



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

Evaluación del Metabolismo Neto del sur de
la Reserva de la Biosfera Marismas
Nacionales, Nayarit.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

Licenciada en Ciencias de la Tierra

PRESENTA:

Jazmín Rodríguez Gómez

TUTOR

M. en C. Julio Díaz Valenzuela



Ciudad Universitaria, Cd. Mx 2018



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

1. Datos del alumno

Rodríguez
Gómez
Jazmín
5537870186
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Ciencias de la Tierra
310311148

2. Datos del tutor

M. en C Julio Díaz Valenzuela

3. Datos del sinodal 1

Dr. Joan Albert Sánchez Cabeza

4. Datos del sinodal 2

Dr. Everardo Barba Macías

5. Datos del sinodal 3

Dra. Rocío Jetzabel Alcántara Hernández

6. Datos del sinodal 4

Dra. Elsa Arellano Torres

Dedicatoria

A mi hermano

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias por brindarme la educación y amigos para toda la vida.

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología por reafirmar mi amor por la ciencia y sobre todo al mar.

Al laboratorio de Biogeoquímica Acuática por la ayuda e inspiración que me han dado por las ciencias acuáticas.

Quiero agradecer a mi tutor el M. en C. Julio Díaz por el esfuerzo y entrega que tuvo con este proyecto. Por la ayuda, la paciencia y tolerancia.

Al Dr. Jorge Ramírez Zierold por ayudarme en la interpretación de resultados y en la redacción final de este documento.

Al Hidrobiól. Sergio Castillo Sandoval por ser paciente en cada pregunta muchas veces repetida y principalmente por la determinación analítica de los nutrientes.

A la M. en C. Mariel Barjau Aguilar por ser mi compañera y guía en mi primer viaje en crucero.

A mis padres por darme la libertad de seguir mis pasiones y actividades momentáneas.

A Claudia por las risas, por la ayuda, por la comprensión y por estar ahí cuándo las hormonas no jugaban a mi favor.

A mi mejor amiga, por mostrarme que la gente te puede querer tal y cómo eres; por las discusiones y las horas de charla sin ningún objetivo. Abril, muchas gracias por todo.

El presente trabajo se realizó en el Laboratorio de Biogeoquímica Acuática del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología con el convenio CFE-GEIC/UNAM-ICML/004-2016 a través del proyecto que lleva por título “Balance de nutrientes y calidad de agua del Río San Pedro y su zona lagunar”.

Contenido

Resumen	2
1. Introducción	3
1.1 La zona costera y su importancia	3
1.2 Estuarios	4
1.3 Cambio climático y la zona costera	5
1.4 Metabolismo Neto del Ecosistema (MNE).....	7
1.5 Balance biogeoquímico Future Earth Coast	10
1.6 Objetivos.....	12
1.6.1 Objetivo General.....	12
1.6.2 Objetivos Específicos.....	12
2. Área de estudio	13
3. Métodos	18
3.1 Muestreo	18
3.2 Determinaciones analíticas de N y P	20
3.3 Método de balance biogeoquímico Future Earth Coast.....	21
3.3.1 Balance de agua y sal.....	23
3.3.2 Balance de nutrientes	24
3.3.3 Cálculos estequiométricos: estimaciones de MNE y Nfij – Desnit	26
4. Resultados	26
4.1 Salinidad	26
4.2 Nutrientes.....	27
4.3 Balance de agua y sal	29
4.4 Balance de nutrientes, MNE y Nfij – Desnit	32
5. Discusión.....	38
Referencias	43

Lista de figuras

Figura 1. Mapa de locaciones de balances realizados mediante el balance Future Earth Coast	11
Figura 2. Ubicación del área de estudio	14
Figura 3. Sartas y platillo típico de ostión en Boca de Camichín.....	14
Figura 4. Diferencia entre pleamar y bajamar.	17
Figura 5. Estaciones de muestreo	18
Figura 6. Área de estudio dividida en cajas	21
Figura 7. Intercambio de agua y sal en el sistema costero	23
Figura 8. Flujo de intercambio de nutrientes	25
Figura 9. Concentración de nutrientes y salinidad en época de máximo y mínimo caudal.....	29
Figura 10. Tiempo de residencia en horas de la masa de agua de noviembre del 2015 a septiembre de 2016.....	31
Figura 11. Balance anual promedio de agua y sal por cajas	32
Figura 12. MNE en toneladas de C al día	34
Figura 13. . Balance anual promedio de DIP.	34
Figura 14. Nfijado-desnitrificado en toneladas al día.....	35
Figura 15. Balance anual promedio de DIN.....	37

Lista de tablas

Tabla 1. Promedio estimado del área cubierta por carbono azul y tasas de carbono orgánico anual.....	6
Tabla 2. Comparación entre distintos métodos para la obtención de MNE.....	8
Tabla 3. Promedios mensuales de precipitación y temperatura (período 1981-2010)	15
Tabla 4. Promedio mensual de caudal del río San Pedro-Mezquital	16
Tabla 5. Estaciones, sitio de muestreo.....	19
Tabla 6. Características principales de las tres cajas de estudio	22
Tabla 7. Concentraciones promedio de salinidad y nutrientes en	28
Tabla 8. Volumen y tiempo de intercambio por mes y caja	30
Tabla 9. MNE y DIP por mes y caja en (Ton d ⁻¹).	33
Tabla 10. DIN y diferencia de N fijado-desnitrificado por mes y caja en (Ton d ⁻¹). 36	
Tabla 11. Comparación de MNE y Nfij-Desnit con otros sistemas costeros en México.....	41

