

BIOCYT Biología, Ciencia y Tecnología, 10(38): 697-721, 2017 (abril-junio)  
ISSN 2007-2082



[www.iztacala.unam.mx/biocyt](http://www.iztacala.unam.mx/biocyt)

Publicada en la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México

---

## ESTUARIOS CIEGOS EN LA COSTA DE VERACRUZ, MÉXICO BLIND ESTUARIES IN VERACRUZ COAST, MEXICO

Rafael Chávez-López

Laboratorio de Ecología Estuarina, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De Los Barrios, No. 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México, México. C.P. 54090.

✉ [rafaelcl@unam.mx](mailto:rafaelcl@unam.mx)

### INTRODUCCIÓN

Como parte de su historia, la disciplina acuática del estudio de los estuarios ha estado en una condición de ignorancia respecto a la ecología dulceacuícola y a la ecología marina por la facilidad que les ha implicado a sus seguidores afirmar que estos cuerpos de agua son meras zonas de paso entre las bocas de los ríos y las entradas a los océanos, al grado que ahora en algunas partes del mundo se definen de manera poco comprometida y ambigua como “aguas transicionales” (McLusky y Elliot, 2007); sin embargo, la ecología estuarina ha ganado una posición definida por las características propias e incomparables de estos ecosistemas.

**Manuscrito recibido por invitación el 15 de mayo de 2017.**

Actualmente sigue siendo aparente la definición de un estuario, pues conforme aumenta el conocimiento de estos cuerpos de agua costeros, son más las diferencias que apuntan hacia una clasificación cada vez más compleja y que rompe con la definición más simple y general, en la que un estuario representa una zona de comunicación entre un río con la plataforma marina oceánica, sin embargo, una revisión rápida deja claro que aún queda mucho por discutir y aclarar en relación a estos cuerpos de agua (Elliott y Whitfield, 2011), para incluir a otras geoformas estuarinas como las lagunas costeras, las rías (McLusky y Elliot, 2007; Whitfield et al., 2012) y el tema central de esta contribución: los estuarios “ciegos”.

Se han publicado diversas definiciones de “estuario” (Elliott y McLusky, 2002), de manera común la mayoría combina las definiciones propuestas 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”.

Para iniciar, 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, las lagunas costeras representan a cuerpos de agua con características estuarinas propias, al grado que por lo menos en México, se han clasificado y se reconocen de acuerdo a los criterios de Lankford (1977).

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 procesos mareales, los volúmenes de descarga de los ríos y los procesos de circulación derivados de esta interacción, que permiten identificar tres zonas estuarinas: (a) estuario inferior, o marino; (b) un estuario medio sujeto a una mezcla fuerte de agua dulce y salada; y (c) un estuario superior o fluvial, caracterizado por condiciones limnéticas pero sujeto a una fuerte acción mareal. Los límites entre estos sectores son variables y están sujetos a cambios constantes por las descargas de los ríos y la magnitud de las corrientes mareales.

Una variante a este modelo son los estuarios que no permanecen abiertos al mar debido a la ocurrencia temporal de una barra arenosa, estos estuarios de boca obstruida tienen una morfología típica de una laguna costera pequeña, separada del mar por una barra arenosa, pero con un canal angosto por el que se conectan al mar; esta categoría de cuerpos de agua costeros se han denominado como estuarios ciegos o de boca obstruida. Day (1980) aportó una definición útil describiéndolos 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”.

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 en 1958, Ito, 1959); esta también es una característica típica de los estuarios ciegos, las condiciones hipersalinas ocurren cuando coincide el sellado de la boca estuarina con los volúmenes mínimos de agua dulce fluvial y pluvial, ya sea por lapsos específicos del año o no ocurren debido a períodos de sequías prolongadas y cuando la evaporación es mayor a los vertimientos acuáticos del continente. Tan pronto como el agua dulce se introduce a estas cuencas, reinician los procesos de dilución con el agua marina, por lo tanto, estos cuerpos de agua costeros e hipersalinos cumplen

con los requerimientos necesarios para ser considerados como estuarios y al recibir agua dulce de manera esporádica o intermitente no están excluidos de las definiciones estuarinas.

Las principales fuentes de información hidrológica y biológica sobre estuarios ciegos tienen su origen en países como Sudáfrica, Australia y Nueva Zelanda, donde los estuarios temporalmente abiertos-cerrados son numerosos y son una fracción importante de los cuerpos de agua costeros. (Allanson y Baird, 1999; Roy et al., 2001; Hume et al., 2007; Schallenberg et al., 2010). Incluso se señala que una manera geográfica de clasificar a los estuarios se establece debido a que los estuarios del hemisferio norte o "norteños" presentan una escorrentía dulceacuícola permanente a lo largo del año (Elliott y McLusky, 2002); y los que están ubicados en el hemisferio sur, por tanto "sureños", presentan periodos climáticos secos prolongados principalmente en el verano, a veces por varios años como sucede en estuarios de Australia (Whitfield et al., 2008).

Al desafío ambiental que afrontan estos sistemas se agregan la carencia de aportes de agua dulce continental por periodos de tiempo estacionales, intermitentes o impredecibles que se combinan con la aparición de la barra de sedimento que los separa de la plataforma marina, la dinámica de los periodos de apertura y cierre de la boca estuarina es el proceso ambiental que condiciona los procesos ecológicos en los estuarios ciegos (Potter et al., 2010); por lo anterior, en este trabajo se utiliza la definición de estuario propuesta por estos autores: "Un estuario es un cuerpo de agua costero parcialmente encerrado, que está abierto al mar permanente o parcialmente y que al menos recibe una descarga periódica de un río o ríos, y entonces mientras su salinidad es menor típicamente que la del agua marina natural y varía temporalmente a lo largo de su longitud, se puede volver hipersalina en las zonas donde la pérdida de agua por evaporación es más alta y los aportes mareales y de agua dulce son insignificantes."

Se reconoce que la hidromorfología es una característica clave en los estuarios para entender su funcionamiento y el de otras variables ambientales físicas y químicas, de estas, la salinidad es la que ejerce mayor influencia ambiental sobre los organismos, pero también es un hecho que las especies que ocupan a un estuario tienden a ser altamente tolerantes a los cambios de salinidad o eurisalinas (Gómez-Gesteira et al., 2003).

También la hidromorfología se señala como la representación de los enlaces entre los sedimentos depositados y en suspensión, los movimientos del agua y el balance mareal que en conjunto influyen en la biota estuarina y se imponen a otras características como la geología y geomorfología del sistema (Gray y Elliott, 2009; Nicolas et al., 2010). Este factor también provoca el tiempo de residencia del agua dentro del estuario, que por su cuenta es un proceso principal en el funcionamiento ecológico de todos los estuarios (Chicharo y Chicharo, 2006; Haines et al., 2006; Wolanski, 2007), influye en la dilución de la salinidad y en la capacidad del estuario para retener nutrientes y con esto favorecer la dispersión de organismos bentónicos y planctónicos, además de establecer la amplitud de conectividad de los estuarios con otros ecosistemas principalmente marinos (de Brauwere et al., 2011).

La dinámica de apertura-cierre de la boca de comunicación estuarina es una combinación de factores numerosos, los más importantes son los volúmenes de agua dulce fluviales y pluviales, los patrones climáticos, las tasas de evaporación locales, además del proceso de formación y la altura resultante de la berma arenosa que sella la boca de comunicación, que a su vez se relaciona con las corrientes marinas y la dinámica del oleaje, que en este escenario complejo determinan la duración de los periodos de apertura y cierre de la boca estuarina; la variabilidad en la duración de este proceso ambiental hace poco predecible definir periodos de estabilidad estuarina como sucede en los estuarios comunicados permanentemente al mar (Roy et al., 2001; Taljaard et al., 2009;

Schallenberg et al., 2010). Como estos procesos son variables, también los ciclos de apertura/cierre son difíciles de predecir en cualquiera de estos estuarios, además que pueden ser manipulados antropogénicamente para que la boca de comunicación se mantenga abierta, con alturas de berma predefinidas para controlar inundaciones, la contaminación del agua, el aumento de la concentración de nutrientes o el exceso de sedimentación (McSweeney et al., 2014).

Precisamente a partir de la hidromorfología y la dinámica de apertura-cierre de la boca de comunicación estuarina se configuran los modelos generales de la hidrodinámica en los estuarios ciegos; los llamados ETAC (o TOCE, Temporary Open Closed Estuaries por sus siglas en inglés) en Sudáfrica tienden a presentar un comportamiento ambiental análogo a los cuerpos de agua de esta categoría, que en Australia y Nueva Zelanda se denominan “Lagos Costeros Abiertos y Cerrados Intermittentemente” (LCACI o ICOLL Intermittently Closed and Open Coastal Lakes por sus siglas en inglés); los ciclos que se describen de los LCACI en el suroeste de Australia no son estacionales como sucede en Sudáfrica (EPA NSW, 2000) o como se mostrará para el centro norte del golfo de México, debido a la estacionalidad y/o a la intermitencia de los períodos de lluvias.

