Se sabe que los peces no se alimentan directamente de los pastos, sino que usan el ecosistema para desarrollar la cadena del detritus o la cadena del pastoreo por lo que densidades medias de los pastos favorecen estas interacciones. Investigaciones específicas en este sentido son necesarias, particularmente en la RBLP dado el nivel de conservación y la diversidad y abundancia de recursos pesqueros que son utilizados.

Literatura Citada

- Ayala-Pérez, L.A., J. Ramos-Miranda, y D. Flores-Hernández, 2003. La Comunidad de peces de la Laguna de Términos: Estructura actual comparada. *International Journal of Tropical Biology and Conservation*, 3-4 (51): 783-94
- Ayala-Pérez, L.A., O. Vasco-Villa, y A. So-sa-López, 2014. Evaluación de las asociaciones de peces dominantes influenciadas por el ciclo nictemeral y la variación temporal en la Reserva de la Biósfera Los Petenes, Campeche, México. *Ciencia UAT*, 1(9): 33-43
- Casal, G., 2013. Conceptos físicos básicos para la utilización de teledetección óptica en el cartografiado de hábitats bentónicos costeros. *Revista de Teledetección*, 40: 134-142
- Castro-Aguirre, J.L., 1999. Ictiofauna estuarina-lagunar y vicaria de México. Limusa. México. 705p.
- Cervigón F., R. Cipriani, W. Ficher, L. Garibaldi, M. Hendrickx, A.J. Lemus, R. Márquez, J.M. Poutiers, G. Robaina, y B. Rodríguez, 1992. Guía de campo de las especies comerciales marinas de aguas salobres de la costa septentrional del sur de América. Roma. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación - FAO. 513 p.
- Chuvienco, E., 1995. Fundamentos de teledetección espacial. 2ª edición. Ediciones Rialp SA. España. 449 p.
- CONANP, 2006. Programa de conservación y manejo Reserva de la Biósfera Los Petenes. México. Dirección General de Manejo para la Conservación. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México D.F. 203p.
- CONAPESCA-SAGARPA, 2014. Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. 299p.
- Cox, T.E., S. Schenone, J. Delille, V. Díaz-Castañeda, S. Alliouane, J.P. Gattuso, y F. Gazeau, 2015. Effects of ocean acidification on *Posidonia oceanica* epiphytic community and shoot productivity. *Journal of Ecology* 6(130): 1594-1609

- Dawes, C., 1998. Biomass and photosynthetic responses to irradiance by a shadow and a deep-water population of *Thalassia testudinum* on the West Coast of Florida. *Bulletin of Marine Science*, 62: 89-96.
- Díaz-Merlano, JM., LM. Barrios Suárez, y DI. Gómez López, 2003. Las praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andrés”. Colombia. INVEMAR. Serie Publicaciones Especiales. 159 p.
- DOF, 2018. Acuerdo por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. Diario Oficial de la Federación. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/334832/DOF_-_CNP_2017.pdf.
- Fischer, W., 1978. FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (Fishing Area 31). ROMA. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación – FAO. Vol. I-VII.
- Fuentes, A., M.E. Gallegos, y MC. Mandujano, 2014. Demography of *Caulerpa paspaloides* var. *Wudermanni* (Byopsidales: Caulerpaceae) in the coastal zone of Campeche, México. *Revista de Biología Tropical*, 2(62): 729-741
- Gallegos-Martínez, M., 2010. Pastos marinos. En: Villalobos-Zapata GJ, Mendoza Vega J. (Coord.). La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio de la Frontera Sur. México. 730 p.
- Gómez López, DI., JM. Díaz, y LM. Barrios Suárez, 2003. Las fanerógamas marinas: Plantas que fundamentan un ecosistema. En: Díaz-Merlano JM, Barrios Suárez LM, Gómez López DI. (Eds). Las praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andrés” INVEMAR. Serie Publicaciones Especiales. 159 p.
- González-Gándara, C., SDC. Trinidad-Martínez, y VM. Chávez-Morales, 2006. Peces ligados a *Thalassia testudinum* en el arrecife Lobos, Veracruz, México: Diversidad y abundancia. *Revista de Biología Tropical*, 54(1): 189-194
- Krupp, LS., J. Cortés, y M. Wolff, 2009. Growth dynamics and state of the seagrass *Thalassia testudinum* in the Gandoca-Manzanillo National Wildlife Refuge, Caribbean, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 57: 187-201
- Morris, LJ., y D.A. Tomasko, 1993. Proceedings and conclusions of workshops on: submerged aquatic vegetation initiative and photosynthetically active radiation. USA: Special publication SJ93-SP13. Palatka, FL: St. Johns River Water Management District. 310.
- Muñoz-Rojas, S., L.A. Ayala-Pérez, A. Sosa-López, y G.J. Villalobos-Zapata, 2013. Distribución y abundancia de la comunidad de peces en la porción litoral de la Reserva de la Biósfera Los Petenes, Campeche, México. *Revista de Biología Tropical*, 61 (1): 213-227
- Nielsen-Muñoz, V., y J. Cortés, 2008. Abundancia, biomasa y floración de *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae), en el Caribe de Costa Rica”. *Revista de Biología Tropical*, 56 (Suppl. 4): 175-189
- Nelson, JS., T. Grande, y MVH. Wilson, 2016. Fishes of the world. Fifth edition. Hoboken, New Jersey. John Wiley & Sons. USA. 752 p.
- Sánchez, O., M. Herzig, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, y L. Zambrano, 2007. Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. México: Instituto de Ecología México. 296 p.
- Short, FT., y DM. Burdick, 1995. Mesocosm experiments quantify the effects of eutrophication on eelgrass, *Zostera marina*. *Limnology and Oceanography*, 40: 740-749.

- Terán González, GJ., L.A. Ayala-Pérez, E. Reyes, y B.I. Vega Rodríguez, 2016. Recursos pesqueros de la Reserva de la Biósfera los Petenes Campeche: Un modelo de simulación. *Revista E-BIOS*, 6(4): 74-94
- Toro-Ramírez, A., A. Sosa-López, L.A. Ayala-Pérez, D. Pech, D. Hinojosa-Garro, R. Del Río-Rodríguez, 2017. Abundancia y diversidad de la ictiofauna en la Reserva de la Biósfera los Petenes, Campeche México: Asociaciones con los ciclos nictemerales y épocas climáticas. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 45(2): 311-321.
- van Tussenbroek, BI., MA. Barba Santos, JG. Ricardo Wong, JK. van Dijk, y M. Waycott, 2010. Guía de los pastos marinos tropicales del Atlántico oeste. México: Universidad Nacional Autónoma de México. 75 p.
- Villalobos-Zapata, GJ., 2004. Reservas de la Biósfera: Los Petenes y Ría Celestún. 397-412pp. En: Rivera Arriaga E, Villalobos GJ, Azuz Adeath I, Rosado May F. (eds.), 2004. El Manejo Costero en México. Universidad Autónoma de Campeche, SEMARNAT, CETYS-Universidad, Universidad de Quintana Roo. 654 p.
- Yáñez-Arancibia, A., y P. Sánchez Gil, 1988. Ecología de los recursos demersales marinos. Fundamentos tropicales. AGT EDITOR S.A. México. 228 p.
- Zieman, JC., 1982. Ecology of the seagrasses of south Florida: a community profile (No. FWS/OBS-82/25). Virginia Univ., Charlottesville USA. Dept. of Environmental Sciences. 158 p.

DIVERSIDAD DE AMBIENTES COSTEROS: ESTUDIOS DE CASO

Biodiversidad de los Peces en el Sistema Arrecifal Mesoamericano, Caribe Mexicano

Silvia Díaz-Ruiz¹, Arturo Aguirre-León² y Mariela Gazca-Castro²

¹ Laboratorio de Ictiología y Ecología Costera, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

² Laboratorio de Ecología Costera y Pesquerías, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco

Resumen

La revisión de literatura científica especializada y trabajo de campo permitió integrar el registro actual de biodiversidad de los peces coralinos del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM) en el Caribe mexicano. Han sido registradas un total de 111 familias, 296 géneros y 592 especies de peces. Los avances sobre estructura y función ecológica de las comunidades de peces del SAM, señalan que sus principales amenazas son la pérdida de hábitats, contaminación, cambio climático, sobreexplotación y especies invasoras. En muchas áreas del SAM la ictiofauna no ha sido estudiada formalmente de manera sistemática, por lo que aún existen amplios vacíos de información en el conocimiento de peces coralinos de la región. Para garantizar la conservación y manejo sostenible de los peces, así como su relación con los hábitats coralinos del SAM, es necesario conocer su composición taxonómica, distribución, abundancia y diversidad para establecer una línea base con herramientas ecológicas estandarizadas que permitan evaluar periódicamente los impactos provocados por la pesca, el turismo y efectos del cambio climático. Estos aspectos deben ser abordados

Díaz-Ruiz, S., A. Aguirre-León, y M. Gazca-Castro, 2019. Biodiversidad de los Peces en el Sistema Arrecifal Mesoamericano, Caribe Mexicano. p. 117-130. En: Rivera-Arriaga, E., P. Sánchez-Gil, y J. Gutiérrez (eds.). Tópicos de Agenda para la Sostenibilidad de Costas y Mares Mexicanos. Universidad Autónoma de Campeche. Red RICOMAR. 334 p. ISBN 978-607-8444-57-1. doi: 10.26359/epomex.0519

por científicos, gobiernos, población local, ONG y sector privado, que permitan la elaboración y promoción de programas de administración y uso de los arrecifes de coral y sus recursos ícticos.

Palabras clave: biodiversidad, peces, arrecifes de coral, amenazas, conservación, Caribe mexicano

Abstract

The review of the specialized scientific literature and the field work allowed to integrate the current record of the biodiversity of the coral fish of the Mesoamerican Barrier Reef System (MBRS) in the Mexican Caribbean. They have been registered a total of 111 families, 296 genera and 592 species of fish. The advances on the structure and ecological function of the MBRS fish communities indicate that their main threats are the loss of habitats, pollution, climate change, overexploitation and invasive species. In many areas of the MBRS, the fish fauna has not been formally studied in a systematic way, therefore, there are still wide gaps in the knowledge of coral fish in the region. To guarantee the conservation and sustainable management of the fish, as well as the relationship with the coral habitats of the MBRS, it is necessary to know their taxonomic composition, distribution, abundance and diversity in order to establish a line with standardized ecological tools that allow to periodically evaluate the impacts caused by fishing, tourism and the effects of climate change. These aspects must be addressed by scientists, governments, local population, ONG's and the private sector, which allow the elaboration and promotion of programs for the administration and use of coral reefs and their fish resources.

Keywords: biodiversity, fish, coral reefs, threats, conservation, Mexican Caribbean.

Introducción

Se conoce que los arrecifes de coral constituyen uno de los ecosistemas más diversos y una de las comunidades naturales más productivas a nivel mundial. Son sistemas abiertos que se caracterizan por poseer alta heterogeneidad de ambientes arrecifales con procesos físico-ambientales, biológicos y ecológicos altamente complejos, resultado de los mecanismos de interacción entre ecosistemas vecinos como manglares, pastos marinos y lagunas asociadas, lo que promueve una gran variedad de hábitats y nichos ecológicos para muchas especies de flora y fauna (Sale, 2002; Nergelkerken *et al.*, 2017).

Los arrecifes de coral funcionan como ecosistemas críticos para una gran variedad de organismos marinos (invertebrados y

vertebrados), muchos de los cuales tienen importancia comercial como moluscos (caracol *Strombus gigas*), crustáceos (langostas *Panalinus argus*) y gran variedad de peces (pargos *Lutjanus* sp., jurel *Caranx* sp., barracuda *Sphyraena barracuda*, rubia *Ocyurus chrysurus*, boquinete *Lachnolaimus maximus*, chernas y meros *Epinephelus* sp., *Mycteroperca* sp., chac-chic, burros, roncós *Haemulon* sp., palometa *Trachinotus falcatius*, robalo *Centropomus* sp., entre otros) ya que dependen de éstos para desarrollar etapas de sus ciclos de vida y al mismo tiempo funcionan como soporte para el ciclo de nutrientes para mantener la producción primaria y secundaria (Mumby *et al.*, 2004). Estos ecosistemas también brindan al hombre una gran variedad de bienes

y servicios, como obtención de materias primas, protección a los paisajes costeros durante los impactos de huracanes y tormentas y son proveedores de alimento por su alta productividad en los hábitats que los componen por ser fuente principal de proteínas marinas en estos ecosistemas. Los arrecifes coralinos son de inmensa importancia cultural y socioeconómica, ya que son fuente de ingresos por la intensa actividad turística que en ellos se desarrolla, ya que proveen un amplio espectro de actividades ocupacionales y recreacionales (Díaz-Ruiz *et al.*, 2010).

No obstante, su importancia ecológica y económica en la actualidad los arrecifes coralinos son de los ecosistemas más amenazados del mundo y en particular sus comunidades de peces, debido a que se ha comprobado su fragilidad y vulnerabilidad a los efectos del cambio climático, la contaminación, la sobrepesca y otros efectos antropogénicos, lo que ha mantenido a prueba la resiliencia de estos sistemas (Mumby y Hastings, 2008; Dudgeon *et al.*, 2010; Adam *et al.*, 2011; Green *et al.*, 2011).

El litoral de Quintana Roo en el Caribe mexicano, se caracteriza por la presencia de arrecifes coralinos en la mayor parte de sus costas continentales e insulares (Contoy y Cozumel) y también se presentan arrecifes asociados tipo plataforma (Banco Chinchorro), que en conjunto forman parte del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM) el segundo más grande del planeta (figura 1). Esta formación coralina es una barrera arrecifal semicontinua que se extiende a lo largo de aproximadamente 1 126.54 km, que inicia en isla Contoy en el extremo norte de la península de Yucatán en el mar

Caribe y se conecta al sur con la barrera arrecifal de las costas de Belice y Honduras (Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez, 2003). Dentro de esta región costera se ha desarrollado el corredor Cancún-Tulum conocido como “La Riviera Costa Maya” con intensa actividad turística, la cual aporta más del 80 % del producto interno bruto estatal (PIB), un marcado desarrollo hotelero y urbano no-armónico y una incipiente actividad pesquera de tan sólo el 0.3 % del PIB en Quintana Roo (INEGI, 2018). No obstante, esta región posee una gran diversidad de comunidades biológicas y hábitats que contienen una gran variedad de recursos pesqueros (caracol, langosta, peces) que se capturan a través de diferentes formas de explotación comercial, recreativa y local.

En los arrecifes del Caribe mexicano, los peces son la comunidad de vertebrados más diversa cuya riqueza de especies, abundancia y distribución está influenciada por una combinación de factores biológicos y ecológicos como reclutamiento y refugio de larvas y juveniles, competencia, depredación, disponibilidad de alimento, crecimiento, migración, así como de los diferentes tipos de hábitats determinados por la estructura y complejidad arrecifal, como su extensión, características físico-químicas, rugosidad del sustrato, complejidad topográfica y profundidad, entre otros (Luckhurst y Luckhurst, 1978; Munday *et al.*, 2001; Friedlander *et al.*, 2003; Alemu y Clement, 2014; Schmitter-Soto *et al.*, 2017; Grees *et al.*, 2018). Los peces juegan un papel ecológico importante en el arrecife y entre áreas vecinas a través de interacciones complejas relacionadas con la dinámica ambiental, son elementos clave

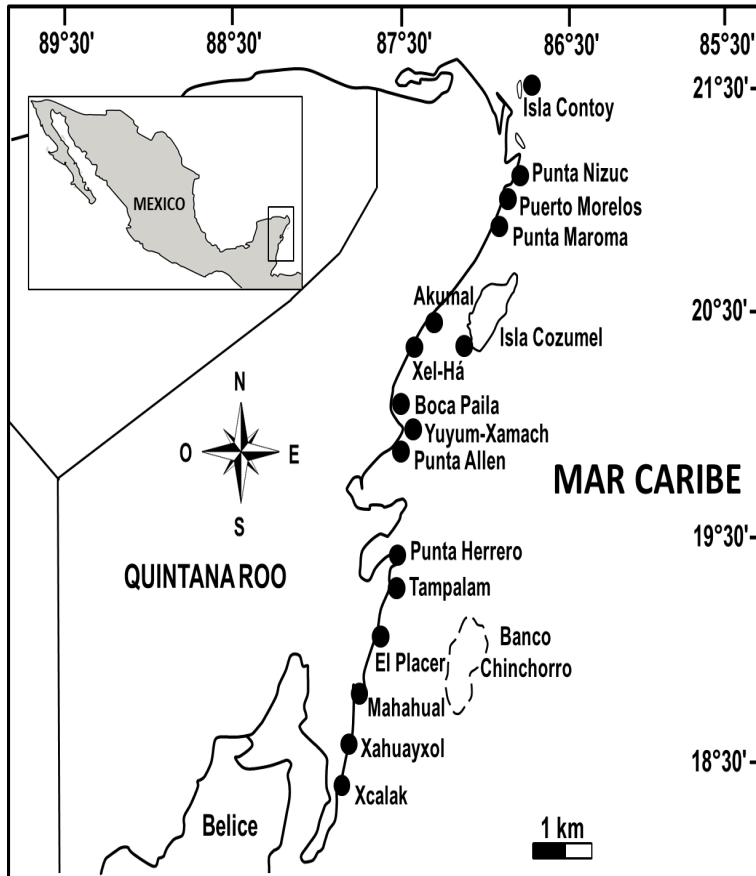


Figura 1. Costa de Quintana Roo. Se muestran las principales regiones de arrecifes coralinos estudiados en el Sistema Arrecifal Mesoamericano del Caribe mexicano. Modificado de Núñez-Lara *et al.* (2005).

en las redes tróficas y mantienen el balance y dinámica del ecosistema como resultado de movimientos relacionados a los ciclos de vida de las especies, lo cual determina cambios en su composición y abundancia en escala espacial y temporal y permite mantener la integridad del arrecife (Mumby, 2006; Albins y Hixon, 2013).

Actualmente existen pocas dudas sobre la importancia de los peces, componentes característicos de los arrecifes, ya que constituyen uno de los principales recursos ma-

rinios por su valor comercial y de existencia. Sin embargo, es evidente la rápida y constante reducción de sus poblaciones, debido a la sobrepesca, pérdida de hábitats y degradación ambiental (Álvarez-Filip *et al.*, 2015; Aguilar-Medrano y Arias-González 2018). Estos aspectos actualmente son un tópico importante de investigación en la ecología de estos ecosistemas para programas de monitoreo y manejo, puesto que permiten evaluar el estado (condición) de salud de las comunidades del arrecife.

Antecedentes Sobre los Estudios de Peces Coralinos en Arrecifes de Quintana Roo

Los primeros estudios ictiológicos publicados sobre diversidad biológica en las costas del Caribe mexicano se han desarrollado desde hace casi cuatro décadas. Estos estudios incluyen principalmente, listas taxonómicas de peces lagunares y dulceacuícolas entre los cuales se pueden citar el de Reséndez Medina (1977) con 37 especies para lagunas de Nichupte y Bojórquez en la región norte de Quintana Roo, en tanto que Avilés-Torres *et al.* (2001) enlistaron 39 especies para ocho lagunas en la región sur. A pesar de que existe un importante avance sobre el conocimiento del acervo taxonómico de los peces arrecifales del Caribe mexicano, el conocimiento de la riqueza biológica aún es escaso debido a que los esfuerzos de muestreo son aislados y dispersos en el tiempo, por lo que no existen inventarios adecuados sobre la ictiofauna de éste. La integración de la obra de Schmitter-Soto *et al.* (2000) es el único antecedente directo del acervo taxonómico de la ictiofauna que incluye varias especies marinas distribuidas en la costa sur de Quintana Roo, con 577 registros. El trabajo más reciente del mismo autor (Schmitter-Soto, 2011) incluye 89 especies dulceacuícolas y 580 especies marinas y estuarinas para el litoral del estado.

Por otra parte, se han incrementado notablemente los estudios que analizan aspectos de la estructura y función ecológica de las comunidades de peces arrecifales, así como de las especies dominantes y/o de importancia económica en zonas específicas del SAM. Estos estudios también inclu-

yeron listas de especies como una manera de ir avanzando en el conocimiento de la composición taxonómica de peces del Caribe mexicano, se cuenta con los trabajos de Álvarez-Guillén *et al.* (1986), Fenner (1991), Díaz-Ruiz y Aguirre-León (1993), Díaz-Ruiz *et al.* (1996, 2007), Núñez-Lara *et al.* (1998), Caballero-Vázquez y Schmitter-Soto (2001), Loreto *et al.* (2003), García-Beltrán (2006), Lozano-Álvarez *et al.* (2007), Caballero-Vázquez y Vega-Cendejas (2012), Hernández-Landa *et al.* (2014), Aldana-Moreno *et al.* (2016).

El interés por conocer las causas que explican los patrones de biodiversidad de peces coralinos en relación con la dinámica ambiental también muestra avances en los últimos 20 años. Estos estudios se han enfocado a describir y definir patrones de diversidad, riqueza de especies, distribución y grupos tróficos de peces y su relación con el área del arrecife, cobertura coralina, complejidad del hábitat en escalas locales, biogeográficas y temporales, cabe citar los trabajos de Díaz-Ruiz y Aguirre-León (1991), Díaz-Ruiz *et al.* (1998), Núñez-Lara *et al.* (2003, 2010), Álvarez-Filip *et al.* (2011), Arias *et al.* (2008-2011), Schmitter-Soto *et al.* (2017), Aguilar-Medrano y Arias-González (2018).

Estos estudios han permitido conocer que la heterogeneidad y complejidad de los ambientes coralinos, son condiciones determinantes en la composición de especies y familias de peces, así como, en su estructura funcional en el ecosistema. También han demostrado cambios críticos en el SAM,

relacionados con la pérdida del hábitat coralino, el incremento del hábitat de macroalgas, la alteración de las redes tróficas y de los ciclos biogeoquímicos y la sobrepesca. Estos cambios se han reflejado en la disminución y abundancia de peces, reducción

de sus poblaciones y muchas especies se encuentran en peligro de extinción, con un descenso de más del 90 por ciento (Wilkinson *et al.*, 2009; Komyakova *et al.*, 2013; Bähr, 2017).

Diversidad de Peces en el Caribe Mexicano

Los peces constituyen el grupo más numeroso de vertebrados con un registro aproximado a 28 000 especies a nivel mundial (Eschmeyer *et al.*, 2018). De estas, casi el 58 % de especies se han documentado en aguas marinas del mundo, el 41 % habita aguas dulces y el 1 % son especies estuarinas (Lara-Domínguez *et al.*, 2011). Se calcula que existen cerca de 2 300 especies en México, que constituyen el 12 % del total mundial (Froese y Pauly, 2018). Para el litoral de Quintana Roo, Schmitter-Soto (2011) registro 580 especies marinas y estuarinas en los diversos ambientes costeros identificados, que representan el 26 % del total nacional y el 3 % del mundial.

Para este estudio, la revisión y análisis de los registros de la composición y riqueza de especies para los arrecifes del Caribe mexicano, se realizó con información de literatura publicada en la región de diferentes áreas del sistema coralino (figura 1). Esta literatura incluyó artículos, monografías, libros, así como, información de datos provenientes de censos visuales y registros en campo de proyectos de investigación. La información que se encuentra en documentos de tesis y en reportes internos de instituciones locales de difícil acceso no se incluyeron. Por tanto, en el presente traba-

jo se integra la información del número de especies de peces obtenida a lo largo de casi 40 años del Sistema Arrecifal Mesoamericano en el Caribe mexicano.

La integración sistemática final está conformada sólo de especies validas sin sinonimias, por lo que la información de la biodiversidad de peces en los arrecifes del Caribe mexicano permite tener el estado actual del conocimiento de estos recursos. El análisis de los registros ictiológicos mostró que en esta región han sido identificadas 592 especies de 296 géneros y 111 familias, incluyendo 26 especies de la Clase Condriichthyes (peces cartilaginosos), mientras que el resto pertenecen a la Clase Osteichthyes (peces óseos). Los peces cartilaginosos mejor representados son los tiburones del género *Carcharhinus*, *Cirrhigaleus*, *Etmopterus*, *Galeocerdo*, *Isurus*, *Rhincodon*, *Rhizoprionodon*, *Sphyrna*, las rayas *Dasyatis americana* y *Urolophus jamaicensis* y el torpedo *Narcine brasiliensis*. De los peces óseos, las familias mejor representadas fueron la Serranidae (chernas y meros) con 42 especies, Ophichthidae (morenas) con 26 especies, Carangidae (jureles) con 23, Gobidae (góbidos) con 21, Labrisomidae (trombollos) con 20, Scaridae (loros) con 18 especies, Haemulidae (roncos) con 17

especies, Labridae (doncellas) con 16 especies, mientras que, los pargos (Lutjanidae) y los caballitos de mar (Syngnathidae) con 15 especies cada una (figura 2). Los géneros con mayor número de especies fueron *Haemulon* (roncos) con 14, *Hypoplectrus* (meros) con 11, *Lutjanus* (pargos) con 10, *Sparisoma* (loros) con 10, *Stegastes* (damiselas) y *Apogon* (cardenales) con 8 cada una y *Epinephelus* (meros), *Halichoeres* (doncellas) y *Malacoctenus* (trambollos) con 7 especies cada una. Los registros de la literatura indicaron que las especies que presentan mayor número de individuos fueron aquellas que forman grandes cardúmenes, en particular los pargos *Lutjanus griseus*, *L. mahogoni* y *L. apodus*, y los “roncos” o “chacchies” *Haemulon sciurus*, *H. flavolineatum* y *H. album*. Los “sargentos” *Abudefduf saxatilis* y las “cagonas” *Kyphosus sectatrix*, con bancos menos organizados y los góbidos *Coryphopterus glaucophaenum* y *C. hyalinus*, que ocupan una gran cantidad de pequeños agujeros en casi todos los tipos

de hábitats considerados en los arrecifes.

Para el estado de Quintana Roo la Norma Oficial Mexicana-059 (SEMARNAT-2010) considera a varias especies marinas asociadas a los arrecifes con estatus de protección especial a los caballitos de mar y los peces loro (*Scarus sp.*, *Sparisoma sp.*), con estatus de amenazadas al pez boquinete (*Lachnolaimus maximus*), el pez sierra (*Pristis pristis*), el pez loro (*Scarus guacamaia*), el tiburón ballena (*Rhincodon typus*), la mantarraya nariz de vaca (*Rhinoptera bonasus*) y varias especies de tiburones. Al respecto, se debe realizar una actualización con correcciones y adiciones a esta norma. En el ambiente coralino de Quintana Roo, es posible que existan endemismos, como ejemplo la especie *Sanopus splendidus*, se creía sólo exclusivo de los arrecifes de Cozumel, sin embargo, ha sido registrado en arrecifes de Belice. Aún faltan estudios sobre este aspecto para complementar información de las especies endémicas de los arrecifes del Caribe mexicano.

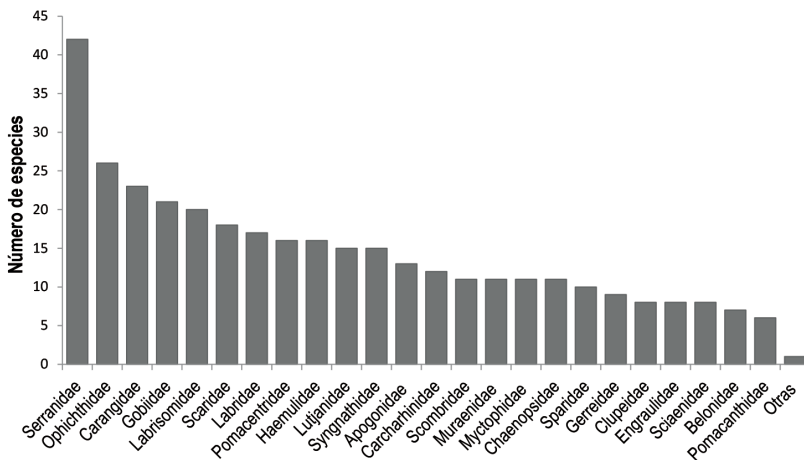


Figura 2. Familias de peces más representativas en el Sistema Arrecifal Mesoamericano, Caribe mexicano.

Amenazas para los peces coralinos en el Caribe mexicano

En la región del Caribe mexicano, las principales amenazas a las comunidades de peces en ecosistemas coralinos son la contaminación, el cambio climático, la pérdida de hábitats, la explotación no sustentable de recursos pesqueros y las especies invasoras. Estudios en los arrecifes de Quintana Roo han señalado que la combinación de estos factores ha ocasionado la degradación del paisaje con disminución de cobertura, complejidad y cambios de fase (Arias-González *et al.*, 2011). La destrucción del paisaje coralino ocasiona pérdida de hábitats que afecta directamente a los peces que los utilizan en alguna etapa de sus ciclos biológicos, lo que se refleja en la disminución de áreas de crianza, la composición, la abundancia y los grupos tróficos (Komyakova *et al.*, 2013; Aguilar-Medrano y Arias-González, 2017). La sobreexplotación es otra amenaza para los peces, causando disminución en su frecuencia, tallas y pesos, como en las poblaciones de herbí-

voros (loras) y carnívoros (meros), por lo que muchas especies de peces de este grupo están en peligro de extinción o han sufrido un descenso en los últimos años (Schmitter-Soto, 2017). Estas especies son claves para mantener las coberturas coralinas saludables, el funcionamiento y la resiliencia del ecosistema arrecifal. La invasión del pez león (*Pterois volitans*) en el Caribe mexicano surgió como una gran amenaza para la comunidad de peces en la región, los primeros reportes fueron en el 2009 en arrecifes de Cozumel y se ha extendido a lo largo de todo el SAM (Schofield, 2009; Vásquez-Yeomans *et al.*, 2011). Las especies invasoras alteran drásticamente la estructura trófica causando una reacción en cadena a través de diversos niveles tróficos que alteran drásticamente la distribución y abundancia de la diversidad de especies nativas, provocando efectos negativos en el ecosistema original (Cobián Rojas *et al.*, 2018; García Rivas *et al.*, 2018).

Prioridades de Investigación y Conservación para la Ictiofauna en Arrecifes de Quintana Roo

Los resultados en este trabajo muestran que, no obstante, la reconocida importancia ecológica, económica y de conservación, todavía existe un limitado conocimiento de la composición, la ecología y evaluación de los peces coralinos en los arrecifes de Quintana Roo. A pesar de que en el Caribe mexicano existen 12 Áreas Marinas Protegidas, 4 Reservas de la Biosfera, 6 Áreas de Flora

y Fauna Protegidas y 7 Parques Nacionales (CONANP-SEMARNAT, 2018) la literatura analizada mostró que en la mayoría de estas áreas, la ictiofauna no ha sido estudiada formalmente de manera sistemática, por lo que aún existen amplios vacíos de información en el conocimiento de la diversidad biológica, de las especies dominantes y las de importancia económica, así como sobre

la conectividad ecológica con hábitats adyacentes. La investigación para ampliar los inventarios de ictiofauna es una necesidad y tarea de enorme importancia ecológica, económica y social, en tanto que es fundamental para la planificación e implementación de estrategias de aprovechamiento, manejo y conservación de los recursos y su ambiente. Se ha establecido que sólo cuando existe un adecuado conocimiento de la taxonomía, distribución y estatus de las especies en una zona, especialmente las endémicas o amenazadas, se puede considerar todas las opciones de conservación disponibles. Lo anterior determina la importancia de continuar con estudios sistemáticos que contribuyan a ampliar el conocimiento de la ictiofauna regional, a fin de tener herramientas ecológicas estandarizadas para la evaluación, el manejo y la conservación de los peces y sus hábitats.

Entre las necesidades más importantes destacan también, los estudios sobre la dinámica poblacional de las principales especies pesqueras comerciales y alternativas, esfuerzo pesquero sostenible, regulación de pesquerías (límites de tamaños, temporadas de veda, artes de pesca) y sobre todo la falta de estudios ecológicos para conservar y proteger especies con funciones clave en el ecosistema, como las raras, dominantes, endémicas, amenazadas o en peligro de extinción. Estos aspectos deben ser cubiertos mediante la participación de todos los sectores involucrados (científicos, gobiernos, población local, ONG y sector privado) que permitan la elaboración y promoción de programas de administración y uso de un arrecife de coral saludable y con capacidad de resiliencia.

Agradecimientos

Al Departamento de Hidrobiología de la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa a través del proyecto “Caracterización Ecológica de los Ambientes Costeros

Mexicanos” (2018-2020), el apoyo institucional y económico para realizar este estudio.

Literatura Citada

- Adam, T.C., R.J. Schmitt, S.J. Holbrook, A.J. Brooks, P.J. Edmunds, R.C. Carpenter y G. Bernardi, 2011. Herbivory, connectivity, and ecosystem resilience: Response of a coral reef to a large-scale perturbation. *PLoS One*, 6(8), e23717
- Aguilar-Medrano, R., y E. Arias-González, 2018. Functional reef fish groups of the Mexican Caribbean: implications of habitat complexity. *Rev. Mex. Biodiver.*, 89: 1138-1153.

- Albins, M.A., y M.A. Hixon, 2013. Worst case scenario: potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. *Environ. Biol. Fish.*, 96 (10):1151-1157.
- Aldana-Moreno, A., J. Montero Muñoz, y D. Aldana Aranda, 2016. Variación espacio-temporal de la ictiofauna del Parque Marino Xel-Há, Caribe Mexicano y su relación con parámetros fisicoquímicos. *Rev. Biol. Trop.*, 64(4):1353-1367.
- Alemu, J.B., y Y. Clement, 2014. Mass coral bleaching in 2010 in the southern Caribbean. *PLoS ONE* 9(1): e83829. doi: 10.1371/journal.pone.0083829
- Alvarez-Filip, L., J. A. Gill, N. K. Dulvy, A. L. Perry, A. R. Watkinson, y I. M. Côté, 2011. Drivers of region-wide declines in architectural complexity on Caribbean reefs. *Coral Reefs*, 30:1051-1060.
- Álvarez-Guillén, H., Ma.C. García-Abad, G.J. Villalobos Zapata, A. Yáñez-Arancibia, y M. Tapia García, 1986. Prospección ictiológica en la zona de pastos marinos de la laguna arrecifal en puerto Morelos, Quintana Roo, (verano 1984). *An. Inst. Cienc. Mar y Limnol. Univ. Nac. Autón. Méx.*, 13(3):317-336.
- Arias-González, J.E., P. Legendre, y F.A. Rodríguez-Zaragoza, 2008. Scaling up beta diversity on Caribbean coral reef. *Jour. Exper. Mar. Biol. Ecol.*, 366:28-36.
- Arias-González, J.E., E. Núñez-Lara, F.A. Rodríguez-Zaragoza, y P. Legendre, 2011. Reefscape proxies for the conservation of Caribbean coral reef biodiversity. *Cienc. Mar.*, 37(1): 87-96.
- Arias-González, J.E., T. Fung, R.M. Seymour, J.R. Garza-Pérez, G. Acosta-González, Y-M Bozec, y C.R. Johnson, 2017. A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. *PLoS ONE*, 12(4): e0174855. doi.org/10.1371/journal.pone.0174855
- Avilés-Torres, S., J.J. Schmitter-Soto, y R. C. Barrientos-Medina, 2001. Patrones espaciales de la riqueza de peces en lagunas costeras del sur de Quintana Roo, México. *Hidrobiol.*, 11(2): 141-148.
- Bähr, U., 2017. Atlas de los Océanos. Hechos y cifras de las amenazas a nuestros ecosistemas marinos. Fundación Heinrich-Böll, Oficina Regional México y el Caribe, 50 p. <https://www.boell.de/meeresatlas>
- Caballero-Vázquez, J. A., y M. E. Vega-Cendejas, 2012. Spatial patterns of diversity at local and regional scales in a tropical lagoon. *Neotrop. Ichthyol.*, 10(1): 99-108.
- Caballero-Vázquez, J.A., y J. J. Schmitter-Soto, 2001. Diversity of fishes in small coral patches of the Mexican Caribbean. *Bull. Mar. Sci.*, 68(2): 337-342
- Cobián, R. D., J. J. Schmitter-Soto, A. Aguilar-Perera, C. M., Aguilar, M. Á. Ruiz-Zárate, G. González, P.P. Chevalier, A. García, R. Herrera, S. Perera, H. Caballero, y E. de la Guardia, 2018. Diversidad de las comunidades de peces en dos áreas marinas protegidas del Caribe y su relación con el pez león. *Rev. Biol. Trop.*, 66(1):189-203
- CONANP-SEMARNAT. Áreas Naturales Protegidas Decretadas. www.conanp.gob.mx/que_hacemos/. Fecha de consulta: noviembre, 2018.
- Díaz-Ruiz, S., y A. Aguirre-León, 1991. Fish assemblages and patterns of fish habitat utilization from Cozumel coral reef system, Mexican Caribbean. *Bull. Zool. Mus. Univ. Amst.*, 98 p.
- Díaz-Ruiz, S., y A. Aguirre-León, 1993. Diversidad e Ictiofauna de los arrecifes del Sur de Cozumel, Q. Roo, pp. 817-832. In: S. Salazar y M. González (eds.). Biodiversidad Marina y Costera de México. Conabio/Ciqro, México.
- Díaz-Ruiz, S., A. Aguirre-León, C. Macuitl, y O. Pérez, 1996. Seasonal patterns of distribution and abundance of snappers in the Mexican Caribbean, pp. 43-50. In: F. Arreguín-Sánchez, J.L. Munro, M.C. Bagos y D. Pauly (eds). *Biology, Fisheries and Culture of Tropical Groupers and Snappers.*

- ICLARM Conf. Proc. 48, Filipinas.
- Díaz-Ruiz, S., A. Aguirre-León, y J. E. Arias-González, 1998. Habitat interdependence in coral reef ecosystems: a case study in a Mexican Caribbean reef. *Aqua. Ecosys. Health. Manag.*, 1:387-397.
- Díaz-Ruiz, S., C. Alva-Basurto, y A. Aguirre-León, 2007. Distribución y abundancia de las especies de peces “cirujano” (Acanthuridae) en arrecifes coralinos del Caribe mexicano. *Rev. Contactos*, 63: 52-58
- Díaz-Ruiz, S., A. Aguirre-León, A.L. Lara-Domínguez, A. Kobelkowsky-Díaz, E. Barba-Macías, y M. Juárez-Bautista, 2010. Conjuntos ictiofaunísticos y patrones espacio-temporales de las poblaciones dominantes de peces en el sistema coralino de Akumal, Quintana Roo. In: Informe Final Proyecto de Investigación: Monitoreo Ecológico de los Recursos Ictiofaunísticos en el Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM), Caribe mexicano. LIC/CBS-UA-MI (IF) 67 p.
- Dudgeon, S.R., R.B. Aronson, J.F. Bruno, W.F. Precht, 2010. Phase shifts and stable states on coral reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 413:201-216.
- Eschmeyer, W. N., R. Fricke, y R. van der Laan, 2018. Catalog of Fishes: Genera, Species, References. Versión electrónica noviembre, 2018. <http://reasearcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp//doi.org/10.3354/meps08751>
- Fenner, D. P., 1991. Effects of hurricane Gilbert on coral reefs, fishes and sponges at Cozumel, México. *Bull. Mar. Sci.*, 48: 719-730.
- Friedlander, A.M., E.K. Brown, P.L. Jokiel, W.S. Smith, y K.S. Rodgers, 2003. Effects of habitat, wave exposure, and marine protected area status on coral reef fish assemblages in the Hawaiian archipelago. *Coral Reefs*, 22: 291-305.
- Froese, R. y D. Pauly (Eds), 2018. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (06/2018).
- García Beltrán, G., 2006. Caracterización de las comunidades de peces del municipio de Solidaridad, Quintana Roo, México. *Rev. Med. Amb. Turis. y Sustent.*, 2(1): 133-153.
- García-Rivas M.C., S. Machkour-M'Rabet, G. Pérez-Lachaud, J.J. Schmitter-Soto, R. Céréghino, C. Doneys, N. St-Jean, y Y. Hénaut, 2018. Age-dependent strategies related to lionfish activities in the Mexican Caribbean. *Environ. Biol. Fish.*, 101 (4): 563-578.
- Green S.J., J.L.Akins, y I.M. Côté, 2011. Foraging behavior and prey consumption in the Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 433: 159-167.
- Gress, E., M.J. Arroyo-Gerez, G. Wright, y D.A. Andradi-Brown, 2018. Assessing mesophotic coral ecosystems inside and outside a Caribbean marine protected area. *Res. Soc. Open Sci.*, 5: 180835. doi: [10.1098/rsos.180835](https://doi.org/10.1098/rsos.180835)
- Hernández-Landa, R.C., G. Acosta-González, E. Núñez-Lara, y J. E. Arias-González, 2014. Spatial distribution of surgeonfish and parrotfish in the north sector of the Mesoamerican barrier reef system. *Mar. Ecol.*, 36(3):432-446.
- INEGI, 2018. Sistema para la Consulta del Anuario Estadístico. Gobierno del Estado de Quintana Roo. Editorial INEGI. Aguascalientes, México.
- Jordán-Dahlgren E., y R.E. Rodríguez-Martínez, 2003. The Atlantic coral reefs of Mexico, p. 131-158 In: Cortés, J. (ed.). Latin American Coral Reefs. Elsevier, Amsterdam.
- Komyakova V, P.L. Munday, y G.P. Jones, 2013. Relative Importance of Coral Cover, Habitat Complexity and Diversity in Determining the Structure of Reef Fish Communities. *PLoS ONE*, 8(12): e83178. doi: [10.1371/journal.pone.0083178](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083178)

- Lara-Domínguez, A. L., J. Franco-López, C. Bedia-Sánchez, L.G. Abarca-Arenas, S. Díaz-Ruiz, A. Aguirre- León, C. González-Gándara, y M. Castillo-Rivera, 2011. Diversidad de peces en los ambientes costeros y plataforma continental, p. 505-516. In: A. Cruz-Angón (ed.). La Biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado. Conabio, Univ. Ver. Inecol, Gob. Ver., México.
- Loreto, R. M., M. Lara, y J.J. Schmitter-Soto, 2003. Coral reef fish assemblages at Banco Chinchorro, Mexican Caribbean. *Bull. Mar. Sci.*, 73 (1):153-170.
- Lozano-Álvarez, E., D. Guevara-Muñoz, y P. Briones-Fourzán, 2007. La comunidad de peces arrecifales del parque Chankanaab, p. 309-326. In: L.M. Mejía-Ortiz (ed.). Biodiversidad Acuática de la Isla Cozumel. Univ. Quintana Roo, México.
- Luckhurst, B.E. y K. Luckhurst, 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Mar. Biol.*, 49(4):317-323.
- Mumby, P.J., 2006. The impact of exploiting grazers (Scaridae) on the dynamics of Caribbean coral reefs. *Ecol. Appl.*, 16: 747-769.
- Mumby P.J., J. A. Edwards, J. E. Arias-Gonzalez, K. C. Lindeman, P.G. Blackwell, A. Gall, M.I. Gorczyńska, A.R. Harborne, C.L. Pescod, H Renken, C.C.C. Wabnitz, y G. Llewellyn, 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427: 533-536.
- Mumby, P.J., y A. Hastings, 2008. The impact of ecosystem connectivity on coral reef resilience. *Jour. Appl. Ecol.*, 45, 854-862.
- Munday, P.L., G.P. Jones, y M.J. Caley, 2001. Interspecific competition and coexistence in a guild of coral-dwelling fishes. *Ecol.* 82:2177-2189.
- Nagelkerken, I., K. B. Huebert, J. E. Serafy, M. G. G. Grol, M. Dorenbosch y C. J. A. Bradshaw, 2017. Highly localized replenishment of coral reef fish populations near nursery habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 568: 137-150.
- Núñez-Lara, E., y E. Arias-González. 1998. The relationships between reef fish community structure and environmental variables in the southern Mexican Caribbean. *Jour. Fish Biol.*, 53:209-221.
- Núñez-Lara, E., C. González-Salas, M.A. Ruiz-Zarate, R. Hernández-Landa, y J. E. Arias-González, 2003. Condition of coral reef ecosystems in central-southern Quintana Roo, reef fish communities. *Atoll Res. Bull.*, 469:338-358.
- Núñez-Lara, E., J.E. Arias-González, y P. Legendre, 2005. Spatial patterns of Yucatan reef fish communities: Testing models using a multi-scale survey design. *Jour. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 324: 157-169
- Núñez-Lara, E., S.M. Laffon-Leal, y P. Legendre, 2010. Separating the spatial and environmental variation of reef fish communities: PCNM and partitioning analyses. *Proc. Gulf and Carib. Fish. Inst.*, 62: 224-231.
- Reséndez Medina, A., 1977. Lista preliminar de peces colectados en las lagunas de Nichupté y Bojórquez, Cancún, Quintana Roo, México. *An. Inst. Biol. UNAM* 46. Ser. Zool., (1): 87-100.
- Sale, P.F., 2002. Coral Reef Fishes: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem. Academic Press, USA,
- Schmitter-Soto, J.J., 2011. Peces, pp. 227-232. In: C. Pozo (ed.). Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un análisis para su conservación. Ecosur. Conabio, PPD, México.
- Schmitter-Soto, J. J., L. Vásquez-Yeomans, A. Aguilar-Perera, C. Curiel-Mondragón, y J.A. Caballero-Vázquez, 2000. Lista de peces marinos del Caribe mexicano. *An.Inst. Biol. Univ. Nac. Autón.Méx. Ser. Zool.*, 71(2): 143-177.
- Schmitter-Soto, J. J., A. Aguilar-Perera, A. Cruz-Martínez, R. L. Herrera-Pavón, A. A. Montes-Aranda, y D. Cobian-Rojas. 2017. Interdecadal trends in composition, density, size and mean trophic level of fish species and guilds before and after costal

- development in the Mexican Caribbean. *Biodivers. Conserv.*, doi: 10.1007/s10531-017-1446-1
- SEMARNAT, 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Que Determina Las Especies y Subespecies de Flora y Fauna Silvestres Terrestres y Acuáticas en Peligro de Extinción, Amenazadas, Raras y las Sujetas a Protección Especial, y que Establece Especificaciones para su Protección. 30 de diciembre de 2010. México, Distrito Federal, México.
- Schofield, P.J., 2009. Geographic extent and chronology of the invasion of non-native lionfish (*Pterois volitans* (Linnaeus 1758) and *P. miles* (Bennett 1828) in the Western North Atlantic and Caribbean Sea. *Aqua. Inv.*, 4 (3): 473–479.
- Vásquez-Yeomans, L., L. Carrillo, S. Morales, E. Malca, J.A. Morria, T. Schultz, y J.T. Lamkin, 2011. First larval record of *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae) collected from the ichthyoplankton in the Atlantic. *Biol. Inv.*, 13 (12): 2635-2640
- Wilkinson, T., E. Wiken, J. Bezaury Creel, T. Hourigan, T. Agardy, H. Herrmann, L. Janishevski, C. Madden, L. Morgan, y M. Padilla, 2009. Ecorregiones marinas de América del Norte, Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, 200 p.

Forma y Talla en Análisis Funcionales

Rosalía Aguilar-Medrano

CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida

Resumen

Alrededor de recursos vitales para la comunidad, como el alimento, se establecen interacciones biológicas y la organización ecológica de los sistemas. Los análisis funcionales, estudian las comunidades tomando como base rasgos funcionales de las especies. Dado que caracteres propios de las especies, como la morfología y la talla determinan su posición y aptitud en las redes alimentarias, los rasgos funcionales se pueden interpretar como los componentes del fenotipo de un organismo que influyen en los procesos ecosistémicos. La morfología y la talla han sido ampliamente usadas en análisis funcionales. En el presente estudio se compararon cuatro especies de peces óseos, *Lagodon rhomboides*, *Lutjanus griseus*, *Pterois volitans* y *Synodus intermedius*, mediante análisis de morfometría clásica y morfometría geométrica, para mostrar las diferencias, debilidades y fortalezas de ambos métodos. Concluyendo que, si bien ambos modelos nos permiten inferir una gran cantidad de variación funcional de las especies, la elección del uso de uno, otro o ambos debe darse

de acuerdo al objetivo de nuestro estudio, dándole más peso a la función que queremos analizar que a la pura separación de formas.

Palabras clave: análisis funcionales, redes tróficas, morfometría clásica, morfometría geométrica.

Abstract

Around vital resources for the community, such as food, biological interactions are established and the ecological organization of the systems. Functional analyzes study communities based on the function of the species. Given that the characteristics of the species, such as morphology and size determine their position and fitness in food webs, functional traits can be interpreted as the components of an organism's phenotype that influence ecosystem processes. Morphology and size have been widely used in functional analysis. In the present study, four species of bony fish, *Lagodon rhomboides*, *Lutjanus griseus*, *Pterois volitans* and *Synodus intermedius*, were compared using classical morphometric analysis and geometric morphometrics to show the differences, weaknesses and strengths of both methods. Concluding that, although both models allow us to infer a large amount of functional variation of the species, the choice of the use of one, another or both must be given according to the objective of our study, giving more weight to the function we want to analyze than to the pure separation of forms.

Keywords: Functional analyses, trophic webs, classic morphometrics, geometric morphometrics.

Introducción

La diversidad y heterogeneidad de los ecosistemas marinos está ligada a procesos dinámicos físicos, químicos, y biológicos que crean condiciones ambientales variantes espacio-temporalmente. Recursos como la luz y los nutrientes son vitales para la mayoría de las comunidades marinas, por lo que alrededor de éstos se establecen interacciones biológicas y la organización ecológica de los sistemas. Caracteres propios de las especies como la morfología y la talla determinan su posición y aptitud en las redes alimentarias que se estructuran en función a la disponibilidad y demanda

de los recursos. La morfología influencia el crecimiento, reproducción, sobrevivencia y respuesta a condiciones ambientales de los organismos, ya que determina su capacidad de acceder a recursos específicos y evitar la depredación, mientras que la talla se asocia al grado del efecto del organismo en el ecosistema, así, las especies de tallas mayores se alimentaran de especies menores creando relaciones jerárquicas. En la presente revisión se analizan las variables forma y talla, en la comunidad íctica dentro de la creciente área de los análisis funcionales.

Diversidad Funcional y Rasgos Funcionales

El concepto de diversidad funcional ha ganado importancia entre los estudios ecológicos (Naeem, 2002; Petchey y Gaston, 2006; Violle *et al.*, 2007; Bierwagen *et al.*, 2018). De manera general, esta hace referencia al estudio de las comunidades y ecosistemas basados en lo que hacen los organismos, más que en su historia evolutiva (Petchey y Gaston, 2006), no obstante el quehacer de las especies es un concepto muy general que permite una multiplicidad de interpretaciones. Otra aproximación es el valor y rango de las especies en el funcionamiento del ecosistema (Tilman, 2001), implicando una organización y agrupación de especies, así como una valoración del efecto de dicha agrupación en el funcionamiento del sistema.

Para ambas definiciones es de suma importancia la selección de los rasgos que permiten la aproximación al quehacer, organización y efecto de los grupos funcionales en el ecosistema. Un rasgo funcional se define como aquel que puede ser medido en un organismo y se puede relacionar al efecto de uno o varios procesos ecológicos o bien responde a una o varias variables ambientales (Naeem y Li, 1997; Tilman, 2001; Diaz *et al.*, 2007; Martín-López *et al.*, 2007; Cadotte *et al.*, 2013; Winemiller *et al.*, 2015; Palacios-Salgado *et al.*, datos no publ.). Así, los rasgos funcionales se pueden interpretar como los componentes del fenotipo de un organismo que influyen en los procesos ecosistémicos (figura 1).

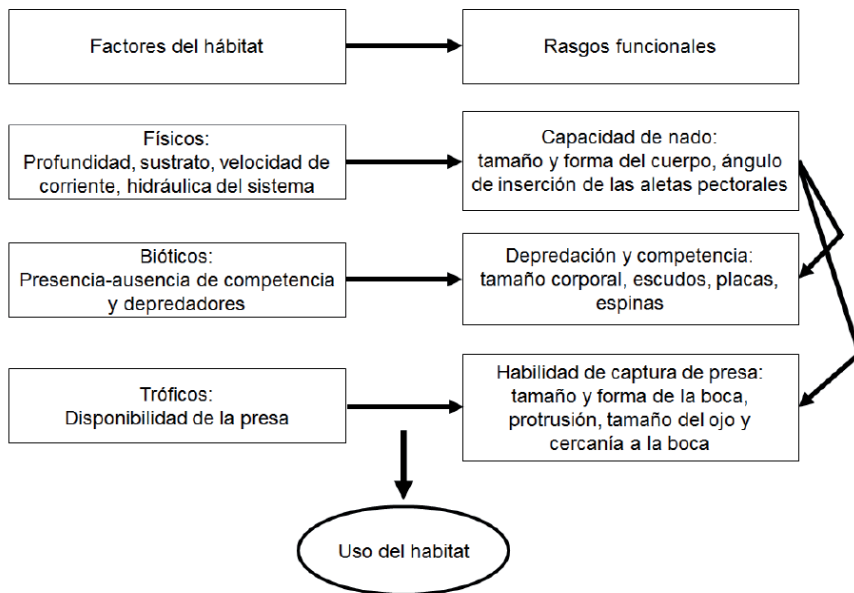


Figura 1. Ejemplo de los algunos rasgos funcionales de peces relacionados al uso del hábitat.

La forma y talla son rasgos ampliamente usados en análisis funcionales, sin embargo, en algunos estudios han sido malinterpretados, además en muy pocas ocasiones se ha discutido su importancia más allá de la simple agrupación de especies. La talla es la referencia numérica de la dimensión de un organismo o de las estructuras de un organismo, mientras que la forma es toda la información geométrica que queda cuando la ubicación, la escala y los efectos de rotación se han eliminado (Kendall, 1977).

Tradicionalmente, los datos morfométricos corresponden a medidas de longitud, profundidad y ancho de los organismos; este conjunto de datos contiene relativamente poca información sobre la forma, debido a que muchas de las mediciones se superponen, son redundantes, se ejecutan en direcciones similares y desde un mismo punto, por lo que sus valores no pueden ser completamente independientes (Zelditch *et al.*, 2004). Aunado a esto, el mismo conjunto de medidas puede ser obtenido a partir de formas distintas (figura 2) dado que

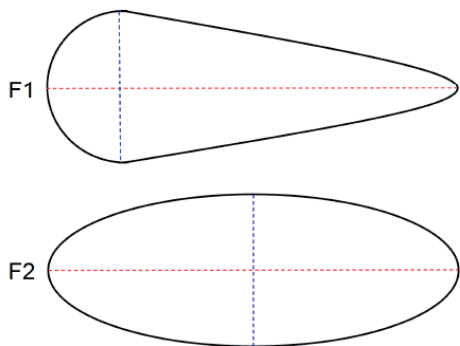


Figura 2. Comparación de dos formas (F1 y F2) de acuerdo al modelo de morfometría clásica. Rojo: longitud total, azul: altura máxima.

dichos datos son medidas longitudinales, no mediciones de la forma.

Los estudios que utilizan este modelo toman la mayor cantidad posible de longitudes para así poder descartar aquellas que no resuelven la agrupación y consideran como importantes aquellas que sí nos permite agrupar y/o separar especies. Esta distinción entre variables le da más importancia a las variables que producen una agrupación, que al valor funcional de dichas variables. Sin embargo, existen variables longitudinales que tienen un peso funcional muy directo, por ejemplo, la longitud del hocico está directamente relacionada con el tamaño de la presa (Wainwright, 1991; Nilsson y Broenmark, 2000; Ferry-Graham *et al.*, 2002; Aguilar-Medrano *et al.*, 2011), la longitud y ángulo de inserción de las aletas, y la relación de la longitud estándar y la altura influyen en la capacidad de nado de los peces (Videler y Wardle, 1991; Videler, 1993; Wainwright *et al.*, 2002; Fulton, 2007; Aguilar-Medrano *et al.*, 2013), el tamaño corporal influye en el riesgo de depredación (Johnsson, 1993; Tucker *et al.*, 2016; Reichard *et al.*, 2018) y en la competencia (Fausch, 1988; Nakano *et al.*, 1998; Winkelmann *et al.*, 2014), entre otras.

La morfometría clásica es muy importante en la descripción y comparación de especies, ya que permite crear claves que faciliten la clasificación, mientras que la talla, siempre va a ser una variable clave para determinar el rol funcional de los organismos. Sin embargo, es complicado trabajar con esta metodología si no se tienen a la mano todos los especímenes, además, es de suma importancia reconocer el valor funcional de las variables a considerar para

crear grupos que se puedan explicar desde un punto de vista funcional.

Los análisis de morfometría geométrica, con sus métodos estadísticos y gráficos son relativamente recientes (1970-1980), pero rápidamente se han adaptado a las necesidades actuales. Nos han permitido analizar la forma desde una nueva perspectiva en la que la talla y la forma no se encuentran mezcladas, así, la talla es una variable más que se puede integrar o eliminar del análisis. La función reflejada en la forma, se puede observar gracias a las gradillas de deformación como cambios totales en la forma de los organismos. Los programas para desarrollar análisis de morfometría geométrica son amigables y cada vez se desarrollan nuevos paquetes con numerosas aplicaciones, incluyendo medidas longitudinales. Además, no es necesario tener toda la muestra a la mano ya que se pueden solicitar fotografías a colecciones, lo cual es más sencillo que solicitar organismos.

Ya sea que se use morfometría clásica o geométrica se debe preparar la muestra antes de la toma de datos, ya que durante el proceso de fijación los organismos se pueden doblar, complicando la toma de longitudes y/o fotografías, además, la toma de las longitudes para morfometría clásica y/o landmarks en el caso de morfometría geométrica, debe ser desarrollada por la misma persona para así estandarizar el error muestral. Entre los principales problemas del uso de ambos métodos es que solo puede ser comparativo entre organismos con la misma simetría y mismas estructuras, lo que implica que no siempre se puede analizar de igual manera toda la comunidad íctica. Por ejemplo, es complicado incluir en análisis morfométricos grupos como los batoideos o inclusive peces óseos pero que presentan aletas fusionadas como los ophiidiiformes, anguilliformes, o aquellos con formas muy especializada como los hipocampos.

Caso de Estudio

Mediante análisis de morfometría clásica y morfometría geométrica se compararon cuatro especies de peces óseos funcionalmente similares con base en variables tróficas, posición en la columna de agua y macrohábitat (Aguilar-Medrano y Vega-Cendejas, datos no publ.), para mostrar las diferencias, debilidades y fortalezas de ambos métodos.

Materiales y métodos

Se consideró una muestra de 15 organismos de cuatro especies, *Lagodon rhomboides*,

Lutjanus griseus, *Pterois volitans* y *Synodus intermedius* provenientes de la Colección Ictiológica del Centro de Investigación y Estudios Avanzados, Mérida (CINV-NEC). A cada organismo se le tomó una fotografía del perfil izquierdo con su debida marca de longitud. En el programa tpsDig 2.26 (Rohlf, 2015) se digitalizaron 11 longitudes basadas en el modelo de morfometría clásica y 22 marcas de acuerdo al modelo de morfometría geométrica (figura 3).

Las landmarks y semilandmarks se superponen con el análisis generalizado de

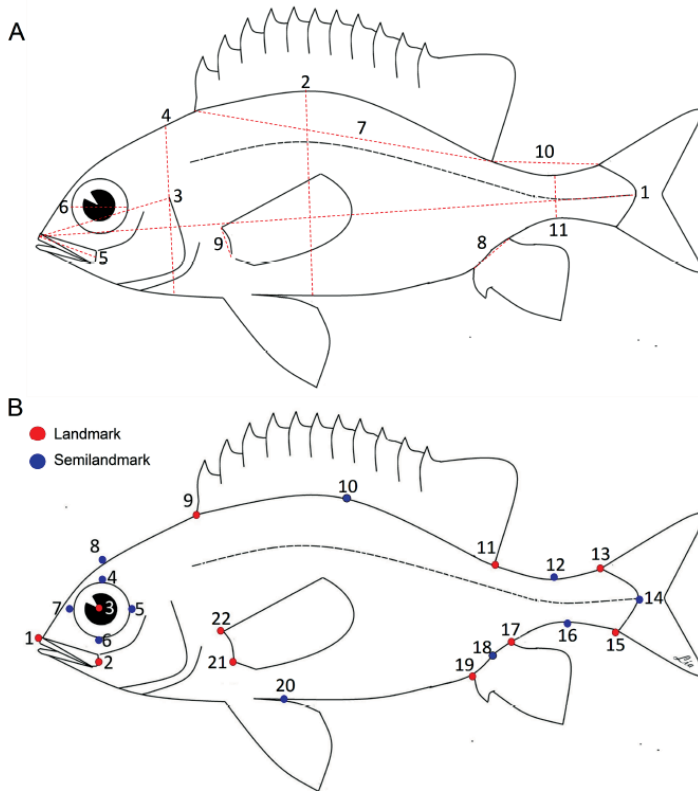


Figura 3. Toma de datos morfométricos. A: modelo de morfometría clásica considerando 11 longitudes: 1 longitud estándar (LS), 2 altura máxima (AM), 3 longitud cefálica (LC), 4 altura cefálica (AC), 5 longitud del hocico (LH), 6 longitud del ojo (LO), 7 longitud de la base de la aleta dorsal (LBAD), 8 longitud de la base de la aleta anal (LBAA), 9 longitud de la base de la aleta pectoral (LBAP), 10 longitud del pedúnculo caudal (LPC), y 11 altura del pedúnculo caudal (APC). B: modelo de morfometría geométrica considerando 11 landmarks: 1 y 2 hocico, 3 posición del ojo, 9 y 11 base de la aleta dorsal, 11 a 13 y 15 a 17 longitud del pedúnculo caudal, 13 y 14 altura posterior del pedúnculo caudal, 17 y 19 base de la aleta anal, 21 y 22 base de la aleta pectoral y 11 semilandmarks.

Procrustes en el programa tpsRelw 1.65 (Rohlf, 2015) y se calcularon las gradillas de deformación para las variables de morfometría geométrica, las que representan la deformación de la forma de la media de cada especie en relación a media de toda la muestra. Las variables del análisis de morfometría clásica se estandarizaron dividiendo cada variable en la longitud estándar, así cada valor representa las veces

que dicha longitud cabe en la longitud estándar (veces en la longitud estándar, vle). Para determinar los principales ejes de variación, las variables estandarizadas del análisis de morfometría clásica y las marcas superpuestas del análisis de morfometría geométrica se analizaron mediante Análisis de Componentes Principales (ACP) en PAST 3.20 (Hammer *et al.*, 2001).

Resultados

Morfometría clásica: Al analizar la tabla 1 y los resultados del ACP es importante recordar que los valores menores representan longitudes mayores ya que son veces en la longitud estándar. De acuerdo a nuestros resultados *Synodus intermedius* se separa del resto debido a su forma altamente hidrodinámica que se observa mediante la relación de las variables AM, LC/AC, y LPC/APC, el ACP indica que la principal variable que separa esta especie del resto es la LPC. *Lagodon rhomboides* se separa de *Lutjanus griseus* y *Pterois volitans* debido a una LBAP, LH y LO menores. Finalmente, *P. volitans* presenta alargadas LBAD y LBAP, mientras que la LO, LPC y APC son menores que *L. griseus* (tabla 1; figura 4). El ACP separa claramente *L. rhomboides*, *L. griseus* y *P. volitans* de *S. intermedius*, la muestra es muy pequeña sin embargo no se observa traslape (tabla 1).

Morfometría geométrica: Nuevamente *Synodus intermedius* se separa del resto debido a su forma altamente hidrodinámica que se observa en las gradillas de deformación, donde además se observa que las bases de las aletas son pequeñas, los ojos son grandes y frontales, y el hocico es alargado y superior. En este análisis *Pterois volitans* se separa claramente de *Lagodon rhomboides* y *Lutjanus griseus* debido a que presenta un perfil cefálico más profundo, la base de la aleta pectoral es mayor con un ángulo de inserción más vertical, el hocico es superior y el ojo es pequeño, en posición superior, el perfil ventral es aplanado y el pedúnculo caudal es corto. Finalmente, *L. rhomboides* y *L. griseus* se separan principalmente porque *L. griseus* presenta un perfil cefálico más angular, el ojo un poco más frontal, pedúnculo caudal más alargado y el ángulo de inserción se la aleta pectoral más vertical

Tabla 1. Promedios de las longitudes corporales. LE, promedio de la longitud estándar. Longitudes estandarizadas en la longitud estándar: AM, altura máxima; LC, longitud cefálica; AC, altura cefálica; LH, longitud del hocico; LO, longitud del ojo; LBAD, longitud de la base de la aleta dorsal; LBAA, longitud de la base de la aleta anal; LBAP, longitud de la base de la aleta pectoral; LPC, longitud del pedúnculo caudal; y APC, altura del pedúnculo caudal.

| Variable | <i>Lagodon rhomboides</i> n= 3 | <i>Lutjanus griseus</i> n=3 | <i>Pterois volitans</i> n=4 | <i>Synodus intermedius</i> n=5 |
|----------|-----------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|
| LE | $\mu = 25.36\text{cm}$ | $\mu = 38.53\text{cm}$ | $\mu = 30.71\text{cm}$ | $\mu = 26.99\text{cm}$ |
| AM | 2.56 | 2.87 | 2.56 | 7.03 |
| LC | 3.58 | 2.96 | 3.20 | 3.99 |
| AC | 2.80 | 3.16 | 2.98 | 7.69 |
| LH | 14.54 | 8.14 | 8.76 | 5.57 |
| LO | 12.70 | 14.79 | 18.87 | 18.43 |
| LBAD | 1.68 | 2.06 | 1.61 | 6.44 |
| LBAA | 3.97 | 6.39 | 5.50 | 7.60 |
| LBAP | 14.43 | 12.83 | 5.40 | 17.49 |
| LPC | 8.11 | 5.64 | 8.89 | 2.62 |
| APC | 10.21 | 8.51 | 9.50 | 18.70 |

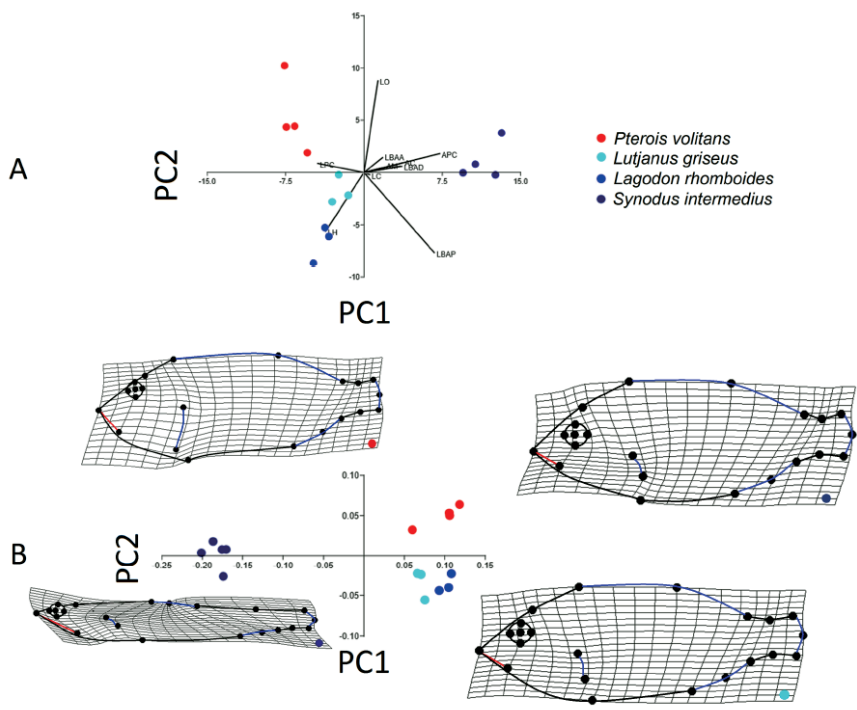


Figura 4. Análisis de componentes principales. A: modelo de morfometría clásica, códigos de los ejes de variación en Tabla 1. B: modelo de morfometría geométrica, en las gradillas de deformación se destaca en rojo el hocico y en azul la base de las aletas. Un círculo de color en el extremo posterior-inferior de cada gradilla indica la especie que representa.

que *L. rhomboides* (figura 4). El ACP basado en morfometría geométrica es muy similar al ACP basado en morfometría clásica.

Discusión

Como se puede observar *Pterois volitans* es similar a *Lagodon rhomboides* y *Lutjanus griseus*. Sin embargo, la morfología general, las aletas y pedúnculo caudal de *L. griseus* y *L. rhomboides* nos indican que ambas especies son nadadoras activas, y el tamaño y posición de los ojos en relación al hocico nos indica que son cazadoras activas que siguen visualmente a sus presas, las cuales generalmente mantendrán frente a ellas. En cambio, la longitud y ángulo de

inserción de las aletas pectorales de *P. volitans* indican que utiliza principalmente las aletas pectorales para moverse, por lo que puede ser una especie más lenta pero tener mayor maniobrabilidad, además el tamaño y posición de los ojos y el hocico nos indica *P. volitans* embosca a sus presas. Así, las especies que presentan más traslape son *L. griseus* y *L. rhomboides*, sin embargo, *L. rhomboides* puede alcanzar tallas máximas de hasta 44cm, mientras que *L. griseus* de 66cm (Robertson y Van Tassell, 2015) lo que le da ventajas al competir por la presa.

Los análisis de morfometría clásica siempre requieren una estandarización para disminuir el efecto de la talla y sobre los datos

estandarizados se desarrollan los análisis estadísticos. Estos análisis permiten estudiar variable por variable, los resultados representan longitudes entre puntos y se presentan en tablas comparativas. Las longitudes si bien son muy importantes, en algunos casos no son suficientes, por ejemplo, si queremos hablar de nado, la maniobrabilidad está relacionada con la longitud de la base de la aleta pectoral, pero también se requiere conocer su posición en el cuerpo y en relación a otras estructuras, así como

el ángulo de inserción, lo cual requeriría muchos más pasos con morfometría clásica que con morfometría geométrica. Los análisis de morfometría geométrica nos permiten analizar la variación total y focal de la forma y las gradillas de deformación facilitan la comparación visual de la forma. Si bien mediante ambos métodos llegamos a resultados similares, la función de las especies es más clara mediante la comparación de formas que de longitudes.

Conclusiones

Los análisis funcionales se basan en la idea de que una alta biodiversidad está relacionada con una alta redundancia funcional, y que esta redundancia reduce la sensibilidad a la pérdida de algunas especies, garantizando la resiliencia a las perturbaciones ambientales (Clarke y Warwick, 1998; Nystrom, 2006; Heilpern *et al.*, 2018). La redundancia hace referencia a especies que comparten una posición similar en la red trófica y se relacionan de manera similar con el medio ambiente, lo que está fuertemente relacionado con la morfología de las especies.

Los análisis morfométricos han jugado un papel muy importante en el desarrollo de la ciencia. La morfometría clásica deriva de las mediciones de la talla de los organismos y alrededor de ésta, científicos como Galton (1822-1911) y Pearson (1857-1936) desarrollaron una gran gama de modelos estadísticos para fortalecer la clasificación de las especies (Bookstein, 1993). Muchas de estas longitudes de ma-

nera individual o en función de otra tienen un peso funcional directo por lo que son de suma importancia para los análisis funcionales. Los análisis de morfometría geométrica por otro lado se atribuyen a D'arcy (1860-1948) y enfatizan la visualización de los cambios en las formas. El desarrollo de modelos estadísticos para este tipo de análisis se desarrolló hasta 1970-1980 por científicos como Bookstein, Rohlf, y Zelditch, entre muchos otros. Estos análisis nos permiten una descripción y comparación de las formas dejando fuera la talla, permitiéndonos enfocar en la forma general, pudiendo definir una función común al organismo y no en partes. Si bien ambos modelos nos permiten inferir una gran cantidad de variación funcional de las especies, la elección del uso de uno, otro o ambos debe darse de acuerdo al objetivo de nuestro estudio, dándole más peso a la función que queremos analizar que a la pura separación de formas.

Literatura Citada

- Aguilar-Medrano, R., B. Frédérick, E. De Luna, y E. F. Balart, 2011. Patterns of morphological evolution of the cephalic region in damselfishes (Perciformes: Pomacentridae) of the Eastern Pacific. *Biological Journal of the Linnean Society*, 102: 593–613.
- Aguilar-Medrano, R., B. Frédérick, E. F. Balart, y E. De Luna, 2013. Diversification of the pectoral fin shape in damselfishes (Perciformes, Pomacentridae) of the Eastern Pacific. *Zoomorphology*, 132: 197–213.
- Aguilar-Medrano, R. y M. E. Vega-Cendejas, 2018 (datos no publicados). Implications of the environmental heterogeneity on the distribution of the fish functional diversity of the Campeche Bank, Gulf of Mexico.
- Bierwagen, S. L., M. R. Heupel, A. Chin, y C. A. Simpfendorfer, 2018. Trophodynamics as a tool for understanding coral reef ecosystems. *Frontiers of Marine sciences*, 5: 24.
- Bookstein, F.L., 1993. A brief history of the morphometric synthesis. p. 15-37. In: L.F. Marcus, E. Bello, y A. Garcia-Valdecasas (Eds.). Contributions to morphometrics, C.S.I.C., Madrid, España.
- Cadotte, M., C. H. Albert, y S. H. Walker, 2013. The ecology of differences: Assessing community assembly with trait and evolutionary distances. *Ecological Letters*, 16: 1234-1244.
- Clarke, K., y R. Warwick, 1998. Quantifying structural redundancy in ecological communities. *Oecologia*, 113: 278–289.
- Díaz, S., S. Lavorel, F. de Bello, F. Quétier, K. Grigulis, y T.M. Robson, 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences, USA*, 104(52): 20684–20689.
- Fausch, K. D., 1988. Tests of competition between native and introduced salmonids in streams. What have we learned? *Can. Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45(12): 2238-2246.
- Ferry-Graham, L. L., D. I. Bolnick y P.C. Wainwright, 2002. Using functional morphology to examine the ecology and evolution of specialization. *Integrative and Comparative Biology*, 42: 265–277.
- Fulton, C. J., 2007. Swimming speed performance in coral reef fishes: field validations reveal distinct functional groups. *Coral Reefs* 26: 217–228.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper y P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9.
- Heilpern, S. A., B. C. Weeks y S. Naeem, 2018. Predicting ecosystem vulnerability to biodiversity loss from community composition. *Ecology*, 99(5): 1099-1107.
- Johnsson, J. I. 1993. Big and brave: size selection affects foraging under risk of predation in juvenile rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Animal Behavior*, 5(6): 1219-1225.
- Kendall, D. G. 1977. The diffusion of shape. *Adv. In: Appl. Probab.*, 9: 428-430.
- Martín-López, B., J.A. González, S. Díaz, I. Castro y M. García-Llorente, 2007. Biodiversidad y bienestar humano: El papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas*, 2007: 3.
- Naeem, S., 2002. Biodiversity equals instability? *Nature*, 416: 23-24.
- Naeem, S. y S. Li, 1997. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature*, 390: 507–509.
- Nakano, S., S. Kitano, K. Nakai y K. D. Fausch, 1998. Competitive interactions for foraging microhabitat among introduced brook charr, *Salvelinus fontinalis*, and native bull charr, *S. confluentus*, and west slope cutthroat trout, *Oncorhynchus clarki lewisi*, in a Montana stream. *Environmental Biology of Fishes*, 52(1-3): 345-35.

- Nilsson, P. A. y C. Broenmark, 2000. Prey vulnerability to a gape-size limited predator: behavioral and morphological impacts on northern pike piscivory. *Oikos*, 88(3): 539-546.
- Nystrom, M. 2006. Redundancy and response diversity of functional groups: implications for the resilience of coral. *Ambio*, 35(1): 30-5.
- Palacios-Salgado, D. S., L. Campos-Dávila, J. Granados-Amores, V. H. Cruz-Escalona, M. S. Peterson, X. G. Moreno-Sánchez, R. Aguilar-Medrano, J. R. Flores-Ortega, y L. A. Abitia-Cárdenas, 2018 (datos no publicados). Functional diversity in fish assemblages of the Tropical Eastern Pacific Ocean: A review of two decades of progress in the functional diversity approach.
- Petchey, O.L. y K.J. Gaston, 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecological Letters*, 9: 741-758.
- Reichard, M., L. E. K. Lanés, M. Polačik, R. Blažek, M. Vrtílek, R.S. Godo, y L. Maltchik, 2018. Avian predation mediates size-specific survival in a Neotropical annual fish: a field experiment. *Biological Journal of the Linnean Society*, 124(1): 56-66.
- Robertson, D. R. y J. Van-Tassell, 2015. Shorefishes of the Greater Caribbean: online information system. Version 1.0. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panamá.
- Rohlf, F. J., 2015. The tps series of software. *HYSTRIX*, 26: 1.
- Tilman, D., 2001. Functional diversity. p. 109-120. In: S.A. Levin (Ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*, Academic Press, North Carolina.
- Tucker, S., J. M. Hipfner, y M. Trudel, 2016. Size- and condition-dependent predation: a seabird disproportionately targets substandard individual juvenile salmon. *Ecology*, 97(2): 461-471.
- Videler, J. J., 1993. *Fish swimming*. Chapman and Hall, New York.
- Videler, J. J., y C. S. Wardle, 1991. Fish swimming stride by stride: speed limits and endurance. *Reviews fish biology fisheries*, 1: 23-40.
- Violle, C., M. L. Navas, D. Vile, E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel, y E. Garnier, 2007. Let the concept of trait be functional. *Oikos*, 116: 882-892.
- Wainwright, P. C., 1991. Ecomorphology: Experimental functional anatomy for ecological problems. *American Zoology*, 31(4): 680-693.
- Wainwright, P. C., D. R. Bellwood y M. W. Westneat, 2002. Ecomorphology of locomotion in labrid fishes. *Environmental Biology Fishes*, 65: 47-62.
- Winemiller, K. O., D. B. Fitzgerald, L. M. Bower y E. R. Pianka, 2015. Functional traits, convergent evolution, and periodic table of niches. *Ecological Letters*, 18: 737-751.
- Winkelman, K., M.J. Genner, T. Takahashi y L. Rüber, 2014. Competition-driven speciation in cichlid fish. *Nature Communications*, 5: 3412.
- Zelditch, M. L., D. L. Swiderski, H. D. Sheets y W. L. Fink, 2004. *Geometric Morphometrics for Biologists. A Primer*. Elsevier Inc., New York.