Resumen

Las zonas costeras son regiones en las que convergen el continente, el océano y la atmósfera, por lo que albergan una gran riqueza ecosistémica y socioeconómica. Además, son reconocidas por retener grandes cantidades de carbono a largo plazo, teniendo un papel importante en el ciclo de carbono y en el cambio climático. El presente estudio tiene como objetivo realizar el balance de agua, sal y nutrientes (fósforo y nitrógeno) para estimar el Metabolismo Neto del Ecosistema (MNE) y el balance de nitrógeno fijado y desnitrificado, en el sistema estuarino del sur de la Reserva de la Biosfera en Nayarit. Para ello se empleó el modelo biogeoquímico Future Earth Coast (antes llamado LOICZ). Durante el periodo de un año (noviembre 2015 a septiembre del 2016) se recopilaron datos bimestrales de nutrientes, salinidad, volúmenes de precipitación, evaporación y escorrentía para la elaboración de los balances anteriormente mencionados. Los resultados obtenidos mostraron que el sistema fue principalmente un emisor de carbono con un $MNE = -439.6 \text{ Ton C d}^{-1}$ y una fuente de nitrógeno con un $N_{fij-Desnit} = -82.5 \text{ Ton d}^{-1}$, es decir, un MNE heterótrofo y un comportamiento desnitrificante. Estos resultados sugieren que el sistema probablemente ha alcanzado su capacidad de carga debido a la entrada de DIN, DIP y materia orgánica proveniente del río San Pedro-Mezquital y de los alrededores del sistema de estudio.

1. Introducción

1.1 La zona costera y su importancia

El 75% de la superficie del planeta está cubierta de agua, distribuida en los océanos, en los continentes y en la atmósfera. El lugar dónde converge el agua proveniente de estos compartimentos se denomina zona costera. Esta zona se define como una amplia eco-región con intensas interacciones físicas, biológicas y socioeconómicas, donde ocurre un dinámico intercambio de energía y materiales entre el continente, las aguas dulces, la atmósfera, y el mar adyacente (Yáñez-Arancibia & Day, 2010) en un balance frágil y que es constantemente alterado por la influencia natural y humana (Beatley et al., 2002)

Las regiones costeras cubren un área de 27×10^6 km (7% de la superficie global de océano). Además, en ella habita alrededor del 45 al 50% de la población (3 300 millones) mundial y se produce el 90% de la pesquería global (Crossland et al., 2006; FAO, 2016). Estas zonas, al ser más accesibles que el resto del océano, se han convertido en el “laboratorio” del ambiente marino, y donde es más fácil experimentar las nuevas formas de vivir en el Antropoceno (Cummins et al., 2014)

Los recursos que se obtienen de la zona costera son de gran importancia económica, por lo que se estima que las demandas de estos recursos acuáticos aumentarán en las próximas décadas. Se proyecta que el 75% de la población mundial (6 300 millones) residirá en las zonas costeras en 2025 (Tilman et al., 2001; Bianchi, 2007) y para el 2050, 9 700 millones de habitantes (FAO, 2016)

Las costas en México son una parte importante del territorio nacional. La longitud de la costa del país es de 11 122 km (CONABIO, 2015) y constituye el 21% de la superficie continental del país. En el año 2010 la población en los estados costeros fue de 51 900 847 habitantes y se espera que para el año 2030 aumente a 55 millones (CONAPO, 2006). En el periodo que va de 2003 a 2013, los estados costeros contribuyeron con el 43% del PIB nacional (INEGI, 2013).

Este crecimiento poblacional ejerce presiones económicas, sociales, institucionales y ambientales, por ello la zona costera debe ser conservada y gestionada de manera correcta.

1.2 Estuarios

En la zona costera existen distintos tipos de ecosistemas, uno de ellos son los estuarios que sirven como importantes interfaces entre ríos y el océano, donde los materiales pueden cambiar significativamente y reciclarse antes de entrar a mar abierto (Bianchi, 2007). Los estuarios son sistemas ecológicos complejos que marcan la transición entre agua dulce y la costa “el sitio donde el agua dulce y ecosistema marino se encuentran” (Thrush et al., 2013).

Los estuarios pueden ser definidos de diferentes maneras, dependiendo el enfoque de trabajo. Por convención se acepta como más adecuada la definición de Pritchard (1967): “el estuario es un cuerpo o masa de agua costera semi-cerrada, con conexión libre al mar abierto, en el cual es medible la dilución del agua de mar por el agua dulce proveniente de los continentes”. Aunque muchos científicos han usado la definición de Pritchard como la más adecuada, otros han sugerido la definición de Fairbridge (1980): “un estuario es una entrada del mar que alcanza un valle fluvial tan lejos como el límite superior del ascenso de la marea, generalmente divisible en tres sectores: a) marino o estuario inferior, en conexión libre con el mar abierto; b) estuario medio sujeto a mezcla intensa de agua dulce y salina, y c) estuarios superior o fluvial, caracterizado por agua dulce, pero sujeto a intensa acción mareal”.

De este modo, ambas definiciones tienen sus ventajas, puesto que la definición de Pritchard toma como criterio principal el cambio de salinidad y está enfocado en estuarios que están ligados a la boca de los ríos de forma permanente; y la definición de Fairbridge sirve de referencia, en caso de querer realizar una delimitación o división de la zona de estudio (McLusky, et al., 2004).

Los estuarios tienen una alta productividad primaria que permite que estos ecosistemas sean lugar de crianza, reproducción y resguardo de muchos organismos acuáticos, lo cual permite concentrar un gran espectro de la biodiversidad costera (Lara Domínguez et al., 2011). La alta productividad primaria de los ecosistemas estuarinos se debe principalmente a la disponibilidad de nutrientes que aportan los ríos y los escurrimientos terrestres, y por el eficiente intercambio de materiales con el mar; promovido por efecto de corrientes marinas, vientos y mareas (Brower et al., 2002; Yáñez-Arancibia & Day, 2010). Por lo tanto, su contribución es relevante para la producción pesquera de las áreas costeras adyacentes, que sirven de zonas de reproducción, desove, alimentación y refugio de especies animales, además de que protegen las zonas costeras ante las inundaciones asociadas al impacto de fenómenos meteorológicos extremos.