### **Peculiaridades hidrológicas de los estuarios ciegos**

En los estuarios se identifican tres procesos que son importantes para el reciclamiento y transporte de los nutrientes que pasan de las corrientes de los ríos a las aguas de la plataforma marina, estos son: remineralización, floculación y procesos biológicos. Se considera que en los estuarios grandes y de comunicación permanente del hemisferio norte, los patrones de circulación varían de bien mezclados a parcialmente estratificados, que son análogos al modelo tradicional de circulación estuarina de dos capas (Fisher et al., 1998); estos sistemas reciben descargas regulares de nutrientes desde la cuenca (principalmente en la temporada lluviosa) y tienen una eficiencia de retención alta (Eyre, 2000); en contraste, a partir de las evidencias de los estuarios ciegos de Sudáfrica y Australia, estos sistemas acuáticos pueden variar completamente, siendo sistemas dominados por los flujos de agua dulce durante los períodos de mayor descarga del continente y la atmósfera, hasta convertirse en sistemas completamente dominados por condiciones marinas durante las temporadas en las que no ocurren descargas de agua dulce, o bien, una vez aislados del mar se transforman en estanques hipersalinos de alto estrés ambiental para los organismos que los ocupan (Eyre, 2000; Taljaard et al., 2009).

Con esta diferencia en mente, los modelos generales de la dinámica hidrológica de los estuarios no son aplicables a los estuarios ciegos, entre otras razones porque se han desarrollado con información de estuarios de boca abierta de zonas templadas de América del Norte y Europa, por la diferencia en la variabilidad de los volúmenes de agua dulce que entran a los estuarios dependientes de los patrones climáticos y la hidrología local, además, por sus rasgos geomorfológicos, la disponibilidad de sedimentos de la cuenca hidrológica, los sedimentos marinos y los procesos geológicos que condicionan a estos sistemas de superficie pequeña (menores a 250 hectáreas) y que son más someros comparados con los sistemas estuarinos del hemisferio norte (Eyre, 1998; Cooper, 2001; Peel et al., 2004).

A pesar de la complejidad de los procesos hidrológicos estuarinos, Eyre (2000) propuso un modelo simplificado, que primero se enlaza a las diferentes fases del régimen hidrológico de las regiones del hemisferio sur; como se verá, la influencia de la investigación estuarina “norteña” se ha plantado históricamente en nuestro país, reflejándose en la manera en la que se explican los procesos físicos, químicos y biológicos de los estuarios mexicanos; hasta hoy no se ha considerado que los procesos del sellado temporal de la boca de comunicación estuarina propios de los estuarios

ciegos son claves para comprender las relaciones físicas, químicas y ecológicas de los organismos que los colonizan.

A su vez, Taljaard et al. (2009), desarrollaron una extensión del modelo de Eyre (2000) para incluir a los estuarios ciegos micromareales, ricos en sedimentos, ubicados en costas dominadas por el oleaje; en el modelo se enfatiza la ocurrencia de bocas estuarinas restringidas e incluye una etapa de boca cerrada, cuando estos estuarios están aislados del mar por la formación de la barra arenosa que atraviesa la boca (Whitfield, 1992; Cooper, 2001). El modelo identifica los procesos hidrológicos y de reciclado de nutrientes dominantes y los procesos de transformación bajo diferentes estados físicos, enfocándose principalmente en los micronutrientes limitantes N y P, y en los procesos físicos (como la mezcla y la sedimentación), los geoquímicos (floculación), los bioquímicos (remineralización) y los biológicos (producción primaria).

Como el modelo original de Eyre (2000), el modelo extendido se puede aplicar a otras regiones del mundo con características hidrológicas y geomorfológicas similares como la costa mediterránea de Europa, la costa oeste de Norteamérica, el sur y sureste de Australia y como se mostrará, también para estuarios del golfo de México (Sharples et al., 2003; Bready, 2005; Caffrey et al., 2007; Simas y Ferreira, 2007; Robson et al., 2008).

El modelo de Eyre (2000) modificado por Taljaard et al. (2009), identifica 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).

La nota de precaución con la generalización de este modelo radica en que por su tamaño pequeño, estos estuarios pueden ser susceptibles a cambios radicales en periodos cortos de tiempo, provocados por meteoros atmosféricos como tormenta y huracanes, avenidas de agua como riadas que "inundan" al estuario y que controlan la magnitud y la distribución del flujo de agua.

### **a) Estado de dominancia dulceacuícola**

Sucede durante los períodos de descarga fluvial alta que pueden coincidir con la temporada lluviosa, cuando el estuario está completamente inundado por agua dulce o se vuelve dominado por las condiciones dulceacuícolas en las mareas bajas. Este estado se ha observado en sistemas pequeños temporalmente abiertos de regiones templadas frías, sobre todo en las temporadas de lluvias intensas. Durante este estado un frente dulceacuícola pronunciado está presente fuera del estuario, en la plataforma continental cercana y ocasionalmente se mueve hacia el estuario inferior, debido a los flujos mareales. La ubicación de este frente depende del tamaño del estuario, ya que los estuarios más pequeños están completamente inundados, a diferencia de los estuarios de mayor superficie que pueden presentar diferentes patrones de circulación y de mezcla estuarina.

Durante este estado, los nutrientes se mezclan conservativamente (es decir, se mantienen en la forma química en la que arribaron a la columna de agua), esto indica que las concentraciones están determinadas por la extensión de la mezcla entre el agua dulce del río (0 UPS) y el agua marina (aproximadamente 35 UPS) y están influidas por procesos físicos principalmente, los nutrientes entran desde el continente y luego se difunden hacia la plataforma continental vecina. También ocurre una disponibilidad baja de luz solar provocada por la turbidez alta, propia de las aguas fluviales que arrastran materiales suspendidos orgánicos e inorgánicos que inhiben la producción primaria del fitoplancton, de las microalgas bentónicas y las macrófitas sumergidas. Los flujos de nutrientes transportados desde la zona marina por las aguas intermareales son

insignificantes comparados con los que son subsidiados desde los ríos. Durante las inundaciones, también se puede esperar que los sedimentos y la materia orgánica bentónica particulada (con sus nutrientes asociados) sean resuspendidos en el estuario y transportados posteriormente a la plataforma continental adyacente.

Como resultado de esta situación, los procesos bioquímicos y biológicos (de estos, la producción de fitoplancton), tienen poca influencia en la transformación de nutrientes en la columna de agua, lo que se manifiesta en concentraciones de clorofila "a" muy bajas.

### **b) Etapa de pulso dulceacuícola/recuperación**

Este estado es propio de períodos en los que la descarga fluvial es lo suficientemente elevada para crear un frente dulceacuícola pronunciado, orientado corriente abajo desde la cabeza estuarina, pero con una intrusión mareal que se desplaza del sistema hacia la plataforma continental adyacente. Las diferencias de densidad en el frente dulceacuícola producen una estratificación marcada (longitudinal y/o vertical) y con una disminución de la turbulencia.

Los tiempos de descarga en este estado pueden prolongarse de algunos días a varias semanas dependiendo del tamaño y la forma del estuario. El intercambio de agua a través del límite agua de aguas marinas abiertas/aguas intermareales pueden ser significantes dependiendo de la extensión del intercambio mareal. Este estado ocurre como un lapso de transición entre los estados de dominancia marina y de dominancia dulceacuícola o cuando una avenida pequeña de agua dulce se introduce desde el continente al estuario, pero en volúmenes pequeños comparados a los que son descargados que arriban desde las cuencas.

Al inicio de esta fase, la concentración de los nutrientes en la columna de agua está determinada por la magnitud de la mezcla de agua dulce con el agua marina; conforme arriba el pulso de agua dulce, la distribución de nutrientes en la columna de agua también sigue un comportamiento conservativo, influido principalmente por los procesos físicos de descarga y mezclado. En este estado, la salinidad marina, pH y otros gradientes físico-químicos cerca del frente dulceacuícola aumentan los efectos potenciales de los procesos geoquímicos como la adsorción/desorción y la floculación que remueven la materia orgánica y los nutrientes inorgánicos asociados del sedimento (Nielsen et al., 2001). La turbulencia en la vecindad del frente dulceacuícola permite que la materia orgánica e inorgánica se asiente en la columna de agua, este estado es importante porque abastece al estuario de nutrientes potenciales que pueden ser utilizados en las siguientes etapas del ciclo, como en el estado de dominancia marina (Eyre y Twigg, 1997), pues el gradiente de salinidad se acopla con el trapeo hidrodinámico, la floculación de material suspendido y la disponibilidad de nutrientes, fomentando la producción en la columna de agua de fitoplancton y zooplancton (Allanson y Read, 1999).

### **c) Estado de dominación marina**

Ocurre en los periodos que no hay descargas de agua dulce o son de volumen bajo respecto a la entrada de agua marina al estuario; la boca estuarina permanece abierta debido a un aporte limitado de sedimentos continentales o marinos por el efecto de corrientes marinas costeras, a la intensidad del oleaje y un intercambio mareal de magnitud tal que permite al agua marina penetrar río arriba. En los estuarios ciegos que sucede esta dominancia marina, el frente de agua dulce se ubica principalmente en el extremo superior del estuario (Largier et al., 2000).