ANÁLISIS FUNCIONAL DE LAS COMUNIDADES DE PECES COSTEROS

Asociaciones Específicas de la Comunidad de Peces en Ciclos Nictemerales en El Cuyo, Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche

Luis Amado Ayala-Pérez, Brenda Iliana Vega Rodríguez
y Esli Yazmín Rodríguez Díaz

Departamento El Hombre y su Ambiente,
Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco

Resumen

La Reserva de la Biosfera Los Petenes (RBLP) en Campeche, es reconocida como un humedal de importancia internacional. Entre los componentes estructurales principales del ecosistema se encuentran los peces y su estudio permite entender el efecto de la variabilidad ambiental en distintas escalas. El objetivo de este trabajo es el análisis nictemeral de la abundancia y diversidad de la comunidad de peces en la Reserva de la Biosfera Los Petenes. Se realizaron cinco campañas de muestreos nictemerales en un sitio conocido como El Cuyo en la región sur de la RBLP. En cada campaña se realizaron muestreos con una frecuencia de dos horas en un ciclo de 24 horas. Cada muestreo consistió en el registro de variables ambientales y recolectas experimentales de ictiofauna. Se capturó un total de 3 767 peces con un peso de 65.21 kg. Se identificaron 16 especies dominantes para horas día y 11 especies para horas noche. *Lagodon rhomboides* y *Haemulon plumieri* son las especies más abundantes. La abundancia mostró los siguientes intervalos de variación $6.66 \times 10^4 - 0.211 \text{ ind/m}^2$; $0.0028 - 3.578 \text{ g/m}^2$ y $4.21 - 38.9 \text{ g/ind}$ y la diversidad temporal por los

valores 1.42 - 2.34 bits, 2.78 -3.16 bits/sp y 0.48 - 0.78 bits/ind. La mayor diversidad se presentó en horas de día. El análisis de asociación identifica tres grupos de especies para horas de día y dos para horas de noche. el análisis de correspondencia canónico destaca que para horas de día el oxígeno disuelto y la salinidad se asocian principalmente con *L. analis*, *N. usta*, *S. testudineus* y *A. probatocephalus*, en tanto que para horas de noche las variables principales son la temperatura y la salinidad asociadas con *N. usta*, *C. penna* y *E. gula*.

Palabras clave: Los Petenes, abundancia nictemeral, peces dominantes, asociaciones ecológicas, correspondencias canónicas.

Abstract

Los Petenes Biosphere Reserve (RBLP) in the Mexican state of Campeche is recognized as a wetland of international importance. Among the main structural components of the ecosystem are fish and their study allow us to understand the effect of environmental variability at different scales. The objective of this project is the nictemeral analysis of the abundance and diversity of the fish community Los Petenes Biosphere Reserve. Five sampling campaigns were carried out at a site known as El Cuyo in the southern region of the RBLP. In each campaign, sampling was carried out with a frequency of two hours in a 24-hour cycle. Each sampling consisted in the recording of environmental variables and experimental collections of ichthyofauna. A total of 3 767 fish weighing 65.21 kg were caught. Sixteen dominant species were identified for daytime hours and 11 species for nighttime hours. *Lagodon rhomboides* and *Haemulon plumierii* are the most abundant species. Abundance showed the following variation intervals 4.62×10^5 -0.045 ind / m²; 0.0002-0.724 g/m² and 0.002-0.33 g/ind and the diversity by the values 0.482-0.781 bits, 1.42-2.34 bits/ind and 2.78-3.16 bits/sp. The greatest diversity was presented in day hours. The association analysis identifies three groups of species for daytime hours and two for nighttime hours. The analysis of canonical correspondence highlights that dissolved oxygen and salinity are associated mainly with *L. analis*, *N. usta*, *S. testudineus* and *A. probatocephalus* for hours of day, while the main variables are temperature and salinity associated with *N. usta*, *C. penna* and *E. gula* for hours at night.

Keywords: The Petenes, nictemeral abundance, dominant fishes, ecological associations, canonical correspondences.

Introducción

Las Reservas de la Biosfera son representaciones biogeográficas a nivel nacional, que presentan ecosistemas simbólicos por su belleza, su valor científico, educativo y por la flora y fauna, entre otras cualidades (CONANP, 2014). La Reserva de la Biosfera Los Petenes (RBLP) decretada en 1999 y desde febrero del 2004 declarada sitio RAMSAR, reconocen su valor como un humedal de importancia internacional (CONANP, 2006).

Entre los principales componentes estructurales que se distinguen en la RBLP se encuentran las praderas de pastos marinos más grandes y mejor conservadas del golfo de México, un bosque de manglar donde la especie *Rhizophora mangle* es particularmente destacada, los petenes. Los petenes que son islas de vegetación de alta diversidad en torno a fuentes de agua continental y una comunidad de peces abundante y diversa como la principal macrofauna acuá-

tica (Sanjurjo, 2001; Villalobos-Zapata y Mendoza Vega, 2010).

A pesar de la relevancia ecológica de esta reserva, los estudios realizados son escasos, entre los que se encuentran, Beltrán (2004), Vega-Cendejas (2004), Álvarez Molina (2005), Castillo-Rivera *et al.* (2005), Lucio-Benítez (2007), Terán-González (2008), Vasco-Villa (2013), Muñoz-Rojas *et al.* (2013) y Ayala-Pérez *et al.* (2014).

Los peces costeros muestran un acoplamiento con el hábitat en distintas escalas temporales, la climática y la nictemeral, para el desarrollo de sus historias de vida. La periodicidad diaria de salida y puesta del sol tiene efectos sobre la conducta y actividades de los peces. En este sentido, en el ciclo diario de luz-oscuridad es posible reconocer comportamientos relacionados con la habilidad de los peces para detectar presas, evadir depredadores, o simplemente movimientos migratorios de pequeña esca-

la, de tal forma que se identifican especies con hábitos típicamente diurnos, nocturnos y crepusculares (Helfman, 1993; Moyle y Cech, 2004). Los estudios que analizan el comportamiento de las comunidades de peces en ciclos de 24 horas son escasos para zonas tropicales entre los cuales se pueden mencionar los siguientes: Castillo-Rivera *et al.* (2005) y Ayala-Pérez *et al.* (2014).

La RBLP al igual que otras áreas naturales protegidas del país resisten una constante e intensa presión ambiental por las diversas actividades antropogénicas que se desarrollan tanto al interior como en la zona de influencia, particularmente por las actividades de pesca. Por esta razón el objetivo del presente trabajo fue analizar la estructura de la comunidad de peces en ciclos nictemerales, en un sitio conocido como El Cuyo, ubicado en la porción sur de la RBLP muy cerca de la ciudad de San Francisco de Campeche.

Método

El presente estudio se llevó a cabo en la Reserva de la Biósfera Los Petenes en el estado de Campeche. La reserva ocupa una superficie total de 282 857 ha que comprende porciones de territorio de los municipios de Calkiní, Hecelchakán, Tenabo y San Francisco de Campeche. Su límite marino se extiende hasta las 12 millas náuticas. El clima predominante en la zona es Aw (cálido subhúmedo con lluvias en verano), y BS'h'w (semiseco y seco cálido). Presenta una temperatura media anual entre 26.4 a 27.8°C y una precipitación entre 725.5 a 1 049.7 mm. (CONANP, 2006).

El sitio específico donde se realizaron los muestreos se ubica en las coordenadas 20°03'38.8" N y 90°29'18.6" W. Localmente se reconoce a la zona como El Cuyo y se ha reportado presencia de mareas mixtas con una amplitud media de 0.4 m, una plataforma continental muy extendida, temperatura promedio del agua de 23.9°C, 35.7 unidades de salinidad, oxígeno disuelto de 6.4 mg/l y pH 8.1 (Rivera-Arriaga *et al.*, 2012; Muñoz-Rojas *et al.*, 2013).

Se realizaron cinco campañas de muestreo en los meses de febrero y mayo de 2013, mayo de 2015 y febrero y mayo de

2016. En cada campaña se realizaron registros de variables ambientales y tomas de muestras del necton con una frecuencia de dos horas durante un ciclo de 24 horas.

Las variables ambientales de temperatura, salinidad, conductividad, pH y oxígeno disuelto del agua en superficie y fondo se realizaron empleando una sonda multiparamétrica YSI 556. Se registró la transparencia del agua con un disco de Secchi y la profundidad con una sondaleza marcada cada 10 cm.

Las recolectas de ictiofauna se efectuaron con una red de arrastre de prueba camaronera de 5 m de largo y 2.5 m de abertura de trabajo y luz de malla de 19 mm, equipadas con tablas de 0.5 y 0.8 m, a bordo de una lancha con motor fuera de borda. El tiempo de arrastre fue de 12 minutos, con una velocidad promedio de dos nudos por lo cual el área de barrido fue de 1 800 m² de acuerdo con Stevenson (1982). Los peces capturados fueron preservados en formol al 15 %, siendo etiquetados y trasladados a laboratorio para su procesamiento.

Las muestras del necton fueron lavadas y rehidratadas para ser clasificadas con apoyo de literatura especializada (Castro-Aguirre *et al.*, 1999; Ayala-Pérez *et al.* 2015, entre otros). Los individuos fueron medidos en longitud total y longitud estándar empleando un ictiómetro, y pesados con una balanza electrónica. El ordenamiento sistemático de las especies se realizó de acuerdo con lo propuesto por Nelson (2006).

Las bases de datos tanto de variables ambientales como de la captura se realizaron con el software Excel y para su exploración básica se utilizó la herramienta de tablas dinámicas. Para la descripción de la varia-

ción temporal y nictemeral de las variables ambientales y de la abundancia, se realizaron gráficos de caja que integran los valores de mediana, mínimos y máximos, primer y tercer cuartil así como valores atípicos, para lo cual se utilizó el software Systat 13.

La abundancia se determinó en términos de densidad (ind/m²), biomasa (g/m²) y peso promedio (g/ind). La diversidad se estimó mediante los índices de Shannon-Wiener, riqueza de especies (Margalef) y equidad (Pielou) (Moreno, 2001). Las especies dominantes se determinaron de acuerdo con el índice de importancia relativa de Koranteng (2001): $IIR = \%W * \%N * \%F$, donde: W= contribución porcentual en peso de la especie a la captura total; N= contribución porcentual en número de individuos de la especie a la captura total; F= contribución porcentual de la frecuencia de aparición de la especie. Las especies con valores ≥ 20 se consideran dominantes.

Para el análisis de la información, las capturas realizadas entre las 7:00 y 17:00 hrs. corresponden a horas de día y las realizadas entre las 19:00 y 05:00 hrs. corresponden a horas de noche, de manera que se pudieran identificar cambios en las asociaciones específicas de acuerdo con la disponibilidad de luz en el periodo nictemeral.

Las asociaciones específicas se analizaron mediante la aplicación de técnicas estadísticas multivariadas de ordenación y clasificación con ayuda del software Systat 13. Se realizaron análisis clúster aplicando el método de Ward y la distancia Gama y un análisis de correspondencia canónica para lo cual también se utilizó el programa Multi-Variate Statistical Package (Kovach Computing Services, 2019).

Resultados

La variación temporal de las variables ambientales se representa en la figura 1, donde se observa que la temperatura del agua presentó un intervalo de 20.96 a 32°C siendo febrero 2016 cuando se registraron los valores mínimos y mayo 2016 los valores máximos. En cuanto a la salinidad, el intervalo fue de 27.43 a 47.77 con los valores mínimos registrados en febrero 2013

y los máximos en mayo 2016. Respecto al oxígeno disuelto los valores oscilaron entre 1.42 y 7.88 mg/l siendo febrero 2013 cuando se registraron los valores mínimos y mayo 2015 con los valores máximos. Finalmente, el pH osciló entre 7 y 9.05 H⁺ con los valores mínimos en febrero 2013 y los máximos en febrero 2016.

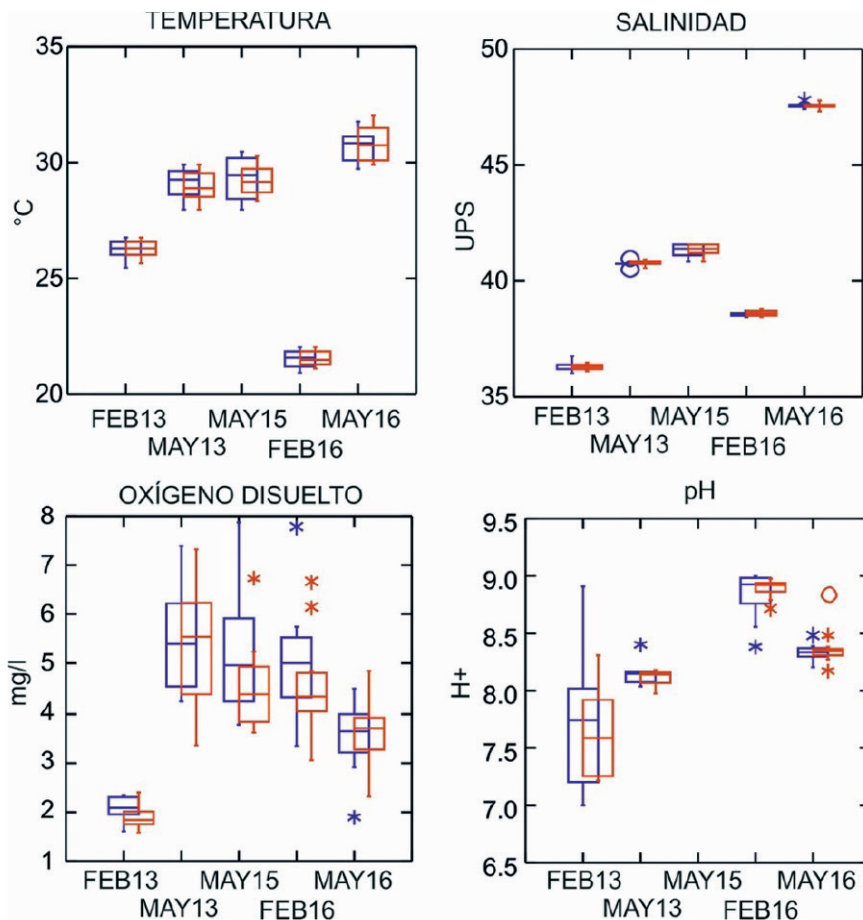


Figura 1. Variación temporal de las variables ambientales en la RBLP. Las cajas azules representan los valores en superficie y las cajas rojas representan los valores de fondo. Los valores atípicos extremos se representan con un asterisco y los valores atípicos leves con un círculo.

En la escala nictemeral las variables ambientales se representan en la figura 2 ordenadas por horas de día y horas de noche. En cuanto a la temperatura del agua se destaca una serie de valores atípicos extremos definidos por los registros realizados en febrero 2016 donde se presentó un evento “Norte” estacionario, pero si se consideran los valores de mediana se observa una oscilación entre los 27 y 29°C con los valores máximos entre las 15:00 y 19:00 hrs. Respecto a

la salinidad también se identifica una serie de valores atípicos extremos condicionados por la elevada temperatura registrada en mayo 2016, lo cual provocó elevada evaporación y por tanto incremento en los valores de salinidad. Si se observan los valores de la mediana, se distingue la prevalencia de condiciones marinas y con los valores mínimos se identifican las condiciones de precipitación que fueron máximas en febrero 2013. Para el caso del oxígeno

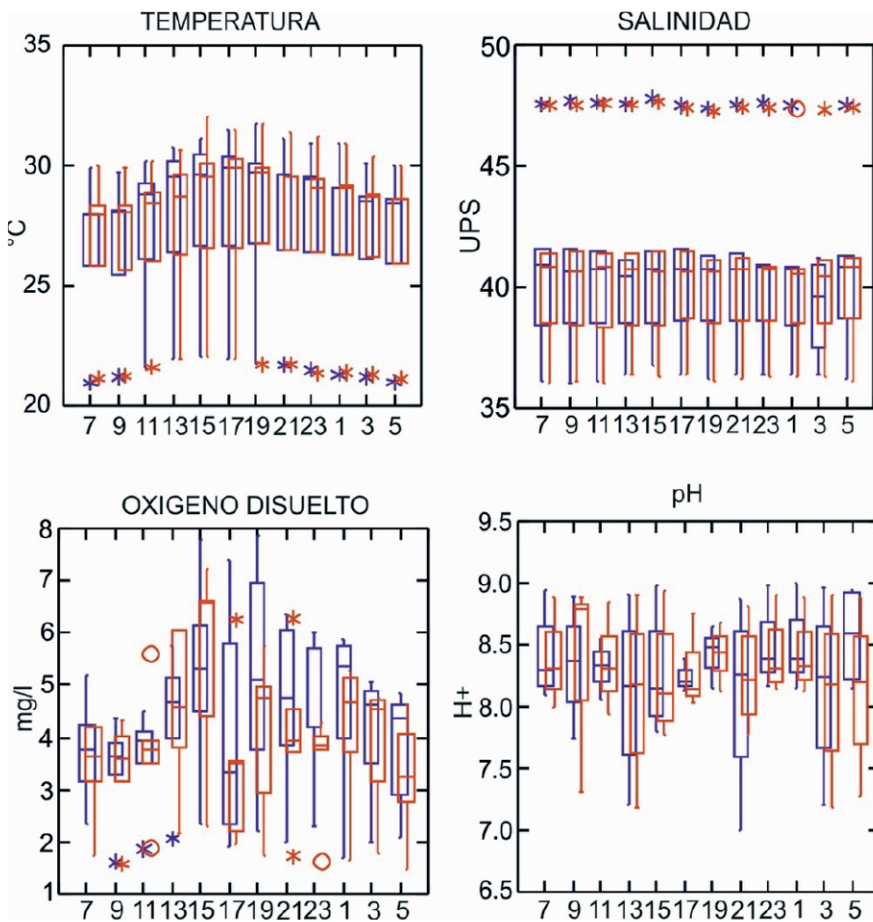


Figura 2. Variación nictemeral de las variables ambientales en la RBLP. Las cajas azules representan los valores en superficie y las cajas rojas representan los valores de fondo. Los valores atípicos extremos se representan con un asterisco y los valores atípicos leves con un círculo.

disuelto el comportamiento muestra una tendencia nictemeral con valores mínimos en las horas de inicio y final del ciclo y valores máximos en las horas intermedias del ciclo. El oxígeno disuelto también muestra amplios intervalos de variación en las diferentes horas de muestreo lo cual refleja tanto condiciones climáticas como procesos locales. Finalmente, con el pH se observan amplios intervalos de variación, pero también estabilidad con valores de mediana alrededor de los 8.2 H+.

Se capturó un total de 3 767 peces con un peso total de 65.21 kg. De las cuales se identificaron 37 especies pertenecientes a 20 familias y 27 géneros. Las familias más diversas fueron Lutjanidae con un género y cinco especies, Haemulidae con dos géneros y cinco especies y Sparidae con tres géneros y tres especies. En la tabla 1 se muestra el ordenamiento sistemático de la comunidad de peces de la RBLP.

Tabla 1. Lista sistemática de los peces en la Reserva de la Biósfera Los Petenes.

| Familia | Especie |
|----------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Urolophidae | <i>Urobatis jamaicensis</i> (Cuvier, 1816). |
| Clupeidae | <i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829). |
| Synodontidae | <i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766). |
| Batrachoididae | <i>Opsanus beta</i> (Goode y Bean, 1880). |
| Hemiramphidae | <i>Chriodorus atherinoides</i> (Goode y Bean, 1882). |
| Belonidae | <i>Strongylura notata</i> (Poey, 1860). |
| Fundulidae | <i>Lucania parva</i> (Baird y Girard, 1855). |
| Serranidae | <i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus, 1766). <i>Hypoplectrus puella</i> (Cuvier, 1828). |
| Lutjanidae | <i>Lutjanus analis</i> (Cuvier y Valenciennes, 1828). <i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum, 1792). <i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828). <i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758). <i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758). |
| Gerreidae | <i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird y Girard, 1855). <i>Eucinostomus gula</i> (Quoy y Gaimard, 1824). |
| Haemulidae | <i>Haemulon aurolineatum</i> (Cuvier y Valenciennes, 1830). <i>Haemulon plumierii</i> (Lacepède, 1801). <i>Haemulon sciurus</i> (Shaw, 1803). <i>Haemulon bonariense</i> (Cuvier, 1829). <i>Orthopristis chrysoptera</i> (Linnaeus, 1766). |
| Sparidae | <i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792). <i>Calamus penna</i> (Cuvier y Valenciennes, 1830). <i>Lagodon rhomboides</i> (Linnaeus, 1766). |
| Sciaenidae | <i>Bairdiella chrysoura</i> (Lacepède, 1802). <i>Cynoscion nebulosus</i> (Cuvier y Valenciennes, 1830). |
| Cichlidae | <i>Cichlasoma urophthalmus</i> (Günther, 1862). |
| Scaridae | <i>Nicholsina usta</i> (Cuvier y Valenciennes, 1840). |

Tabla 1. Lista sistemática de los peces en la Reserva de la Biósfera Los Petenes.

| Familia | Especie |
|----------------|-------------------------------------------------------|
| Achiridae | <i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758). |
| Monacanthidae | <i>Aluterus schoepfii</i> (Walbaum, 1792). |
| | <i>Monacanthus ciliatus</i> (Mitchill, 1818). |
| | <i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766). |
| Ostraciidae | <i>Acanthostracion quadricornis</i> (Linnaeus, 1758). |
| Tetraodontidae | <i>Sphoeroides nephelus</i> (Goode y Bean, 1882). |
| | <i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785). |
| | <i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758). |
| Diodontidae | <i>Diodon hystrix</i> (Linnaeus, 1758) |

En la figura 3 se presenta el comportamiento de la abundancia temporal de la comunidad de peces, destacando en primer lugar que el amplio intervalo de febrero 2016 fue determinado por una captura extraordinaria de *Lagodon rhomboides*. En mayo 2015 se observa un valor atípico producto de una captura sobresaliente a las 21:00 hrs. La biomasa presenta intervalos de variación grandes y destaca febrero 2016 (evento de norte) y en mayo 2013 y mayo 2016 se observan valores atípicos extremos. Finalmente la variación del peso promedio muestra el mínimo intervalo en febrero 2016 con una mediana de 17.16 g/ind y el mayor intervalo en mayo 2016 con valores entre 4.21 y 38.9 g/ind.

La variación de la abundancia en la escala nictemeral muestra diferencias en el comportamiento entre horas de día y horas de noche. La densidad y biomasa son comparativamente menores en el día que en la noche, pero también los intervalos de variación son mayores en horas de noche. Destacan los valores atípicos que se presentaron entre las 21:00 y 5:00 horas. En cuanto al peso promedio se observa un comportamiento donde los valores mayo-

res se observan en horas de día, en tanto que en horas de noche los valores disminuyen (figura 4).

El comportamiento temporal de los índices de riqueza de especies (D), diversidad (Hn) y equidad (J) se presenta en la figura 5, donde se observa en primer lugar que la diversidad osciló entre 1.42 bits para el mes de mayo 2013 y 2.34 bits en el mes de mayo 2016, la menor riqueza de especies se presentó en mayo 2015 (2.78 bits/sp) y la máxima en febrero 2016 (3.16 bits/sp) y la equidad registró el valor más bajo en mayo 2013 con 0.482 bits/ind y el valor más alto para mayo 2016 con 0.781 bits/ind.

En la escala nictemeral, la diversidad presentó valores entre 0.58 y 1.52 bits, la riqueza de especies oscila entre 2.48 y 3.7 bits/sp, y la equidad entre 0.19 y 0.53 bits/ind. La diversidad y equidad muestran una ligera disminución en horas de noche lo cual es provocado por el caso particular de las 19:00 hrs. (figura 6).

Con base en el índice de importancia relativa (IIR) se identificaron 16 especies dominantes para horas de día, destacando por su abundancia *Lagodon rhomboides*, *Haemulon plumierii* y *Nicholsina usta*. Para

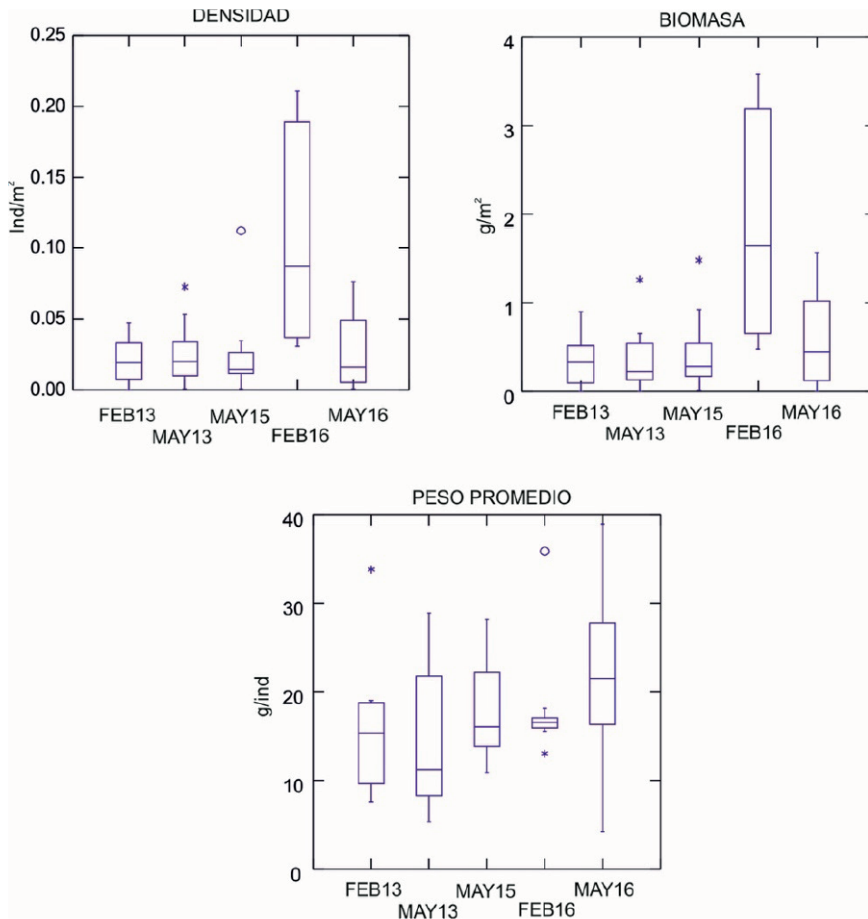


Figura 3. Variación temporal de la abundancia de la comunidad de peces en la RBLP. Los valores atípicos extremos se representan con un asterisco y los valores atípicos leves con un círculo.

horas de noche se identificaron 11 especies dominantes donde *L. rhomboides*, *H. plumierii* y *Opsanus beta* sobresalen por su abundancia. En la tabla 2 se presenta el listado de especies dominantes tanto para horas de día como para horas de noche.

En la figura 7 se presentan los dendrogramas que permiten analizar las asociaciones entre las especies dominantes. Este análisis se realizó con base en la matriz de abundancia en número de individuos para todas

las horas de recolecta de todas las campañas de muestreo. El clúster para horas de día destaca la conformación de tres grupos, el primer grupo está integrado por *A. probatocephalus* (ARPR), *E. argenteus* (EUAR), *S. testudineus* (SPTE), *L. rhomboides* (LARH), *L. analis* (LUAN) y *Nicholsina usta* (NIUS). El segundo grupo por *O. chrysoptera* (ORCH), *H. plumierii* (HAPL), *L. griseus* (LUGR), *U. jamaicensis* (URJA) y *S. foetens* (SYFO). El tercer grupo por *C. penna* (CAPE), *E. gula*

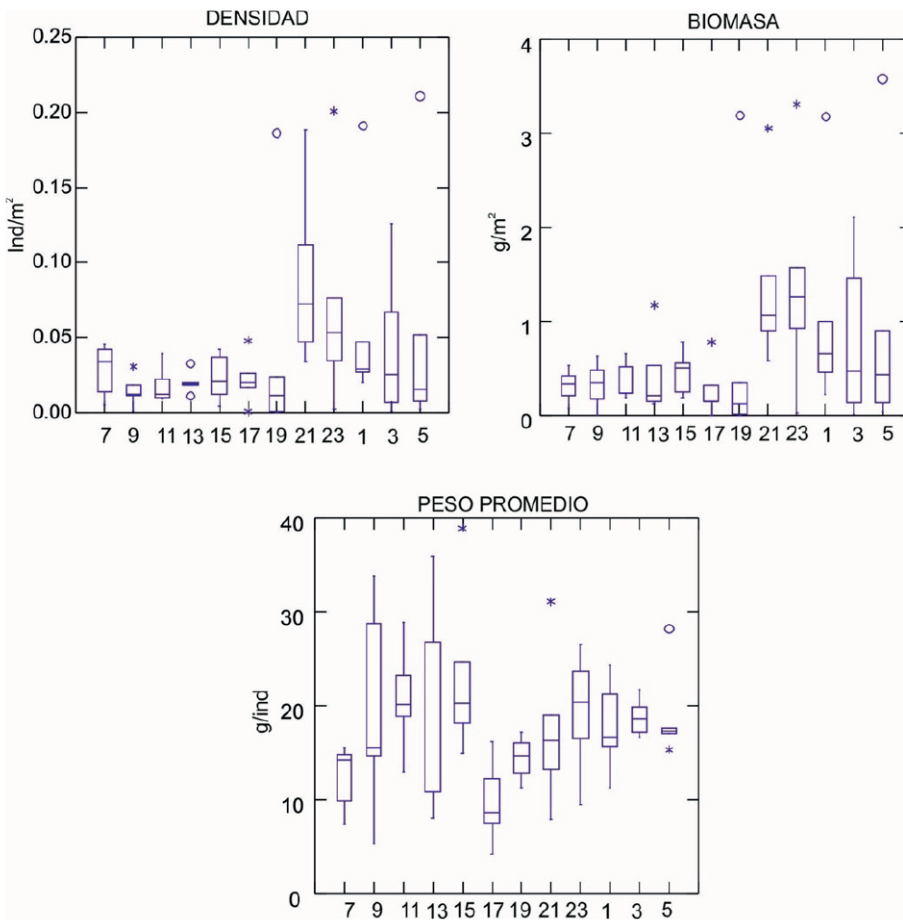


Figura 4. Variación nictemeral de la abundancia de la comunidad de peces en la RBLP. Los valores atípicos extremos se representan con un asterisco y los valores atípicos leves con un círculo.

(EUGU), *A. quadricornis* (ACQU), *S. hispidius* (STHI) y *O. beta* (OPBE). Por otra parte, para horas de noche, se identifican dos grupos, el primero integrado por *H. plumierii*, *A. quadricornis*, *C. penna* y *E. gula*, y el segundo grupo integrado por *A. probatocephalus*, *E. argenteus*, *L. rhomboides*, *L. analis*, *N. usta*, *O. beta* y *O. chrysoptera*.

La correlación entre la abundancia de las especies dominantes y las variables ambientales se ha buscado mediante un análisis de

correspondencias canónicas, agrupando la información por horas de día y horas de noche. En las figuras 8 y 9 se presentan respectivamente las expresiones gráficas de dichas correlaciones. Es importante destacar que solo se utilizaron los valores de fondo de las variables ambientales considerando que su relación es más estrecha con las especies de peces. Para horas de día destacan los vectores de salinidad y oxígeno disuelto en el primer cuadrante del gráfico donde

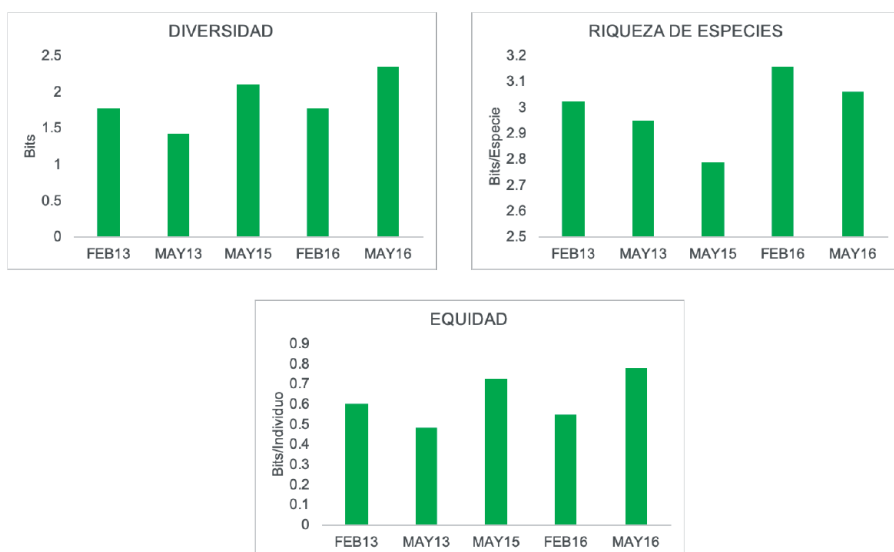


Figura 5. Variación temporal de la diversidad de la comunidad de peces en la RBLP.

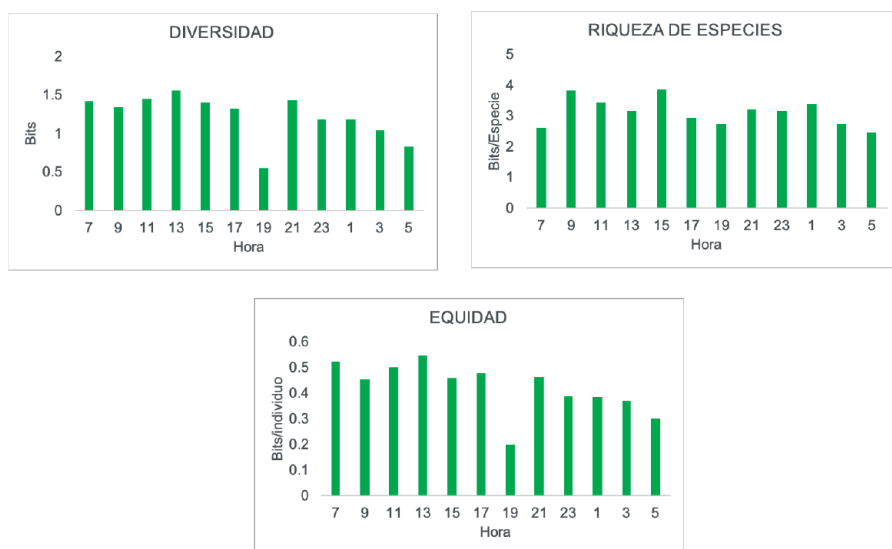


Figura 6. Variación nictemeral de la diversidad de la comunidad de peces en la RBLP.

Tabla 2. Listado alfabético de las especies dominantes en la RBLP agrupadas por horas de día y horas de noche. Los valores corresponden al índice de importancia relativa.

| Especie | Clave | Día | Noche |
|-------------------------------------|-------|----------|----------|
| <i>Acanthostracion quadricornis</i> | ACQU | 936.3 | 177.4 |
| <i>Archosargus probatocephalus</i> | ARPR | 91.0 | 2 102.4 |
| <i>Calamus penna</i> | CAPE | 256.5 | 504.0 |
| <i>Eucinostomus argenteus</i> | EUAR | 235.7 | 2 255.6 |
| <i>Eucinostomus gula</i> | EUGU | 938.3 | 571.1 |
| <i>Haemulon plumierii</i> | HAPL | 34 409.5 | 22 886.8 |
| <i>Lagodon rhomboides</i> | LARH | 70 582.4 | 79 221.5 |
| <i>Lutjanus analis</i> | LUAN | 238.7 | 3 054.3 |
| <i>Lutjanus griseus</i> | LUGR | 27.4 | |
| <i>Nicholsina usta</i> | NIUS | 1 788.9 | 43.3 |
| <i>Opsanus beta</i> | OPBE | 239.8 | 5 060.5 |
| <i>Orthopristis chrysoptera</i> | ORCH | 107.2 | 906.4 |
| <i>Sphoeroides testudineus</i> | SPTE | 40.7 | |
| <i>Stephanolepis hispidus</i> | STHI | 80.7 | |
| <i>Synodus foetens</i> | SYFO | 45.2 | |
| <i>Urobatis jamaicensis</i> | URJA | 67.1 | |

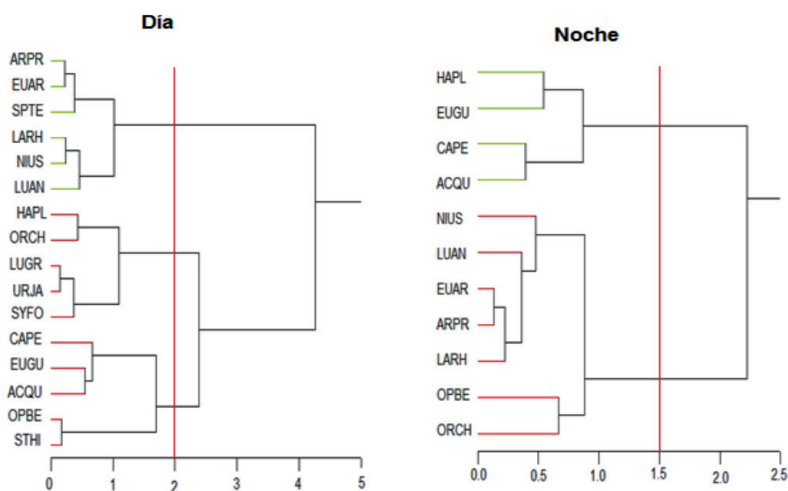


Figura 7. Clúster de asociación de especies dominantes por horas de día y de noche de los peces de la RBLP.

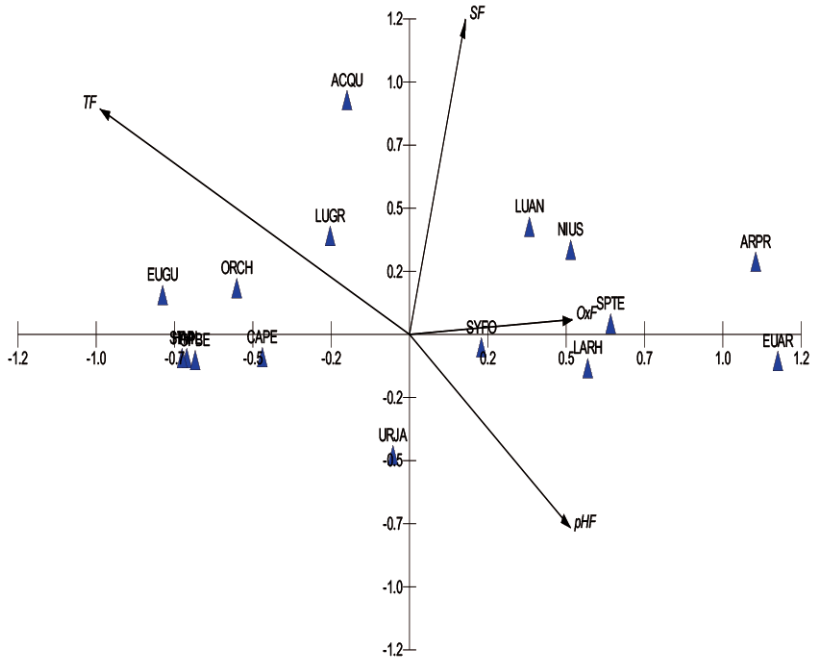


Figura 8. Análisis de correspondencia canónica entre la abundancia de especies dominantes y las variables ambientales de fondo correspondientes a horas de día.

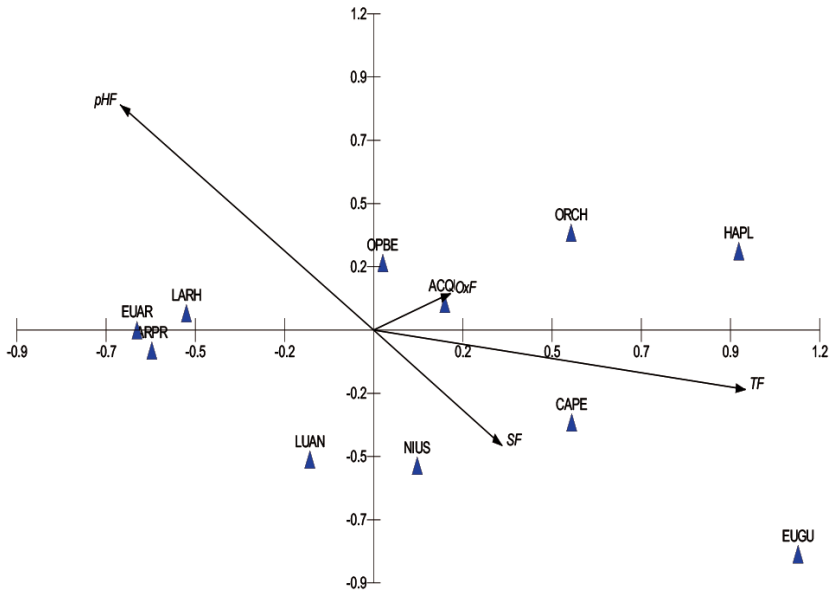


Figura 9. Análisis de correspondencia canónica entre la abundancia de especies dominantes y las variables ambientales de fondo correspondientes a horas de noche.

también aparecen *L. analis*, *N. usta*, *A. probatocephalus* y *S. testudineus*. El segundo vector de gran magnitud es la temperatura que se aprecia en el tercer cuadrante y que se asocia con las especies *E. gula*, *O. chrysoptera*, *L. griseus* y *A. quadricornis*.

En el análisis para horas de noche los vectores de mayor magnitud son la tem-

peratura y el pH que se presentan en los cuadrantes dos y cuatro respectivamente. Las especies asociadas al cuadrante dos son *C. penna*, *N. usta* y *E. gula*, en tanto que para el cuadrante cuatro *L. rhomboides* es la especie asociada.

Discusión

Para el Golfo de México se han descrito tres temporadas climáticas a lo largo del año en donde el periodo de secas abarca de febrero a mayo, el de lluvias de junio a septiembre y la temporada de “Nortes” de octubre a febrero, en esta última se presentan frentes fríos acompañados de vientos y lluvias, lo que provoca una disminución en la temperatura, por lo que se considera la temporada con mayor variabilidad ambiental (Muñoz-Rojas *et al.*, 2013).

En febrero 2016 la campaña de muestreo coincidió con la presencia de un frente frío estacionario que provocó una extraordinaria disminución de temperatura. Acompañado de lluvia también provocó la disminución de la salinidad. Dado que los vientos no fueron fuertes hasta las horas de la tarde, fue posible realizar la mayor parte de los muestreos. De manera contrastante se presentó el caso de mayo 2016, que, como ejemplo de la época de secas, las temperaturas fueron máximas, provocando un incremento en la salinidad por efecto de la evaporación. Las tendencias de comportamiento del oxígeno disuelto y del pH llaman la atención y de la misma forma que lo reportan Lalli y Parsons (1993); Hernán-

dez-Ayon *et al.* (2003) y Muñoz-Rojas *et al.* (2013) los valores registrados implican procesos biogeoquímicos locales además de las condiciones climáticas.

En la escala nictemeral las variables ambientales reflejan con armonía los cambios del ciclo día-noche y se destacan los intervalos de variación como efecto de la temporalidad climática. Autores como Beltrán Flores (2004), Vasco-Villa (2013) y Ayala-Pérez *et al.* (2014) han reportado comportamientos similares.

En cuanto a la estructura de la comunidad de peces a nivel de familia se han encontrado coincidencias con lo reportado Álvarez Molina (2005), Terán-González (2008) y Ayala-Pérez *et al.* (2012).

La abundancia relativa de los peces agrupada por campaña de muestreo refleja, en primer lugar, valores atípicos producto de la alta densidad de especies como *H. plumierii* y *L. rhomboides* y además el efecto que tuvo el frente frío de febrero 2016. Yáñez-Arancibia y Day (1982); Pérez y Ayala-Pérez (2012) y Ayala-Pérez *et al.* (2014) coinciden en señalar que durante el periodo de nortes, organismos juveniles y pre-adultos aprovechan las condicio-

nes litorales para realizar funciones de alimentación y crianza lo cual se explica por la elasticidad fisiológica que tienen en esa etapa de su ciclo de vida (Bozinovic 1993; Hernández Cuadrado *et al.* 2016).

Los cambios en la abundancia entre horas de día y horas de noche son evidentes, la densidad es mayor en la noche, en tanto que el peso promedio es mayor en horas de día, pero la biomasa muestra una marcada disminución en horas cercanas a horas de penumbra (17-19 hrs). Resultados similares son reportados por Muñoz-Rojas *et al.* (2013).

En cuanto a los indicadores de diversidad generados a partir de los valores agrupados por campaña de muestreo, se hace evidente el efecto del frente frío de febrero 2016 con la mayor riqueza de especies (D) así como los valores de uniformidad (Hn) y equidad (J) de mayo 2016 que de acuerdo con Pérez y Ayala-Pérez (2012) las condiciones de transparencia, luminosidad e incremento de la temperatura ofrecen condiciones para una mayor interacción específica.

Vega-Cendejas (2004) destaca la presencia de especies de las familias Clupeidae, Gerreidae, Sparidae y Lutjanidae asociadas fuertemente a zonas de pastos marinos lo cual coincide con nuestros resultados.

En la escala nictemeral los indicadores de diversidad presentan valores ligeramente superiores en horas de día. Estos resultados coinciden con lo reportado por Castillo Rivera *et al.* (2005) y Vasco-Villa (2013). Gibson y Robb (1996) mencionan que estos cambios podrían reflejar la eficiencia del arte de pesca.

Las especies dominantes presentan características morfológicas y fisiológicas

que reflejan el grado de adaptación al lugar en que se encuentran, Torres-Castro *et al.* (2008) sugieren que la RBLP muestra una complejidad estructural y funcional acoplada a una condición de estabilidad ambiental donde los pastos marinos y manglares juegan un papel fundamental. Así, especies como *L. rhomboides* y *H. plumierii* demuestran su dominio ecológico.

Muñoz-Rojas *et al.* (2013) reporta once especies dominantes de las cuales nueve coinciden con las dominantes encontradas en este estudio entre las cuales se destaca a *L. rhomboides*, *H. plumierii*, *O. chrysoptera*, *O. beta*, *E. gula*, *A. quadricornis*, *C. penna* y *N. usta*. Las familias más representativas para ambas investigaciones son Haemulidae y Sparidae. Vasco-Villa (2013) y Ayala-Pérez *et al.* (2014) también reportaron como dominantes a las dos especies con mayor abundancia y frecuencia de aparición en este estudio. Por otra parte, Beltrán Flores (2004) y Álvarez Molina (2005) coinciden en señalar a *E. gula* y *A. rhomboidalis* como dominantes.

Las asociaciones de especies dominantes encontradas por el análisis clúster permiten discutir las preferencias en el uso del hábitat en periodos día/noche. En el día se presentaron cinco especies dominantes más que en la noche, las cuales coinciden con lo reportado por Ayala-Pérez *et al.* (2014). En el dendrograma de día, en el primer grupo destaca la presencia de *L. rhomboides*, *S. testudineus* y *N. usta* que en general se reconocen como especies con hábitos de alimentación similares (Yáñez-Arancibia y Day, 1982; Muñoz-Rojas *et al.*, 2013). En el segundo grupo *S. foetens* se reconoce por su estrecha vinculación con zonas de man-

glar y fondos someros (Ayala-Pérez *et al.*, 2014). El tercer grupo está integrado por especies principalmente marinas que utilizan las zonas de pastos para alimentarse. *A. quadricornis* y *C. penna*, son recursos pesqueros en uso actual (Mexicano-Cíntora, 2007).

En el dendrograma para horas de noche se identifican solo dos grupos, el primero está conformado por especies eurihalinas con preferencia estuarina donde *H. plumierii* y *A. quadricornis* son asociados con praderas de vegetación sumergida y fondos rocosos y arenosos, en tanto que el segundo grupo lo constituyen en general especies marinas, que utilizan las zonas de pas-

tos para alimentarse (Lucio-Benítez 2007; Ayala-Pérez *et al.*, 2014).

En cuanto a la correlación entre la abundancia de las especies dominantes y las variables ambientales, el análisis de correspondencia canónico destaca que para horas de día el oxígeno disuelto y la salinidad se asocian principalmente con *L. analis*, *N. usta*, *S. testudineus* y *A. probatocephalus*, en tanto que para horas de noche las variables principales son la temperatura y la salinidad asociadas con *N. usta*, *C. penna* y *E. gula*. Aunque el análisis orientaría una discusión amplia, la literatura es escasa, particularmente para la RBLP.

Conclusiones

La Reserva de la Biósfera Los Petenes (RBLP) es un sistema ecológico complejo y dinámico que se caracteriza por una estructura diversa donde los manglares de borde, los pastos marinos y los peces constituyen los elementos más conspicuos. Además, muestra un comportamiento ambiental determinado tanto por la variabilidad climática regional, la frecuencia e intensidad de eventos “Norte” así como por la estructura de hábitat que tienen un efecto sobre la dinámica ecológica.

La abundancia y diversidad de los peces en la RBLP muestra diferencias tanto temporales como nictemerales como una respuesta a las variaciones ambientales en escalas interanuales y de los ciclos día y noche.

Destaca el dominio de las especies *Lagodon rhomboides* y *Haemulon plumierii* que se identifican como residentes permanentes, así como una integración diferencial de asociaciones dentro del conjunto de dominantes.

Literatura Citada

- Álvarez Molina, L.L., 2005. Distribución y abundancia de los peces dominantes en la porción occidental de la costa de Campeche, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Metropolitana, México, D.F. 77 p.
- Ayala-Pérez L.A., O. Vasco-Villa, y A. Sosa-López, 2014. Evaluación de las asociaciones de peces dominantes influenciadas por el ciclo nictemeral y la variación temporal en la reserva de la biosfera Los Petenes, Campeche, México. *Revista Ciencia UAT*, 9(1): 33-43
- Ayala-Pérez L.A., J. Ramos-Miranda, D. Hernández-Flores, A. Sosa-López, y G.E. Martínez-Romero, 2015. Ictiofauna marina y costera de Campeche, México. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México, Universidad Autónoma de Campeche. 60 p.
- Ayala-Pérez L.A., G.J. Terán-González, J. Ramos-Miranda, y D. Flores-Hernández, 2012. Cambios interanuales en la abundancia de la comunidad de peces en la costa occidental de Campeche, México. *Ciencias Marinas*, 38(2): 395-410
- Beltrán Flores, G.L., 2004. Distribución espacio-temporal de la ictiofauna demersal en la porción occidente de la Costa de Campeche, durante el período de Febrero 2003 a Febrero del 2004. Informe de servicio Social, Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco. 96 p.
- Bozinovic, E., 1993 Fisiología ecológica de la alimentación y digestión en vertebrados: modelos y teorías. *Revista Chilena de Historia Natural*, 66: 375-382
- Castillo-Rivera, M., y S. Zárate R, Ortiz, 2005. Variación nictímera y estacional de la abundancia, riqueza y especies dominantes de peces, en un ambiente salobre de sustrato blando. *Hidrobiológica*, 15 (2 Especial): 227-238
- Castro-Aguirre, J.L., H.S. Espinoza-Pérez, y J.J. Schmitter-Soto, 1999. Ictiofauna estuarino lagunar y vicaria de México. Colección Textos Politécnicos. Serie Biotecnologías. México, D.F. Limusa. 711 p.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), 2006. Programa de conservación y manejo Reserva de la Biosfera Los Petenes. Primera edición. Dirección General de Manejo para la Conservación, México D.F. 10-41p.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), 2014. La Reserva de la Biosfera. www.conanp.gob.mx [Consulta: 23 de enero de 2016].
- Gibson, R.N., y L. Robb, 1996. Cicladiadial and longer-term changes in the distribution of fishes on a Scottfish sandy beach. *Marine Ecology Progress Series*, 130: 1-17
- Helfman, G.S., 1993. Fish behaviour by day, night and twilight. p. 479-512. En: Pitcher T.J. (Ed.). Behaviour of teleost fishes. Chapman & Hall. London. 716 p.
- Hernández Cuadrado, É.E., L.D. Solis Murgas, y M.J. Buitrago Cardozo, 2016. Fotoperiodo y ontogenia inicial de peces migratorios en Brasil con énfasis en sábalo (*Prochilodus lineatus*). *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú*, 27(1): 1-16
- Hernández-Ayón, J., A. Zirino, G. Marinone, R. Canino Herrera, y M.S. Galindo-Bect, 2003. Relación pH-densidad en el agua de mar. *Ciencias Marinas*, 29: 497-508
- Koranteng, K.A., 2001. Structure and dynamics of demersal assemblages on the continental shelf and upper slope off Ghana, West Africa. *Marine Environmental Research*, 220: 1-12
- Kovach Computing Services, 2019. Multi-Variate Statistical Package. <https://www.kovachcomp.co.uk/mvcomp/index.html> [Consulta: 21 enero 2019].
- Lalli, M.C., y T.R. Parsons, 1993. Biological oceanography an introduction. Canada. University of British Columbia. 25 p.

- Lucio-Benítez, E., 2007. Asociaciones ecológicas en la comunidad de peces de la porción occidental de la Costa de Campeche. Informe de Servicio Social. Universidad Autónoma Metropolitana, México, D.F. 55 p.
- Mexicano-Cíntora, G., 2007. Recursos pesqueros de Yucatán: fichas técnicas y referencias bibliográficas. Ed. Centro de Investigación y Estudios Avanzados del IPN. ISBN 9685480826. 140 p.
- Moreno, C.E., 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. Zaragoza, España. Vol. 1. 84 p.
- Moyle, P.B., y J.J. Cech, 2004. Coastal Habitats Chap. 32. Fishes: An Introduction to Ichthyology, 5th Edition. Pearson. 752 p.
- Muñoz-Rojas, S., L.A. Ayala-Pérez, A. Sosa-López, y G.J. Villalobos-Zapata, 2013. Distribución y abundancia de peces en la porción litoral de la reserva de la biosfera Los Petenes, Campeche, México. *Revista de Biología Tropical*, 61(1): 213-227
- Nelson, J.S., 2006. Fishes of the World. 2° (Eds.) John Wiley and Sons Inc. New York. 523 p.
- Pérez, A., y L.A. Ayala-Pérez, 2012. Cambios interanuales en la abundancia en la comunidad de peces en la costa occidental de Campeche, México. *Ciencias Marinas*, 28(1): 395-410
- Rivera-Arriaga, E., L. Alpuche Gual, M. Negrete Cardoso, J.C. Nava Fuentes, E. Lemus, y C. Arriaga Zepeda, 2012. Programa de Manejo Costero Integrado para el Saneamiento de la Bahía de San Francisco de Campeche. Universidad Autónoma de Campeche. 68 p.
- Sanjurjo R.E., 2001. Valoración Económica del Servicios Ambientales Prestados por Ecosistemas: Humedales en México. Instituto Nacional de Ecología. 45 p.
- Terán-González, G.J., 2008. Diversidad y abundancia de la comunidad de peces en la porción occidental de la costa de Campeche. México. Informe de servicio social. Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco. 99 p.
- Torres-Castro, I.L., M.E. Vega-Cendejas, J.J. Schmitter-Soto, G. Palacio-APonte, y R. Rodiles-Hernández, 2008. Ictiofauna de sistemas cárstico-palustres con impacto antrópico: Los Petenes de Campeche, México. *Revista de Biología Tropical*, 57: 141-157
- Vasco-Villa, O., 2013. Abundancia y diversidad de los peces en ciclos nictemerales en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche. México. Informe de Servicio Social, Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco. 56 p.
- Vega-Cendejas, ME., 2004. Ictiofauna de la Reserva de la Biosfera Celestún, Yucatán: una contribución al conocimiento de su biodiversidad. *Anales del Instituto de Biología, Serie Zoología*, 75(1): 193-206.
- Villalobos-Zapata, G.J., y J. Mendoza Vega, 2010. La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio de la Frontera Sur. México.
- Yáñez-Arancibia, A., y J.W. Day Jr., 1982. Ecological characterization of Terminos Lagoon, a tropical lagoon-estuarine system in the Gulf of Mexico ISCOL-UNESCO, Bordeaux France Sept. 7-14. *Oceanologica Acta*.

Análisis Trófico

Ariel Chi Espínola

Laboratorio de Taxonomía y Ecología de Peces. CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida

Resumen

En los ecosistemas acuáticos el alimento es el principal factor biótico que regula el tamaño de las poblaciones, así como la distribución de estas. Su estudio nos ayuda a comprender los principales aspectos de la biología, ecología, fisiología y rol funcional de las especies. Los peces son comúnmente utilizados en ecología trófica y la mayoría de los estudios se enfocan principalmente en organismos de mayor abundancia o de importancia comercial. Una de las técnicas más comunes en el análisis trófico son los análisis de contenidos estomacales, donde, el observador identifica *in situ* el alimento consumido por el pez utilizando guías especializadas para ello; sin embargo, ya se emplean otras técnicas como los isótopos estables o técnicas moleculares que proveen información más precisa, menos tardada, aunque más costosa. La información obtenida a través de los análisis tróficos ha progresado de ser solo descripciones que explican el comportamiento trófico de una especie o grupos de especies a ser investigaciones más complejas como los análisis de redes tróficas para predecir el comportamiento de un ecosistema acuático utilizando modelos dinámicos. Aun

falta mucho por describir y descubrir, algunos ejemplos de ello son los recientes reportes de plásticos consumidos por las especies, movimientos de parásitos y la biomagnificación de metales pesados a través de la pirámide trófica, o el impacto a nivel ecosistémico de la pesca o especies exóticas. Por lo tanto, los análisis tróficos son una importante vía para obtener estos resultados.

Palabras clave: análisis trófico, ecología, rol funcional.

Abstract

In aquatic ecosystems, the main biotic factor that regulates population size and distribution is food, therefore its analysis is useful to understand the species biology, ecology, physiology and functional role. In those environments, fishes are typically used for trophic ecology assessments and in most of these, the studied species are those with the mayor abundance or commercial importance. Stomach content analysis is a common technique used for trophic analysis, in this, fish consumption is identified in situ using specialized guides. Other techniques that could provide similar information in a more accurate and quick way are the stable isotopes and molecular techniques, however their cost is higher than the one for stomach content. Trophic analysis research has progressed from descriptions that explains feeding behavior from one specie or groups of them, to more complex research like trophic network analysis that predicts aquatic ecosystem behavior trough dynamic modelling. Besides, there is yet much to describe and discover related to food consumption in aquatic ecosystems, like the recent reports of plastic ingest, parasites and host movements behavior, heavy metal bioaccumulation trough trophic chain and fisheries or introduction of exotic species impact at ecosystem level. Hence, the importance of trophic analysis as a tool to obtain information for the study of those topics.

Keywords: Trophic analysis, ecology, functional role.

Introducción

A mediados de la década de los 80s el Dr. Yáñez-Arancibia ya contaba con diversos trabajos y una gran parte de ellos provenían del ambiente lagunar, estos ecosistemas son muy particulares ya que se formaron como resultado de la elevación del nivel del mar durante el Holoceno o Pleistoceno, aunado a la formación de barreras costeras mediante diversos procesos marinos (Kjerfve, 1994). Estos sistemas poseen una red de drenaje subacuático de escasa profundidad (menos de 2m de profundidad) y de grandes extensiones (Day *et al.*, 2012). En contraste con la mayoría de los estuarios, las lagunas costeras pueden exhibir un amplio rango en el tiempo de residencia de su masa

de agua dependiendo de su comunicación cercana o lejana con el agua marina (Day *et al.*, 2012).

Dentro de los trópicos, las lagunas costeras se caracterizan por poseer temperaturas cálidas y precipitaciones moderadas (Kjerfve, 1994). Durante la época de lluvias el nivel del agua se eleva y crea aberturas naturales que descargan en sus aguas elevando la cantidad de material suspendido, en secas el agua marina invade las lagunas y la salinidad puede variar entre 0 a 30 (Isla y Iribarne, 2009), o en ocasiones pueden presentar altas salinidades llamando a estos sistemas lagunas hiperhalinas, en donde se registran valores superiores a 100 (Valdés

y Real, 2004). En general, las lagunas costeras son trampas de sedimentos inorgánicos y materia orgánica que finalmente es aprovechado por los organismos filtradores (Kjerfve, 1994).

Las lagunas costeras son uno de los ecosistemas más productivos mundialmente (Odum, 1986; Castro-Aguirre *et al.*, 1999), ya que disponen de mayor energía en comparación con otros sistemas acuáticos (Contreras, 1993), debido a diversos

factores locales como morfología de la laguna, vientos dominantes, profundidad y amplitud de su comunicación con el mar (Contreras, 1988), propician el establecimiento de comunidades vegetales, como los manglares y pastos marinos (Vermont *et al.*, 2002) y aunque de apariencia lacustre, muchas de estas lagunas son de carácter estuarino, por lo tanto su fauna es principalmente marina o estuarina (Blaber, 1997).

El Componente Ictiofaunístico en los Estuarios

El ambiente estuarino-lagunar es conocido como un sistema fisiológicamente demandante, relativamente impredecible y de muchas maneras un ambiente inhóspito (Day y Yáñez-Arancibia, 1982; Torres-Orozco, 1994; Day *et al.*, 2012). Sin embargo, es hábitat de un sinnúmero de especies de peces que forman parte de un gran número de individuos y biomasa (Paperno y Brodie, 2004; Harrison y Whitfield, 2006; Wells *et al.*, 2009).

La composición de la fauna íctica depende sobre todo de una interacción entre factores de los cuales, los más importantes son:

- Tamaño del estuario, profundidad y regímenes físicos, particularmente salinidad y turbidez, así como los tipos de hábitats.
- La naturaleza y profundidad de las aguas marinas adyacentes, y en un grado mucho menor el agua dulce.
- Ubicación geográfica del estuario, tanto en términos de latitud y en relación con las características marinas tales como

corrientes, cañones y arrecifes (Blaber, 2008).

En el contexto de la ecología de peces, el interés de los sistemas estuarino-lagunares, reside en ser un ecosistema frontera. Esta transición entre el medio marino y el epicontinental ofrece importantes beneficios energéticos para la ictiofauna residente y migrante (Lorencio, 1996). Comúnmente las formas predominantes son las larvas o juveniles de peces, que al parecer el éxito como zona de crianza y refugio se debe a cuatro principales razones (Amara, 2003; McLusky y Elliott, 2004; Nicolas *et al.*, 2007). 1) Los estuarios son regiones con alta productividad primaria y secundaria, esto provee una alta disponibilidad de alimento para un rápido crecimiento de juveniles, 2) comprenden numerosos tipos de hábitats que indudablemente proveen a los estadios juveniles refugio contra depredadores que usan los estuarios como zonas de alimentación (Able, 2005; Baltz y Yáñez-Arancibia, 2012), 3) proveen un sitio de reunión y desove de algunas especies de

peces (Elliott *et al.*, 1990; Elliott y Hemingway, 2002; Elliott *et al.*, 2007; Potter *et al.*, 2013) y 4) ciertas especies de peces denominados diádomos, utilizan el estuario como rutas migratorias de desove (Elliott y Hemingway, 2002; Potter *et al.*, 2013).

La clasificación de los peces en las lagunas costeras y estuarios ha sido objeto de diversos estudios y criterios taxonómicos, fisiológicos y agrupaciones ecológicas como alimentación, crecimiento y hábitos migratorios (Blaber, 2008). Sin embargo,

diversos autores concuerdan que la tolerancia a la salinidad puede ser usada como un criterio clasificador principal (Kantoussan *et al.*, 2012), no obstante, su uso aún es muy incierto cuando se aplican tanto en estuarios tropicales como templados (Day *et al.*, 2012). Una clasificación ampliamente aceptada y empleada son los ciclos de vida integrando la tolerancia a la salinidad y se han dividido en migrante marino, residente estuarino, diádomos y migrante dulceacuícola (Elliott y Hemingway, 2002).

Análisis Trófico

El análisis trófico fue uno de los temas abordado por el Dr. Yáñez-Arancibia, además de ser uno de los pioneros sobre este tipo de estudios en México (Yáñez-Arancibia, 1975, 1980; Aguirre-León y Yáñez-Arancibia, 1984). El conocimiento de la ecología alimentaria es importante para comprender la dinámica de la comunidad íctica y establecer estrategias para el manejo de stocks y conservación de los recursos marinos (Blaber, 2002). La dieta de los peces tiende a cambiar con la edad (Kershner y Peterson, 1985; Gning *et al.*, 2010; Pessanha y Araújo, 2014), de igual manera varía con el uso de hábitat (Dantas *et al.*, 2013), requerimientos nutricionales (Gning *et al.*, 2008), en función de la morfología (Wainwright y Richard, 1995) y estrategias para dividir los recursos alimenticios y evitar la competencia intra e interespecífica (Wootton, 1998).

El alimento es uno de los factores que determinan la calidad del hábitat y su abundancia puede afectar los patrones de distribución de las especies (Baltz y Yá-

ñez-Arancibia, 2012). En relación con los cambios ontogénicos, éstos son usualmente adaptaciones para hacer uso del alimento disponible en el medio ambiente y con ello reducir la competencia intra o interespecífica (Amara *et al.*, 2003).

El estudio sobre la alimentación de peces en sistemas costeros mexicanos, es un tema que ha sido ampliamente abordado ya hace un par de décadas y se ha analizado de diversas formas como conocer la distribución, abundancia, preferencias alimentarias de las especies ícticas (Canto-Maza y Vega-Cendejas, 2007; Esposito *et al.*, 2009; Labbé, 2001; Raymundo-Huizar *et al.*, 2005; Vega-Cendejas *et al.*, 1997; Moreno-Sánchez *et al.*, 2009), cambios en la temporalidad (Chi-Espínola y Vega-Cendejas, 2013), cuestiones alimentarias de acuerdo al sexo (Chiaverini, 2008), relación con tipo de sustrato (Guevara *et al.*, 2007b), competencia por los recursos (Palacios-Sánchez y Vega-Cendejas, 2010), cambios ontogénicos (Poot-Salazar *et al.*,

2005; Raymundo-Huizar *et al.*, 2005; Medeiros y Arthington, 2008) y en los últimos años se ha integrado la técnica de isótopos estables para identificar elementos alimenticios que son asimilados por los tejidos del pez (Tripp-Valdez y Arreguín-Sánchez, 2010; Jensen *et al.*, 2012; Dromard *et al.*, 2015).

El estudio de los hábitos alimenticios en peces ayuda a conocer y comprender aspectos sobre la biología, ecología, fisiología y el rol funcional de las especies o grupos de especies en los ecosistemas acuáticos (Blaber, 1997; Wootton, 1998). Es uno de los métodos más utilizados para la valoración de la dieta en las especies y sus análisis describen la trofodinámica, nicho ecológico y la competencia intra e interespecífica (Graham y Vrijenhoek, 2018). De igual manera, refleja la variabilidad de presas consumidas por especie, lo cual puede dar una idea de la variabilidad de elementos alimenticios presentes en el ambiente acuático donde se encuentran y/o habitan (Canto-Maza y Vega-Cendejas, 2007).

En México, dentro de los grupos taxonómicos con mayores estudios enfocados a las dietas tróficas se encuentran los peces de las familias Lutjanidae (Santamaría-Miranda *et al.*, 2005; Case *et al.*, 2008; Rojas-Herrera *et al.*, 2014), Gerreidae (Arenas-Granados y Acero, 1992; Denadai *et al.*, 2012; Chi-Espínola y Vega-Cendejas, 2016) y Elasmobranchios (Cortés, 1997; Barría *et al.*, 2018; Sen *et al.*, 2018); esto se debe a

que son los grupos taxonómicos de mayor abundancia en los ecosistemas acuáticos de México (Vega-Cendejas *et al.*, 1994; Arceo-Carranza *et al.*, 2010). Referente a ello, el ecosistema donde se concentra la mayoría de los estudios referentes al análisis de la dieta, son los estuarios o lagunas costeras. Pero ¿por qué esos grupos taxonómicos y esos ecosistemas? Quizás es porque esas especies son las de mayor representatividad en los ecosistemas costeros de todo México (Franco *et al.*, 2012). Así como la relativa facilidad de poder obtener los ejemplares con un menor esfuerzo de colecta y tiempo posible, aunado a los menores gastos de campo para obtener una buena cantidad y calidad de muestras. Por otra parte, el ecosistema marino también ha sido objeto de diversos trabajos referentes al contenido estomacal apoyándose en muestreos con otros grupos de investigación en trabajos multidisciplinares o bien con los resultados de la captura de descarte de la captura de alguna especie de importancia comercial, como puede ser el camarón (Signa *et al.*, 2017; Pegado *et al.*, 2018).

En otros países, los trabajos sobre contenidos estomacales están más presentes en países como Brasil, Colombia, Chile (Arenas-Granados y Acero, 1992; Araújo *et al.*, 2006; Oliva *et al.*, 2006; Díaz y Muñoz, 2010; Clark y Pessanha, 2014), entre otros y de la misma forma que en México la mayoría de las muestras provienen de ecosistemas lagunares-estuarinos.

La Importancia del Análisis de la Dieta

Los vertebrados de mayor diversidad en el planeta son los peces (Nelson, 2006). Dando lugar a que presenten una amplia variedad de formas y estructuras morfológicas (Wootton, 1998; Hoese y Moore, 1998), como la forma de la boca en relación con el tamaño de alimento consumido, el tipo de dientes se asocia con el tipo de alimento (Zárate-Hernández *et al.*, 2007). Esta diversidad de mecanismos de alimentación tiene un efecto sobre la ecología de los peces, donde la disponibilidad de los recursos alimenticios desempeña un papel crucial en la distribución y abundancia de las especies (Wainwright y Richard, 1995).

Se ha observado que la forma y estructura del cuerpo está estrechamente relacionada con la alimentación y hábitos de los peces, explicando en parte el éxito evolutivo de los peces óseos (Moyle y Cech, 2004). Una característica de la boca es su capacidad de apertura, la cual está estrechamente relacionada con el tamaño del hábito alimenticio (Wootton, 1998), o una boca protractil que es eficiente al alimentarse de organismos bentónicos como crustáceos, moluscos, detritus y otros organismos de la infauna (Kerschner *et al.*, 1985).

Por otra parte, en los ambientes estuarinos-lagunares donde las condiciones ambientales son muy cambiantes y en algunos casos extremas (Gerking, 1994; Jobling, 1994; Blaber, 1997), los peces han desarrollado una serie de adaptaciones conductuales, fisiológicas y morfológicas que les permiten tolerar estas condiciones (Gerking, 1994; Jobling, 1994). Mientras que las variables fisicoquímicas limitan el número

de especies en los estuarios, la abundancia de nutrientes y en general de los recursos tróficos, permiten mantener mayor abundancia de individuos de las pocas especies adaptadas a este medio (Zárate-Hernández *et al.*, 2007).

Es por esto, por lo que la relación entre la morfología de los peces con el tipo de presas de las que se alimentan está determinada tanto por las relaciones entre el fenotipo y el desempeño alimenticio, así como por el papel de este último al formar patrones de consumo de las presas (Motta *et al.*, 1995; Mittelbach *et al.*, 1999).

El principal interés de la ecología alimentaria en peces es el conocer de cuantos y cuales organismos se alimenta, donde lo hace y como obtiene su alimento (Gerking, 1994; Jobling, 1994; Wootton, 1998). Es así cómo se ha evidenciado que los caracteres morfológicos de las especies permiten inferir sus nichos tróficos y se convierten en buenos indicadores de las preferencias del hábitat y alimento (Zárate-Hernández *et al.*, 2007).

Los estudios encaminados al análisis del contenido estomacal permiten generar información orientada al conocimiento de la ecología ictiofaunística, así como determinar el papel ecológico y funcional de sus poblaciones en el sistema (Bagenal *et al.*, 1978). De igual manera, permiten describir la relación existente entre la morfología y los hábitos alimenticios, para conocer y comprender la diversidad funcional de los peces dentro del ecosistema. A partir de la información obtenida, es posible extrapolar los resultados obtenidos a otros siste-

mas donde ésta es muy limitada y que en conjunto con los análisis trofodinámicos, permiten interpretar las relaciones tróficas de las especies e indirectamente dan una

idea del flujo de energía en la comunidad íctica y de la funcionalidad ecosistémica (Yáñez-Arancibia, 1980).

Retos Referentes al Análisis de Contenido Estomacal

Actualmente, han disminuido los trabajos sobre el análisis de contenido estomacal tradicionales, esto se debe al surgimiento de nuevas técnicas que permiten analizar los contenidos de manera más rápida y eficiente, como lo son los análisis de isótopos estables (Johnson *et al.*, 2012; Zapata-Hernández *et al.*, 2016) o técnicas moleculares. Sin embargo, este tipo de técnicas pueden ser muy costosas y de difícil acceso al público principalmente académico donde su uso depende casi exclusivamente al apoyo de algún proyecto para poder ser financiado (Clarke *et al.*, 2018). Una de las ventajas que tiene el análisis de contenido estomacal tradicional es la facilidad de poder realizarse a unos costos muy bajos e inclusive nulos, teniendo como desventaja lo tardado de los resultados y requiere de cierto nivel de experiencia para su implementación, aun así, los resultados de las técnicas antes señaladas dependen mucho de la persona que los analiza y las habilidades que posea.

La ausencia de catálogos especializados es otro de los retos a seguir en el análisis de contenido estomacal, ya que principalmente se encuentran piezas, segmentos o elementos incompletos en la dieta y la literatura disponible utiliza a los ejemplares completos para poder identificarlos (McLaughlin, 1980; Amos y Amos, 1985; Littler y Littler, 2000; Tunnel, 2010). Un ejemplo

muy recurrente se da cuando se trabaja con peces piscívoros donde encontramos una gran cantidad de material en alto estado de descomposición y únicamente podemos obtener información de la muestra mediante los otolitos que no se digieren (Lowry, 2011; Jones y Checkley, 2017). Aunado a ello, la ausencia de personas especializadas en ese ramo y las recientes restricciones sobre la colecta de muchos ejemplares han sido los limitantes en el desarrollo del análisis trófico.

Existen portales web que integran trabajos sobre contenido estomacal por medio de una colección de bases de datos, ofreciendo listados, valores porcentuales, interacción predador-presa, lista de los trabajos que lo integran, entre otros. Algunos ejemplos de ellos son el FishBase (Froese y Pauly, 2018) o el GoMexSI (Simons y Poelen, 2018). Últimamente la producción de trabajos ha disminuido gradualmente y ha afectado la retroalimentación de estas páginas web. La razón de ello, quizás se deba a que actualmente ya se ha realizado una descripción de las principales especies de cada familia (Guevara *et al.*, 2007a; Medeiros y Arthington, 2008); las editoriales se abstienen de seguir recibiendo este tipo de trabajos; una captura limitada por quienes otorgan los permisos de colecta lo que ocasiona que los resultados no tengan validez estadística por

lo tanto no son publicadas o simplemente una falta de interés por parte de la comunidad científica por lo tardado del proceso. Sin embargo, se ha demostrado que las dietas son cambiantes a través del tiempo dependiendo de la abundancia de un recurso alimenticio (Poot-Salazar *et al.*, 2005; Me-

deiros y Arthington, 2008; Chi-Espínola y Vega-Cendejas, 2013), por lo que pronto la información presentada en las páginas web terminará siendo obsoleta y se debe actualizar mediante trabajos actuales de contenidos estomacales.

Oportunidades en el Análisis de Contenido Estomacal

El análisis de redes tróficas nos permite conocer la función de los peces dentro del ecosistema (Cruz-Escalona *et al.*, 2000; Hajisamae *et al.*, 2004). En la década de 1980 surge el análisis de redes tróficas utilizando el enfoque de balance de masas con el software Ecopath y ha sido ampliamente utilizado para la construcción de modelos tróficos en los ecosistemas marinos (Vega-Cendejas y Arreguín-Sánchez, 2001; Vidal y Basurto, 2003; Zetina-Rejón *et al.*, 2003; Fath *et al.*, 2007). Tanto la estructura como el funcionamiento de los ecosistemas son importantes para evaluar un ecosistema, de tal manera que la descripción de las condiciones del ecosistema utilizando el Ecopath, permite describir los cambios en la biomasa y las interacciones tróficas a través del tiempo (Ecosim) y espacio (Ecospace) (Pauly, 2000).