Sin embargo, estos sistemas son altamente sensibles a la contaminación de origen terrestre como la agrícola, ganadera y urbana, y están condicionados por la cantidad y calidad de los aportes de agua de origen pluvial y fluvial que reciben (Kuwae et al., 2016).

1.3 Cambio climático y la zona costera

El cambio climático de origen antropogénico es causado entre otras cosas, por el crecimiento de las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera. Se considera que el océano ha absorbido aproximadamente un tercio de CO₂ de origen antropogénico desde la era industrial y lo sigue haciendo, actuando como un termorregulador del clima terrestre y a su vez mitigando los efectos del calentamiento global (Nellemann et al., 2009).

Cuando se conoce el rol de los ecosistemas naturales en la captura del CO₂, se pueden desarrollar estrategias para mitigar el cambio climático. El carbono azul (UNEP, 2009) es el CO₂ capturado en los ecosistemas acuáticos por organismos fotosintéticos, y representa el 55% de todo el carbón biológico de planeta.

Las zonas costeras vegetales (en particular, manglares, marismas y pastos marinos) son reconocidas como importantes reservorios de carbono azul (Tabla 1). Éstas tienen la mayor tasa de enterramiento del océano, en promedio de 138 a 226 g C m⁻² año⁻¹ y un rango de 18 a 1713 g C m⁻² año⁻¹ en comparación al océano abierto de 0.02 g C m⁻² año⁻¹, lo que representa más de 180 veces el enterramiento en el océano abierto (McLeod et al., 2011; Nellemann et al., 2009)

Debido a sus altas tasas de enterramiento de carbono, las zonas costeras vegetales contribuyen con alrededor del 50% del total del carbono orgánico enterrado en los sedimentos oceánicos (Duarte et al., 2010; McLeod et al., 2011). Esto se debe principalmente a que la vegetación restringe el movimiento del agua, que sirve como una “trampa” de materia orgánica particulada y para el carbono enterrado (Hendriks et al., 2007).

Tabla 1. Promedio estimado del área cubierta por carbono azul y tasas de carbono orgánico anual (Cebrian & Duarte, 1996; Duarte et al., 2005; Bouillon et al., 2008)

Componente	Área Millón de km ²	Carbono enterrado Tg C año ⁻¹
Manglares	0.17	17 – 23.6
Marismas	0.4	60.4 – 70
Pastos marinos	0.33	27.4 – 44
Estuarios	1.8	81
Plataforma	26.6	45.2
Total de entierro costero		237.6

Los sistemas costeros brindan beneficios y servicios esenciales para la adaptación del cambio climático antropogénico, pero al mismo tiempo, el cambio climático provoca alteraciones en las zonas costeras. El Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) en el año 2014, reportó que dentro de las zonas costeras se esperan impactos ambientales debido a las modificaciones al sistema

climático global como: riesgo por erosión, aumento en el número de inundaciones, cambios en el pH del agua, patrones de movilidad pesquera, así como la frecuencia y la intensidad de los fenómenos meteorológicos extremos.

Cuantificar, identificar y localizar las fuentes y los sumideros de carbono, nos puede ayudar a entender el rol de la zona costera en el ciclo global del carbono y la respuesta que tendrán a los cambios globales (Gordon et al., 1996). Una aproximación para estimar las tasas de carbono dentro de un ecosistema es a través del Metabolismo Neto de un Ecosistema (MNE).

1.4 Metabolismo Neto del Ecosistema (MNE)

La producción primaria (PP) es la conversión autotrófica del carbono inorgánico a orgánico. La respiración del ecosistema (R) es la oxidación de carbono orgánico a carbono inorgánico (por organismos autótrofos o heterótrofos). La diferencia entre la producción primaria y la respiración es la producción neta del ecosistema (PN), corresponde a la materia orgánica disponible para el consumo.

$$PN= PP - R \qquad \qquad \qquad (Ec.1)$$

PN refleja el balance entre todos los procesos anabólicos y catabólicos y se define por la diferencia entre la producción de materia orgánica y la mineralización (Gazeau et al., 2011; Staehr et al., 2011; Valdespino, 2008). Para fines de este estudio PN es equivalente al Metabolismo Neto del Ecosistema (MNE).

El MNE es un indicador útil de la condición trófica de un ecosistema y representa una medida integral de un sistema en términos de las tasas generales de producción y consumo de materia orgánica (Odum, 1971).

A través del MNE, se puede caracterizar si en un ecosistema predominan las fuentes autóctonas o alóctonas de materia orgánica. Por ejemplo, si el MNE es positivo el sistema es autotrófico, lo que sugiere que la producción interna de

materia orgánica domina; mientras que, si el MNE es negativo, el sistema es heterotrófico y es dependiente de fuentes externas de materia orgánica (Swaney et al., 2011).

Existen distintos métodos que nos permiten conocer el MNE en un ecosistema costero, cómo el método de incubación de oxígeno, balances biogeoquímicos de carbono inorgánico disuelto y fósforo inorgánico disuelto. Estos métodos presentan diferentes ventajas y desventajas, por lo que el empleo de estos métodos dependerá de los objetivos que se planteen y las características del área de estudio y del tiempo de trabajo a invertir (Tabla 2).