Precisamente en la zona del frente dulceacuícola, sucede un gradiente horizontal de salinidad débil y una estratificación vertical limitada; los tiempos de descarga en las zonas medias y

superior del estuario pueden ser prolongados (de semanas a meses), mientras que un intercambio mareal fuerte produce tiempos de descarga más cortos en la zona inferior (de horas a días), dependiendo del estado de la boca de comunicación y las mareas.

En los casos extremos del estado de dominancia marina, los estuarios son completamente salinos y aún hipersalinos (cuando la salinidad sobrepasa 40 UPS), esta última condición ocurre si el intercambio mareal es suficientemente fuerte para mantener la boca estuarina abierta y en ausencia de flujos de agua dulce en periodos prolongados de tiempo y con procesos de evaporación intensos.

En esta etapa, los nutrientes son removidos de la columna de agua, su renovación es limitada debido a los niveles de descarga fluvial bajos y las bajas aportaciones acarreadas por la intrusión mareal marina, incluso las concentraciones de nutrientes se agotan durante este estado, además se asume que las poblaciones de bacterias y microzooplancton están en abundancias bajas y no aportan cantidades suficientes de nutrientes reciclados a la columna de agua, entonces las aguas marinas son la única fuente potencial de nutrientes; por lo tanto, cuando la entrada de agua de los ríos y el abasto externo de nutrientes es limitado, estos sistemas someros micromareales son incapaces de mantener la producción primaria en la columna de agua una vez que los nutrientes se han agotado.

Las aguas marinas se convierten en la fuente importante de nuevos nutrientes para los estuarios pero la influencia de este proceso en el intercambio de nutrientes en el estuario depende de otros factores como superficie de área intermareal, energía e intensidad de la intrusión mareal; si en el estuario hay presencia de vegetación sumergida y emergente, la remineralización de nutrientes asociada a con el liter de macrofitas aporta una fuente significativa de compuestos nitrogenados para las secciones inferiores del estuario.

Entonces en estos estuarios, considerando el tipo de vegetación dominante, las áreas intermareales pueden actuar como depósitos o fuentes de nutrientes aportados por la diversidad de tipos vegetacionales estuarinos, que incluyen a las macroalgas, macrofitas sumergidas, juncuales, pantanos salobres y manglares que también juegan un papel importante en la transformación y reciclamiento de nutrientes (Adams et al., 2004).

#### **d) Estado de boca cerrada**

Durante los períodos de poco o ningún flujo de agua dulce, estos estuarios ricos en sedimento y dominados por el oleaje micromareal se aíslan del mar por la formación de una barra arenosa que cruza la boca de comunicación. Los tiempos de flujo de agua (o su ausencia) dependen de la duración del sellado de la boca, este lapso de tiempo puede durar de algunos días hasta varios años; en sistemas someros y pequeños, la etapa de boca de comunicación cerrada se revierte eventualmente a un sistema salobre bien mezclado, provocado por la turbulencia del viento, no se distingue alguna estratificación o algún gradiente de salinidad. Si los períodos de flujo bajo o inexistente coinciden con los períodos de evaporación alta, los estuarios cambian de eusalinos a hipersalinos, una condición que se observa comúnmente en sistemas estuarinos ubicados en áreas semi-áridas de regiones templadas frías del hemisferio norte; pero en los estuarios que no presentan bocas selladas con bermas arenosas elevadas o en los que las áreas de las bocas estuarinas no están sujetas a la acción continua de las olas, este estado estuarino está precedido por un estado dominado por las condiciones marinas (CSIR, 1998). Otro ejemplo, son los estuarios pequeños que presentan variaciones del estado de boca cerrada, es frecuente encontrar que las bocas estuarinas no se sellan completamente manteniendo la comunicación entre el mar y el estuario mediante un canal

de diferentes anchuras, en esta hidromorfología los estuarios se identifican en “estado semicerrado” o de inundación de agua de mar (Snow y Taljaard, 2007).

El reciclado de nutrientes y los procesos de transformación durante el estado de boca cerrada pueden variar considerablemente dependiendo de la duración del periodo. En una situación de flujos limitados de agua sobre sedimentos estables, se crean las condiciones favorables para que los procesos bioquímicos y biológicos tengan una influencia potencialmente significativa sobre el reciclamiento de los nutrientes y su transformación a través del sistema. En estuarios ciegos sudafricanos se ha reportado el agotamiento de las concentraciones de N y P, 80 días después que se selló la boca, lo que indicó una remoción significativa de los nutrientes en la columna de agua (Taljaard et al., 2009).

Durante el estado de boca cerrada, los procesos bioquímicos bentónicos (por ejemplo la remineralización y la fijación de nitrógeno) siguen siendo importantes para sostener los procesos biológicos como la producción de microalgas y el crecimiento de vegetación macrófita que se ven favorecidas por una disponibilidad de nutrientes mayor y a la estabilidad de los sedimentos (Perissinotto et al., 2004).

En el estado semicerrado, cuando existe un flujo de salida de agua dulce pero sin intercambio mareal, el estuario recibe un abasto bajo pero continuo de nutrientes proveniente de los ríos que pueden ser retenidos lo suficiente para estimular la producción en la columna de agua (Snow y Taljaard, 2007); este proceso puede mantener la transformación y reciclamiento de nutrientes mientras que el sistema permanezca en este estado. Durante el estado cerrado, las inundaciones de aguas costeras pueden introducir nutrientes que estimulen la producción primaria en la columna de agua en la forma de florecimientos de fitoplancton o de macroalgas. (Gama et al., 2005).

## **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, principalmente por el uso de las clasificaciones disponibles, tal vez tradicionales, para los estuarios y sobre todo para las lagunas costeras mexicanas.

Es posible reconocer antecedentes de sistemas estuarinos que presentan bocas de comunicación que se sellan temporalmente; como ejemplo se presenta información de la zona del Pacífico sur mexicano, particularmente de los estados de Guerrero y Oaxaca (Yáñez-Arancibia, 1978; SEMARNAT, 2012).

Se reconoce que esta región del Pacífico sur de México procede de un origen geológico común, con un macroclima similar (clima tropical subhúmedo del tipo AW según García, 2004), que provoca un aporte de aguas dulces con una marcada variación estacional (la precipitación pluvial más importante ocurre entre mayo y octubre durante la persistencia de los vientos marinos del SE), que se relaciona a la influencia de aguas marinas en forma cíclica estacional y con magnitud variable; la combinación de un aporte mínimo de caudal dulceacuícola durante la temporada más seca del año y la sedimentación marina litoral producen barras arenosas de amplitud y altura variable que separan a estos estuarios del mar; la duración de esta etapa depende de la amplitud de la temporada de estiaje. Por otra parte, la evaporación media anual, que varía de 1900 a 2000mm, es superior a los valores anuales medios de la precipitación media anual, esta diferencia determina la

variación de los valores de la salinidad de las aguas de estas lagunas costeras, que van desde el agua dulce (0 UPS) hasta ambientes hipersalinos (125 UPS).

Considerando el modelo ampliado de Taljaard et al., (2009), en esta región se identifican los siguientes estados estuarinos:

### **Estado de dominancia marina**

Es un periodo normal donde se manifiesta la mayor influencia marina en el ecosistema y ocurren mezclas con aguas dulces o salobres, produciendo un gran intercambio biológico, físico y químico. El nivel medio de las lagunas oscila con las mareas en un intervalo limitado. Las salinidades máximas son aproximadas a las marinas pero se han registrado desde 15 UPS. Las temperaturas oscilan entre 29 y 31°C. La precipitación es alta al igual que el escurrimiento y la evaporación, este periodo es reconocido entre septiembre, octubre y noviembre.

### **Estado de boca cerrada**

Estos estuarios ciegos tienden hacia la hipersalinidad, la consolidación de la barra arenosa que limita el contacto con el mar, coincide con el aumento de la evaporación y el descenso del volumen de agua interno, aumento de la salinidad y la temperatura (hasta 40°C). Las salinidades máximas registradas han sido desde la marina común de 35 hasta 125 UPS, esta temporada ocurre desde noviembre hasta mayo.

### **Estado de dominancia dulceacuícola**

Es un período oligohalino, al inicio del estado no hay contacto con el mar, con un marcado aumento en el volumen de agua de la laguna, que forma una cabeza hidrostática y en un efecto combinado con la erosión de la barra desde el mar, que fuerza la apertura de la misma para reiniciar su ciclo. El intervalo salino oscila de 0 a 12 UPS y las temperaturas ambientales van de los 29 a los 35 °C. La precipitación pluvial por lo menos alcanza los niveles de los escurrimientos fluviales y la evaporación, esta etapa sucede entre los meses de abril a agosto. A este proceso Yáñez-Arancibia (1978) lo denominó "ciclo de fisiología ambiental", y lo generaliza para las lagunas salinas de Apozahualco, Chautengo, Tecomate, Nuxco, Salinas del Cuajo, Potosí, Tres Palos, Coyuca y Mitla, para el estado de Oaxaca, SEMARNAT (2012) identifica este ciclo hidrológico estacional y anual para las lagunas costeras de Chacahua y Manialtepec, en la región de la costa, y para las lagunas Superior e Inferior en el istmo de Tehuantepec. No se debe pasar por alto a otros sistemas estuarinos de la zona que por su tamaño menor no son considerados en los reportes oficiales, mucho menos se han investigado los procesos biológicos y ecológicos con base en este contexto hidrológico.