Existen otros softwares que determinan la estructura trófica del sistema entre los que podemos encontrar a *Stella* (Spiele y Mitsch, 2003), *Atlantis* (Fulton *et al.*, 2011) que integran los componentes biofísicos, económicos y sociales, *EcoTroph* (Gascuel y Pauly, 2009) abarca el impacto de las pesquerías en el sistema y recientemente el *Strate2e* (Heath *et al.*, 2014), que

modela el flujo de nutrientes y explora cascadas tróficas. En la gran mayoría de estos programas, las interacciones entre los componentes están basados en las dietas, de ahí la importancia de los análisis de contenido estomacal.

Los trabajos sobre este tópico en diversas especies, han pasado de ser simples descripciones de la dieta para determinar las presas más importantes (Pinkas *et al.*, 1970), a ser la base con la que es posible determinar los flujos de energía en un ecosistema. De tal manera que la mayor parte de lo que se conoce sobre los flujos de energía en las redes tróficas está basado en inferencias hechas sobre la información contenida por los análisis de contenidos estomacales (Christensen *et al.*, 2005).

Las aplicaciones de los análisis de redes tróficas sobre los ecosistemas incluyen estudios en zonas de baja latitud de los trópicos, estanques, ríos, lagos, estuarios, arrecifes de coral, y mar abierto. A través de ellos se han identificado los niveles tróficos como entidades funcionales (Christensen *et al.*, 2005), alimentación en los distintos niveles tróficos (Pimm, 1982), la predicción de efectos de las pesquerías (Christensen, 1995; Arias-González *et al.*, 2004),

biodiversidad (Worm y Duffy, 2003) estructuras y categorías tróficas (Encina *et al.*, 2004; Layman *et al.*, 2005; Allen *et al.*, 2006), balance de masas (Cruz-Escalona *et al.*, 2007), variaciones espacio-temporales (Winenmiller, 1990) y finalmente la modelación del sistema (Gotelli y Taylor, 1999;

Vidal y Basurto, 2003; Zetina-Rejón *et al.*, 2003; Fath *et al.*, 2007). En lagunas costeras se registran los trabajos de Chávez *et al.* (1993), Manickchand-Heileman *et al.* (1998), Vega-Cendejas y Arreguín-Sánchez (2001), Abascal-Monroy *et al.* (2016).

Faltantes, Avances y Próximos Pasos en el Tema de Contenido Estomacal

Entre los estudios que aun se encuentran en vías de desarrollo sobre los análisis de contenido estomacal se encuentran los trabajos correspondientes a la presencia de plásticos en la dieta de peces y con ello evaluar zonas impactadas por los asentamientos humanos, corrientes, características fisiográficas entre otros. Sin embargo, ya se han realizado algunos trabajos sobre ello (Anastasopoulou *et al.*, 2013; Baalkhuyur *et al.*, 2018; Pegado *et al.*, 2018), en combinación con fibras naturales (Halstead *et al.*, 2018) y su presencia en especies de importancia comercial (Bessa *et al.*, 2018) o de especies del plancton (Botterell *et al.*, 2018; Ory *et al.*, 2018).

Uno de los temas con alto potencial de crecimiento son los registros de organismos parásitos en los análisis de contenidos estomacales, a pesar que es muy común la presencia de estos organismos en el tracto digestivo de peces (Dallarés *et al.*, 2014; Constenla *et al.*, 2015; Ñacari y Oliva, 2016), muchos parásitos finalmente pasan desapercibidos o simplemente son eliminados de los análisis estomacales ya que no forman parte de la dieta del pez, de esta manera se pierde información para los

expertos en parasitología. Al obtener esta información se podría desarrollar una investigación más completa o simplemente aumentar el acervo de especies de peces con registros de parásitos; sin embargo, estos estudios son muy comunes (Bertrand *et al.*, 2008; Dingemans *et al.*, 2009) y la lista sigue en aumento y podría apoyarse con los análisis de dietas.

Otro tema reciente es el análisis de contenido estomacal con isotopos estables, el cual ha tenido un avance significativo en los últimos años, mismos que se realizan en pocos lugares de México. Sin embargo, se está adoptando en diversos estados, aunque la falta de recursos económicos es lo que aún esta frenando este tipo de análisis ya que son análisis costosos (Jensen *et al.*, 2012; Johnson *et al.*, 2012; Martino *et al.*, 2019). Aunando a lo anterior, también se ha desarrollado el proceso de biomagnificación en la dieta (Coelho *et al.*, 2013; Azevedo-Silva *et al.*, 2016; Romero-Romero *et al.*, 2017) y como se transfieren los contaminantes como el mercurio, cadmio y metales pesados entre grupos tróficos. Existen algunos estudios, pero en México aún no se han desarrollado plenamente.

En los últimos años, el estudio del contenido estomacal ha tenido avances o variaciones de su estudio, pero sin perder el interés sobre el ámbito ecológico. Algunos ejemplos de ello son los recientes estudios que relacionan la composición de la dieta de especies pelágicas (Suca *et al.*, 2018), de especies invasoras como el pez león (Bogdanoff *et al.*, 2018), dietas de especies que forman el tope de las cadenas alimenticias, en donde la mayoría de los estudios están basados en elasmobranchios (Barría *et al.*, 2018; Sen *et al.*, 2018) o en aquellas especies de importancia comercial como los atunes (Varela *et al.*, 2017) e incluso de peces para cultivo como la tilapia (Engdaw *et al.*, 2013; Tesfahun y Temesgen, 2018) o

que relacionan la dieta con la forma de los organismos para establecer grupos funcionales (Blasina *et al.*, 2016; Ventura *et al.*, 2017).

Actualmente se han estado implementado los análisis de contenido estomacal en la modelación de los ecosistemas a fin de prever los cambios a nivel ecosistémico por los efectos antropogénicos, como el calentamiento global (Geers *et al.*, 2016) o en la simulación de manejo de especies de importancia pesquera (Zetina-Rejón *et al.*, 2004; Vidal y Pauly, 2005) o en bien el nivel de afectación por algún tipo de contingencia como pueden ser los derrames de hidrocarburos (Morzaria-Luna *et al.*, 2018).

Conclusiones

Entre los diversos ambientes costeros, las lagunas costeras son muy particulares por ser uno de los ambientes más productivos con la presencia de especies marinas y dulceacuícolas adaptadas al ambiente estuarino, para ello presentan diversas adaptaciones fisiológicas y morfológicas que les permite explotar los recursos alimenticios de una manera exitosa.

Los trabajos de contenido estomacal nos proporcionan información sobre la ecología trófica de los peces, así como la tendencia de las preferencias alimenticias tanto espacial, temporal y ontogénicamente dependiendo de la especie o bien del tipo de ecosistema donde habita. En México los trabajos sobre contenido estomacal son diversos y se han desarrollado en distintos tipos de ambientes acuáticos principalmente

en lagunas costeras y con especies de mayor dominancia en el sistema.

Diversas son las técnicas que se han adaptado para realizar análisis de contenido estomacal que van de los análisis tradicionales, isotopos estables o ADN, adicionalmente se ha podido implementar nuevas técnicas para poder conocer o predecir la estructura trófica de un ecosistema por medio de la modelación trófica, que utiliza las dietas para poder crear conexiones entre los distintos grupos tróficos que conforma el ecosistema.

Con la información del contenido estomacal se puede determinar la estructura y función de los peces en un ecosistema, realizar predicciones en las pesquerías, en el estudio de la ecología de las especies, muestreo indirecto de otros organismos

entre muchos otros. Aun falta mucho por descubrir y aun hay temas que apenas están siendo explotados como la presencia de microplásticos en la dieta, biomagnificación, isotopos estables, parásitos, especies indi-

adoras, grupos funcionales entre otros. Debido a ello, es de importancia continuar con este tipo de análisis y contribuir al conocimiento trófico de las especies para la evaluación ambiental de los ecosistemas.

Literatura Citada

- Abascal-Monroy, I.M., M.J. Zetina-Rejón, F. Escobar-Toledo, G.A. López-Ibarra, A. Sosa-López, y A. Tripp-Valdez. 2016. Functional and Structural Food Web Comparison of Terminos Lagoon, Mexico in Three Periods (1980, 1998, and 2011). *Estuaries and Coasts*, 39(4): 1282-1293.
- Able, K.W. 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(1): 5-17.
- Aguirre-León, A., y A. Yañez-Arancibia. 1984. Las mojarra de la Laguna de Términos: Taxonomía, Biología Ecología y Dinámica Trófica (Pisces: Gerreidae). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 2:1-92.
- Allen, T., M. Jiménez, y S. Villafranca. 2006. Estructura y categorías tróficas de peces asociados a praderas de *Thalassia testudinum* (Hydrocharitales, Hydrocharitaceae) en el golfo de Cariaco, Estado de Sucre, Venezuela. *Investigaciones Marinas*, 34(2): 125-136.
- Amara, R. 2003. Seasonal Ichthyodiversity and Growth Patterns of Juvenile Flatfish on a Nursery Ground in the Southern Bight of the North Sea (France). *Environmental Biology of Fishes*, 67(2): 191-201.
- Amos, W. H., y S. H. Amos. 1985. Atlantic & Gulf Coasts. Audubon Society nature guides. New York. 670 p.
- Anastasopoulou, A., C. Mytilineou, C.J. Smith, y K.N. Papadopoulou. 2013. Plastic debris ingested by deep-water fish of the Ionian Sea (Eastern Mediterranean). *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 74: 11-13.
- Araújo, F.G., F.J. Guimarães, y M. R. Da Costa. 2006. Environmental influences on distribution of four Sciaenidae species (Actinopterygii, Perciformes) in a tropical bay at Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(2): 497-508.
- Arceo-Carranza, D., M.E. Vega-Cendejas, J.L. Montero-Muñoz, y M.J. Hernández-de Santillana. 2010. Influencia del hábitat en las asociaciones nictimerales de peces en una laguna costera tropical Influence of habitat type on diel fish associations in a tropical coastal lagoon. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81: 823-837.
- Arenas-Granados, A., y P. Acero. 1992. Organización trófica de las mojarra (Pisces: Gerreidae) de la ciénaga Grande de Santa Marta (Caribe colombiano). *Revista de Biología Tropical*, 40: 325-334.
- Arias-González, J.E., E. Nuñez-Lara, C. González-Salas, y R. Galzin. 2004. Trophic models for investigation of fishing effect on coral reef ecosystems. *Ecological Modelling*, 172(2-4): 197-212.
- Azevedo-Silva, C.E., R. Almeida, D.P. Carvalho, J.P. Ometto, P.B. de Camargo, P.R. Dorneles, y J.P. Torres. 2016. Mercury biomagnification and the trophic structure of the ichthyofauna from a remote lake in the Brazilian Amazon. *Environmental Research*, 151: 286-296.
- Baalkhuyur, F.M., E.J.A. Bin Dohaish, M.E.A. Elhalwagy, N.M. Alikunhi, A.M. AlSuwailem, A. Røstad, y C.M. Duarte. 2018. Microplastic in the gastrointestinal tract

- of fishes along the Saudi Arabian Red Sea coast. *Marine Pollution Bulletin*, 131: 407-415.
- Bagenal, T.B., T.B. Bagenal, y W. E. Ricker. 1978. *Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters*. Blackwell Scientific. 313 p.
- Baltz, D., y A. Yáñez-Arancibia. 2012. Ecosystem-based management of coastal fisheries in the gulf of Mexico: Environmental and anthropogenic impacts and essential habitat protection. In J. W. Day & A. Yáñez-Arancibia (Eds.) *Ecosystem-based Management* (Vol. 4). Texas A&M University Press.
- Barría, C., J. Navarro, y M. Coll. 2018. Feeding habits of four sympatric sharks in two deep-water fishery areas of the western Mediterranean Sea. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*.
- Bertrand, M., D.J. Marcogliese, y P. Magnan. 2008. Trophic polymorphism in brook charr revealed by diet, parasites and morphometrics. *Journal of Fish Biology*, 72(3): 555-572.
- Bessa, F., P. Barría, J. M Neto, J.P. Frias, V. Otero, P. Sobral, y J. C. Marques. 2018. Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 128: 575-584.
- Blaber, S.J.M. 1997. *Fish and Fisheries in Tropical Estuaries*. Springer. 367 p.
- Blaber, S.J.M. 2002. Fish in hot water: The challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *Journal of Fish Biology*, 61(SUPPL. A): 1-20.
- Blaber, S.J.M. 2008. *Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploration and Conservation*. Oxford: Blackwell Science. 372.
- Blasina, G., J. Molina, A. Lopez Cazorla, y J. Díaz de Astarloa. 2016. Relationship between ecomorphology and trophic segregation in four closely related sympatric fish species (Teleostei, Sciaenidae). *Comptes Rendus Biologies*, 339: 498-506.
- Bogdanoff, A.K., J. Mostowy, J. Peake, C.A. Layman, A.B. Bermudez, C.G. Baca, y J.A. Morris. 2018. A brief description of invasive lionfish (*Pterois* sp.) diet composition in the Arrecifes de Cozumel National Park. *Food Webs*, 2352-2496.
- Botterell, Z.L.R., N. Beaumont, T. Dorrington, M. Steinke, R.C. Thompson, y P.K. Lindaque. 2018. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*.
- Canto-Maza, W.G., y M.E. Vega-Cendejas. 2007. Distribución, abundancia y preferencias alimenticias del pez sapo *Opsanus phobetron* (Batrachoididae) en la laguna costera de Chelem, Yucatán, México. *Revista de Biología Tropical*, 55(3-4): 979-988.
- Case, J.E., M.W. Westneat, y C.D. Marshall. 2008. Feeding biomechanics of juvenile red snapper (*Lutjanus campechanus*) from the northwestern Gulf of Mexico. *Journal of Experimental Biology*, 211(24): 3826-3835.
- Castro-Aguirre, J.L., H.E. Pérez, y J.J. Schmitter-Soto. 1999. Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México. Limusa/Noriega. 711 p.
- Chávez, E.A., M. Garduño, y F. Arreguín-Sánchez. 1993. Trophic Dynamic Structure Celestun Lagoon Southern Gulf of Mexico. *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*, 26: 186-192.
- Chi-Espínola, A.A., y M.E. Vega -Cendejas. 2013. Hábitos alimenticios de *Sphoeroides testudineus* (Perciformes: Tetraodontidae) en el sistema lagunar de Ría Lagartos, Yucatán, México. *Revista de Biología Tropical*. 61 (2): 849-858.
- Chi-Espínola, A.A., y M.E. Vega-Cendejas. 2016. Food resources of *Eucinostomus* (Perciformes: Gerreidae) in a hyperhaline lagoon: Yucatan Peninsula, Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 51(2): 395-406.

- Chiaverini, A.P. 2008, Ecología Trófica de *Sphoeroides testudineus* Linnaeus, 1758 e *Sphoeroides greeleyi* Gilbert, 1900 da gamboa do perequê, Pontal do Sul, Paraná, Brasil, 54.
- Christensen, V. 1995. Ecosystem maturity — towards quantification. *Ecological Modelling*, 77(1): 3–32.
- Christensen, V., C.J. Walters, y D. Pauly. 2005. ECOPATH with ECOSIM : A user's guideby. Fisheries Bethesda, November 2, 154.
- Clark, F.J., y A.L. Pessanha. 2014. Diet and ontogenetic shift in habitat use by *Rhinocardinia bahiensis* in a tropical semi-arid estuary, north-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 95 (1): 175-183.
- Clarke, L.J., R. Trebilco, A. Walters, A.M. Polanowski, y B.E. Deagle. 2018. DNA-based diet analysis of mesopelagic fish from the southern Kerguelen Axis. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*.
- Coelho, J.P., C.L. Mieiro, E. Pereira, A.C. Duarte, y M.A. Pardal. 2013. Mercury biomagnification in a contaminated estuary food web: Effects of age and trophic position using stable isotope analyses. *Marine Pollution Bulletin*, 69(1–2): 110-115.
- Constenla, M., F.E. Montero, F. Padrós, J.E. Cartes, V. Papiol, y M. Carrassón. 2015. Annual variation of parasite communities of deep-sea macrourid fishes from the western Mediterranean Sea and their relationship with fish diet and histopathological alterations. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 104: 106–121.
- Contreras, F. 1988. Las lagunas costeras mexicanas. Centro de Ecodesarrollo, Secretaría de Pesca. 263 p.
- Contreras, F. 1993. Ecosistemas Costeros Mexicanos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 415 p.
- Cortés, E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(3): 726-738.
- Cruz-Escalona, V.H., L. A. Abitia-Cardenas, L. Campos-Dávila, y F. Galvan-Magaña. 2000. Trophic interrelations of the three most abundant fish species from Laguna San Ignacio, Baja California Sur, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 66(2): 361–373.
- Cruz-Escalona, V.H., F. Arreguín-Sánchez, y M. Zetina-Rejón. 2007. Analysis of the ecosystem structure of Laguna Alvarado, western Gulf of Mexico, by means of a mass balance model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72(1–2): 155-167.
- Dallarés, S., M. Constenla, F. Padrós, J.E. Cartes, M. Solé, y M. Carrassón. 2014. Parasites of the deep-sea fish *Mora moro* (Risso, 1810) from the NW Mediterranean Sea and relationship with fish diet and enzymatic biomarkers. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 92: 115–126.
- Dantas, D. V., M. Barletta, J. de Assis Almeida Ramos, A.R. Lima, y M.F. da Costa. 2013. Seasonal Diet Shifts and Overlap Between Two Sympatric Catfishes in an Estuarine Nursery. *Estuaries and Coasts*, 36(2): 237-256.
- Day, J.W., y A. Yáñez-Arancibia. 1982. Coastal lagoons and estuaries:ecosystem approach. *Ciencia Interamericana*, 22, 12–26.
- Day, J.W., W.M. Kemp, A. Yáñez-Arancibia, y B.C. Crump. 2012. *Estuarine Ecology* (second). New Jersey: Wiley-Blackwell. 550 p.
- Denadai, M.R., F.B. Santos, E. Bessa, W.S. Fernandez, C.C. Paschoal, y A. Turra. 2012. Diets of *Eucinostomus argenteus* (Baird & Girard, 1855) and *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829) (Perciformes: Gerreidae) in Caraguatatuba Bay, southeastern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 7(3): 143–155.
- Díaz, P.E., y G. Muñoz. 2010. Diet and parasites of the insular fish *Scartichthys variolatus* (Blenniidae) from Robinson Crusoe

- Island, Chile: How different is this from two continental congeneric species? *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 45(2): 293-301.
- Dingemanse, N.J., C. Oosterhof, F. Van Der Plas, y I. Barber. 2009. Variation in stickleback head morphology associated with parasite infection. *Biological Journal of the Linnean Society*, 96(4): 759-768.
- Dromard, C.R., Y. Bouchon-Navaro, M. Harmelin-Vivien, y C. Bouchon. 2015. Diversity of trophic niches among herbivorous fishes on a Caribbean reef (Guadeloupe, Lesser Antilles), evidenced by stable isotope and gut content analyses. *Journal of Sea Research*, 95: 124-131.
- Elliott, M., y K.L. Hemingway. 2002. Fishes in Estuaries. Wiley. 636 p.
- Elliott, M., M. G. O'Reilly, y C.J. Taylor. 1990. The Forth estuary: a nursery and overwintering area for North Sea fishes. *Hydrobiologia*, 195, 89-103.
- Elliott, M., A.K. Whitfield, I.C. Potter, S.J.M. Blaber, D.P. Cyrus, F.G. Nordlie, y T. D. Harrison. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: A global review. *Fish and Fisheries*, 8(3): 241-268.
- Encina, L., A. Rodríguez-Ruiz, y C. Grando-Lorencio. 2004. Trophic habits of the fish assemblage in an artificial freshwater ecosystem: The Joaquín Costa reservoir, Spain. *Folia Zoologica*, 53(4): 437-449.
- Engdaw, F., E. Dadebo, y R. Nagappan. 2013. Morphometric Relationships and Feeding Habits of Nile Tilapia *Oreochromis niloticus* (L .) (Pisces : Cichlidae) From Lake Koka , Ethiopia. *International Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2(4): 65-71.
- Esposito, V., P. Battaglia, L. Castriota, M.G. Finnoia, G. Scotti, y F. Andaloro. 2009. Diet of Atlantic lizardfish, *Synodus saurus*; (Linnaeus, 1758) (Pisces: Synodontidae) in the central Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 73(2): 369-376.
- Fath, B.D., U.M. Scharler, R.E. Ulanowicz, y B. Hannon. 2007. Ecological network analysis: network construction. *Ecological Modelling*, 208(1): 49-55.
- Franco, T.P., L.M. Neves, T.P. Teixeira, y F.G. Araújo. 2012. Patterns of spatial distribution of five species of mojarras (Actinopterygii: Gerreidae) in a small tropical estuary in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(5): 1217-1225.
- Froese, R., y D. Pauly. 2018. FishBase. <https://www.fishbase.org>
- Fulton, E. A., J.S. Link, I.C. Kaplan, M. Savina-Rolland, P. Johnson, C. Ainsworth, y D.C. Smith. 2011. Lessons in modelling and management of marine ecosystems: The Atlantis experience. *Fish and Fisheries*, 12(2): 171-188.
- Gascuel, D., y D. Pauly. 2009. EcoTroph: Modelling marine ecosystem functioning and impact of fishing. *Ecological Modelling*, 220(21): 2885-2898.
- Geers, T.M., E.K. Pikitch, y M.G. Frisk. 2016. An original model of the northern Gulf of Mexico using Ecopath with Ecosim and its implications for the effects of fishing on ecosystem structure and maturity. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 129: 319-331.
- Gerking, S.D. 1994. Feeding ecology of fish. San Diego: Academic Press. 416 p.
- Gning, N., F. Le Loc'h, O.T. Thiaw, C. Aliaume, y G. Vidy. 2010. Estuarine resources use by juvenile Flagfin mojarra (*Eucinostomus melanopterus*) in an inverse tropical estuary (Sine Saloum, Senegal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(4): 683-691.
- Gning, N., G. Vidy, y O.T. Thiaw. 2008. Feeding ecology and ontogenic diet shifts of juvenile fish species in an inverse estuary: The Sine-Saloum, Senegal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(2): 395-403.
- Gotelli, N.J., y C.M. Taylor. 1999. Testing macroecology models with stream fish assemblages. *Evolutionary Ecology Research*, 1: 847-858.

- Graham, J.H., y R.C. Vrijenhoek. 2018. De-trended Correspondence Analysis of Dietary Data. *Transactions of the American Fisheries Society*, 117(1): 29-36.
- Guevara, E., H. Álvarez, M. Mascaró, C. Rosas, y A. Sánchez. 2007a. Hábitos alimenticios y ecología trófica del pez *Lutjanus griseus* (Pisces: Lutjanidae) asociado a la vegetación sumergida en la Laguna de Términos, Campeche, México. *Revista de Biología Tropical*. 55 (1-4): 989-1004
- Guevara, E., A.J. Sánchez, C. Rosas, M. Mascaró, y R. Brito. 2007b. Asociación trófica de peces distribuidos en vegetación acuática sumergida en Laguna de Términos, sur del Golfo de México. *Universidad y Ciencia*, 23(2): 151-166.
- Hajisamae, S., L.M. Chou, y S. Ibrahim. 2004. Feeding habits and trophic relationships of fishes utilizing an impacted coastal habitat, Singapore. *Hydrobiologia*, 520(1): 61- 71.
- Halstead, J.E., J.A. Smith, E.A. Carter, P.A. Lay , y E.L. Johnston. 2018. Assessment tools for microplastics and natural fibres ingested by fish in an urbanised estuary. *Environmental Pollution*, 234: 552-561.
- Harrison, T.D., y A.K. Whitfield. 2006. Temperature and salinity as primary determinants influencing the biogeography of fishes in South African estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66(1-2), 335-345.
- Heath, M.R., R.M. Cook, A.I. Cameron, D.J. Morris & D.C. Speirs, 2014. Cascading ecological effects of eliminating fishery discards. *Nature Communications*, 5: 1-8.
- Hoese, H.D., y R.H. Moore. 1998. Fishes of the Gulf of Mexico, Texas, Louisiana, and Adjacent Waters. Texas A&M University Press. 422 p.
- Isla, F., y O. Iribarne. 2009. Coastal Zones and Estuaries. United Kingdom: UNESCO/ Eolss Pub.
- Jensen, H., M. Kiljunen, y P.A. Amundsen, 2012. Dietary ontogeny and niche shift to piscivory in lacustrine brown trout *Salmo trutta* revealed by stomach content and stable isotope analyses. *Journal of Fish Biology*, 80(7): 2448-2462.
- Jobling, M. 1994. Environmental Biology of Fishes. Springer Netherlands. 456 p.
- Johnson, J. S., D. Raubenheimer, S.J. Bury, y K.D. Clements. 2012. Effect of ingestion on the stable isotope signatures of marine herbivorous fish diets. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 438: 137-143.
- Jones, W.A., y D.M. Checkley. 2017. Classification of otoliths of fishes common in the Santa Barbara Basin based on morphology and chemical composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74(8): 1195-1207.
- Kantoussan, J., J.M. Ecoutin, M. Simier, L. Tito de Moraes, y R. Laë. 2012. Effects of salinity on fish assemblage structure: An evaluation based on taxonomic and functional approaches in the Casamance estuary (Senegal, West Africa). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 113, 152-162.
- Kerschner, B.A., M.S. Peterson, y R.G. Gilmore. 1985. Ecotopic and Ontogenetic Trophic Variation in Mojarras (Pisces: Gerreidae). *Estuaries*, 8(3): 311-322.
- Kjerfve, B. 1994. Coastal Lagoon Processes. Netherlands: Elsevier Science. 577.
- Labbé, F.A. y P.M. Arana, 2001. Alimentación de orange roughy, *Hoplostethus atlanticus* (Pisces: Trachichthyidae), en el archipiélago de Juan Fernández, Chile; *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 36(1): 75-82.
- Layman, C.A., K.O. Winemiller, D.A. Arrington, y D.B. Jepsen. 2005. Body size and trophic position in a diverse tropical food web. *Ecology*, 86(9): 2530-2535.
- Littler, D.S., y M.M. Littler. 2000. Caribbean reef plants : An identification guide to the reef plants of the Caribbean, Bahamas, Florida and Gulf of Mexico. Washington, DC: OffShore Graphics, Inc. 542 p.
- Lorencio, C. G. 1996. Ecología de peces. España: Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla. 361p.

- Lowry, M. 2011. Photographic catalog of California marine fish otoliths: prey of California Sea Lions (*Zalophus californianus*). NOAA Technical Memorandum NMFS, (NOAA-TM-NMFS-SWFSC-483), 1–256.
- Manickchand-Heileman, S., L.A. Soto, y E. Escobar. 1998. A preliminary trophic model of the Continental Shelf, south-western Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46: 885-899.
- Martino, J.C., Z.A. Doubleday, y B.M. Gillanders. 2019. Metabolic effects on carbon isotope biomarkers in fish. *Ecological Indicators*, 97: 10-16.
- McLaughlin, P.A. 1980. Comparative Morphology of Recent Crustacea. W. H. Freeman. 177 p.
- McLusky, D.S., y M. Elliott. 2004. The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management (3rd ed.). Oxford University Press. 414 p.
- Medeiros, E.S., y A.H. Arthington. 2008. The importance of zooplankton in the diets of three native fish species in floodplain waterholes of a dryland river, the Macintyre River, Australia. *Hydrobiologia*, 614(1): 19-31.
- Mittelbach, G.G., C.W. Osenberg, y P.C. Wainwright. 1999. Variation in feeding morphology between pumpkinseed populations: Phenotypic plasticity or evolution? *Evolutionary Ecology Research*, 1: 111-128.
- Moreno-Sánchez, X.G., L.A. Abitia-Cárdenas, A.B. Favila, F.J. Gutiérrez-Sánchez, y D.S. Palacios-Salgado. 2009. Ecología trófica del pez *Arothron meleagris* (Tetraodontiformes: Tetraodontidae) en el arrecifes de Los Frailes, Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical*, 57(1-2): 113-123.
- Morzaria-Luna, H.N., C.H. Ainsworth, J. H. Tarnecki, y A. Grüss. 2018. Diet composition uncertainty determines impacts on fisheries following an oil spill. *Ecosystem Services*, 33: 187-198.
- Motta, P.J., K.B. Clifton, P. Hernandez, B.T. Eggold, S.D. Giordano, y R. Wilcox. 1995. Feeding relationships nine species of seagrass fishes of Tampa Bay, Florida. *Bulletin of Marine Science*, 56: 185-200.
- Moyle, P.B., y J.J. Cech. 2004. Fishes: An Introduction to Ichthyology. Pearson Prentice Hall. 744 p.
- Ñacari, L.A., y M.E. Oliva. 2016. Metazoan parasites of deep-sea fishes from the South Eastern Pacific: Exploring the role of ecology and host phylogeny. Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 115: 123-130.
- Nelson, J. S. 2006. Fishes of the World. New York: John Wiley and Sons, Inc. 600 p.
- Nicolas, D., F. Le Loc'h, Y. Désaunay, D. Hamon, A. Blanchet, y O. Le Pape. 2007. Relationships between benthic macrofauna and habitat suitability for juvenile common sole (*Solea solea*, L.) in the Vilaine estuary (Bay of Biscay, France) nursery ground. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73(3-4), 639-650.
- Odum, E. 1986. Fundamentos de ecología. (I. McGraw Hill, Ed.). Mexico DF. 598 p.
- Oliva, A.E., H.R. Ulloa, y Z.J. Bleck. 2006. Feeding habits of four species of mesopelagic fishes from the Northern Chilean. *Revista de Biología Tropical*. 54 (2): 613-622.
- Ory, N.C., C. Gallardo, M. Lenz, y M. Thiel. 2018. Capture, swallowing, and egestion of microplastics by a planktivorous juvenile fish. *Environmental Pollution*, 240: 566-573.
- Palacios-Sánchez, S.E., y M.E. Vega-Cendejas. 2010. Cambios alimenticios en tres especies de *Sphoeroides* (Tetraodontiformes: Tetraodontidae) posterior al huracán Isidoro en Bocana de la Carbonera, sureste del Golfo de México. *Revista de Biología Tropical*, 58(4): 1223-1235.
- Paperno, R., y R.B. Brodie, 2004. Effects of environmental variables upon the spatial and temporal structure of a fish community in a small, freshwater tributary of the Indian River Lagoon, Florida. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61(2), 229–241.

- Pauly, D. 2000. Ecospath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3): 697-706.
- Pegado, T.S., K.O. Winemiller, D. Chelazzi, A. Cincinelli, L. Dei, y T. Giarrizzo. 2018. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 133: 814-821.
- Pessanha, A.L.M., y F.G. Araújo. 2014. Shifts of the feeding niche along the size dimension of three juvenile fish species in a tidal mudflat in southeastern Brazil. *Marine Biology*, 161(3): 543-550.
- Pimm, S. L. 1982. Food webs. Springer Science & Business Media. 258 p.
- Pinkas, L., M.S. Oliphant, y I.L. Iverson, 1970. Food Habits of Albacore, Bluefin Tuna, and Bonito In California Waters. *California Fish Games*, 152: 1-105.
- Poot-Salazar, A.V., W.G. Canto-Maza, y M.E. Vega-Cendejas. 2005. Hábitos alimenticios de *Floridichthys polyommus* Hubbs, 1936 (Pisces: Cyprinodontidae) en dos sistemas lagunares costeros. *Hidrobiológica*, 15(02): 183-194.
- Potter, I.C., J.R. Tweedley, M. Elliott, y A.K. Whitfield. 2013. The ways in which fish use estuaries: A refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries*. 16 (2), 230-239.
- Raymundo-Huizar, A.R., H. Pérez-España, M. Mascaró, y X. Chiappa-Carrara, 2005. Feeding habits of the dwarf weakfish (*Cynoscion nannus*) off the coasts of Jalisco and Colima, Mexico. *Fishery Bulletin*, 103(2): 453-460.
- Rojas-Herrera, A.A., M. Mascaró, y X. Chiappa-Carrara. 2014. Feeding habits of the fishes *Lutjanus peru* and *Lutjanus guttatus* (Pisces: Lutjanidae) of Guerrero, México. *Revista de Biología Tropical*; 52 (4): 959-971.
- Romero-Romero, S., L. Herrero, M. Fernández, B. Gómara, y J.L. Acuña. 2017. Biomagnification of persistent organic pollutants in a deep-sea, temperate food web. *Science of the Total Environment*, 589-597.
- Santamaría-Miranda, A., M. Saucedo-Lozano, M.N. Herrera-Moreno, y J.P. Apún-Molina. 2005. Hábitos alimenticios del pargo amarillo *Lutjanus argentiventris* y del pargo rojo *Lutjanus colorado* (Pisces: Lutjanidae) en el norte de Sinaloa, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 40(1): 33-44.
- Sen, S., S.K. Chakrabort, E. Vivekanandan, P.U. Zacharia, A.K. Jaiswar, G. Dash, y J.K. Gohel. 2018. Feeding habits of milk shark, *Rhizoprionodon acutus* (Ruppell, 1837) in the Gujarat coastal waters of north-eastern Arabian Sea. *Regional Studies in Marine Science*, 17: 78-86.
- Signa, G., A. Mazzola, C. D. Tramati, y S. Vizzini. 2017. Diet and habitat use influence Hg and Cd transfer to fish and consequent biomagnification in a highly contaminated area: Augusta Bay (Mediterranean Sea). *Environmental Pollution*, 230: 394-404.
- Simons, J. y J. Poelen, 2018. GoMexSI. <http://gomexsi.tamucc.edu>
- Spieles, D.J. y W.J. Mitsch. 2003. A model of macroinvertebrate trophic structure and oxygen demand in freshwater wetlands. *Ecological Modelling*, 161(3): 183-194.
- Suca, J.J., J.W. Pringle, Z.R. Knorek, S.L. Hamilton, D.E. Richardson, y J.K. Llopiz. 2018. Feeding dynamics of Northwest Atlantic small pelagic fishes. *Progress in Oceanography*, 165: 52-62.
- Tesfahun, A., y M. Temesgen. 2018. Food and feeding habits of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) in Ethiopian water bodies: A review. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 6(1): 43-47.
- Torres-Orozco, R. 1994. Peces. p. 269-304. In: G. De la Lanza Espino & C.-M. C. (Eds.), *Lagunas costeras del litoral mexicano*. México: Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Tripp-Valdez, A., y F. Arreguín-Sánchez, 2010. Comparación de dos enfoques metodoló-

- gicos para el análisis de la estructura trófica de la ictiofauna de fondos blandos de las costas de Nayarit, México. *Cicimar, Doctorado*, 128.
- Tunnell, J.W. 2010. *Encyclopedia of Texas Seashells: Identification, Ecology, Distribution, and History*. Texas A & M University Press. 527 p.
- Valdés, D.S., y E. Real, 2004. Nitrogen and phosphorus in water and sediments at Ria Lagartos coastal lagoon, Yucatan, Gulf of Mexico. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, 33(4), 338–345.
- Varela, J.L., K. M. Intriago, J. C.Flores, y C.R. Lucas-Pilozo. 2017. Feeding habits of juvenile yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in Ecuadorian waters assessed from stomach content and stable isotope analysis. *Fisheries Research*, 194: 89-98.
- Vega-Cendejas, M.E., y F. Arreguín-Sánchez. 2001. Energy fluxes in a mangrove ecosystem from a coastal lagoon in Yucatan Peninsula, Mexico. *Ecological Modelling*. 137 (2-3): 119-133.
- Vega-Cendejas, M.E., M. Hernández De Santillana, y F. Arreguín-Sánchez. 1994. Trophic interrelations in a beach seine fishery from the northwest coast of the Yucatan peninsula, México. *Journal of Fish Biology*. 44 (4): 647-659.
- Vega-Cendejas, M.E., G. Mexicano-Cíntora , y A.M. Arce. 1997. Biology of the thread herring *Opisthonema oglinum* (Pisces: Clupeidae) from a beach seine fishery of the Campeche Bank, Mexico. *Fisheries Research*, 30(1–2): 117-126.
- Ventura, D., V. Bonhomme, P. Colangelo, A. Bonifazi, G. Jona Lasinio, y G. Ardizzone. 2017. Does morphology predict trophic niche differentiation? Relationship between feeding habits and body shape in four co-occurring juvenile species (Pisces: Perciformes, Sparidae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 191: 84-95.
- Vermont, C.C., V. Rico-Gray, y J.S. Flores, 2002. Guía ilustrada de la flora costera representativa de la península de Yucatán. Universidad Autónoma de Yucatán. 133p.
- Vidal, L., y M. Basurto, 2003. A Preliminary Trophic Model of Bahía de la Ascensión, Quintana Roo, Mexico [Modelo trófico preliminar de Bahía Ascensión, Quintana Roo, Mexico]. *Fisheries Centre Research Reports*, 11(6): 255-264.
- Vidal, L., y D. Pauly. 2005. Integration of sub-systems models as a tool toward describing feeding interactions and fisheries impacts in a large marine ecosystem, the Gulf of Mexico. *Ocean and Coastal Management*, 47: 709-725.
- Wainwright, P.C., y B.A. Richard. 1995. Predicting patterns of prey use from morphology of fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 44: 97-113.
- Wells, R.J.D., J.O. Harper, J.R. Rooker, A.M. Jr. Landry, y T.M. Dellapenna. 2009. Fish assemblage structure on a drowned barrier island in the northwestern Gulf of Mexico. *Hydrobiologia*, 625(1), 207-221.
- Winenmiller, K. 1990. Spatial a temporal variation in tropical fish trophic networks. *Ecological Monographs*. 60 (3): 331-367.
- Wootton, R.J. 1998. *Ecology of Teleost Fishes*. Springer. 386 p.
- Worm, B., y J.E. Duffy. 2003. Biodiversity, productivity and stability in real food webs. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(12): 628-632.
- Yáñez-Arancibia, A. 1975. Estudios de peces en las lagunas costeras: nota científica. *Centro de Ciencias Del Mar y Limnología*, 2(1): 53-60.
- Yáñez-Arancibia, A. 1980. Taxonomía, ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México. *Publicaciones Especiales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*, 2: 1-306.
- Zapata-Hernández, G., J. Sellanes, M. Thiel, C. Henríquez, S. Hernández, J. C. Fernández, y E. Hajdu, 2016. Community structure and trophic ecology of megabenthic

- fauna from the deep basins in the Interior Sea of Chiloé, Chile (41–43° S). *Continental Shelf Research*, 130: 47-67.
- Zárate-Hernández, R., A. Aguirre-León, S. Ortiz-Burgos, y M. Castillo-Rivera. 2007. Ecomorfología de peces estuarinos del Golfo de México. *CONTACTO S: Revista de Educación En Ciencias Básicas e Ingeniería*, 66: 12–20.
- Zetina-Rejón, M.J., F. Arreguín-Sánchez, y E.A. Chávez. 2003. Trophic structure and flows of energy in the Huizache-Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(5–6): 803-815.
- Zetina-Rejón, M.J., F. Arreguín-Sánchez, y E.A. Chávez. 2004. Exploration of harvesting strategies for the management of a Mexican coastal lagoon fishery. *Ecological Modelling*, 172(2–4): 361-372.

Procesos y Ciclos en la Costa

Isaac Azuz-Adeath

CETYS Universidad, campus Ensenada

Resumen

La morfología y los ambientes costeros tienen un carácter dinámico por naturaleza y permiten la existencia de ciclos naturales tanto en su interior como en sus zonas de influencia, los cuales crean una amplia diversidad biológica y permiten la presencia de ecosistemas complejos. Los ecosistemas costeros son fundamentales para la existencia de muchas especies de importancia comercial y ambiental, brindando recursos, funciones y servicios ambientales necesarios para la sobrevivencia humana. En este capítulo se hará una revisión de los procesos y ciclos naturales presentes en las costas, a partir de una visión sistémica de los flujos de materia y energía que tienen lugar en diversos ambientes costeros, los cuales resultan de importancia para una gestión eficiente del litoral y necesarios de considerar en la planeación y ordenamiento al ser elementos frágiles por naturaleza y altamente vulnerables a los impactos del cambio climático.

Palabras clave: morfología costera, procesos costeros, ciclos costeros, ambientes costeros.

Abstract

The morphology and coastal environments have a dynamic nature and allow the existence of natural cycles both in their interior and in their areas of influence, which create a wide biological diversity and allow the presence of complex ecosystems. Coastal ecosystems are fundamental for the existence of many species of commercial and environmental importance, providing resources, functions and environmental services necessary for human survival. In this chapter a review of the processes and natural cycles present in the coasts will be made, starting from a systemic vision of the matter and energy flows that take place in diverse coastal environments, which are important for an efficient management of the coast and necessary to consider in the planning and ordering processes, because their natural fragility and vulnerability to the impacts of climate change.

Keywords: morphology, coastal processes, coastal cycles, coastal environment.

Introducción

Los ambientes costeros están sujetos a la acción de fuerzas físicas y procesos biológicos y químicos que los modifican de manera continua en un amplio espectro de escalas espaciales y temporales. Espacialmente pueden estar sujetos tanto a los efectos de fenómenos oceánicos y atmosféricos planetarios actuando en escalas de cientos o miles de kilómetros, como a las modificaciones locales del orden de metros o menores asociadas, por ejemplo, al cambio del perfil de playa, movimiento de dunas, formación de cúspides de playa o a la apertura de bocas en lagunas costeras. Desde el punto de vista temporal la variedad de fenómenos observables también es amplio, desde las reacciones químicas de corto plazo hasta los efectos del aumento acelerado del nivel del mar en décadas o escalas de tiempo aún mayores.

Los ciclos biogeoquímicos permiten que los nutrientes circulen de manera natural entre la atmósfera, los océanos y los continentes, aportando los elementos básicos para la supervivencia de los organismos. En las zonas costeras, ciclos como el del fósfo-

ro y el azufre actúan de manera simultánea con los del carbono, nitrógeno y oxígeno permitiendo el funcionamiento dinámico de estos sistemas y de la vida misma en el planeta.

Las zonas litorales –dinámicas por naturaleza– permiten observar los flujos de materia y energía entre el continente, los océanos y la atmósfera, pero también, la respuesta a la presencia de gradientes en sus propiedades o interacciones entre sus variables, muchas veces de forma no lineal y caótica, limitando en buena medida la capacidad predictiva del comportamiento a largo plazo de estas regiones territoriales, donde, de acuerdo con Day *et al.* (2008) el cambio climático producirá importantes modificaciones ecológicas y geomorfológicas, cuando menos con el aumento acelerado del nivel del mar, los cambios en la frecuencia e intensidad de las tormentas, y variaciones en los aportes de agua, nutrientes y sedimentos hacia la costa.

Los cuerpos de agua costeros (*e.g.* lagunas costeras, bahías, estuarios), humedales costeros y marinos (*e.g.* marismas, arreci-

fes coralinos, zonas intermareales), formas costeras (*e.g.* deltas, barras de arena, arrecifes) y tipos de costa (*e.g.* rocosa o arenosa, dominada por viento, oleaje o marea, o en función de la composición y tamaño sedimentario), son elementos del sistema costero (o subsistemas) sobre los cuales actúan fuerzas físicas externas (*e.g.* olas, corrientes, mareas, lluvia, viento) y dentro de los cuales tienen lugar ciclos biogeoquímicos que permiten la existencia de ecosistemas complejos que proveen de recursos, bienes y servicios ambientales al ser humano.

Los ambientes sedimentarios (Davis, 1985; Woodroffe, 2002) y la morfología costera están normados por la importancia relativa de los forzamientos fluviales y marinos (*e.g.* aportes de ríos, régimen de mareas, energía del oleaje), los cuales definen ambientes costeros dominados por ríos, mareas u olas, lo cual condiciona la estructura y dinámica ecológica de la zona costera siendo el referente para interpretar los impactos producidos por el cambio climático (Yañez-Arancibia, 2005; Day *et al.*, 2008; Day *et al.*, 2011).

Con una morfología costera dinámica, con el sustrato físico de diversos ecosistemas costeros, la hidrodinámica litoral y los aportes fluviales como mecanismos de aporte y distribución de energía y materia, aunado a los gradientes de las propiedades físicas y químicas de la columna de agua, los ambientes costeros suelen ser altamente productivos y diversos en términos de organismos, poblaciones, especies y comunidades muchas de las cuales representan un valor económico, de protección o de provisión de alimentos y bienes para las poblaciones locales.

Entre estos ecosistemas, los ambientes lagunares-estuarinos (Day y Yañez-Arancibia, 1982; Yañez-Arancibia, 1987), definidos como ecotonos costeros, conectados con el mar de manera permanente o efímera, someros, semicerrados, de volúmenes de agua variables dependiendo de las condiciones climáticas e hidrológicas, con temperaturas y salinidades cambiantes, con fondos predominantemente fangosos o arcillosos, y con alta turbidez en la columna de agua, dan sustento a una flora y fauna que presentan un alto grado de adaptación evolutiva a las presiones ambientales, produciendo una estabilidad ecológica en un ambiente altamente variable pero frágil a los cambios inducidos por el hombre.

De igual importancia resultan las zonas de manglar, las cuales suelen existir fundamentalmente en ambientes lagunares-estuarinos, pero también en zonas con estricta influencia marina o riberas de ríos. La tolerancia a la salinidad de estas especies va desde el agua dulce hasta condiciones hipersalinas. Los manglares juegan un papel importante en los procesos de amortiguamiento de la energía del oleaje, protegiendo los bienes adyacentes y en ocasiones vidas humanas; dan refugio a juveniles de especies marinas de importancia ecológica y comercial; contribuyen a la captura de carbono atmosférico; son un sumidero de nutrientes y pueden mejorar la calidad del agua de efluentes contaminados (Románach *et al.*, 2018). En México, la presencia de manglares está registrada en todos los estados costeros, ubicando al país entre los 5 que mayor extensión tienen a nivel mundial, con una superficie en el 2015 de 775 555 ha (Valderrama-Landeros *et al.*, 2017).

Las playas arenosas y campos de dunas, además de ser los amortiguadores naturales de la energía del oleaje, resultan particularmente importantes en la economía del país al ser el destino preferido de turistas nacionales y extranjeros. Sin embargo, a pesar de ser uno de los bienes ambientales que mayor protección y cuidado deberían tener, han sufrido de un deterioro paulatino por las presiones antropogénicas, el desinterés político, los intereses sectoriales y la carencia de instituciones, recursos, lineamientos e instrumentos de gestión costera específicos que operen en el ámbito administrativo de los municipios.

Además del aumento constante en las emisiones de bióxido de carbono a la atmósfera, los procesos biogeoquímicos de las zonas litorales se han visto alterados fundamentalmente por la contaminación de origen terrestre proveniente de las partes altas de las cuencas costeras. La carencia de un tratamiento adecuado de las aguas residuales de origen urbano e industrial, al igual que los escurrimientos provenientes de la actividad agrícola y ganadera, contribuyen de manera decidida con la alteración de estos ciclos vitales. Además del flujo hacia la costa de nitratos, fosfatos y materia fecal y orgánica en descomposición, el impacto de los metales pesados y agroquímicos (*e.g.* plaguicidas, funguicidas, herbicidas) sobre la salud del ecosistema marino y costero es preocupante. La eutrofización de cuerpos de agua costeros y los florecimientos algales nocivos en las zonas marinas cercanas a la costa son cada vez más frecuentes e inciden en todos los litorales del país (Merino-Ibarra *et al.*, 2014; García-Mendoza *et al.*, 2016).

El carácter dinámico de las zonas costeras (cambios en diferentes escalas espaciales y temporales) es propiciado por los forzamientos terrestres (*e.g.* aportes fluviales y sedimentarios), marinos (*e.g.* olas, mareas, corrientes litorales y el aumento del nivel del mar) y atmosféricos (*e.g.* precipitaciones y vientos) que moldean y dan forma a la costa, lo cual genera ambientes costeros específicos en los cuales, el intercambio de materia y energía, sus gradientes e interacciones al igual que las actividades antropogénicas permiten y modulan la existencia de ciclos biogeoquímicos y ecosistemas costeros complejos, los cuales brindan recursos, funciones y servicios ambientales de utilidad para el medio y para el ser humano. La figura 1 esquematiza de manera simplificada estos procesos.

En la actualidad uno de los mayores retos que enfrentan las zonas costeras mundiales es buscar el equilibrio entre las actuaciones humanas en el litoral y las modificaciones que estas acarrear en los procesos sedimentarios, la climatología del oleaje, la morfología costera, los ambientes costeros y los ecosistemas. La construcción de obras de protección (*e.g.* diques paralelos o perpendiculares a la costa, escolleras, rompeolas, etc.) o abrigo (*e.g.* puertos, marinas, etc.), la apertura artificial de bocanas, la ruptura de barreras arenosas o la instalación de vías de comunicación sobre cuerpos de agua costeros han producido alteraciones muchas veces irreversibles sobre la configuración de la costa. Por otra parte las modificaciones en los patrones de lluvia asociados al cambio climático en conjunto con los procesos de deforestación de las partes altas de las cuencas, o la instalación de represas e ins-

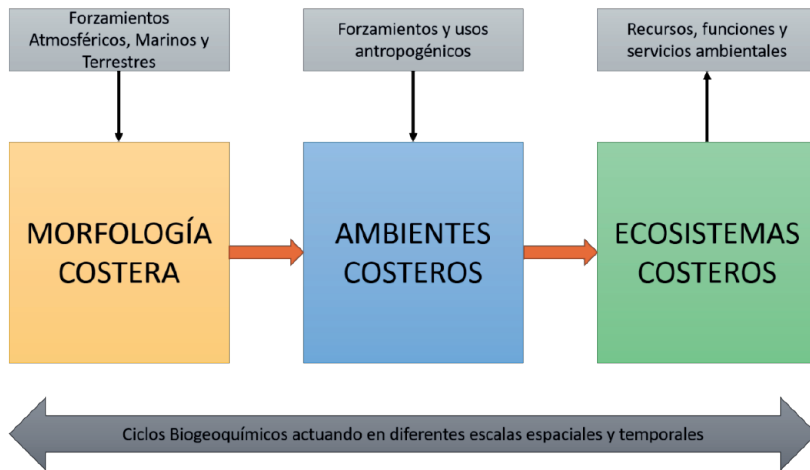


Figura 1. Esquematación de la interacción entre morfología costera, ambientes costeros, ecosistemas costeros y los ciclos biogeoquímicos actuantes en las zonas costeras.

talaciones hidroeléctricas pueden ocasionar desbalances sedimentarios que también alteren la morfología litoral.

De igual forma, la creciente presión que ejerce el crecimiento poblacional en las zonas costeras, trae como consecuencia la pérdida de vegetación natural, los cambios de uso de suelo, la necesidad de mayores áreas para el cultivo de productos agrícolas y la cría de ganado, una mayor urbanización, incremento en la contaminación del aire (*e.g.* mayor cantidad de vehículos e industrias), del suelo (*e.g.* aumento en el uso de agroquímicos), del agua (*e.g.* aguas negras), en conjunto con un mayor volumen de residuos sólidos urbanos, basura (particularmente material de plástico) y desechos de origen natural (*e.g.* madera, follaje) o antropogénico (*e.g.* material de construcción, partes de autos), todo lo cual produce importantes desequilibrios en los ciclos biogeoquímicos naturales. A partir de información de la Comisión Nacio-

nal del Agua (CONAGUA, 2017), se puede establecer que de los 157 municipios que tienen frente litoral en el país, solamente 105 cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales. Adicionalmente, tal como se muestra en la figura 2, algunos estados tienen niveles de tratamiento de agua per capita del orden de solamente 10 l/hab/día.

Al modificarse la morfología costera y alterarse los ciclos biogeoquímicos naturales, la distribución de especies vegetales y animales, al igual que la diversidad biológica en su conjunto sufren cambios, que muchas veces exceden los umbrales de adaptación de los individuos o especies, lo que conlleva pérdidas irreparables de los recursos, funciones y servicios ambientales de los ecosistemas costeros. El análisis del comportamiento en la distribución espacial que presentan algunas especies caracterizadas como “centinelas” puede ser fundamental para entender la resiliencia y capacidad de respuesta de ecosistemas completos ante

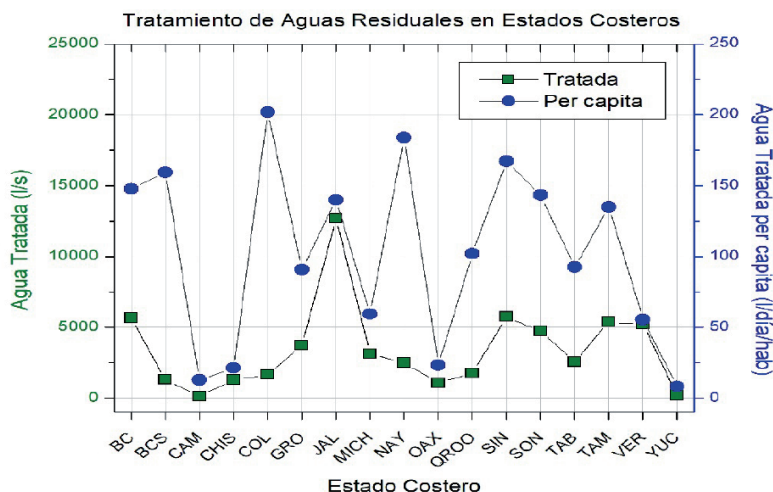


Figura 2. Tratamiento de aguas negras en los estados costeros (2016). Escala de la izquierda (verde) agua tratada total (l/s). Escala de la derecha (azul) agua tratada per capita (l/día/hab). Elaboración propia a partir de información de CONAGUA (2017).

forzamientos como los producidos por el cambio climático (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2014b; Yáñez-Arancibia y Day, 2015).

La estabilidad de la morfología costera, los cambios en los aportes de nutrientes, la presencia de sustancias tóxicas, los incrementos en los niveles de microorganismos, las modificaciones en la turbidez de la columna de agua de los ambientes costeros, la presencia de materiales que modifican la incidencia de luz solar, el incremento en los niveles de bióxido de carbono atmosférico

y las modificaciones en el pH marino son elementos que deben ser cuantificados y monitoreados de manera regular en las zonas costeras mexicanas. De acuerdo con Yáñez-Arancibia y Day (2015), un manejo exitoso de sistemas costeros complejos, basado en una aproximación ecosistémica, deberá considerar el continuo que generan las cuencas bajas de los ríos, los humedales, los deltas, las lagunas costeras, estuarios hasta la zona de difusión de la pluma estuarina en el océano.

Elementos y Problemas de Manejo

El territorio marino y costero mexicano es extremadamente rico, variado y complejo en términos de su geografía, diversidad biológica, climatología, disponibilidad de recursos, agentes de forzamiento, instrumentos de gestión y actividades humanas

(Rivera *et al.*, 2004, 2010; Ortiz-Pérez y de la Lanza-Espino, 2006; Fraga *et al.*, 2008; Lara-Lara *et al.*, 2008a,b; Córdova *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2014; Yáñez-Arancibia, 2015; Rosete *et al.*, 2016; Santander-Monsalvo *et al.*, 2018). Las contribuciones del

Dr. Yáñez-Arancibia al estudio de los ambientes marinos y costeros del país en particular y de Latinoamérica en general fueron amplias y variadas. Desde la perspectiva del manejo y la gestión es importante destacar cuando menos cuatro: a) el uso de una visión sistémica al estudio de los ecosistemas costeros; b) la definición como unidad de estudio de los complejos lagunares-estuarinos; c) el análisis de las respuestas de especies “insignia”, particularmente los manglares, ante los forzamientos del cambio climático y d) el impacto del cambio climático sobre los sistemas costeros y su atención como objeto de estudio, al considerarlo el mayor desafío ambiental de la sociedad contemporánea (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2013, 2014a,b; Day *et al.*, 2014).

En esta sección se retomarán elementos de estas cuatro líneas de investigación para establecer el estado actual y los requerimientos conceptuales para un manejo sustentable de las zonas costeras mexicanas, utilizando como referente de gestión la recientemente publicada (DOF, 30-11-2018) Política Nacional de Mares y Costas de México (PNMCM).

El tercer objetivo general de la PNMCM, establece: “*Asegurar que la estructura y función de los ecosistemas marino-costeros no sufran alteraciones irreversibles y en su caso se recupere su resiliencia y mantener, inducir o incrementar los bienes y servicios que prestan y su calidad paisajística*”, para lo cual se establecen 8 estrategias, dentro de las cuales cabe destacar: i) la elaboración de un inventario nacional costero, ii) la instrumentación de los ordenamientos ecológicos regionales y marinos, iii) la creación de un sistema nacional de monitoreo e in-

formación marina y costera, iv) promover la conservación y manejo de ecosistemas de manglar y v) promover la elaboración de ordenamientos ecológicos locales en municipios con frente litoral prioritarios.

Ante escenarios de recursos económicos limitados, la elaboración del inventario nacional costero, debería considerar como elemento de priorización de actuaciones la diferenciación geográfica del territorio en términos de subsistemas ambientales jerarquizados, establecidos en función de parámetros sociales, económicos y ambientales, particularmente a partir de rasgos morfológicos, de niveles de impacto y de funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos en su interior. Un inventario desde la parte alta de la cuenca hasta la zona de dilución de la pluma estuarina en zonas con muy alta y muy baja influencia antropogénica sería un inicio adecuado (lo alterado y lo pristino).

La instrumentación de los ordenamientos ecológicos regionales y marinos debería de prestar especial importancia a las acciones que se desarrollan o que potencialmente se pudieran desarrollar en los sistemas lagunares-estuarinos del país. En el caso de los ordenamientos locales en municipios con frente marino en los cuales existan playas de importancia turística, las acciones de manejo para su preservación deberían de ser prioritarias, al igual que la elaboración de atlas de riesgo y la evaluación de los niveles de vulnerabilidad ante el cambio climático.

La conservación y el manejo de ecosistemas de manglar, además de contribuir a preservar la morfología costera y proteger a la infraestructura humana adyacente ante fenómenos meteorológicos extremos, per-

mite mejorar la salud del ambiente costero y marino fomentando el adecuado funcionamiento de los ciclos naturales, la purificación de efluentes de aguas provenientes de zonas urbanas y el crecimiento de recursos pesqueros de importancia comercial o en general de especies de importancia ecológica. Sobre el particular, la aplicación de diferentes instrumentos normativos y regulatorios durante más de una década y la puesta en marcha de esquemas de restauración y gestión, ha detenido la pérdida del recurso y en muchos casos la restauración y recuperación de áreas importantes.

Una solicitud recurrente de la comunidad científica nacional es la necesidad de incentivar, estandarizar y ordenar los procesos de monitoreo de las zonas costeras del país. Es necesario realizar un gran esfuerzo de coordinación, generación de tecnología e inversión de recursos para contar con una

base de datos con amplia cobertura espacial, que opere de manera ininterrumpida por largos periodos de tiempo y que monitoree variables tanto ambientales como sociales en las zonas costeras y marinas como un requisito indispensable para lograr una adecuada gestión de estos importantes espacios territoriales. En este sentido es importante integrar diferentes dimensiones en los procesos de medición y análisis para contar con información de utilidad, entre las cuales se pueden mencionar: la parte terrestre con la marina; la parte social con la ambiental; las distintas aproximaciones disciplinarias; las diferentes escalas espaciales y temporales; las diferentes regionalizaciones y las distintas instituciones con intereses, atribuciones y facultades para la medición de las variables y procesos que ocurren en las zonas marinas y costeras.

A Manera de Conclusión

De acuerdo al Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2014), entre los cambios observados en el sistema climático, de capital importancia para las zonas costeras se encuentran: el calentamiento de las capas superficiales del océano (0-700 m); el incremento en las precipitaciones de las latitudes medias de las zonas continentales del hemisferio norte; un descenso del pH de las aguas superficiales del océano de 0.1 lo que corresponde a un aumento de su acidez del 26 % en relación a la era preindustrial; el aumento acelerado del nivel medio del mar con una tasa de incremen-

to superior a la observada en los últimos 2000 años y la ocurrencia de fenómenos climáticos extremos como ondas de calor, sequías, inundaciones, ciclones e incendios forestales.

Estas modificaciones (inducidas por el desarrollo humano) sobre el sistema climático mundial, en conjunto con las presiones asociadas al crecimiento poblacional, los insustentables patrones de consumo/producción, los esquemas inadecuados de movilidad y desarrollo urbano y las formas tradicionales de generación de energía, entre otros factores, incrementan de manera

directa e indirecta las presiones sobre los espacios, ambientes, recursos, funciones, ecosistemas y servicios costeros.

Si se quiere preservar en el mejor estado posible las áreas litorales, es necesario entender los procesos dinámicos que moldean las costas, los ciclos e interacciones que se dan entre sus distintos componentes, y buscar por todos los medios posibles y con la mayor información científica existente minimizar las modificaciones y alteraciones que produce la actividad humana sobre ellas.

El manejo de los ambientes costeros en México, se debe realizar desde una aproximación holística y con una visión sistémica. Se debe tener un profundo conocimiento de los procesos físicos, biológicos, químicos y geológicos subyacentes en todas las interacciones complejas que tienen lugar en estas preciadas regiones. Esta aproximación al estudio de los procesos que ocurren en los litorales, creo que es el mayor legado que nos ha dejado el Dr. Alejandro Yáñez-Arancibia a los estudiosos de las zonas costeras mundiales.

Literatura Citada

- CONAGUA. 2017. Inventario de plantas de tratamiento de aguas residuales. 2016. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). <https://agua.org.mx/biblioteca/catalogo-plantas-tratamiento-aguas-residuales-ptar-2016/>
- Córdova, A., F. Rosete, G. Enríquez y B. Hernández. 2009. Ordenamiento ecológico marino. Visión integrada de la regionalización. SEMARNAT-INE, México, D.F., 233 p.
- Davis, R.A. 1985. Coastal sedimentary environments. Springer-Verlag, New York, USA, 716 pp.
- Day, J. W., and A. Yáñez-Arancibia. 1982. Coastal lagoons and estuaries: Ecosystem approach. Ciencia Interamericana. *Ciencias del Mar*, OEA, 22(1-2):11-26.
- Day, J. W., R. R. Christian, D. M. Boesch, A. Yáñez-Arancibia, J. Morris, R. R. Twilley, L. Naylos, L. Schaffner y C. Stevenson .2008. Consequences of climate change on the ecogeomorphology of coastal wetlands. *Estuaries and Coasts*, 31: 477-491.
- Day, J. W., A. Yáñez-Arancibia y J. M. Rybczyk. 2011. Climate change – effects, causes, consequences: Physical, hydromorphological, ecophysiological, and biogeographical changes. Chapter 8/15, 24 pp. In: J. M. Kennish (Ed.), *Treatise on Estuarine Ecosystems*, Elsevier, The Netherlands.
- Day, J. W., R. R. Christian, D. M. Boesch, A. Yáñez-Arancibia, J. Morris, Robert R. Twilley, Larissa Naylor, L. Schaffner, y C. Stevenson. 2008. Consequences of Climate Change on the Ecogeomorphology of Coastal Wetlands. *Estuaries and Coasts* , 31(3): 477-91. doi:10.1007/s12237-008-9047-6.
- Day, J.W., M. Moershaecher, D. Pimentel, C. Hall, y A. Yáñez-Arancibia. 2014. Sustainability and place: How emerging mega-trends of the 21st century will affect humans and nature at the landscape level. *Ecological Engineering* 65:33-48.
- Fraga, J., G. Villalobos, S. Doyon y A. García. 2008. Descentralización y manejo ambiental. Gobernanza costera en México. CINVESTAV-IPN, Universidad Autónoma de Campeche, Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo, Plaza y Valdés, México, D.F., 365 p.

- García-Mendoza, E., S-I Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz, y E.J. Núñez-Vázquez. 2016. Florecimientos Algales Nocivos en México. CICESE, México, 438 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 p.
- Lara-Lara, J.R., J.A. Arreola, L.E. Calderón, V.F. Camacho, G. de la Lanza, A. Escofet, M.I. Espejel, M. Guzmán, L.B. Ladah, M. López, E.A. Meling, P. Moreno, H. Reyes, E. Ríos y J.A. Zertuche. 2008a. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales, en Capital natural de México, vol. I : Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México, pp. 109-134.
- Lara-Lara, J.R., V. Arenas, C. Bazán, V. Díaz, E. Escobar, M. García, G. Gaxiola, G. Robles, R. Sosa, L.A. Soto, M. Tapia y J.E. Valdez-Holguín. 2008b. Los ecosistemas marinos, en Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México, pp. 135-159.
- Merino-Ibarra, M., P.M. Valdespino, E. Monroy-Ríos y J. Ramírez-Zierold. 2014. Eutrofización, p. 281-289. En: M.C. Cervantes, A.M. Franco y M.C. Járez (Coord.), Geografía ambiental de México. UNAM-FFL, Distrito Federal, México. 450 p.
- Ortiz-Pérez, M.A. y G. de la Lanza-Espino. 2006. Diferenciación del espacio costero de México: Un inventario regional. Serie Textos Universitarios Núm. 3, Instituto de Geografía, UNAM, México, D.F., 138 p.
- Rivera, E., G. Villalobos, I. Azuz y F. Rosado. 2004. El Manejo Costero en México. EPOMEX-CETYS-UAQROO-SEMARNAT, Campeche, México, 654 p.
- Rivera-Arriaga, E., I. Azuz-Adeath, L. Gual y G.J. Villalobos. 2010. Cambio Climático en México: un enfoque costero y marino. Universidad Autónoma de Campeche, CETYS Universidad, Gobierno del Estado de Campeche, México, 944 p.
- Romañach, S.S., D.L. DeAngelis, H.L. Koh, Y. Li, S.Y. Teh, R.S.R. Barizan, y L. Zhai. 2018. Conservation and restoration of mangroves: Global status, perspectives, and prognosis. *Ocean & Coastal Management*, 154: 72-82.
- Rosete, F., B. Roldán, A. Sánchez e I. Espejel. 2016. Costas y mares de México. Manejo integrado con amor. SEMARNAT, Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable, Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Autónoma de Baja California, México, D.F., 118 p.
- Santander-Monsalvo, J., I. Espejel, y L. Ortiz-Lozano. 2018. Distribution, uses and anthropic pressures on reef ecosystems of Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 165:39-51.
- Silva, R., M.M. Villatoro, F.J. Ramos, D. Pedroza, M.A. Ortiz, E.G. Mendoza, M.A. Delgadillo, M.C. Escudero, A. Félix y A. Cid. 2014.. Caracterización de la zona costera y planeamiento de elementos para la elaboración de criterios de regulación y manejo sustentable. Universidad Autónoma de México y SEMARNAT, México, D.F., 118 p.
- Valderrama-Landeros L. H., M.T. Rodríguez-Zúñiga, C. Troche-Souza, S. Velázquez-Salazar, E. Villeda-Chávez, J.A. Alcántara-Maya, B. Vázquez-Balderas, M.I. Cruz-López, y R. Ressler, 2017. Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, 128 p.
- Woodroffe, C.D. 2002. Coasts. Form, process and evolution. Cambridge University Press, Edinburg, UK, 623 pp.
- Yáñez-Arancibia, A. 1987. Lagunas costeras y estuarios: Cronología, criterios y conceptos para una clasificación ecológica de sistemas

- costeros. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, Vol. XXXIX: 35-54.
- Yáñez-Arancibia, A. 2005. Middle America, coastal ecology and geomorphology, p. 639-645. In: M. L. Schwartz (Ed.), *The Encyclopedia of Coastal Sciences*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 1211 pp.
- Yáñez-Arancibia, A., J.W. Day, y E. Reyes. 2013. Understanding the Coastal Ecosystem-Based Management Approach in the Gulf of Mexico. *Journal of Coastal Research* SI(63):244-262.
- Yáñez-Arancibia, A., J.W. Day, R.R. Twilley y R.H. Day. 2014a. Manglares: ecosistema centinela frente al cambio climático, Golfo de México. *Madera y Bosques*, 20:39-75.
- Yáñez-Arancibia, A., J.W. Day, P. Sánchez-Gil, J.N. Day, R.R. Lane, D. Zárate-Lomelí, H. Alafita, J.L. Rojas-Galaviz, y J. Ramírez-Gordillo. 2014b. Ecosystem functioning: The basis for restoration and management of a tropical coastal lagoon, Pacific coast of Mexico. *Ecological Engineering* 65:88-100.
- Yáñez-Arancibia, A. 2015. Cambio Climático. Adaptación y mitigación hacia agendas Siglo XXI. AGT Editor, México, D.F., 254 pp.
- Yáñez-Arancibia, A., y J.W. Day. 2015. Mangroves: sentinel-ecosystems and climate change impacts in the gulf of Mexico, management implications, p. 165-180. En: A. Yáñez-Arancibia (Ed.), *Cambio Climático. Adaptación y mitigación hacia agendas Siglo XXI*. AGT Editor, México, D.F., 254 p.

Uso Potencial de las Anomalías Estandarizadas en la Interpretación de Fenómenos Oceanográficos Globales a Escalas Locales

Eduardo Santamaría-del-Ángel¹, María-Teresa Sebastia-Frasquet²,
Adriana González-Silvera¹, Jesús Aguilar-Maldonado¹,
Alfredo Mercado-Santana³ y Julio César Herrera-Carmona⁴

¹Facultad de Ciencias Marinas-Universidad Autónoma de Baja California, México

²Universitat Politècnica de València España

³Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, México

⁴Departamento de Biología, Universidad del Valle, Colombia.

Resumen

Para poder interpretar el efecto de distintos fenómenos oceanográficos globales (*e.g.*, El Niño) a escala local es esencial entender los posibles signos de estos fenómenos al cambiar de escala. Para lograr esto, es necesario establecer programas de monitoreo continuos de las variables que puedan ser más sensibles al fenómeno. Estos programas de monitoreo deben de generar series de tiempo lo suficientemente largas como para poder diferenciar las variaciones naturales (como la estacionalidad, la variabilidad entre años, décadas, etc.) de las de origen antropogénico. Esta variabilidad se puede explicar con el término general de “variabilidad climática”. Para esto se debe considerar que los cambios en los ambientes marinos son el resultado de escalas específicas de variabilidad (tanto espacial como temporal). Esto da como resultado que un evento a escala global sea atenuado o magnificado dependiendo de la variabilidad local que se presente en cada variable de interés. Considerando lo anterior, el objetivo de este capítulo es dar las bases para poder establecer cómo y cuándo el cambio de una variable puede ser considerado como un efecto del fenómeno

Santamaría-del-Ángel, E., M.T. Sebastia-Frasquet, A. Gonzalez-Silvera, J. Aguilar-Maldonado, A. Mercado-Santana, y J. C. Herrera-Carmona, 2019. Uso Potencial de las Anomalías Estandarizadas en la Interpretación de Fenómenos Oceanográficos Globales a Escalas Locales. p. 193-212. En: Rivera-Arriaga, E., P. Sánchez-Gil, y J. Gutiérrez (eds.). Tópicos de Agenda para la Sostenibilidad de Costas y Mares Mexicanos. Universidad Autónoma de Campeche. Red RICOVAR. 334 p. ISBN 978-607-8444-57-1. doi: 10.26359/epomex.0519

en cuestión. Para ello se define en primer lugar la magnitud necesaria de cambio, y en segundo se aborda la necesidad de generalizar este concepto a distintos lugares geográficos. Este capítulo trata de abordar estos dos puntos definiendo de una manera clara la línea base de la variable de interés y el estudio de las anomalías estandarizadas de ella. Se escoge como caso de estudio el efecto de los eventos fuertes de El Niño en tres localidades diferentes del Pacífico mexicano para ilustrar la aproximación metodológica propuesta

Palabras clave: Anomalías simples, estandarizadas, climáticas, Pacífico Mexicano, El Niño.

Abstract

To be able to read into the different effects of the global oceanographic phenomenon (per example, El Niño) in a local scale, it is essential to understand the possible signs of this in a global scale and then escalate them locally. To achieve this, it is necessary to establish persistent monitoring programs of the variables that could be more sensitive. These monitoring programs must generate time sequences long enough to be able to differentiate the natural variations (like the seasons, the variability between years, decades, etc.) from the ones of anthropogenic origin. This variability can be explained using the term of “climatic variability”. Considering the following, we must remember that the majority of marine ambient are a result of specific variability scales (such as space or temporal), what will result that an event with this global scale could be weakened or magnified depending of the local variability that is presented in each variable of interest. Taking that in account, the objective of this chapter is to give a baseline that will allow establishing how and when the change of a variable can be considered as an effect of the phenomenon in question. For this, we defined the magnitude needed for that change and then the need to generalize this concept in distinct geographic places is approached. This chapter will try to tackle these two objectives defining in a clear way the baseline of the variable of interest and the study of the standardized anomalies of each one. A study case was selected to evaluate the effect of the strong events of El Niño in three different locations on the Mexican Pacific to illustrate the proposal of this methodological approach.

Keywords: simple anomalies, standardized, climatic, Mexican Pacific. El Niño.

Introducción

En la actualidad es común encontrar publicaciones que aborden el efecto de un determinado fenómeno (generalmente geofísico) sobre una o más variables de interés. Por lo general, el efecto puede ser descrito como incrementos o decrementos de la/s variable/s estudiada/s. Dentro de estos fenómenos en el océano, podemos mencionar El Niño (Trenberth, 1997; 2013; Dong *et al.*, 2006; Wolter y Timlin, 2011), La Mancha (o Mancha Cálida) (Peterson *et al.*, 2015; Bond *et al.*, 2015; Whitney,

2015; Lee *et al.*, 2015), la acidificación del océano (Gattuso y Hansson, 2011; Pörtner, 2008), o las surgencias (DiLorenzo, 2015). En cuanto a El Niño, este se caracteriza por: anomalías positivas de la temperatura superficial del mar (SST por sus siglas en inglés); debilitamiento de los vientos a lo largo del ecuador geográfico, profundización de la termoclina (Fedorov y Philander, 2000; Trenberth, 2013) y un incremento del nivel del mar (Dong *et al.*, 2006; Wolter y Timlin, 2011); que derivan en un de-

cremento de la concentración de nutrientes (Dong *et al.*, 2006; Wolter y Timlin, 2011) y de la concentración de la biomasa fitoplanctónica que se ve reflejado en toda la cadena trófica (Gierach *et al.*, 2012; Cai *et al.*, 2015; Brainard *et al.*, 2018).

Sin embargo, debemos considerar dos puntos clave para ser capaces de definir cuando un cambio en la variable de estudio puede considerarse como efecto de forma inequívoca. El primer punto se centra en la magnitud del cambio necesario para poder aseverar que sí hay un efecto del fenómeno. El segundo punto se centra en la generalización del concepto, es decir, si la misma definición del fenómeno es válida en lugares geográficos distintos. Por ejemplo, El Niño puede ser declarado cuando se produce un incremento de 0.5°C en el Pacífico ecuatorial durante tres meses consecutivos (Lankin y Harrison, 2005). Sin embargo, ¿podríamos decir que el incremento de 0.5°C en la bahía de Todos los Santos (Ensenada, México) a 32° latitud Norte, va a ser signo del mismo fenómeno? Ambos puntos están íntimamente ligados a dos conceptos que describen la variabilidad local. El primer concepto es el denominado Línea Base (LB) que se puede definir como el valor medio sobre el cual pueden suceder fluctuaciones dentro de un intervalo que contenga la mayoría de los casos observados (Jiang *et al.*, 2002; Santamaría-del-Angel *et al.*, 2015a y b), dando así una cierta bondad de fluctuación para la variable que estamos estudiando.

Si contamos con una serie de tiempo de nuestra variable, podríamos proponer que esta LB es el valor medio de los datos (\bar{X}) (ec.1).

$$\bar{X} = \sum_i^n x_i / n \quad (ec. 1)$$

Donde x_i es cada una de las observaciones de la serie de tiempo y n es el número de observaciones totales de la serie.

De la misma manera la bondad de la fluctuación natural la podemos describir por la variabilidad de los datos que podría ser representada por la varianza de los datos (SD^2) (ec. 2) donde se usan los mismos descriptores que en la ec 1.

$$SD^2 = \frac{\sum(x_i - \bar{X})^2}{n-1} \quad (ec. 2)$$

Sin embargo, este parámetro se encuentra en unidades al cuadrado, por lo que para hacerlo más usable se transforma en Desviación Estándar (SD) (ec. 3), la cual ya se presenta en las unidades de nuestra variable.

$$SD = \sqrt{\frac{\sum(x_i - \bar{X})^2}{n-1}} \quad (ec. 3)$$

Retomando el primer punto, cuál es la magnitud del cambio necesaria para poder aseverar que sí hay un efecto del fenómeno. Los trabajos de Findell y Delworth (2009), Kintisch (2015), Bost *et al.* (2015), Cavole *et al.* (2016), Di Lorenzo y Mantua (2016), Mkrtchyan y Varotsos (2018) y Gan *et al.* (2018) usan el cálculo de *Anomalías_{simples}* (ec. 4).

Según el cálculo de las *Anomalías_{simples}*, la LB se puede interpretar como la frontera sobre la cual si un valor está por encima de ella es descrito como una anomalía positiva (o incremento), mientras que si un

$$Anomalías_{simples_i} = x_i - \bar{X} \quad (ec. 4)$$

valor está por debajo indica una anomalía negativa (o decremento).

Existe otra versión de las *Anomalías_{simples}* donde el valor medio de los datos es sustituido por las 12 medias mensuales que constituyen la climatología de la variable, las *Anomalías_{climatológicas}* (ver la sección “Caso de estudio”), las cuales se definen como la distancia que hay de una observación al promedio climatológico correspondiente.