Tabla 2. Comparación entre distintos métodos para la obtención de MNE adaptado de Gazeau et al. (2011) y Staehr et al. (2011)

Método	Ventajas	Desventajas
Future Earth Coast	<p>Cálculos directos.</p> <p>Disponibilidad de datos de fósforo inorgánico disuelto (DIP por sus siglas en inglés).</p> <p>Estimación de errores a través de cálculos matemáticos.</p> <p>Extrapolación de datos confiable en espacio y tiempo</p>	<p>Efectos abióticos en el PO_4^{3-}.</p> <p>Los procesos abióticos del DIP (por ejemplo, la adsorción-desorción) pueden afectar las estimaciones de flujo DIP en sistemas turbios.</p> <p>Entradas laterales de DIP y carbono inorgánico disuelto (DIC por sus siglas en inglés).</p> <p>Importancia potencial del ciclo del Fósforo Orgánico Disuelto (DOP, por sus siglas en inglés).</p> <p>El ratio C:P puede variar (ecosistemas planctónicos versus dominios bénticos).</p> <p>Grado de salinidad necesario para estimar los procesos de transporte.</p>

Método	Ventajas	Desventajas
Balances de DIC	Fácil de aplicar. Extrapolación de datos confiable en espacio y tiempo	Flujos de CO ₂ aire-mar: requieren una parametrización de velocidad de transferencia de gas específica. Errores relacionados al promedio de los flujos en el tiempo y espacio. Entradas laterales de DIP y DIC (material suspendido). Importancia de la disolución y calcificación.
Incubación de O ₂	Medición directa del proceso. Altamente controlada. Mediciones precisas.	Se dificulta la conversión de las tasas de O ₂ a unidades de carbono. Tiempo y consumo de material (incubaciones largas). Otros procesos pueden afectar la concentración de O ₂ : por ejemplo, la nitrificación. La extrapolación necesita un estudio batimétrico detallado del área de estudio. Mediciones de la producción bentónica sobre el gradiente de profundidad. Labor intensiva en campo y laboratorio. Difícil de extrapolar a nivel de ecosistema (medida puntual).

Para este estudio se empleó el método de balance de masas “Future Earth Coast” o antes conocido como Land and Ocean Interaction in the Coastal Zone (LOICZ).

1.5 Balance biogeoquímico Future Earth Coast

Los balances de materia son esencialmente expresiones de continuidad de la materia que se produce, consume y transporta dentro y a través de los límites de un sistema. Los balances biogeoquímicos proveen una idea de las magnitudes de los flujos, los procesos y los ciclos de nutrientes en diversos ambientes, así como para examinar los impactos de las actividades humanas en estos procesos (Swaney et al., 2011).

Los balances biogeoquímicos en ecosistemas costeros permiten evaluar las cargas, los flujos y el destino de nutrientes, así como el MNE y representan la aproximación analítica más importante para la evaluación de procesos costeros, en términos de materia y energía.

Un método para construir balances biogeoquímicos es el uso de modelos de caja o de balance de masa. El proyecto Future Earth Coast del Programa Internacional Geosfera-Biosfera (IGBP por sus siglas en inglés) surgió de la necesidad de evaluar cuantitativamente y con datos limitados la magnitud del metabolismo del ecosistema costero, especialmente la medida en que las regiones costeras producen o consumen carbono orgánico a partir de balances de masa de agua, sal y nutrientes (Swaney et al., 2011).

Este método representa una medida cuantitativa para entender la dinámica de nutrientes y establecer comparaciones entre distintos ecosistemas marinos (Figura 1), así como para predecir los efectos que pueden presentarse por cambios futuros (Noriega & Araujo, 2011).

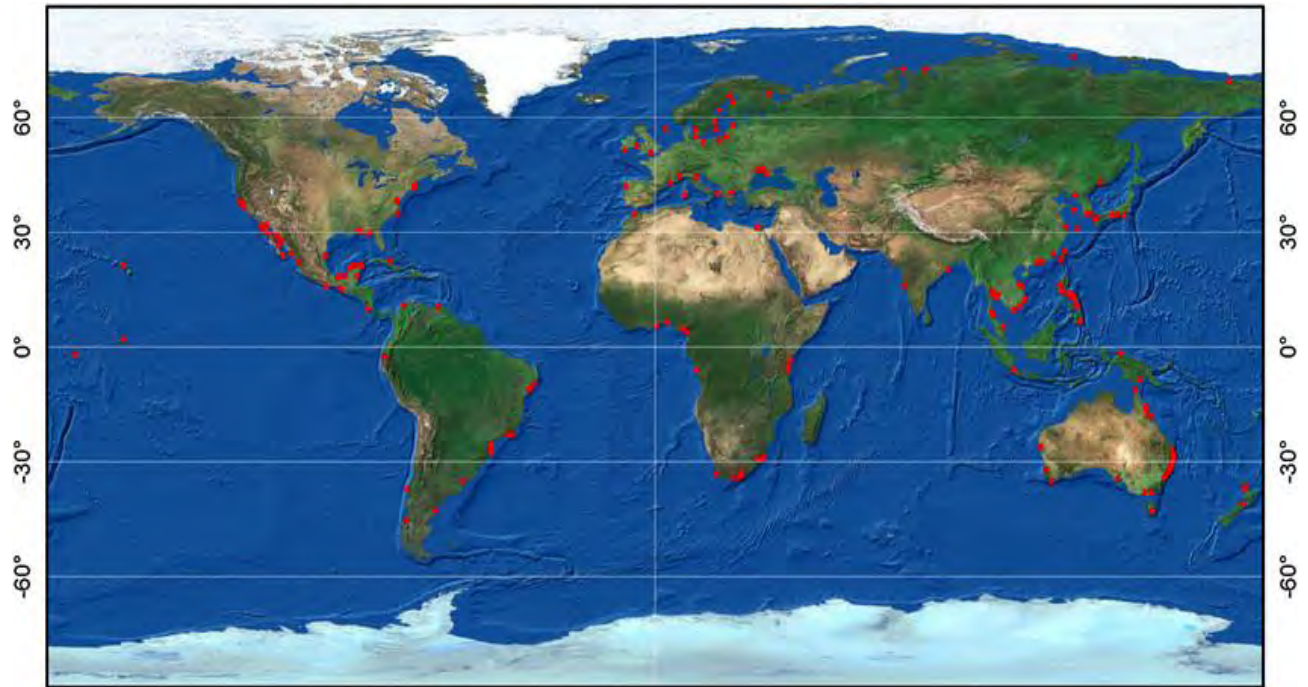


Figura 1. Mapa de locaciones de balances realizados mediante el balance Future Earth Coast (Swaney et al., 2011).