En el golfo de México, es común explicar el comportamiento de los estuarios y las lagunas costeras a partir del comportamiento climático estacional de la región (Morán-Silva et al., 2005) e hidrológicamente con base a los procesos que suceden en las grandes cuencas como la de los ríos y estuarios Soto la Marina, Pánuco, Tuxpan, Alvarado, Coatzacoalcos y Grijalva, extensos en superficie, de amplio caudal fluvial y de boca estuarina abierta permanentemente; tal como se señaló para la región del Pacífico sur, se hace poco énfasis en el análisis de estuarios de dimensiones más pequeñas y de comunicación al mar intermitente.

Como evidencia, se presenta la ubicación de diferentes estuarios ciegos en el litoral de Veracruz, desde la cuenca del río Tecolutla a Antón Lizardo donde se ubica el estuario efímero denominado El Salado, en las inmediaciones de la cuenca hidrológica del río Papaloapan (Fig. 1).

En la Tabla 1 se muestra la ubicación geográfica de otros estuarios de esta categoría.

Tabla 1. Ubicación geográfica de algunos estuarios ciegos en las regiones norte y centro del estado de Veracruz.

Coordenadas Latitud	Longitud	Nombre de la localidad
20°02'44.82"	96°36'42.82	Barra Nueva
20°02'29.55"	96°36'31.1	Las Higueras
20°00'04.46"	96°34'26.79	Sin nombre
19°58'12.74"	96°33'48.85	Sin nombre
19°53'39.01"	96°29'49.2	Boca de Ovejas
19°46'28.25"	96°25'63.44	Palma Sola
19°25'00.06"	96°24'38.63	Río Actopan
20°02'26.99"	95°58'10.91	El Salado



Fig. 1. Ubicación de estuarios veracruzanos de boca obstruida temporalmente, desde la laguna El Güiro, municipio de Tecolutla, hasta laguna Morro de la Mancha en el municipio de Actopan. Hacia el norte del estado no se tiene información disponible. Esta imagen satelital fue modificada con base en Image © 2013 Digital Globe and Image © 2013 Terra Metrics, disponible en Google Earth™ 2015.

## Un ejemplo de estuario ciego en el golfo de México Estuario laguna El Llano (ELEL)

ELEL se encuentra entre las coordenadas 19° 39' 14" N y 96° 24' 22" W, entre las playas de Paraíso y Villa Rica, municipio de Actopan, Veracruz. Presenta una extensión aproximada a 230 ha, con clima cálido subhúmedo con lluvias en verano tipo Aw2 (García, 2004); precipitaciones pluviales en el intervalo de 1000-1500 mm/año entre junio a octubre y la temperatura promedio anual oscila alrededor de 24°C.

ELEL presenta un canal angosto por el que se conecta al mar; de manera común se cierra temporalmente por la formación de una barra arenosa que los separa del mar entre diciembre y mayo. En este período no hay intercambio mareal, el aumento de evaporación, la ausencia de circulación mareal y el estancamiento provocan la hipersalinización del agua; además no hay corrientes fluviales importantes salvo un pequeño arroyo (19°39'23.30"N; 96°24'34.08"W), que aporta agua dulce principalmente en la temporada de lluvias y por los escurrimientos de las serranías cercanas entre agosto a octubre. No presenta vegetación macrófita sumergida y está bordeada por bosques de mangle rojo *Rhizophora mangle* Linnaeus (1753).

Los valores bióticos de esta zona la colocan junto a la laguna la Mancha en el catálogo de Regiones Prioritarias Marinas de México (Arriaga et al., 1998), por su riqueza avifaunística como una de las áreas de importancia para la conservación de las aves (AICAS) (Arizmendi y Márquez, 2000) y como el sitio Ramsar 1336 "La Mancha-El Llano" desde el 2 de febrero de 2004 (Fig. 2).

En este cuerpo de agua se realizaron colectas de peces desde mayo de 2013 a mayo de 2014 en ocho sitios de muestreo; los peces se capturaron con una red tipo chinchorro playero; en el periodo de colecta se registraron los parámetros físico y químicos del agua; en cada estación se registró la salinidad (expresada en unidades prácticas de salinidad "UPS"), concentración de oxígeno disuelto (mg/L), temperatura (°C), turbidez (unt) y pH.

Con base en la tendencia mensual de los parámetros físicos y químicos del agua, los eventos que afectan el comportamiento hidrológico de ELEL se pueden resumir de la siguiente manera (Fig. 3):

Considerando que en ELEL no hay corrientes fluviales importantes y el aporte principal de agua dulce sucede solo en la temporada de lluvias, aportado por los escurrimientos de las serranías cercanas y del arroyo de drenaje efímero que es la única fuente de agua dulce, la circulación del agua dentro del cuerpo de agua depende enteramente de dos factores: las mareas y la anchura de la boca de comunicación durante el tiempo que permanece abierta. Haciendo la misma aproximación que para las lagunas de Guerrero y Oaxaca, en ELEL se identifican tres estados estuarinos de los cuatro que describe Taljaard et al. (2009), pero por las condiciones hidrológicas registradas, este ciclo correspondió mejor a la propuesta de Snow y Taljaard (2007).

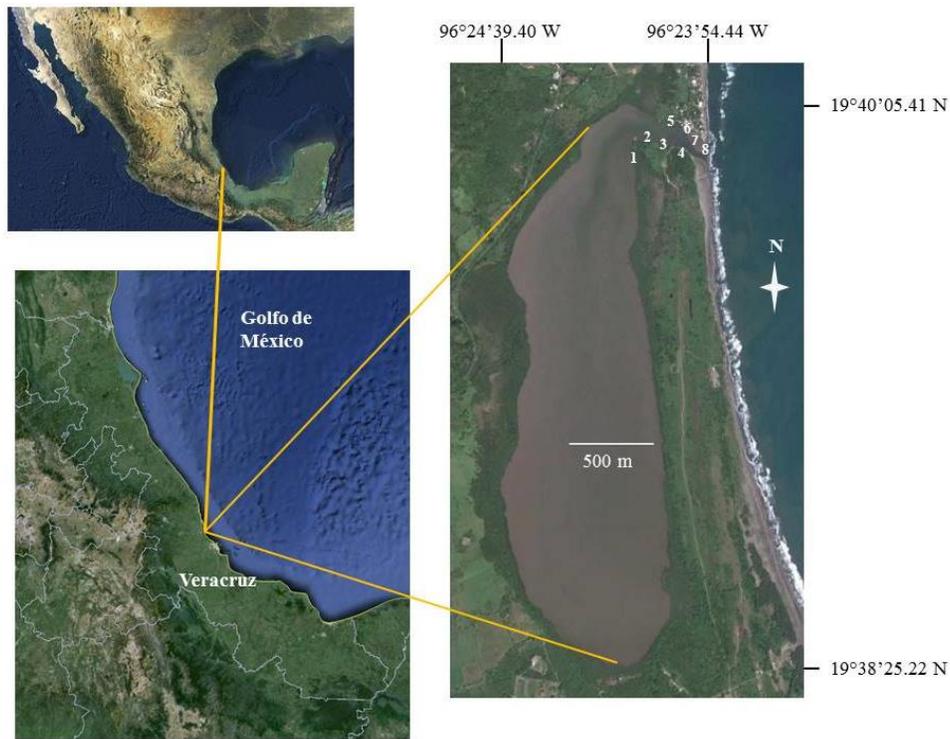


Fig. 2. Ubicación geográfica de ELEL, en el municipio de Actopan, Veracruz. Imágenes satelitales modificadas con base en Image © 2013 Digital Globe and Image © 2013 Terra Metrics, disponible en Google Earth™ 2015.

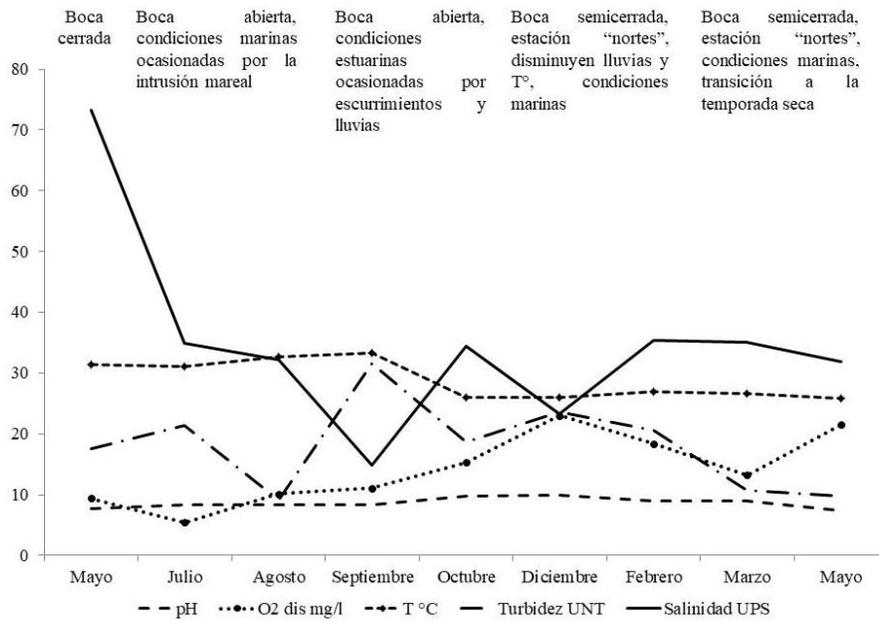


Fig. 3. Variación mensual de parámetros fisicoquímicos del agua en ELEL, Actopan, Veracruz (periodo mayo de 2013 a mayo de 2014).