Tanto las anomalías simples como las anomalías climatológicas se definen a nivel local. Su definición, es válida únicamente para el lugar del que se dispone de la serie de datos usada para definirla. Si tomamos los criterios expuestos por Santamaría-del-Ángel *et al.*, (2015b), podemos decir que la variabilidad de una variable, no es constante ni uniforme en el ecosistema, sino que presenta variabilidades espacio temporales naturales y propias. Una variable puede tener diferente LB y diferente variabilidad de un lugar a otro. No es lo mismo una *Anomalía_{simples}* de 1 °C en Huatulco (Oaxaca, México) que en Ensenada (Baja California, México) o Cartagena (Colombia). La energía necesaria para que el sistema incremente 1 °C por encima de la media (LB) no es la misma en estos lugares.

Entender la variabilidad espacio-temporal de una variable es importante para poder entender su papel en el medio. Cada variable tiene una variabilidad regular la cual es producto de la variabilidad a medio y corto periodo (como ciclos de mareas o estacionalidad). Son los valores que se salen

de esa regularidad los que deben de ser considerados una anomalía. Para detectarlos se define el concepto de *Anomalía_{estandarizada}*.

Según los criterios expuestos por Santamaría-del-Ángel *et al.* (2011a y b), cualquier transformación de una variable debe ser fácilmente interpretada en el contexto biológico, químico, físico o geológico (según sea el campo de investigación) y, además, debe respetar la distribución original de los datos. Así, por ejemplo, las transformaciones logarítmicas, ya sean neperiana o en otra base, no son fáciles de interpretar y corrompen la distribución original de los datos, de modo que no son adecuadas cuando lo que más nos interesa es la variabilidad de la variable misma. El concepto de *Anomalía_{estandarizada}* se basa principalmente en una tipificación o transformación de los datos (ec. 5). Esta transformación cumple con los requisitos mencionados.

$$Z_i = \frac{(x_i - \bar{X})}{SD_X} \quad (ec. 5)$$

Donde x_i es cada uno de los datos de la variable, mientras \bar{X} que es el promedio y SD_X es la desviación estándar. Esta transformación es fácilmente interpretada como la distancia estadística de un dato dado al promedio de la variable, expresada en desviaciones estándar.

El concepto de *Anomalía_{estandarizada}* es muy usado en oceanografía física (Russell *et al.*, 2015; Yeh *et al.*, 2009). Su interpretación es que si Z_i es negativo el valor de x_i está por

debajo del promedio (anomalías negativas), mientras que si es positivo está por encima del promedio (anomalías positivas). Estas anomalías son más fuertes cuanto mayor sea el valor numérico de Z_i , mientras que si su valor es más pequeño quiere decir que el dato está más cerca del promedio. Así pues, el valor cero quiere decir que el dato tiene el mismo valor que el promedio ($x_i = \bar{x}$). De la misma manera valores $Z_i = 1$ indican que el dato está a una SD del \bar{X} (si es positiva indica una SD por arriba del \bar{X} si es negativa indica que está a una SD por debajo de \bar{X}). (Santamaría-del-Angel *et al.*, 2015b).

Otra ventaja de esta transformación es la derivada de la aproximación de control de calidad denominada 6 *Sigma* (6σ) descrita en Brook (2017) y Aanbari y Young (2018), donde se define que valores que estén a más de 3 desviaciones estándar o a menos de 3 desviaciones estándar (con $Z > 3$ o < -3) representarán valores de alto ruido.

Debido a estas ventajas el programa *Ocean Carbon & Biogeochemistry* (<https://www.us-ocb.org/>) recomienda el uso de las *Anomalía estandarizada*. Un resumen sobre las bondades de usar dichas anomalías en este tipo de programas las mencionan Russell *et al.* (2015) y Barton *et al.* (2016), quienes a las mencionadas anteriormente añaden que son la mejor forma de comparar la variabi-

lidad de cada variable en diferentes localidades, lo que permite ponderar y reducir la incertidumbre en los datos usados en modelos climáticos en áreas muy grandes, por ejemplo en comparaciones de grandes ecosistemas (*e.g.* Golfo de California y el Golfo de México). La reducción de la incertidumbre climática local de los datos, puede derivar en una verdadera comprensión de la variabilidad de los diferentes Servicios Ecosistémicos (SE) locales (representados por variables). Esto permite obtener una buena propuesta de regulación de los mismos, basada en la susceptibilidad al cambio espacio-temporal de dichos SE (Santamaría-del-Angel *et al.*, 2015a).

El uso de las *Anomalía estandarizada*, puede facilitar la aplicación de técnicas multivariadas para identificar biorregiones (Santamaría-del-Angel *et al.*, 2011b) o para la construcción de índices que puedan detectar el estado de salud o de alteración del ecosistema, facilitando así las comparaciones entre regiones/áreas/estaciones (*e.g.* florecimientos fitoplanctónicos Santamaría-del-Angel *et al.*, 2015b). Esto es posible gracias a que la estandarización de variables con distintas unidades (*e.g.* SST y clorofila *a*), convierte los datos a distancias de cada uno de ellos con el promedio expresadas en desviaciones estándar.

Caso de Estudio: el Efecto de El Niño

Uno de los primeros ejemplos de los índices basados en *Anomalía estandarizada*, que puede ser usado para representar diferentes escenarios (El Niño, y No-El Niño) lo constituye el Índice de Oscilación del Sur

(Southern Oscillation Index-SOI). Este índice dispone de una larga serie de tiempo (de 1876 a la fecha) que puede ser consultada en <http://www.bom.gov.au/climate/current/soihtm1.shtml>. Basándose en

Troup (1965) el SOI puede ser expresado como (ec. 6).

Donde, la anomalía de presión barométrica de Tahití se compone de $(\bar{X}_{mensPBTahiti})$ que es la media mensual de la presión barométrica de Tahití; y $(\bar{X}_{largotermPBTahiti})$ que es la media de largo término de la presión barométrica de Tahití (derivada en el periodo base de 1887 a 1989). De la misma manera la anomalía de presión barométrica de Darwin se compone de $(\bar{X}_{mensPBDarwin})$ que es la media mensual de la presión barométrica de Darwin, y de $(\bar{X}_{largotermPBDarwin})$ que es la media de largo término de la presión barométrica de Darwin (derivada en el periodo base de 1887 a 1989).

La diferencia entre ambas anomalías de la presión barométrica de Tahití y de Darwin es dividida entre la desviación estándar de las diferencias $(SD_{Diferenciasperiodobase})$ (derivadas en el periodo base de 1933 a 1992 exclusivamente <http://www.bom.gov.au/climate/current/soihtm1.shtml>).

Valores de el SOI_{Troup} menores de -7 indican eventos El Niño, donde el océano Pacífico central y el Pacífico americano presentan un calentamiento general (BOM, 2018).

Es de hacer notar que si al SOI_{Troup} (ec. 6) lo transformamos en base a Z (ec. 5) obtendremos un $SOI_{Estandarizado}$ (ec. 7).

Con base en este $SOI_{Estandarizado\ mensual}$ (ec. 7) podemos calcular un $SOI_{Estandarizado\ anual}$ promediando todos los meses del año, sin embargo, para volver a re-ubicar en una estandarización Z con media cero tendremos que a estos nuevos promedios anuales volver a aplicar la ec. 5 re-estandarizando estos datos. Si quisiéramos calcular en otros periodos de tiempo por ejemplo quinquenios o décadas deberemos de volver aplicar una estandarización basada en la ec. 5 a cada nueva construcción de bloques temporales. Este concepto fue ya aplicado con muy buenos resultados por Herrera *et al.* (2019) en un estudio sobre los efectos de eventos El Niño fuertes en la ensenada de Panamá y Pacífico oriental tropical.

Este tipo de índices han tomado gran relevancia en los últimos tiempos. Para este subcapítulo se calculó el $SOI_{Estandarizado}$ (ec. 7) derivado del SOI_{Troup} (ec. 6) el cual fue tomado de <http://www.bom.gov.au/climate/current/soihtm1.shtml> desde enero de 1876 hasta agosto del 2018.

Con una media mensual de 0.0937 y una desviación estándar de 10.4769 calculada con los 1 712 meses desde enero 1876 a agosto de 2018, el valor de $SOI_{Troup} = -7$ correspondería a un $SOI_{Estandarizado} = -0.677081$.

$$SOI_{Troup} = 10 * \left(\frac{(\bar{X}_{mensPBTahiti} - \bar{X}_{largotermPBTahiti}) - (\bar{X}_{mensPBDarwin} - \bar{X}_{largotermPBDarwin})}{SD_{Diferenciasperiodobase}} \right) \quad (ec. 6)$$

$$SOI_{Estandarizado\ mensual} = \frac{(SOI_{Troup\ Mensual} - \bar{X}_{SOI_{Troup\ 1887\ a\ la\ fecha}})}{SD_{SOI_{Troup\ 1887\ a\ la\ fecha}}} \quad (ec. 7)$$

Como queremos tipificar eventos El Niño fuertes, usaremos valores $SOI_{Estandarizado}$ a ≤ -1.64 , el cual fue determinado al incluir una esperanza estadística del 95% de confianza a una distribución Z (ver la ec. 5). Estos eventos El Niño fuertes fueron detectados en la serie en 1888, 1896, 1905, 1940-1941, 1982-1983, 1987, 1992, 1997 y finales del 2015 principio del 2016.

Se escogieron tres estaciones a lo largo del Pacífico mexicano (figura 1a): a) Estación Antares Ensenada Baja California (www.antares.ws), -116.95 W y 31.75 N; b) Colima -104.5 W 18.5 N; c) Guerrero -100 W 15 N. Para cada una de estas estaciones se generó la serie de tiempo de la temperatura superficial del mar (SST) desde septiembre de 1981 a agosto de 2018, derivada de las observaciones multisensor en compuestas mensuales a 4 km de pixel, los sensores utilizados fueron: *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR) de septiembre 1981 a diciembre 2009 (algoritmo Pathfinder 5.2); *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* - MODIS Terra de febrero 2000 a agosto 2018 (MODIST_V2014.0); *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* - MODIS Aqua de julio 2002 a agosto

2018 (MODISA_V2014.0) y *Visible and Infrared Imager/Radiometer Suite* (VIIRS) Suomi-NPP desde enero 2012 a agosto de 2018 (VIIRS_V2016.0). En todos los casos se siguieron los criterios expuestos por Kahru *et al.* (2012 y 2015). Solamente se consideraron las temperaturas de día y a 11 μm (a excepción del AVHRR que solo especifica capa superficial).

Las series de tiempo de la SST (figura 1b), muestran que Ensenada es la estación más fría y con mayor variabilidad (promedio 17.75°C; SD 2.15°C; mínimo 13.9°C y máximo 23.53°C). Colima (promedio 28.07°C; SD 1.63°C; mínimo 24.28°C y máximo 31.53°C) y Guerrero (promedio 29.34°C; SD 0.73°C; mínimo 27.22°C y máximo 31.35°C) fueron las más cálidas, siendo Guerrero la que presenta la menor variabilidad de la serie.

De estas series de tiempo mensuales se calcularon las *Anomalías climatológicas* (ec. 8).

Estas *Anomalías climatológicas*, las cuales se definen como las distancias que hay de una observación al promedio climatológico correspondiente, son otro tipo de *Anomalías simples*, pero que a diferencia de estas, filtran la estacionalidad, es decir, filtran la señal

$$Anomalía_{climatologica} = (Valor\ mensual_i - Climatologia) \quad (ec. 8)$$

donde:

$$Climatologia = \begin{pmatrix} \bar{X}_{\text{todos los Eneiros de la serie de tiempo}} \\ \vdots \\ \bar{X}_{\text{todos los Agostos de la serie de tiempo}} \\ \bar{X}_{\text{todos los Septiembre de la serie de tiempo}} \\ \vdots \\ \bar{X}_{\text{todos los Diciembres de la serie de tiempo}} \end{pmatrix} \quad (ec. 9)$$

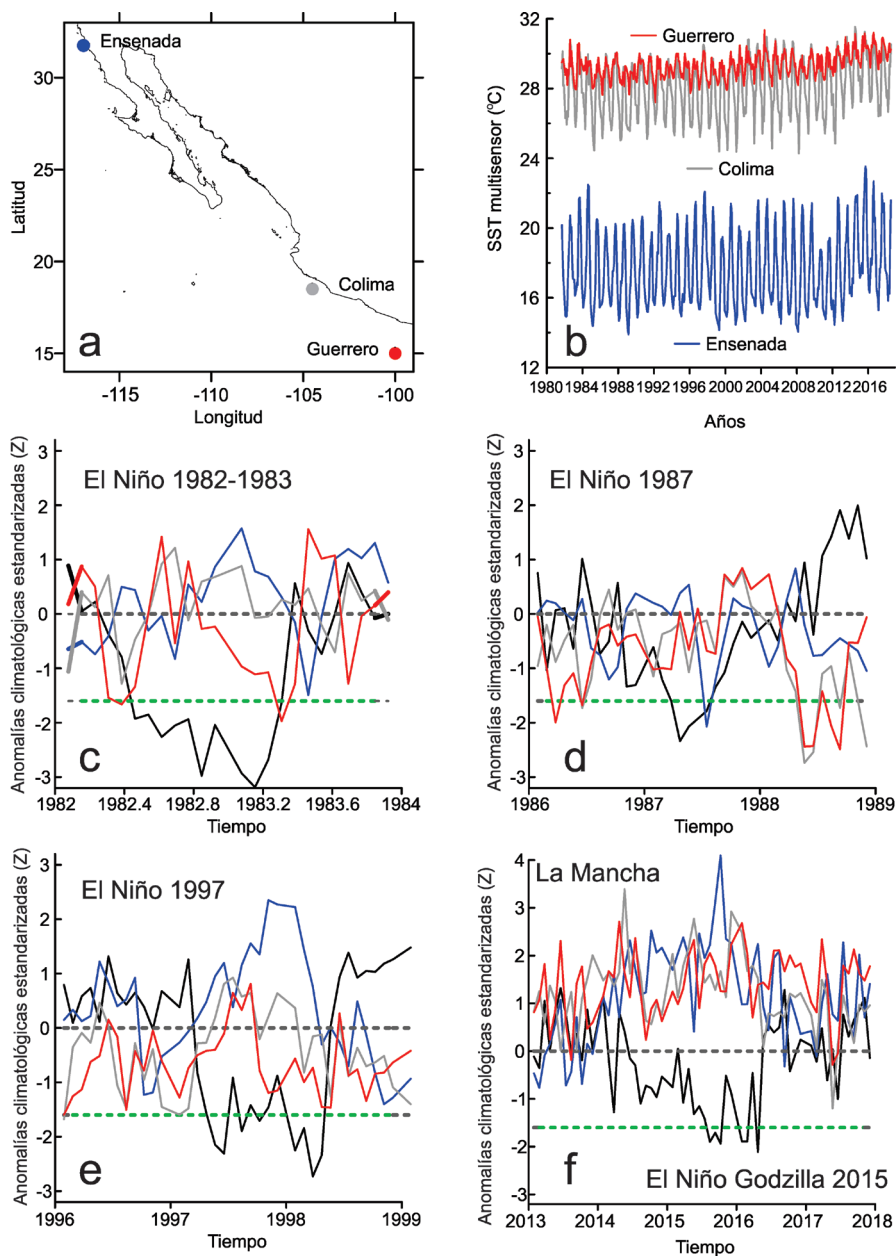


Figura 1. a) Posición geográfica de las estaciones Ensenada (azul), Colima (gris) y Guerrero (rojo); b) Series de tiempo de las sst multisensor para las tres estaciones: Ensenada (azul), Colima (gris) y Guerrero (rojo); c) Evento fuerte El Niño 1982-1983, Anomalías climáticas estandarizadas de ls SST multisensor (Ensenada, azul; Colima, gris y Guerrero, rojo) y del SOI estandarizado (negro). El límite para declarar un Niño Fuerte -1.6 (línea verde punteada) y el promedio estandarizado cero (línea gris punteada); d) Evento El Niño 1987 igual código de colores; e) Evento El Niño 1997 igual código de colores; f) Evento El Niño Godzilla y la mancha mismo código de colores.

fuerte de invierno y verano, dejando solo si ese mes fue más o menos caliente que los meses similares de la serie. Estas *Anomalías climatólogicas* pueden ser estandarizadas usando la ec. 5. A las series de tiempo de la SST de las estaciones se les eliminó la estacionalidad calculando las *Anomalías climatólogicas estandarizadas* (con las ec. 9, 8 y 5 en ese orden).

De los eventos fuertes El Niño que fueron detectados, solamente 1982-1983, 1987, 1992, 1997 y finales del 2015 principio del 2016 coinciden con la serie de SST generada. En este caso de estudio ejemplificaremos estos eventos a excepción del evento 1992.

Analizando el $SOI_{\text{Estandarizado}}$ (figuras 1c, d, e y f), el evento El Niño más fuerte fue el de 1982-1983 donde el área bajo la curva delimitada por debajo del valor índice de -1.64 fue mayor y sin interrupciones en comparación a los otros eventos descritos (figuras 1c a 1f). Este evento se mantuvo en categoría fuerte, por 11 meses iniciando en junio 1982 hasta abril de 1983. El $SOI_{\text{Estandarizado}}$ en esas fechas presentó un decaimiento sostenido hasta febrero de 1983 donde presentó su valor más bajo de -3.187. Integrando los valores del $SOI_{\text{Estandarizado}}$, en el periodo arriba mencionado nos da un valor de -7.879 desviaciones estándar. El Niño 1987 mantuvo la clasificación de El Niño fuerte solo por 4 meses, de marzo a agosto del 1987. El $SOI_{\text{Estandarizado}}$ presentó un valor mínimo (-2.33) en abril. Estos descriptores se vieron reflejados en la integración los valores del $SOI_{\text{Estandarizado}}$, el cual fue solo de apenas de -1.72. Analizando los otros eventos obtenemos que: El Niño 1997, duró 12 meses desde mayo de 1997 a abril de 1998, sin embargo, en los meses de

julio, septiembre, noviembre y diciembre de 1997 el evento se debilitó al presentar valores mayores a -1.64. Este evento fue la combinación de tres pulsos que llegaron a valores de -2.3 (junio 1997), -1.89 (octubre 1997) y -2.72 (marzo 1998). La integración de estos tres pulsos dio un valor de -4.42. El Niño Godzilla del 2015 (más adelante se explicará por qué el nombre) se manifestó desde agosto del 2015 a abril del 2016 (9 meses). Al igual que El Niño de 1997 este evento fue la combinación de tres eventos fuertes, presentando debilitamiento de El Niño en noviembre-diciembre 2015 y marzo de 2016. Los valores integrados de los eventos fuertes dieron un valor de -1.831.

Las *Anomalías climatólogicas estandarizadas* de la SST asociadas a estos eventos se describen en la tabla 1.

De los cuatro eventos fuertes de El Niño, basados en el $SOI_{\text{Estandarizado}}$, el evento de 1982-1983 (figura 1c) fue el más fuerte, uno de los más largos, y sin interrupciones (debilitamientos del evento subiendo los valores a mayores de -1.6). Esto se ve reflejado en que las *Anomalías climatólogicas estandarizadas* de las SST presentaron valores más altos, incluso podemos decir que este evento se reflejó en la elevación de 1.45°C sobre la climatología para Ensenada, 0.952°C para Colima y 0.824°C para Guerrero.

El Niño 97 (figura 1e) aun que se caracterizó por tres debilitamientos del evento fuerte y por lo tanto el evento no fue sostenido, este teniendo una duración similar al del 82-83, se vio reflejado de una manera más fuerte que el Niño 82-83 en Ensenada (2.17°C por arriba de la climatología) pero en el Pacífico tropical mexicano no fue ma-

Tabla 1. Características de los eventos clasificados como fuertes de El Niño para las estaciones de Ensenada, Colima y Guerrero (océano Pacífico, México).

| Evento El Niño Fuerte | Estación | Valor integrado de las anomalías climatológicas estandarizadas | Meses en anomalía positiva | Valores máximos en anomalías climáticas | | Duración del evento según ZSOI | Valor mínimo del ZSO | Figura |
|-----------------------|----------|----------------------------------------------------------------|----------------------------|-----------------------------------------|---------|--------------------------------|----------------------|--------|
| | | | | ZSST (SD) | SST(°C) | | | |
| 1982-1983 | Ensenada | 4.98 | 7 | 1.57 | 1.45 | 11 meses | -3.187 | 1c |
| | Colima | 4.17 | 5 | 1.22 | 0.952 | | | |
| | Guerrero | 1.86 | 3 | 1.42 | 0.824 | | | |
| 1987 | Ensenada | 0.919 | 2 | 0.53 | 0.489 | 4 meses | -2.33 | 1d |
| | Colima | 1.97 | 3 | 1.24 | 0.968 | | | |
| | Guerrero | 0.13 | 2 | 0.09 | 0.052 | | | |
| 1997 | Ensenada | 15.63 | 11 | 2.35 | 2.170 | 12 meses | -2.3 | 1e |
| | Colima | 4.36 | 8 | 0.936 | 0.730 | | | |
| | Guerrero | 1.78 | 3 | 0.811 | 0.470 | | | |
| Godzilla soi+Mancha | Ensenada | 20.02 | 9 | 4.1 | 3.786 | 9 meses | -1.831 | 1f |
| | Colima | 16.07 | 9 | 2.93 | 2.288 | | | |
| | Guerrero | 15.04 | 9 | 2.68 | 1.556 | | | |

yor que el de 82-83 (0.73 y 0.47 °C por arriba de la climatología en Colima y en Guerrero), lo anterior posiblemente porque estas estaciones al estar más cercanas al Ecuador, fueron sensibles a los eventos de debilitamiento que presentó este fenómeno, en estas fechas. De los eventos de El Niño fuertes reportados en este trabajo, el Niño 87 fue el que menor efecto tuvo.

Popularmente existe la creencia de que El Niño se ve reflejado en una *Anomalia simple* de 1 °C (Poveda y Rojas, 1997; Gang *et al.*, 2002; Pabón y Torres, 2006; Wu *et al.*, 2009; Mantilla *et al.*, 2009; Lavado-Casimiro *et al.*, 2013, Kelmo *et al.*, 2013, entre otros) aunque el valor fue 0.5°C en el Pacífico ecuatorial (Larkin y Harrison, 2005). Esta generalización puede causar muchas exageraciones sobre el efecto de este tipo de fenómenos en variables como la tempe-

ratura local. Al principio de este capítulo, mencionábamos la generalización del concepto, es decir, si sabemos que por ejemplo, El Niño puede ser declarado como el incremento de 0.5 °C en la región alrededor del Pacífico ecuatorial, ¿podría considerarse el incremento de este mismo grado en la Bahía de Todos los Santos en Ensenada (a 32° latitud norte) un signo del mismo fenómeno? Con los resultados presentados en la figura 1(c-f) podemos confirmar que la respuesta es no. No podemos generalizar. Cada lugar cuenta con una variabilidad propia y la plasticidad de cada ecosistema es diferente. Mientras más caliente es el lugar, más energía se requiere para que se vea reflejado el fenómeno en un cambio de 0.5-1 °C. Aparentemente en lugares más fríos esta respuesta es más notoria llegando a más de 2 desviaciones estándar, que en

cada lugar pueden representar diferentes grados de incrementos. En este punto es de vital importancia saber la variabilidad local de la temperatura, para así poder entender el efecto local de este fenómeno en escala continental o global.

Desde 1997 hasta el 2015 no se reportó ningún evento El Niño fuerte, y si muchos débiles, incluso falsos positivos basados en el índice ONI de la NOAA de la región 3-4 (Trendberth, 2013). A finales del 2013 principio del 2014, en diciembre-enero en Ensenada (México), se presentaron temperaturas ambientales de hasta 27 °C, cuando comúnmente la temperatura máxima en esas fechas es de 8 a 9 °C (Gómez-Valdez, 1983; Filonov *et al.*, 2014). Este calentamiento anómalo fue denominado como la Mancha (Kintisch, 2015; Gentenmann *et al.*, 2017) o a últimas fechas como la Mancha Cálida (Kintisch, 2015; Bond *et al.*, 2015; Whitney, 2015). Ambas denominaciones describen el mismo fenómeno, el cual se originó por la localización de centros de alta presión en las aleutianas, provocando albercas cálidas en esa zona. Las albercas cálidas se detectaron en Alaska (EUA), Canadá, y llegaron hasta México (Hall *et al.*, 2015; Di Lorenzo y Mantua, 2016; Sánchez-Velasco *et al.*, 2017). Los primeros en advertir este calentamiento del mar fueron los acuicultores de Oregón quienes se dedican al cultivo de ostión, y los pescadores de salmón de la misma área. Estos pedían que la NOAA declarara El Niño, pero el índice SOI estaba en fase positiva. Esto fue la primera noticia de que no solo El Niño puede ocasionar anomalías positivas de la temperatura del mar en el Pacífico. Las investigaciones hasta el día de hoy solo

han especulado que podría deberse a una variabilidad de un periodo superior a las documentadas. Lo anterior provocó la desviación hacia la costa este del chorro polar (polar jet en inglés) que comúnmente recorre desde el polo por toda la costa del Pacífico. Esto provocó bajas temperaturas en la costa este, y se batieron los récords de la mayor tormenta de nieve en muchos años (Cohen *et al.*, 2015; Chávez *et al.*, 2017). La desviación del chorro polar acarrió la ausencia de humedad que provocó muchos incendios en la zona montañosa del litoral Pacífico (Williams *et al.*, 2013; Westerling, 2016; Wanders *et al.*, 2017; Yang *et al.*, 2018).

Desde 2013 el Pacífico mexicano presentó *Anomalías*^{climatológicas estandarizadas} de SST por arriba de una y dos desviaciones estándar. Estas anomalías se fueron incrementando poco a poco hasta mediados del 2015. Durante ese periodo el *SOI*^{Estandarizado} no llegó al valor de -1.64 por lo que aún no había eventos El Niño Fuertes (figura 1f). Fue en agosto del 2015, cuando se declaró El Niño fuerte el cual traería sus propias anomalías positivas sobre la temperatura del mar. El efecto de La Mancha, fusionado a El Niño fuerte se reflejó en la elevación de 3.786, 2.288 y 1.550°C sobre la climatología para Ensenada, Colima y Guerrero respectivamente (tabla 1). Por este tipo de efectos sobre la temperatura del mar es que el evento fue denominado como El Niño Godzilla.

Es de hacer notar que El Niño 2015 no duró muy poco (9 meses) ni el *SOI*^{Estandarizado} fue de los mayores (solo de -1.183), pero el efecto previo de la Mancha magnificó los valores por arriba de la climatología. Hay que recordar que el huracán Patricia

en agosto del 2015 se salió de la escala de huracanes y se pronosticaban eventos catastróficos cuando tocara tierra, sin embargo, cuando pasó eso en la costa de Jalisco, Patricia ya no tuvo las aguas calientes que potenciaron su fuerza, y se degradó rápidamente, convirtiéndose en tormenta tropical de muy corta duración. Aunque hay varios trabajos que han analizado este evento

(Sanchez-Velasco *et al.*, 2017; Wanders *et al.*, 2017; Coria-Monter *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2018; Tu *et al.*, 2018 entre otros), aun no se ha entendido el efecto a meso y macro escala en la oceanografía costera del Pacífico mexicano. Es más, es algo incierto el límite más al sur donde se vio reflejada el evento de La Mancha.

Avances en el Tema y Próximos Pasos

En el caso de estudio presentado en este capítulo, la transformación a *Anomalías Estandarizadas*, usando la transformación Z , estandariza los datos a la distancia que hay de los datos al valor medio expresados en desviaciones estándar. Esta característica nos permite en primer lugar comparar ya sea gráficamente o matemáticamente dos o más variables. Gráficamente podríamos representar proporcionalmente varias variables usando un solo eje. De la misma manera permite comparar el comportamiento de la misma variable en diferentes lugares donde esta tenga variabilidades diferentes (figura 1b). Es decir, la transformación nos permite distinguir la anomalía de una variable respecto de la climatología local de esta variable, permitiendo comparar lugares con distintas climatologías.

Las *Anomalías Estandarizadas*, no solamente pueden ser usadas temporalmente, si no que se pueden calcular espacialmente (e.g. Santamaria-del-Ángel *et al.*, 2011b; Callejas-Jiménez *et al.*, 2012; Santamaria-del-Ángel *et al.*, 2015b; Aguilar-Maldonado *et al.*, 2018a, b). La idea es unir en la primer función empírica ortogonal es-

tandarizada (SEOF1) (Santamaria-del-Ángel *et al.*, 2011b) varias variables de diferente naturaleza, con lo cual, si cada pixel está geolocalizado esto nos permitirá determinar regiones dinámicas desde escalas temporales diarias usando datos de sensores remotos.

En general, las isolíneas de los valores de la SEOF1 se relacionan con las combinaciones de las anomalías estandarizadas. El valor cero (0) indica que las variables combinadas con la SEOF, están operando en sus valores promedios. Esta isolínea es la que delimita los contrastes más marcados. En trabajos que han usado este tipo de aproximaciones, basadas en SST y clorofila a (Chl a), en áreas con un fuerte gradiente en ambas variables (González-Silvera *et al.*, 2006; Flores-de-Santiago *et al.*, 2007) encuentran que esta isolínea delimitaba áreas con baja temperatura (anomalías espaciales negativas) y alta concentración de Chl a (anomalías espaciales positivas). En los dos casos anteriores, se debe a que la asociación, entre la Chl a y la SST es inversa. Santamaria-del-Ángel *et al.* (2011b) y Callejas-Jiménez *et al.* (2012), proponer

la asociación entre nLw412 y nLw488 (o nLw490). Al igual que en los casos anteriores, la isolínea de cero del SEOF1 divide áreas con anomalías estandarizadas espaciales positivas de las dos variables usadas, de las zonas donde se presentan las anomalías estandarizadas negativas.

Cabe señalar que si realizamos un cambio de escala ya sea temporal (pasamos de meses a años) o espacial (de 1 km a 4 km) de una base de datos estandarizada con Z, tendremos que volver a aplicar la estandarización para volver a centrar la media en valor cero

La transformación nos da un punto de partida muy importante, ya que si contamos con una serie de tiempo (sin importar su longitud) podríamos establecer la media o LB. Son muchos los estudios que hacen el reclamo de que se debe poder determinar la LB para poder hacer un manejo sustentable de recursos que puedan ser considerados como servicios ecosistémicos (Santamaria-del-Angel *et al.*, 2105a). Hay que hacer hincapié en que, mientras más larga sea la serie, mejor será la estimación de la LB. La cultura del monitoreo regular del océano es muy poca a nivel mundial y mucho más escasa en Latinoamérica y en México. Aun cuando la variable es muy fácil de estimar (como la temperatura superficial *in situ*) es prácticamente imposible encontrar una base de datos constante. Aparentemente solo la estación del muelle de SIO (Scripps Institution of Oceanography) en California (32° 52.0' N, -117° 15.5' W) cuenta con una serie de tiempo que va desde agosto de 1916 a la fecha, contando con un poco más de 100 años de temperaturas diarias/semanales/mensuales/anuales. Se ha

comprobado que esta temperatura a 5 m de profundidad, dada la cercanía del muelle al cañón submarino de la Jolla, representa muy bien las condiciones oceánicas (http://shorestation.ucsd.edu/active/index_active.html#lajollastation).

Lo anterior ilustra una realidad que debemos afrontar. Es un hecho que en la actualidad no contamos con datos suficientes de nuestros ecosistemas para conocer el funcionamiento integral de estos, y mucho menos conocer la totalidad de las líneas base de todos y cada uno de los servicios ecosistémicos que los conforman. Si sumamos un alto dinamismo del medio, la zona costera es donde se presenta una mayor energía cinética y por lo tanto las variables van a presentar una alta variabilidad natural (existe una relación directa entre la cantidad de energía cinética turbulenta y la variabilidad de los recursos (Santamaria-del-Angel *et al.*, 1994a, 1994b, 2011c).

Debido a lo anterior y para poder entender de una manera racional una variable, debemos primero conocer la variabilidad natural de esta y delimitar su LB. Es aquí donde nace la necesidad de contar con un buen sistema de monitoreo que sea multidisciplinario e integral y cuyo objetivo sea describir la variabilidad espacio temporal de las variables haciendo un énfasis principalmente en el establecimiento de la línea base de estas. Sin embargo, en la actualidad la mayoría de los servicios ecosistémicos que se presentan ya están siendo usados sin ninguna idea sobre su variabilidad natural ni de su línea base, lo cual nos ocasiona el problema de saber si las variabilidades observadas son producto de variaciones naturales o de presiones antropogénicas.

La red de monitoreo marino ANTARES (www.antares.ws) propone generar series de tiempo largas con la finalidad de poder diferenciar entre la variabilidad natural y la introducida antropogénicamente. Sin embargo, el tamaño de la serie de tiempo, no es el único factor a contemplar en la discriminación de la variabilidad natural de la antropogénica, sino que también hay que tomar en cuenta la calidad del dato. En otras palabras, un buen programa de manejo debe de estar apoyado por un buen sistema de monitoreo de largo plazo y que garantice la alta calidad de los datos.

En la actualidad hay muchos programas de monitoreo con bases antropocéntricas, como lo es en México los programas de la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS, <http://www.cofepris.gob.mx/cofepris/Paginas/AtribucionesFuncionesYCaracteristicas.aspx>), en específico los programas para detectar florecimientos fitoplanctónicos nocivos (dentro del programa de sanidad de moluscos bivalvos). Este programa lleva más de una década funcionando, con muestreos intensos en la zona costera a lo largo de todo el

litoral mexicano. Sin embargo, problemas principalmente metodológicos, como fijadores, preservadores, así como técnicas de conteo, hacen que, de esta serie de datos, muy pocos puedan ser usados para poder describir patrones de variabilidad que representen lo que está sucediendo en el ecosistema. De aquí el llamado urgente, sobre la homogeneización de las metodologías para poder obtener mejores datos y construir series de tiempo largas.

Los gobiernos federales y estatales deben de incluir dentro de su plan de manejo de los servicios ecosistémicos, la generación de datos de alta calidad en convocatorias de ciencia básica las cual se centren en describir, de una manera sólida, la variabilidad espacio-temporal de los recursos o servicios ecosistémicos, así como también sus líneas bases. Además, de sus relaciones con otros servicios que pueden regular a estos. Estos programas de apoyo a proyectos de investigación deben de tener duración más larga que la de los periodos de las legislaturas y la inversión debiera de ser un porcentaje mayor al 1% del producto interno bruto del país.

Conclusiones

El efecto de los eventos fuertes de El Niño en tres localidades diferentes del Pacífico mexicano pudo ser ponderado al usar las *Anomalías_{Estandarizadas}*, usando la transformación de la SST. Esta transformación estandariza los datos a desviaciones estándar. Esta característica nos permite en primer lugar comparar dos o más variables de diferentes

unidades. Así mismo, esta transformación nos permite comparar el comportamiento de la misma variable en diferentes lugares donde esta tenga variabilidades diferentes. Esta transformación es muy útil para estudiar la línea base de una variable. A mayor longitud de la serie de tiempo, la definición de la línea base será más precisa y los valo-

res extremos serán resaltados de una mejor manera.

Sin embargo, para poder aplicar esta metodología es esencial establecer programas de monitoreo continuados, que nos permitan tener en cuenta las variaciones naturales de una variable y poder diferenciar

esta variabilidad de las variabilidades introducidas por las actividades antropogénicas. Estos programas deben realizarse bajo un enfoque multidisciplinario se tiene que determinar la línea base del mismo. y siempre cuidando la calidad de los datos.

Literatura Citada

- Aanbari, F. T., y K.K. Young. 2018. Impact on Project Management of Allied Disciplines. Project Management Institute, 152 pp ISBN-10: 1933890452 ISBN-13: 978-1933890456
- Aguilar-Maldonado, J.A., E. Santamaría-del-Ángel, A. González-Silvera, O.D. Cervantes-Rosas, L.M. López, A. Gutiérrez-Magness, S. Cerdeira-Estrada, y M.-T. Sebastián-Frasquet. 2018a. Identification of Phytoplankton Blooms under the Index of Inherent Optical Properties (IOP Index) in Optically Complex Waters. *Water*, 10: 129. Doi: <https://doi.org/10.3390/w10020129>
- Aguilar-Maldonado, J.A., E. Santamaría-Del-Ángel, A. González-Silvera, O.D. Cervantes-Rosas, y M.-T. Sebastián-Frasquet. 2018b. Mapping Satellite Inherent Optical Properties Index in Coastal Waters of the Yucatán Peninsula (Mexico). *Sustainability*, 10: 1894. Doi: <https://doi.org/10.3390/su10061894>
- Barton, A.D., S. Dutkiewicz, K.H. Andersen, Ø. Fiksen, M. Follows, C. Mouw, N. Record, y T. Rynearson. 2016. Report on the Trait-based approaches to ocean life. Scoping workshop, October 5-8, 2015, U.S. Ocean Carbon and Biogeochemistry Program, 35 pp., DOI: 10.1575/1912/8017.
- Bond N.A., M.F. Cronin, H. Freeland, y N. Mantua. 2015. Causes and impacts of the 2014 warm anomaly in the NE Pacific. *Geophys. Res. Lett.*, 42: 3414–3420, doi:10.1002/2015GL063306.
- Bost, C.A., C. Cotté, P. Terray, C. Barbraud, C. Bon, K. Delord, O. Gimenez, Y. Handrich, Y. Naito, C. Guinet, y H. Weimerskirch, 2015. Large-scale climatic anomalies affect marine predator foraging behaviour and demography. *Nature Communications*, 6, p.8220. DOI: 10.1038/ncomms9220
- Brainard, R.E., T. Oliver, M. McPhaden, A. Cohen, R. Venegas, A. Heenan, y B. Vargas-Ángel. 2018. Ecological impacts of the 2015/16 El Niño in the central equatorial Pacific. *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 99(1): S21–S26. doi:10.1175/BAMS-D-17-0128.1
- Brook Q. 2017. Lean Six Sigma and Minitab (5th Edition): The Complete Toolbox Guide for Business Improvement. OPEX Resources Ltd; 5th Edition Revised edition (September 1, 2017) 314 pp. ISBN-10: 0995789908 ISBN-13: 978-0995789906
- Bureau of Meteorology Australian Government (BOM). 2018. Available online: <http://www.bom.gov.au/climate/current/soihtm1.shtml> (accessed on 02 October 2018)
- Cai, W., SAgus, W. Guojian, Y. Sang-Wook, Soon-Il, M.C. Kim, y C. Mat, 2015. ENSO and greenhouse warming. *Nature Climate Change*, 5(9): 849.

- Callejas-Jimenez M., E. Santamaria-del-Angel, A. Gonzalez-Silvera, R. Millan-Núñez, y R. Cajal-Medrano. 2012. Dynamic Regionalization of the Gulf of Mexico based on normalized radiances (nLw) derived from MODIS-Aqua. *Continental Shelf Research*, 37(2012): 8–14. doi: 10.1016/j.csr.2012.01.014.
- Coria-Monter, E., M.A. Monreal-Gómez, D.A., de León y E. Durán-Campos. 2018. Impact of the “Godzilla El Niño” Event of 2015–2016 on Sea-Surface Temperature and Chlorophyll-a in the Southern Gulf of California, Mexico, as Evidenced by Satellite and In Situ Data. *Pacific Science* 72(4), 411–422p. University of Hawai’i Press. <https://muse.jhu.edu/> (accessed January 24, 2019).
- Cavole, L.M., A.M. Demko, R.E. Diner, A. Giddings, I. Koester, C.M.L.S. Pagniello, M.-L. Paulsen, A. Ramirez-Valdez, S.M. Schwenck, N.K. Yen, M.E. Zill, y P.J.S. Franks. 2016. Biological impacts of the 2013–2015 warm-water anomaly in the Northeast Pacific: Winners, losers, and the future. *Oceanography*, 29(2):273–285, <http://dx.doi.org/10.5670/oceanog.2016.32>
- Chavez, F.P., J. T. Pennington, R.P. Michisaki, M. Blum, G.M. Chavez, J.F., Brent, R. Herlien, B. Kieft, B. Hobson, A.S. Ren, J. Ryan, J.C. Sevardjian, C. Wahl, K.R. Walz, K. Yamahara, G.E. Friederich, y M. Mes-sié. 2017. Climate Variability and Change: Response of a Coastal Ocean Ecosystem. *Oceanography*, 30(4): 128–45. <http://www.jstor.org/stable/26367631>
- Cohen, J., H. Ye, y J. Jones. 2015. Trends and variability in rain-on-snow events, *Geophys. Res. Lett.*, 42, 7115–7122, doi:10.1002/2015GL065320.
- Di Lorenzo, E. 2015. Climate science: The future of coastal ocean upwelling. *Nature*, 518(7539), 310. doi: <https://doi.org/10.1038/518310a>
- Di Lorenzo, E. N. y N. Mantua. 2016. Multi-year persistence of the 2014/15 North Pacific marine heatwave. *Nature Climate Change*, 6(11):1042–1047.
- Dong, B., R. T. Sutton, y A. A. Scaife. 2006. Multidecadal modulation of El Niño–Southern Oscillation (ENSO) variance by Atlantic Ocean sea surface temperatures. *Geophys. Res. Lett.*, 33, L08705, doi: 10.1029/2006GL025766.
- Fedorov, A.V., y S. G. Philander. 2002. Is El Niño changing? *Science*, 288(5473) (2000): 1997–2002.
- Filonov, A., M.F. Lavín, L.B. Ladah, y I. Tereshchenko. 2014. Spatial variability of internal waves in an open bay with a narrow steep shelf in the Pacific off NW Mexico, *Continental Shelf Research*, Vol. 78, p. 1–15, ISSN 0278-4343, <https://doi.org/10.1016/j.csr.2014.01.015>.
- Findell K.L., y T.L. Delworth. 2009. Impact of Common Sea Surface Temperature Anomalies on Global Drought and Pluvial Frequency. *Journal of Climate*, 23: 485–503. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI3153.1>
- Flores-de-Santiago, F.J., E. Santamaria-del-Ángel, A., González-Silvera, A., Martínez-Díaz-de-León, R., Millán-Núñez, y J. Kovacs. 2007. Assessing dynamics micro-regions in the Great Islands of the Gulf of California based on MODIS aqua imagery products. In: Robert J. Frouin, ZhongPing Lee (eds.) *Coastal Ocean Remote Sensing*, Proc. of SPIE Vol. 6680, 668010-1 doi: 10.1117/12.732574.
- Gan, R., Y. Yang, y Y. Ma. 2018. Modelling the impacts of the Pacific Ocean sea surface temperature anomalies on a drought event in southwestern China with a piecewise-integration method. *International Journal of Climatology* 112.
- Gattuso, J.P., y L. Hansson. 2011. Ocean acidification: background and history. *Ocean acidification*, 1–20.

- Gentemann, C.L., M.R. Fewings, y M. García-Reyes. 2017. Satellite sea surface temperatures along the West Coast of the United States during the 2014–2016 northeast Pacific marine heat wave. *Geophysical Research Letters*, 44(1): 312-319.
- Gierach, M.M., L. Tong, D. Turk, y M.J. McPhaden. 2012. Biological response to the 1997–98 and 2009–10 El Niño events in the equatorial Pacific Ocean. *Geophysical Research Letters*, 39, no. 10.
- Gómez-Valdez J. 1983. Estructura hidrográfica promedio frente a Baja California. *Cienc. Mar.*, 9(2): 75–86
- González-Silvera A., E. Santamaría-del-Ángel, 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. *J. Geophys. Res.*, 111, C06010, doi:10.1029/2004JC002745.
- Hall, R., R. Erdélyi, E. Hanna, J.M. Jones, y A.A. Scaife. 2015. Drivers of North Atlantic Polar Front jet stream variability. *Int. J. Climatol.*, 35: 1697-1720. doi:10.1002/joc.4121
- Herrera, J. C., E. Santamaría-del-Ángel. Y A. Giraldo. 2019. Effect of El Niño in the sea surface temperature and ocean color of the Panama Bight, Eastern Tropical Pacific. *Frontiers in Marine Science* (sometido).
- Jiang W., Li J. y Z. Wang. 2002. Determination of global mean surface WHU2000 using multi-satellite altimetric data. *Chinese Science Bulletin*, Vol. 47.
- Kahru, M., E. Di Lorenzo, M. Manzano-Sarabia, y B. G. Mitchell. 2012. Spatial and temporal statistics of sea surface temperature and chlorophyll fronts in the California Current. *J. of Plankton Research*, 34(9): 749-760, doi: 10.1093/plankt/fbs010.
- Kahru, M., R.M. Kudela, C.R. Anderson, y B.G. Mitchell. 2015. Optimized merger of ocean chlorophyll algorithms of MODIS-Aqua and VIIRS. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 12, 11, doi: 10.1109/LGRS.2015.2470250.
- Kelmo, F., J.J. Bell, y M.J. Attrill. 2013. Tolerance of Sponge Assemblages to Temperature Anomalies: Resilience and Proliferation of Sponges following the 1997–8 El-Niño Southern Oscillation. *PLoS ONE*, 8(10), e76441. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0076441>
- Kintisch, E. 2015. The Blob invades Pacific, flummoxing climate experts. 17-18.
- Larkin, N.K., y D.E. Harrison. 2005. Global seasonal temperature and precipitation anomalies during El Niño autumn and winter. *Geophys. Res. Lett.*, 32, L13705. doi:10.1029/2005GL022738.
- Lavado-Casimiro, W.S., O. Felipe, E. Silvestre, y L. Bourrel. 2013. ENSO impact on hydrology in Peru. *Adv. Geosci.*, 33: 33–39. doi:10.5194/adgeo-33-33-2013
- Lee, M.Y., C.C. Hong, y H.H. Hsu. 2015. Compounding effects of warm sea surface temperature and reduced sea ice on the extreme circulation over the extratropical North Pacific and North America during the 2013–2014 boreal winter. *Geophys. Res. Lett.*, 42, 1612–1618, doi:10.1002/2014GL062956.
- Mantilla, G., H. Oliveros, y A.G. Barnston. 2009. The role of ENSO in understanding changes in Colombia's annual malaria burden by region, 1960–2006. *Malaria Journal*, 8: 6. <http://doi.org/10.1186/1475-2875-8-6>
- Mkrtchyan, F.A., y C.A. Varotsos. 2018. A New Monitoring System for the Surface Marine Anomalies. *Water Air Soil Pollut.*, 229: 273. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3938-3>
- Pabón, J., y G. Torres. 2006. Efecto climático de los fenómenos El Niño y La Niña en la Sabana de Bogotá. *Meteorol. Colomb.* 10: 86-99. ISSN 0124-6984. Bogotá, D.C.
- Peterson, W., Marie R., y N. Bond. 2015. The warm blob - Conditions in the northeastern Pacific Ocean. PICES Press. Sidney Tomo 23, N.º 1:36-38

- Poveda, G., y W. Rojas. 1997. Evidencias de la asociación entre brotes epidémicos de malaria en Colombia y el fenómeno del Niño-Oscilación del sur. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* XXI(81).
- Pörtner, H.O. 2008. Ecosystem effects of ocean acidification in times of ocean warming: a physiologist's view. *Marine Ecology Progress Series*, 373: 203-217.
- Russell, J., H. Benway, A. Bracco, C. Deutsch, T. Ito, I. Kamenkovich, y M. Patterson. 2015. Ocean's Carbon and Heat Uptake: Uncertainties and Metrics. US CLIVAR Report 2015-3, 33pp.
- Sánchez-Velasco, L., E. Beier, V. M. Godínez, E. D. Barton, E. Santamaría-del-Angel, S. P. A. Jiménez-Rosemberg, y S. G. Marinone. 2017. Hydrographic and fish larvae distribution during the "Godzilla El Niño 2015–2016" in the northern end of the shallow oxygen minimum zone of the Eastern Tropical Pacific Ocean. *J. Geophys. Res. Oceans*, 122: 2156-2170, doi:10.1002/2016JC012622
- Santamaría-del-Ángel E., S. Alvarez-Borrego, y F.E. Müller-Karger. 1994a. Gulf of California biogeographic regions based on coastal zone color scanner imagery. *J. Geophys. Res.*, 99(C4): 7411-7421. <https://doi.org/10.1029/93JC02154>
- Santamaría-del-Ángel E., S. Alvarez-Borrego, y F.E. Müller-Karger. 1994b. The 1982-1984 El Niño in the Gulf of California as seen in coastal zone color scanner imagery. *J. Geophys. Res.*, 99(C4): 7423-7431. <https://doi.org/10.1029/93JC02147>
- Santamaría-del-Angel E., R. Millán-Núñez, A. González-Silvera, y R. Cajal-Medrano. 2011a. A comparison of Chl a concentrations estimated in situ and Chl a concentrations determined via remote sensing: A statistical examination of the match-up approach. 241-259 Chapter 17. In: J. Morales, V. Stuart, T. Platt and S. Sathyendranath J. (eds.) Handbook of Satellite Remote Sensing Image Interpretation: Applications for Marine Living Resources Conservation and Management (2011). EU PRESPO and IOCCG Edited.
- Santamaría-del-Ángel E., A. González-Silvera, R. Millán-Núñez, M.-E. Callejas-Jiménez, y R. Cajal-Medrano. 2011b. Determining Dynamic Biogeographic Regions using Remote Sensing Data 273-293. Chapter 19. In: J. Morales, V. Stuart, T. Platt and S. Sathyendranath J. (eds.) Handbook of Satellite Remote Sensing Image Interpretation: Applications for Marine Living Resources Conservation and Management (2011), EU PRESPO and IOCCG.
- Santamaría-del-Ángel E., R. Millán-Núñez, A. González-Silvera, M. Callejas-Jiménez, R. Cajal-Medrano, y M.S. Galindo-Bect. 2011c. The response of shrimp fisheries to climate variability off Baja California, México. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 766–772. doi: 10.1093/icesjms/fsq186. On-line ISSN: 1095-9289
- Santamaría-del-Angel E., M-T. Sebastián-Frasquet, R. Millán-Nuñez, A. González-Silvera y R. Cajal-Medrano. 2015a. Anthropocentric Bias in Management Policies. Are We Efficiently Monitoring Our Ecosystem? Chapter 1 pag. 1-12. In: M.T. Sebastián-Frasquet. (Ed.). Coastal Ecosystems: Experiences and Recommendations for Environmental Monitoring Programs. Nova Science Publishers. N.Y. 220 p. ISBN: 978-1-63482-189-6i (2015).
- Santamaría-del-Angel E., I. Soto, R. Millán-Nuñez, A. González-Silvera, J. Wolny, S. Cerdeira-Estrada, R. Cajal-Medrano, F. Muller-Karger, J. Cannizzaro, Y. Padilla-Rosas, A. Mercado-Santana, M.-F. Gracia-Escobar, P. Alvarez-Torres, y M.-C. Ruiz-de-la-Torre. 2015b. Phytoplankton Blooms: New Initiative Using Marine Optics as a Basis for Monitoring Programs. Chapter 4 pag. 57-88. In: M.T. Sebastián-Frasquet. (Ed.). Coastal Ecosystems: Experiences and Recommendations for Environmental Monitoring Programs. Nova Science Publishers. N.Y. 220 p. ISBN: 978-1-63482-189-6i.

- Tu Shifei, Feng Xu, y Jianjun Xu. 2018. Regime shift in the destructiveness of tropical cyclones over the western North Pacific. *Environ. Res. Lett.*, 13: 09402. <http://stacks.iop.org/1748-9326/13/i=9/a=094021>
- Trenberth, K.E. 1997. The definition of El Niño. *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 78: 2771-2777. doi.or
- Trenberth, K.E. 2013. El Niño Southern Oscillation (ENSO). Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, Elsevier. [dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.04082-3](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.04082-3)
- Troup A.J. 1965. The Southern Oscillation. *Quarterly Journal of Royal Meteorological Society*, 91: 490-506.
- Wanders, N., A. Bachas, X.G. He, H. Huang, A. Koppa, Z.T. Mekonnen, B.R. Pagán, L.Q. Peng, N. Vergopolan, K.J. Wang, M. Xiao, S. Zhan, D.P. Lettenmaier, y E.F. Wood. 2017. Forecasting the hydroclimatic signature of the 2015/16 El Niño event on the western United States. *Journal of Hydrometeorology* 18(1): 177-186.
- Westerling, A.L.R. 2016. Increasing western US forest wildfire activity: sensitivity to changes in the timing of spring. *Phil. Trans. R. Soc. B* 371: 20150178. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2015.0178>
- Williams, A. P., A., C. D., Macalady, A. K., Griffin, D., Connie A. Woodhouse, D.M. Meko, Thomas W. Swetnam, S. A. Rauscher, R. Seager, H. D. Grissino-Mayer, J. S. Dean, E. R. Cook, C. Gangodagamage, M. Cai y N. G. McDowell. 2013. Temperature as a potent driver of regional forest drought stress and tree mortality. *Nature Climate Change* volume 3, pages292–297
- Wolter, K., y M.S. Timlin. 2011. El Niño/Southern Oscillation behaviour since 1871 as diagnosed in an extended multivariate ENSO index (MEI.ext). *Int. J. Climatol.*, 31: 1074-1087. doi:10.1002/joc.2336
- Whitney, F.A. 2015. Anomalous winter winds decrease 2014 transition zone productivity in the NE Pacific. *Geophys. Res. Lett.*, 42, 428–431, doi:10.1002/2014GL062634.
- Wu, R., B. Kirtman, y H. Van Den Dool. 2009. An Analysis of ENSO Prediction Skill in the CFS Retrospective Forecasts. *J. Climate*, 22: 1801–1818.
- Yang, X., L. Jia, S.B. Kapnick, T.L. Delworth, G.A. Vecchi, R. Gudgel, S. Underwood, y F. Zeng. 2018. On the seasonal prediction of the western United States El Niño precipitation pattern during the 2015/16 winter. *Climate Dynamics*. P: 1-19.
- Yeh, S-W., J-S. Kug, B. Dewitte, M-H. Kwon, B.Kirtman, y F-F. Jin. 2009. El Niño in a changing climate. *Nature*, 461: 511-515. doi:10.1038/nature08316.

Índices Climáticos Mexicanos para Estudiar los Impactos Hidrometeorológicos de la Región del Pacífico Nororiental

Benigno Hernández de la Torre¹ y Rafael Hernández Walls²

¹Centro Regional de Investigaciones Pesqueras, Instituto Nacional de la Pesca (INAPESCA)

²Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California

Resumen

En el escenario actual sobre variabilidad climática, es necesario contar con herramientas que puedan servir para evaluar recursos marinos y costeros. En el Pacífico nororiental, es común utilizar los índices climáticos tradicionales PDO, SOI, NPGO como diagnóstico para explicar la variabilidad del ecosistema pelágico con relación al clima. Se ha demostrado que estos índices no predicen o se comportan adecuadamente en algunas regiones influenciadas por el flujo de la Corriente de California, lo que ha llevado a proponer índices climáticos a nivel regional. Los índices climáticos costeros propuestos (NEI, SanDiAs y PazFran) están basados en las teleconexiones atmosféricas entre Alaska y La Paz, bcs, tomando como metodología la descrita para el SOI. Estos últimos han mostrado coherencia con variables oceánicas y de recursos naturales de la región del Pacífico mexicano. La suma acumulada de los índices propuestos, describen la relación biótica-abiótica en eventos estacionales y cambios de regímenes climáticos acaecidos en la zona. Se considera necesario la actualización de bases de datos tanto biológicos como variables físico-químicas, para entender

Hernández de la Torre, B., y R. Hernández Walls, 2019. Índices Climáticos Mexicanos para Estudiar los Impactos Hidrometeorológicos de la Región del Pacífico Nororiental. p. 213-224. En: Rivera-Arriaga, E., P. Sánchez-Gil, y J. Gutiérrez (eds.). Tópicos de Agenda para la Sostenibilidad de Costas y Mares Mexicanos. Universidad Autónoma de Campeche. Red RICOMAR. 334 p. ISBN 978-607-8444-57-1. doi: 10.26359/epomex.0519

la climatología histórica que predominó en la Península de Baja California y poder transitar por una relación segura de impactos hidrometeorológicos del Pacífico nororiental sobre los estudios pesqueros.

Palabras clave: índices climáticos, impactos hidrometeorológicos, Pacífico nororiental.

Abstract

In the current climate variability scenario, it is necessary to have tools that can be used to evaluate marine and coastal resources. In the Northeast Pacific, it is common to use the traditional climatic indices PDO, SOI, NPGO as a diagnostic to explain the variability of the pelagic ecosystem in relation to climate. It has been shown that these indices do not predict or behave adequately within some regions influenced by the flow of the California Current, which has led to propose climate indices at a regional level. The proposed coastal climate indices (NEI, SanDiAs and PazFran) are based on the atmospheric teleconnections between Alaska and La Paz, BCS., using the methodology described for the SOI. The latter have shown coherence with ocean variables and natural resources of the Mexican Pacific region. The cumulative sum of the proposed indices describes the biotic-abiotic relationship during seasonal events and changes in climate regime that occurred in the area. It is considered necessary to update both biological and physical-chemical databases, to understand the historical climatology that prevailed in the Baja California Peninsula and to be able to transit through a truthful relationship of hydrometeorological impacts of the Northeast Pacific on fisheries studies.

Keywords: climatic indices, hydrometeorological impacts, Northeast Pacific.

Introducción

Lograr un manejo adecuado de los recursos marinos y costeros conlleva a tener observaciones del océano a largo plazo (series de tiempo) de variables conservativas y no conservativas del océano, las cuales son necesarias para mejorar la comprensión y predicción de los cambios en los ecosistemas. Un complemento necesario para el manejo sustentable de estos recursos, con relación a la variabilidad climática, es la utilización de índices regionales asociados a los cambios que ocurren en el océano a escalas estacional, anual, interanual y decenal. Por ello, la generación, utilización, análisis y aplicación regional de índices climáticos, reviste de gran importancia para la ciencia y la sociedad.

La factibilidad de obtener un índice climático de la variabilidad oceánica de gran escala temporal, está relacionada con las teleconexiones atmosféricas. Su aplicación en los ecosistemas marinos, es un objetivo central en la búsqueda de una mejor comprensión de los vínculos que se presentan en las anomalías climáticas que ocurren en distancias relativamente grandes (Glantz *et al.*, 1991) y que finalmente afectan a la biota marina. Las teleconexiones atmosféricas son un patrón de correlaciones meteorológicas entre variaciones estacionales promediadas (aparentemente desconectadas), y centros de acción espacialmente separadas (Rasmusson, 1991), que son las responsables de transmitir los cambios meteorológi-

cos entre dos o más regiones distantes. Las diferencias entre los cambios espaciales y temporales de las condiciones atmosféricas pueden marcar la dirección e intensidad de la variabilidad climática y consecutivamente manifestarse en los ecosistemas marinos.

Índices Climáticos Tradicionales del Pacífico Nororiental (PNO)

Walker y Bliss 1932, fueron los pioneros en documentar la característica y extensión de una oscilación en el Pacífico, asociada a cambios en la temperatura y precipitación: de aquí surgió la Oscilación del Sur (SO). En la década de los años 70's, la SO fue tomada por la comunidad científica como la señal avizora del estado del fenómeno "El Niño"/Oscilación del Sur (ENOS), o ENSO, (por sus siglas en inglés (Trenberth, 1991)). Es un fenómeno de interacción océano-atmósfera que desata una estela de desastres en la economía y en la pesca de diversos países, razón por la cual la aparición de un evento anunciado como débil se considera "desastroso", (Hernández, 1992).

Otro índice es la Oscilación Decadal del Pacífico Norte (PDO, por sus siglas en inglés), que se define a través del primer modo de la variabilidad de las anomalías de la temperatura superficial del mar (TSM)

del Pacífico norte. Este índice se conecta a las anomalías de la circulación atmosférica asociadas con SOI (Mantua *et al.*, 1997). La Oscilación del Giro del Pacífico Norte (NPGO, por sus siglas en inglés) es, por último, otro índice que se define por el segundo modo dominante de anomalías de altura de la superficie del mar en el PNO central y oriental (Di Lorenzo *et al.*, 2008). Por esta razón es ampliamente respaldada la importancia de los índices Oscilación del Sur (SOI), PDO y NPGO en los procesos a mesoescala del Pacífico nororiental, esencialmente en pronósticos con referencia a los fenómenos ENOS. Sin embargo, la idea de que estos índices climáticos de gran escala resuelven todos los problemas de la variabilidad oceánica y pesquera en el Pacífico, la han adoptado los facilitadores e investigadores marinos y pesqueros de otros países.

Papel de los Índices Climáticos Tradicionales bajo Efectos Hidrometeorológicos en la Península de Baja California (PBC)

La PBC es impactada directamente por eventos locales hidroclimáticos, como bajas de presión y tormentas en invierno; huracanes en el verano y otoño y, en determinados años, por eventos remotos del ENSO

como "El Niño" o "La Niña" (Trasviña *et al.*, 1999; Hernández *et al.*, 2004).

Para entender el acoplamiento entre el océano y la atmósfera del fenómeno "El Niño" o "La Niña", se deben priorizar los

dos aspectos que encierra sus índices: a) la corriente oceánica a través de las mediciones de TSM y otras variables, en regiones escogidas de Niño 4; Niño 3.4; Niño 3 y Niño 1+2 del Pacífico Tropical, y b) el aspecto climatológico a través de las mediciones del SOI, obtenido de la combinación de los movimientos de sistema de altas y bajas presiones en el hemisferio sur entre Darwin (norte de Australia) y la isla de Tahití. Es prudente advertir que todos los eventos “El Niño” o “La Niña”, son diferentes pues presentan una gran variabilidad en términos de intensidad, ubicación y época de ocurrencia (Philander, 1991; Ortlieb, 2000). Este fenómeno inicia en el extremo occidental del Océano Pacífico, tarda meses en trasladarse al este en forma de ondas tipo Kelvin ecuatoriales cuando la circulación en el Ecuador permite la relajación de los vientos alisios (Trasviña *et al.*, 1999). Luego entonces, se derivan otros índices menos conocidos como: MEI, ONI, TNI, Niño-3-4, El Niño Modoki (EMI), Índice (EP-CP), Índice subsuperficial (EP-CP), Índice de salinidad superficial del mar (SSS), y el Índice de radiación de onda larga saliente (OLR). La falta de una relación verdaderamente predecible entre la Oscilación del Sur y el Pacífico Norte, explica el hecho de que no todos los eventos ENSO están asociados con el calentamiento del PNO (Emery y Hamilton, 1985). Para ilustrarlo mejor, entre el 2013 y el 2015 en los Boletines del ENOS difundidos por la NOAA, no reportaron la aparición del fenómeno “El Niño” o ENOS frente a PBC. En concordancia, en la Corriente de California (CC) se presentaron anomalías de TSM positivas nunca antes registradas a causa de “*The Blob*” o “*La*

Mancha”. Según (Bond *et al.*, 2015) el calentamiento anómalo de la TSM se originó a causa de la presencia cuasi-permanente de altas presiones oceánicas en el Golfo de las Aleutianas, (área comúnmente asociada a bajas presiones atmosféricas) permitiendo el sobrecalentamiento superficial de la TSM por altas radiaciones solares y posterior distribución de las mismas por la CC hacia la costa de Canadá, Estados Unidos y México (figura 1a). Dada la combinación cálida extrema, el océano frente a la PBC hizo sinergia térmica con “*La Mancha*” por el norte y el fenómeno “El Niño” 2015-2016 por el sur, provocando un desastre ecológico natural nunca antes visto. Literalmente, “el mar se quemó”, haciendo una similitud a los incendios forestales (figura 1b).

Por otra parte, Trasviña *et al.* (1999), aseguraron que el impacto de “La Niña” en el Pacífico Tropical Mexicano no es tan fácil de explicar. Los cambios de la TSM involucran procesos termodinámicos complejos e interacciones entre el océano y la atmósfera. La figura 2 muestra que en presencia de “La Niña” 2017-2018 (promedio septiembre-febrero) las anomalías de la TSM en el Pacífico ecuatorial fueron negativas, mientras que las aguas frente a la PBC estuvieron por encima de la media.

Finalmente, Gaxiola *et al.* (2010) y Lavaniños (2009) señalaron que los índices climáticos actualmente utilizados para explicar la variabilidad del ecosistema pelágico del Océano Pacífico nororiental con relación al clima (SOI, PDO y NPGO), no logran describir respuestas adecuadas para algunas regiones influenciadas por el flujo de la CC. Se pueden llegar a conclusiones erróneas en la ecología marina de la PBC, sin hacer un

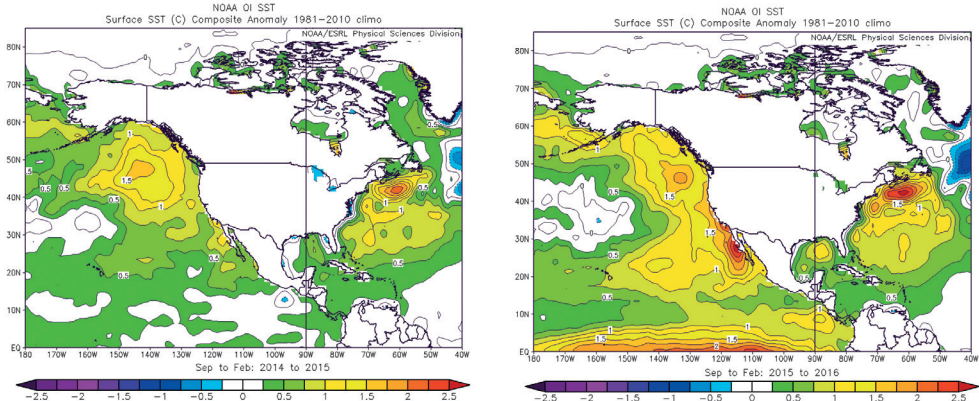


Figura 1. a) Anomalías de la TSM en el Pacífico nororiental promedio septiembre-febrero de 2014-2015 y **b)** para el mismo periodo, pero en los años 2015-2016 mismo que se decretó el fenómeno “El Niño”.

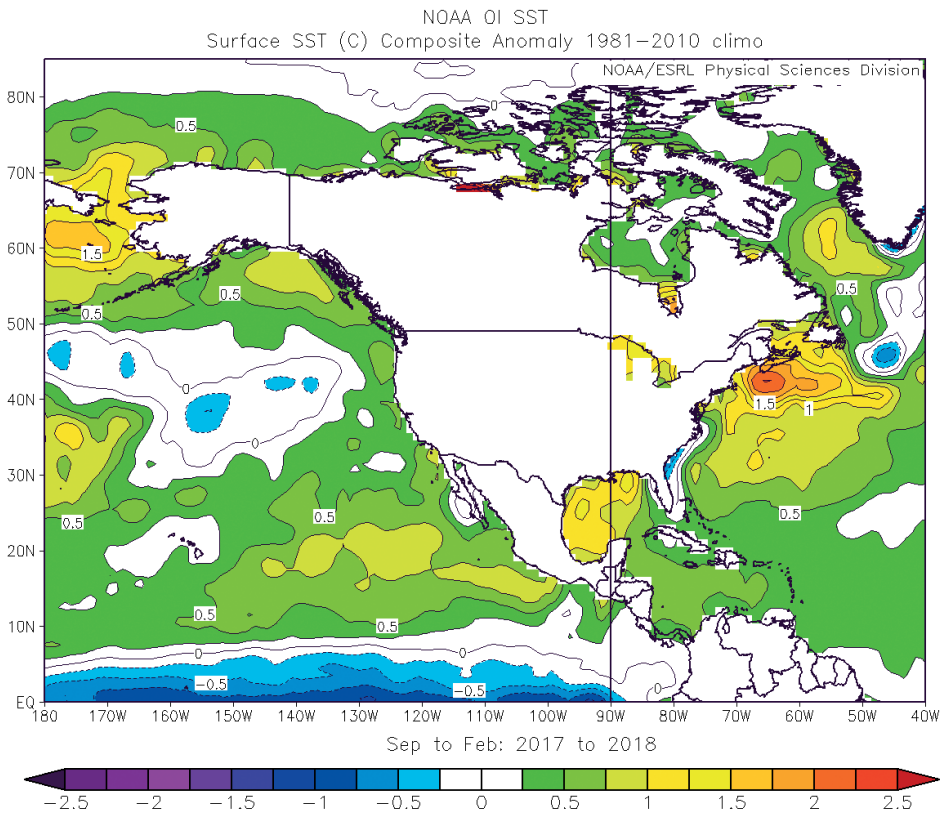


Figura 2. Anomalías de la TSM en el PNO promedio septiembre-febrero del 2017-2018.

análisis previo del calentamiento de la TSM en la zona. Las fronteras entre las masas de agua cambian de posición en escalas temporales muy diversas, desde semanales hasta décadas. Los cambios en las fronteras y la mezcla resultante de su interacción, establecen las condiciones que modulan la diversidad biológica y la variabilidad química en la región (Bograd y Lynn, 2003; Gaxiola *et al.*, 2008; Durazo, 2009). Es necesario acentuar que las pesquerías (artesanales e industriales) que se realizan en Estados

Unidos, Canadá y México generalmente se efectúan en regiones costeras de Norteamérica. Bajo este escenario y conociendo la extensión de las áreas de influencia del SOI, PDO y NPGO en el Pacífico nororiental, se abre una ventana de oportunidad para la confección de Índices climáticos costeros, regionalizados, desde Alaska (EUA) hasta Baja California Sur (México) teniendo en cuenta la variabilidad hidroclimática más cercana a la costa.

Principales Retos. Índices Climáticos Costeros Mexicanos (ICCM)

Los ICCM siguen la metodología de SOI (Troup, 1965): centros béricos separados y definidos en PNO: la baja presión de las Aleutianas y la alta presión frente a la PBC. Los datos mensuales de la presión atmosférica a nivel del mar (SLP, por sus siglas en inglés) se capturan en las estaciones meteorológicas de aeropuertos nacionales (AN) e internacionales (AI) de ciudades costeras de Estados Unidos y México. Un primer índice llamado “NEI” (North Eastern Index) se compone de las diferencias mensuales en la SLP promediadas de la región del sur de California, de los AI de San Diego, AN de Long Beach y AI de Los Ángeles; y la región de Alaska, compuesto de los AI Anchorage/Elmendorf, AN Kodiak y AN en M. K. Modhole del período 1960-2018. El segundo índice nombrado “SanDiAs” se genera utilizando la diferencia de la SLP entre el AI de San Diego, California, y el AN de Astoria, Óregon, para el mismo período. El tercer índice climático “PazFran” se genera

extrayendo las SLP del AN de La Paz, (Baja California Sur), y del AI de San Francisco, California de 1960 a 2018, (figura 3).

Después de restar las anomalías de la SLP de una región o estación, *versus* la otra y normalizando esta diferencia con la desviación estándar de la climatología de 30 años (1960-1989) para quitar la estacionalidad, se aplicó un promedio móvil (12 meses) para suavizar la curva. La figura 4 muestra la serie de tiempo y la sumatoria acumulada de cada ICCM. A la serie de tiempo de los ICCM se le extraen datos como promedios por época del año, períodos fríos o cálidos, y la integral o sumatoria acumulada (CUSUM). Éste último permite detectar cambios de régimen climático y proveer información adicional sobre el comportamiento físico del ecosistema (abiótico) cuando se compara con la biología del medio marino (biótico). Esta ciencia es conocida como fenología. Los cambios en la fenología pueden ser importantes para el funcionamien-

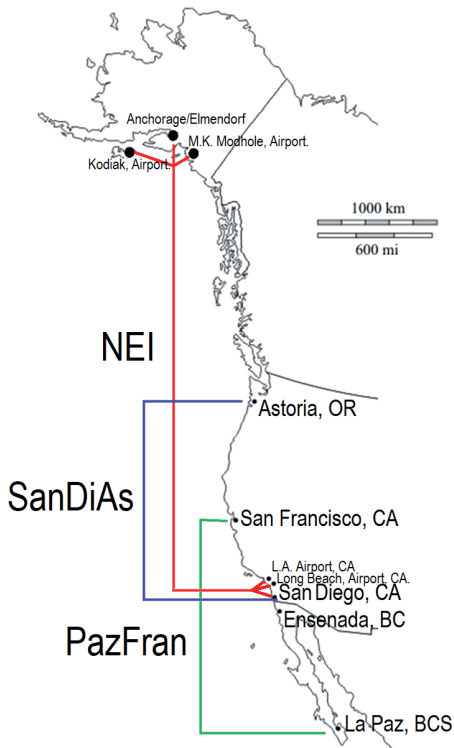


Figura 3. Índices Climáticos Costeros Mexicanos del PNO.

to del ecosistema a través de grupos funcionales y múltiples niveles tróficos (Asch, 2015). Los iccm muestran la variabilidad climática canónica de la hidroclimatología de la PCB y su influencia septentrional de la cc. Los iccm propuestos no deben compararse con ningún otro. NEI capta la expresión de variabilidad atmosférica de largo período y su efecto sobre el océano en una amplia región del PNO desde Alaska hasta Baja California. El segundo captura la señal de menor frecuencia y extensión geográfica de la variabilidad atmosférica en la región entre Óregon y Baja California, mientras que el tercero, capta señales tropicales de menor frecuencia asociadas al límite sur de la cc y cómo impactan al sur de latitudes medias (figura 4).

Breve Análisis de Casos: Índice de San Diego menos Astoria (SanDiAs) y PazFran

NEI presenta una relación inversa con las anomalías de la TSM, pues registró el inicio, desarrollo y culminación de “La Mancha” desde 2012 (gráfico no mostrado). Por otro lado, se presenta la aplicación de SanDiAs con el índice de la comunidad de copépodos (CCI) colectados en la estación NH05 a 9 kilómetros en las afueras de Newport, Óregon, (W. T. Peterson, comunicación personal). La correlación entre SanDiAs y CCI ($r = 0.68$) fue superior a ($r = 0.66$) con PDO según (Keister *et al.*, 2011), y finalmente mejoró de 2009 a mediados de

2016 con ($r = 0.74$) (figura 5), lo cual es indicativo que el índice SanDiAs puede ser un complemento de pronósticos y comportamiento del zooplancton en diferentes regiones de la cc.

Por otra parte, Godínez-Padilla (2017), demostró que el índice SanDiAs tiene una relación estadísticamente significativa ($r = -0.7315$, $p = 0.0105$), con la CPUE de hembras adulto y machos juveniles, en la dinámica espacio-temporal del tiburón azul (*Prionace glauca*) en una década de estudios en la costa occidental de la PBC.

La figura 6, muestra la aplicabilidad de CUSUM SanDiAs con la salinidad al sur de la CC. Al parecer, existe una relación cualitativa entre las anomalías de la salinidad en la capa de mezcla de los cruceros IMECOCLAC con un año de desfase y captura el período de intrusión de agua del subártico con menor salinidad, del otoño de 2002 hasta la primavera de 2006 (Gaxiola *et al.*, 2008).

Es significativa la importancia que se tiene al emplear la sumatoria acumulada de los índices propuestos en estudios relacionados con el hidroclima y pesquerías. La figura 7 muestra la serie entre el promedio de verano (junio, julio, agosto) de CUSUM PazFran y las capturas totales de langosta (septiembre a marzo) (DOF, 2017) en la PBC desde la temporada 1959-60 a 2017-18.

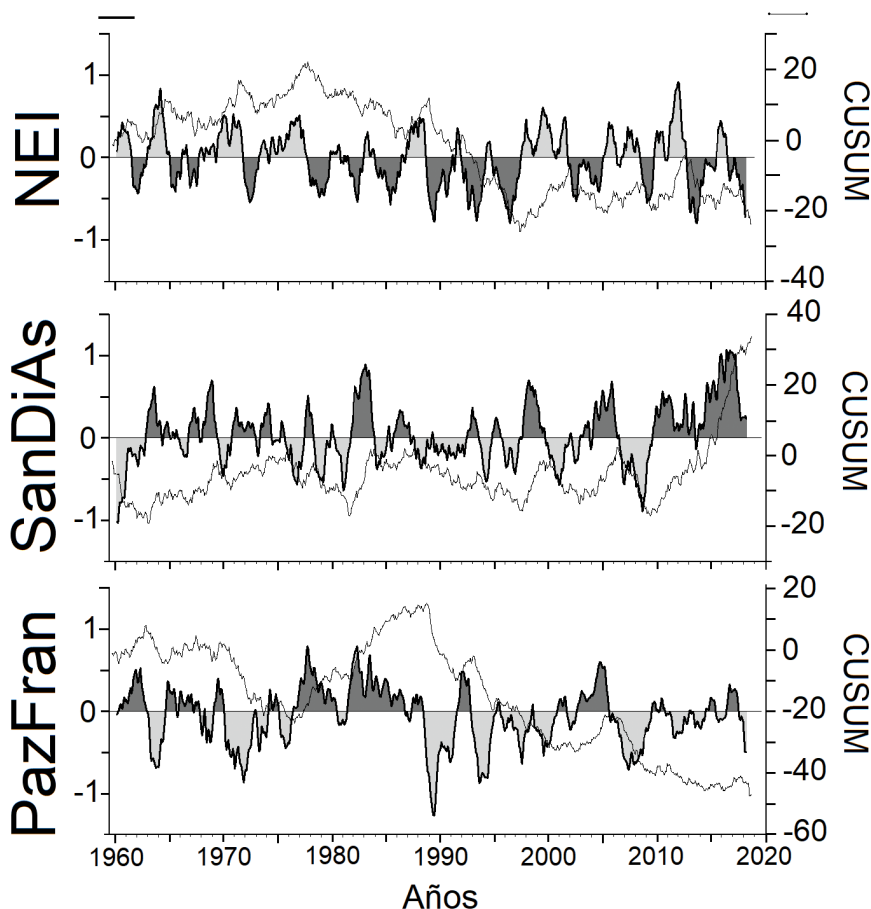


Figura 4. Serie de tiempo de los ICCm desde septiembre de 1959 a septiembre de 2018. Línea gruesa: promedio móvil (12 meses); áreas oscuras/claras representa condiciones cálidas/frías, según cada índice. La línea fina representa la integral, mes a mes, de la serie de tiempo de cada índice.