1.6 Objetivos

1.6.1 Objetivo General

- Determinar el Metabolismo Neto del Ecosistema (MNE) durante un ciclo anual, empleando el balance biogeoquímico Future Earth Coast.

1.6.2 Objetivos Específicos

- Determinar el papel biogeoquímico de la zona costera del río San Pedro-Mezquital en el procesamiento del carbono, el nitrógeno y el fósforo.
- Establecer si el sistema se comporta como una fuente o un sumidero de carbono.
- Caracterizar el comportamiento del fósforo y el nitrógeno en la zona costera del río San Pedro-Mezquital ubicado en la zona Sur de la Reserva de la biosfera de Marismas Nacionales, Nayarit.

2. Área de estudio

La Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales Nayarit (RBMNN) es una amplia región de más de 220 000 hectáreas ubicada al noroeste del país (Figura 2), siendo, por su extensión y diversidad biológica, el humedal más importante en la costa del Pacífico. Está formado por una red de lagunas costeras, manglares y marismas (Sánchez & Barrios, 2011). El complejo de manglares dentro de la reserva permite el desarrollo de diversas especies marinas de interés pesquero como el camarón y el ostión (Figura 3). En la RBMNN el camarón es el principal aprovechamiento pesquero con un 41.5% de la pesquería total; seguido del ostión con un 36%; y la escama con un 18.7%.

El área de estudio se encuentra al sur de la RBMNN en el municipio de Santiago Ixcuintla, Nayarit (21°50' 07.94" N, 105° 28' 15.67" W) y abarca aproximadamente 23 546 km². En esta región habitan alrededor de 90 074 personas (INEGI, 2010). La agricultura representa el 40% de uso del suelo mientras que el de uso pecuario es del 27.8%. La proporción restante es utilizada en la explotación forestal, fruticultura, minería, turismo y asentamientos humanos. En este sentido, la pesca, después de la agricultura, es la actividad más importante del municipio (INEGI, 1995) .

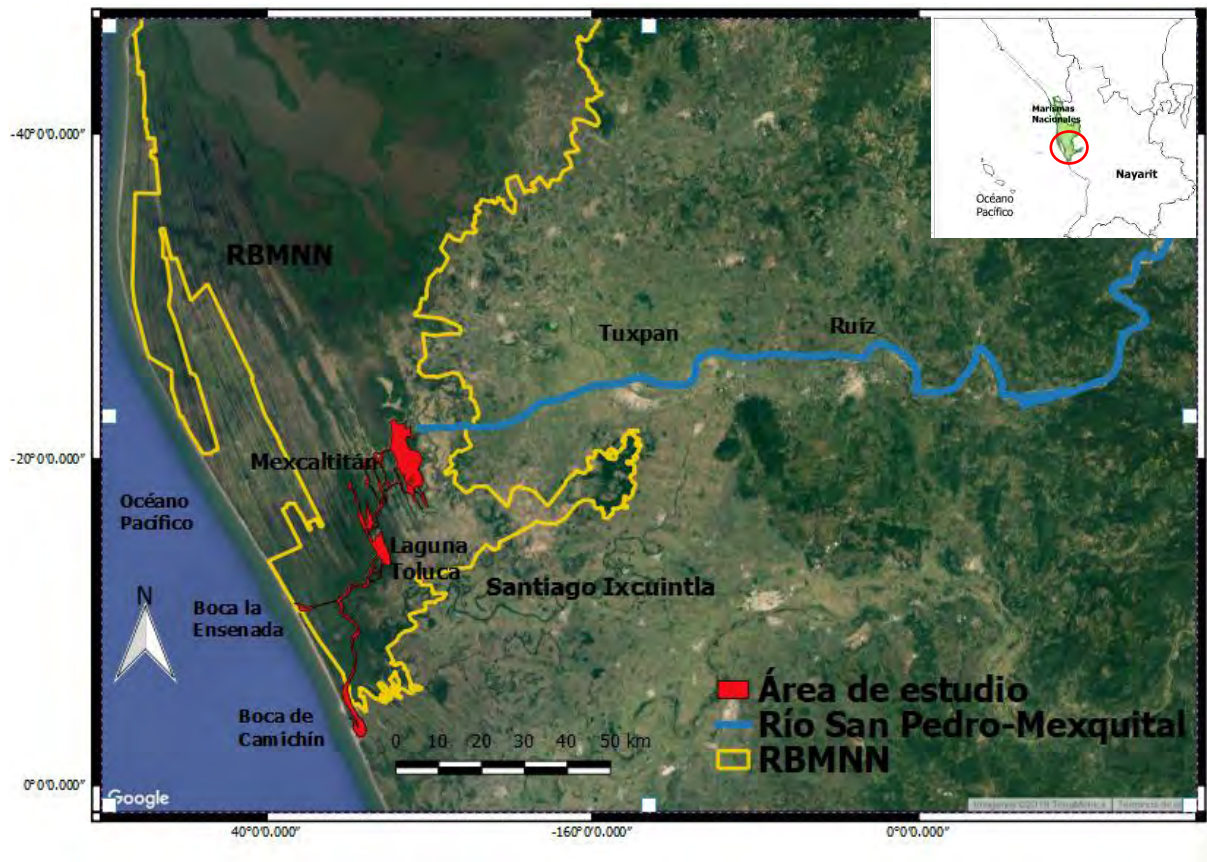


Figura 2. Ubicación del área de estudio



Figura 3. A) Sartas (método de pesca de ostión) y B) platillo típico de ostión en Boca de Camichín