### Estado de boca cerrada con niveles de hipersalinidad

Sucedió entre los meses de noviembre de 2012 a mayo 2013; para enero de 2013 se cerró completamente la boca estuarina de comunicación, estas observaciones se realizaron durante las visitas prospectivas; en mayo de 2013 cuando se iniciaron las colectas y el registro de parámetros fisicoquímicos, el efecto de la barrera arenosa se evidenció con mediciones de salinidad máxima de hasta 76 UPS, que implica una circulación del agua nula y un nivel de evaporación alto en ausencia de aportes de agua dulce.

Con la información aportada por la cooperativa de pescadores de la localidad, la boca estuarina de ELEL se cierra anualmente entre los meses de noviembre a mayo, aunque el mes de cierre completo puede ser variable; este comportamiento se ha podido documentar históricamente mediante imágenes satelitales (Fig. 4).



Fig. 4. Evidencias de períodos de apertura y cierre de la boca de comunicación: a) 18 de septiembre de 2002, boca cerrada; b) 8 de abril de 2005, boca cerrada; c) 11 de junio de 2011, boca semi-cerrada; d) 25 de agosto de 2011, boca abierta; e) 16 de noviembre de 2011, boca abierta y f) 6 de noviembre de 2012, boca abierta (modificado de Google Earth™ 2015 con base en Image © 2013 Digital Globe and Image © 2013 Terra Metrics).

En este estado, el pH fue ligeramente alcalino, las aguas bien oxigenadas y niveles bajos de turbidez, el sistema mostró un nivel de estancamiento alto; además, este evento transcurre en la transición de la temporada climática fría de nortes y la temporada climática de sequía con escasas corrientes de viento y lluvias mínimas.

### Estado de dominancia marina

El régimen mareal es semidiurno y micromareal, este determinó las condiciones marinas predominantes en el cuerpo estuario de junio a agosto. Para mediados de junio, cuando ocurrió la apertura de la boca de comunicación; el intercambio mareal se manifestó claramente en la variación de la salinidad, que se mantuvo con predominio de condiciones marinas, aumento en la temperatura ambiente por encima de 30°C, aguas bien oxigenadas y niveles bajos de turbidez.

En ELEL sucedió una variante en el estado de dominancia dulceacuícola respecto al ciclo hidrológico de los estuarios ciegos descrito por Taljaard et al. (2009), considerando que éste cuerpo de agua solo tiene una corriente de aporte de agua dulce de manera efímera localizada en 19°39'23.30" y 96°24'34.08" (Fig. 5), las diluciones de la salinidad solamente llegan a un nivel mesosalino entre agosto y septiembre (15 UPS como mínimo), provocado principalmente por la intensidad de las lluvias, también se registraron los mayores niveles de turbidez y la máxima disminución del oxígeno disuelto; además en septiembre ocurrieron meteoros atmosféricos intensos (una tormenta tropical y un huracán), que modificaron los procesos hidrológicos y de sedimentación costera en la barra arenosa y el interior del estuario.

Desde septiembre se manifestaron estas condiciones de estuarinidad, la importancia relativa de la lluvia es más grande y tanto la salinidad como los ciclos de inundación son predecibles si suceden acorde a la estacionalidad climática recurrente de esta región del golfo de México.

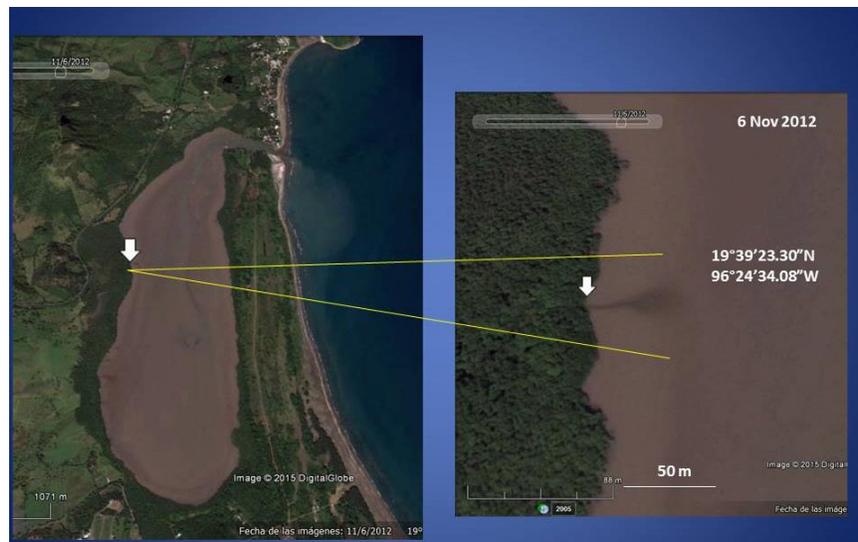


Fig. 5. Ubicación de la fuente de agua dulce en ELEL. Fotos satelitales modificadas con base en Image © 2013 Digital Globe and Image © 2013 Terra Metrics, available at Google Earth™ 2015.

## **Estadio de boca semicerrada**

A partir de octubre, se recuperó la dominancia marina, con el final de la temporada de lluvias se inició la temporada de nortes, que para 2013 fue intensa con episodios de vientos de norte inusuales entre noviembre y diciembre (en ocasiones mayores a 120 km/h), acompañados de lluvias. Por la superficie pequeña de este estuario y lo somero de su columna de agua, es posible que eventos como los señalados tengan un efecto de corto plazo en las características hidrológicas, por ejemplo en diciembre la salinidad disminuyó a 21UPS y la temperatura del agua descendió notablemente (mínima de 22°C). La suma de estos eventos atmosféricos impidió que la boca estuarina se sellara, manteniéndose abierta parcialmente por un canal de unos 15m de anchura, que permitió intercambio mareal y que la salinidad de enero a mayo fuese similar a la marina.

También fue notable que en esta temporada hubiese valores altos de turbidez y de oxígeno disuelto, la coincidencia de la realización de los muestreos bajo condiciones de “nortes” de intensidad media (50 a 70 km/h) refuerza la hipótesis de la repercusión casi al instante de fenómenos meteorológicos en las características del agua, particularmente del efecto de la velocidad del viento en la mezcla y recirculación de sedimentos y materia orgánica a la columna de agua (De Jonge y Van Beusekom, 1995) apoyado por el efecto mecánico del intercambio del agua mareal para saturarla de oxígeno, Snow y Taljaard (2007) señalaron que en estos estuarios por ser someros y sometidos a una mezcla constante provocada por el viento, la columna de agua puede ser homogénea y sobresaturarse rápidamente de oxígeno, además este proceso se intensifica dependiendo del volumen de la inundación de agua marina.

## **Efecto de las características hidrológicas en los organismos de estuarios ciegos El ensamblaje de los peces de ELEL**

En los estuarios, se da por hecho que la distribución y abundancia de los organismos se relaciona directamente a su capacidad fisiológica de adecuarse a las condiciones ambientales y a su desempeño ecológico ante las presiones ambientales (Greenwood y MacFarlane, 2008).

Generalmente, este desempeño ecológico es inversamente proporcional a su tolerancia al estrés ambiental. Entonces a lo largo de un gradiente ambiental en un estuario, particularmente de salinidad, las especies con estas capacidades fisiológicas serán capaces de ocupar los hábitats que les son más benignos; partiendo de esta premisa, la distribución de las especies acuáticas en los estuarios estaría controlada por la salinidad y la sinergia con otros factores como oxígeno disuelto, temperatura y turbidez.

Para explicar la composición de la fauna estuarina, se ha utilizado de manera tradicional el diagrama de Remane (1934), que en su propuesta original, es un modelo que muestra la distribución de la diversidad de especies a lo largo de un continuo de salinidad con base a su tolerancia. Este modelo ha sido debatido en los últimos tiempos (Whitfield et al., 2012), por que describe la distribución de la fauna estuarina del mar Báltico y porque pasa por alto que la fisiología de las poblaciones de organismos estuarinos puede mostrar desempeños diferenciados en localidades geográficas distintas; sin embargo, se reconoce que aunque simple, sigue siendo el más utilizado para explicar la composición de las comunidades de animales de los estuarios.