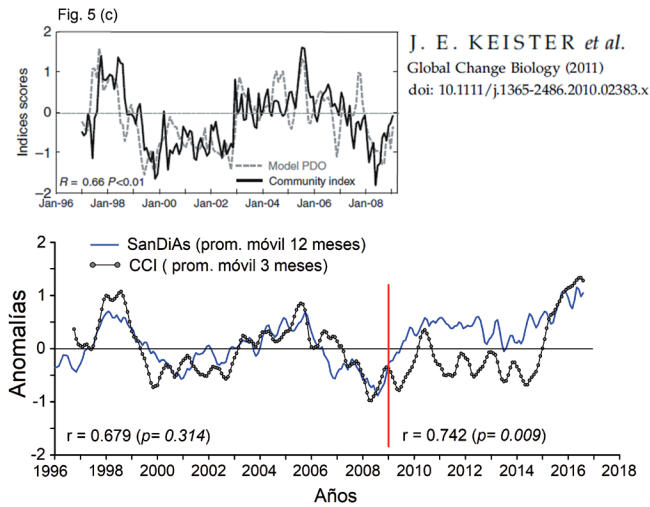
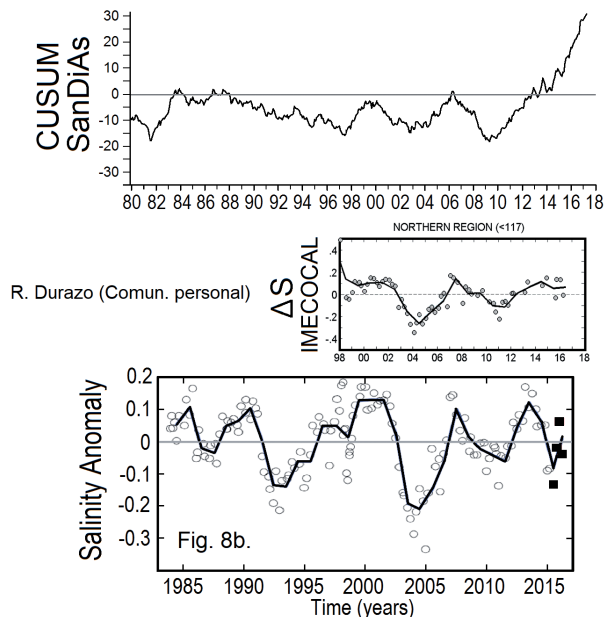


Figura 5. Arriba: relación entre la serie de tiempo de CCI y el PDO de enero de 1997 a diciembre de 2008, según Keister *et al.* (2011). Abajo: relación entre la serie de tiempo del cci y SanDiAs de enero de 1997 a abril de 2016. La línea vertical roja es indicativa de cambio de régimen climático según fenología de SanDiAs.



McClatchie *et al.*, (2016) CalCOFI Rep., Vol. 57, 2016.

Figura 6. Arriba, serie de tiempo CUSUM SanDiAs (este trabajo) desfasado 1 año de antelación. En el centro, serie de tiempo de salinidad en los crueros IMECOAL de la región norte. Abajo, figura tomada de McClatchie *et al.* (2016), donde al parecer existe una relación cualitativa entre la variabilidad de las anomalías de la salinidad con un año de con respecto de SanDiAs, en la región del sur de la CC .

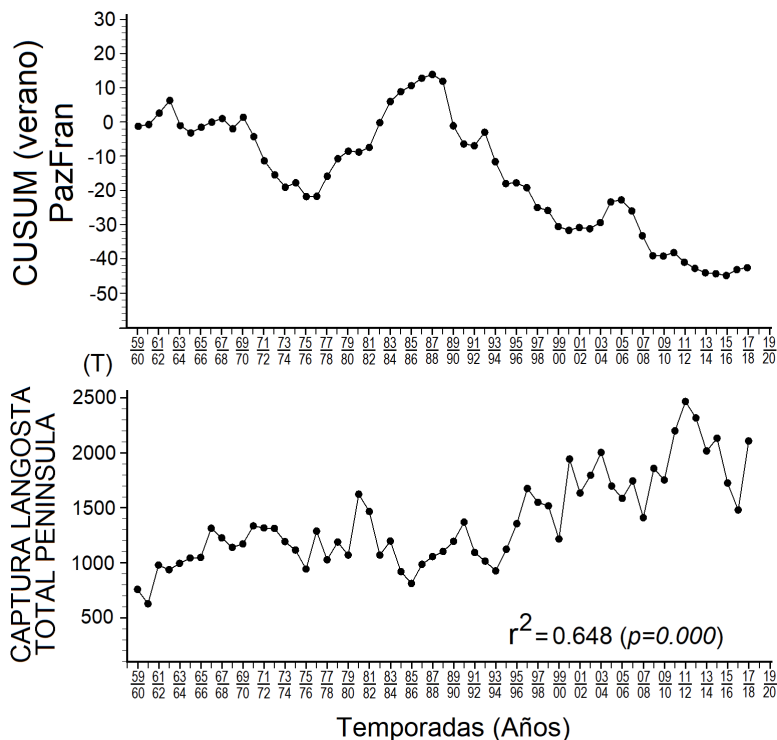


Figura 7. Promedio de verano (junio, julio, agosto) de CUSUM PazFran y las capturas totales de langosta (septiembre a marzo) para Baja California y Baja California Sur desde la temporada 1959-60 a 2017-18.

Las estadísticas de CUSUM PazFran explican el 65 % de la varianza de las pesquerías de langosta en la PBC.

Es evidente la dependencia que presenta la fenología de poblaciones marinas relacionada con las anomalías de SLP conver-

tidos en ICCM. Tanto para el zooplancton como en pesquerías, los ICCM se ofrecen como herramientas para ayudar a explicar y predecir las influencias de la variabilidad hidroclicmática sobre los cambios en el equilibrio ecológico-marino-pesquero.

Próximos Pasos de los ICCM

Como se ha visto a lo largo del capítulo, es necesario tener y manejar índices climáticos regionales, sobre todo para la zona costera de PBC, donde cualquier variación atmosférica y/o oceánica puede tener afectación so-

bre la biota marina. Los índices regionales propuestos en este trabajo están basados en mediciones de diferencias de presiones atmosféricas de diferentes regiones de América del Norte, por lo que es necesario seguir

buscando actualizar el índice conforme se tengan datos nuevos, pero también buscar bases de datos históricas para poder completar los iccm en años históricos que no se tienen y con ello, entender la climatología histórica que ha prevalecido para la región. Solo así, se puede transitar por una relación segura de impactos hidrometeorológicos de la región del Pacífico Nororiental sobre los estudios pesqueros.

Literatura Citada

- Asch, R. 2015. Climate change and decadal shifts in the phenology of larval fishes in the California Current ecosystem. PNAS DOI/10.1073/pnas.1421946112 E4065–E4074
- Bograd, S.J., y R. J. Lynn. 2003. Anomalous subarctic influence in the southern California Current during 2002. *Geophysical Research Letters* 30: 8020, doi:10.1029/2003GL017446.CCR 2-1, CCR2-4.
- Bond, N.A., M.F. Cronin, H. Freeland, y Nate Mantua. 2015. Causes and impacts of the 2014 warm anomaly in the NE Pacific, *Geophys. Res. Lett.*, 42: 3414-3420, DOI:10.1002/2015GL063306.
- Di Lorenzo, E.N., K.M. Schneider, K. Cobb, K. Chhak, P.J.S. Franks, A.J. Miller, J.C. McWilliams, S. J. Bograd, H. Arango, E. Curchister, T.M. Powell, y P. Rivere. 2008. North Pacific Gyre Oscillation links ocean climate and ecosystem change. *Geophys. Res. Lett.* 35, L08607 (2008).
- DOF. 2017. Ver Carta Nacional Pesquera. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5525712&fecha=11/06/2018
- Durazo, R. 2009. Climate and upper ocean variability off Baja California, Mexico: 1997–2008. *Progress in Oceanography* 83: 361–368.
- Emery, J., y K. Hamilton. 1985. Atmospheric forcing of interannual variability in the northeast Pacific Ocean connections with El-Niño. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 90: 857-868.
- Gaxiola, G., R. Durazo, B. Lavaniegos, De La Cruz-Orozco, E. Millán, L. Soto, y J. Cepeda. 2008. Respuesta del ecosistema pelágico a la variabilidad interanual del océano frente a Baja California. *Ciencias Marinas*, 34(2):263–270
- Gaxiola, G., B. Lavaniegos, A. Martínez, R. Castro, y L. Espinosa. 2010. Pelagic ecosystem response to climate variability in the Pacific Ocean off Baja California. pp. 163-182. In: Simard SW, Austin ME (eds.), *Climate Change and Variability*, Sciyo, Croacia.
- Glantz, M.H, R. W. Katz, y N. Nicholls. 1991. Teleconnections linking worldwide climate anomalies: Scientific basis and societal impact, Cambridge University Press. 535 p.
- Godínez-Padilla, C. 2017. Dinámica espacio-temporal de la captura del tiburón azul (*Prionace glauca*) de 2006 a 2016 en la costa occidental de la península de Baja California, México. Tesis de Maestría. Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Universidad Internacional latinoamericana (UNINI), 71 p.
- Hernández, B. 1992. ENSO y las tormentas invernales en Cuba. *Jaina*, 3(1): 16.
- Hernández, B., G. Gaxiola y S. Nájera. 2004. Efectos del ENSO en la producción primaria frente a Baja California. *Ciencias Marinas* 30(3): 427-441.
- Keister, J, Enmanuel Di Lorenzo, C.A. Morgan, V. Combes y William Peterson. 2011. Zooplankton species composition is linked to ocean transport in the Northern California Current. *Global Change Biology* 17 (july): 2498-2511.

- Lavaniegos, B. 2009. Influence of a multiyear event of low salinity on the zooplankton from Mexican eco-regions of the California Current, *Progr. Oceanogr*, 83: 369-375.
- Mantua, N., S.T. Hare, Y. Zhang, J.M. Wallace, y R.C. Francis. 1997. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production, *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 78: 1069-1079.
- Ortlieb, L. 2000. The Documented Historical Record of El Niño Events in Peru: An Update of the Quinn Record (Sixteenth through Nineteenth Centuries). In H. Diaz & V. Markgraf (Eds.), *El Niño and the Southern Oscillation: Multiscale Variability and Global and Regional Impacts* (pp. 207-296). *Cambridge: Cambridge University Press*. doi:10.1017/CBO9780511573125.008
- Philander, G.S. 1991. *El Niño, La Niña and the Southern Oscillation*, San Diego: Academic Press
- Rasmusson E. 1991. Observational aspects of ENSO cycle teleconnections. pp. 308-343. In: Glantz MH, Katz RW, Nicholls N (eds.), *Teleconnections linking worldwide climate anomalies: Scientific basis and societal impact*. Cambridge University Press.
- Trasviña, A., D. Lluch Cota, A.E. Filonov y A. Gallegos. 1999. 3 Oceanografía y El Niño. En: Magaña, V, (Ed.) *Los impactos de El Niño en México*, UNAM/IAI/SEP/Conacyt, México. 229 p.
- Trenberth, K.E., 1991. General characteristics of El Niño-Southern Oscillations. pp. 13-42. In: M. Glantz, R. Katz and N. Nicholls (Eds.) *Teleconnection Linking Worldwide Climate Anomalies*. Cambridge University Press, New York.
- Troup, A.J., 1965. The Southern Oscillation. *Quarterly Journal of Royal Meteorological Society*. 91: 490-506.
- Walker, G. T, Bliss EW. 1932. World Weather V, *Mem. Roy. Meteor. Soc.*, 4(36): 53-84.

Recursos Energéticos del Oleaje en México y Criterios para su Aprovechamiento

Jassiel Vladimir Hernández-Fontes¹, Ismael Mariño-Tapia²
y Rodolfo Silva-Casarín¹

¹CEMIE-Océano. Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México

²CEMIE-Océano. CINVESTAV Unidad Mérida

Resumen

Existen posibilidades para aprovechar la energía del oleaje en México. Sin embargo, algunos criterios de evaluación de recursos y de selección de dispositivos deben ser considerados antes de la implementación de proyectos de extracción de dicha energía. El presente estudio propone un procedimiento a seguir para evaluar la disponibilidad de recursos y para seleccionar o desarrollar dispositivos de conversión de energía de las olas en México, considerando la integración de algunos criterios y prácticas recomendadas internacionalmente. Se espera que el procedimiento propuesto sirva como una guía práctica en proyectos relacionados con la evaluación de disponibilidad energética y con la selección de dispositivos de conversión, considerando su posible extensión a otros tipos de energía del océano.

Palabras clave: recursos energéticos, energía del oleaje, disponibilidad energética.

Abstract

There are possibilities to take advantage of ocean wave energy in Mexico. However, some resource assessment and devices selection criteria must be considered before the implementation of projects related with the extraction of such a type of energy. This study proposes a procedure to evaluate the availability of resources and to select or develop wave energy conversion devices in Mexico, considering an integration of some international criteria and recommended practices. It is aimed that the proposed procedure may serve as a practical guide for projects related with the evaluation of resources availability and with the selection of energy conversion devices, considering its possible extension to other types of ocean energy.

Keywords: Energy resources, wave energy, energy availability

Introducción

Se estima que cada ola en el mar pueda generar entre 10 y 15 kilowatts de energía por cada metro de altura. El potencial energético a nivel mundial oscila entre 8 000 y 80 000 Terawatts por año (Sannasiraj y Sundar, 2016). México es un país con más de 11 000 km de costa que tiene potencial de extraer energía del oleaje, por lo que existe una serie de acciones del gobierno mexicano para aprovechar tal recurso y dar una alternativa al uso de combustibles fósiles como única fuente de energía. Por lo tanto, antes de realizar inversiones económicas para la implementación de proyectos productivos que aprovechen la energía de oleaje, es deseable que se realicen estudios preliminares que permitan evaluar el recurso energético y las tecnologías disponibles. De esta manera será posible identificar zonas potenciales para extracción, así como seleccionar dispositivos conversores de energía (WECs, “*wave energy converters*”) adecuados para operar en dichos sitios. Los estudios de evaluación de recursos son el primer paso a seguir en la planeación de proyectos de aprovechamiento de energías renovables

y son realizados por medio de herramientas analíticas, numéricas y experimentales que permiten realizar estimaciones para definir las regiones con mayor potencial energético.

Estudios referentes a la evaluación del potencial energético de las olas están siendo realizados en diversas regiones del mundo, teniendo como objetivo la identificación de energía disponible en varios sitios para la implementación de WECs. Ejemplos relevantes de este tipo de análisis son los estudios realizados por Cornett (2008) y Mork *et al.* (2010). Cornett (2008) estimó el potencial energético del oleaje a nivel mundial por medio de datos de simulación numérica obtenidos con el modelo numérico WAVEWATCH 3 (Tolman, 2002), los cuales fueron comparados con datos de boyas y satélites, considerando una predicción de oleaje de 10 años. En los análisis realizados, no fueron considerados los fenómenos naturales extremos que podrían causar daños a los dispositivos, como huracanes, ni el comportamiento del oleaje en aguas someras. En los resultados obtenidos por Corne-

tt (2008) se muestra que la mayor potencia disponible a nivel mundial se encuentra en latitudes altas. Para el caso de México, el potencial energético sugerido oscila entre 10-20 kilowatts por metro a lo largo de una cresta de onda (kW/m), principalmente en algunas regiones del país situadas en el Océano Pacífico.

Mork *et al.* (2010) analizó el potencial energético a nivel global utilizando una base de datos mundial llamada WORLDWAVES (Barstow *et al.*, 2003). Dicha base de datos incluye datos de simulación numérica considerando regiones de aguas profundas, intermedias y someras en los análisis. Tales resultados fueron obtenidos por medio de modelos numéricos capaces de incluir efectos en aguas someras (SWAN). La figura 1 muestra resultados de la evaluación teórica anual mundial realizada por Mork *et al.* (2010), en la cual, desde un punto de vista cualitativo, puede sugerirse que el menor potencial de energía en México se

encuentra en los golfos de México y California (~5-10 kW/m), mientras que el mayor potencial está en las regiones noroeste y sureste de México (~10-20 kW/m). Los resultados teóricos propuestos por Cornell (2008) y Mork *et al.* (2010) pueden servir como un punto de partida en la identificación de zonas potenciales para aprovechamiento de energía de las olas en México, ya que ambos estudios sugieren un potencial máximo aproximado entre ~10- 20 kW/m. No obstante, estudios realizados con una mayor resolución, considerando efectos de aguas someras y huracanes, son aún requeridos para una mejor estimación de los recursos energéticos por oleaje.

Recientemente, las evaluaciones de oleaje como recurso energético han sido enfocadas a regiones específicas, con la finalidad de definir con mayor precisión zonas potenciales para su extracción, incluyendo análisis de variabilidad climática y aspectos socio-económicos. Por ejemplo, Sannasi-

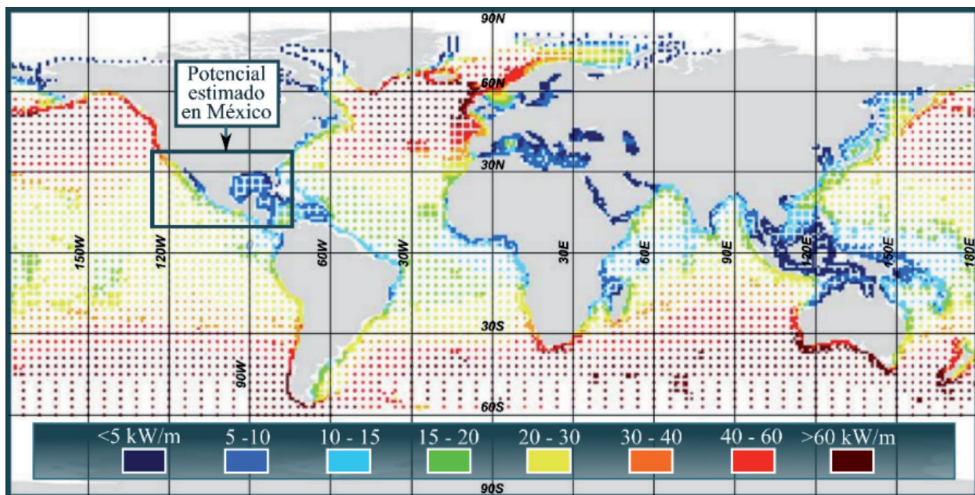


Figura 1. Potencial aproximado de energía de las olas a nivel mundial. Adaptado de Mork *et al.* (2010).

raj y Sundar (2016) realizaron un estudio detallado para identificar sitios de interés e instalar WECs a lo largo de las costas de la India. En su estudio, fueron considerados algunos criterios de identificación y selección, tales como las características de las olas y condiciones socio-económicas de las regiones de estudio. Fue analizado el potencial energético utilizando resultados de simulación con el modelo WAM. Los análisis fueron realizados con datos de altura significativa (H_s), periodo medio (T_m) y dirección media de onda (θ_m). Como resultado, fue propuesta una estrategia de identificación de zonas potenciales, así como de selección de WECs para operar en dichas zonas. Otro ejemplo de identificación de potencial energético en regiones específicas corresponde al estudio realizado por Quitoras *et al.* (2018), quienes presentaron una evaluación tecnológica y económica de recursos de energía de las olas en las Filipinas. Ellos propusieron una metodología para identificar zonas potenciales, seleccionar posibles WECs para su instalación y estimar el flujo anual de energía del oleaje. Además, mostraron un análisis para estimar la viabilidad económica, discutiendo aspectos relevantes en proyectos de instalación de WECs. También, utilizaron series temporales obtenidas de Surf-Forecast, que es una base de datos de predicciones realizadas en diferentes puntos alrededor del mundo con el modelo NOAA-WW3. Estos datos fueron validados con la base de datos MetOceanView. A partir de los resultados obtenidos por Quitoras *et al.* (2018), puede deducirse que aunque la metodología propuesta fue aplicada para una región específica en el mundo, presentó posibili-

dades de extensión para estimar potenciales energéticos en otros sitios, siempre que sean consideradas las características propias de cada región.

Como puede ser inferido, cualquier proyecto que tenga como objetivo el aprovechamiento de energías renovables, requiere, como primer paso, un estudio preliminar de evaluación de recursos y la identificación de zonas potenciales.

Principales retos para el aprovechamiento de energía del oleaje

Hasta ahora, se estima que el aprovechamiento de energía del oleaje en México se encuentra en la etapa de evaluación de recursos, con algunas actividades de desarrollo conceptual de prototipos siendo realizadas en algunos centros de investigación y universidades.

En lo que se refiere a la evaluación de recursos en México, aún es necesaria la identificación de zonas potenciales por medio de análisis más detallados, incluyendo estudios económicos, ambientales, así como la selección o desarrollo de dispositivos convertidores de energía. Para esto, es requerida la elaboración de metodologías de investigación que permitan conocer el potencial energético del oleaje, abriendo paso a la selección, desarrollo e implementación de dispositivos. Es necesario que dichos métodos consideren la variabilidad temporal de los recursos, con la finalidad de enfocar esfuerzos en las zonas que presenten una disponibilidad constante de energía.

Por otro lado, la selección de dispositivos convertidores de energía también depende de los resultados obtenidos en la evalua-

ción de zonas potenciales, ya que, para su correcta selección, varios factores deben ser considerados, incluyendo condiciones ambientales, características del suelo, distancia a zonas que puedan proporcionar infraestructura de conexión a la red eléctrica, etc. Dependiendo de las características de los sitios de interés, será posible seleccionar WECs disponibles en el mercado o desarrollar nuevos prototipos. La primera opción requiere de proyectos de implementación de tecnologías extranjeras que se encuentren en fases avanzadas de desarrollo; sin embargo, esta opción podría requerir considerables inversiones económicas debido a que se generaría una dependencia tecnológica. Por otro lado, la segunda opción (desarrollo de prototipos nacionales) requiere satisfacer criterios de diseño, desde

su concepto teórico hasta su demostración comercial, lo que también podría demandar tiempos y recursos económicos considerables para desarrollar tecnología nacional. Por tales motivos, es necesario que sean realizados análisis económicos antes y durante la selección de los WECs.

El objetivo del presente estudio consiste en utilizar algunos criterios de aprovechamiento de energía del oleaje para establecer procedimientos que permitan dar continuidad a la evaluación de recursos energéticos del oleaje en México, así como la selección y desarrollo de WECs siguiendo criterios de diseño. Se espera que las propuestas de este documento sirvan de base para la evaluación técnica de recursos de energía del oleaje y de otras energías del océano.

Casos de Estudio

En el presente trabajo fueron considerados dos casos de estudio, los cuales están relacionados con la evaluación de recursos de energía del oleaje para identificar zonas potenciales para su extracción en aguas mexicanas (Caso de estudio 1), así como los dispositivos de conversión energía que pueden ser utilizados (Caso de estudio 2). La figura 2 ilustra las preguntas relacionadas con ambos casos de estudio, incluyendo los temas a ser tratados en cada uno de ellos.

A continuación, es presentado el análisis del primer caso de estudio (Identificación y

selección de zonas potenciales), en el cual se describe un procedimiento simplificado para identificar y seleccionar zonas potenciales, incluyendo diversos factores que deben ser considerados. Después, es tratado el segundo caso de estudio (Pre-selección y desarrollo de WECs), para el cual es propuesto un procedimiento de preselección de dispositivos de conversión de energía y es discutido el desarrollo de los mismos en base en criterios de diseño e instalación aplicables en México.



Figura 2. Casos de estudio relacionados con el aprovechamiento de energía del oleaje en México.

Criterios para Aprovechamiento de Energía del Oleaje en México

Caso 1: Identificación y selección de zonas potenciales

El primer paso en el proceso de implementación de proyectos de conversión de energía del oleaje consiste en realizar la identificación de zonas propicias para llevar a cabo el aprovechamiento de los recursos, siendo necesario estimar el potencial energético disponible. Una evaluación completa de recursos se puede lograr por medio de tres fases: identificación teórica, técnica y práctica (figura 3), tal como lo señala ADB (2014). Primeramente, la identificación teórica de recursos involucra la evaluación preliminar de potencial energético y sitios de interés por medio de métodos analíticos y numéricos. Subsecuentemente, la fase de identificación técnica incluye otros aspectos tecnológicos como la selección de dispositivos de conversión de energía, incluyendo análisis tecno-económicos de los

mismos. Por último, la evaluación práctica de recursos incluye actividades en campo, las cuales pueden incorporar algunos análisis de implementación de dispositivos en condiciones reales de operación que permitan obtener una evaluación más detallada de los sitios de interés.

Sin embargo, el cumplimiento de la evaluación de recursos de energía de las olas a través de la ejecución de las tres fases descritas, se ve comúnmente limitado debido a algunas restricciones que requieren ser atendidas antes de la fase práctica (figura 3). Entre estas limitantes existen factores ecológicos, económicos y sociales que pueden tener impacto en la ejecución de los proyectos (Quitoras *et al.*, 2018). Dichos factores deben ser analizados en detalle con la finalidad de seleccionar zonas potenciales que sean viables para la implementación sustentable de proyectos.

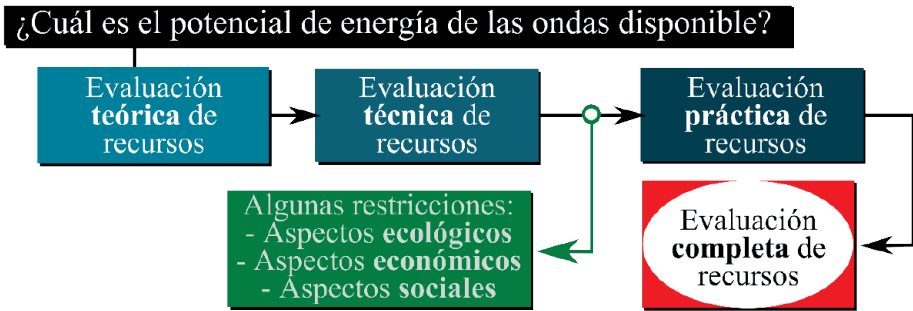


Figura 3. Pasos a seguir para una completa evaluación de recursos disponibles de energía de las olas (Adaptado de Quitoras *et al.*, 2018).

Los procedimientos descritos en las secciones siguientes están relacionados con las fases de identificación teórica y práctica de recursos, los cuales pueden servir como un punto de partida para el desarrollo de metodologías más detalladas de identificación de recursos en México.

Factores a considerar en la identificación de sitios potenciales

Como fue descrito anteriormente, la identificación de recursos energéticos incluye la determinación de zonas potenciales para extracción de energía. Sin embargo, la selección de dichas zonas requiere de algunas exigencias que deben ser satisfechas. Factores como las características de la región de interés (*e.g.*, distancia de la costa, profundidad, condiciones de olas), la cercanía a alguna planta de interconexión y almacenamiento de energía eléctrica, así como la disponibilidad constante del recurso energético, deben ser considerados en la selección de áreas explotables. Si no se realizan evaluaciones adecuadas, el primer factor mencionado (características de

la región) podría implicar dificultades de instalación de los dispositivos (*e.g.*, anclaje, fijación de la base estructural), el segundo factor (cercanía a infraestructura) podría generar costos excesivos de producción y el último factor (disponibilidad del recurso) podría ocasionar improductividad al existir falta de recurso energético con características adecuadas en determinados periodos de tiempo. Adicionalmente, debido a que la energía del oleaje es renovable, es importante garantizar que el funcionamiento de los dispositivos sea de la manera más sustentable posible, con la finalidad de reducir impactos ambientales en el área de operación.

Flocard *et al.* (2016) propusieron algunos aspectos a considerar para la definición de sitios de aprovechamiento de energía oceánica, los cuales incluyen factores ambientales, factores externos, características de las condiciones de mar, tipo de fondo marino e infraestructura disponible. Tomando como base la clasificación de Flocard *et al.* (2016), la figura 4, presenta algunas preguntas a ser consideradas antes de definir sitios de interés para extracción de recursos

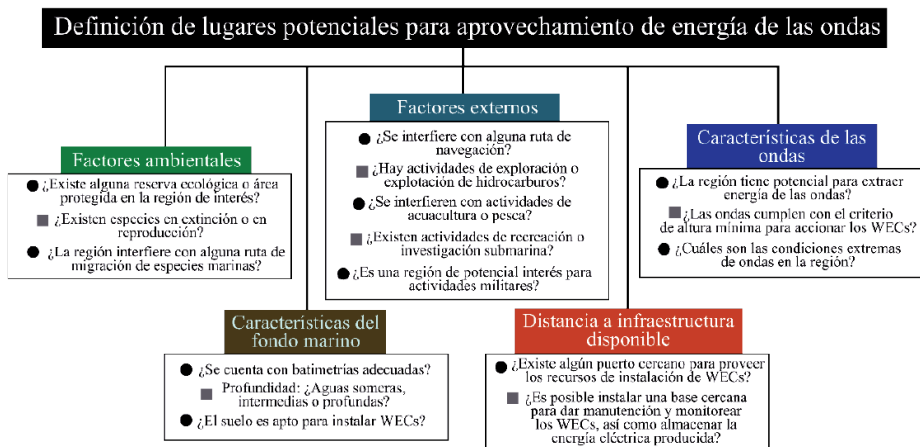


Figura 4. Factores a ser considerados durante la selección de lugares potenciales para el aprovechamiento de energía de las olas, basados en la clasificación de Flocard *et al.* (2016).

energéticos renovables. Dichas preguntas pueden servir como base para monitorear la viabilidad de la implementación de proyectos de aprovechamiento de energía.

El primer factor consiste en la consideración de restricciones ambientales, las cuales pueden exigir que se eviten algunas regiones que sean áreas con alto valor ecológico, ya sea por formar parte de alguna reserva ecológica, por albergar especies en peligro de extinción o por pertenecer a una ruta de migración de especies marinas.

El segundo factor implica aspectos externos, entre los cuales se debe considerar si en la región de interés existen actividades importantes como navegación, explotación de hidrocarburos, pesca, acuicultura, recreación, investigación submarina o actividades militares.

Como tercer factor se tiene la evaluación de las características de las olas. Es importante determinar si el potencial de energía de las olas está disponible de manera constante, a pesar de cambios estaciona-

les, siendo recomendado evaluar su variabilidad temporal. Otro punto importante a verificar es si a lo largo de periodos variables, las olas cumplen con el criterio de altura mínima para accionar algunos tipos de WECs que sean de interés. Por último, es necesario investigar las condiciones extremas de mar a las que estarían expuestos dichos dispositivos, para lo cual se requiere evaluar preliminarmente el comportamiento hidrodinámico de los mismos.

El cuarto factor señalado en la figura 4, demanda un estudio adecuado del suelo marino y de la profundidad del sitio de interés, en el cual se recomienda evaluar las condiciones de operación debido a condiciones de aguas someras, intermedias o profundas. Además, en caso de tratarse de profundidades que permitan anclar o fijar dispositivos, se requiere que el suelo cumpla con las características para instalar dichos artefactos marinos de manera segura.

Por último, el quinto factor representa uno de los aspectos más importantes a

ser tomados en cuenta, ya que requiere de una evaluación de las distancias entre infraestructuras de apoyo disponibles (e.g., puertos o estructuras marinas cercanas) y la región de interés. Existe la posibilidad de inviabilidad económica en distancias muy lejanas a zonas de infraestructura disponibles. Este factor, es considerado relevante debido a que un estudio logístico adecuado puede optimizar el uso de recursos económicos para actividades de instalación, mantenimiento y uso de WECs, así como de almacenamiento y distribución de energía. Planear el aprovechamiento de recursos en zonas próximas a puertos o subestaciones oceánicas, puede facilitar el desarrollo de dichas actividades.

Caso 2: Pre-selección y desarrollo de WECs

Pre-selección de WECs

La selección de sitios de interés para aprovechamiento de la energía del oleaje, tam-

bién involucra la realización de estudios tecno-económicos que permitan evaluar los dispositivos WECs más convenientes. Con fines de identificación de dispositivos, el diagrama de la figura 5 ilustra un procedimiento general de evaluación de recursos energéticos del oleaje. Seis niveles de investigación han sido definidos para caracterizar el método propuesto, desde la recopilación de información hasta la evaluación de factibilidad en la selección de WECs.

Los primeros tres niveles están relacionados con la caracterización del recurso del oleaje descrita en la sección anterior (Caso 1). El primer nivel se refiere al análisis de fuentes de datos del oleaje, teniendo como objetivo evaluar diversas condiciones de mar utilizando modelación numérica o realizando análisis de bases de datos disponibles en la literatura. Para obtener resultados confiables, es recomendable que tales estudios sean validados con mediciones experimentales (de campo), ya sea puntuales (en algunos sitios) o distribuidas espacialmente

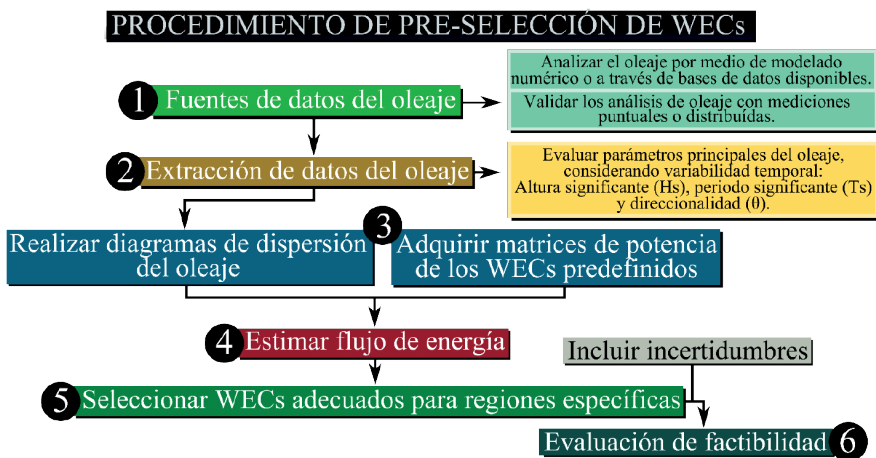


Figura 5. Procedimiento propuesto para realizar la pre-selección de WECs desde el análisis de datos de oleaje de regiones de interés hasta el estudio de factibilidad de su selección.

en regiones de interés. Esta información es utilizada para la validación y en ocasiones puede ser solicitada a organismos que realicen actividades de medición oceanográfica o adquiridas por medio de bases de datos resultantes de campañas de campo o de evaluación numérica.

El segundo nivel de investigación del procedimiento propuesto consiste en la extracción de datos de interés de los estudios realizados en el nivel 1. Típicamente las estimaciones de energía del oleaje son realizadas por medio de diferentes métodos analíticos, considerando parámetros característicos de las condiciones de mar, tales como, alturas significantes (H_s), periodos significantes (T_s) y direccionalidad (θ) del oleaje. Es importante recopilar estos parámetros para diversos periodos de tiempo y condiciones de mar. De esta manera, será posible realizar los estudios del nivel 3, en el cual se sugiere elaborar diagramas de dispersión del oleaje utilizando valores de H_s y T_s para diversas situaciones de mar. Así también, debe realizarse una investigación preliminar para seleccionar algunos WECs que presenten potencial de uso. Existe una amplia diversidad de dispositivos, por lo que es recomendable realizar una pre-selección de algunos de ellos con fines de comparación en los niveles siguientes del procedimiento propuesto. Una vez que se haya realizado la pre-selección de WECs, será necesario obtener sus matrices de potencia, también conocidas como curvas de rendimiento. Estas matrices contienen datos organizados en forma de tablas o gráficos, indicando las condiciones de operación de dichos dispositivos. Comúnmente, cuando se trata de WECs de uso común, las matrices

de potencia pueden ser encontradas en manuales o reportes técnicos disponibles en la literatura. Para el caso de WECs de recién creación o menos populares, las matrices de potencia pueden ser solicitadas a sus fabricantes. Con los diagramas de dispersión y las matrices de potencia, es posible obtener estimaciones de flujo de energía (Nivel 4). Esto es, se podrán realizar diagramas que permitan conocer la disponibilidad energética de los dispositivos en diversos estados de mar. Con los diagramas de flujo de energía de los diferentes dispositivos, será posible compararlos y seleccionar aquellos que presenten compatibilidad con las condiciones de mar más críticas en las regiones de interés. Dicha selección preliminar de WECs será realizada en el Nivel 5. En dicha fase resultarán seleccionados aquellos WECs que presenten una mayor eficiencia en las condiciones de mar establecidas como criterio. Por último, en el Nivel 6 de la metodología, los WECs seleccionados serán considerados para realizar estudios técnico-económicos detallados de factibilidad. Es esta última etapa es requerido considerar las diversas fuentes de incertidumbres (ambientales, técnicas y económicas) que podrían afectar los planes de desarrollo, instalación y ejecución de dispositivos.

Los estudios de factibilidad deberán incluir la toma de decisiones para definir si se utilizarán tecnologías existentes de dispositivos o si se requiere su desarrollo tecnológico. Para cualquier decisión que sea tomada, se deberá considerar que antes de su implementación operacional, los dispositivos escogidos se encuentren en fases avanzadas de desarrollo, tal como se describe en la siguiente sección.

Desarrollo de WECs

En general, la adquisición de tecnologías existentes o el desarrollo de WECs dependerán de la geografía del lugar donde serán instalados, de su mecanismo de funcionamiento, de las características típicas de las olas y de la generación esperada de energía.

Actualmente, varios tipos de WECs para extraer energía en regiones costeras o costa afuera (*offshore*) están siendo desarrollados alrededor del mundo. Básicamente, estos dispositivos pueden ser descritos según su principio de funcionamiento como dispositivos flotantes anclados, dispositivos de contorno articulado, dispositivos de columna de agua oscilante y dispositivos de desbordamiento de olas (Sannasiraj y Sundar, 2016).

Para lograr una fase exitosa de instalación de sistemas de conversión de energía, es recomendable garantizar que los dispositivos seleccionados hayan sido desarrollados siguiendo criterios de desarrollo de WECs, conocidos como Niveles de Prontitud Tecnológica de dispositivos (“*Technology Readiness Levels*”, TRLs). Dichos niveles definen criterios para caracterizar el desarrollo de los dispositivos desde su diseño conceptual hasta la aprobación de su desempeño operacional a través de una serie de pruebas exitosas en condiciones de operación reales. La tabla 1 muestra la descripción de los nueve niveles TRL aplicables para el desarrollo de WECs (European Commission, 2017). Como se puede observar, los niveles TRL del 1 al 4 consisten en demostrar técnicamente los principios de funcionamiento del dispositivo, incluyendo pruebas experimentales que permitan validar el concepto tecnológico. Subsecuentemente, los niveles

TRL del 5 al 6 demandan la validación y demostración de la tecnología propuesta en ambientes más realistas, tales como condiciones reales de mar. El nivel TRL 7 propone que los dispositivos sean demostrados en un ambiente operacional, mientras que los niveles TRL 8 y 9 requieren un sistema de conversión de energía completo y calificado, el cual sea probado en un ambiente operacional real. Es importante mencionar, que la mayoría de los dispositivos existentes aún se encuentran en fases de demostración tecnológica en laboratorio (TRLs 1-5, Mofor *et al.*, 2014). Según López *et al.* (2013), solamente ~5% del sector de energía del oleaje se encuentra en niveles avanzados de desarrollo debido a las limitantes económicas y operacionales que se enfrentan en las fases de demostración de prototipos en condiciones reales.

El cumplimiento de los niveles TRL mencionados en la tabla 1 puede ser realizado siguiendo procedimientos basados en protocolos de desarrollo de sistemas, tal como

Tabla 1. Nivel de prontitud tecnológica de dispositivos (Technology Readiness Level, TRL) basados en European Commission (2017).

| Nivel | Descripción |
|-------|----------------------------------------------------------------------|
| TRL 1 | Principios básicos observados. |
| TRL 2 | Concepto tecnológico formulado. |
| TRL 3 | Prueba experimental del concepto tecnológico. |
| TRL 4 | Tecnología validada en laboratorio. |
| TRL 5 | Tecnología validada en un ambiente relevante. |
| TRL 6 | Tecnología demostrada en un ambiente relevante. |
| TRL 7 | Demostración de un prototipo del sistema en un ambiente operacional. |
| TRL 8 | Sistema completo y calificado. |
| TRL 9 | Sistema actual probado en un ambiente operacional. |

el descrito por Nielsen (2010), en el cual las fases TRL fueron incluidas en cinco etapas de desarrollo, como mostrado en la tabla 2. La primera etapa incluye los TRL 1-3 y propone ensayos simplificados con modelos de escala reducida en canales hidrodinámicos para realizar la validación del concepto tecnológico. La segunda etapa incluye la validación del diseño (TRL 4), para lo cual es recomendado realizar análisis experimentales y numéricos, diseñar el prototipo a ser construido y ejecutar análisis tecno-económicos. La etapa 3 involucra los TRL 5-6 y trata principalmente de probar modelos y subsistemas en condiciones más realistas en el mar. En seguida, la etapa 4 involucra los TRL 7-8 para realizar pruebas de prototipos en escala real en condiciones reales de mar. Por último, la quinta etapa (TRL 9) pretende que sea realizada una validación financiera, en la cual es sugerida la aprobación del desempeño de dispositivos que pretendan ser comercializados, probados en condiciones reales a largo plazo. Como se puede inferir, el proceso para obtener un completo desarrollo de WECs siguiendo criterios de diseño no es simple debido a las limitantes económicas, logísticas y tecnológicas que involucra. Por tal motivo, es necesario considerar todos los niveles de desarrollo en los análisis de factibilidad previos a la implementación de dispositivos.

Durante el cumplimiento de las etapas de desarrollo de dispositivos, es importante recopilar informaciones relevantes y documentar reportes referentes a las fases de diseño, desarrollo, rendimiento y supervivencia del sistema, así como de operación y mantenimiento, tal como ilustrado en la figura 6. Basado en el trabajo de Nielsen

Tabla 2. Etapas de desarrollo de dispositivos de conversión de energía de las olas. Adaptado de Nielsen (2010).

| Etapa | TRL | Descripción |
|-------|-------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1 | 1 – 3 | Validación del concepto tecnológico: Probar el concepto básico en ensayos de escala reducida en canales de pruebas hidrodinámicos. |
| 2 | 4 | Validación del diseño: Pruebas de subsistemas a escala intermedia, pruebas en canales hidrodinámicos a escala 1:10, evaluación de supervivencia, análisis de hidrodinámica de fluidos computacional, análisis de método del elemento finito, diseño de ingeniería (diseño del prototipo), estudios de factibilidad y costo. |
| 3 | 5 – 6 | Probar los modelos a escala operacional en el mar y probar subsistemas a una gran escala. |
| 4 | 7 – 8 | Pruebas de prototipos a escala completa en el mar. |
| 5 | 9 | Validación económica. Varias unidades de dispositivos pre-comerciales probados en el mar por un periodo extendido de tiempo. |

(2010), la figura 6 menciona algunas informaciones de relevancia a ser documentadas durante las fases mencionadas.

En la fase de diseño de algún dispositivo WEC, es relevante adquirir las curvas y planos de diseño geométrico y operacional del mismo, así como documentar procedimientos de instalación. Subsecuentemente, durante el desarrollo del dispositivo, se deberán recopilar detalles sobre las características del sitio de interés y de las posibles configuraciones de conjuntos de dispositivos en dicha región. También, será requerido establecer una metodología detallada de implementación del dispositivo, incluyendo materiales consumibles, equipos e infraestructura necesarios. En

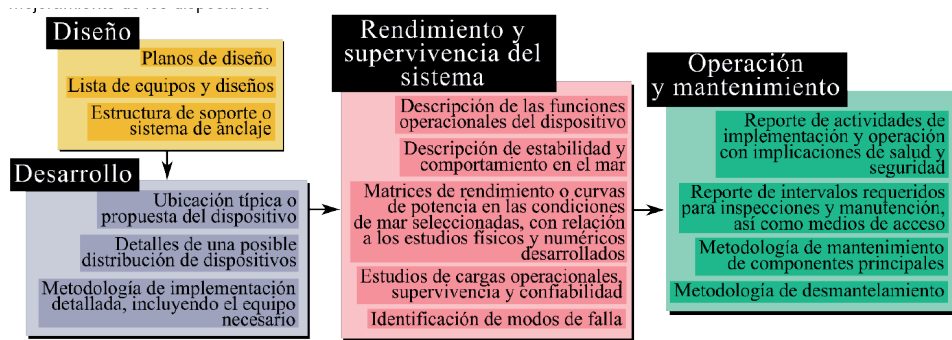


Figura 6. Informaciones que se recomienda obtener y documentar durante el desarrollo de WECs.

relación al rendimiento y supervivencia del sistema, existen informaciones importantes que se deberán tener a la mano, tales como la descripción de los aspectos de operación, estabilidad, comportamiento en el mar, rendimiento, cargas operacionales, supervivencia, confiabilidad e identificación de modos de falla del dispositivo. Por último, en la fase de operación y mantenimiento, es recomendable contar con manuales o procedimientos de implementación y uso

del dispositivo, implicaciones de seguridad, así como la planeación de la frecuencia de inspecciones, mantenimiento y desmantelamiento. Como se puede observar, al desarrollar dispositivos siguiendo los TRLs, es recomendable que sean documentados los aspectos descritos en la figura 6, lo cual puede ser de utilidad para la implementación, comercialización o mejoramiento de los dispositivos.

Conclusiones y Trabajos Futuros

El aprovechamiento de energía del oleaje en México aún está en la fase de identificación de recursos de manera teórica y técnica. En el presente estudio fueron descritos algunos aspectos relevantes para realizar una evaluación preliminar de recursos de energía del oleaje en México, considerando criterios para su aprovechamiento. Para esto, fueron propuestos algunos procedimientos a seguir, los cuales pueden servir como punto de partida en fases iniciales de proyectos o pueden ser utilizados para

dar continuidad a estudios actuales. Tales procedimientos fueron propuestos en base a dos casos de estudio relacionados con la identificación de sitios potenciales para extracción de energía del oleaje (Caso 1) y la selección y desarrollo de WECs utilizando criterios de diseño (Caso 2).

Con respecto a la selección de sitios potenciales, en necesario dar continuidad a las etapas técnica y práctica de evaluación de recursos energéticos del oleaje en México, considerando las limitantes ecológicas, eco-

nómicas y sociales que se puedan presentar.

En relación al desarrollo de WECs para implementación en mares mexicanos, se estima que actualmente se estén realizando proyectos en las fases TRL entre 1 y 4. Con respecto a los avances actuales en México, los siguientes trabajos futuros son sugeridos:

- Identificar sitios potenciales de acuerdo a su factibilidad de uso, como primarios, secundarios y terciarios. Para esto, los criterios descritos en EPRI (2007) pueden ser utilizados como base. En dichos criterios, los sitios primarios deben ser considerados con pocas restricciones ambientales y sociales, con condiciones adecuadas de oleaje y que estén localizados, preferentemente, en aguas intermedias, con profundidad mayor a 50 m y con distancia no mayor a 10-15 km de la costa. Según EPRI (2007), sitios con tales características pueden permitir una economía óptima para el aprovechamiento de energía del oleaje. Subsecuentemente, los sitios secundarios podrán ser considerados como los que están sujetos a efectos de “shadowing” debido a islas o costas, dificultando la instalación de dispositivos. Por último, los sitios terciarios serán aquellos que tengan más restricciones de uso. Debido a las posibles dificultades técnicas, los sitios terciarios deberán ser considerados a largo plazo en el proyecto de aprovechamiento de recursos.
- Seleccionar, por medio de estudios técnicos de factibilidad, dispositivos adecuados de conversión de energía del oleaje. Para esto, se proponen dos estrategias: la consideración de WECs ya probados y disponibles en el mercado o el desarrollo de nuevos dispositivos basados en criterios de diseño (TRLs) de acuerdo a las características de los sitios de interés. Para la primera estrategia, es necesario realizar estudios de factibilidad tecno-económica con WECs que cuenten con informaciones de funcionamiento (matrices de potencia). Sin embargo, el principal desafío consistirá en encontrar los dispositivos con características de funcionamiento adecuadas para ser implementados eficientemente en los sitios de interés, ya que los WECs no son de uso genérico. En la segunda estrategia, se podrían desarrollar nuevos dispositivos cumpliendo con los niveles de prontitud (TRL). Esta estrategia, además de permitir la generación de tecnologías nacionales, permitiría crear líneas de investigación canalizadas al desarrollo de prototipos de conversión de energía. Sin embargo, en esta opción, la principal limitante será el aspecto económico para sustentar las fases de desarrollo, tal como ocurre actualmente con varios dispositivos alrededor de mundo, en los cuales las fases avanzadas de desarrollo se ven comúnmente limitadas debido a restricciones ambientales, económicas o sociales.

Literatura Citada

- ADB (Asian Development Bank). “Wave Energy Conversion and Ocean Thermal Energy Conversion Potential in Developing Member Countries”. Technical Report (2014). <https://www.adb.org/publications/wave-energy-conversion-and-ocean-thermal-energy-conversionpotential-developing-member> [accessed August 17 2018].
- Barstow, S. F., G. Mork, L. Lonseth, P. Schjølberg, U. Machado, G. Athanassoulis,..., & G. Spaan.2003. WORLDWAVES: High quality coastal and offshore wave data within minutes for any global site. In ASME 2003 22nd International Conference on Offshore Mechanics and Arctic Engineering (pp. 633-642). American Society of Mechanical Engineers.
- Cornett, A. M. 2008. A global wave energy resource assessment. In: The Eighteenth International Offshore and Polar Engineering Conference. International Society of Offshore and Polar Engineers.
- Electric Power Research Institute (EPRI). 2007. California ocean wave energy assessment. Technical Report. Electric Power Research Institute.
- European Commission. 2017. DG RTD – TRL Project Technology Readiness Level: Guidance Principles for Renewable Energy technologies. Technical Report. The European Commission.
- Flocard, F., D. Lerodionou, y I. R. Coghlan. 2016. Multi-criteria Evaluation of Wave Energy Projects on the South-east Australian Coast. *Renewable Energy*, 99: 80-94.
- López, I., J. Andreu, S. Ceballos, I. Martínez De Alegría, I. Kortabarria.2013. Review of Wave Energy Technologies and the Necessary Power-equipment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 27: 413-34.
- Mofor, L., J. Goldsmith, y F. Jones. 2018. Ocean Energy: Technology Readiness, Patents, Development Status and Outlook”. Online Technical Report (2014). <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-540-77932-2>. [accessed August 25 2018].
- Mork, G., S. Barstow, A. Kabuth, y M.T. Pontes. 2010. Assessing the Global Wave Energy Potential. In 29th International Conference on Ocean, Offshore and Arctic Engineering: Volume 3.
- Nielsen, K. 2010, Report T02-0.0 Development of Recommended Practices for Testing and Evaluating Ocean Energy Systems. OES-IA Annex II Extension Summary Report.
- Quitonas, M. R. D., M. L. S. Abundo, y L. A. M. Danao.2018. A Techno-economic Assessment of Wave Energy Resources in the Philippines. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 88 (2018): 68-81.
- Sannasiraj, S.A., y V. Sundar. 2016. Assessment of Wave Energy Potential and Its Harvesting Approach along the Indian Coast. *Renewable Energy*, 99: 398-409.
- Tolman, H. L. 2002. Validation of WAVEWATCH III version 1.15 for a global domain”. NOAA / NWS / NCEP / OMB Technical Note Nr. 213, 33 pp.

Integración de los Dispositivos Conversores de la Energía Marina a los Ecosistemas Costero-Marinos en México

Debora Lithgow¹, Pamela Flores¹, Gabriela Mendoza²,
Vanessa Papiol³, Edgar Mendoza¹ y Rodolfo Silva¹

¹CEMIE-Océano, Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México

²CONACYT—UMDI-Sisal, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México

³UMDI-Sisal, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México

Resumen

El uso de energías alternativas que minimicen la dependencia de los combustibles fósiles puede reducir la liberación de gases de efecto invernadero, así como promover la creación de empleos y el desarrollo a nivel local sobre una base sostenible. El aprovechamiento de la energía marina se perfila como una alternativa que permitirá estos beneficios. Sin embargo, su conversión plantea importantes retos a diferentes disciplinas, entre ellos la evaluación del posible impacto ambiental que supone la ocupación de área marina para dicho fin. De esta manera, se deben identificar los posibles impactos negativos de manera oportuna y diseñar las medidas necesarias para evitar o minimizar dichos impactos.

En este capítulo se abordan los principales impactos ambientales asociados con los dispositivos que permiten aprovechar la energía disponible en el mar, así como los retos que deben afrontarse para

Lithgow, D., P. Flores, G. Mendoza, V. Papiol, E. Mendoza, y R. Silva, 2019. Integración de los Dispositivos Conversores de la Energía Marina a los Ecosistemas Costero-Marinos en México. p. 241-254. En: Rivera-Arriaga, E., P. Sánchez-Gil, y J. Gutiérrez (eds.). Tópicos de Agenda para la Sostenibilidad de Costas y Mares Mexicanos. Universidad Autónoma de Campeche. Red RICOMAR. 334 p. ISBN 978-607-8444-57-1. doi: 10.26359/epomex.0519

lograr su integración a los ecosistemas costero-marinos buscando que cumplan con el cometido de ser energías tanto limpias como sustentables.

Palabras clave: energía marina, impacto ambiental, ecosistemas costero-marinos.

Abstract

The use of alternative sources of energy that minimise the dependency of fossil fuels could reduce greenhouse gas emissions while promoting local employment and sustainable development. Marine energy has been identified as one of the alternatives to provide such benefits. Nevertheless, the development of marine energy projects faces several challenges to different disciplines. One of the main challenges facing the marine energy sector is managing to evaluate the potential environmental impacts associated with occupying the coastal and marine ecosystems, which are among the lesser known on Earth. Therefore, a comprehensive assessment is the best way of predicting potential impacts and designing early and appropriate mitigation measures.

Keywords: Marine energy, environmental impact, coastal and marine ecosystems.

Introducción

La demanda de energía a nivel global se ha duplicado en los últimos 30 años (BP, 2018). El 84 % de la energía consumida se destina a la producción eléctrica y de calor (25%), la agricultura (24 %), la industria (21%) y el transporte (14 %) (Pachauri *et al.*, 2014). Esta energía se obtiene principalmente de combustibles fósiles, esencialmente petróleo, carbón y gas natural, que, a la vez, son la principal fuente de emisiones de gases efecto invernadero (GEI) a nivel mundial, con un claro efecto en el incremento de la temperatura asociado al cambio climático (CC).

En el Quinto Informe de Evaluación del IPCC (Pachuri *et al.*, 2014) se ha reconocido que los impactos del cambio climático en América Latina y el Caribe están siendo muy significativos. En los próximos años se espera una mayor vulnerabilidad costera a eventos hidrometeorológicos extremos, poniendo a sociedades, sectores económicos y ecosistemas en riesgo (Conde-Álvarez y

Saldaña-Zorrilla, 2007). México, el décimo país más poblado, es también una de las economías más importantes del mundo y uno de los 20 países con mayores emisiones de GEI. Simultáneamente, el territorio mexicano se encuentra entre las regiones geográficas más vulnerables al efecto de eventos extremos (Ordóñez y Masera, 2001). Dada su innegable contribución al CC, México ha adquirido distintos compromisos encaminados a lograr una reducción sustantiva de emisiones de GEI, combatir la vulnerabilidad ante eventos extremos y favorecer la adaptación a efectos predecibles. Entre estos compromisos se encuentran la Ley General de Cambio Climático (2012), la firma y ratificación del Acuerdo de París (2015-2016) y los compromisos nacionales presentados ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CCMNUCC). Además, se ha hecho hincapié en la creación y el fortalecimiento de instituciones capaces de contribuir en el

diseño de instrumentos de planeación en el mediano y largo plazo. En este sentido, en 2013 se publicó la Estrategia Nacional de Cambio Climático, con una visión de 10, 20 y 40 años, que incluye objetivos, estrategias y líneas de acción prioritarias para orientar el quehacer nacional en materia de adaptación al cambio climático.

En línea con los acuerdos internacionales, una de las apuestas globales es la transición energética desde un modelo dependiente de combustibles fósiles a uno con mayor participación de energías limpias y sustentables (Bedard, 2007; Copping *et al.*, 2014). En años recientes, se han creado fondos, centros y proyectos en distintos países para el desarrollo científico-tecnológico enfocado al aprovechamiento de fuentes alternativas de energía (bioenergética, solar, geotérmica, eólica, oceánica). Entre las alternativas de generación energética identificadas, se encuentra el aprovechamiento de la energía disponible en el océano, que se deriva del potencial cinético, térmico o químico de la energía del agua de mar (corrientes, mareas, oleaje, gradientes salinos y gradientes térmicos), la cual puede ser transformada para proveer electricidad o energía térmica. A pesar de los esfuerzos para impulsar la transición energética, para el 2012, en México, las energías de fuentes renovables solo integraban el 19 % del consumo de energía total, de los que 47.3 % era producido por métodos tradicionales con uso de biomasa y 52.7% por métodos modernos con distintas fuentes de energía (CEMIE-Océano, 2016). Por esto el impulso, a través de la inversión, de políticas que promuevan el desarrollo de tecnologías e infraestructura

para el uso de energía sustentable resulta prioritario (Pachauri *et al.*, 2015).

Una de estas oportunidades de inversión es la tecnología para el aprovechamiento de la energía del océano. Hasta el momento, la tecnología desarrollada se centra en sistemas que aprovechan el movimiento de las mareas, turbinas submarinas que captan la energía de las corrientes, intercambiadores de calor para la conversión de la energía térmica oceánica y una variedad de dispositivos para aprovechar la energía de las olas y los gradientes de salinidad (Edenhofer *et al.*, 2012). Los distintos desarrollos tecnológicos existentes hasta la fecha implican diferentes efectos potenciales sobre el medioambiente que influyen a diferentes escalas.

En la actualidad, las tecnologías que cuentan con mayor viabilidad para una producción rentable son las que aprovechan las energías cinética y potencial marina en forma de mareas y oleaje. Entre los países que han apostado por este tipo de energía, se encuentran Francia, Canadá, Rusia, China, Reino Unido y Corea del Sur, que han desarrollado dispositivos capaces de aprovechar los flujos de marea empleando turbinas hidráulicas reversibles (Herrera y Quintero, 2017). Por ejemplo, la central de energía mareomotriz del estuario del río Rance, Francia, tiene una producción media de 550 GWh con un nivel de variación de marea de 13.5 m (Rourke *et al.*, 2010). También, se han desarrollado dispositivos para convertir la energía del oleaje. Entre los países que han mostrado mayor interés en esta fuente se encuentran Reino Unido, Portugal, España, Francia, Canadá, EUA,

China y Rusia. En cambio, la tecnología para el aprovechamiento de gradientes térmicos o salinos se encuentra en las primeras fases de desarrollo, aunque su futuro podría ser prometedor, a veces en combinación con otro tipo de industrias como desalinizadoras de agua (Cipollina y Micale, 2016). A través de distintas iniciativas de investigación y desarrollo, México ha incrementado su capacidad técnica para producir ideas, conceptos y sistemas capaces de operar en las condiciones particulares de sus mares y costas, mismos que aún se encuentran en fase de diseño y desarrollo.

Actualmente, México está considerado como un país con alto potencial de producción de energía a partir de fuentes marinas, debido a la diversidad de los procesos oceanográficos y a las condiciones climatológicas reinantes en su amplia zona económica exclusiva (2 946 825 km²), numerosas lagunas costeras (125) y la extensión de sus litorales (11 122 km). Una de las zonas con mayor potencial cinético es el alto Golfo de California (Mar de Cortés), en donde se ha estimado una potencia máxima instalada de 26 GW con una producción de 23 000 GWh/año en un área de 2 590 km²

(CEMIE-Océano, 2016). Si bien la geografía de México lo coloca como un país de alto potencial en el aprovechamiento de energía del océano, también es altamente biodiverso, por lo que la implementación de plantas de energía marina tiene que afrontar retos inherentes a dicha mega diversidad. La alta incertidumbre del impacto ambiental que puede causar la reducción de energía, así como de la posible respuesta de los ecosistemas potencialmente impactados, suman dificultad a dichos retos y constituyen algunos de los principales obstáculos que los proyectos de obtención de energía del océano deben enfrentar. Además, en México muchos de los sitios con potencial energético bruto atractivos desde el punto de vista técnico y económico se encuentran en zonas con ecosistemas frágiles o con alguna categoría de protección.

El objetivo de este capítulo es identificar los principales efectos negativos que se podrían presentar por la colocación de plantas de energía marina, como una primera aproximación a una integración aceptable de dichas instalaciones a los ecosistemas circundantes.

Estado del Arte sobre los Impactos Ambientales Asociados a los Dispositivos de Conversión de Energía Marina

La importancia de los posibles impactos negativos sobre los ecosistemas de los dispositivos de aprovechamiento de la energía marina ha sido cada vez más reconocida (Bonar *et al.*, 2015; Bevelhimer *et al.*,

2017). Si bien, el acceso a dicha información es un reto porque puede encontrarse en literatura gris o no disponible para consulta, el análisis de la literatura científica permite establecer un panorama general de

la situación actual. En dicha literatura, se observa el incremento de estudios sobre los posibles impactos asociados al aprovechamiento de la energía del océano, denotando un creciente interés en el tema durante las últimas décadas. Por ejemplo, el número de artículos publicados en el año 2016 fue 50 % mayor a la suma acumulada de los trabajos publicados entre 1986 y 2005 (figura 1).

A pesar del incremento de estudios de impacto ambiental en la década más reciente, los esfuerzos de evaluación y/o publicación de dichos impactos en proyectos instalados han sido menores. Esta tendencia se ve reflejada en la proporción de países que cuentan con artículos donde se identifican posibles impactos *versus* los países que han evaluado los impactos identificados en proyectos instalados (figura 2). De esa

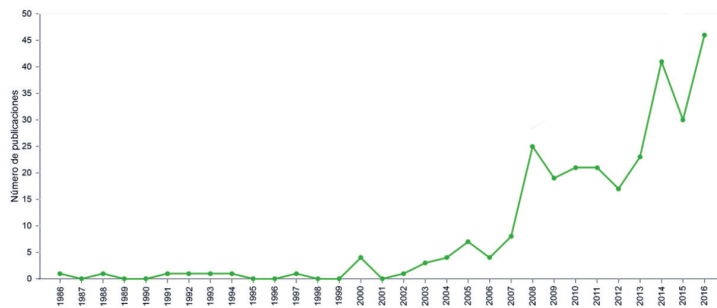


Figura 1. Número de artículos sobre impacto ambiental asociado a energías renovables en ambientes costero-marinos entre 1986 y 2016. Se utilizó la base *Scopus* con las palabras clave “renewable energy”, “marine”, “coastal”, “impact”.

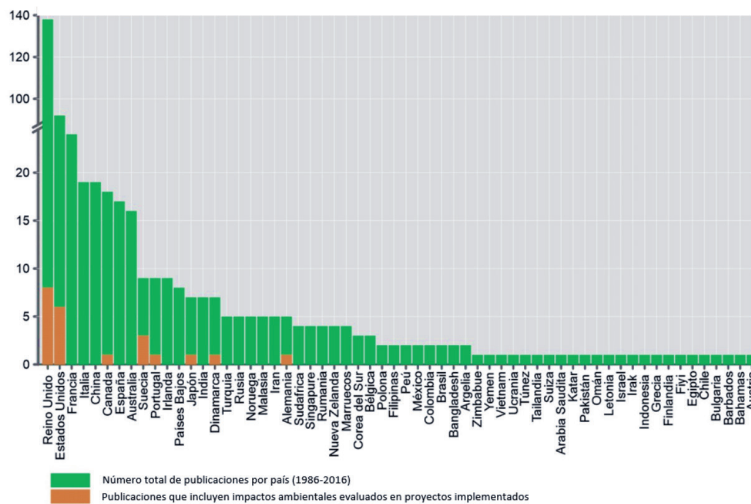


Figura 2. Número de artículos por país sobre impactos ambientales asociados a energías renovables en ambientes costero-marinos. Se observa que los casos de identificación de impactos son mucho mayores a los casos que incluyen la evaluación de dichos impactos en proyectos ya implementados.

manera, se encontró al menos un artículo sobre identificación de impactos ambientales en 60 países y publicaciones sobre la evaluación de impactos identificados solamente en ocho países (Reino Unido, EUA, Suecia, Canadá, Portugal, Japón, Dinamar-

ca y Alemania). La mayoría de los estudios se han enfocado en turbinas para el aprovechamiento mareomotriz y convertidores de energía del oleaje. Sin embargo es muy escaso el énfasis en las corrientes oceánicas, o los gradientes térmicos y salinos.

Principales Impactos Ecológicos, Geomorfológicos y Socioeconómicos Identificados en la Literatura

Actualmente, se reconoce que los proyectos de extracción de energía pueden causar diversos impactos ambientales, cuya naturaleza e intensidad dependen del tipo, madurez tecnológica, extensión, duración, etapa

(instalación, operación, retirada, etc.) y sitio en que se ubique el proyecto. Los efectos negativos pueden incluir una reducción en la amenidad visual y la pérdida de acceso al espacio para los usuarios de la región



Figura 3. Impactos ecológicos, geomorfológicos y socioeconómicos asociados a dispositivos generadores de energía del océano.

(*e.g.* pescadores), vibración y ruido durante la construcción y operación, cambios en los campos electromagnéticos, interrupción de los hábitats y su biota, cambios en la calidad de agua, contaminación por sustancias químicas, etc. En la tabla 1 se pueden observar los impactos biológicos, físico-químicos y socio-económicos evaluados en los estudios arriba mencionados.

Los impactos ecológicos incluyen efectos en la abundancia y diversidad de organismos, daño físico a la fauna y flora, cambios en el comportamiento faunístico, fragmentación de hábitat, modificación a ecosistemas o alteración de las interacciones bió-

ticas y abióticas, entre otros. En cuanto a los impactos físico-químicos, la mayoría de los estudios se enfocan en cambios en la hidrodinámica y calidad del agua. Los impactos socio-económicos más evaluados son los efectos en el paisaje y la pérdida de acceso al espacio para los usuarios de la región (*e.g.* pescadores). A pesar de que los impactos identificados son numerosos e interactúan entre sí, la evaluación de los mismos es mucho menos frecuente. Estas evaluaciones suelen enfocarse en uno de los componentes y rara vez abordan más de un tipo de impacto (ecológico, geomorfológico, socioeconómico).

Impactos Comunes durante las Fases de Construcción y Retirada de Proyectos

Durante las etapas de construcción y desmantelamiento se tiene el potencial de daños directos y puntuales como la destrucción o alteración del área de instalación y de la vía de acceso a éste, alteración de las características del agua circundante, patrones sedimentarios, configuración del fondo marino y disponibilidad de nutrientes. Por ejemplo, el movimiento de maquinaria pesada o la instalación de dispositivos en el fondo causan la destrucción o fragmentación de hábitats y la re-suspensión de sedimento. La re-suspensión sedimentaria, puede repercutir en la salud de dichos ecosistemas por el incremento de la turbidez y/o el recubrimiento por sedimento. Al formar parte de la materia orgánica basal de las redes tróficas, la re-suspensión sedimentaria o la alteración de las dinámicas de sedimentación influirán en las dinámicas

del resto de la red trófica a través de la alteración de los flujos energéticos y productivos. Al mismo tiempo, el agua procedente del fondo marino puede estar contaminada con metales pesados y altas concentraciones de nutrientes. Además, se pueden presentar derrames y la lixiviación continua de productos contenidos en las embarcaciones utilizadas en la construcción (Huckerby *et al.*, 2011). Los dispositivos de extracción de energía del mar no se circunscriben a la región costera y las afectaciones pueden afectar a zonas profundas cuyo conocimiento y resiliencia son menores.

Otro factor de estrés que se ha detectado durante la construcción es el aumento del ruido por encima de los niveles ambientales naturales. La contaminación acústica puede modificar el comportamiento y distribución de las especies. Everley *et al.*

Tabla 1. Estudios realizados sobre los efectos de dispositivos de aprovechamiento de fuentes de energía marina.

| País | Tecnología de energía marina | Ecológicos | | | | | Físico-químicos | | Socio-económicos | | Referencia |
|-----------|------------------------------|---------------------------|---------------------|---------------|--------------------|---------------------|-----------------|------------------|------------------|------------|----------------------------------|
| | | Abundancia y/o diversidad | Daño físico a fauna | Contaminación | Ruido y/o estética | Creación de hábitat | Hidrodinámica | Calidad del agua | Paisaje | Percepción | |
| Alemania | Cables | | | | • | | | | | | Bochert y Zettler, 2004 |
| Canadá | Marea | | • | | | | | | | | Dadswell <i>et al.</i> , 2018 |
| Dinamarca | Eólica marina | | • | | | | | | | | Larsen y Guillemette, 2007 |
| España | Oleaje | | | • | | | • | • | • | | Greaves <i>et al.</i> , 2016 |
| EUA | Marea | • | | | | | | | | | Wiesebron <i>et al.</i> , 2016 |
| EUA | Oleaje | | | | • | | | | | | Haxel <i>et al.</i> , 2011 |
| EUA | Marea | | | | | | | | • | | Dreyer <i>et al.</i> , 2017 |
| EUA | Marea | | | • | | | | | | | Bevelhimer <i>et al.</i> , 2017 |
| EUA | Marea | | | • | | | | | | | Schramm <i>et al.</i> , 2017 |
| EUA | Marea | | • | | | | | | | | Dadswell <i>et al.</i> , 2018 |
| Francia | Oleaje | • | | | | | • | • | • | | Greaves <i>et al.</i> , 2016 |
| Irlanda | Marea | | | • | | | | | | | Sparling <i>et al.</i> , 2018. |
| Irlanda | Oleaje | • | | | | | • | • | • | | Greaves <i>et al.</i> , 2016 |
| Japón | Corrientes | | | • | | | | | | | Xu <i>et al.</i> , 2017 |
| Portugal | Oleaje | • | | | | | • | • | • | | Greaves <i>et al.</i> , 2016 |
| Portugal | Oleaje | | | | | | • | | | | Palha <i>et al.</i> , 2010 |
| GB | Oleaje | • | | | | | • | | • | | Greaves <i>et al.</i> , 2016 |
| GB | Marea | • | | | | | | | | | Wiesebron <i>et al.</i> , 2016 |
| GB | Marea | | | | | | | | • | | Devine-Wright, 2011 |
| GB | Marea | • | | | | | | | | | Benjamins <i>et al.</i> , 2015 |
| GB | Oleaje y Mareas | | | • | | | | | | | Everley <i>et al.</i> , 2016 |
| GB | Marea | • | | • | | | | | | | Williamson <i>et al.</i> , 2017. |
| GB | Marea | | | • | | | | | | | Fraser <i>et al.</i> , 2018 |
| GB | Marea | | | • | | | | | | | Piper <i>et al.</i> , 2018 |
| Suecia | Oleaje | • | | | | | • | • | • | | Greaves <i>et al.</i> , 2016 |
| Suecia | Oleaje | | | | | • | | | | | Langhamer y Wihelmsson, 2009 |
| Suecia | Oleaje | | | | | • | | | | | Langhamer y Wihelmsson, 2009 |
| Suecia | Oleaje | • | | | | | | | | | Langhamer, 2010 |

(2016) señalan que el ruido generado por la instalación de los pilotes de los dispositivos tiene el potencial de afectar, de manera negativa, el comportamiento de los peces, aumentando la probabilidad de ser depredados y afectando a sus poblaciones. Es por ello que algunos autores resaltan el posible impacto en la pesca (Firestone y Kempton,

2007; Warren, *et al.*, 2005). En contraste, algunos estudios sugieren que la respuesta de los peces y mamíferos marinos a la presencia de ruidos es alejarse de la fuente que los produce y, una vez que el ruido desaparece, regresan al sitio (Boehlert y Gill, 2010; Frid *et al.*, 2012, Haxel *et al.*, 2011; Schramm *et al.* 2017).

Impactos Asociados al Funcionamiento de Dispositivos

Una vez que ha concluido el periodo de construcción, la presencia y funcionamiento de un dispositivo puede generar cambios en la hidrodinámica del sitio. En este sentido, se han reportado cambios localizados en los patrones de oleaje, en la turbulencia del agua, en la circulación del agua y en las corrientes, así como alteraciones en los rangos de marea (Frid *et al.*, 2012; Gill, 2005; Leeney *et al.*, 2014). Los cambios en la energía y dirección del oleaje pueden modificar el transporte y distribución de sedimentos, de gases, de nutrientes y de algunas especies marinas en etapas juveniles y adultas (Greaves *et al.*, 2016). Por otro lado, los cambios tanto en la energía del oleaje como en los rangos de marea pueden generar cambios en los patrones de erosión-acumulación en las costas cercanas y modificar las características del sedimento (Langhamer, 2010; Palha, *et al.*, 2010). También, los dispositivos pueden convertirse en una barrera artificial y alterar la conectividad dentro y entre ecosistemas (Uihlein y Magagna, 2016).

Los impactos de los dispositivos en la fauna marina pueden incrementarse en la fase de operación (*e.g.*, el ruido o la poten-

cial colisión con partes móviles, como los alabes de las turbinas). El ruido podría causar el alejamiento definitivo y las colisiones pueden causar la mutilación o la muerte de los organismos. Además de la potencial pérdida de biodiversidad, la disminución de la densidad poblacional de peces con importancia económica puede afectar a las pesquerías aledañas (Dadswell *et al.*, 2018). Al mismo tiempo, se ha observado que algunos peces y anguilas se alejan del ruido o modifican su comportamiento para evitar el choque con las turbinas. Entre estos cambios se han detectado ajustes en la dirección y velocidad de nado, así como cambios en las rutas migratorias. No se sabe si dichos cambios de comportamiento tienen algún efecto significativo en los patrones normales de migración estacional o en las relaciones depredador-presa (Bevelhimer *et al.*, 2017; Boehlert y Gil, 2010; Piper *et al.*, 2018). Debido a lo anterior, es prioritario implementar esfuerzos de monitoreo que permitan cuantificar los impactos a largo plazo (Devine-Wright, 2011; Haxel *et al.*, 2011; Schramm *et al.*, 2017).

La presencia de cables que transmiten la electricidad a la costa pueden alterar los campos magnéticos durante la fase de operación. Se cree que un gran número de especies de fauna marina son sensibles a los campos electromagnéticos, principalmente aquellas que realizan migraciones a gran escala. Además, se han realizado experimentos donde la alteración de campos electromagnéticos puede inducir cambios en el comportamiento reproductivo (Bochert y Zettler, 2004). Sin embargo, existe una gran incertidumbre sobre la magnitud del efecto de los campos electromagnéticos en los receptores (Boehlert y Gill, 2010; Frid *et al.*, 2012).

En contraste con lo antes mencionado, algunos estudios señalan que los dispositivos pueden funcionar como hábitat, por ejemplo, arrecifes artificiales. A pesar de que estas estructuras no tienen la función primaria de los arrecifes, podrían proveer servicios de protección de la costa. Además, podrían albergar especies de hábitats que han sido destruidos. Connell (2001) observó que diferentes estructuras urbanas en el océano (flotantes y fijas) podrían funcionar como hábitats marinos. Estas estructuras generan nuevos ambientes para la colonización de ensamblajes epibióticos (bivalvos, briozoos, balanos, gusanos calcáreos, ascidias, esponjas, algas y corales),

principalmente en las estructuras flotantes, independientemente del sustrato o tiempo de instalación. Esta colonización podría afectar la dispersión de organismos sésiles, permitiendo que especies pobremente dispersadas de manera natural cubran grandes distancias, al utilizar las estructuras urbanas como conectividad entre islas. Eventualmente estas colonizaciones primarias podrían generar una sucesión secundaria con la llegada de nuevos organismos de mayor tamaño asociados a los primeros, con el riesgo de invasión de especies exóticas (Connell, 2001). Por otro lado, los arrecifes artificiales podrían albergar comunidades diferentes a las de los arrecifes naturales, alterar o modificar la diversidad de especies en las áreas cercanas, y detonar cambios en las redes alimentarias (Langhamer y Wilhelmsson, 2009).

Finalmente, cabe mencionar que en sistemas de obtención de energía por gradientes térmicos o salinos, se puede producir una modificación de las características físico-químicas y biológicas del agua en que se retorne el efluente de las instalaciones, principalmente a nivel temperatura, salinidad o composición microbiológica. Estas alteraciones pueden afectar la distribución de especies y el funcionamiento ecosistémico dependiendo de la sensibilidad de cada ecosistema.