La zona de estudio se caracteriza por ser de clima semicálido y subhúmedo, con una precipitación total anual entre los 800 y los 1200 mm y con una evaporación total anual de 1800 a 2000 mm, influenciada por vientos de tipo monzón proveniente del mar. Los vientos predominantes durante el invierno provienen del noroeste y en el verano del oeste al sureste (Instituto Nacional de la Pesca, 1994). La temperatura promedio anual oscila entre los 23 y 29° C. La temporada de lluvias ocurre en los meses de junio a octubre y la temporada de secas de enero a mayo; la humedad relativa media anual al medio día es del 65 al 70% (Servicio Meteorológico Nacional, 2010)

Tabla 3. Promedios mensuales de precipitación y temperatura (período 1981-2010) de la estación meteorológica de Mexcaltitán, Servicio Meteorológico Nacional (SMN)

Mes	Precipitación (mm)	Temperatura (°C)
Enero	37.5	22.5
Febrero	11.0	22.9
Marzo	1.4	23.8
Abril	0.7	25.2
Mayo	4.1	26.5
Junio	75.5	28.6
Julio	266.3	28.3
Agosto	298.6	28.5
Septiembre	269.1	28.4
Octubre	104.0	28.4
Noviembre	28.7	26.0
Diciembre	12.6	23.4

La zona de estudio está en una llanura costera, formada en su mayoría por terrenos de inundación, donde se encuentran esteros, estuarios y lagunas costeras de forma alargada y paralelas a la costa; presentado un relieve relativamente plano. La altura al nivel del suelo en la parte costera es de 0 a 10 m sobre el nivel medio del mar, y a 6 km de la costa, la altura tiene un intervalo entre los 10 y 15 m, siendo esta área donde se presentan las tierras de cultivo (Instituto Nacional de la Pesca, 1994)

En esta región descarga el río San Pedro-Mezquital (Tabla 4), que nace en Durango y atraviesa la Sierra Madre para desembocar cerca de la laguna Grande de Mexcaltitán. El río es la principal fuente de agua dulce en el sur de Durango y aporta 2 800 hm³/año de agua a Marismas Nacionales (Sánchez & Barrios, 2011). Este río recibe afluentes domésticos y agrícolas de la región (fertilizantes nitrogenados) sin previo tratamiento (CFE, 2013).

Tabla 4. Promedio mensual de caudal del río San Pedro-Mezquital obtenido de Departamento de Modelos Matemáticos de la CFE y de la Manifestación de Impacto Ambiental de la región (CFE, 2013)

Mes	Caudal (m ³ s ⁻¹)	Caudal (10 ³ m ³ d ⁻¹)
Enero	55	4752
Febrero	21	1814
Marzo	9	777
Abril	5	432
Mayo	3	259
Junio	131	11285
Julio	113	9727
Agosto	239	20671
Septiembre	246	21254
Octubre	284	24537
Noviembre	22	1900
Diciembre	99	8553

La salinidad del sistema lagunar presenta valores desde lo considerado como agua dulce hasta valores de agua marina, debido a la influencia del río San Pedro, la cual va aumentando gradualmente al acercarse a la boca de Camichín y boca de la Ensenada, este comportamiento dependerá de la época del año.

Según Flores-Verdugo (1993) el tipo de mareas de la región es mixto semidiurno, en donde la pleamar superior le sigue la bajamar mínima inferior (Figura 4). Las variaciones en el ciclo de mareas oscilan entre -1.01 y 1.15 m y las corrientes de marea presentan ciclos de flujo y reflujo que se reflejan en la presencia de mareas semidiurnas, excepto en época de lluvia, cuando los aportes del río San Pedro provocan dominio de los reflujos con respecto al flujo por mareas.

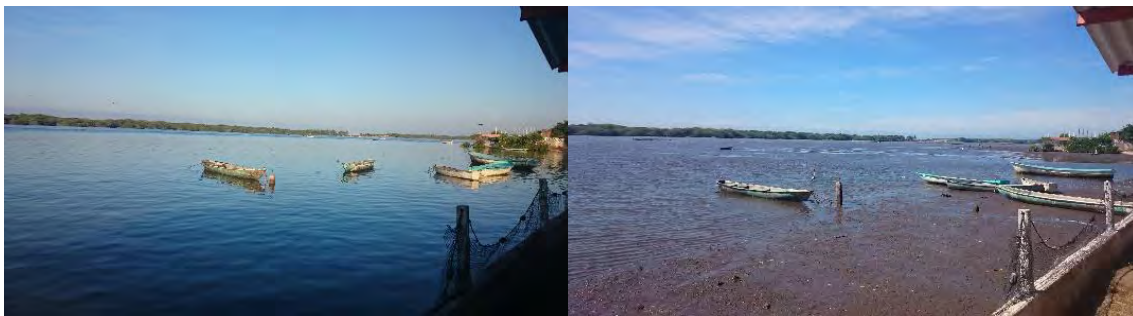


Figura 4. Diferencia entre pleamar y bajamar.

3. Métodos

3.1 Muestreo

Durante el periodo de un año (noviembre 2015-septiembre 2016) se realizaron muestreos bimestrales en distintos puntos del sur de Marismas Nacionales (Figura 5). Los muestreos consistieron en registrar la conductividad y la temperatura en cada una de las 29 estaciones con una sonda multiparamétrica (YSI 3600 V2), con resolución de un metro desde la superficie del agua hasta el fondo de forma continua en 29 estaciones. Además de la toma de muestras de agua para el análisis de nutrientes.



Figura 5. Estaciones de muestreo

En la tabla 5, se muestran las estaciones correspondientes a cada sitio de muestreo y las réplicas en cada una de ellas¹.

¹ Las réplicas dependieron del dinamismo de la zona por efecto de la profundidad, de las mareas y las corrientes.

Tabla 5. Estaciones, sitio de muestreo.