Este modelo sugiere que los componentes marinos y dulceacuícolas ocurren con la misma riqueza específica y que estos componentes disminuyen progresivamente conforme aumenta o

disminuye la salinidad, dejando un pequeño espacio a las especies “salobres”, que son menos numerosas en las zonas donde se registran 6 UPS o menos; de acuerdo a la crítica de Whitfield et al. (2012), muchos términos referidos a las categorías de tolerancia a la salinidad, por ejemplo “salobre”, no están bien definidos y no se consideran capacidades como las de los organismos diádromos (en este grupo se incluyen a las especies anádromas, catádromas y anfídromas) y los que demuestran niveles de tolerancia a la salinidad extrema.

Las peculiaridades geológicas, hidromorfológicas, físicas y químicas en los estuarios ciegos y sus interacciones con la biota desafían ambas propuestas. Se emplearán las características de la comunidad de peces de ELEM para contrastar lo anterior, por ejemplo la ausencia de diversidad biótica asociada con las aguas hipersalinas necesita ser considerada, aunque se entiende que la hipersalinidad no es un escenario ambiental frecuente en todos los estuarios, es necesario incluir las respuestas potenciales de los organismos al diagrama de la biota estuarina, otro elemento que no se considera es la poca capacidad de tolerancia a la salinidad que se le otorga a las especies dulceacuícolas, que a pesar de su contribución baja a la riqueza de especies son una fracción común en los ensamblajes de peces en los estuarios y lagunas costeras.

De acuerdo al diagrama de Remane, las especies marinas de peces son dominantes en las aguas mesosalinas, polisalinas y eusalinas de los estuarios, mientras que los grupos de especies estuarinas y las dulceacuícolas son más diversos en las aguas oligosalinas (Fig. 6).

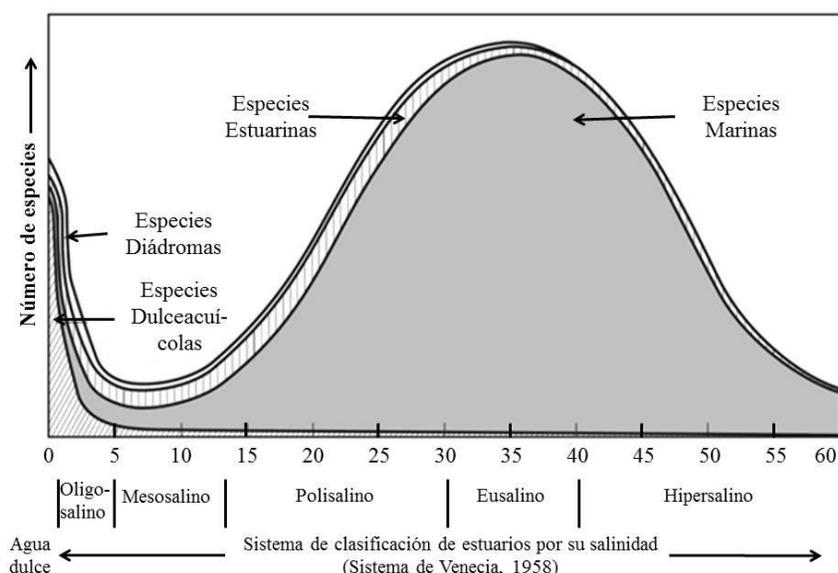


Fig. 6. Modelo conceptual propuesto para explicar los cambios de la biodiversidad estuarina de especies considerando un continuo de salinidad, desde condiciones dulceacuícolas hasta hipersalinas (modificado de Whitfield et al., 2012).

Pero la riqueza de especies general declina cuando la salinidad rebasa 50 UPS y esto no lo contempla el modelo; es importante señalar que en los estuarios ciegos que temporalmente reciben poco o ningún flujo de agua dulce, presentan una riqueza de especies y abundancias bajas comparadas con los sistemas estuarinos con gradientes de salinidad más convencionales.

A pesar de ésta polémica, Whitfield et al. (2012), indican que los ensamblajes de peces estuarinos presentan las siguientes características: Respecto a las especies de agua dulce su distribución se restringe a las zonas de mayor influencia dulceacuícola y su número de especies no es tan rico como el de especies marinas; las especies estuarinas son el ensamblaje más diverso en las aguas mesosalinas y polisalinas pero también se pueden presentar en abundancias menores en aguas limnéticas, oligosalinas, eusalinas y aún en las hipersalinas. Las especies de peces marinos dominan en términos de taxones, las zonas mesosalinas, polisalinas, eusalinas e hipersalinas de un estuario, pero se pueden distribuir a las zonas oligosalinas y limnéticas en abundancias menores a las que presentan en zonas de mayor salinidad.

Finalmente, disponen que la diversidad biótica en los estuarios declina a salinidades mayores a 40 UPS, pues muchas de las especies son incapaces de sobrevivir o se desplazan hacia otras zonas cuando las salinidades rebasan 50 UPS. En los ensamblajes estuarinos hay pocas especies dulceacuícolas, estuarinas o marinas que puedan denominarse como holosalinas; estas serían las que pueden habitar zonas en un intervalo de salinidad de 0 a 100 UPS.

Se puede comparar la generalidad de éste modelo a la información que se obtuvo de la comunidad de peces de ELEL, entre mayo de 2013 y mayo de 2014: se colectaron un total de 3642 organismos, pertenecientes a 37 especies, agrupados en 32 géneros de 23 familias y 10 órdenes, las familias con mayor número de especies fueron: Carangidae, Gerreidae (cada una con cuatro especies), estas corresponden a familias de peces marinos con una tolerancia a la salinidad reconocida, que en el golfo de México son elementos recurrentes de los ensamblajes estuarinos.

La riqueza de especies registrada en ELEL (37 especies) es menor a la reportada por Morales (1984), quien encontró un total de 46 especies; se reconoce que la riqueza específica es baja en estos sistemas, como se ha reportado para laguna La Mancha (42 especies) (Castro-Aguirre y Mora-Pérez, 1984), el complejo Laguna Grande-Laguna Chica (22 especies) (Aguirre-León et al., 2014) y laguna San Agustín (33 especies) (Sánchez, 1989), esta biodiversidad puede compararse 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).

En ELEL, la mayor abundancia se obtuvo en el mes de febrero de 2014 con 1625 organismos, *Anchoa mitchilli* (Valenciennes, 1848) contribuyó con 804 organismos, en mayo de 2013 en condiciones de hipersalinidad destacó la presencia de *Poecilia mexicana* Steindachner, 1863, con 169 organismos de los 216 colectados y el mes con menor abundancia fue julio de 2013 con solo 121 organismos. Las especies que contribuyeron con la mayor biomasa fueron *A. mitchilli* con 1290.85 g, seguida de *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758, con 1115.9 g.

Los valores de diversidad más altos se obtuvieron para los meses de septiembre y marzo con 2.13 y 2.02 decit/ind respectivamente, en comparación con mayo de 2013 con la diversidad más baja con 0.72 decit/ind, en condiciones de hipersalinidad. La tendencia del aumento de la diversidad se asoció a los incrementos de la riqueza de especies sobre todo en el período de lluvias (R Spearman= 0.85,  $p < 0.01$ ), en 2013 las lluvias fuertes se prolongaron hasta las primeras semanas de diciembre; y éste parámetro disminuyó con la incursión de las especies más abundantes del estudio como *A. mitchilli*, *Eucinostomus melanopterus* (Bleeker, 1863), *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829) y *Polydactylus octonemus* (Girard, 1858), especies marinas que ocurrieron en mayor número entre diciembre de 2013 y febrero de 2014. Históricamente, la boca estuarina se cierra anualmente a

partir de diciembre en temporada de nortes, en esta ocasión la boca de comunicación se mantuvo abierta en esta temporada, en visitas posteriores durante diciembre de 2014 y febrero de 2015, se corroboró que la boca estuarina estuvo completamente sellada.

La condición de boca semi-cerrada del estuario se reflejó en los valores de correlación entre las variables bióticas y los parámetros hidrológicos, el pH y el oxígeno disuelto se correlacionaron positivamente con la abundancia (R Spearman= 0.71 y 0.82 respectivamente,  $p < 0.05$ ), estos parámetros se correlacionaron positivamente entre sí (R Spearman= 0.7,  $p < 0.05$ ); resalta que los valores máximos de estas variables ocurrieron precisamente en el período en que la boca estuarina se mantuvo abierta extraordinariamente durante la temporada de nortes; otras interacciones de correlación negativa fueron la temperatura con la abundancia (R Spearman= -0.61,  $p = 0.09$ ), la salinidad respecto a la diversidad (R Spearman= -0.6,  $p = 0.086$ ) y fue positiva de la turbidez respecto a la biomasa (R Spearman= 0.6,  $p = 0.086$ ).

A diferencia de los estuarios ciegos, en los estuarios subtropicales de boca abierta de esta región del golfo de México, es común encontrar picos de abundancia, biomasa y riqueza de especies en los estuarios durante la temporada de lluvias cuando se alcanzan salinidades en intervalos de 3 a 20 UPS (Chávez-López et al., 2005; Rodríguez-Varela et al., 2010), sin duda que las épocas de sequía con salinidades aproximadas a las marinas son restrictivas para la ocupación de especies estuarinas y dulceacuícolas como lo han señalado Potter et al., (2013).