Conclusiones

La transición del sector energético hacia la explotación de energías renovables a menudo se deriva de preocupaciones ambientales y se espera que produzca beneficios

socio-económicos. Entre estos beneficios se encuentran la reducción de la emisión de gases de efecto invernadero, la reducción del riesgo de la futura volatilidad del pre-

cio de los combustibles fósiles, la reducción de la dependencia sobre los suministros de energía importados así como la estimulación de la creación de empleo y el desarrollo a nivel local. En este sentido, es evidente que México necesita impulsar la conversión del sector energético a un sector donde la energía renovable tenga mucha más participación y la energía marina es una gran oportunidad. Sin embargo, el desarrollo de esta tecnología debe estar acompañado de la reducción al mínimo posible de los impactos ambientales derivados del emplazamiento de dispositivos y de su funcionamiento.

Uno de los principales obstáculos que limita el despliegue a gran escala de los dispositivos de recolección y la comercialización de energía del océano a nivel mundial es la falta de información disponible para evaluar los posibles efectos ambientales y socio-económicos que se podrían derivar de su extracción y de la incertidumbre relacionada con las interacciones entre los dispositivos y el entorno marino. Avanzar

en esta materia es de vital importancia para México, porque sus sistemas costero-marinos están caracterizados por la presencia de numerosos ecosistemas marinos frágiles, como los arrecifes coralinos o los pastos marinos, entre otros. Estos sistemas albergan una importante biodiversidad y son áreas de reproducción de especies de interés económico y ecológico. Además, actúan como barrera de protección de la línea de costa, por lo que su destrucción puede implicar fuertes repercusiones socio-económicas y de funcionamiento ecológico.

El desarrollo de tecnologías para el aprovechamiento de las energías oceánicas debe ir acompañado de estrategias de evaluación integral que permitan la prevención, mitigación y monitoreo de impactos ambientales puntuales y acumulativos. Además, deben prevenirse o mitigarse los posibles impactos negativos sobre las formas de vida de comunidades locales o actividades productivas, como la pesca y el turismo, con la modificación de la navegación o recreación, entre otros.

Literatura Citada

- Bedard, R. 2007. Economic and Social Benefits from Wave Energy Conversion Marine Technology. *Marine Technology Society Journal* 41(3): 44-50. doi:10.4031/002533207787442123.
- Benjamins, S., A. Macleod, L. Greenhill, y B. Wilson. 2015. Surveying marine mammals in nearby tidal energy development sites: a comparison. In Proceedings of the 11th European wave and tidal energy conference., Nantes, France: 07C4-2, pp. 6-11. 2015.
- Bevelhimer, M., C. Scherelis, J. Colby, y M. A. Adonizio. 2017. Hydroacoustic Assessment of Behavioral Responses by Fish Passing Near an Operating Tidal Turbine in the East River, New York. *Transactions of the American Fisheries Society* 146(5): 1028-042. doi:10.1080/00028487.2017.1339637.
- Bochert, R., y M.I. Zettler. 2004. Long-term Exposure of Several Marine Benthic Animals to Static Magnetic Fields. *Bioelectromagnetics* 25(7): 498-502. doi:10.1002/bem.20019.

- Boehlert, G. W., y A. B. Gill. 2010. Environmental and Ecological Effects of Ocean Renewable Energy Development – A Current Synthesis. *Oceanography*, 23(2): 68-81. doi:10.5670/oceanog.2010.46.
- Bonar, P. A., I. G. Bryden, y A. G. Borthwick. 2015. Social and ecological impacts of marine energy development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 47: 486-495.
- BP.2018. Statistical Review of World Energy. Bp.com. Accessed November 04, 2018. <https://www.bp.com/en/global/corporate/energy-economics/statistical-review-of-world-energy.html>.
- CEMIE-Océano. 2016. Centro Mexicano de Innovación en Energías del Océano. Banco de Información IINGEN, 2016. Accessed 04 de noviembre de 2018. http://www.iingen.unam.mx/es-mx/BancoDeInformacion/BancodeImágenes/Documents/CEMIE_Oceano.pdf.
- Cipollina, A., y G.o Micale. 2016. Sustainable Energy from Salinity Gradients. Oxford: Woodhead Publishing.
- Conde-Álvarez, C., y S. Saldaña-Zorrilla. 2007. Cambio climático en América Latina y el Caribe: impactos, vulnerabilidad y adaptación. *Ambiente y Desarrollo* 23(2) : 23-30.
- Connell, S. D.. 2001. Urban Structures as Marine Habitats: An Experimental Comparison of Subtidal Epibiota among Pilings, pontoons and Rocky Reefs. *Marine Environmental Research* 52(2): 115-125. doi:10.1016/S01411136(00)00266x.
- Copping, A.a, H. Battey, J. Brown-Saracino, M. Massaua, y C. Smith. 2014. An International Assessment of the Environmental Effects of Marine Energy Development. *Ocean & Coastal Management* 99: 3-13. doi:10.1016/j.ocecoaman.2014.04.002.
- Dadswell, M. J., A. D. Spares, M. F. Mclean, P. J. Harris, y R. A. Rulifson. 2018. Long-term Effect of a Tidal, Hydroelectric Propeller Turbine on the Populations of Three Anadromous Fish Species. *Journal of Fish Biology* 93(2): 192-206. doi:10.1111/jfb.13755.
- Devine-Wright, P. 2011. Enhancing Local Distinctiveness Fosters Public Acceptance of Tidal Energy: A UK Case Study. *Energy Policy* 39(1): 83-93. doi:10.1016/j.enpol.2010.09.012.
- Dreyer, S. J., H. Jacqueline Polis, y L. Danielle Jenkins. 2017. Changing Tides: Acceptability, support, and perceptions of tidal energy in the United States. *Energy Research & Social Science*, 29: 72-83. doi.org/10.1016/j.erss.2017.04.013.
- Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S.Kadner, y T. Zwickel. 2012. Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. New York: Cambridge University Press, 2012.
- Everley, K. A., A. N. Radford, y S. D. Simpson. 2016. Pile-driving Noise Impairs Antipredator Behavior of the European Sea Bass *Dicentrarchus Labrax*. In *The Effects of Noise on Aquatic Life II*, 273-79. New York: Springer.
- Firestone, J., y W. Kempton. 2007. Public Opinion about Large Offshore Wind Power: Underlying Factors. *Energy Policy*, 35(3): 1584-598. doi:10.1016/j.enpol.2006.04.010.
- Fraser, S., V. Nikora, B. J. Williamson, y B. E. Scott. 2018. Hydrodynamic Impacts of a Marine Renewable Energy Installation on the Benthic Boundary Layer in a Tidal Channel. *Energy Procedia* 125: 250-259. doi.org/10.1016/j.egypro.2017.08.169.
- Frid, C., E. Andonegi, J. Depestele, A.Judd, D. Rihan, S. I. Rogers, y E. Kenchington. 2012. The Environmental Interactions of Tidal and Wave Energy Generation Devices. *Environmental Impact Assessment Review*, 32(1): 133-39. doi:10.1016/j.eiar.2011.06.002.
- Gill, A. B. 2005. Offshore Renewable Energy: Ecological Implications of Generating

- Electricity in the Coastal Zone. *Journal of Applied Ecology*, 42(4): 605-615. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01060.x.
- Greaves, D., D. Conley, D. Magagna, E. Aires, J. Chambel Leitão, M. Witt, C. B. Embling, B. J. Godley, A. W.J. Bicknell, J.-B. Saulnier, Teresa S., A. M. O'Hagan, J. O'Callaghan, B. Holmes, J. Sundberg, Y. Torre-Enciso, y D. Marina. 2018. Environmental Impact Assessment: Gathering Experiences from Wave Energy Test Centres in Europe. *International Journal of Marine Energy*, 14: 68-79. doi:10.1016/j.ijome.2016.02.003.
- Haxel, J. H., R. P. Dziak, y H. Matsumoto. 2011. Obtaining Baseline Measurements of Ocean Ambient Sound at a Mobile Test Berth Site for Wave Energy Conversion off the Central Oregon Coast. *Oceans11 Mts/IEEE Kona*, 2011, 1-5. doi:10.23919/oceans.2011.6107223.
- Herrera, A., y A. 2017. Quintero. La energía de origen marino y su uso potencial en Venezuela. *Interciencia* 42(6).
- Huckerby, J., J. B. Jay, y O.E.SExecutive. 2011. An international vision for ocean energy. The Ocean Energy Systems Implementing Agreement (OES).
- Langhamer, O., y D. Wilhelmsson. 2009. Colonisation of Fish and Crabs of Wave Energy Foundations and the Effects of Manufactured Holes – A Field Experiment. *Marine Environmental Research* 68(4): 151-57. doi:10.1016/j.marenvres.2009.06.003.
- Langhamer, O. 2010. Effects of Wave Energy Converters on the Surrounding Soft-bottom Macrofauna (west Coast of Sweden). *Marine Environmental Research*, 69(5): 374-81. doi:10.1016/j.marenvres.2010.01.002.
- Larsen, J. K., y M. Guillemette. 2007. Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. *Journal of Applied Ecology* 44(3): 516-522.
- Leeney, R. H., D. Greaves, D. Conley, y A.M. O'hagan. 2014. Environmental Impact Assessments for Wave Energy Developments – Learning from Existing Activities and Informing Future Research Priorities. *Ocean & Coastal Management* 99: 14-22. doi:10.1016/j.ocecoaman.2014.05.025.
- Ley General de Cambio Climático (LGCC). Diario Oficial de la Federación, México. 6 de junio de 2012.
- Ordóñez, J. A. B., y O. Masera. 2001. Captura de carbono ante el cambio climático. *Madera y Bosques*, 7: 3-12.
- Pachauri, R.K., M. R. Allen, V. R. Barros, J. Broome, W. Cramer, R. Christ, y J.A. Church. 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. Geneva, Switzerland. IPCC.
- Palha, A., L. Mendes, C. Juana Fortes, A. Brito-Melo, y A. Sarmento. 2010. The Impact of Wave Energy Farms in the Shoreline Wave Climate: Portuguese Pilot Zone Case Study Using Pelamis Energy Wave Devices. *Renewable Energy*, 35(1): 62-77. doi:10.1016/j.renene.2009.05.025.
- Piper, A. T., P. J. Rosewarne, R. M. Wright, y P. S. Kemp. 2018. The Impact of an Archimedes Screw Hydropower Turbine on Fish Migration in a Lowland River. *Ecological Engineering*, 118: 31-42. doi:10.1016/j.ecoleng.2018.04.009.
- Rourke, F. O., F. Boyle, y A. Reynolds. 2010. Tidal energy update 2009. *Applied Energy* 87(2): 398-409. doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.014
- Schramm, M. P., M. Bevelhimer, y C. Scherelis. 2017. Effects of Hydrokinetic Turbine Sound on the Behavior of Four Species of Fish within an Experimental Mesocosm. *Fisheries Research*, 190: 1-14. doi:10.1016/j.fishres.2017.01.012.
- Sparling, C., M. Lonergan, y B. McConnell. 2018. Harbour seals (*Phoca vitulina*) around an operational tidal turbine in Strangford Narrows: No barrier effect but small changes in transit behaviour.

- Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(1): 194-204. doi.org/10.1002/aqc.2790.
- Uihlein, A., y D. Magagna. 2016. Wave and Tidal Current Energy – A Review of the Current State of Research beyond Technology. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 58: 1070-1081. doi:10.1016/j.rser.2015.12.284.
- Warren, C.s R., C. Lumsden, S.Odowd, y R. V. Birnie. 2005. Green On Green': Public Perceptions of Wind Power in Scotland and Ireland. *Journal of Environmental Planning and Management*, 48(6): 853-875. doi:10.1080/09640560500294376.
- Wiesebron, L. E., J. K. Horne, y A. Noble Hendrix. 2016. Characterizing biological impacts at marine renewable energy sites. *International Journal of Marine Energy*, 14: 27-40. doi.org/10.1016/j.ijome.2016.04.002.
- Williamson, B. J., S. Fraser, P. Blondel, Paul S. Bell, J. J. Waggitt, y B. E. Scott. 2017. Multisensor Acoustic Tracking of fish and seabird behavior around tidal turbine structures in Scotland. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, 42(4): 948-965.
- Xu, L., Y. Pang, C. Zhang, T. Jiang, X. Chen, J. Luo, W. Tang, X. Cao, y Z. Lin Wang. 2017. Integrated triboelectric nanogenerator array based on air-driven membrane structures for water wave energy harvesting. *Nano Energy* 31: 351-358. doi.org/10.1016/j.nanoen.2016.11.037.

El Futuro de las Energías Marinas en México

Gregorio Posada Vanegas¹, Valeria Chávez Cerón²,
Jassiel V. Hernández Fontes², Yandy Rodríguez Cueto²,
Gustavo Cadena Sánchez², Angélica Félix Delgado³,
Rosa González Huerta⁴, Eddie López Honorato⁵
y Rodolfo Silva Casarín²

¹Instituto EPOMEX, Universidad Autónoma de Campeche

²Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México

³Cátedra CONACYT, Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México

⁴Instituto Politécnico Nacional-ESIQIE, Laboratorio de electroquímica, UPALM

⁵Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Unidad Saltillo

Resumen

Para el año 2050, México se ha comprometido a que al menos el 50 % de su energía sea generada a partir de fuentes renovables. Como apoyo a la búsqueda del cumplimiento de esta meta, se crearon, por parte de la Secretaría de Energía y el CONACYT, los Centros Mexicanos para la Innovación en Energías (CEMIE), dentro de los cuales se encuentra el CEMIE-Océano. Este capítulo aborda la situación actual de México con relación a las fuentes de energías renovables del océano, y describe las principales tecnologías para obtener energía debido a la marea, corriente, oleaje y gradientes salinos y térmico. Además, se abordan los retos ambientales y técnicos que éstas deben considerar para su desarrollo e implementación. Finalmente, se presenta el potencial para las costas de México, calculado a partir de umbrales, relacionado con las fuentes de energías del océano.

Palabras clave: energías renovables, energías marinas, México.

Abstract

By 2050, Mexico has committed to at least 50% of its energy will be generated from renewable sources. In support of this goal, the Mexican Energy Innovation Centers (CEMIES) were created by the Secretary of Energy and the CONACYT, among which is the CEMIE-Oceano. This chapter deals with the current situation in Mexico regarding renewable energy sources from the ocean and describes key technologies for energy due to tides, marine currents, waves and salinity and thermal gradients. In addition, environmental and technical challenges that must be consider in their development and implementation are addressed. Finally, the ocean energy potential for the coast of Mexico, computed from thresholds related to ocean energy sources is presented.

Keywords: Renewable energy, ocean energy, Mexico.

Situación Actual de las Energías Marinas en México

De acuerdo con el programa de colaboración tecnológica para los Sistemas de Energía Oceánica, OES por sus siglas en inglés, las energías renovables del océano son un reto y oportunidad para la humanidad (OES, 2018). En las próximas décadas el aprovechamiento de estos recursos debe convertirse en un elemento importante dentro de la matriz energética de las naciones que cuentan con acceso al mar. En el presente capítulo se presenta el estado del arte en México de la generación de energía a partir del oleaje, marea astronómica, corrientes oceánicas, gradiente térmico y gradiente salino presentes en sus mares. Se detallan las tecnologías actuales que pueden utilizarse para convertir la energía marina en energía eléctrica. Asimismo, se abordan los retos y oportunidades para México del futuro sector eléctrico asociado al aprovechamiento de la energía marina.

Para los años 2024, 2035 y 2050, México tiene el compromiso de disminuir el nivel de consumo de combustibles fósiles utilizados para generar energía eléctrica al 65 %, 60 % y 50 %, respectivamente. Con

el objetivo de alcanzar estas metas se creó la “Ley para el Aprovechamiento de Energías Renovables y el Financiamiento para la Transición Energética” (LAERFTE, 2008), que regula el uso de las fuentes de energía renovable y las tecnologías limpias para la generación de electricidad.

En 2013, la Secretaría de Energía (SENER) y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) definieron las bases para la creación de los Centros Mexicanos para la Innovación en Energías Renovables (CEMIE), los cuales pretenden promover sinergias para el desarrollo y adaptación de planes de acción para superar las barreras y retos tecnológicos relacionados con el uso de fuentes de energía renovables. Los primeros CEMIE financiados, en 2015, fueron los relacionados con la energía geotérmica (CEMIE-Geo, 2019), energía solar (CEMIE-sol, 2019) y energía asociada el viento (CEMIE-Eólico, 2019). En 2016 inició operaciones el CEMIE-Bio, relacionado con el aprovechamiento de fuentes bioenergéticas (CEMIE-Bio, 2019) y en 2017 el CEMIE-Océano.

El Centro Mexicano de Innovación en Energía del Océano (CEMIE-Océano, 2019) coordinado por el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México. Conjunta el esfuerzo de 42 instituciones localizadas en los estados de Baja California, Baja California Sur, Campeche, Ciudad de México, Coahuila, Colima, Guanajuato, Jalisco, Michoacán, Morelos, Puebla, Querétaro, Quintana Roo, Sinaloa, Tamaulipas, Veracruz, Yucatán y Zacatecas. Entre otras, el CEMIE-Océano tiene como metas a mediano y largo plazo: 1) generar tecnologías que permitan utilizar eficientemente las fuentes de energía asociada al océano, 2) desarrollar nuevos materiales y formas de almacenar y vincular los dispositivos generadores a la red eléctrica nacional; 3) establecer metodologías que garanticen la adecuada integración de las tecnologías al medio ambiente y a la sociedad, apoyándose en la evaluación del impacto socioeconómico y ambiental de las energías y 4) formar recursos humanos, generar de empresas y difundir los conocimientos adquiridos a la sociedad.

La visión del CEMIE-Océano es la de convertirse en un núcleo multidisciplinario proveedor de investigación aplicada, desarrollo tecnológico e innovación, dirigidos a la extracción de las diversas formas de energía del océano, su conversión y distribución, por medio de la unión de las capacidades de la academia, la industria y el gobierno federal. Su misión se centra en generar productos innovadores, técnicas y tecnologías que exploten la diversidad de recursos energéticos oceánicos disponibles para suministrar energía sustentable, efectiva y rentable, para satisfacer parcialmen-

te la demanda energética de la República Mexicana (Posada *et al.*, 2018).

El CEMIE-Océano está compuesto por un Grupo Directivo del cual emanan las coordinaciones administrativas y técnicas (figura 1), compuesto por dos tipos de líneas de trabajo: estratégicas y transversales. Las líneas estratégicas se encargan de la caracterización del recurso energético y del diseño de prototipos acorde a las características de los mares de México, con potenciales energéticos asociados a gradiente salino, gradiente térmico, corrientes, mareas y oleaje. Las líneas transversales abordan temas como son: la integración al medio ambiente y la sociedad, subsistemas y materiales, almacenamiento y transmisión, difusión y divulgación, simulación física y numérica, formación de recursos humanos, gestión de infraestructura y unidad de negocios. Las líneas transversales interactúan a diferentes escalas con las líneas estratégicas con el objeto de prestar servicios a todos los participantes del CEMIE, de tal manera que el trabajo sea colaborativo y así procurar el uso óptimo de los esfuerzos humanos y materiales que se están invirtiendo.

Energía oceánica

Sin tomar en cuenta las energías asociadas a las corrientes oceánicas, existen cuatro maneras de obtener energía renovable a partir del océano: marea (amplitud y corrientes locales), con un potencial mundial teórico estimado en alrededor de 1 800 TWh/año (Nichols & Turnock, 2008), oleaje con 29 500 TWh/año de potencial teórico (Mork *et al.*, 2010), gradiente de salinidad, cuyo potencial teórico mundial es cercano a los 1 650 TWh/año (Skråmestø *et al.*, 2009)

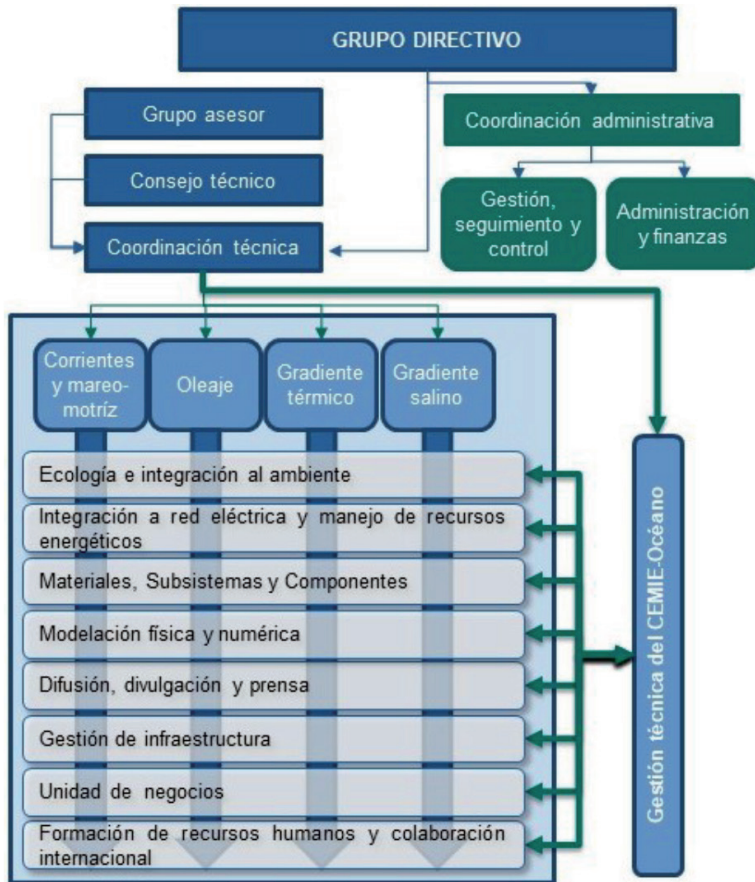


Figura 1. Organización del CEMIE-Océano.

y gradiente térmico oceánico, con un potencial mundial estimado de 44 000 TWh/año (Nihous, 2007). De acuerdo con Enerdata (2018), el consumo mundial total de energía para 2017 fue de 164 285 TWh, por lo que el potencial energético de todas las energías oceánicas sería suficiente para suplir el 46.8 % de la demanda mundial anual.

En los siguientes apartados se indican, para cada una de las cuatro fuentes de energía, diversos dispositivos y esquemas de funcionamiento.

Marea

Existen dos opciones para extraer energía de las mareas: energía potencial y energía cinética. La energía potencial se aprovecha por medio de turbinas en estuarios o embalses artificiales, a través de los cuales fluyen periódicamente grandes cantidades de agua del océano debido a la amplitud de la marea astronómica. En estos casos, el agua se almacena por medio de represas permitiendo que el agua fluya hacia las turbinas cuando el nivel del agua cambia. Los dispositivos que aprovechan la energía potencial

pueden ser presas que almacenan el flujo de marea y generan energía por medio de la descarga, o cercas que bloquean parcialmente el flujo y extraen energía en ambas direcciones de la marea (Vikas *et al.*, 2016).

La segunda opción para generar energía de la marea es por medio de su energía cinética, de manera similar al principio de extracción de energía eólica. De acuerdo con Nicholls-lee y Turnock (2008), Magagna y Uihlein (2015) y EMEC (2016), dentro de los dispositivos se encuentran:

- **Turbinas de eje horizontal.** Esta tecnología explota la elevación del flujo de marea para forzar la rotación de una turbina montada en un eje horizontal. Esto opera un rotor que convierte la energía mecánica en energía eléctrica mediante el uso de un generador,
- **Turbina de eje vertical.** Similar a los dispositivos horizontales, excepto que las turbinas están montadas en un eje vertical,
- **Hidro-ala oscilante.** Comprende una hidro-ala situada al final de un brazo oscilante, que cabecea mediante un sistema de control. El movimiento se usa luego para bombear un fluido hidráulico a través de un motor,
- **Turbina con ductos.** Estas turbinas son esencialmente de eje horizontal contenidas dentro de un ducto Venturi el cual está diseñado para acelerar y concentrar el flujo de fluido,
- **Tornillo de Arquímedes.** Consiste en una variación de las turbinas en el eje vertical diseñadas para extraer la energía de la corriente de marea a medida que el agua fluye hacia arriba a través de la hélice,

- **Cometa mareográfica.** Se compone de una cometa atada a una pequeña turbina, esta cometa se desplaza a través del flujo, aumentando la velocidad relativa de la turbina.

Oleaje

Los convertidores de energía del oleaje (WEC, por sus siglas en inglés) capturan, de acuerdo con su ubicación dentro del mar, la energía cinética o potencial de las olas. Estos dispositivos se pueden dividir en tres clases de acuerdo a su localización: dispositivos sobre la línea de costa, los cuales están integrados en una pared de roca natural o un rompeolas artificial; dispositivos cercanos a la costa, ubicados en el agua lo suficientemente superficial para permitir que el dispositivo se fije al fondo del mar, ya sea a través de pilotes o lastrados con grandes pesos (SI Ocean, 2012), y dispositivos costa afuera u *offshore*, ubicados en zonas en las cuales la profundidad del agua es de decenas de metros y por lo tanto están anclados al lecho marino mediante amarres (Drew *et al.*, 2009).

Los dispositivos costeros pueden ser del tipo: Columnas de agua oscilante (owc), los cuales utilizan una columna de agua que se mueve hacia arriba y hacia abajo, actuando sobre un pistón que comprime y descomprime una columna de aire, el cual se canaliza, a través de una turbina, para accionar un generador, y; dispositivos de superación (WEC terminator), que son sistemas de concentración de oleaje los cuales contienen una rampa, sobre la cual las olas viajan a un depósito de almacenamiento elevado, el agua contenida en el depósito puede luego producir energía al fluir a través de una turbina hidráulica de baja altura.

Los dispositivos cercanos a la costa están compuestos por los siguientes tipos: convertidores de sobretensiones de ondas oscilantes, que explotan el movimiento creciente del oleaje cercano a la costa para inducir el movimiento oscilatorio de un peso en una dirección horizontal; absorbedores de puntos, estos dispositivos normalmente aprovechan el ascenso / cabeceo del agua que utiliza el movimiento relativo entre un cuerpo oscilante y una estructura o componente fijo, y; dispositivos de Presión Diferencial Sumergida, los cuales explotan la presión hidrodinámica inducida por las ondas para forzar un movimiento ascendente del dispositivo, que luego regresa a su posición inicial una vez que el diferencial de presión está reducido.

Los dispositivos costa afuera pueden ser de cualquiera de los siguientes tipos: Atenuator, que convierten la potencia de onda entrante para generar un movimiento oscilatorio entre componentes estructurales adyacentes; dispositivos de bombeo de onda, los cuales utilizan la presión inducida por el oleaje para generar una onda de bombeo dentro de un tubo flexible, esta onda se desplaza dentro del dispositivo y aumenta de tamaño y velocidad, la energía cinética de dicha protuberancia se utiliza para accionar una turbina ubicada en el extremo del tubo; y los convertidores de masa giratoria, que explotan el movimiento relativo de las ondas para inducir el cabeceo y la rotación en un cuerpo flotante, forzando así la rotación de una masa excéntrica contenida dentro del dispositivo, a medida que la masa gira, impulsa un generador eléctrico (Magagna y Uihlein, 2015; EMEC, 2016).

Es importante indicar que la mayoría de

los convertidores de energía de las olas deben poder operar para una amplia gama de condiciones y sobrevivir a condiciones extremas en las tormentas. En consecuencia, los dispositivos deben ajustarse a las condiciones locales y la variabilidad del clima marítimo (OES, 2018).

Gradiente salino

El gradiente salino aprovecha el potencial que puede generarse por la interacción de masas de agua con diferente salinidad, ya sea a través del intercambio entre iones de agua dulce con salina o interacción entre agua salina y agua hipersalina, generalmente en lagunas costeras de muy baja profundidad. Existen varios métodos para generar energía a partir de gradientes de salinidad, estos son la electrodiálisis inversa (RED) y la ósmosis retardada por presión (PRO) (Huckerby *et al.*, 2016).

En el método RED, el agua fluye entre las membranas catiónicas y aniónicas (membranas selectivas de iones) colocadas alternativamente. Los aniones Cl^- de la sal solo pueden pasar a través de la membrana de intercambio aniónico, mientras que los cationes Na^+ solo atraviesan la membrana de intercambio catiónico. Como resultado, se crea un voltaje debido a la diferencia de cargas positivas y negativas de manera similar a una batería, a partir del cual se puede generar una corriente eléctrica.

El método PRO consiste en poner en contacto dos fluidos con un contenido diferente de solución salina. Entre los cuales se coloca una membrana semipermeable, la cual permite el paso del agua, pero no de las sales. El agua dulce fluye a través de la membrana hacia una cámara que contiene

el agua salada, lo que aumenta la presión, lo cual se puede usar para impulsar una turbina y generar electricidad (Enríquez *et al.*, 2017).

Gradiente térmico

Las plantas de conversión de energía térmica oceánica (OTEC, por sus siglas en inglés) son utilizadas para extraer la energía proveniente de la diferencia de temperatura entre masas de agua a diferentes profundidades oceánicas. Esta tecnología requiere una diferencia de temperatura de entre 15° C y 20° C entre las aguas cálidas de la superficie y el agua fría y profunda del mar (- 4° C), lo anterior solo es posible en mares intertropicales (OES, 2018). Las plantas OTEC son de tres tipos:

- **Ciclo Abierto.** En las cuales el agua de la superficie más caliente se evapora instantáneamente en un ambiente de muy baja presión y el vapor de agua se usa para impulsar un generador eléctrico, el vapor se condensa por medio del agua

de mar fría bombeado desde abajo para finalizar el ciclo (Magagna y Uihlein, 2015);

- **Ciclo cerrado.** El agua caliente se emplea para evaporar rápidamente un fluido de trabajo (como amoníaco, propano o clorofluorocarbono (CFC)) con un punto de ebullición mucho más bajo que el agua, el fluido de trabajo vaporizado acciona una turbina eléctrica antes de condensarse al entrar en contacto con un intercambiador de calor que es enfriado con agua de mar fría, a continuación el fluido se bombea de vuelta al evaporador para reiniciar el ciclo (Magagna y Uihlein, 2015).
- **Ciclo híbrido.** primero se genera electricidad utilizando el sistema de ciclo cerrado, y posteriormente, en lugar de descargar el agua de mar caliente, ésta se evapora utilizando el sistema OTEC de ciclo abierto y luego se condensa con agua fría (Kempener y Neumann, 2014a, b),

Retos y Oportunidades

Además de los retos propios que conlleva el análisis del oleaje, corrientes, mareas, temperatura del mar, así como la variación de la salinidad en desembocaduras y lagunas costeras, y la obtención de información básica para el cálculo del potencial energético asociado al mar; la figura 2 presenta diversos retos que deben abordarse.

En los siguientes apartados se abordan algunos de los retos más importantes para el aprovechamiento energético marino.

Materiales

Uno de los grandes retos en el desarrollo de tecnología para la generación de energía del océano, es la producción de materiales capaces de soportar las condiciones extremas de corrosión, bio-incrustación y esfuerzos mecánicos que dichos dispositivos experimentan en el mar. Dado que la totalidad de esta tecnología es empleada en ambientes marinos y costeros, los daños y desgastes a los componentes, puede provocar altas pér-



Figura 2. Otros retos para el aprovechamiento de la energía del océano.

didias de eficiencia y una reducción considerable en la vida útil de los equipos. Esto puede generar un incrementando considerablemente en los costos de mantenimiento y reducir la competitividad de esta tecnología ante otras fuentes de energía (Loxton *et al.*, 2017).

Ante esta problemática se ha establecido la necesidad de desarrollar nuevos materiales o recubrimientos para no requerir dar mantenimiento a estos sistemas, de preferencia por toda la vida útil del equipo. Para ello, actualmente en México, como parte de las actividades del CEMIE-Océano, se encuentran en desarrollo diversos materiales cerámicos, poliméricos y metálicos diseñados para soportar las condiciones extremas del mar. Entre estos materiales se encuentran los cerámicos bioinspirados, capaces de reducir más del 99 % la corrosión de acero al carbón, y recubrimientos poliméricos nanoestructurados, capaces de reducir la corrosión y crecimiento de bacterias in-

cluso con menos del 1 % de nanopartículas. Ejemplos de los materiales que se están siendo desarrollados, son:

- Compósito de carburo de silicio (SiC) a partir de policarbosilano (PCS), para su uso en generadores eólicos instalados en el mar, resistentes a la corrosión y mecánicamente adecuados.
- Concreto resistente al ambiente marino, utilizando variaciones en la composición química, minerales especiales y manejando el proceso floculante y reológico de los cementantes.
- Recubrimiento superhidrofóbicos compuesto de SiC mediante PCS y grafito como agente de relleno, resistente a la corrosión y a la bioincrustación.
- Recubrimiento híbrido (polimetilmetacrilato con nanopartículas de óxido de silicio y zinc metálico) para aplicación en aleaciones base hierro, resistente al ambiente salino.

- Membranas de óxido de grafeno selectivas a iones cloro o sodio y resistentes a la bioincrustación, útiles para la generación de energía por gradiente salino.
- Energía undimotriz: Supercapacitores/*Flywheel*/baterías
- Energía mareomotriz: Supercapacitores/*Flywheel*

El avance en esta línea de investigación ha permitido identificar que uno de los principales retos en el desarrollo de materiales para su uso en dispositivos de aprovechamiento de la energía del océano es mejorar los costos de producción y escalamiento de los recubrimientos que han sido desarrollados.

Almacenamiento de energía

La potencia que puede ser obtenida de algunas de las diferentes fuentes de energía del océano es altamente fluctuante, debido a la periodicidad de los fenómenos que le dan origen. Para mejorar la calidad de la potencia y hacer el sistema de generación marina más confiable, los sistemas de almacenamiento de energía desempeñan un papel crucial (Zhou *et al.*, 2013).

Existen diversos sistemas de almacenamiento, dentro de los cuales se encuentran los mostrados en la tabla 1.

En México, dentro de los esfuerzos que realiza el CEMIE-Océano, se han determinado las diferentes formas de almacenamiento de energía idóneas para cada tecnología de generación (Olmedo-González *et al.*, 2018):

- Energía por gradiente térmico: no requiere
- Energía por gradiente salino: baterías (generación por electrodiálisis inversa)

Además, se han identificado como retos y perspectivas, la necesidad del diseño de modelos de almacenamiento específicos de la energía del océano, la implementación de micro-redes, la gestión energética considerando otras energías renovables en combinación con las del océano, y la gestión energética considerando distintos sistemas de almacenamiento (baterías e hidrógeno) e interconexión a la red eléctrica nacional.

Medio ambiente

Las interacciones entre los dispositivos de generación de energía del océano y los ecosistemas son complejas y dinámicas, por lo que determinar las causas y efectos de los impactos ecológicos de la extracción de este tipo de energía, es una tarea compleja. (Bonar *et al.*, 2015).

Las alteraciones en los sistemas, como resultado de la extracción de energía, tienen su origen en el tipo de generación. Por ejemplo, las turbinas empleadas para el

Tabla 1. Sistemas de almacenamiento de energía (Hall y Bain, 2008).

| Tipo de Almacenamiento | | Característica |
|------------------------|-------------------|-------------------------------------------------------------------------|
| Electroquímico. | Baterías. | Tecnología de alta densidad de energía. |
| | | Tecnología de baja densidad de potencia. |
| | Supercapacitores. | Tecnología de alta densidad de potencia. |
| | | Tecnología de baja densidad de energía. |
| Inercia mecánica. | Flywheels. | Potencialmente son dispositivos de alta densidad de energía y potencia. |

aprovechamiento de la energía de las mareas, bloquea parcialmente el flujo de las corrientes, acelerando el flujo alrededor del dispositivo; y aunque el impacto ecológico de este fenómeno es aún incierto (El-Geziry *et al.*, 2009), es claro que la alteración de los flujos naturales en el sistema modificará el funcionamiento de estos ambientes. Además de los cambios en los sistemas físicos (extracción de energía y alteración de flujos), existe también el riesgo de colisión de animales con los dispositivos, riesgo por el sonido generado dentro del agua, efectos en los animales marinos por la presencia de sistemas de anclajes con cables y cambios en los hábitats por la presencia de los dispositivos (Copping *et al.*, 2016).

Dada la complejidad de la evaluación de los impactos ambientales del uso de la energía oceánica, el enfoque de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) provee una visión holística de información de los impactos desde la extracción de materias primas hasta la disposición final, de todos los elementos involucrados en el uso de este tipo de energía (Paredes Figueroa *et al.*, 2017). Dentro del CEMIE-Océano, unos de los retos a futuro es la creación de una base de datos de ciclo de vida para las tecnologías de aprovechamiento de energía del océano, que pretende servir de base para la toma de decisiones y la creación de políticas públicas.

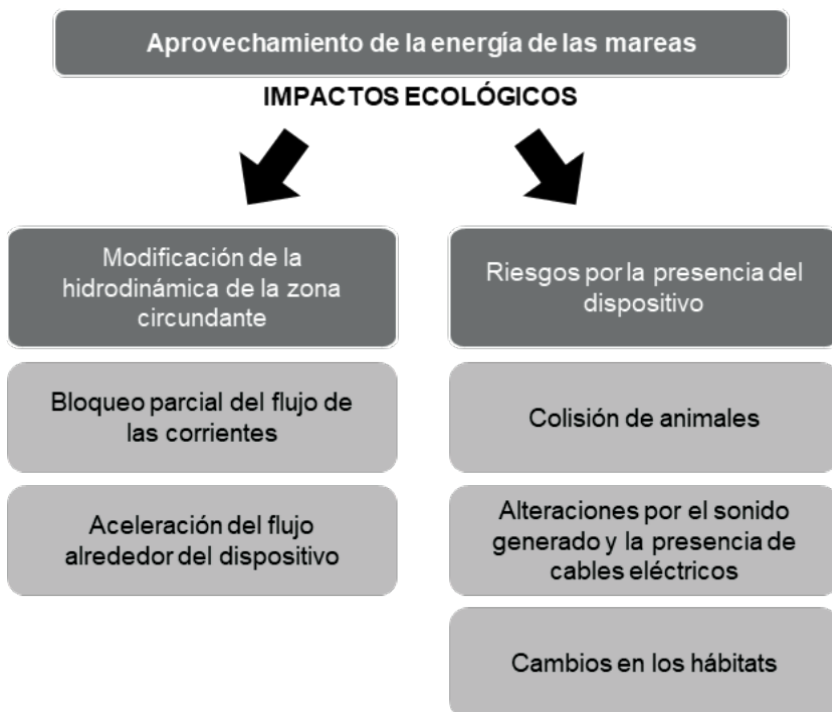


Figura 3. Ejemplo de impactos ecológicos por el aprovechamiento de la energía del océano.

Propiedad intelectual

El conocimiento sobre las innovaciones comenzó a expresarse de manera ordenada y sintetizada en el modelo de 5 etapas de desarrollo ideado por Marquis (1969). Le siguieron gran cantidad de autores con modelos conceptuales que presentan el camino de la innovación en diferentes rutas y número de etapas de desarrollo (Cooper, 1983; Roberts, 1988). Giral y González (1980) conceptualizaron los elementos que conforman una tecnología. Cincuenta años después continuamos explorando fórmulas, procedimientos, métodos y gran número de formas para alcanzar la innovación de los productos, procesos y servicios (PPS).

El CEMIE-Océano incorpora “*el objetivo general indiscutible de creación de conocimientos que permitan innovar PPS de manera sustentable*”, la naturaleza de esta organización está asociada a la realización de investigaciones por Centros de Investigación y Universidades, mayormente públicos, y la transferencia de conocimientos a industrias y empresas para que hagan realidad el despliegue comercial de PPS, los Equipos de Ejecución Temática, localizados en las Instituciones del Consorcio, se encargan del desarrollo de los proyectos de I+D.

La Unidad de Negocios del CEMIE-Océano elaboró un modelo que agrupa un conjunto de instrumentos que incluyen:

- Definiciones de la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) para innovación tecnológica, la cual define como “conjunto de etapas científicas, tecnológicas, organizativas, financieras y comerciales, incluyendo nuevos conocimientos, que llevan o que intentan llevar a la implementación de productos y de procesos nuevos o mejorados” (OCDE, 2002).
- Un método de posicionamiento tecnológico con fundamento en procedimientos de Ford M.C (Cadena *et al.*, 1986)
- Las 9 etapas de desarrollo para la I+D DEL Departamento de Energía de los Estados Unidos (USDE, por sus siglas en inglés) que se basan en la propuesta realizada por la Agencia Nacional del Espacio y Aeronáutica de Estados Unidos (NASA, por sus siglas en inglés), denominadas TRL's (*Technology Readiness Levels*) (tabla 2).
- El simulador de planes de negocios y valoración de la tecnología.
- La fórmula con los elementos de integración de los paquetes tecnológicos (PqT), considerados como el conjunto de conocimientos empíricos o científicos, nuevos o copiados, de acceso libre o restringido, jurídicos, comerciales o técnicos, necesarios para producir un bien o servicio (Cadena *et al.*, 1986, Waissbluth *et al.*, 1990).

Tabla 2. Niveles de madurez de tecnología (TLR's) (USED, 2015)

| Nivel de Tecnología | |
|---------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|
| TRL 1 | Principios básicos observados y reportados. |
| TRL 2 | Concepto y/o aplicación tecnológica formulada. |
| TRL 3 | Función crítica analítica y experimental y/o prueba de concepto característica. |
| TRL 4 | Validación de componente y/o disposición de los mismos en entorno de laboratorio. |
| TRL 5 | Validación de componente y/o disposición de los mismos en un entorno relevante. |
| TRL 6 | Modelo de sistema o subsistema o demostración de prototipo en un entorno relevante. |
| TRL 7 | Demostración de sistema o prototipo en un entorno real. |
| TRL 8 | Sistema completo y certificado a través de pruebas y demostraciones. |
| TRL 9 | Sistema probado con éxito en entorno real. |

Potencial Energético Oceánico de México

La posibilidad de aprovechar recursos marinos para generar energía eléctrica en México, conlleva la necesidad de evaluar la disponibilidad de recursos para identificar las regiones donde sería posible obtener energía a partir de mareas y corrientes marinas, olas, gradientes salinos y térmicos. Para esto, conocer la disponibilidad de las principales variables para el aprovechamiento de estas energías es una tarea que desarrolla el CEMIE-Océano. Dentro de estas variables se encuentra: altura significativa para el caso de oleaje (Cornejo-Bueno *et al.*, 2018), velocidades de corrientes marinas para la energía por corrientes (Haas, 2013), diferencias de temperaturas a determinadas profundidades que cumplan con un criterio adecuado para la extracción de energía por gradiente térmico (García-Huante *et al.*, 2018), y las zonas donde puede existir interacción entre fluidos de diferentes densidades (como las desembocaduras de ríos en el mar, por ejemplo) para posibles

proyectos de energía por gradiente salino (Post, 2009).

Para evaluar los recursos oceánicos disponibles fueron consideradas diferentes bases de datos obtenidas por medio de simulación numérica. Para el caso de la altura significativa del oleaje, fue utilizada la base de datos ERA-Interim ECMWF. Detalles de los datos utilizados pueden ser encontrados en ECMWF (2019). De manera similar, para el caso de las variables correspondientes a los otros tipos de energías (velocidad de las corrientes, gradientes térmicos y salinidades del mar), fueron empleadas las bases de datos de HYCOM (HYCOM, 2019). ERA-Interim ECMWF y HYCOM son proyectos meteorológicos que tienen como objetivo realizar simulaciones numéricas de análisis y re-análisis para predecir cambios climáticos. Para todos los casos, se utilizaron datos correspondientes a un periodo de 60 meses (entre septiembre de 2013 y agosto de 2018) para verificar la disponibilidad

de recursos, considerando una resolución temporal diaria para fines de evaluación práctica y una resolución espacial de 1/8 (ERA-Interim) 1/12 (HYCOM) de grado. La disponibilidad de los recursos para cada tipo de energía fue analizada calculando el porcentaje de días que el valor del recurso es superior a un mínimo establecido de acuerdo a algunas recomendaciones encontradas en la literatura. Con esto, se propone un análisis que permite verificar zonas donde los recursos están disponibles en un porcentaje superior al 50 % del periodo de tiempo considerado.

La figura 4 muestra las regiones donde la disponibilidad de velocidades de corrientes oceánicas mayores a 0.5 m/s es superior al

50 %. Este valor ha sido considerado como umbral debido a que varios dispositivos de conversión de energía de corrientes son proyectados para funcionar a partir de esta velocidad (*e.g.* Gailiūšis *et al.*, 2017). Puede ser claramente observado que la mayor disponibilidad y persistencia (91-100 % del tiempo) de este recurso se encuentra en el golfo de México, particularmente en mares correspondientes al estado de Quintana Roo. Por otro lado, en el océano Pacífico, existe una región un poco distante al estado de Oaxaca, donde es posible encontrar un 50-60 % de disponibilidad de dicho recurso. El resto del mar territorial mexicano, con la resolución de análisis propuesta en este trabajo, no cuenta con disponibilidad



Figura 4. Disponibilidad de velocidades de corrientes oceánicas superiores a 0.5m/s en los mares mexicanos.

de velocidades de corrientes mayores a 0.5 m/s para el 50 % o más del período de tiempo analizado.

Para el caso de la energía por gradientes térmicos, la figura 5 muestra la disponibilidad de diferencias de temperaturas en regiones aptas para su extracción. En este caso, es importante cumplir con algunos criterios, los cuales comúnmente consisten en contar con una diferencia de temperaturas de aproximadamente 20 °C entre la superficie del mar y alguna profundidad (García-Huante *et al.*, 2018). Sin embargo, para encontrar estas diferencias de temperaturas es necesario identificar profundidades óptimas, las cuales pueden oscilar entre 500-1 000 m o mayores, dependiendo de las características ambientales del lugar. Tý-

picamente estas condiciones se cumplen en regiones oceánicas tropicales.

Los resultados mostrados en la figura 5 corresponden a la disponibilidad de gradientes térmicos superiores a 20 °C entre la superficie del mar y profundidades mayores o iguales a 1 km. Puede ser observado que dichas condiciones se cumplen tanto en el golfo de México como en el océano Pacífico, con disponibilidad del recurso entre 91-100 % del tiempo, para ambas costas. Sin embargo, solamente algunos estados presentan la posibilidad de recurso muy cerca de su territorio, como puede ser observado en los estados localizados en el sur y este del país, ya que en el golfo de México la distancia de la línea de costa a la isobáta de 1 000 m limita las posibilidades de ex-

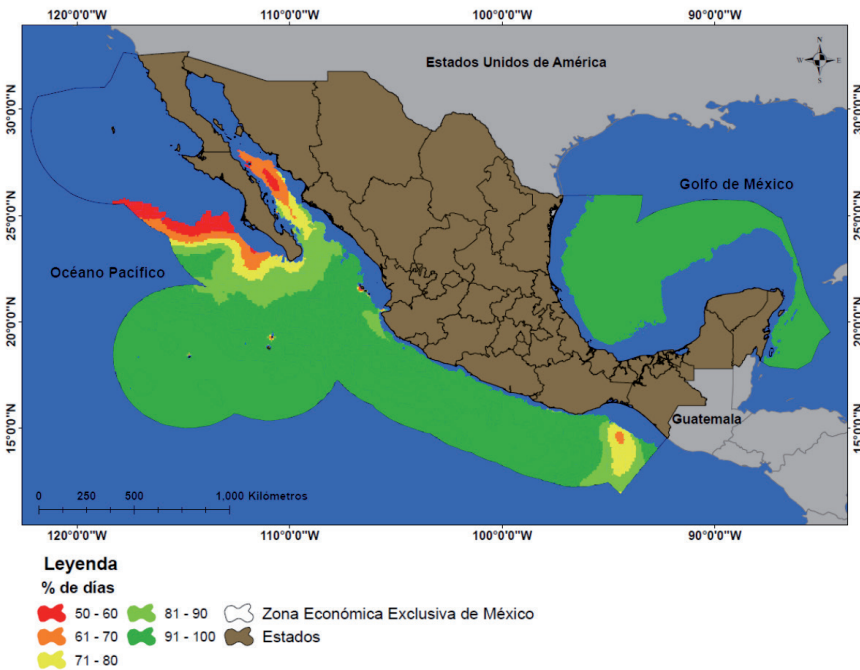


Figura 5. Disponibilidad de gradientes térmicos ($\Delta T = T_{0m} - T_{1000m}$) superiores a 20 °C en los mares mexicanos.

tracción. En este caso, una alternativa sería utilizar sistemas flotantes para extracción en zonas alejadas de la costa.

Para el caso de la energía proveniente de las olas, el accionamiento de WEC depende principalmente de la altura del oleaje disponible. Sin embargo, es importante mencionar que otros parámetros, como el periodo de oleaje y dirección, deben ser considerados en estudios más específicos debido a que también son de relevancia para el aprovechamiento de la energía de las olas. Para fines del presente análisis, la disponibilidad de altura significativa (H_s) en la zona económica exclusiva mexicana ha sido analizada. La figura 6 muestra la disponibilidad de H_s mayor o igual a 1 m. Este valor ha sido asumido como el mínimo valor para accionamiento de algunos

dispositivos de conversión de energía de las olas, siguiendo algunos análisis gráficos realizados en la literatura (*e.g.* Rusu, 2014), los cuales indican el desempeño de dispositivos con respecto a diferentes alturas significantes de oleaje. Puede observarse en la figura 6 que sin duda, la mayor disponibilidad de recurso del oleaje está en el Océano Pacífico. Es posible encontrar dicha disponibilidad en la mayoría de los estados que tienen sus costas en este océano. De hecho, es posible encontrar algunas regiones muy próximas a las costas donde puede ser viable la instalación de dispositivos en fases iniciales de proyecto. Estos dispositivos deberán ser adecuadamente escogidos para operar con las condiciones de oleaje de los lugares de interés.

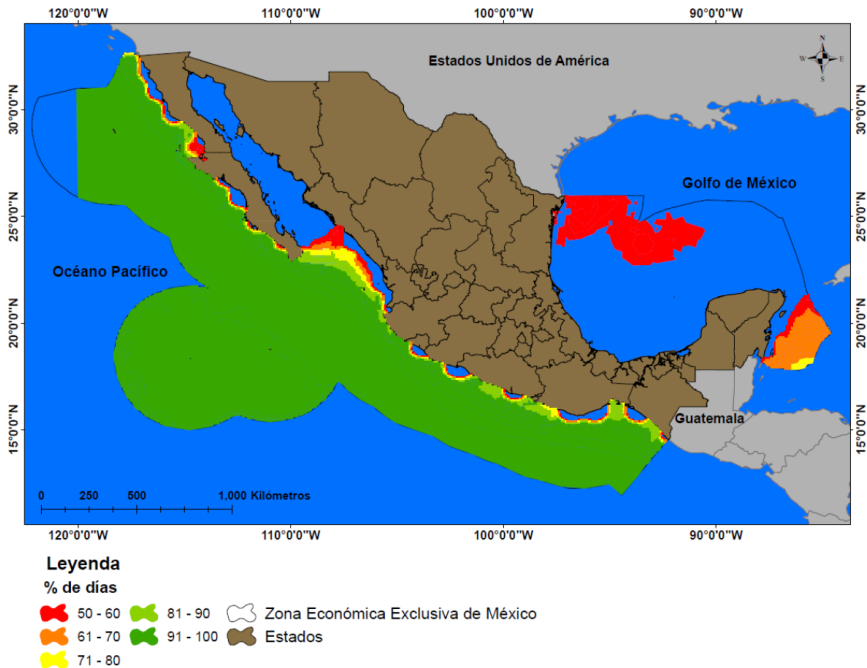


Figura 6. Disponibilidad de alturas significantes de olas (H_s) mayores a 1 m en los mares mexicanos.

A diferencia de las energías del océano mencionadas anteriormente, las cuales dependen principalmente de parámetros que pueden ser evaluados a partir de bases de datos oceánicas (*e.g.* ERA-Interim o HYCOM), la energía por gradiente salino depende de las características de los fluidos que interactúan entre sí, incluyendo sus propiedades químicas (*e.g.* salinidades), temperatura, transporte de sedimentos, etc). Una práctica típica para la extracción de esta energía es aprovechar el intercambio iónico en zonas donde los ríos o lagunas de agua dulce tienen interacción con el agua salada del mar. México cuenta con una considerable cantidad de ríos que tienen sus desembocaduras tanto en el golfo de México como en el océano Pacífico, como se ilustra en los mapas de la figura 7. Como puede inferirse en esa figura, pueden existir varias alternativas para aprovechar la energía por gradiente salino, aprovechando la diferen-

cia de salinidades existente entre el mar y las desembocaduras de algunos de estos.

A partir de las bases de datos utilizadas en el presente estudio, es posible verificar la disponibilidad de salinidad del mar en los mares territoriales mexicanos (figura 7). La salinidad promedio a nivel mundial es aproximadamente 35.5 PSU (PSU=*Practical Salinity Unit*, gr/kg) y puede variar desde ~15 PSU en las desembocaduras de los ríos hasta ~40 PSU en algunas regiones como el Mar Muerto (CATDS, 2019). Sin embargo, es común utilizar ~30 PSU como referencia en algunas estimaciones referentes a dicha energía (Post, 2009).

En la figura 7 se observa que la salinidad del mar igual o mayor a 30 PSU permanece casi constante la mayor parte del tiempo en los mares mexicanos, con pequeñas variaciones en algunos puntos cercanos a las costas. Estos resultados preliminares muestran la tendencia de la disponibilidad del recur-

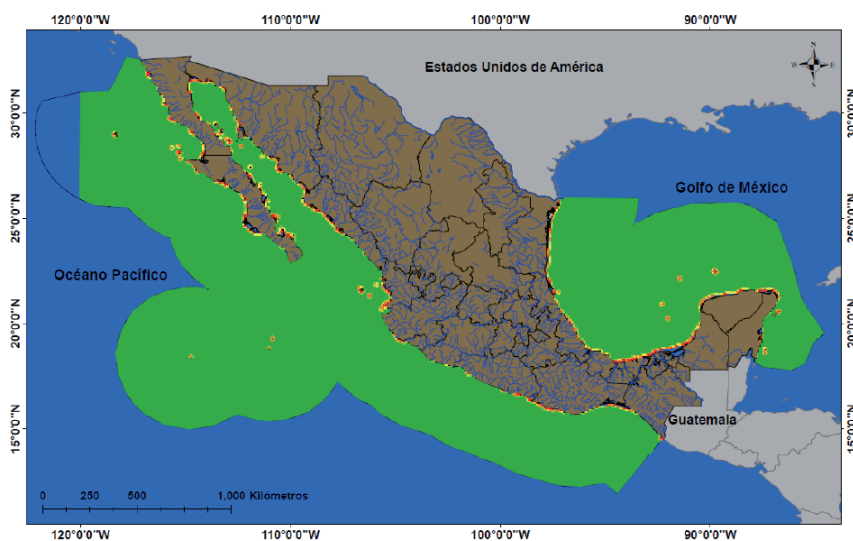


Figura 7. Disponibilidad de salinidad en los mares mexicanos y representación del sistema de ríos en México. (a) Disponibilidad de salinidades ≥ 30 PSU. (b) Disponibilidad de salinidades ≥ 35 PSU.

so de manera general, pero es fundamental realizar estudios detallados, considerando la disponibilidad de todos los factores relacionados para evaluar la energía por gradiente salino en México, considerando le

medición local y periódica de salinidad en ríos, lagunas costeras y lagunas hipersalinas para conocer el potencial energético que se obtendría al interactuar con el agua de mar.

Conclusiones y Futuras Líneas de Investigación

El CEMIE-océano estimula el desarrollo de la investigación con alto impacto social y tecnológico. Este centro virtual supervisará la generación de productos innovadores y una tecnología integral que promueva la diversidad de los recursos energéticos oceánicos disponibles para abastecer parte de la demanda de energía en México de una manera sostenible, efectiva y rentable. El CEMIE-océano es uno de los proveedores multidisciplinarios más importantes de la investigación aplicada, la innovación y el desarrollo tecnológico en el campo de la extracción de energía oceánica en América Latina. Fomenta los vínculos entre las organizaciones nacionales e internacionales, académicas e industriales, para reducir la dependencia de los combustibles fósiles, reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y promover el desarrollo sostenible para el país.

Las oportunidades de desarrollo del proyecto son positivas ya que el grupo de trabajo está en proceso de consolidación y crecimiento debido a que la cantidad de instituciones que desean, en etapas futuras, ingresar al CEMIE-Océano es alta, igualmente, al contar con la mayoría de los equipos, la generación de datos oceanográ-

ficos y costeros se incrementará sustancialmente lo que permitirá tener información real para validar, física y numéricamente los prototipos que previamente las instituciones han desarrollado.

La información actual permite estimar que México cuenta con los siguientes potenciales energéticos asociados al océano, oleaje o energía undimotriz en el Pacífico Norte, estado de Baja California, corrientes en la península de Yucatán, cerca de Cozumel y el mar de Cortés, gradiente térmico en los estados del Pacífico Sur, Chiapas, Oaxaca, Guerrero y Michoacán, gradiente salino en las desembocaduras de los ríos de los estados de Veracruz, Tabasco y Campeche, así como en las lagunas costeras de Yucatán y Oaxaca, lo anterior es de manera general, por lo que deben realizarse mediciones focalizadas en aquellos sitios que previamente tienen un potencial identificado. El paso siguiente es que estudios deben incluir análisis ambientales y sociales, ya que, aunque un sitio pueda llegar a tener condiciones técnicas óptimas para generar energía, si el impacto en la fauna o flora de las tecnologías a utilizar no se evalúa, no es posible obtener la aprobación del estudio de impacto ambiental.

Literatura Citada

- Bonar, P. A., I.G. Bryden, y A.G. Borthwick, 2015. Social and ecological impacts of marine energy development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 47: 486-495.
- Cadena, G., A. Castaños, F. Machado, J.L. Solleiro, y M. Waissbluth, 1986, Administración de proyectos de innovación tecnológica. México D. F., Centro para la Innovación Tecnológica, Universidad Nacional Autónoma de México y Ediciones Gernika S.A., pp. 17-25
- CATDS, 2019. Sea Surface Salinity Remote Sensing at CATDS Ocean Salinity Expert Center (CEC-OS). <http://www.salinityremotesensing.ifremer.fr/sea-surface-salinity/definition-and-units>. <Accesado el 7 de enero de 2019>.
- CEMIE-Bio, 2019, Centro Mexicano de Innovación en Bionergía, <https://cemiebioalcoholes.org/proyecto/>
- CEMIE-Eólico, 2019, Centro Mexicano de Innovación en Energía Eólica, <http://www.cemieeolico.org.mx/>
- CEMIE-Geo 2019, Centro Mexicano de Innovación en Energía Geotérmica, <http://www.cemiegeo.org/>
- CEMIE-Océano, 2019, Centro Mexicano de Innovación en Energía del Océano <https://www.cemieoceanomx/>
- CEMIE-Sol, 2019, Centro Mexicano de Innovación en Energía Solar, <http://www.cemiesol.mx>
- Cooper, R., 1983, A process model for industrial new product development, IEEE: *Transactions on Engineering Management*, Vol. EM-30, No. 1
- Copping, A., N. Sather, L. Hanna, J. Whiting, G. Zydlewski, G. Staines, A. Gill, I. Hutchison, A. O'Hagan, T. Simas, J. Bald, C. Sparling J. Wood, y E. Masden, 2016. Annex IV 2016 State of the Science Report: Environmental Effects of Marine Renewable Energy Development Around the World.
- Cornejo-Bueno, L., P. Rodríguez-Mier, M. Mucientes, J.C. Nieto-Borge, y S. Salcedo-Sanz, 2018. Significant wave height and energy flux estimation with a Genetic Fuzzy System for regression. *Ocean Engineering*, 160: 33-44.
- Drew B., A.R. Plummer, y M.N. Sahinkaya, 2009, A review of wave energy converter technology. *Journal of Power and Energy*, 223: 887-902.
- ECMWF, 2019. European Centre for Medium Range Weather Forecasts, ERA-Interim. <https://www.ecmwf.int/en/forecasts/datasets/archive-datasets/reanalysis-datasets/era-interim> <Accesado el 9 de enero de 2019>.
- El-Geziry, T. M., I.G. Bryden, y S.J. Couch, 2009. Environmental impact assessment for tidal energy schemes: an exemplar case study of the Strait of Messina. *Journal of Marine Engineering & Technology*, 8(1), 39-48.
- EMEC, (2016). Tidal devices. Disponible en: <http://www.emec.org.uk/marine-energy/tidal-devices/>
- Enerdata, 2018, Global Energy Statistical Yearbook, <https://yearbook.enerdata.net/>
- Gailiūšis, B., D. Jakimavičius, D. Šarauskiénė, y A. Jurgelėnaitė, 2017. Assessment of hydrokinetic resources of small and medium-size rivers: the Lithuanian case. *Baltica*, 30(1): 23-30.
- García Huante, A., Y. Rodríguez Cueto, R. Silva, E. Mendoza, y L.A. Vega, 2018. Determination of the Potential Thermal Gradient for the Mexican Pacific Ocean. *J. of Marine Science and Engineering*, 6(1): 20.
- Giral, J., y S. González, 1980, Tecnología apropiada, México, Alhambra, 1980.
- Haas, K., 2013. Assessment of energy production potential from ocean currents along the United States coastline (No. DOE/EE/2661-10). Georgia Tech Research Corporation.

- Hall, P. J., y E.J. Bain, 2008. Energy-storage technologies and electricity generation. *Energy Policy*, 36(12): 4352-4355. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.09.037>.
- HYCOM, 2019. HYCOM + NCODA Global 1/12° Analysis. <https://www.hycom.org/dataserver/gofs-3pt0/analysis> <Accesado el 9 de enero de 2019>.
- Huckerby, J., H. Jeffrey, A. de Andres, y L. Finlay, 2016. An International Vision for Ocean Energy. Version III. Published by the Ocean Energy Systems Technology Collaboration Programme.
- Kempener R., y F. Neumann, 2014a. Ocean thermal energy conversión: Technology Brief, disponible en https://www.irena.org/DocumentDownloads/Publications/Ocean_Thermal_Energy_V4_web.pdf.
- Kempener R., y F. Neumann, 2014b. Tidal Energy: Technology Brief, disponible en: https://www.irena.org/documentdownloads/publications/tidal_energy_v4_web.pdf.
- LAERFTE, 2008, Ley para el Aprovechamiento de Energías Renovables y el Financiamiento para la Transición Energética, Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, publicación 28 de noviembre de 2008, disponible en http://www.senado.gob.mx/comisiones/energia/docs/marco_LAERFTE.pdf
- Loxton, J., A.K. Macleod, C.R. Nall, T. McCollin, I. Machado, T. Simas, T. Vance, C. Kenny, A. Want, y R.G. Miller, 2017. Setting an agenda for biofouling research for the marine renewable energy industry. *International Journal of Marine Energy*, 19: 292-303.
- Magagna, D., y A. Uihlein, 2015. Ocean energy development in Europe: Current status and future perspectives. *International Journal of Marine Energy*, 11: 84-104.
- Magagna, D., y Y.A. Uihlein, 2015. JRC Ocean Energy Status Report: Technology, market and economic aspects of ocean energy in Europe, Petten, Netherlands
- Marquis, D.G., 1969. The anatomy of successful innovations. National Science Foundation, Technical Report. Vol. 69. Num. 1, pp. 28-37.
- Mork, G., S. Barstow, M.T. Pontes, M.T. y A. Kabuth, 2010. Assessing the global wave energy potential. In: Proceedings of OMAE2010 (ASME), 29th International Conference on Ocean, Offshore Mechanics and Arctic Engineering, Shanghai, China, China, 6-10 June 2010.
- Nicholls-Lee R.F., y S.R. Turnock, 2008, Tidal energy extraction: renewable, sustainable and predictable,. *Science Progress*, 91(1): 81-111.
- Nihous, G.C., 2007. A preliminary assessment of ocean thermal energy conversion resources. *Journal of Energy Resources Technology*, 129, pp. 10-17, March 2007.
- Olmedo González, J., G. Ramos Sánchez, JM. Sandoval Pineda, y RG. González Huerta, 2018. Multicriteria decision analysis for energy storage technologies coupled to ocean energy systems, 11th International Conference on Sustainable Energy & Environmental Protection "SEEP 2018".
- OCDE, Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico, 2002. Manual de Frascati. Propuesta de norma práctica para encuestas e investigación y desarrollo experimental. España: Fundación Española de Ciencia y Tecnología.
- Ocean (2012), Ocean Energy: State of the Art. EU project Report, p.79. Available at: http://iocean.eu/en/upload/docs/WP3/Technology_Status_Report_FV.pdf.
- Ocean Energy Systems (OES), 2018. <https://www.ocean-energy-systems.org/>
- Paredes Figueroa, M.G, S. Pinto Pérez, M.E. Villalba Pastrana, O.D. Arroyo García, y L.P. Guérecia Hernández, 2017. Base de datos de ciclo de vida para energías del océano.

- Posada, G., R. Silva, A. Delgado, E. Baldwin, C. Enríquez, I. Mariño, F. Ocampo, y M.A. Alatorre, 2018, XXVII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Buenos Aires, Argentina.
- Post, J. W., 2009. Blue Energy: electricity production from salinity gradients by reverse electro dialysis. Tesis de Doctorado. Wageningen University, The Netherlands.
- Roberts. E.B., 1988, Generating technological innovation. *Technol, Management Journal*, 31 (1): 11-29
- Rusu, E., 2014. Evaluation of the wave energy conversion efficiency in various coastal environments. *Energies*, 7(6), 4002-4018
- SI Ocean, 2012, Ocean Energy: State of the Art. EU project Report, p.79. Available at: [http://siocean.eu/en/upload/docs/WP3/Technology Status Report_FV.pdf](http://siocean.eu/en/upload/docs/WP3/Technology%20Status%20Report_FV.pdf).
- Skråmestø, Ø.S., S.-E. Skilhagen, y W.K. Nielsen, 2009. Power production based upon osmotic pressure. In: Waterpower XVI, Spokane, WA, USA, 27-30 July 2009.
- U.S Energy Department, 2015. Technology Readines Assessment Guide, DOE G 413.3-4A, 10-22-15, www.directives.doe.gov
- Vikas, M, Suba Rao, S. Jaya-Kumar, 2016. Tidal Energy: A Review, Proceedings of International Conference on Hydraulics, Water Resources and Coastal Engineering (Hydro2016), CWPRS Pune, India, 8th – 10th Diciembre 2016.
- Waissbluth, M., G. Cadena, J.L. Solleiro, F. Machado, y A. Castaños (eds.), 1990. Conceptos generales de gestión tecnológica. Santiago de Chile, Centro Inter-universitario de Desarrollo (CINDA) y Banco Interamericano de Desarrollo (BID), Colección Ciencia y Tecnología, número 26, pp. 171- 258.
- Zhou, Z., Benbouzid, M., Charpentier, J. F., Scuiller, F., & Tang, T., 2013. A review of energy storage technologies for marine current energy systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 18: 390-400.

Cambio Climático, Estuarios e Hipersalinidad

Daniel Arceo-Carranza¹ y Rafael Chávez-López²

¹Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación Sisal, Facultad de Ciencias, UNAM

²Facultad de Estudios Superiores Iztacala. UNAM

Resumen

Los humedales costeros son importantes por los bienes y servicios que proveen, dentro de ellos los estuarios son sistemas que están fuertemente amenazados por los efectos del cambio global. En el presente capítulo se abordarán los sistemas hiperhalinos y su diversidad. Se estima que el aumento del nivel de mar causará cambios en los sistemas hiperhalinos como los estuarios ciegos de Veracruz o las cienegas en Yucatán. Esto conllevará a un cambio en la diversidad de estos sitios, asociada principalmente a especies migrantes y adaptadas fisiológicamente a condiciones de hiperhalinidad y altas temperaturas. Los estuarios ciegos y de superficie pequeña se deben de estudiar considerando un enfoque regional, debido a la variación espacial y temporal de las interacciones entre factores ambientales bióticos y abióticos, debido a que los efectos del cambio climático global no se pueden establecer mediante premisas de aplicación general, adicionalmente se deben de considerar el estrés causado por la contaminación, el cambio de uso de suelo y otras actividades antrópicas que también afectan a estos sistemas.

Palabras clave: estuarios, hipersalinidad, cambio climático.

Arceo-Carranza, D., y R. Chávez-López, 2019. Cambio Climático, Estuarios e Hipersalinidad. p. 275-290. En: Rivera-Arriaga, E., P. Sánchez-Gil, y J. Gutiérrez (eds.). Tópicos de Agenda para la Sostenibilidad de Costas y Mares Mexicanos. Universidad Autónoma de Campeche. Red RICOMAR. 334 p. ISBN 978-607-8444-57-1. doi: 10.26359/epomex.0519

Abstract

Coastal wetlands are important for the environmental goods and services they provide, within them, estuarine systems are highly threatened by the effects of global climate change. In the present chapter we will address hyperhaline systems and their diversity. The rise in sea level will probably cause changes in hyperhaline systems such as the blind estuaries of Veracruz or the cienegas in Yucatán. This would change the diversity of these sites, which is mainly associated to migratory species as well as species physiologically adapted to both hyperhalinity and high temperatures. Small area and blind estuaries must be approached considering a regional approach, due to the spatial and temporal variation of the interactions between biotic and abiotic environmental factors, and because the effects of climate change cannot be established by premises of general application. In addition, factors as pollution, land-use change and anthropogenic activities should be taken into account as they also modify these systems.

Keywords: Estuaries, hypersalinity, climate change.

Introducción

Los estuarios son importantes por los servicios ecosistémicos esenciales que aportan a la sociedad; participan en el control de la erosión debido a su capacidad de absorber la energía creada por las corrientes oceánicas; también participan en procesos de depuración del agua continental antes de que sea descargada al océano incluyendo metales traza (Teuchies, 2013). Ecológicamente son trascendentes porque son zonas de gran diversidad de flora y fauna, así como de alimentación y crianza para numerosas especies, son relictos para especies endémicas o que se encuentran en algún nivel de protección; sostienen pesquerías comerciales, la mayoría de tipo artesanal que aportan una parte de la biomasa que se consume para subsistencia regional y que dependiendo de sus volúmenes se comercializa en las regiones vecinas (Salas *et al.*, 2011).

Sobre el cambio climático se argumenta que es uno de los procesos de mayor presión que enfrenta nuestro planeta y la humanidad; el cambio climático se define como

los cambios en el tiempo de los promedios y variabilidad de la temperatura superficial, los niveles de precipitación y vientos asociados a cambios en la atmósfera terrestre, los océanos y abastecimientos naturales de agua, hielo y nieve, los ecosistemas y organismos vivos (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC, 2007). El efecto del cambio climático visto como una amenaza, potencialmente puede alterar la estructura y la función de los estuarios y los humedales costeros. Por un lado, el aumento del nivel del mar inundaría a muchos estuarios y lagunas costeras, reduciendo la superficie estuarina y vulnerando a los humedales costeros dulceacuícolas. También tendría impactos significantes sobre los ecosistemas de manglar de los estuarios tropicales (Ellison, 2015), por el aumento del nivel eustático del mar, el cambio de las corrientes oceánicas, el aumento de la frecuencia de tormentas y huracanes, el aumento de la temperatura, los cambios en los regímenes pluviales y el aumento de la concentración

de CO₂ (McKee *et al.*, 2012), afectando su función de criadero natural.

Generalmente, se señala que el cambio climático provocará inundaciones voluminosas, sequías y otros eventos severos del clima que alterarían los flujos de las corrientes de agua, disminuyendo la calidad natural del agua por el aumento del arrastre y concentración de contaminantes, con una posibilidad clara de alterar la composición de especies en los ecosistemas marinos y costeros, de contribuir a la formación de zonas muertas y la frecuencia de crecimientos algales explosivos capaces de incrementar la incidencia de enfermedades y la expansión de los ámbitos geográficos de especies invasoras perjudiciales.

Por ejemplo, las combinaciones de salinidad y temperatura ejercen diferentes niveles de presión ambiental en los organismos, el IPCC (2013) predice habrá cambios extremos en los patrones pluviales alrededor del mundo con variaciones sustanciales a nivel regional, la precipitación variante producirá cambios en la temperatura que a su vez influirá en las tasas de evaporación; diferentes reportes señalan que los organismos estuarinos estarán sujetos a estas presiones ambientales, una gran preocupación radica en los manglares por su importancia como zonas de producción primaria y secundaria, por su función como zonas de crianza, alimentación y refugio, además de valorarse por su alta biodiversidad. Por ejemplo, la disminución de los períodos de precipitación pluvial conducirán a incrementos de la salinidad de los suelos produciendo dis-

minuciones en la sobrevivencia de las semillas, los propágulos, la producción y tasas de crecimiento, convirtiendo a los bosques de manglar en planicies hipersalinas en las zonas mareales superiores (Eslami-Andargoli, 2009).

En este contexto, en el caso de los hábitats oceánicos los peces se investigan ampliamente pues forman el grupo vertebrado más abundante y rico en especies, también por la conectividad que mantienen entre los hábitats de la plataforma continental, con esta información se han generado series de datos de largo plazo, principalmente en poblaciones de recursos pesqueros, analizando sus estructuras poblacionales, procesos de reclutamiento y reproductivos, los resultados demuestran que estos eventos están influidos por cambios en los índices climáticos como la oscilación multidecadal del océano Atlántico (Alheit *et al.*, 2014). Sin embargo, a la fecha no se puede tener la misma afirmación para la biota íctica de los estuarios, particularmente en las zonas tropicales, tampoco se conoce de los cambios y ajustes biológicos de los peces bajo condiciones de hipersalinidad u otras condiciones ambientales extremas en plazos de tiempo corto, estacionales o anualizados; los impactos sinérgicos de la hipersalinidad y la temperatura sin duda que influirán en las respuestas fisiológicas de los organismos, en los procesos poblacionales que impactarán las estructuras comunitarias y en los procesos ecosistémicos de la biota estuarina (Ball y Sobrado, 2002).

Análisis sobre los Principales Retos, Oportunidades y Faltantes del Tema

En esta contribución se hará énfasis en la relación entre del calentamiento global con los procesos de sequía, la influencia que puede ejercer en las condiciones de las aguas estuarinas, particularmente en la salinidad y de su efecto en el grupo vertebrado más numeroso en los estuarios: los peces.

Los posibles efectos de la modificación de la salinidad en los estuarios, especialmente su aumento hasta la hipersalinidad, implican la revisión del concepto de estuario, un término que es de uso común pero que sigue teniendo definiciones que se discuten desde diferentes puntos de vista; es un hecho que la investigación dulceacuícola y marina han sido abordadas con mayor profundidad, en estas disciplinas se afirma con sencillez que los estuarios solo son zonas de paso entre las desembocaduras de los ríos y los océanos, esta simplicidad ha dado pauta a que en algunas partes del mundo los estuarios se definan de manera poco comprometida y ambigua como “aguas transicionales” (McLusky y Elliot, 2007); pero otro hecho contundente es que la ecología estuarina ha ganado una posición definida en el ámbito científico por las características propias e incomparables de sus objetos de estudio.

Conforme aumenta el conocimiento de los estuarios, también aumentan las peculiaridades que apuntan hacia una definición de estuario cada vez más compleja y que rompe con las definiciones geomorfológicas e hidrológicas más generales, una revisión rápida de la literatura deja claro que aún queda mucho por discutir y acla-

rar en relación a estos cuerpos de agua, para incluir a otras geoformas estuarinas como las lagunas costeras, las rías y a los estuarios “ciegos” (McLusky y Elliot, 2007; Elliott y Whitfield, 2011; Whitfield *et al.*, 2012).

De las diversas definiciones de “estuario” (Elliott y McLusky, 2002), la mayoría combina las propuestas hechas por Fairbridge (1980), con base en la extensión del estuario acorde a los límites de las extensiones mareales, y la de Day (1980) quien reconoce que los estuarios no presentan necesariamente una “conexión libre con el mar” pero están “abiertos periódica o permanentemente y comunicados al mar”. Geomorfologicamente, los estuarios se distinguen bien de otra categoría importante: las lagunas costeras, que de acuerdo a Barnes (1974), denominan a los cuerpos de agua que están separados del mar por una barra arenosa, que pueden tener una o varias bocas de comunicación permanente o efímeras con el mar; como se verá, en México las lagunas costeras se han considerado como cuerpos de agua con características estuarinas propias, al grado que se han clasificado separadamente de acuerdo a los criterios de Lankford (1977). Pero en ambos casos, los modelos hidrológicos generales de los estuarios parten de la suposición que la boca de comunicación estuarina se mantiene abierta de manera permanente y el cuerpo de agua mantiene un balance entre las masas de aguas dulce y marina por efecto de los procesos mareales.

Una variante a este modelo son los estuarios que no permanecen abiertos al mar de-

bido a la ocurrencia temporal de una barra arenosa, estos estuarios de boca obstruida tienen una morfología típica de una laguna costera de dimensiones pequeñas, también están separados del mar por una barra arenosa ubicada en la boca de comunicación estuarina, pero la cuenca estuarina se conecta al mar mediante un canal angosto; Day (1980) denominó a esta categoría de cuerpos de agua costeros como estuarios ciegos o de boca obstruida y los definió en estos términos: “*Estos son estuarios que están cerrados temporalmente por una barra arenosa que los separa del mar; en estos períodos no hay un intervalo mareal y entonces tampoco suceden corrientes mareales. El agua dulce entra desde el río y la circulación es dependiente de las corrientes residuales del río y la presión del viento sobre la superficie del agua*”.