Estación	Sitio de muestreo	Réplicas de Muestreo
1	Rio San Pedro-Cortina	1
2	Rio San Pedro-El Naranjo	1
3	Rio San Pedro-El Naranjo	1
4	Rio San Pedro-El Venado	1
5	Rio San Pedro-Ruiz	1
6	Rio San Pedro-Tuxpan	1
7	Rio San Pedro-El Mezcal	1
8	Laguna Grande (Mexcaltitán)	1
9	Laguna Grande (Mexcaltitán)	1
9Bis	Laguna Grande (Mexcaltitán)	1
10	Laguna Grande (Mexcaltitán)	1
12	Mexcaltitán	1
13	La Batanga-Laguna-Godínez	1
14	La Batanga-Embarcadero	2
15	La Batanga-Embarcadero	2
16	Laguna Toluca	2
18	Laguna Toluca	2
19	Laguna Toluca	5
20	Las Borregas	5
21	Estero Grande	4
22	Estero Grande	4
23	Boca de Camichín	4
24	Boca de Camichín	4
25	Boca la Ensenada	4
26	Mar frente a Boca de Camichín	1
27	Mar entre Bocas	1
28	Mar frente a Boca la Ensenada	1
29	Mar frente a Boca de Camichín	1

Los datos meteorológicos de precipitación y evaporación se obtuvieron de datos del Servicio Meteorológico Nacional (2010). La información del caudal del río se obtuvo mediante la combinación de datos generados por el Departamento de Modelos Matemáticos de la CFE y de la Manifestación de Impacto Ambiental de la región (CFE, 2013), con los que se determinaron los periodos de mínimos caudales (enero, marzo y mayo) y máximos caudales (julio, septiembre y noviembre). El MNE se estimó mediante el modelo biogeoquímico Future Earth Coast, descrito en Gordon et al. (1996).

3.2 Determinaciones analíticas de N y P

En cada punto de muestreo se tomaron muestras de agua con una botella horizontal (marca Wildco) en superficie (0.5 m) y a 0.5 m del fondo. Todas las muestras fueron almacenadas en botellas de polietileno de 30 ml, y se refrigeraron para su análisis posterior en laboratorio.

Para la determinación de las concentraciones de amonio, nitritos, nitratos y fosfatos, las muestras de agua se filtraron a través de filtros de nitrocelulosa de 0.22 μm (Millipore TM), luego se le adicionó una gota de cloroformo como conservador, y fueron congeladas para su transportación al laboratorio.

Para la determinación de las concentraciones de los nutrientes se usó el autoanalizador de flujo segmentado Skalar Plus System de cinco canales, que mide simultáneamente nitrito (NO_2^-) nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+), que en conjunto, se considera como nitrógeno inorgánico disuelto (DIN, por sus siglas en inglés), fósforo reactivo disuelto (FRD) (Kirkwood, 1994). La determinación de amonio se realizó con la técnica de Solórzano (1969) y la determinación de nitritos, nitratos y fósforo reactivo disuelto (FRD) mediante las técnicas de Strickland y Parsons (1972). El FRD representa el fósforo inorgánico disuelto (DIP, por sus siglas en inglés) en el modelo.

Para determinar si existían diferencias significativas en las concentraciones de nutrientes entre la temporada de mínimo caudal y máximo caudal se aplicó un análisis de varianza no paramétrico (ANOVA) con una significancia de $P < 0.05$ y los resultados se representaron en gráficos de caja y bigotes. El paquete estadístico utilizado fue R Project (R Core Team, 2017).

3.3 Método de balance biogeoquímico Future Earth Coast

El Proyecto Future Earth Coast, creó una metodología mediante balances biogeoquímicos para estimar el MNE, utilizando las concentraciones de nitrógeno y fósforo para inferir fuentes o sumideros de carbono (Gordon et al., 1996). El modelo se construye realizando balances de materiales conservativos y no conservativos. Los balances de materiales conservativos son de agua y sal y los balances de materiales no conservativos son de nutrientes. También, es necesario compartimentar un área geográfica definida, en este caso el estuario dividido en cajas en un periodo de tiempo definido.

La zona de estudio se dividió en tres cajas (Figura 6) con base en los cambios de salinidad (Anexo 1), que es material conservativo en el sistema; batimetría, e influencia de las mareas (Tabla 6).