Otra diferencia que destaca es la composición temporal de los gremios ecológicos de peces que ocupan los estuarios con base a su tolerancia a la salinidad; en los estuarios de boca abierta las especies marinas de amplia tolerancia a la salinidad (eurihalinas) aportan la mayor riqueza de especies; luego las especies de ciclo de vida estuarina y en el extremo máximo del gradiente salino se ubican las especies marinas de baja tolerancia (estenohalinas) y en el mínimo las especies dulceacuícolas, ésta aproximación describe bien la composición general de los gremios ecológicos de peces en ELEL (Fig. 7).

Fue notable que en mayo de 2013, al término del estado de boca cerrada y en condiciones de hipersalinidad (76 UPS), el ensamblaje estuvo formado por cuatro especies solamente, *M. cephalus*, *Lutjanus griseus* (Linnaeus, 1758), *Centropomus parallelus* Poey, 1860, y la más abundante fue *P. 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) estas tres especies corresponderían a las categorías 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 estos estuarios no se han comprobado patrones de ensamblajes estacionales después de episodios de hipersalinidad, tampoco es claro cuáles son las especies que recolonizarán los sistemas una vez que las barras arenosas se disuelven y se reintegran los procesos de intercambio mareal; por un lado Whitfield et al., (2008) reportaron que en el estuario East Kleinemonde, después de tres años de un estado efectivo de boca cerrada las especies marinas y estuarinas mantuvieron sus tamaños poblacionales y sus interacciones ecológicas, pero en el sistema estuarino de St. Lucia

(ambos en Sudáfrica), después de un período de cinco años (2002-2007) de sellado y bajo condiciones de hipersalinidad (hasta 68 UPS), de 72 especies colectadas, las especies marinas reproductoras dominaron la composición de especies, pero la mojarra dulceacuícola *Oreochromis mossambicus* Peters, 1852 y las especies estuarinas *Ambassis ambassis* (Lacépede, 1802) e *Hyporhamphus capensis* (Thomintot, 1886) presentaron las mayores abundancias; otro hecho destacado fue que después de que la barra abrió se registró el reclutamiento de 20 especies marinas (Vivier et al., 2010); en ELEL este proceso se registró con tres especies marinas *E. melanopterus*, *D. rhombeus*, *L. griseus* y la especie anádroma *C. undecimalis*, y los decápodos *Callinectes sapidus* Rathbune, 1896 y *Penaeus aztecus* Pérez-Farfante, 1969; en estos escenarios destaca la importancia de estos sistemas acuáticos costeros como áreas de crianza para las especies marinas, sobre todo para aquellas que se reconocen con fases de vida estuarino-dependientes tempranas.

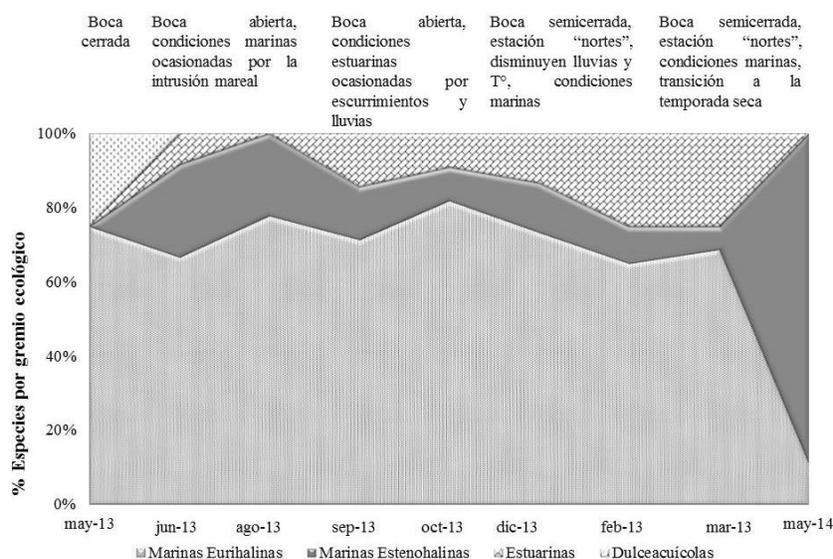


Fig. 7. Gremios ecológicos en ELEL, Actopan, Veracruz. La definición de cada gremio ecológico sigue el criterio de Castro-Aguirre et al., (1999).

Para finalizar, 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.

Por ejemplo, los estuarios de boca obstruida o ciegos, representan una categoría de estuarios que se distinguen claramente de los estuarios de boca abierta permanente; este rasgo peculiar los ubica con procesos químicos, físicos y biológicos también peculiares que no se explican con los modelos generales propuestos en décadas pasadas.

Los niveles ambientales extremos que se han registrado en los estuarios ciegos, los exhiben 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.

Son incuestionables los servicios ambientales y ecosistémicos que aportan los estuarios a la humanidad, ya sea en actividades de transporte, energía, alimentación y como zonas de alta biodiversidad; pero como sucede con todos los estuarios, la pérdida de hábitats es la presión principal que genera perturbaciones al funcionamiento natural de estos sistemas, ya de por sí sujetos a un alto nivel de estrés ambiental natural. El crecimiento demográfico que demanda espacios para diferentes actividades costeras provoca impactos en la calidad del agua, como el incremento en 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 (Chust et al., 2009; Burford et al., 2011).

Sin embargo, en México se comparten problemáticas de administración pública como en otros países (Elliott et al., 2006), desde el momento que no se logran establecer políticas de manejo adecuadas a las condiciones ambientales de los sistemas estuarinos, por ejemplo en ésta zona de Veracruz son comunes las acciones de desazolve y modificación de las bocas estuarinas, incluso se auspician proyectos ya sea institucionales o particulares (la mayoría fallidos) con intenciones de mejorar la circulación estuarina y 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.

Otro ejemplo, es la demanda de alimentos producidos en estos espacios costeros, en los estuarios ciegos por su diversidad y producción naturalmente bajas, los procesos de extracción (principalmente artesanales y de subsistencia) aportan presiones adicionales a las poblaciones "blanco", pues paulatinamente disminuyen las tallas de captura y convierten estos sistemas en zonas depauperadas para la pesca, en la ignorancia de si estos son sitios adecuados para otras actividades como la acuicultura. Finalmente, falta considerar las consecuencias de los cambios climáticos globales que predicen la alteración de los patrones climáticos y el aumento de los niveles del mar (Milliman et al., 2008) y de cómo se deberán equilibrar y mitigar las influencias humanas para evitar imponerlas a los procesos naturales de estos importantes ecosistemas.

## REFERENCIAS

1. Adams J.B., B.M. Colloty y G.C. Bate, 2004. The distribution and state of mangroves along the coast of Transkei, Eastern Cape Province, South Africa. *Wetlands Ecology and Management*, 12: 531-541.
2. 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.
3. Allanson B.R. y D. Baird, 1999. *Estuaries of South Africa*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
4. Arizmendi M.C. y L.V. Márquez, 2000. Áreas de importancia para la conservación de las aves en México. México, D.F., CIPAMEX.

5. Arriaga-Cabrera L., E. Vázquez-Domínguez, J. González-Cano, R. Jiménez Rosenberg, E. Muñoz-López y V. Aguilar-Sierra (Coords.), 1998. Regiones prioritarias marinas de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
6. 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.
7. Barnes R.S.K., 1974. *Estuarine biology*. E. Arnold Ltd., London.
8. Brearly A., 2005. *Ernest Hodgkin's Swanland: estuaries and coastal lagoons of South-western Australia*. University of Western Australia Press, Melbourne.
9. Burford M.A., A.T. Reville, T.W. Palmer, L. Clementson, B.J., Robson y I.T. Webster, 2011. River regulation alters drivers of primary productivity along a river estuary system. *Marine and Freshwater Research*, 62(2): 141-151.
10. Caffrey J.M., T.P. Chapin, H.W. Jannasch y 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.
11. Castro-Aguirre J.L. y Mora-Pérez C., 1984. Relación de algunos parámetros hidrometeorológicos con la abundancia y distribución de peces en la laguna de la Mancha, Veracruz. *Análisis multifactorial*. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, México*, 26: 147-181.
12. Castro-Aguirre J.L., S.H. Espinoza-Pérez y J.J. Schmitter-Soto, 1999. Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México. Ed. Limusa. México.
13. Chávez-López R., J. Franco-López, A. Morán-Silva y M.T. O'Connell, 2005. Long-term fish assemblage dynamics of the Alvarado Lagoon Estuary, Veracruz, Mexico. *Gulf and Caribbean Research*, 17: 145-156.
14. Chicharo L. y M.A. Chicharo, 2006. Applying the ecohydrology approach to the Guadiana estuary and coastal areas: lessons learned from dam impacted ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70: 1-2.
15. Chust G., A. Borja, P. Liria, I. Galparsoro, M. Marcos, A. Caballero y 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.
16. Cooper J.A.G., 2001. Geomorphological variability among microtidal estuaries from the wave-dominated South African coast. *Geomorphology*, 40: 99-122.
17. CSIR (Council for Scientific and Industrial Research), 1998. Great brak management programme. Interim Report. Report on the monitoring results for the period April 1997 to March 1998. CSIR Report ENV/S-C 98122. Stellenbosch, South Africa.
18. Day J.H., 1980. What is an estuary. *South African Journal of Science*, 76(5): 198.