Considerando criterios hidrológicos, Day (1980) también propuso la inclusión de estuarios hipersalinos, a los que llamó “*estuarios negativos*” (concentraciones de salinidad mayores a 40 UPS de acuerdo al Sistema de Venecia. Ito, 1959); Kjerfve, (1994) agrega que una laguna costera puede o no estar sujeta a la mezcla por las mareas, su salinidad puede variar desde agua dulce hasta condiciones de hipersalinidad dependiendo de su balance hidrológico, esta también es una característica hidrológica típica de los estuarios ciegos, las condiciones de hipersalinidad ocurren en el periodo que se sella de la boca estuarina con la ocurrencia de descargas mínimas o ausentes de agua dulce fluvial y pluvial, ya sea por lapsos específicos del año o bien que no ocurren debido a períodos de sequías prolongadas; en este lapso de tiempo la evaporación es más intensa a los vertimientos dulceacuíco-

las del continente provocando el aumento de la salinidad. Tan pronto como las barras arenosas se degradan, el agua marina se introduce a estas cuencas y se reinicia la dilución con el agua dulce se reintegran los procesos estuarinos. Por lo tanto, por su ubicación costera y los procesos hidrológicos mediados por las mareas cumplen con los rasgos necesarios para ser considerados como estuarios.

En los estuarios ciegos la dinámica de apertura-cierre de la boca de comunicación es una combinación de numerosos factores, los más importantes son los volúmenes de agua fluvial y pluvial, los patrones climáticos, las tasas de evaporación locales, el proceso de formación y la altura resultante de la berma arenosa que sella la boca de comunicación, los patrones de circulación de las corrientes marinas y la dinámica del oleaje, que en conjunto componen un escenario estuarino muy complejo; la variabilidad de la duración de estos procesos ambientales impide identificar periodos definidos de estabilidad estuarina como sucede en los estuarios comunicados permanentemente al mar (Taljaard *et al.*, 2009; Schallenberg *et al.*, 2010).

Eyre (2000) y Taljaard *et al.* (2009) propusieron un modelo ampliado para los estuarios sudafricanos, que incluye a los estuarios ciegos que son de superficie pequeña (menores a 250 ha), en este modelo se identifican cuatro estados temporales característicos para los estuarios ciegos: a) estado de dominancia dulceacuícola, b) estado de pulso dulceacuícola/recuperación, c) estado de dominancia marina y d) estado de boca cerrada (o sellada). Como se puede apreciar, este modelo se puede aplicar a es-

tuarios ciegos de otras regiones del mundo como la costa mediterránea de Europa, la costa oeste de Norteamérica, el sur y sureste de Australia (Brearly, 2005; Caffrey *et*

al., 2007; Simas y Ferreira, 2007; Robson *et al.*, 2008) y como se mostrará, también para numerosos estuarios del golfo de México y la península de Yucatán.

Analisis de Casos

Evidencias de la ocurrencia de estuarios ciegos en el litoral del estado de Veracruz

En este trabajo se asume que en México no se ha dedicado atención a los estuarios de boca obstruida y de dimensiones pequeñas, principalmente por que los esfuerzos de investigación se han dedicado a los grandes sistemas estuarinos y que las fases hipersalinas de los estuarios no dejan de reportarse como procesos “raros” o anómalos en la dinámica estuarina, pasando por alto que en algunas regiones costeras del país constituyen un estado estuarino periódico.

Lara-Domínguez *et al.* (2011), describen que el intervalo de salinidad en la mayoría de las lagunas del estado de Veracruz es de 10 a 30 UPS, con una mayor frecuencia de aguas estuarinas en categorías de meso a polihalinas. En esa referencia se destaca información de las lagunas costeras y estuarios más importantes entre los que se señalan a Pueblo Viejo, Tamiahua, Tampamachoco, Laguna Verde, El Farallón, además de Mandinga, Alvarado, Sontecomapan y El Ostión, así como los estuarios de los ríos Tuxpan, Tecolutla, Casitas-Nautla, La Antigua, Papaloapan, Coatzacoalcos y Tonala, pero también anotan a estuarios ciegos como Laguna Grande-Laguna Chica, San Agustín, Salada, El Llano y La Mancha que se han reportado con temporadas de hiper-

salinidad a partir de información de diferentes autores compilados por Contreras y Castañeda (2004); de observaciones recientes de uno de los autores (RCL), se presenta la ubicación de diferentes estuarios ciegos en el litoral de Veracruz (tabla 1), desde el estuario del río Tecolutla hasta la localidad de Antón Lizardo donde se ubica el estuario efímero denominado El Salado que es parte de la cuenca hidrológica del río Papaloapan, de estos no hay registros ambientales y biológicos.

Estuarios ciegos en el norte de la península de Yucatán

Las lagunas de la península de Yucatán se caracterizan por ser cuerpos someros, con una alta variabilidad espacial y temporal de salinidad y temperatura superficial. Estas

Tabla 1. Se muestra la ubicación geográfica de estuarios ciegos en el estado de Veracruz.

| Estuario | Latitud N | Longitud W |
|----------------|--------------|-------------|
| Barra Nueva | 20°02'44.82" | 96°36'42.82 |
| Las Higueras | 20°02'29.55" | 96°36'31.1 |
| Sin nombre | 20°00'04.46" | 96°34'26.79 |
| Sin nombre | 19°58'12.74" | 96°33'48.85 |
| Boca de Ovejas | 19°53'39.01" | 96°29'49.2 |
| Palma Sola | 19°46'28.25" | 96°25'63.44 |
| Río Actopan | 19°25'00.06" | 96°24'38.63 |
| El Salado | 20°02'26.99" | 95°58'10.91 |

características hidrológicas están influidas por tres temporadas climáticas: la de secas o estiaje, la de lluvias, y la temporada fría o de nortes que se caracteriza por la influencia de sistemas frontales de origen polar (Herrera-Silveira, 2010).

La relación entre la baja cantidad de lluvia y las altas temperaturas de la época seca explica porque la salinidad del agua presenta las mayores concentraciones de sal en las ciénagas con valores medios de 31.8 UPS, hasta registros mayores a 103.5 UPS en verano; los cuales contrastan con los registros hiposalinos en los petenes y la selva inundable (valores medios de 1.5 ups), a continuación se presenta un listado de las lagunas (tabla 2) ubicadas en la porción norte de la Península de Yucatán que muestran periodos hipersalinos.

¿Cómo son los ensamblajes de peces en estuarios ciegos en condiciones hipersalinas?

Otro desafío que surge de la relación entre la hipersalinidad estuarina y los peces, es

que en los estuarios se da por hecho que la composición de especies, la distribución y la abundancia de los organismos corresponde a su capacidad fisiológica de tolerancia a la salinidad y a su desempeño ecológico en condiciones de presión ambiental (Greenwood y MacFarlane, 2008).

Las comunidades de peces en los estuarios están dominadas generalmente por conjuntos de especies marinas migratorias que como parte de su ciclo de vida presentan dependencia estuarina durante sus fases juveniles, además de los llamados visitantes marinos ocasionales que son colectados de manera incidental. Se asume que las riquezas de especies más altas que se han reportado en estuarios de boca abierta permanentemente son el resultado de procesos de migración sin restricción de las especies (Whitfield *et al.* 2008), por esto es común que se minimice la participación de los grupos de especies estuarinas y dulceacuícolas en las características de los ensamblajes estuarinos (Potter *et al.*, 2010).

Tabla 2. Lagunas costeras y valores de salinidad en la porción norte de la península de Yucatán.

| Laguna estuarina | Área (km ²) | Salinidad (UPS) | | T °C | | Riqueza especies |
|------------------|-------------------------|-----------------|--------|--------|--------|------------------|
| | | Mínima | Máxima | Mínima | Máxima | |
| Celestún | 28 | 3.6 | 38.2 | 25.5 | 33.3 | 94 |
| Dzilam | 9.4 | 2.0 | 38.9 | 24 | 31 | 81 |
| Ria Lagartos | 130 | 23 | 186 | 20.7 | 35.8 | 81 |
| Chelem | 15 | 28 | 44 | 27.5 | 44.5 | 53 |
| La Carbonera | 2 | 5 | 80a | 20 | 35 | 60 |
| Yalahau | 275 | 32.9 | 43.3 | 24.3 | 29.6 | 70 |

(Datos tomado de: Herrera Silveira y Cortés Balam, 2007; Herrera Silveira y Morales Ojeda, 2010; Marín Coria y Enriquez, 2016; Gallardo Torres *et al.* 2012; Arceo Carranza y Vega Cendejas, 2009; Vargas Moguel y Vega Cendejas 2010; Vega Cendejas y Hernandez de Santillana 2004; Morales Lopez *et al.* 2007).

Las características extraordinarias de los estuarios ciegos y sus interacciones con la biota desafían esta propuesta; para iniciar, los estuarios con aguas hipersalinas muestran una riqueza de especies baja o ausente como se ha mostrado en los registros de la ictiofauna de Veracruz y Yucatán; aunque se entiende que la hipersalinidad no es un escenario ambiental frecuente en todos los estuarios, es necesario incluir en el modelo las respuestas potenciales de los organismos y reconsiderar la composición de la biota estuarina; otro elemento que no se considera es que entre las especies que permanecen en condiciones de hipersalinidad hay elementos de origen dulceacuícola, a los que se les otorga poca capacidad de tolerancia a la salinidad, pero es un hecho que su contribución a la riqueza de especies estuarinas es baja pero son una fracción común en los ensamblajes de peces en los estuarios y lagunas costeras.

Veracruz

La información ecológica de peces en estuarios ciegos veracruzanos es escasa, un caso particular sucede con los peces del estuario laguna El Llano (ELEL) en el estado de Veracruz (Chávez-López, 2017; Chávez-López y Rocha-Ramírez, 2018). Este pequeño estuario presenta un comportamiento hidrológico de dominancia estuarina en tres fases, de hipersalinización entre diciembre y mayo caracterizada por ausencia de intercambio mareal y flujos dulceacuícolas, además de alta evaporación; de dominancia marina, después que se reabre la boca de comunicación entre junio y hasta agosto; con la llegada de la temporada de lluvias, no hay dominancia dulceacuícola marcada

más bien ocurren condiciones estuarinas mesohalinas y una vez que se cierra la boca de comunicación se renueva la fase de estancamiento e hipersalinización.

En general, la composición específica de esta comunidad sigue las tendencias que se describen para los estuarios y lagunas costeras; 3 642 organismos colectados pertenecientes a 37 especies, las familias más numerosas fueron Carangidae y Gerreidae (cada una con cuatro especies), ambas son familias de peces marinos con una tolerancia a la salinidad reconocida y en el golfo de México son participantes recurrentes de los ensamblajes estuarinos.

Otro hecho reconocido es que la riqueza de especies es baja en los estuarios ciegos (Whitfield *et al.*, 2008), en ELEL las 37 especies registradas son menos a lo reportado en otros estuarios ciegos como laguna La Mancha con 42 especies (Castro-Aguirre y Mora-Pérez, 1984), en el complejo Laguna Grande-Laguna Chica, 22 especies (Aguirre-León *et al.*, 2014) y laguna San Agustín (33 especies) (Sánchez, 1989), esta biodiversidad contrasta con los registros de otros estuarios y lagunas costeras con boca de comunicación permanente como laguna Pueblo Viejo (72 especies) (Zárate-Hernández *et al.*, 2012), Tuxpan-Tampamachoco (200 especies) (González-Gándara *et al.*, 2012), Sistema Lagunar de Alvarado (107 especies) (Chávez-López *et al.*, 2005), laguna Sontecomapan (52 especies) (Rodríguez-Varela *et al.*, 2010) y laguna Términos (86 especies) (Ayala-Pérez *et al.*, 2012).

Cabe destacar que en mayo de 2013, al término de la fase de boca cerrada y en hipersalinidad (73 UPS), el ensamblaje estu-vo formado por cuatro especies solamente,

Mugil cephalus, *Lutjanus griseus* (Linnaeus, 1758), *Centropomus parallelus* Poey, 1860, y la más abundante fue *Poecilia mexicana*, una especie de agua dulce, vivípara y con capacidad de superfecundación. Cabe destacar que para ninguna de estas especies se tenían reportes de su capacidad para ocupar cuerpos de agua hipersalinos. Este hecho mantiene la polémica sobre las capacidades fisiológicas de las especies de agua dulce y la manera en la que se deben categorizar las especies en los estuarios, ya que de acuerdo a las definiciones de Whitfield *et al.*, (2012), tres especies corresponderían a la categoría de holohalinas, la única que por su origen marino estenohalino podría salir de esta calificación sería *L. griseus*; las fases de boca cerrada prolongadas en los estuarios pequeños son un obstáculo natural para el reclutamiento de los peces marinos e impiden la emigración de los adultos al mar o río arriba como el caso de la especie anádroma *C. parallelus* en ELEL, la hipersalinidad a este nivel es un factor limitante por lo que solo las especies fuertemente eurihalinas toleran estas condiciones extremas (Vorwerk *et al.*, 2003).

En términos generales, la información sobre los estuarios ciegos veracruzanos es escasa, poco precisa y lo reportado refiere a información ambigua y a veces más de tipo anecdótico (referencias sobre estos estuarios en Contreras y Castañeda, 2004).

Yucatán

Esta región también es variada en el comportamiento hidrológico de las lagunas costeras, pues encontramos algunas con gradientes estuarinos bien marcados como Celestun, lagunas con un comportamien-

to marino sin gradientes bien definidos, o como Ría Lagartos un estuario invertido que aun siendo de comunicación permanente con el mar presenta una zonación bien definida desde polihalina hasta hipersalina (Herrera Silveira y Cortés Balam, 2007).

Esta complejidad ambiental se refleja en un ensamblaje donde se combinan especies marinas, estuarinas y de origen dulceacuícola, las cuales se encuentran presentes debido al aporte de las descargas del manto freático que son comunes en la costa yucateca formando petenes.

A diferencia de la tendencia en el golfo de México, en el norte de la península de Yucatán, la diversidad de especies de peces no se relaciona directamente con la superficie estuarina (tabla 2). Más bien, parece ser que el elemento que limita la diversidad es la salinidad, aunque los ensamblajes de las diferentes lagunas de la región son similares en la composición de especies dominantes (Arceo-Carranza y Vega-Cendejas, 2009; Peralta Meixueiro y Vega Cendejas, 2011, Bonilla Gomez *et al.*, 2013), cuando la salinidad aumenta la riqueza de especies disminuye notoriamente.

La condición de hiperhalinidad, es común en las lagunas y cienegas de la península de Yucatán, principalmente en la época de secas en las cuales las lluvias y la escorrentía del manto freático es mínima y la evaporación es muy elevada, en río Lagartos en condiciones hiperhalinas (>80), especies como *Cyprinodon artifrons*, *Gambusia yucatana*, *Garmanella pulchra* (especies principalmente dulceacuícolas) *Menidia colei* y juveniles de *Elops saurus* son las especies presentes (Peralta Meixueiro y

Vega Cendejas, 2011), en bocas de Dzilam las especies dulceacuícolas fueron más importantes en época de secas cuando se alcanzaron valores de salinidad de 37 UPS (Arceo-Carranza y Vega Cendejas, 2009), mientras que en las cienegas de la costa norte de Yucatán las especies dulceacuícolas como *Gambusia yucatana* y *Cyprinodon atifrons*, son las dominantes, aun en condiciones de hiperhalinidad (Arceo-Carranza *et al.*, 2016).

Esta información abre otro campo de investigación, aparte de indagar los procesos fisiológicos que permiten a los peces de agua dulce colonizar los estuarios de manera incidental, estacional o permanente-

mente, también provoca conocer el estatus de este gremio ecológico en las cuencas o subcuencas hidrológicas que interaccionan con los estuarios, aún más cuando es necesario reconocer que los procesos de contaminación de las corrientes de agua avanzan sin cesar, por ejemplo García-Moreno *et al.* (2014) señalan que aunque el conocimiento sobre las especies de agua dulce está mejorando, existen “lagunas de información en el trópico”, lo que significa que la amenaza general derivada de la degradación del hábitat, la contaminación, la extracción de agua y las especies exóticas invasoras “puede ser aún mayor de lo que se estima en la actualidad”.

Avances en el Tema y Próximos Pasos

Con estas evidencias, el estudio de los estuarios requiere una revisión continua de sus paradigmas, que incluya la información nueva y no deje de lado tópicos poco atendidos como los estuarios ciegos y la hipersalinidad, esto permitirá nuevas pautas para la investigación futura.

A pesar de la investigación intensa que se realiza en los estuarios con diferentes fines, todavía existe una comprensión limitada o confusa de que es un estuario, al grado que todavía no se puede asumir una definición y una clasificación unánimes para estos cuerpos de agua. Por ejemplo, se ha dado por hecho que los estuarios ciegos se restringían a las regiones áridas del hemisferio norte, donde la evaporación superaba los flujos de agua dulce esta aseveración requiere renovarse desde que es demostrable la presencia frecuente de estuarios incomu-

nicados temporalmente al mar en zonas templadas y tropicales del mundo.

La salinidad como factor principal que domina la hidrología estuarina se relaciona a los procesos hidromorfológicos de cada estuario, esta peculiaridad se acentúa en los estuarios ciegos sobre todo en las temporadas que son susceptibles de hipersalinidad, lo que requiere discernir los patrones de las corrientes oceánicas su influencia en los procesos de formación de las bermas arenosas, su relación con los patrones estacionales de lluvias y de cómo estos se relacionan a los volúmenes de descarga de agua dulce a las cuencas estuarinas; se entiende que las variaciones de estos procesos pueden tener repercusiones notables en estos estuarios. A lo anterior se debe añadir la interacción de los flujos mareales y dulceacuícolas que determinan el tiempo de residencia del

agua en la cuenca estuarina, proceso importante por su influencia en los cambios de salinidad, la retención y recirculación de nutrientes además de su influencia en la conectividad entre los ecosistemas acuáticos para la dispersión de organismos en fases larvales y juveniles (Brauwere *et al.*, 2011).

Los efectos del cambio climático impactarán los patrones, ya de por sí variables, de la salinidad y la temperatura, es posible que estos efectos sean más marcados en los estuarios templados del hemisferio norte, pero hasta ahora tampoco se ha previsto que sucederá con los estuarios ciegos que presentan períodos impredecibles de comunicación al mar; aunque este hecho explica la baja diversidad en estos estuarios, se desconocen los mecanismos fisiológicos por los que esta fauna estuarina presenta una alta tolerancia a la variabilidad ambiental; de esta afirmación se desprenden dos pautas de investigación, la primera es que estos organismos son capaces de lidiar con las fuentes de estrés natural y antrópico de mejor manera comparados a sus conespecíficos de estuarios con patrones ambientales más estables; la segunda es reconocer a los grupos de especies que en los estuarios ciegos son capaces de sobrevivir bajo condiciones extremas, este tema se ha reportado en la literatura como eventos extraordinarios y por su peculiaridad solo se citan sin profundizar en los procesos fisiológicos, conductuales y poblacionales por los que logran sobrevivir.

Se afirma que los estuarios son hábitats “*constantemente variables*” a tal grado que se acepta como regla que la biota estuarina está constituida por organismos eurioicos fisiológicamente más diversos; aunque

este es un denominador común, los escenarios ambientales de los estuarios ciegos presentan ejemplos en los que organismos estenoicos sobreviven en condiciones de salinidad extrema, por la alta probabilidad de desaparición de estos estuarios pequeños este tipo de sucesos biológicos también permanecerán en la ignorancia.

A la calificación de los estuarios como sistemas estresados naturalmente (Dauvin y Ruellet, 2009), se han agregado los problemas generados por la contaminación antrópica, haciendo difícil identificar cuando el estrés sobre los organismos se genera por las condiciones naturales del ambiente o por el efecto de las actividades humanas, es indispensable diferenciar los efectos naturales de los antrópicos, y sus implicaciones hasta el nivel ecosistémico, hasta ahora se sigue aceptando que las cualidades naturales de los estuarios pueden encubrir los resultados del estrés antrópico enunciado como la “*paradoja de la calidad estuarina*” de Elliott y Quintino (2007).

Es claro que a las presiones ambientales naturales de los estuarios se agregan las que se producen por las actividades humanas a pesar de los beneficios que aportan los servicios ecosistémicos a la humanidad; pero como sucede con todos los estuarios, la pérdida de hábitats, el crecimiento demográfico y la extracción de recursos costeros provocan impactos en la calidad del agua, por la adición de diferentes contaminantes, la modificación de los cursos de agua, de las características y calidad del sedimento y la destrucción de estas zonas de alto valor ambiental y biodiversidad (Chust *et al.*, 2009; Burford *et al.*, 2011).

En México se comparten problemáticas de administración pública como en otros países, desde el momento que no se logran establecer políticas de manejo adecuadas a las condiciones ambientales de los sistemas estuarinos, por ejemplo en la zona centro-sur de Veracruz son comunes las acciones de desazolve y modificación de las bocas estuarinas, con intenciones de mejorar la circulación estuarina y de promover la producción secundaria con fines pesqueros o como sucede en la laguna Morro de la Mancha y el estuario del río Actopan, se manipula la barra arenosa para mantener las actividades turísticas en períodos en los que las bocas estuarinas estarían naturalmente selladas.

De la misma forma, las consecuencias generadas por los usos y manejos de la planicie yucateca se reflejan en las lagunas costeras; el desarrollo urbano se ha traducido

en procesos de contaminación puntual por las descargas de aguas domésticas, la alteración de cursos de agua por la construcción de carreteras y caminos, la apertura permanente de las bocas estuarinas, azolvamientos acelerados en manantiales, ciénagas y lagunas; pérdida de heterogeneidad ambiental en la duna costera, las ciénagas, los petenes y la selva baja; además de la salinización de aguas subterráneas por extracciones extremas del recurso (Tapia-González *et al.*, 2008). Las lagunas costeras yucatecas se han usado principalmente para actividades turísticas, cinegéticas en especial con aves, aprovechamiento forestal del manglar y pesquerías de diferentes recursos y a diferentes escalas; de acuerdo a Herrera-Silveira (2006) el 75 % de las lagunas costeras presentaban algún tipo de impacto ambiental relacionado claramente a interacciones humanas sociales y económicas.

Conclusiones

Con este panorama es claro que el estudio de los procesos ecológicos en los estuarios es una disciplina que requiere renovar sus paradigmas (Whitfield *et al.*, 2012), porque a pesar de los esfuerzos que se hacen para generar marcos de referencia conceptuales y metodológicos, la investigación estuarina continua aportando nuevos elementos que desafían a las propuestas anteriores y convierte al estudio de los estuarios en una disciplina compleja que demanda visiones integrales que no pueden dejar a un lado las interacciones humanas; además, a la luz de los efectos extremos que puede generar el cambio climático en los estuarios, los

niveles ambientales extremos que se registran en los de tipo ciego, los colocan como laboratorios naturales en los que se pueden obtener respuestas de los organismos a condiciones ambientales extremas como la hipersalinidad en períodos de tiempo cortos.

Para el estudio de los estuarios ciegos y de superficie pequeña es necesario considerar un enfoque regional, debido a la variación sustancial espacial y temporal de las interacciones entre factores ambientales abióticos y bióticos como su biodiversidad, la estructura y procesos ecológicos funcionales, las cualidades geomorfológicas e hidrológicas, la temperatura, salinidad (Spalding *et*

al., 2010), sin olvidar la dimensión humana con aspectos de índole cultural, social y económico; como se aprecia los efectos del cambio climático no se pueden establecer mediante premisas de aplicación general (Ward *et al.*, 2016)

Literatura Citada

- Aguirre-León, A., H. E. Pérez-Ponce y S. Díaz-Ruiz. 2014. Heterogeneidad ambiental y su relación con la diversidad y abundancia de la comunidad de peces en un sistema costero del Golfo de México. *Revista de Biología Tropical*, 62(1): 145-163.
- Alheit, J., P. Licandro, S. Coombs, A. García, A. Giráldez, M. T. García Santamaría, A. Slotte and A. C. Tsikliras. 2014. Atlantic Multidecadal Oscillation (AMO) modulates dynamics of small pelagic fishes and ecosystem regime shifts in the eastern North and Central Atlantic. *Journal of Marine Systems*, 133: 88–102.
- Arceo-Carranza, D. & M. E. Vega-Cendejas. 2009. Spatial and temporal characterization of fish assemblages in a tropical coastal system influenced by freshwater inputs: northwestern Yucatan peninsula. *Revista de Biología Tropical*, 57(1-2):89-103.
- Arceo-Carranza D., E. Gamboa, C. Teutli-Hernández, M. Badillo-Alemán, y J. A. Herrera-Silveira. 2016. Los peces como indicador de restauración de áreas de manglar en la costa norte de Yucatán. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87: 489–496.
- Ayala-Pérez L. A., G. J. Terán-González, J. Ramos-Miranda y D. Flores-Hernández, 2012. Cambios interanuales en la abundancia de la comunidad de peces en la costa occidental de Campeche, México. *Ciencias Marinas*, 38(2): 395-410.
- Ball, M. C. & M. A. Sobrado, 2002. Ecophysiology of mangroves: challenges in linking physiological processes with patterns in forest structure. p. 331-346. In: M. C. Press M.C., J.D. Scholes and M.G. Baker (Eds), *Advances in plant physiological ecology*, Blackwell Science, Oxford.
- Barnes R.S.K., 1974. *Estuarine biology*. Vol. 49, Institute of Biology's studies in biology, London. 76p.
- Bonilla-Gómez JL, M. Badillo, K. López, A. Gallardo, C. Galindo, D. Arceo & X. Chiapa-Carrara. 2013. Environmental Influences on the Abundance of Dominant Fishes in a Very Shallow Tropical Coastal Lagoon in Northwestern Yucatan Peninsula, Mexico. *Journal of Marine Science Research and Development*, (3)118: 2-11.
- Brauwere, A., B. Brye, S. Blaise, & E. Deleersnijder. 2011. Residence time, exposure time and connectivity in the Scheldt Estuary. *Journal of Marine Systems* 84: 85-95.
- Brearily A.E. 2005. *Hodgkin's Swanland: estuaries and coastal lagoons of South-western Australia*. University of Western Australia Press. 550p.
- Burford M.A., A.T. Reville, T.W. Palmer, L. Clementson, B.J., Robson & I.T. Webster. 2011. River regulation alters drivers of primary productivity along a river estuary system. *Marine and Freshwater Research*, 62(2): 141-151.
- Caffrey J.M., T.P. Chapin, H.W. Jannasch & J.C. Haskins. 2007. High nutrient pulses, tidal mixing and biological response in a small California estuary: variability in nutrient concentrations from decadal to hourly time scales". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71: 368-380.
- Castro-Aguirre, J.L. y C. Mora-Pérez. 1984. Relación de algunos parámetros hidrometeorológicos con la abundancia y distribución de peces en la Laguna de la Mancha, Veracruz". *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*. 75: 657-702.

- Chávez-López R. 2017. Estuarios ciegos en la costa de Veracruz, México. *BIOCYT Biología, Ciencia y Tecnología*, 10(38): 697-721.
- Chávez-López R., Á. Morán-Silva, & M. T. O'Connell. 2005. Long-term fish assemblage dynamics of the Alvarado Lagoon Estuary, Veracruz, Mexico. *Gulf and Caribbean Research*, 17:145-156.
- Chávez-López R., & A. Rocha-Ramírez. 2018. Report of *Poecilia mexicana* in a fish assemblage from a Gulf of Mexico blind estuary. *Poeciliid Research* 8(1):6-12.
- Chust G., A. Borja, P. Liria, I. Galparsoro, M. Marcos, A. Caballero & R. Castro. 2009. Human impacts overwhelm the effects of sea-level rise on Basque coastal habitats (N Spain) between 1954 and 2004. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84: 453-462.
- Contreras F. y Castañeda O. 2004. La Biodiversidad de las lagunas costeras. *Ciencias* 76:46-56.
- Dauvin, J.C. & T. Ruellet. 2009. The estuarine quality paradox: is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin*, 59(1-3): 38-47.
- Day J.H.1980. What is an estuary. *South African Journal of Science*, 76(5): 198.
- Elliott E., & D.S. McLusky. 2002. The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 815-827.
- Elliott M. & V. Quintino. 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*, 54(6):640-645
- Elliott M. & A.K. Whitfield. 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94: 306-314.
- Ellison, J. 2015. Vulnerability assessment of mangroves to climate change and sea-level rise impacts. *Wetlands Ecology and Management* 23:115-137.
- Eslami-Andargoli, L., P. Dale, N. Sipe, & J. Chaseling. 2009. Mangrove expansion and rainfall patterns in Moreton Bay, southeast Queensland, Australia. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 85:292-298.
- Eyre B. 2000. Regional evaluation of nutrient transformation and phytoplankton growth in nine river-dominated subtropical east Australian estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 205: 61-83.
- Fairbridge R.W. 1980. The Estuary: it's definition and geodynamics cycle. p. 1-26. In: Chemistry and Biochemistry of estuaries (Olausson, E. and Cato, I. eds). John Wiley and Sons Inc. New York.
- Gallardo-Torres, A., M. Badillo-Alemán, C. Galindo de Santiago, J. Loera-Pérez, R. Rioja-Nieto y X. Chiappa-Carrara. 2012. Listado taxonómico de los peces de la Laguna Boca de la Carbonera, Yucatán: un primer paso para el manejo y evaluación de los recursos costeros del norte de Yucatán. In: A.J. Sánchez, X. Chiappa-Carrara & R. Brito-Pérez (eds.). Recursos acuáticos costeros del sureste. CONCIYTEY-UNAM.
- García-Moreno, J., Harrison, I. J., Dudgeon, D., Clausnitzer, V., Darwall, W., Farrell, T., Savy, C., Tockner, K., and Tubbs, N. 2014. Sustaining Freshwater Biodiversity in the Anthropocene p.247-270. In: Anik Bhaduri, J. Bogardi, J. Leentvaar and S. Marx (Eds). *The Global Water System in the Anthropocene: Challenges for Science and Governance*. Springer. Switzerland. 436 p.
- González-Gándara C., V. De La Cruz-Francisco, J. J. Salas-Pérez y C. Domínguez-Barradas. 2012. Lista de los peces de Tuxpan, Veracruz, México. *Revista Científica UDO Agrícola* 12(3): 675-689.
- Greenwood M.E. & G.R. MacFarlane. 2008. Effects of salinity on competitive interactions between two *Juncus* species. *Aquatic Botany*, 90: 23-29.
- Herrera-Silveira, J. A. 2006. Lagunas costeras de Yucatán (SE, México): investigación, diagnóstico y manejo. *Ecotropicos*, 19: 94-108

- Herrera-Silveira, J., y O. Cortés-Balam, 2007. Entre la tierra y el mar, las lagunas costeras de Yucatán. *Biodiversitas* 72: 6-10.
- Herrera-Silveira, J.A. & S.M. Morales-Ojeda. 2010. Subtropical karstic coastal, lagoon assessment, South-east Mexico. The Yucatan Peninsula Case p. 307-333. In: Kennish M.J. and H.W. Paerl (Eds) Coastal Lagoons. Critical habitats of environmental change. CRC Press.
- Ito T. 1959. The Venice system for the classification of marine waters according to salinity. *Japanese Journal of Limnology*, 20(3): 119-120.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. Glossary of terms used in the IPCC Fourth Assessment report: Working Group II (WG2). Retrieved from <http://www.ipcc.ch/glossary/>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2013. Climate change 2013: the physical science basis. Cambridge University Press, New York, New York, USA. 1523 p.
- Kjerfve, B. 1994. Coastal Lagoon Processes. Elsevier USA. 577 p.
- Lankford R.R. 1977. Coastal lagoons of Mexico, their origin and classification. *Estuarine Processes*, 2: 182-215.
- Lara Domínguez, A.L., F. Contreras Espinosa, O. Castañeda López, E. Barba Macías y M.A. Pérez Hernández. 2011. Lagunas Costeras y Estuarios, Vol. I: 301-317. In: La Biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado. CONABIO, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología A.C.
- Marín-Coria E, Enríquez C. 2016. Variaciones de temperatura y salinidad en el sistema lagunar La Carbonera, Yucatán, México. *Revista digital E-BIOS*, 4(11) NO esta en el txt.
- McKee, K. L., K. Rogers, N. Saintilan. 2012. Response of salt marsh and mangrove wetlands to changes in atmospheric CO₂, climate and sea level, p. 63-98. In: Middleton B. (Ed). Global change and the function and distribution of wetlands. Springer, USA.
- McLusky D.S. and M. Elliott. 2007. Transitional waters: a new approach, semantics or just muddying the waters? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(3-4): 359-363.
- Morales Lopez N., Perez Diaz E. y Brule T. 2007. Análisis espacio temporal de los ensamblajes de peces presentes en áreas de pastos marinos en la laguna de Yalahau, Quintana Roo, México. Proceedings 59th Gulf and Caribbean Fisheries Institute 327-334.
- Peralta-Meixuiero MA & M.E. Vega-Cendejas. 2011. Spatial and temporal structure of fish assemblages in a hyperhaline coastal system: Ria Lagartos, Mexico. *Neotropical ichthyology* 9(3):673-682.
- Potter I.C., B.M. Chuwen, S.D. Hoeksema & M. Elliott. 2010. The concept of an estuary: a definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87(3): 497-500.
- Robson B.J., P.A. Bukaveckas & D.P. Hamilton. 2008. Modelling and mass balance assessments of nutrient retention in a seasonally-flowing estuary (Swan River Estuary, Western Australia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76: 282-292.
- Rodríguez-Varela, A., A. Cruz-Gómez & H. Vázquez-López. 2010. List of the ichthyofauna in the Sontecomapan Lagoon, Veracruz, México. *BIOCyT* 3(9):107-121.
- Salas, S., R. Chuenpagdee, A. Charles, & J.C. Seijo, J.C.. 2011. Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean. FAO. Fisheries and aquaculture technical paper. Rome. 430 p.
- Sánchez, C. J. C., 1989. Estructura de la comunidad íctica de la laguna de San Agustín, Mpio. de Alto Lucero, Veracruz, México, período sept. 1985-nov. 1986. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, 49 p.

- Schallenberg M., S.T. Larned, S. Hayward, & C. Arbuckle. 2010. Contrasting effects of managed opening regimes on water quality in two intermittently closed and open coastal lakes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86: 587–597.
- Simas T.C. & J.G. Ferreira. 2007. Nutrient enrichment and the role of salt marshes in the Tagus estuary (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75: 393–407.
- Spalding, M., M. Kainuma, & L. Collins. 2010. World Atlas of mangroves. Earthscan, London, UK. 336 p.
- Taljaard S., L. van Niekerk & W. Joubert. 2009. Extension of a qualitative model on nutrient cycling and transformation to include microtidal estuaries on wave-dominated coasts: Southern hemisphere perspective. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 30: 407–421.
- Tapia-González F., J.A. Herrera-Silveira, & M.L. Aguirre-Macedo. 2008. Water quality variability and eutrophic trends in karstic tropical coastal lagoons of the Yucatan Peninsula. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(2): 418–430.
- Teuchies J, Vandenbruwaene W, Carpentier R, Bervoets L, Temmerman S., Chen Wang, Maris T., J. S. Cox, A. Van Braeckel & P. Meire. 2013. Estuaries as Filters: The Role of Tidal Marshes in Trace Metal Removal. *PLOS One* 8(8) e70381. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070381>
- Vargas-Moguel, K.E. y M.E. Vega-Cendejas M.E. 2010. Composición y distribución ictica en el estero Yucalpetén. In: Duran R. y M. Méndez (Eds). Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA 496p.
- Vega Cendejas ME & M. Hernandez de Santillana. 2004. Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon: Río Lagartos, Yucatan, Mexico. *Estuarine, Coastal and shelf Science* 60:285-299
- Vorwerk PD, AK. Whitfield, PD. Cowley & AW. Paterson. 2003. The influence of selected environmental variables on fish assemblage structure in a range of southeast African estuaries. *Environmental Biology of Fishes* 66: 237–247
- Ward, R. D., D. A. Friess, R. H. Day, & R. A. MacKenzie. 2016. Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. *Ecosystem Health and Sustainability* 2(4): 1-25
- Whitfield A.K., J.B. Adams, G.C. Bate, K. Bezuidenhout, T.G. Bornman, P.D. Cowley, P.W. Froneman, P.T. Gama, N.C. James, B. Mackenzie, T. Riddin, G.C. Snow, N.A. Strydom, S. Taljaard, A.I. Terörde, A.K. Theron, J.K., Turpie, L. van Niekerk, P.D. Vorwerk & T.H. Wooldridge. 2008. A multidisciplinary study of a small, temporarily open/closed South African estuary, with particular emphasis on the influence of mouth state on the ecology of the system. *African Journal of Marine Science*. 30(3): 453–473.
- Whitfield A.K., M. Elliott, A. Basset, S.J.M. Blaber & R.J. West. 2012. Paradigms in estuarine ecology-A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 97: 78-90.
- Zárate-Hernández R., M. Castillo-Rivera, L. Sanvicente-Añorve y S. Ortiz-Burgos. 2012. Cambios espaciales, nictímeros y estacionales en la estructura de la comunidad de peces en un estuario tropical mexicano. *Ciencias Marinas*, 38(4): 665–676.

DESARROLLO, MANEJO Y SOSTENIBILIDAD COSTERO-MARINA

La Pesca Deportiva-Recreativa en los Mares de Mexico: Principales Retos para un Uso Sostenido

Brenda Iliana Vega-Rodríguez^{1,3} y Luis Amado Ayala-Pérez²

¹Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México

²Departamento El Hombre y su Ambiente. Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco

³Fomento Ecológico y Social A.C. Catemaco, Veracruz

Resumen

Entre muchos de los retos que tenemos para utilizar los recursos pesqueros de nuestro país se encuentra el adecuado desarrollo de la pesca deportiva-recreativa acompañada de un respaldo científico, legal y económico que asegure su sostenibilidad. Hasta ahora la extracción con fines de consumo directo ha sido la principal forma de aprovechamiento de recursos pesqueros, lo cual ha puesto a muchos de ellos en condiciones de sobreexplotación. Para el caso particular de nuestro país, esta situación se acentúa por el complejo desarrollo de pesquerías multiespecíficas o por el uso de artes de pesca poco selectivas (caso camarón), que en ambos casos afectan negativamente a recursos que finalmente no son utilizados. La pesca deportiva-recreativa compite también con el uso de algunos recursos pesqueros destacando el efecto sobre especies particularmente vulnerables por ser altamente migratorias y de distribución global. El escaso entendimiento de las historias de vida, el desconocimiento de los diferentes hábitats utilizados para el desarrollo de etapas sensibles

del ciclo de vida, la desactualizada regulación de esta actividad económica y la falta de acuerdos internacionales para desarrollar dicha regulación, son retos por superar para lograr un uso sostenido de los recursos de pesca deportiva-recreativa.

Palabras Clave: pesca deportiva, uso sostenible, recursos pesqueros.

Abstract

Among many challenges that we have to use the fisheries resources of our country, there is the sport fishing development with a scientific, legal and economic background, to ensure its sustainability. Until now, extraction for direct consumption has been the main fisheries resources exploitation; which has posed them into over exploited conditions. In particular for our country, this situation gets worse due to the complex development of multi-specific fisheries, or by using non-selective fisheries gears (shrimp case). In both cases there is a negative effect over the resources that are finally not used. The sport fishing also competes with the use of some fisheries resources, highlighting the effect over particularly vulnerable species which are highly migratory and globally distributed. The scarce understanding of the life stories, the ignorance of the different habitats used by the development of the sensible phases of the life cycle, the outdated regulation of this economic activity; and the absence of international agreements for developing such regulation, are all challenges to overcome for achieving a sustainable use of sport fishing resources.

Keywords: sport fishing, sustainable use, fisheries resources

Introducción

Anualmente, en México se obtienen cerca de dos millones de dólares derivados de la pesca deportiva-recreativa y el 50 % de estos ingresos se generan exclusivamente en Cabo San Lucas (CONAPESCA, 2017). Los turistas que visitan esta región generalmente son extranjeros con alto poder adquisitivo a quienes les atrae la pesca en altamar (Pérez, 2004).

Por otro lado, la riqueza y diversidad de peces marinos en México es considerable, pues se han descrito al menos 2 224 especies (Espinosa-Pérez, 2014). Los peces o grupos de peces de interés para la pesca deportiva en altamar son variados como dorado, marlín, pez vela, atún, sábalo y tiburón, sólo por mencionar algunos ejemplos (Ibáñez, 2011).

Si se toma en cuenta que México posee una Zona Económica Exclusiva de 3 149 920 km² y que en sus aguas habitan diversas especies de peces de interés para la pesca deportiva-recreativa en altamar, podría decirse que esta actividad podría impulsarse como parte del desarrollo económico de nuestro país. Sin embargo, existen diversas problemáticas desde el punto de vista ambiental que deben enfrentarse. A mediados del siglo xx se observaron disminuciones en la abundancia de diversas pesquerías alrededor del mundo (Mullon *et al.*, 2005; Pauly y Palomares, 2005).

Aunque se reconoce que la pesca comercial es una de las causantes a nivel global de este deterioro en los stocks, también debe admitirse que la pesca deportiva-recreativa

podría tener ciertas repercusiones negativas (Post *et al.*, 2002). Para contrarrestar los efectos de la explotación pesquera, deben desarrollarse estrategias de manejo para la pesca deportiva-recreativa en consonancia con la pesca comercial para lograr la conservación de estos recursos (Cooke y Cowx, 2006). Para ello, es necesario recabar información sobre las historias de vida de los recursos y sus relaciones con los compo-

nentes bióticos y abióticos presentes en los ecosistemas (King y McFarlane, 2003).

En este capítulo se revisará el estado de conservación de varias especies que son de interés para la pesca deportiva-recreativa; se expondrán los instrumentos regulatorios utilizados para su manejo; y se describirá brevemente la biología y ecología del sábalo como ejemplo de la complejidad de la historia de vida de los peces en altamar.

Estado de Conservación de las Especies de Interés para la Pesca Deportiva-Recreativa y sus Regulaciones en México

De acuerdo con estudios recientes, se estima que alrededor de un cuarto de las principales pesquerías del mundo están sobreexplotadas o colapsadas, otro cuarto se encuentra aun en desarrollo y el resto se encuentran altamente explotadas (Worm *et al.*, 2009, Taylor *et al.*, 2010, Branch *et al.*, 2011) y muchas especies de peces explotadas comercialmente son de interés para la pesca deportiva-recreativa. En la tabla 1 se analiza el estado de conservación de 27 especies de acuerdo con la Lista Roja de Especies Amenazadas (IUCN, 2018).

En la tabla 1 se observa que más de la tercera parte de este grupo de peces son de preocupación menor, sin embargo, casi la mitad de las especies ya se encuentran bajo algún estado de riesgo. Las tres especies de mayor preocupación son el tiburón martillo y el mero que se encuentran en peligro de extinción; mientras que la totoaba (*Totoaba macdonaldi*) se encuentra en peligro crítico de extinción.

En México, solamente la totoaba y el tiburón blanco están incluidas dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010 con categoría de peligro de extinción y amenazada, respectivamente (DOF, 2018b). Cabe señalar que desde 1975 hay veda permanente de la totoaba y el comercio de ejemplares de esta especie debe provenir de las Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre de acuerdo con las especificaciones publicadas en la NOM-EM-169-SEMARNAT-2017 (DOF, 2017). Por otro lado, debe notarse que la mayor parte de las especies son peces transzonales o altamente migratorias. Por lo cual, las estrategias de aprovechamiento y conservación deberán aplicarse en acuerdo con los países que comparten dichos recursos. Aunque México aun no es miembro del Acuerdo sobre la Conservación y Manejo de Poblaciones de Peces Transzonales y las Poblaciones de Peces Altamente Migratorias (OCDE, 2003), si lo es ante la Comisión Interamericana del Atún

Tabla 1. Distribución y estado de conservación de varias especies de interés para la pesca deportiva con distribución en las aguas marinas de México de acuerdo con la Lista Roja de Especies Amenazadas. SE: sin evaluación; DD: datos deficientes; PM: preocupación menor; CA: casi amenazada; V: vulnerable; P: peligro de extinción; PC: peligro crítico de extinción (IUCN, 2018)

| Especie | Nombre común | Distribución (Froese y Pauly, 2018) | Categoría |
|--------------------------------|----------------------|-------------------------------------|-----------|
| Lamnidae | | | |
| <i>Carcharodon carcharias</i> | Tiburón blanco | Cosmopolita | V |
| Carcharhinidae | | | |
| <i>Galeocerdo cuvier</i> | Tintorera | Circumglobal | CA |
| <i>Prionace glauca</i> | Tiburón azul | Circumglobal | CA |
| Sphyrnidae | | | |
| <i>Sphyrna lewini</i> | Tiburón martillo | Circumglobal | P |
| Megalopidae | | | |
| <i>Megalops atlanticus</i> | Sábalo | Atlántico | V |
| Coryphaenidae | | | |
| <i>Coryphaena hippurus</i> | Dorado | Cosmopolita | PM |
| Sphyaenidae | | | |
| <i>Sphyaena barracuda</i> | Barracuda | Atlántico e Indo-Pacífico | PM |
| Xiphiidae | | | |
| <i>Xiphias gladius</i> | Pez espada | Cosmopolita | PM |
| Istiophoridae | | | |
| <i>Istiompax indica</i> | Marlín negro | Pacífico | DD |
| <i>Istiophorus platypterus</i> | Pez vela | Pacífico | PM |
| <i>Istiophorus albicans</i> | Pez vela | Atlántico | SE |
| <i>Kajikia albida</i> | Marlín blanco | Atlántico | V |
| <i>Kajikia audax</i> | Marlín rayado | Pacífico | CA |
| <i>Makaira nigricans</i> | Marlín azul | Atlántico | V |
| <i>Makaira mazara</i> | Marlín azul | Pacífico | SE |
| Scombridae | | | |
| <i>Katsuwonus pelamis</i> | Barrilete | Cosmopolita | PM |
| <i>Sarda sarda</i> | Bonito del Atlántico | Atlántico | PM |
| <i>Scomberomorus sierra</i> | Sierra del Pacífico | Pacífico | PM |
| <i>Scomberomorus cavalla</i> | Peto o Carito | Atlántico | PM |
| <i>Scomberomorus maculatus</i> | Sierra común | Atlántico | PM |
| <i>Scomberomorus regalis</i> | Sierra | Atlántico | PM |
| <i>Thunnus albacares</i> | Atún aleta amarilla | Cosmopolita | CA |
| <i>Thunnus orientalis</i> | Atún aleta azul | Pacífico | V |
| <i>Thunus obesus</i> | Patudo | Cosmopolita | SE |
| <i>Thunnus alalunga</i> | Albacora | Cosmopolita | CA |
| Serranidae | | | |
| <i>Epinephelus striatus</i> | Mero | Oeste del Atlántico | P |
| Sciaenidae | | | |
| <i>Totoaba macdonaldi</i> | Totoaba | Golfo de California | PC |

Tropical y la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico, que tienen como objetivo la conservación de atunes y otras especies marinas. Además, tiene el compromiso de aplicar los artículos dispuestos en el Convención sobre Pesca y Conservación de los Recursos Vivos de la Alta Mar (DOF, 1966).

La Carta Nacional Pesquera presenta las disposiciones para la conservación, protección, restauración y aprovechamiento de

los recursos pesqueros, las cuales pueden aplicarse por especie o grupo de especies. En la tabla 2 se muestra la situación de estos recursos en México y las regulaciones existentes para la conservación o aprovechamiento de las especies de interés para la pesca deportiva-recreativa.

A excepción de la barracuda y el bonito del Atlántico, en general, las especies de interés para la pesca deportiva-recreativa en los mares de México han sido evalua-

Tabla 2. Situación de aprovechamiento y regulaciones existentes para el manejo de las poblaciones de las especies de interés para la pesca deportiva-recreativa en los mares de México (DOF, 2004, 2010, 2012, 2013, 2018a).

| Especie | Nombre común | Situación* | Regulaciones |
|-------------------------------|------------------|---------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Lamnidae | | | |
| <i>Carcharodon carcharias</i> | Tiburón blanco | Veda permanente | <ul style="list-style-type: none"> • Ley del Derecho del Mar • NOM-029-PESC-2006 • NOM-059-SEMARNAT-2010 • Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones, Rayas y Especies Afines en México (PANMCT). • Programa de Acción para la Conservación de la Especie Tiburón Blanco. • ACUERDO por el que se establece veda permanente para la pesca de tiburón blanco (<i>Carcharodon carcharias</i>) en aguas de jurisdicción federal de la Estados Unidos Mexicanos. |
| Carcharhinidae | | | |
| <i>Galeocerdo cuvier</i> | Tintorera | Aprovechada al máximo sustentable | <ul style="list-style-type: none"> • PANMCT • NOM-029-PESC-2006 |
| <i>Prionace glauca</i> | Tiburón azul | | |
| Sphyrnidae | | | |
| <i>Sphyrna lewini</i> | Tiburón martillo | Aprovechada al máximo sustentable | <ul style="list-style-type: none"> • PANMCT • NOM-029-PESC-2006 |
| Megalopidae | | | |
| <i>Megalops atlanticus</i> | Sábalo | Potencial de desarrollo | <ul style="list-style-type: none"> • NOM-017-PESC-1994 |
| Coryphaenidae | | | |
| <i>Coryphaena hippurus</i> | Dorado | Cercano al máximo sustentable, con potencial marginal de desarrollo | <ul style="list-style-type: none"> • NOM-017-PESC-1994 |
| Sphyrnaeidae | | | |
| <i>Sphyrna barracuda</i> | Barracuda | | |

Tabla 2. Situación de aprovechamiento y regulaciones existentes para el manejo de las poblaciones de las especies de interés para la pesca deportiva-recreativa en los mares de México (DOF, 2004, 2010, 2012, 2013, 2018a).

| Especie | Nombre común | Situación* | Regulaciones |
|--------------------------------|----------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Xiphiidae | | | |
| <i>Xiphias gladius</i> | Pez espada | Posibilidades de aprovechamiento | • NOM-017-PESC-1994 |
| Istiophoridae | | | |
| <i>Istiompax indica</i> | Marlín negro | No determinado | • NOM-017-PESC-1994 |
| <i>Istiophorus platypterus</i> | Pez vela | Aprovechamiento superior al máximo Sustentable | • NOM-017-PESC-1994 |
| <i>Istiophorus albicans</i> | Pez vela | | |
| <i>Kajikia albida</i> | Marlín blanco | No determinado | • NOM-017-PESC-1994 |
| <i>Kajikia audax</i> | Marlín rayado | | |
| <i>Makaira nigricans</i> | Marlín azul | | |
| <i>Makaira mazara</i> | Marlín azul | | |
| Scombridae | | | |
| <i>Katsuwonus pelamis</i> | Barrilete | Potencial de explotación | • Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) • NOM-022-SAG/PESC-2015 |
| <i>Sarda sarda</i> | Bonito del Atlántico | | |
| <i>Scomberomorus sierra</i> | Sierra del Pacífico | Pacífico Norte: aprovechada al máximo sustentable; Pacífico Centro Sur: potencial de desarrollo Aprovechada al máximo sustentable | • Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (CICAA) |
| <i>Scomberomorus cavalla</i> | Peto o Carito | | |
| <i>Scomberomorus maculatus</i> | Sierra común | | |
| <i>Scomberomorus regalis</i> | Sierra | | |
| <i>Thunnus albacares</i> | Atún aleta amarilla | Aprovechado al máximo sustentable | • NOM-001-SAG/PESC-2013 • NOM-022-SAG/PESC-2015 • CIAT • Plan de manejo pesquero de atún aleta amarilla (<i>Thunnus albacares</i>) del Océano Pacífico Mexicano. |
| <i>Thunnus orientalis</i> | Atún aleta azul | Sobreexplotado | • NOM-001-SAG/PESC-2013 • NOM-022-SAG/PESC-2015 |
| <i>Thunus obesus</i> | Patudo | | • NOM-022-SAG/PESC-2015 |
| <i>Thunnus alalunga</i> | Albacora | | • CIAT |
| Serranidae | | | |
| <i>Epinephelus striatus</i> | Mero | En deterioro | • Carta Nacional Pesquera (2012) |
| Sciaenidae | | | |
| <i>Totoaba macdonaldi</i> | Totoaba | Veda permanente | • NOM-059-SEMARNAT-2010. • NOM-024-SEMARNAT-1993 • NOM-EM-169-SEMARNAT-2017 |

dos o cuentan con alguna regulación; sin embargo, la mayoría de estas disposiciones son aplicadas por igual a un grupo de varias especies (*e.g.* peto y sierras, *S. cavalla*, *S. maculatus* y *S. regalis*) o el estado de la población no se ha actualizado en la Carta Nacional Pesquera, como el caso del dorado que desde el 2004 no se ha modificado su situación pesquera (DOF, 2004).

Para establecer estrategias de aprovechamiento sustentable de los stocks pesqueros dentro de un ecosistema, es necesario conocer la dinámica poblacional de cada una de las especies. Se ha demostrado que especies del mismo género presentan parámetros poblacionales y comportamiento

distintos (Moutopoulos y Stergiou, 2002, Ilkyaz *et al.*, 2018) e incluso se pueden observar diferencias en poblaciones de la misma especie (Parsons, 1993; Bell, 2005). Por otro lado, los fenómenos climáticos cíclicos tienen una influencia en la abundancia de los recursos pesqueros (Mantua *et al.*, 1997; Chávez *et al.*, 2003; Sandweiss *et al.*, 2004; Waluda *et al.*, 2006). Por lo anterior, es necesario mantener actualizado el monitoreo y establecer planes de manejo para cada una de las especies e incluso a nivel regional, ya que muchas de estas especies tienen historias de vida complejas y utilizan distintos hábitats a lo largo de su desarrollo.

Complejidad en las Historias de Vida de los Peces de Altamar: el Caso del Sábalo

Los efectos de la sobreexplotación pueden reducirse si se plantean estrategias de manejo más refinadas, para lo cual se necesita un mejor entendimiento de la dinámica poblacional de cada uno de los recursos (Adams, 1979). Sin embargo, muchas especies de peces que se encuentran en mar abierto se caracterizan por tener historias de vida complejas asociadas al uso programado de ambientes contrastantes como por ejemplo arrecifes, zona intermareal, estuarios, humedales, lagunas, manglares, ríos y mar abierto. Como ejemplo de ello, se describe brevemente la historia de vida del sábalo y su pesca deportiva-recreativa en Campeche.

El sábalo es una de las especies de mayor importancia dentro del ámbito de la pesca deportiva-recreativa a nivel mundial.

Es muy popular entre los pescadores deportivos, ya que esta especie puede llegar a rebasar los dos metros de longitud total (Schneider, 1990) y ofrece un gran espectáculo al realizar piruetas fuera del agua por oponerse con bastante resistencia a la pesca. Desde 1885 se reconoció al sábalo como un recurso potencialmente importante para desarrollar la pesca deportiva-recreativa (Dimock, 2008). En varios países de América, como Costa Rica, Estado Unidos de América y México, se le considera un atractivo turístico (Baldwin y Snodgrass, 2008). En nuestro país con frecuencia se organizan torneos locales o regionales dirigidos a la captura de organismos adultos o juveniles (Baby Tarpon).

Esta especie se distribuye en las aguas costeras tropicales y subtropicales del

Océano Atlántico, al este desde Mauritania hasta Angola; y al oeste desde Nueva Escocia hasta Brasil (Anyanwu y Kusemiju, 2008). Desde el punto de vista biológico y ecológico, el sábalo (*Megalops atlanticus*) resulta bastante complejo e interesante. Es un pez elopomorfo, eurihalino, dimórfico y fisóstomo que habita en diversos ambientes contrastantes a lo largo del desarrollo de su ciclo de vida (Spotte, 2016). Por ejemplo, en su etapa leptocéfala es posible encontrarlo en mar abierto en salinidades que van de 33.6 a 36.7 unidades y en temperaturas desde 22°C a 30°C (Wade, 1962; Smith, 1980).

A través de mareas altas o durante las temporadas de tormenta y huracanes, estas larvas son transportadas hasta los ecosistemas costeros. Después de la metamorfosis y hasta aproximadamente los 30 cm de longitud a la horquilla, es posible observar a los pequeños sábalos juveniles en marismas (Vega-Rodríguez, 2015). Estos sitios son someros; salobres (Salinidad de 0 a 22.3 unidades); de elevada turbidez, con bajas concentraciones de oxígeno (0.26 a 4.6 mg/l), temperaturas muy variables (16 °C a 36 °C) e incluso con presencia de sulfuros

(Breder, 1933; Rickards, 1968; Chacón y McLarney, 1992). Los sábalos juveniles y pre-adultos se encuentran asociados a sistemas de arroyos, canales, lagunas, manglares, estuarios y aguas costeras (Zale y Merrifield, 1989). Mientras que los sábalos adultos (>120 cm de longitud a la horquilla) pueden encontrarse tanto en mar abierto como en la zona costera e incluso en estuarios (Crabtree *et al.*, 1997), lo cual también se asocia al sexo. Es importante mencionar que esta especie es longeva pues los organismos llegan a rebasar los 50 años de vida (Andrews *et al.*, 2001; Vega-Rodríguez y Ayala-Pérez, 2014).

Aun se sabe muy poco sobre la reproducción de esta especie, sin embargo, se ha observado que los periodos de desove varían dependiendo de la región en la que se encuentren las poblaciones (Crabtree *et al.*, 1992). Se sospecha que el periodo reproductivo en México va de abril a agosto (Ault *et al.*, 2008), sin embargo, son necesarios más estudios sobre esta especie para desarrollar planes de manejo de acuerdo con las condiciones propias de cada región (DOF, 2010).

Reflexiones Finales

México cuenta con una gran extensión litoral y diversidad biológica en sus aguas marinas para impulsar la pesca deportiva-recreativa, sin embargo, muchas de las especies que son de interés para esta actividad se encuentran aprovechadas al máximo sostenible. La mayoría de las regulaciones aplicables en la actualidad carecen de un

carácter regional y sin un enfoque ecosistémico. Con la finalidad de conservar estos recursos pesqueros deberán elaborarse planes de manejo específicos para cada localidad. Se requieren de más estudios para comprender tanto la dinámica poblacional como las relaciones bióticas y abióticas que tienen estas especies. Las estrategias

de manejo tendrán que incluir los posibles efectos de las especies exóticas invasoras y del cambio climático. Además, deberán identificarse y protegerse los sitios críticos y vulnerables para el desarrollo biológico de estas especies en nuestras costas, pero además se debe trabajar en colaboración con otros países que también comparten estos recursos pesqueros.

Literatura Citada

- Adams, PB., 1979. Life history patterns in marine fishes and their consequences for fisheries management. *Fishery Bulletin*, 78 (1): 1-12.
- Andrews, AH., EJ. Burton, KH. Coale, GM. Cailliet, y RE. Crabtree, 2001. Radiometric age validation of Atlantic Tarpon, *Megalops atlanticus*. *Fishery Bulletin*, 99(3): 389-98.
- Anyanwu, PE., y K. Kusemiju, 2008. The Nigerian Tarpon: Resource ecology and fishery. Cap 9: 115- 128. En: Ault JS (Ed.). *Biology and Management of the World Tarpon and Bonefish Fisheries*. CRC Press. USA. 429 p.
- Ault, J., R. Humston, MF. Larkin, E. Perusquia, NA. Farmer, J. Luo, N. Zurcher, SG. Smith, LR. Barbieri, y JM. Posada, 2008. Population dynamics and resource ecology of Atlantic tarpon and bonefish. Cap. 16: 217-257. En: Ault JS (Ed.). *Biology and Management of the World Tarpon and Bonefish Fisheries*. CRC Press. USA. 429 p.
- Baldwin, JD., y D. Snodgrass, 2008. Reproductive biology of atlantic tarpon *Megalops atlanticus*. Cap. 14: 195-202. En: Ault JS (Ed.). *Biology and Management of the World Tarpon and Bonefish Fisheries*. CRC Press. USA. 429 p.
- Bell, AM., 2005. Behavioral Differences between individuals and two populations of stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). *Journal of Evolutionary Biology*, 18(2): 464-73.
- Branch, TA., OP. Jensen, D. Ricard, Y. Ye, y R. Hilborn, 2011. Contrasting global trends in marine fishery status obtained from catches and from stock assessments. *Conservation Biology*, 25(4): 777-86.
- Breder, Jr. CM., 1933. Young tarpon on Andros Island. *Bulletin of the New York Zoological Society*, 36(3): 65-67.
- Chacón, CD., y WO. McLarney, 1992. Desarrollo temprano del sábalo, *Megalops atlanticus* (Pisces: Megalopidae). *Revista de Biología Tropical*, 40(2): 171-77.
- Chávez, FP., J. Ryan, SE. Lluch-Cota, y CM. Niquen, 2003. Climate: From anchovies to sardines and back: multidecadal change in the Pacific Ocean. *Science*, 299(5604): 217-21.
- CONAPESCA, 2017. Generó pesca deportiva en México más de 68.1 MDP por venta de permisos en 2016. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. www.gob.mx/conapesca/prensa/genero-pesca-deportiva-en-mexico-mas-de-68-1-mdp-por-venta-de-permisos-en-2016-89507
- Cooke, SJ., y IG. Cowx, 2006. Contrasting recreational and commercial fishing: Searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological Conservation*, 128: 93-108.
- Crabtree, RE., EC. Cyr, RE. Bishop, LM. Falkenstein, y JM. Dean, 1992. Age and growth of tarpon, *Megalops atlanticus*, larvae in the Eastern Gulf of Mexico, with notes on relative abundance and probable spawning areas. *Environmental Biology of Fishes*, 35(4): 361-370.

- Crabtree, RE., EC. Cyr, D. Chacón, WO. McLarney, y JM. Dean, 1997. Reproduction of tarpon, *Megalops atlanticus*, from Florida and Costa Rican waters and notes on their age and growth. *Bulletin of Marine Science*, 61(2): 271-285.
- Dimock, AW., 2008. The Book of the Tarpon. Delany Press. 332 pages.
- DOF, 1966. Convención sobre Pesca y Conservación de los Recursos Vivos de la Alta Mar. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/164847/BV040209A.pdf> [Consultado: septiembre de 2018]
- DOF, 2004. ACUERDO mediante el cual se aprueba la actualización de la Carta Nacional Pesquera y su anexo. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=680061&fecha=15/03/2004 [Consultado: septiembre de 2018]
- DOF, 2010. ACUERDO mediante el cual se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5169418&fecha=02/12/2010&print=true [Consultado: septiembre de 2018]
- DOF, 2012. ACUERDO por el que se da a conocer la Actualización de la Carta Nacional Pesquera. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5265388&fecha=24/08/2012 [Consultado: septiembre de 2018]
- DOF, 2013. MODIFICACIÓN a la Norma Oficial Mexicana NOM-017-PESC-1994, para regular las actividades de pesca deportivo-recreativa en las aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5323155&fecha=25/11/2013 [Consultado: septiembre de 2018]
- DOF, 2017. Norma Oficial Mexicana de Emergencia NOM-EM-169-SEMARNAT-2017, Que establece las especificaciones de marcaje para los ejemplares, partes y derivados de totoaba (*Totoaba macdonaldi*) provenientes de Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre. http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5494562&fecha=22/08/2017 [Consultado: septiembre de 2018]
- DOF, 2018a. ACUERDO por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5525712&fecha=11/06/2018 [Consultado: septiembre de 2018]
- DOF, 2018b. PROYECTO de Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059- SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5534594&fecha=13/08/2018 [Consultado: septiembre de 2018]
- Espinosa-Pérez, H., 2014. Biodiversidad de peces en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 450-59.
- Froese, R., y D. Pauly, 2018. FishBase. World Wide Web Electronic Publication. www.fishbase.org.
- Ibáñez, R., 2011. Pesca deportiva-recreativa como un atractivo turístico en México. Caracterización, estimación de su demanda futura y efecto multiplicador a otros sectores. *Revista de Investigación en Turismo y Desarrollo Local*, 4(10): 1-20.
- Ilkyaz, AT., G. Metin, O. Soykan y HT. Kinaciogil, 2018. Spawning season, first maturity length and age of 21 fish species from the Central Aegean Sea, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic*, 18: 211-16.
- IUCN, 2018. The IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org
- King, JR., y GA. McFarlane, 2003. Marine Fish Life History Strategies: Applications to Fishery Management. *Fisheries Management & Ecology*, 10: 249-64.
- Mantua, NJ., SR. Hare, Y. Zhang, JM. Wallace, y RC. Francis, 1997. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon

- production. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78:1069-1079.
- Moutopoulos, BDK. y KI. Stergiou, 2002. Length-weight and length-length relationships of fish species from the Aegean Sea (Greece). *Vie Et Milieu Life and Environment*, 18: 200-203.
- Mullon, C., P. Freon, y P. Cury, 2005. The dynamics of collapse in world fisheries. *Fish and Fisheries*, 6: 111-20.
- OCDE, 2003. Evaluación de la OCDE sobre el desempeño ambiental: México 2013. <http://www.oecd.org/env/country-reviews/evaluaciondelaocdesobreeldesempeoambientalmexico2013.htm> [Consultado: Septiembre de 2018]
- Parsons, GR., 1993. Geographic variation in reproduction between two populations of the shark, *Sphyrna tiburo*. *Environmental Biology of Fishes*, 38: 25-35.
- Pauly, D., y ML. Palomares, 2005. Fishing down marine food web: It is far more pervasive than we thought. *Bulletin of Marine Science*, 76(2): 197-211.
- Pérez, VSA., 2004. Estudio de la pesca deportiva-recreativa en la región de Los Cabos, B.C.S. Con énfasis en el destino de las capturas. Tesis de Maestría en Ciencias (Uso, manejo y preservación de los recursos naturales. Orientación en Biología Marina). Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste, S.C. 63 p.
- Post, JR., M. Sullivan, S. Cox, NP. Lester, CJ. Walters, EA. Parkinson, AJ. Paul, L. Jackson y BJ. Shuter, 2002. Canada's recreational fisheries: The invisible collapse?" *Fisheries*, 27(1): 6-17.
- Rickards, WL., 1968. Ecology and growth of juvenile tarpon *Megalops atlanticus* in a Georgia Salt Marsh. *Bulletin of Marine Science*, 18(1): 220-239.
- Sandweiss, DH., KA. Maasch, F. Chai, CFT. Andrus, y EJ. Reitz, 2004. Geoarchaeological evidence for multidecadal natural climatic variability and ancient Peruvian fisheries. *Quaternary Research*, 61(3): 330-34.
- Schneider, W., 1990. FAO Species Identification Sheets for Fishery Purposes. Field Guide to the Commercial Marine Resources of the Gulf of Guinea. Roma.
- Smith, DG., 1980. Earl y larvae of the tarpon, *Megalops atlantica* valenciennes (Pisces: Elopidae), with notes on spawning in the Gulf of Mexico and the Yucatan channel. *Bulletin of Marine Science*, 30(1): 136-141.
- Spotte, S., 2016. Tarpons: Biology, ecology, fisheries. Wiley. USA. 344 p.
- Taylor, E., JA. Hutchings, C. Minto, D. Ricard, JK. Baum y OP. Jensen, 2010. Trends in the abundance of marine fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(8): 1205-1210.
- Vega-Rodríguez, BI., y LA. Ayala-Pérez, 2014. Edad y crecimiento del sábalo *Megalops atlanticus* en la costa de Campeche, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49(2): 351-359.
- Vega-Rodríguez, BI., 2015. Dinámica poblacional del sábalo *Megalops atlanticus* (Cuvier & Valenciennes 1847) para su aprovechamiento como recurso de pesca deportiva con un enfoque ecosistémico en Campeche, México. Tesis de Doctorado, Universidad Autónoma Metropolitana. 148 p.
- Wade, R., 1962. The biology of the tarpon, *Megalops atlanticus*, and the ox-eye, *Megalops cyprinoides*, with emphasis on larval development. *Bulletin of the of Gulf Marine Science of the Gulf and Caribbean*, 12(4): 545-622.
- Waluda, CM., C. Yamashiro, y PG. Rodhouse, 2006. Influence of the ENSO cycle on the light-fishery for *Dosidicus gigas* in the Peru current: An analysis of remotely sensed data. *Fisheries Research*, 79(1-2): 56-63.
- Worm, B., R. Hilborn, JK. Baum, TA. Branch, JS. Collie, C. Costello, MJ. Fogarty, EA. Fulton, JA. Hutchings, S. Jennings, OP. Jensen, HK. Lotze, PM. Mace, TR. McClanahan, C. Minto, SR. Palumbi, AM. Parma, D. Ricard, AA. Rosenberg, R. Wat-

- son, y D. Zeller, 2009. Rebuilding Global Fisheries. *Science*, 325(5940): 578–85.
- Zale, AV. y SG. Merrifield, 1989. Species profiles: Life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (South Florida): Ladyfish and Tarpon. U.S. Fish Wild. Serv. Biol. Rep. 82(11.104). U.S. Army Corps of Engineers, TR EL-82-4. 17 p.

DESARROLLO, MANEJO Y SOSTENIBILIDAD COSTERO-MARINA

El Corredor Costero Tijuana-El Rosario (Baja California, México) como Escenario de Gestión: una Relectura 2010-2018

Anamaría Escofet

Departamento de Ecología Marina, CICESE

Resumen

La expresión espacial de las instancias administrativas del territorio es un complemento indispensable para visualizar las interfases operativas de la gestión. Se realizó un ejercicio posicionando objetos ecológicos vulnerables a elevación del nivel medio del mar, dentro de los límites municipales. En playas marinas, se avanzó con base en datos publicados en 2010, mostrando la distribución de playas progradables y no progradables. En plataformas de abrasión asociadas con afloramientos de lutita de la Formación Rosario, se avanzó con base en información generada desde 2015 a la fecha para documentar el hábitat de especies de importancia biomédica. Se muestra que los diferentes municipios albergan diferentes combinaciones de objetos ecológicos vulnerables, y diferentes interfases operativas, sugiriendo la conveniencia de un diseño singularizado de la gestión.

Palabras clave: gestión territorial, plataformas de abrasión, playas marinas, vulnerabilidad costera.

Abstract

The spatial display of the administrative limits is an essential complement to visualize the operative interfaces of territorial management. An exercise was performed by setting ecological objects vulnerable to sea level rise within the municipal limits. Prograding and non-prograding marine beaches were examined according to 2010 data. Shore platforms associated with shale outcrops of the Rosario Formation were examined according to data generated since 2015 to characterize the habitat of species of biomedical importance. Different municipalities exhibit different arrays of ecological objects vulnerable to sea level rise, and different operative interfaces as well, thus a variety of management agendas emerge.

Keywords: territorial management, shore platforms, marine beaches, coastal vulnerability.

Introducción

Desde los estudios pioneros para planificación ambiental del desarrollo costero en México y Baja California (Gómez-Morín, 1994) la expresión Corredor Costero se aplica a un espacio ocupado latitudinalmente por una franja que con centro en la línea de costa se extiende 2-10 km hacia tierra (dominio terrestre, al que se asocian cambios en el uso de suelo) y 5 km hacia mar (dominio marino, al que se asocia la recepción de efluentes desde tierra, y la acción modeladora de las fuerzas marinas). El espacio de zona costera así descrito, que recoge las preclaras definiciones de Ketchum (1972) y anticipó las propuestas operativas sobre las componentes del Espacio de Zona Costera (Sorensen, 1997) y de la Zona Costera Mínima (Clark, 1998) fue base para el Ordenamiento Costero de Baja California, el primero a nivel nacional, y ha sido el referente espacial permanente para contextualizar diagnósticos orientados al manejo (Escofet *et al.*, 1993; Escofet y Espejel, 1999; Serrano-López, 2000; Hernández-Leonel, 2004).

La expresión espacial de las instancias administrativas en lo local, regional/estatal

y nacional es indispensable para visualizar las interfases operativas de la gestión que en última instancia aportan a la gobernanza. Aunque un subyacente insustituible para lo anterior es el cartografiado y mapeo de las unidades físicas del territorio a diferentes escalas coherentes entre sí (Fricke y Forbes, 1988; Riegl y Piller, 2000), la expresión espacial de las instancias administrativas requiere ejercicios analíticos adicionales. El corredor costero Tijuana-El Rosario, de 400 km de longitud, es idóneo para tal tipo de ejercicio, por ser representativo de la variedad fisiográfica propia de la costa pacífica del estado de Baja California, de casi 700 km, y presentar tres entidades municipales.

Por otra parte, al involucrar elementos naturales que pueden describirse pero no controlarse, los escenarios de cambio climático, específicamente elevación del nivel medio del mar, y aumento en la frecuencia e intensidad de eventos extremos de oleaje y vientos, se constituyen en agentes efectivos que imponen replantear los análisis de vulnerabilidad y resiliencia en términos de umbrales de respuesta de las componentes

físicas, ecológicas y sociales de los agentes receptores (Carpenter *et al.*, 2001; Balvanera *et al.*, 2017). En esa línea, previamente se habían analizado las playas marinas del Corredor Costero Tijuana-El Rosario en escenarios de elevación del nivel medio del mar, y se visualizaron alentadoras alternativas de gestión, ya que un amplio 70 % son playas progradables en las que cabría una gestión prospectiva para desalentar el bloqueo de las rutas de progradación con construcciones fijas, y solamente el 30 % se perdería, por ser playas no progradables (Escofet *et al.*, 2010).

En este trabajo, en complemento de lo anterior, mostramos a lo largo del corredor Tijuana-El Rosario la presencia de cinco unidades discretas de plataformas de abrasión con sustrato de lutita, en una precisión litológica pertinente ya que recientes revisiones señalan que la configuración y persistencia de hábitat y microhábitat en plataformas de abrasión depende de la respuesta específica de diferentes sustratos a la acción del viento y del oleaje, y debe atenderse en proyecciones de eventos extremos

asociados al cambio climático (Stephenson, 2000; Hawkins, 2004; Benkendorff y Davis, 2004; Murray *et al.*, 2006). Por esto, las proponemos como nuevo objeto para la gestión litoral, considerando su importancia como hábitat y microhábitat relevantes a la investigación biomédica, y su contribución al mapeo fino de fondos marinos entre cero y cinco metros de profundidad. El hilo operativo para la gestión giraría en torno a que la elevación del nivel medio del mar reduciría espacial y temporalmente los escenarios de colecta biomédica e investigación de campo y que, en lo inmediato, el acceso desde tierra y la integridad física de las plataformas están amenazada por usos de suelo actuales y proyectados.

En este trabajo, la expresión espacial de las plataformas de abrasión y de las playas marinas a lo largo del gradiente latitudinal se asocia con los límites de los tres municipios, y se reflexiona sobre los alcances generales y singulares de haber incorporado este nuevo objeto ecológico al análisis de la gestión.

Métodos

Los datos de playas se tomaron de Escofet *et al.* (2010). Los datos de plataformas de abrasión, cuyo proceso de investigación se resume a continuación, provienen del subproyecto “Los procesos de interfase en el Pacífico mexicano y su importancia para recursos bentónicos de interés biomédico” coordinado por la autora.

En 2015, previendo que el derrumbe de la carretera de cuota ocurrido en diciem-

bre 2013 pudiera dificultar el acceso desde Ensenada al sitio preferente de colecta biomédica, en bahía Descanso, se iniciaron esfuerzos específicos para localizar nuevos sitios. Para esto, la aproximación general se apegó a una lectura sistémico-paisajística de la interfase tierra-mar tomando como límite terrestre la carretera principal y como límite marino los cinco metros de profundidad. Dicha aproximación, que define

franjas funcionales paralelas a la costa (Escofet, 2004) es coherente con Gómez-Morín (1994) así como con Sorensen (1997) y con Clark (1998) respecto a componentes del Espacio de Zona Costera y de la Zona Costera Mínima, y equivale con el perfil

transversal propuesto recientemente para estudios de procesos costeros (figura 1).

La primera salida de campo se realizó en septiembre 2015 para familiarizarnos con el sitio preferente de colecta biomédica. Tempranamente, observando el perfil del



Figura 1. Aproximación sistémico-paisajística de la interfase tierra mar en comparativo con el perfil transversal propuesto recientemente para estudios de procesos costeros. Fuente: arriba de The Nearshore Processes Community (2014); abajo, parte norte de bahía Descanso, elaboración propia sobre foto del 24-06-16, 07:30 am, marea creciente desde -7 a las 06:38, mostrando en la parte terrestre la carretera principal, la ocupación urbana y las vías de acceso al intermareal, y en el lado marino la “zona de lavado de la ola” (*swash*).

acantilado (ver Alforamiento B) se advirtió que el sustrato en la plataforma de abrasión correspondía con lutita (shale) y no con caliza (limestone) como había sido antes descrito (Biggs *et al.*, 2010) y que tenía relación directa con afloramientos de la Formación Rosario. En dicha formación geológica, el registro sedimentario del Cretácico Superior se conserva en una serie de afloramientos dispersos a lo largo de la costa del suroeste de California, EUA, hasta el centro de Baja California, México (Yeo, 1982; Morris y Busby-Spera, 1990; Ledesma-Vázquez y Johnson, 1994).

Este cambio en la naturaleza litológica del sustrato imprimió nuevo giro a la investigación: (a) a nivel regional, la búsqueda de nuevos sitios para colecta biomédica quedó espacialmente acotada, y se concentró en plataformas de abrasión asociadas a afloramientos de la Formación Rosario; (b) a nivel local, la descripción detallada de los escenarios de colecta biomédica se centró en la lutita como sustrato receptor de la acción de viento y oleaje, y consecuentes efectos en la configuración y persistencia de microhabitat relevantes a los escenarios objetivo.

En concordancia con lo anterior, consideramos la zonación impuesta por el alcance de las mareas y establecimos como intermareal, o mesolitoral, al espacio cubierto y descubierto por mareas normales, como mesolitoral inferior-infralitoral superior a la franja descubierta únicamente en mareas extraordinarias, y como infralitoral medio e inferior, o sublitoral propiamente dicho, a los fondos permanentemente cubiertos por el agua. Esta zonación es importante porque los escenarios de colecta biomédica,

así como el trabajo de campo en los mismos, dependen espacial y temporalmente de la exposición de la franja mesolitoral inferior-infralitoral superior durante mareas extraordinarias con luz de día, condición que en la zona llamamos “mareas de invierno”.

Utilizando los criterios pioneros de Kohn (1959) así como los más recientes de Hawkins (2004) y Kohel (2006) designamos como *hábitat* a las plataformas de lutita, y como *microhabitat* a las porciones de las mismas que contienen depósitos someros de arena que constituyen el medio esencial de los especímenes de interés. En esa línea, distinguimos una *forma intermareal* y una *forma sublitoral* de microhabitat. En la primera, que se desarrolla en la franja mesolitoral inferior-infralitoral superior, la arena de 10-15 cm de espesor se acumula en pozas alargadas colonizadas por manojos del pasto marino *Phyllospadix* firmemente enraizados en el fondo, y cuyas hojas yacen sobre el sustrato durante la marea baja. En la segunda, que se desarrolla en el sublitoral, la arena se presenta como una capa 20 cm sobre el subyacente firme de lutita.

La configuración y persistencia de la forma intermareal de los microhabitat fue investigada considerando que (a) las plataformas de abrasión corresponden con lo que Kohn (1959) denomina “rampas de abrasión” (abrasión ramps) en las cuales típicamente la pendiente es suave y la abrasión es causada por el movimiento de arena y grava con el oleaje; (b) los microhabitat se desarrollan en la franja mesolitoral inferior-infralitoral superior, donde el sustrato está sujeto a la dinámica propia de la “zona de lavado de la ola” (*swash*); (b) las rocas se-

dimentarias, como la lutita, responden a las fuerzas erosivas formando canales paralelos a la costa, que respetan la estratificación original de la roca, y canales perpendiculares a la costa, que respetan las fracturas originales de la roca (ver Afloramiento C). Por otra parte, sabiendo que los depósitos someros de arena son el rasgo esencial de los microhabitat, por ser el medio de contacto inmediato de los especímenes, fue importante atender a los procesos de captación de arena en las pozas, y considerar que el reconocido papel de la cobertura algal como acelerador de la precipitación de arena

(Kohn, 1959) pudiera ser desempeñado en nuestros escenarios por los densos manojos de *Phyllospadix*. Igualmente, fue pertinente tomar la descripción de Biggs *et al.* (2010) como ejemplo de colecta biomédica estándar apegada a la normatividad ambiental vigente, y ajustar nuestro trabajo de campo a estrictos procedimientos observacionales no extractivos.

Para contextualizar espacial y temporalmente las amenazas a los habitat y microhabitat tomamos como base la revisión presentada por Peters (2013).

Resultados

La figura 2 será referente permanente para todo lo que sigue. En ella, la nomenclatura de los afloramientos de la Formación Rosario, así como su expresión cartográfica (áreas punteadas) es de acuerdo con Yeo (1982). La nomenclatura de playas es de acuerdo con Escofet *et al.* (2010).

Las plataformas de abrasión (hábitat), los microhabitat, y uso del entorno

En la plataforma de abrasión asociada con el afloramiento “B” (13 km de longitud) los 250-300 m centrales, sitio conocido como Km 50, son el escenario preferido para colectas biomédicas consistentes. Los microhabitat son accesible aún en mareas negativas moderadas. En ellos, los manojos de *Phyllospadix* son muy densos y forman cordones paralelos a la línea de costa que dominan la panorámica, de tal modo que las pozas solamente son visibles a nivel de

terreno (figura 3; ver configuración y persistencia de los microhabitat). Otras actividades asociadas con la marea baja son la colecta de pulpo para consumo directo, y de “cucaracha” (*Stenoplax* spp) para carnada en trampas de langosta, no habiéndose observado interferencia alguna de tales actividades con las colectas biomédicas. Ocasionalmente se practica surf. El acceso al intermareal desde la carretera estuvo largamente asociado con tres senderos de libre tránsito, pero entre 2015 y 2018 dos de ellos han perdido esa condición por avance de la urbanización en el tope del acantilado.

En el afloramiento “C” distinguimos una rama norte, de unos siete km de costa, y una rama sur de unos cinco a seis km de costa, y que denominamos respectivamente Salsipuedes y 3Ms siguiendo nombres de uso regional y local. En la primera no se ha confirmado vigencia en la colecta biomédi-

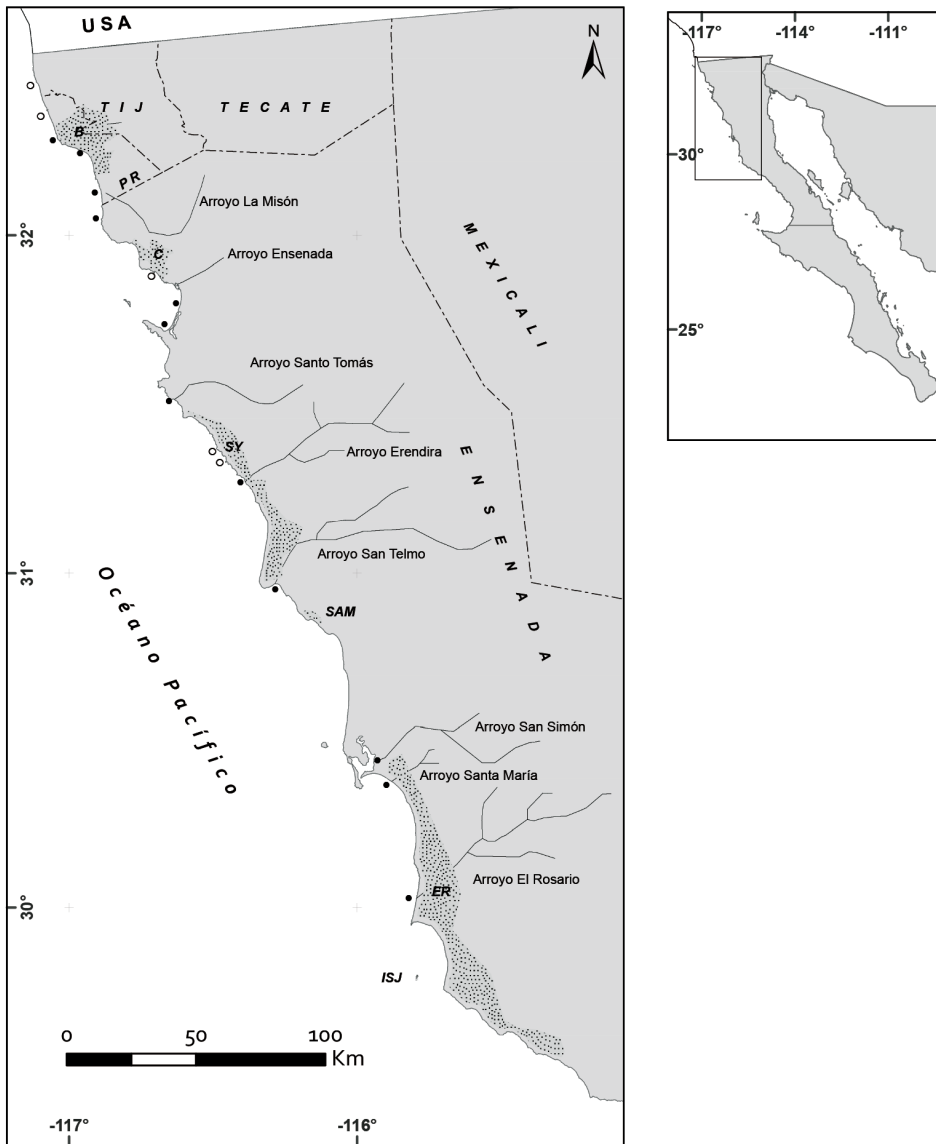


Figura 2. El corredor costero Tijuana-El Rosario mostrando en áreas punteadas la localización de los afloramientos de la Formación Rosario, las playas marinas (no programables en círculos blancos, programables en círculos negros) y los límites municipales. (Fuente: elaboración propia).

ca, pero la lutita de la Formación Rosario tiene protagonismo regional por su papel en los deslizamientos de la carretera de cuota (Cruz-Castillo y Delgado-Argote, 1999,

2000). En cambio, la asociada con la rama sur es el segundo escenario utilizado para colecta biomédica, aunque con rindes modestos. Los microhabitat son accesibles con

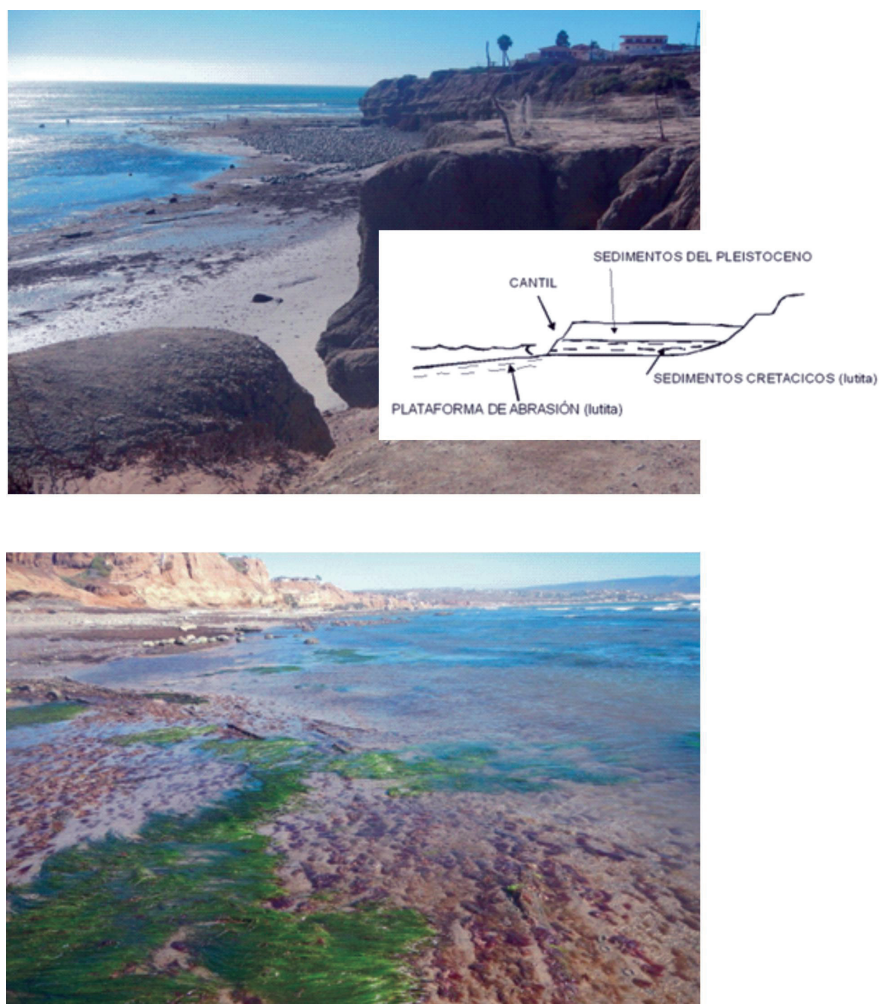


Figura 3. Arriba: vista panorámica en Km 50 mostrando la plataforma de abrasión y el acantilado (Fuente: Torres-Moye, septiembre 2015); y esquema de la Formación Rosario en la interfase cantil-plataforma de abrasión (Fuente: elaboración propia a partir de Minch *et al.*, 2003). Abajo: la plataforma de abrasión en Km 50, mostrando la alineación de los cordones de *Phyllospadix* como indicativo de la presencia de las pozas. (Fuente: Torres-Moye, septiembre 2015).

mareas negativas bien definidas. En ellos, tanto los cordones de *Phyllospadix* como las pozas son visibles en panorámica (figura 4; ver configuración y persistencia de los microhabitat). La colecta de “cucaracha” y pulpo es habitual, y también del gasterópodo *Astraea* sp para consumo directo. La práctica del surf por la población local es

característica. El acceso al intermareal desde tierra se mantiene sin interferencias a pesar de la urbanización aledaña, posiblemente por la importancia del sitio para actividades locales de surf y pesca (Pijoan-Velasco, 2008). Algunos segmentos de la barranca están siendo escalonados manualmente para facilitar el descenso a playa. No hemos



Figura 4. Arriba: plataforma de abrasión en 3Ms, mostrando canales perpendiculares a la costa y canales paralelos a la costa (Fuente: Torres-Moye, diciembre 2017). Abajo: panorámica de la plataforma en 3Ms, mostrando las pozas con *Phyllospadix* como “islotos verdes” (Fuente: Torres-Moye, diciembre 2017).

detectado pisoteo (*trampling*) de los microhabitat por parte de surfistas o colectores de carnada, pero se pueden identificar dos de las amenazas por pérdida de hábitat señaladas por Peters (2013), ya que parte de la plataforma está cruzada por notorias tuberías que abastecen una planta procesadora de langosta, y toda el área está contenida en el polígono de ampliación del puerto de El Sauzal (reserva territorial).

El afloramiento San Ysidro, SY, tiene 72-73 km de costa. La plataforma de abrasión presenta microhabitat solamente en un segmento de 800 m localizado al norte de la desembocadura del arroyo Eréndira. Tanto *Phyllospadix* como pozas son visibles en la panorámica; el pasto marino es poco denso y no forma cordones. No hay signos visibles de especímenes de interés biomédico.

El afloramiento San Antonio del Mar, SAM, es el más pequeño (17-18 km de costa). La plataforma de abrasión y posibles microhabitat no han sido explorados.

El afloramiento El Rosario, ER, es el más extenso (130 km de costa). Se le asocia el único registro de la forma sublitoral del microhabitat, en el sotavento de Isla San Jerónimo, ISJ, en un área de 400 m² a ocho metros de profundidad. La plataforma de abrasión y microhabitat no han sido exploradas todavía, pero se sabe de la existencia de tuberías para abasto de agua en instalaciones de acuicultura en las inmediaciones del sitio conocido como La Lobera, de impresionante presencia escénica.

Configuración y persistencia de los microhabitat

En este inciso, la condición motivante fue la diferencia entre colectas biomédicas con-

sistentes en Km 50 y modestas en 3Ms. Sabiendo que para las colectas biomédicas el rasgo esencial del microhabitat es la arena acumulada en las pozas, consideramos que antes de integrar el gradiente administrativo, y reflexiones sobre gestión, era pertinente un ejercicio analítico intermedio para identificar más acabadamente las singularidades de cada sitio en esos términos. Para esto, manteniendo el hilo conductor del rasgo esencial del microhabitat, examinamos la expresión espacial y temporal de agentes efectores y receptores en el gradiente latitudinal.

En primer lugar, observamos que la costa del corredor tiene en general una orientación NW-SE pero presenta inflexiones con diferente orientación, que podrían ser moduladores de la exposición. En esos términos, consideramos a Km 50 como costa expuesta y a 3Ms como semiprotegida, ya que las condiciones de invierno-primavera afectan más a Km 50 que a 3Ms debido a diferente orientación de la línea de costa, y las de verano-otoño afectan menos a 3Ms debido al efecto de sombra de Isla Todos Santos. En principio, estos resultados apoyan, en una escala espacial de kilómetros, la hipótesis de una modulación local de los agentes efectores; a nivel de campo, las diferencias en exposición pueden leerse en singularidades que cada sitio presenta en la epibiosis sobre *Phyllospadix*, que en 3Ms es profusa y diversa, incluyendo no solamente fauna incrustante, con dos especies de briozoarios, sino también masas ovígeras gelatinosas de moluscos, mientras que en Km 50 incluye solamente una especie de briozoario.

En segundo lugar exploramos factores a nivel de microhabitat, que se resuelven en una escala espacial de metros si consideramos las pozas, y a nivel de centímetros considerando la arena retenida en el fondo de las mismas y sus usuarios directos.

Para esto, si bien la dinámica básica de la zona de *swash* sería suficiente para explicar en ambos sitios la alineación de las pozas paralelamente a la costa, estimamos que para rastrear el proceso de configuración de las pozas era necesario analizar la carga de arena llevada por el oleaje, como potenciador de la fuerza erosiva en la dinámica propia de la zona de *swash*, y que para rastrear la persistencia de la arena en el fondo de las pozas era necesario a su vez rastrear las fases de establecimiento y funcionalidad de *Phyllospadix* para atrapar y retener arena.

Para rastrear el establecimiento y funcionalidad de *Phyllospadix* incorporamos (a) observaciones de la disposición espacial de un manojito típico en el contexto de una poza establecida, mostrando la mitad inferior (raíz y tallo) contenida en la poza y dentro de la arena, y la mitad superior (hojas) fuera de ella, yaciendo sobre el sustrato en marea baja o en posición erguida durante marea alta; (b) observaciones de un manojito individual en una poza virgen detectada en el borde norte de Km 50, fuera de la zona preferida de colecta biomédica, mostrando semilla y raíz entrelazadas en granos de grava del fondo, tallos alcanzando el borde de la poza, incipientes hojas asomándose fuera de la misma, y nada de arena acumulada todavía. Como complemento, refinamos la descripción de los microhabitat expresando la cobertura relativa de dos fisonomías: el verde de *Phyllospadix*,

y el “espejo de arena” (expresión que acuñamos como equivalente “espejo de agua” en ambientes dulceacuícolas). Como resultado, visualizamos un gradiente latitudinal que aporta a la singularización de los sitios: Km 50, donde los cordones de *Phyllospadix* son de tal densidad que dominan la vista de planta, y el espejo de arena se revela solamente a ojos expertos; 3Ms, donde tanto cordones como espejo de arena son visibles en vista de planta.

Los resultados anteriores estimularon el análisis de la carga de arena como potenciador de la fuerza erosiva en la dinámica propia de la zona de *swash*. Para esto, sabiendo que la carga de arena es mayor en Km 50, supusimos que esto generaría un labrado más penetrante y configuraría pozas profundas y angostas que “sujetan” el follaje de *Phyllospadix* (como lo haría, en términos figurados, un florero de boca angosta) mientras que en 3Ms, con menor carga de arena, el labrado sería menos penetrante y configuraría pozas más anchas que no sujetan el follaje.

Integrando todo lo anterior, exploramos la hipótesis de que pozas más angostas y colmatadas de manojos de *Phyllospadix* promueven retención prolongada de arena, y contribuirían a explicar colectas biomédicas consistentes en Km 50, y modestas en 3Ms. En apoyo a la hipótesis de permanencia acuden observaciones de estructura poblacional y segregación de tallas al interior de las pozas, ya que en la arena hemos registrado un rango de tallas de 13 a 27 mm, con moda en 17, y en las raíces de *Phyllospadix* hemos registrado especímenes entre 2 y 10 mm, mientras que en 3Ms no hemos registrado estructura poblacional

aunque sí segregación espacial, con especímenes de 7 mm en raíces, y de 14 y 15 mm fuera de ellas.

Todo lo anterior no solo confirma el carácter único de los microhabitat en Km 50 a nivel regional sino que sugiere la conveniencia de profundizar su estudio en términos contemporáneos de “ecological complexes” (Hawkins, 2004).

Gradiente físico-administrativo y reflexiones sobre la gestión

De los cinco afloramientos de la Formación Rosario, ninguno corresponde al municipio de Tijuana, solamente uno (“B”) está situado en el municipio Playas de Rosarito, y los restantes corresponden al municipio de Ensenada. En cuanto a playas marinas, el municipio de Tijuana tiene solamente una no progradable, el municipio Playas de Rosarito tiene una no progradable y tres progradables, y el municipio de Ensenada tiene dos no progradables y nueve progradables.

A continuación se sintetizan para cada municipio los datos descriptivos de su porción costera, y principales reflexiones sobre la gestión.

Municipio de Tijuana. Tiene 14-15 km sobre la costa. Alberga únicamente una playa no progradable, San Antonio del Mar.

Municipio Playas de Rosarito. Tiene 45 km sobre la costa. Los primeros 15 km albergan una playa no progradable (Popotla); los siguientes 13 km albergan el sitio con mayor importancia biomédica (Km 50, descrito en 3.1.1) y dos playas progradables (Cantamar y Descanso); los últimos

15 km albergan una playa progradable (La Misión).

Popotla es asiento de una comunidad pesquera establecida que configura una unidad gestionable desde la propia estructura comunitaria.

En los siguientes 13 km la gestión en torno a las plataformas de abrasión debe contemplar el principio general de que la elevación del nmm reduciría el alcance espacial y temporal de la exposición durante la bajamar (Kennedy, 2015) y consecuentemente afectará directamente a la investigación biomédica reduciendo el tiempo de colecta y observación directa. Asociado con esto, la urbanización deberá establecer vías de paso para mantener el único acceso desde la carretera que aún perdura, y rehabilitar el tradicional acceso directo a Km 50 tal y como existía. También se deberá desalentar usos de suelo que conlleven intervención física directa en la plataforma, incluyendo revisión de la normatividad sobre obras de conducción para el abastecimiento de agua nacional (ver Segmento La Salina-El Sauzal). Para las playas sigue vigente la gestión prospectiva para desalentar el bloqueo de las rutas de progradación con construcciones fijas, y eventualmente implementar alternativas de ingeniería verde. Estos 13 km de bahía Descanso conforman una unidad gestionable bajo la figura Protección de Área Crítica, particularmente apta para segmentos específicos de la costa acotados espacialmente, que generalmente coinciden con demarcaciones municipales o sub-municipales, y cuyo diagnóstico físico-social cuenta con consenso de la academia y de los usuarios directos (Sorensen

et al., 1992; Ortiz-Lozano, 2000; Monti, 2005). En este caso, además de centrarse en la alta singularidad del escenario de colecta biomédica, el polígono podría incluir el Parque Submarino Rosarito, y podría considerar que en conjunto, bahía Descanso configura un escenario para implementar estudios de procesos costeros en los términos planteados recientemente por The Nearshore Processes Community (2014).

Los últimos 15 km albergan una playa progradable (La Misión) que se describe técnicamente como “playa con boca de arroyo”, pero añadiendo los límites municipales se advierte que es únicamente la desembocadura la que está en territorio rosaritano, mientras que el grueso del cauce está en territorio ensenadense. Este hecho geográfico-administrativo en todo comparable con lo que ocurre en la frontera México-EUA, donde 2/3 de la cuenca del río Tijuana está en territorio mexicano y el tercio final en territorio estadounidense. La condición bi-municipal del arroyo La Misión genera un escenario de “gestión transfronteriza” (Knight y Landres, 1998) que tanta relevancia adquiere en temas de conservación y enfoques de gobernanza (Agrawal, 2000; Paquet, 2008; Österblom y Folke, 2013). Esto incluye los episodios históricos de cierre y apertura de la boca, que constituyen un escenario permanente de investigación para la hidrología y la dinámica litoral.

Municipio de Ensenada. Tiene 630 km de costa sobre el Pacífico, de los cuales 400 km corresponden a nuestra zona de estudio. Cartográficamente se distinguen

cinco segmentos: La Salina-El Sauzal; El Sauzal-arroyo Santo Tomás; arroyo Santo Tomás-arroyo San Telmo; arroyo San Telmo-San Quintín, y San Quintín-El Rosario.

Segmento La Salina-El Sauzal. Los primeros 30-35 km muestran parcialmente la cuenca del arroyo La Misión, analizable en los términos de condición bi-municipal mencionada arriba, y una playa progradable (La Salina) en adyacencia con una pequeña marina bien establecida desde hace años. En los siguientes 13 km se localiza el afloramiento “C”, que alberga el segundo sitio importante para colecta biomédica y una playa no progradable (El Sauzal). La gestión debería atender, en lo inmediato, que las tuberías que cruzan la plataforma están sujetas con artefactos auxiliares que pueden lastimar el sustrato tanto como interferir la operación segura de los surfistas, configurando una condición no prevista en la normatividad sobre obras de conducción para el abastecimiento de agua nacional (Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección del Ambiente, Capítulo II, Artículo 5º incisos IV y V). En lo mediano, además de contemplar el principio general de que la elevación del nmm reduciría el alcance espacial y temporal de la exposición durante la bajamar (Kennedy, 2015) y consecuentemente afectará directamente reduciendo tanto el tiempo de colecta biomédica como las observaciones de campo, deberá considerar que toda el área está contenida en el polígono de ampliación del puerto de El Sauzal (reserva territorial). La figura de Protección de Área Crítica mencionada en el municipio Playas de Rosarito también

cabría para este segmento, aunque con las restricciones que impondría la citada condición de reserva territorial del puerto.

Segmento El Sauzal-arroyo Santo Tomás (35 km). No hay afloramiento asociado. El arroyo Ensenada, descrito como “boca de arroyo” en el original, ya no es rastreable, ya que era causa de azolvamiento del puerto y fue gestionada en ese sentido. El puerto, además de constituir una unidad de gestión en si misma por la propia naturaleza de su función, en las últimas décadas ha sido agente receptor de impactos de origen marino (Rodríguez-Perafán, 2006); por lo mismo, al momento actual se constituye en candidato para implementar estudios de procesos costeros en los términos planteados recientemente por The Nearshore Processes Community (2014). Entre el puerto de Ensenada y Punta Banda, la playa con dunas nombrada “El Ciprés” en el original, presenta al momento actual dos tramos bien diferenciados: al norte, entre Arroyo El Gallo y el edificio de Conalep (Colegio Nacional de Educación Profesional Técnica) se encuentra Playa Hermosa, que está siendo gestionado integralmente en términos de dinámica litoral y erosión costera, ingeniería verde, y manejo urbano del frente litoral (Peynador y Méndez-Sánchez, 2010); al sur, entre Conalep y el campo militar se encuentra lo que sería propiamente El Ciprés, con las generales propias de una playa marina progradable, condición que también se aplica a la playa con dunas en la cara externa de la barra del estero de Punta Banda.

El segmento arroyo Santo Tomás- arroyo San Telmo (108 km). Inicia con una playa progradable (Santo Tomás) y en los siguientes

13-15 km se desarrolla un segmento con tres caletas y bahías sucesivas (Santo Tomás, Punta China, y San José) que se erigen como escenario idóneo para monitorear la influencia histórica de perturbaciones naturales y antrópicas en términos integrables a la gestión litoral (Torres-Moye y Escofet, 2014). Los últimos 72-73 km están ocupado por el afloramiento San Ysidro, que en la primera mitad alberga dos playas no progradables, Punta Cabra Norte y Punta Cabra Sur, significativas para aves playeras del Corredor Migratorio del Pacífico (López-Uriarte *et al.*, 1997) y para la dinámica ecológica de arribazones de macroalgas (Velázquez-González, 2004). En los siguientes ocho-nueve km se desarrollan los microhabitat descritos en el afloramiento San Ysidro, en una porción de 800 m localizada al norte de la desembocadura del arroyo Eréndira. El extremo sur colinda con una playa progradable (San Telmo).

El segmento San Telmo-San Quintín (60 km). presenta en el primer tercio el más pequeño de los afloramientos (San Antonio del Mar, 17-18 km) cuya plataforma de abrasión no ha sido aún explorada. Hacia el extremo sur, la playa progradable San Quintín es un sitio clásico para monitoreo de playeros migratorios en fondos lodosos.

Segmento San Quintín-El Rosario (148 km). Las playas progradables Santa María y El Rosario se ubican respectivamente al norte y al centro del afloramiento El Rosario, al que corresponden los ductos en la plataforma de abrasión y el único registro de la forma sublitoral del microhabitat. La gestión debería considerar que el submareal de isla San Jerónimo está mayormente concesionado a Cooperativas Pesqueras

(Rodríguez-Valencia *et al.*, 2002) y atender, en los términos presentados en municipio Playas de Rosarito. y el segmento La Sali-

na-El Sauzal, que los ductos que atraviesan el intermareal no signifiquen intervención física del sustrato.

Conclusiones

Los resultados de este trabajo sugieren, en primer lugar, que el municipio Playas de Rosarito es el que enfrenta los mayores retos en términos de gestión, por concentrar mayor número y diversidad de elementos en menor espacio, mientras que el municipio de Ensenada enfrentaría menores retos simplemente por la amplitud de sus límites, y el municipio de Tijuana sería el menos demandado.

En segundo lugar, muestran que la aplicación consistente de la aproximación analítica básica del espacio de zona costera en

el contexto regional de la costa pacífica de Baja California ha generado avances sólidos en lo descriptivo, integración operativa en torno al manejo, y nuevas preguntas de investigación, que pueden acoplarse sin dificultad con iniciativas contemporáneas para escenarios de cambio climático, tanto las centradas en forzantes oceánicos y procesos costeros (The Nearshore Processes Community, 2014) como las que instan a la formación de profesionales *ad-hoc* (Langendijk *et al.*, 2019)

Agradecimientos

Al Dr. A. Licea (CICESE) por haberme confiado el trabajo, y haber compartido junto con la Dra. A. Figueroa-Montiel su amplia experiencia en Km 50. Al Dr. A. Monti (Instituto de Investigaciones Geográficas de la Patagonia) por su asesoría en la orientación de los canales labrado en la lutita. Por la escucha atenta de nuestros datos de campo, y apoyo en su interpretación en términos de lutita y dinámica del oleaje en la interfase tierra-mar agradezco al Dr. L.A. Delgado-Argote y Oc. G. Rendón

(CICESE), a los Drs. C. Peynador y F. Marván (Lorax Consultores; Costas Esteros y Oceanografía S.C) y especialmente al Dr. B. Barón-Sevilla (CICESE) por haberme sugerido que “el escultor de la lutita es la arena”. El trabajo de campo no hubiera sido posible sin la asesoría temprana de J. Ledesma-Vázquez y el apoyo de G. Torres-Moye, N. Arafeh-Dalmau y J. C. Burgueño (UABC; Bios Consultores). M. Mondragón (CICESE) apoyó acuciosamente en edición del texto.

Literatura Citada

- Agrawal, A., 2000. Adaptive management in transboundary protected areas: The Biosphere Reserve National Park and Biosphere Reserve as a case study. *Environmental Conservation* 27 (4): 326-333
- Balvanera, P., M. Astier, F. D. Gurri, y I. Zermeno-Hernández, 2017. Resiliencia, vulnerabilidad y sustentabilidad de sistemas socioecológicos en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88: 141-149
- Benkendorff, K., y A.R. Davis, 2004. Gastropod egg mass deposition on a temperate, wave-exposed coastline in New South Wales, Australia: implications for intertidal conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14: 263-280.
- Biggs, J.S., M. Watkins, N. Puillandre *et al.* (ocho autores más), 2010. Evolution of *Conus* peptide toxins: Analysis of *Conus californicus* Reeve, 1844. *Molecular Phylogenetic and Evolution*, 56: 1-12).
- Carpenter, S., B. Walker, J. M. Anderies, y N. Abel, 2001. From metaphor to measurement: resilience of what to what? *Ecosystems*, 4: 765-781
- Clark, J. R., 1998. Coastal Seas, the Conservation Challenge. Blackwell Science Ltd, 133 p.
- Cruz-Castillo, M., y L. A. Delgado-Argote, 1999. Descripción geológica y estructural de la zona de deslizamientos Salsipuedes-Cibola del Mar, Ensenada, Baja California. *GEOS*, 19 (3): 159-172.
- Cruz-Castillo, M., y L. A. Delgado-Argote, 2000. Los deslizamientos de la carretera de cuota Tijuana-Ensenada, Baja California. *GEOS*, 20 (4): 418-432.
- Escofet, A., J.C. Burgueño, S. González, y E. Palacios, 1993. Habitat no tradicionales para aves playeras en el corredor migratorio del Pacífico: Conservación y manejo. Reporte final, Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras (Humedales para las Américas)
- Escofet, A., y I. Espejel, 1999. Conservation and management-oriented ecological research in the coastal zone of Baja California, México. *Journal of Coastal Conservation*, 5: 43-50.
- Escofet, A., 2004. Aproximación conceptual y operativa para el análisis de Zona Costera de México: un enfoque sistémico-paisajístico de multiescala. Tesis de Doctorado en Oceanografía Costera, Universidad Autónoma de Baja California, 260 p.
- Escofet, A., R. Contreras, y A. Monti, 2010. Análisis de vulnerabilidad orientado a la gestión litoral a partir del uso de hábitat. p.159-180. En: E. Rivera-Arriaga, I. Azuz-Adeath; L. Alpuche-Gual y G. J. Villalobos-Zapata (Eds.). Cambio Climático en México: enfoque Costero y Marino. Universidad Autónoma de Campeche, CETYS-Universidad, Gobierno del Estado de Campeche.
- Fricker, A., y D. L. Forbes, 1988. A System for Coastal Description and Classification. *Coastal Management*, 16: 111-137.
- Gómez-Morín, L., 1994. Marco conceptual y metodológico para la planificación ambiental del desarrollo costero en México: la experiencia de Baja California. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, 87 p.
- Hawkins, S. J., 2004. Scaling up: the role of species and habitat patches in functioning of coastal ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14: 217-219
- Hernández-Leonel, M.L., 2004. La fauna de fondos blandos en el corredor costero Tijuana-El Rosario (BC, México): un análisis de la comunidad. Programa de Maestría en Ecología Marina. CICESE. 77 p.
- Kennedy, D. M., 2015. Where is the seaward edge? A review and definition of shore platform morphology. *Earth-Science Review*, 147: 99-108

- Ketchum, B., 1972. The water's edge: critical problems of the coastal zone. Cambridge, MA: Massachusetts Institute of Technology Press
- Knight, R. L., y P. B. Landres, 1998. Stewardship across boundaries. Island Press, 371 p.
- Kohel, M., 2006. Wave-Swept Shore, the rigor of life on a rocky coast. University of California Press, 179 p.
- Kohn, A. J., 1959. The ecology of *Conus* in Hawaii. *Ecological Monographs* 29 (1): 47-90.
- Langendijk, G.S., C. Aubry-Wake, M. Osman *et al.* (19 autores más), 2019. Three Ways Forward to Improve Regional Information for Extreme Events: An Early Career Perspective. *Frontiers in Environmental Science*, 7:6: 1-7. ISSN 2296-665X
- Ledesma-Vázquez, J., y M. E. Johnson, 1994. Plataforma de abrasión del plioceno tardío dentro de la formación cantil costero de Baja California. *Ciencias Marinas*, 20 (2): 139-157).
- López-Uriarte, E., A. Escofet, E. Palacios, y S. González, 1997. Migrant shorebirds at sandy beaches located between two major wetlands on the Pacific coast of Baja California (México). *Natural Areas Journal*, 17(3): 212-218.
- Minch, J., E. Minch, J. Minch, y J. Ledesma-Vázquez, 2003. Caminos de Baja California: Geología y Biología para su Viaje. John Minch and Associates, Inc., 186 p.
- Monti, A., 2005. Diagnóstico ambiental y proyecciones orientadas al manejo costero en Playa Magagna, Chubut. *Párrafos Geográficos*, Año IV N° 4.
- Morris, W., y C. Busby-Spera, 1990. A submarine-fan valley-levee complex in the Upper Cretaceous Rosario Formation: implications for turbidite facies models. *Geological Society of America Bulletin*, 102: 900-914.
- Murray, S. N., R. F. Ambrose, y M. N. Dethier., 2006. Monitoring rocky shores. University of California Press, 220 p.
- Ortiz-Lozano, L., 2000. Problemática ambiental, actores y conflictos de uso en Barra del Tordo, Tamaulipas. Tesis de Maestría en Administración Integral del Ambiente, COLEF-CICESE, 83 p.
- Österblom, H., y C. Folke, 2013. Emergence of Global Adaptive Governance for Stewardship of Regional Marine Resources. *Ecology and Society*, 18 (2)
- Paquet, G., 2008. Governance as stewardship. *Optimum Online. The Journal of Public Sector Management*, 38 (4).
- Peters, H., 2013. Cone snails, a significant biomedical resource at risk. Thesis submitted for the Degree of Doctor of Philosophy, University of York, Environment Department, 139 p.
- Peynador, C., y F. Méndez-Sánchez, 2010. Managing coastal erosion: A management proposal for a littoral cell in Todos Santos Bay, Ensenada, Baja California, México. *Ocean & Coastal Management*, 53: 350-357.
- Pijoan-Velasco, P. M., 2008. Importancia del surf en la ciudad de Ensenada, Baja California. Tesis de Maestría en Ciencias en Manejo de Ecosistemas en Zonas Áridas, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California, 122 p.
- Riegl, B., y W. E. Piller, 2000. Mapping of benthic habitat in northern Safaga Bay (Red Sea, Egypt): a tool for proactive management. *Aquatic Conserv. : Mar. Freshw. Ecosyst.*, 10: 127-140.
- Rodríguez-Perafán, C. A., 2006. Análisis retrospectivo del impacto ambiental en recintos portuario: el caso de los puertos marítimos de Ensenada y El Sauzal de Rodríguez, BC., México. Tesis de Maestría en Administración Integral del Ambiente, COLEF-CICESE, 82 p.
- Rodríguez-Valencia, A., F. Caballero-Alegría, F. Uribe-Ororio, y A. Arano-Castañón, 2002. Abundancia y asociaciones de dos gasterópodos (*Astraea* y *Haliotis*) comercialmente importantes en isla San Jerónimo, Baja California, México. *Ciencias Marinas*, 28 (1): 49-66.

- Serrano-López, J. R., 2000. El subsistema submareal en el Corredor Costero Tijuana-Ensenada: Un ensayo de clasificación con propósitos aplicados. Tesis de Maestría, Depto. de Ecología CICESE
- Sorensen, J., 1997. National and international efforts at integrated coastal management: definitions, achievements, and lessons. *Coastal Management*, 25: 3-41
- Sorensen, J.C., S. T. McCreary, y A. Brandani, 1992. Arreglos institucionales para manejar ambientes y recursos costeros. Centro de Recursos Costeros, Universidad de Rhode Island, 185 p.
- Stephenson, W. J., 2000. Shore platforms: a neglected coastal feature? *Progress in Physical Geography*, 24 (3): 311-327
- The Nearshore Processes Community, 2014. The future of nearshore processes research. Report 32 pp, <https://pubs.er.usgs.gov/publication/70189303>
- Torres-Moye, G., y A. Escofet, 2014. Land-sea interactions in Punta China (Baja California, México): Addressing anthropic and natural disturbances in a retrospective context. *Journal of Environmental Protection*, 5:1520-1530 (<http://dx.doi.org/10.4236/jep.2014.516144>)
- Velázquez-González, B. B., 2004. Distribución y estructura poblacional de dos especies congénicas del anfípodo *Orchestoidea* spp en relación con los cúmulos de macroalgas depositadas en la playa de Punta Cabras, B. C. Tesis de Maestría, Depto. de Ecología CICESE. Febrero de 2004. 91 p
- Yeo, R.K., 1982. The stratigraphy and sedimentology of upper cretaceous sediments of southwestern California and Baja California. MSc Thesis, Rice University.

DESARROLLO, MANEJO Y SOSTENIBILIDAD COSTERO-MARINA

El Reto de la Gobernanza para el Objetivo de Desarrollo Sostenible 14

Evelia Rivera-Arriaga

Instituto EPOMEX, Universidad Autónoma de Campeche

Resumen

El reto de la gobernanza del objetivo de desarrollo sostenible 14 (ODS14) es el establecer un esquema institucional para organizar, articular, planificar, implementar, financiar y dar seguimiento a cada una de sus metas de desarrollo. La importancia de los mares para el desarrollo sostenible es evidente para los habitantes de las zonas costeras del mundo y es necesario que exista una visión transectorial e integrada en la implementación del ODS14. Una de las virtudes de la Agenda 2030 es la articulación que se puede establecer entre objetivos y sus metas de desarrollo, de esta manera, el ODS 14 tiene un peso específico debido a que se comparten conexiones construidas a partir de similitudes físicas y socioeconómicas entre los diferentes ODS. Es aquí que se hace evidente que la implementación de los ODS, en particular del ODS14 representa un enorme reto en la trama tejida de dichas interacciones que sólo puede ser atendida de manera integrada a través de la gobernanza. **Palabras clave:** objetivo de desarrollo sostenible 14, Agenda 2030, gobernanza.

Abstract

The challenge of the sustainable development objective 14 (SDG14) governance is to establish an institutional scheme for organizing, linking, planning, implementing, financing and following each one of its development targets. The seas' importance for sustainable development is evident for people living in the coastal zones of the world; and therefore it is necessary to have a transectorial and integrated vision when implementing the SDG14. One of the virtues of Agenda 2030 is the link that can be established among objectives and their targets. Giving this, the SDG14 has a specific weight resulted from links built with similar physical and socioeconomic elements among the SDGs. Thus it is evident that the implementation of the SDGs, in particular SDG14, represents an enormous challenge in the connection frame of such interactions that can only be undertaken through a robust governance.

Keywords: Sustainable Development Goal 14, Agenda 2030, Governance.

Introducción

Los océanos son el elemento fundamental para cada uno de los tres pilares del desarrollo sostenible. Son cruciales para el bienestar económico nacional, regional y mundial. De acuerdo con Cicin-Sain (2015), se calcula que la actividad económica global que se sustenta en los océanos va de los 3 a los 6 billones de us dólares y que además contribuye al 90 % del comercio mundial por mar; el 95 % de las telecomunicaciones mundiales por cables submarinos; más del 15 % del sustento proteínico de 4 mil 300 millones de personas; más del 30 % del petróleo y gas de la producción mundial marina; el turismo costero representa el 5% del PIB mundial y el 6-7 % del empleo global; además la energía de fuentes marinas está desarrollando su potencial y eso dará oportunidad a un crecimiento bajo en carbono tanto a las poblaciones pequeñas como a las 13 de las 20 mega-ciudades costeras del mundo (Cicin-Sain, 2015).

El reto de la gobernanza costero-marina para conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos mari-

nos para el desarrollo sostenible es mayúsculo cuando consideramos que el 60 % del PIB mundial se obtiene de los océanos de manera directa o indirecta; y que el bienestar de más del 40 % de la población mundial -3 mil 100 millones de personas- se basa en que habitan en una franja costera de menos de 100 kilómetros en 150 países costeros e insulares (Cicin-Sain, 2015).

El Objetivo de Desarrollo Sustentable 14 (ODS14) dice: “*Conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible*”, y contiene siete metas y tres disposiciones sobre los medios de implementación, donde plantea un conjunto de factores sobre los océanos y las costas. Las metas y los procesos de implementación del ODS14, refuerzan y subrayan la importancia de los instrumentos internacionales en vigor sobre los océanos y los mares concomitantes de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo de 1992, la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible de 2002, la Conferencia

de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible (Río+20) de 2012 y la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, que entró en vigor en 1994.

Las metas de cada uno de los ODS, en especial del ODS14, hace referencia a múlti-

ples metas y sectores que permiten facilitar una compleja integración y donde debe prevalecer la coherencia política transectorial. Este capítulo hace un análisis del reto que tiene la gobernanza para la implementación del ODS14.

Gobernanza para el ODS14: ¿Por qué importa?

La Agenda 2030 con los ODS son considerados como un todo integrado e indivisible que da un balance en la relación entre las tres dimensiones del desarrollo sostenible. Sin embargo, la integración está lejos de alcanzarse ya que muchas de estas metas parecieran más una lista de temas con importancia global, pero que no necesariamente se abordan desde las tres dimensiones de la sostenibilidad, o bien representan interacciones múltiples entre los problemas que

cada una aborda. De esta manera, el “peso” que cada una de estas interacciones tiene el ODS14 con los otros ODS es importante para construir la gobernanza que permita su implementación. La figura 1 presenta los vínculos entre objetivos en un sistema donde Le Blanc (2015), distingue aquellos vínculos que tienen mayor “peso” que otros; esto es, esos vínculos entre las metas que también pueden facilitar la incorporación real de las dimensiones que no habían

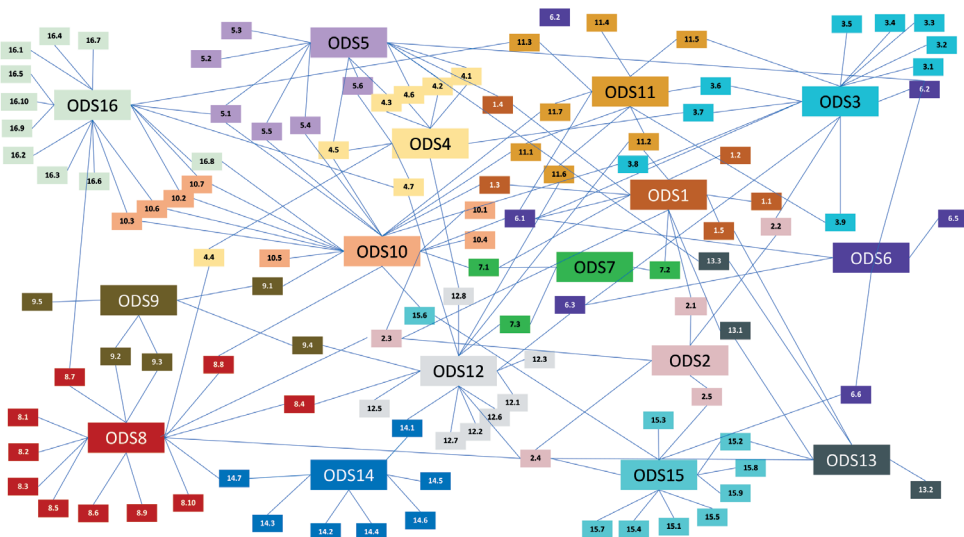


Figura 1. Vínculos entre las metas de los ODS distinguiendo el “peso” de esos vínculos. Fuente: modificado de Le Blanc (2015).

tenido un fuerte apoyo sectorial en las instituciones de desarrollo, especialmente con los vínculos entre el ODS14 y otros objetivos. De igual forma, se puede reconocer un contraste en el mapeo político de los ODS cuando se toman en cuenta consideraciones físicas y socioeconómicas. La figura 1 muestra lo significativo que son las conexiones científicas entre los objetivos que lo que explícitamente se refleja en ellos de forma aislada.

La implementación de los ODS representa un enorme reto en términos de la embergadura y urgencia, e involucra a los gobiernos, sector privado, instituciones financieras, academia, autoridades locales, el sector educativo, la sociedad civil organizada, movimientos sociales y ambientales, y a otros usuarios y actores. La Agenda 2030 hace un llamado para promover las decisiones políticas y llevar a cabo acciones prácticas, efectivas y eficaces a todos los niveles. Los 17 ODS con sus 169 metas deben ser alcanzadas, a la par que se entreteje una compleja red de interacciones de los objetivos que debe ser tratado integralmente. Por lo que en el caso del ODS14, se debe tener el cuidado de que al llevar a cabo acciones para una meta, no se esté dañando a otros a sus expensas (Barbier y Burgess, 2017).

Por ejemplo, la meta 14.7, insta a “*de aquí a 2030, aumentar los beneficios económicos que los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados obtienen del uso sostenible de los recursos marinos, en particular mediante la gestión sostenible de la pesca, la acuicultura y el turismo*”; se presta atención a aumentar los beneficios y con ello cambiar profundamente las consideraciones de las decisiones sobre el

ordenamiento de los océanos con sus repercusiones económicas y sociales (Cicin-Sain, 2015).

Hay también otros Objetivos de Desarrollo Sostenible que están relacionados con el Objetivo 14 sobre los océanos y los mares y pueden utilizarse para ayudar a alcanzarlo, como por ejemplo los Objetivos propuestos 1 (pobreza), 2 (seguridad alimentaria), 6 (agua y saneamiento), 7 (energía), 8 (crecimiento económico), 9 (infraestructuras), 10 (reducción de la desigualdad), 11 (ciudades y asentamientos humanos), 12 (consumo y producción sostenibles), 13 (cambio climático), 15 (biodiversidad) y 17 (medios de implementación y alianzas). Este era exactamente el objetivo de la propuesta del grupo de trabajo abierto, estos objetivos “*constituyen un conjunto integrado e indivisible de prioridades mundiales para el desarrollo sostenible (...). Las metas y los objetivos integran los aspectos económicos, sociales y ambientales y reconocen los vínculos que existen entre ellos para lograr el desarrollo sostenible en todas sus dimensiones*” (UN, 2014).

La contribución mundial de los océanos al desarrollo humano es substancial, incluyendo el proveer de seguridad alimentaria, transporte, fuentes de energía, turismo, pesca y muchos de los servicios ecosistémicos más importantes (ciclos de carbono y nutrientes, regulación del clima y producción de oxígeno). Los océanos contribuyen con alrededor de \$3 trillones USD por año al mercado global; y se estima que los servicios que no tienen mercado constituyen alrededor del 63% de todos los servicios ambientales que se generan en los ecosistemas del planeta (UNDP, 2015). Las pesquerías y la acuicultura contribu-

yen con \$100 billones USD anuales y cerca de 260 millones de empleos a la economía mundial (UNDP, 2015).

Además, las mujeres son el 47% del total de la fuerza laboral que depende de las capturas pesqueras comerciales (UNDP, 2015). El transporte marítimo internacional mueve el 90% del comercio internacional, el cual es valorado en \$435 billones USD anuales proveyendo 13.5 millones de empleos (UNDP, 2015). De la misma forma, el 30% de la extracción global de petróleo se da en aguas marinas con un valor aproximado a los \$900 billones USD por año; y el sector del turismo costero tiene un valor estimado de \$271 billones USD por año (UNDP, 2015).

La integridad de todos los valores y servicios marinos y costeros mencionados arriba, se encuentran con un riesgo significativo debido a la pobre implementación o a la diversidad de formas de políticas de manejo y fallas de mercado que conducen a la sobre-explotación de las pesquerías, contaminación por nutrientes y plásticos (entre otros agentes contaminantes), introducción de especies invasoras, pérdida de hábitat y acidificación de los mares. Ochenta por ciento de las poblaciones pesqueras del mundo se encuentran totalmente explotadas, sobre-explotadas o colapsadas. La carga de nutrientes que son vertidos al océano se ha triplicado desde la era pre-industrial, llevándonos a un incremento exponencial en las áreas hipóxicas a nivel mundial que ahora suman 500 (UNDP, 2015). El rápido crecimiento de la industria naviera como medio de transporte para más del 90 % de los bienes y productos internacionales, ha conducido al incremento en la introduc-

ción de especies acuáticas invasoras que están contenidas en las aguas de lastre (UNDP, 2015).

Para el UNDP (2015) el 20 % de los arrecifes de coral a nivel mundial se han perdido y otro 20 % está degradado. Los manglares se han reducido del 30 al 50 % en su cobertura histórica; así como el 29% de los hábitats de pastos marinos han desaparecido desde finales de los 1800. De los 300 millones de toneladas métricas anuales de la producción global de plásticos, de 10-20 millones de toneladas métricas son vertidos en los océanos dañando especies y ecosistemas (UNDP, 2015).

Por último, debido a las emisiones de CO₂ generadas por el ser humano, los océanos se están acidificando rápidamente, quizá más rápido que antes, con la acidez incrementándose en un 30% en los últimos 50 años y ya ha comenzado a impactar las funciones e integridad de los ecosistemas oceánicos (UNDP, 2015).

De acuerdo con UNDP (2015), cada año los costos mundiales de la sobre-pesca se calculan en \$50 billones USD, la hipoxia costera tiene un costo de \$200 a US\$800 billones USD, las especies acuáticas invasoras cuestan \$100 billones USD y los plásticos en los océanos se estiman en un costo de \$13 billones USD. En un escenario donde todo siga como hasta ahora, el escenario de respuesta en el cambio climático costaría \$1.2 trillones USD anuales y para el año 2100, incluyendo el incremento de la acidificación del mar, se debe agregar un costo adicional del 250 % (UNDP, 2015).

La política clave y las fallas de mercado que conducen a las externalidades del océano incluyen (UNDP, 2015):

- falla al internalizar los costos de limpiar las aguas de lastre en el diseño y operación de las embarcaciones y ausencia de acuerdos legales globales
- falla para internalizar los costos del daño por nutrientes a los ecosistemas marinos (y de agua dulce) dentro de los precios de los fertilizantes y en las políticas y prácticas de manejo de las aguas de desecho de humanos y ganado
- falla al internalizar los costos socioeconómicos y ambientales de la sobre-pesca en el manejo sostenible de las pesquerías; políticas de malas prácticas en los subsidios que llevan a la sobre-capitalización de las pesquerías
- ausencia de la internalización de los costos de la recuperación y reuso efectivo de los desechos plásticos para internalizar el daño ambiental y económico de la acidificación del océano al poner un precio adecuado a las emisiones de carbono y remover los subsidios de los combustibles fósiles.

Gobernanza del ODS14

Uno de los problemas más grandes para los gobiernos es la creación, alineación e implementación de las políticas nacionales con las de la Agenda 2030 que son amplias y complejas y que implican un rango de actores sociales y privados sin precedentes. La gobernanza hacia la sostenibilidad va de la mano con la prosperidad global, el bienestar de las personas y un planeta sano. Este tipo de gobernanza requiere de la rendición de cuentas a todos los niveles, así como la elevación de la capacidad de eficiencia, efectividad y eficacia en las instituciones y en los procedimientos. Esto contribuirá a cambiar las políticas de compromisos para dar cumplimiento a la Agenda 2030.

Las múltiples presiones que el ser humano ejerce sobre los océanos y las costas han sido una gran carga en cómo la gobernanza efectiva debería ser implementada. La gobernanza de las áreas marinas y costeras en muchos países y en aguas internacionales es básicamente sectorial, con instancias gubernamentales pesqueras regulando las

capturas, instancias ambientales lidiando con la prevención de la contaminación, y otras agencias especializadas regulando la navegación, extracción de minerales e hidrocarburos, etc. Las estrategias y políticas para la biodiversidad y el ambiente, las pesquerías, el cambio climático y la reducción de la pobreza son también desarrolladas e implementadas por una diversidad de instituciones. Y allí es donde se encuentra el problema, ya que las metas no identifican las causas de los problemas, ni sus implicaciones hacia otras metas y objetivos (Lars, 2017).

Los impactos acumulados no pueden ser manejados efectiva y eficazmente de forma aislada, lo cual significa que se necesita urgentemente un enfoque de manejo integrado hacia la gobernanza oceánica; sin embargo, las metas están redactadas de manera muy general, de forma que no pueden ser operacionales *per se* (Lars, 2017). El manejo sectorial que se viene haciendo no es adecuado ni suficiente para abordar la

incesante degradación de los mares. La necesidad de comprender y manejar las interacciones, efectos acumulados y las múltiples presiones han sido identificadas como uno de las preguntas más importantes hoy en día.

La complejidad abarca más, ya que el ambiente marino, es considerado en general como de uso público; y es así como las áreas más allá de los límites de jurisdicción nacional son referidos como “áreas globales comunes”. El sistema de jurisdicción y tenencia marinas existe en muchos países; sin embargo, esta falta de propietario puede llevar a la “tragedia de los comunes” y a una despreocupación prevaleciente que resulte en la degradación de la biodiversidad y en las áreas marinas. Por lo que un componente importante para avanzar con la gobernanza oceánica es el entendimiento tanto de los tomadores de decisiones y del público en general, de que toda la humanidad depende de los océanos para su supervivencia, por lo que nos convierte a todos en usuarios de los mares y las costas.

Desde una perspectiva de gobernanza, las áreas marinas ayende las zonas de jurisdicción nacional (AAJN) presentan retos particulares. Aún si está bien comprendida la necesidad por tener enfoques integrados y coherentes para abordar los múltiples impactos a los océanos, no hay país, organización o institución que asuma la responsabilidad completa del manejo de las AAJN, y la regulación actual y los arreglos institucionales, con excepción de la Convención de las Naciones Unidas para la Ley del Mar (CNUML), son sectoriales por naturaleza (Vierros, 2017). De forma que la gobernanza puede fortalecerse enorme-

mente a partir de la decisión plasmada en la resolución 69/292 de la Asamblea General de las Naciones Unidas para establecer el comité preparatorio para proveer recomendaciones a la Asamblea sobre los elementos para generar un instrumento internacional legalmente vinculante bajo la CNUML para la conservación y uso sostenible de la biodiversidad marina en las AAJN.

A pesar de que es un acuerdo generalizado en la política internacional que se requiere del enfoque basado en ecosistemas para mejorar la gobernanza oceánica, en la práctica, su aplicación es aún muy limitada. Esto es en parte por las enormes dificultades prácticas para su implementación, incluyendo la disponibilidad de información adecuada y la carencia de herramientas científicas y analíticas para apoyar el proceso. También puede deberse en gran medida a la limitada comprensión de lo que exactamente constituye un enfoque basado en ecosistemas, incluyendo sus provisiones para la participación incluyente de todos los usuarios y actores (Vierros, 2017).

En la práctica, algunos de los enfoques ecosistémicos ampliamente usados incluyen el manejo integrado de la zona costera, así como el manejo integrado de los recursos hídricos, conocido como manejo de cuenca. Aunque éstos no son llamados enfoques ecosistémicos, si usan un sistema integrado como una base de capas para todos los elementos de la planeación y del manejo. Además, muchos sistemas indígenas de manejo, comprenden una visión holística de las conexiones entre los elementos vivos y su ambiente, y por eso son también una expresión del enfoque basado en ecosistemas. Muchas herramientas y estrate-

gias pueden ser usadas para ser aplicadas en el enfoque ecosistémico hacia el manejo de las actividades humanas en las costas y los océanos. Estos incluyen clasificaciones bioregionales, sistemas coherentes de áreas naturales protegidas, zonificación marina y manejo pesquero.

La planeación espacial marina (PEM) es uno de los enfoques que pueden ayudar a los países a cumplir con esta tarea, además de que se está usando mucho en todo el mundo. La PEM provee una ruta para integrar las actividades humanas sin comprometer sus valores de conservación. De forma similar, al incluir el manejo integrado de la zona costera, se genera una forma de operacionalización del enfoque basado en ecosistemas a través del proceso de planeación involucrando a todos los usuarios y actores. A través de la PEM los usuarios y actores pueden plantear su visión sobre un área, identificar las actividades humanas (incluyendo la energía fuera de la costa, las rutas de navegación, las zonas pesqueras, acuícolas y turísticas, las actividades extractivas, etc.) que están ocurriendo en tiempo real y dónde debería ser deseable que éstas tuvieran lugar en el futuro. De igual forma, se identifican los conflictos actuales o potenciales entre los diferentes usos del océano y la costa, así como las actividades humanas y los resultados deseados para la conservación. El plan de orden espacial que resulte, puede proveer del uso sostenible, a la vez que se conserven zonas específicas a través de áreas naturales protegidas y otras medidas apropiadas como una forma de evitar conflictos potenciales.

Al aplicar estos enfoques, es importante considerar que los océanos están interco-

nectados a través del movimiento de masas de agua, la migración de especies y la dispersión de larvas. Mientras las zonas económicas exclusivas de los países son zonas legalmente separadas de las AAJN, ellas están biológica y ecológicamente conectadas. Por lo que aplicar la gobernanza en el contexto del enfoque ecosistémico requerirá de tomar en consideración a los ecosistemas que se encuentran en dos o más países y especies que migran entre líneas políticas fronterizas. Este enfoque beneficiará no sólo a los recursos pesqueros y a las especies migratorias, también a las comunidades costeras, particularmente aquellas de países en desarrollo, para las que estas especies y ecosistemas tienen un gran significado económico, social y cultural.

Cualquier solución que busque mejorar la gobernanza de un mar interconectado necesita incluir los siguientes componentes (Vierros, 2017):

- Sustentar y construir sobre sistemas de manejo costero que funcionen bien, que hayan sido apropiados por las comunidades, que incluyan sistemas tradicionales de manejo marino y comunidades locales basadas en parte o totalmente en conocimientos científicos y tradicionales;
- Proveer protección y manejo mejorado de las especies y habitats con importancia económica, social y cultural en AAJN al abordar tanto los impactos únicos como los acumulativos, y utilizar herramientas tales como prevención de captura de la fauna de acompañamiento, manejo efectivo de las pesquerías.

Hay muchas lecciones que pueden ser aprendidas del manejo costero y de los es-

fuerzas de las comunidades costeras, y que son transferibles y pudieran beneficiar el manejo de las actividades humanas sobre los ecosistemas marinos en todo el mundo. Ellos incluyen el desarrollo de mecanismos para alcanzar una efectiva coordinación y colaboración entre las instituciones sectoriales y los diferentes niveles de gobierno; construyendo confianza y facilitando la participación de usuarios y actores de manera que se asegure que todas las voces son escuchadas, aún aquellas que generalmente no participan en los procesos de manejo; e incorporando la mejor ciencia disponible, incluyendo los conocimientos tradicionales, dentro del manejo, particularmente en situaciones donde la ciencia está incompleta. Estas lecciones también incluyen formas en los que los costos y los beneficios de la conservación y del manejo son igualmente

compartidos, de forma que las comunidades costeras no tienen una carga desproporcionada cuando, por ejemplo, un área protegida es establecida.

El ODS14 junto con todas sus metas, provee una oportunidad de brindarle a la gobernanza oceánica el frente del diálogo global sobre desarrollo sostenible. Es también una oportunidad para intercambiar ideas de los usuarios y actores y generar acuerdos sobre el nuevo derrotero que se debe tomar para fortalecer la gobernanza oceánica que pueda beneficiar a los ecosistemas, así como también a las personas y a sus bienes. Para alcanzar esto, se requiere un nuevo sentido de apropiación de los océanos, sustentado en la aplicación de un enfoque ecosistémico holístico e integrado para el manejo de todas las actividades humanas que impactan los océanos y las costas.

La Gobernanza del ODS14 y los otros ODS

El mundo ha hecho logros significativos en el desarrollo humano en las dos últimas décadas. La pobreza extrema se ha reducido de manera significativa, el acceso a la educación primaria y a los servicios de salud se han mejorado y se han hecho esfuerzos para promover la igualdad de género y el empoderamiento de las mujeres (UNDP, 2015). Los avances hacia los ocho objetivos de desarrollo del milenio han contribuido a estos resultados y han generado progreso y mejoras en las vidas y prospectos futuros de las personas en todo el planeta. Sin embargo y a pesar de estos resultados significativos, la pobreza extrema permanece como un reto importante, con más de 700 mi-

llones de personas a nivel global que viven con menos de \$1.90 USD PPP (paridad de poder adquisitivo por sus siglas en inglés) al día. Sin embargo, las inequidades son mayores o se están ampliando, especialmente dentro de los países; y los niveles de desempleo y de empleo vulnerable son muy altos en muchos países, particularmente entre los jóvenes.

El consumo y la producción insostenibles están llevando a los ecosistemas al borde o más allá de sus propios límites, poniendo en riesgo su capacidad para proveer servicios vitales para sostener la vida, el desarrollo y su propia resiliencia. Las crisis asociadas a la inestabilidad macroeco-

nómica, desastres vinculados con los eventos catastróficos, degradación ambiental e inestabilidad socio-política impactan negativamente la vida de millones de personas. En muchos casos, estas crisis pueden detenerse, o revertirse, o progresar hacia metas de desarrollo nacionales. Sin embargo estos logros no pueden seguir haciéndose en los márgenes entre lo posible, lo usual/urgente, y lo extremo. Es imperativo que se fortalezca y promueva el desarrollo sostenible. Una visión de lo que esto incluye se tiene en cada uno de los objetivos de desarrollo sostenible de la Agenda 2030.

La diferencia entre los objetivos del milenio y los de la Agenda 2030 se da en términos de temas incluidos y cobertura geográfica (Ntona y Morgera, 2018). Los objetivos del milenio son de naturaleza social, tendiendo más hacia la reducción de la pobreza enfocándose el desarrollo humano

en los países en desarrollo (Griffith, 2011); mientras que los objetivos de desarrollo sostenible se basan en el desarrollo sostenible que abarca todas las esferas del quehacer humano sobre el planeta (Le Blanc, 2015). De forma que la sostenibilidad ambiental está considerada de forma transversal en todos los otros objetivos y metas de la Agenda, enfocándose en los problemas ambientales más apremiantes, tales como el agua limpia y la sanidad (ODS6), cambio climático (ODS13), vida submarina (ODS14) y vida sobre la tierra (ODS15) (ICSU & ISSC, 2015).

Le Blanc (2015) desarrolló el mapa de vínculos entre objetivos y metas (figura 2). De este mapa se puede ver que de 107 metas, 60 se refieren explícitamente al menos a otro objetivo. Diecinueve metas se vinculan con tres objetivos o más; y estas metas crean vínculos indirectos entre ellos. El mapa da la impresión de estar distribuido

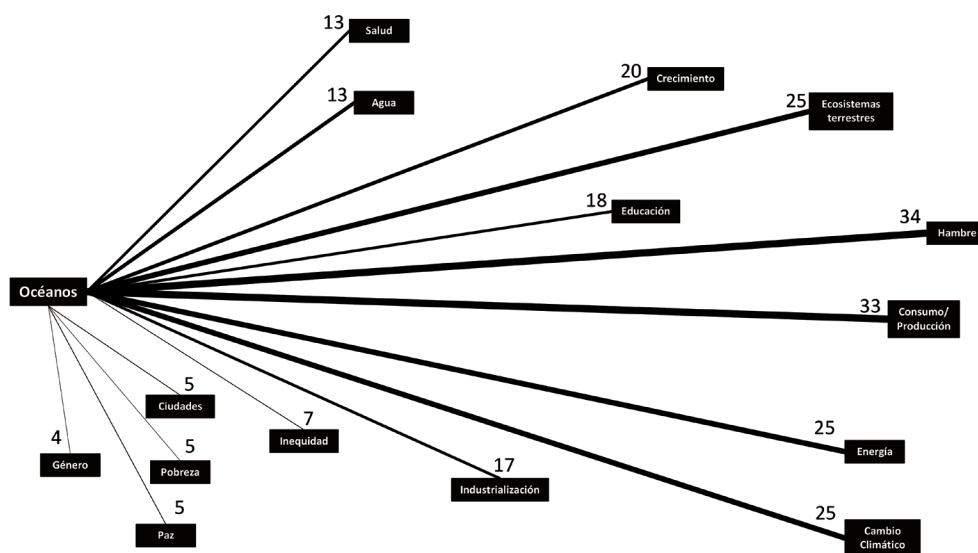


Figura 2. Los ODS como una red de vínculos entre las metas.
Fuente: modificado de Le Blanc (2015).

de manera desigual con algunos objetivos vinculados con otros más, mientras que otros tienen menos vínculos con el resto del entramado; y se advierte que inequidad, pobreza, hambre y educación se encuentran en el centro del mapa.

Para Ntoma y Morgera (2018), los objetivos son básicamente una lista temática con igual significancia en prioridades, con metas que no necesariamente permiten enmarcar de forma adecuada las tres dimensiones de la sostenibilidad o incluso proveer una representación de interacciones múltiples entre los problemas que cada una aborda. Esto podría atribuirse tanto a las partes negociadoras o bien al carácter fragmentado de las políticas sectoriales. En todo caso, la Agenda 2030 conlleva una oportunidad de transformación potencial ya que permite articular una visión de cambio que captura a los factores del mismo, así como a las barreras sistemáticas y estructurales de la propia transformación.

Aparentemente, el ODS14 se inclina más hacia la protección del ambiente marino sin necesariamente abordar de alguna forma el alivio de la pobreza (ODS1), la seguridad alimentaria (ODS2) y la salud de las personas (ODS3) (Wood y DeClerck, 2015). Con esto podría decirse que este objetivo se queda corto en abordar las limitaciones del enfoque tradicional sectorial del manejo marino y de la fragmentación que prevalece en la gobernanza oceánica internacional (Ntoma y Morgera, 2018).

Las metas del ODS14 pueden ser agrupadas en dos categorías (Ntoma y Morgera, 2018):

- Compromisos para impulsar el desarrollo sostenible en los países en vías de de-

sarrollo y que incluye la meta 14.7 que se avoca a los pequeños países isleños; y a la meta 14.a que pide el incremento del conocimiento científico, mejorar la capacidad de investigación y la transferencia de tecnología marina, con el propósito de conservar la biodiversidad de los océanos.

- Compromisos para lograr la sostenibilidad en las pesquerías y que incluye la meta 14.6 que aborda el tema de los subsidios nocivos; y la meta 14.b que solicita el acceso de las pesquerías artesanales a los recursos marinos y a los mercados. Como se puede notar, estas dos categorías no abordan elementos clave en la sostenibilidad costera y marina, como por ejemplo el manejo costero participativo, la equidad de género y los derechos humanos, entre otros (Norton *et al.*, 2014).

Por otra parte, los ODS tienen la oportunidad de generar sinergias entre ellos mismos para optimizar la planificación espacial de los océanos. Sin embargo, el uso también puede originar conflictos cuando hay incompatibilidad entre usos y/o usuarios; o bien cuando hay una incompatibilidad entre uso y ambiente que resulta en impactos acumulativos debidos a las actividades antropogénicas en los ambientes marinos y costeros, especialmente en lo que respecta a la contaminación del agua y a la pérdida de habitats. Estos conflictos han sido abordados desde los sectores por separado, lo que ha producido una falla en la gobernanza (Soininen y Hassan, 2015). El vínculo que se logre construir entre el ODS14 y el instrumento de ordenamiento marino, producirá la mancuerna para lo-

grar un manejo integrado que aborde las consecuencias acumulativas e interactivas de las actividades humanas sobre el espacio y el tiempo (Halpern *et al.*, 2008); y de esta forma se contribuye a la maximización de la conservación de los servicios ecosistémicos (Potts, 2015). De hecho, para Ntoma y Morgera (2018), el ordenamiento marino y costero puede concebirse como instrumentos para la conservación, cuya misión sea designar áreas protegidas; y que también

puede ser usado para diseñar y conducir la implementación sinérgica de políticas sectoriales de forma que promueva el mejor uso de los espacios costero-marinos. Éste debe contener un proceso de consulta pública para analizar y ministrar la distribución espacial y temporal de las actividades humanas sobre los ecosistemas y recursos marinos, de forma que se logre la sostenibilidad ecológica, económica y social que identifique a este proceso político.

Conclusiones

La gobernanza debe ser un proceso adaptativo que evolucione conforme se van presentando los retos en contextos diferentes y con objetivos bien limitados como los de la Agenda 2030. Estos objetivos no permiten ser abordados de manera aislada ni tampoco de forma sectorial. En particular el ODS14 constituye *per se*, una agenda política práctica y útil para los gobiernos centrales de los países, que como México, tienen costas y grandes extensiones marinas, pero también para diseñar esfuerzos regionales que permitan alcanzar la sostenibilidad de los ecosistemas, los recursos marinos y los habitantes de las costas de los países que comparten un mismo mar, golfo, o región oceánica. Todos los países desean incrementar su prosperidad, promover la inclusión social y mejorar la resiliencia y la sostenibilidad ambiental. En este sentido, el ODS14 incluye todos estos aspectos de la agenda política de desarrollo de cualquier país costero. Cuando las metas del ODS14 se alinean con marcos de planeación nacionales o locales ya existentes y prioridades

de desarrollo marino y costero, el ODS14 puede fortalecer los resultados de desarrollo y proveer recursos adicionales para los gobiernos costeros.

Se identifican cuatro pasos básicos para fortalecer la gobernanza en el marco del ODS14:

- Considerar un proceso incluyente y participativo que incremente la concienciación sobre el ODS14 en los usuarios y actores para contar con su apoyo y colaboración para alcanzar las metas de este objetivo.
- Diseñar la agenda local del ODS14 que traduzca la visión global del ODS14 en una agenda ambiciosa pero realista de lo que se requiere y que sea construida en el contexto de desarrollo local con todos los usuarios y actores interesados.
- Planificar la implementación del ODS14 que integre principios y mecanismos para alcanzar mayores logros de sostenibilidad social, económica y ambiental
- Monitorear y evaluar que la implementación de las metas del ODS14 se sigan

dando con eficiencia, eficacia y efectividad y desarrollando capacidades locales para una gobernanza más responsiva y con rendición de cuentas.

Hay algunos objetivos que están mejor conectados entre sí a través de sus diferentes metas. A pesar de aquellos en los que esas conexiones son más débiles, se puede concluir que los objetivos de desarrollo sostenible están mejor vinculados entre sí que lo que estaban los objetivos del milenio; por lo que esto puede resultar en políticas mejor diseñadas e integradas, y consideraciones más fáciles para las sinergias e interconexiones trans-objetivos, lo cual está sentando las bases para alcanzar la sostenibilidad. Observando el sistema de interconexión entre los ODS, se identifican aquellos vínculos que existen entre dos o más metas. A través de la construcción de esta red de vínculos se pueden reconocer que algunas metas son más complicadas que otras y que

no será fácil alcanzar los requerimientos de ser medibles y simples como la literatura lo sugiere para las metas. Sin embargo, es importante considerar que en la construcción de los procesos y mecanismos para la creación, formación o fortalecimiento de la gobernanza para el ODS14, el manejo integrado de los mares y las costas es la mejor forma con la que se podrá abordar dicha complejidad y que se avanzará en la gobernanza adecuada para el ODS14.

Para la implementación nacional del ODS14 es importante identificar las prioridades y el énfasis en aquellas metas en las que se podrá construir la gobernanza que también depende de las circunstancias locales. De igual forma, a nivel nacional y local, se podrán examinar cómo los sectores y los vínculos entre esos sectores tienen una importancia mayor en cada país o localidad.

Literatura Citada

- Barbier, E- B., y J. C. Burgess. 2017. The Sustainable Development Goals and the systems approach to sustainability. Economics Discussion Papers, No.2017-28, Kiel Institute for the World Economy. <http://www.economics-ejournal.org/discussionpapers/2017-28>
- Cicin-Sain, B., 2015. Objetivo 14 -Conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible. *Crónica ONU*, LI(4).
- Griffith, B., 2011. Poverty traps and the MDGs, 25-37pp. In: R. Nallari, S. Yusuf, B. Griffith, R. Bhattacharya (eds.) *Frontiers in Development Policy: A primer on emerging issues*. World Bank, Wash. D.C.
- Halpern, B.S., K.L. McLeod, A.A. Rosenberg y L.B. Crowder, 2008. Managing for cumulative impacts in ecosystem-based management through ocean zoning. *Ocean and Coastal Management*, 51(3): 203-211.
- International Council for Science (ICSU), and International Social Science Council (ISSC), 2015. Review of targets for the sustainable development goals: the science perspective, Paris
- Lars J. 2017. Approaches to the implementation of the Sustainable Development Goals – some considerations on the theoretical underpinnings of the 2030 Agenda. Economics Discussion Papers, No 2017-60, Kiel Institute for the World Economy.

- <http://www.economics-ejournal.org/economics/discussionpapers/2017-60>
- Le Blanc, D., 2015. Towards integration at last? The sustainable development goals as a network of targets. UN Dep. Econ. Social Affairs. Working paper No. 141, ST/ESA/2015/DWP/141
- Naciones Unidas (UN), 2014. Informe del Grupo de Trabajo Abierto de la Asamblea General sobre los Objetivos de Desarrollo Sostenible, 12 de agosto de 2014 (A/68/970).
- Norton, A. A. Scott, P. Lucci y W. Avia, 2014. Taking the sustainable development goals from main basis to effective visión -What's the roadmap? Overseas Development Institute (ODI) London.
- Ntona, M., y E. Morgera, 2018. Connecting SDG 14 with the other sustainable development goals through marine spatial planning, *Marine Policy Jour.* Vol. 93: 214-222. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.06.020>
- Potts, T., 2015. Marine spatial planning and various uses and interests relating to the marine environment, pp. 42-59. In: H. Daud, T. Koukkannen, N. Soininen (eds.) *Transboundary Marine Spatial Planning and International Law.* Taylor and Francis, Florence.
- Soininen, N., y D. Hassan, 2015. Marine spatial planning as an instrument of sustainable ocean governance, p. 3-20. In: D. Hassan, T. Kuokkanen, N. Soininen (eds.) *Transboundary Marine Spatial Planning and International Law.* Taylor and Francis, Florence.
- UNDP, 2015. UNDP support the implementation of sustainable development goal 14. Ocean Governance. http://www.undp.org/content/dam/undp/library/Sustainable%20Development/14_Oceans_Jan15_digital.pdf
- Vierros, M., 2017. Global marine governance and oceans management for achievement of SDG14. *UN Chronicle*, vol. LIV Núm. 1&2. <https://unchronicle.un.org/article/global-marine-governance-and-oceans-management-achievement-sdg-14>
- Wood, S.L., y F. DeClerck, 2015. Ecosystems and human well-being in the sustainable development goals. *Front. Ecol. Environ.*, 13(3), 123 p.

**TÓPICOS DE AGENDA PARA LA SOSTENIBILIDAD
de Costas y Mares Mexicanos**

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
Diseño de la portada a cargo de Juan M. Matú

¡ Gracias Alejandro !



ISBN 978-607-8444-57-1

DOI: 10.26359/epomex.0519