19. de Brauwere A., B. de Brye, S. Blaise y E. Deleersnijder, 2011. Residence time, exposure time and connectivity in the Scheldt Estuary. *Journal of Marine Systems*, 84: 85-95.
20. de Jonge V.N. y J.E. Van Beusekom, 1995. Wind and tide-induced resuspension of sediment and microphytobenthos from tidal flats in the Ems Estuary. *Limnology and Oceanography*, 40: 766-778.
21. Elliott E., y D.S. McLusky, 2002. The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 815-827.
22. Elliott M., S.J. Boyes y D. Burdon, 2006. Integrated marine management and administration for an island state-the case for a new Marine Agency for the UK. *Marine Pollution Bulletin*, 52(5): 469-474.
23. Elliott M. y A.K. Whitfield, 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94: 306-314.
24. EPA NSW, 2000. NSW State of the Environment 2000. Environment Protection Authority, NSW. [http://www.epa.nsw.gov.au/soe/soe2003/chapter1/chp\\_1.1.htm#c13.9](http://www.epa.nsw.gov.au/soe/soe2003/chapter1/chp_1.1.htm#c13.9) (accesado en febrero 15, 2017).
25. Eyre B., 1998. Transport, retention and transformation of material in australian estuaries. *Estuaries*, 21(4A): 540-551.
26. 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.
27. Eyre B. y C. Twigg, 1997. Nutrient behaviour during post-flood recovery of the Richmond river estuary Northern NSW, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 311-326.
28. Fairbridge R.W., 1980. The Estuary: it's definition and geodynamics cycle. En: E. Olausen y I. Cato (Eds.), *Chemistry and Biogeochemistry of estuaries*. Wiley, New York.
29. Fisher T.R., L.W. Harding Jr., D.W. Stanley y L.G. Ward, 1998. Phytoplankton, nutrients and turbidity in the Chesapeake, Delaware and Hudson estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 27 (1): 61-93.
30. Gama P.T., J.B. Adams, D.M. Schael y T. Skinner, 2005. Phytoplankton chlorophyll a concentration and community structure of two temporarily open/closed estuaries. Water Research Commission Report No. 1255/1/05. Pretoria, South Africa.
31. García E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. 5a. Ed. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Libros, No. 6.
32. Gómez-Gesteira M., M. de Castro y R. Prego, 2003. Dependence of the water residence time in Ria of Pontevedra (NW Spain) on the seawater inflow and the river discharge. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 567-573.
33. 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.

34. Gray J.S. y M. Elliott, 2009. Ecology of marine sediments: Science to Management. OUP, Oxford, United Kingdom.
35. Greenwood M.E. y G.R. MacFarlane, 2008. Effects of salinity on competitive interactions between two *Juncus* species. *Aquatic Botany*, 90: 23-29.
36. Haines P.E., R.B. Tomlinson y B.G. Thom, 2006. Morphometric assessment of intermittently open/closed coastal lagoons in New South Wales, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 321-332.
37. Hume T.M., T. Snelder, M. Weatherhead y R. Liefting, 2007. A controlling factor approach to estuary classification. *Ocean and Coastal Management*, 50: 905-929.
38. Ito T., 1959. The Venice system for the classification of marine waters according to salinity: Symposium on the classification of brackish waters, Venice, 8-14 April 1958. *Japanese Journal of Limnology (Rikusuigaku Zasshi)*, 20(3): 119-120.
39. Lankford R.R., 1977. Coastal lagoons of Mexico, their origin and classification. *Estuarine Processes*, 2: 182-215.
40. Largier J.L., G. Attwood y J.L. Harcourt-Baldwin, 2000. The hydrographic character of the Knysna Estuary. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 55(2): 107-122.
41. McLusky D.S. y M. Elliott, 2007. Transitional waters: a new approach, semantics or just muddying the waters? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71 (3-4): 359-363.
42. McSweeney S.L., D.M. Kennedy y D.I. Rutherford, 2014. Classification of Intermittently Closed and Open Coastal Lakes and Lagoons in Victoria, Australia, En: Vietz, G; Rutherford, ID, y Hughes, R. (Eds.), *Proceedings of the 7th Australian Stream Management Conference*. Queensland, Australia.
43. Milliman J.D., K.L. Farnsworth, P.D. Jones, K.H. Xu y L.C. Smith, 2008. Climatic and anthropogenic factors affecting river discharge to the global ocean, 1951-2000. *Global and Planetary Change*, 62: 187-194.
44. Morales A.P., 1984. Variación estacional de los componentes de la ictiofauna en la laguna del Llano, Veracruz, México. (Tesis Profesional. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana; Veracruz, México).
45. Morán-Silva A., L. Martínez-Franco, R. Chávez-López, F. Contreras, F. Gutiérrez, N. Brown-Peterson y M. Peterson, 2005. Seasonal and spatial patterns in salinity, nutrients, and chlorophyll a in the Alvarado Lagoonal System, Veracruz, México. *Gulf and Caribbean Research*, 17: 133-143.
46. Nicolas D., J. Lobray, M. Lepage, B. Sautour, O. Le Pape, H. Cabral, A. Uriarte y P. Boët, 2010. Fish under influence: a macroecological analysis of relations between fish species richness and environmental gradients among european tidal estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(1): 137-147.

47. Nielsen K., N. Risgaard-Petersen, B. Sømød, S. Rysgaard y T. Berg, 2001. Nitrogen and phosphorus retention by flux measurements and dynamic modelling in the estuary, Randers Fjord, Denmark. *Marine Ecology Progress Series*, 219: 25-40.
48. Peel M.C., T.A. McMahon y B.L. Finlayson, 2004. Continental differences in the variability of annual runoff- update and reassessment. *Journal of Hydrology*, 295: 185-197.
49. Perissinotto R., A. Blair, A. Connell, N.T. Demetriades, A.T. Forbes, T.D. Harrison, K. Iyer, M. Joubert, I. Kibirige, S. Mundree, H. Simpson, D. Stretch, C. Thomas, X. Thwala y I. Zietsman, 2004. Contributions to information requirements for the implementation of resource directed measures for estuaries. Vol. 2. WRC Report No. 1247/2/04. Pretoria, South Africa.
50. Potter I.C., B.M. Chuwena, S.D. Hoeksema y 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.
51. 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.
52. Remane A., 1934. Die Brackwasserfauna. *Verhandlungen Der Deutschen Zoologischen Gesellschaft*, 36: 34-74.
53. Robson B.J., P.A. Bukaveckas y 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.
54. Rodríguez-Varela A., A. Cruz-Gómez y H. Vázquez-López, 2010. List of the ichthyofauna in the Sontecomapan Lagoon, Veracruz, México. *BIOCYT*, 3(9): 107-121.
55. Roy P.S., R.J. Williams, A.R. Jones, I. Yassini, P.J. Gibbs, B. Coates, R.J. West, P.R. Scanes, J.P. Hudson y S. Nicol, 2001. Structure and function of south-east Australian estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53: 351-384.
56. Sánchez C.J.C., 1989. Estructura de la comunidad íctica de la laguna de San Agustín, Municipio de Alto Lucero, Veracruz, México, período sept. 1985-nov. 1986. (Tesis profesional. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, Veracruz, México.
57. Schallenberg M., S.T. Larned, S. Hayward, y 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.
58. SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2012. Programa estatal de humedales costeros de Oaxaca. Gobierno del Estado de Oaxaca, SEMARNAT, CONANP, CONAGUA, CONAFOR, PROFEPA, WWF, Instituto Estatal de Ecología y Desarrollo Sustentable de Oaxaca. Oaxaca.
59. Sharples J., M.J. Coates y J.E. Sherwood, 2003. Quantifying turbulent mixing and oxygen fluxes in a mediterranean-type, microtidal estuary. *Ocean Dynamics*, 53: 126-136.

60. Simas T.C. y 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.
61. Snow G.C. y S. Taljaard, 2007. Water quality in south african temporarily open/closed estuaries: a conceptual model. *African Journal of Aquatic Science*, 32(2): 99-111.
62. Taljaard S., L. van Niekerk y 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.
63. Vivier L., D.P. Cyrus y H.L. Jerling, 2010. Fish community structure of the St. Lucia Estuarine System under prolonged drought conditions and its potential for recovery after mouth breaching. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86: 568-579.
64. Vorwerk P.D., A. K. Whitfield, P.D. Cowley y A.W., 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.
65. Whitfield A.K., 1992. A characterization of southern african estuarine systems. *Southern African Journal of Aquatic Sciences*, 12: 89-103.
66. 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 y 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.
67. Whitfield A.K., M. Elliott, A. Basset, S.J.M. Blaber y 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.
68. Wolanski E., 2007. *Estuarine ecohydrology*. Elsevier, Amsterdam.
69. Yáñez-Arancibia A., 1978. Taxonomía, ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México. *Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Autónoma de México, Publicaciones Especiales*, 2: 1-306.
70. 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.