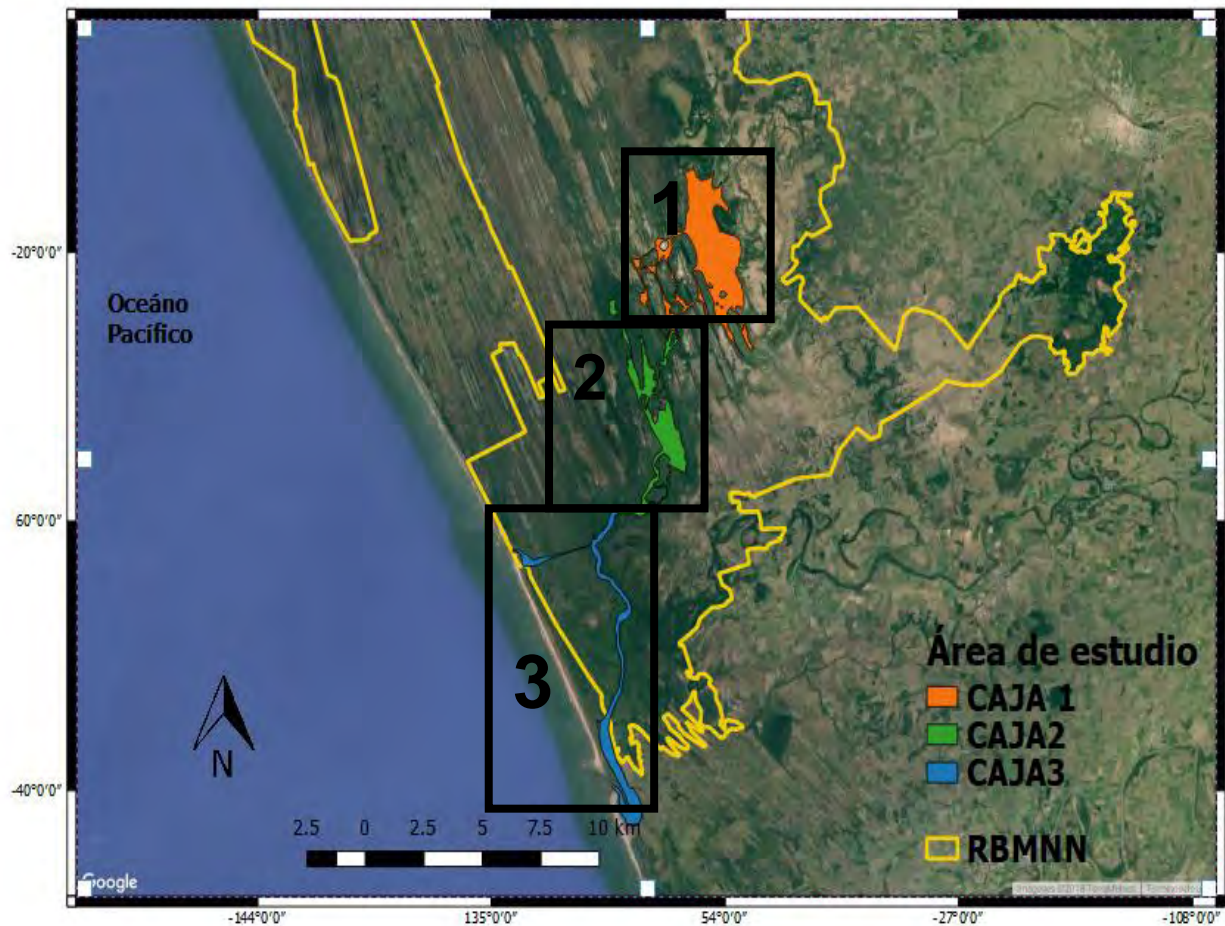


Figura 6. Área de estudio dividida en cajas

Tabla 6. Características principales de las tres cajas de estudio

Cajas	Área 10^3 m^2	Profundidad promedio (m)	Estaciones	Intervalo de salinidad (psu)
Caja 1	9 139	0.7	Zona de influencia directa con el río (8-14)	4 - 11
Caja 2	4 473	2.0	Zona de mezcla de agua dulce y salina (15-19)	13 - 22
Caja 3	3 803	3.2	Zona de intercambio directo con agua marina (20-25)	25 - 32

Las cajas que se generan mediante el modelo contienen información que puede ser analizada de forma individual y comparable de forma estacional. Además, la suma y el balance de cada una de las cajas permiten determinar el MNE.

3.3.1 Balance de agua y sal

Los balances de agua y sal permiten estimar el intercambio de agua dulce y marina, en las diferentes temporadas del año, entre el sistema lagunar y el océano (Figura 7). El volumen de entrada y de salida debe compensar las pérdidas o ganancias de agua y sal. Para ello se asume que, el cambio de volumen de agua y sal en el sistema en un tiempo constante $dV/dt = 0$, esto implica que el volumen de agua tanto como el de sal puede ser estimado por la diferencia entre las entradas y las salidas (Swaney et al., 2011).

La diferencia entre los materiales exportados del sistema (\sum salidas) y los materiales importados al sistema (\sum aportes) se explica por procesos que ocurren dentro del sistema (\sum [generación – consumo]).

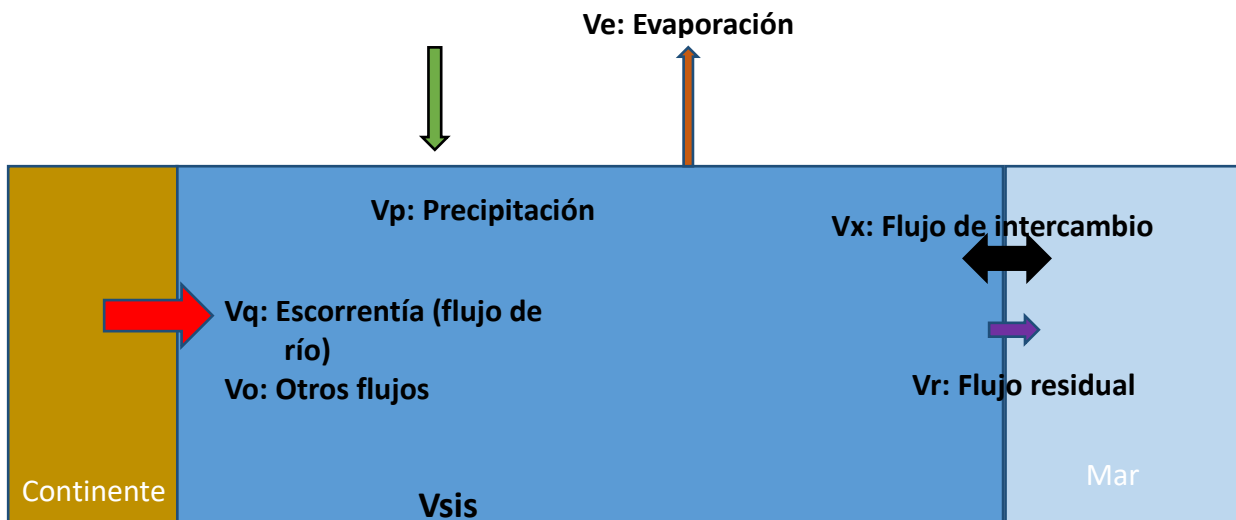


Figura 7. Intercambio de agua y sal en el sistema costero (Swaney et al., 2011).

$$\text{Balance de agua: } \frac{dV}{dt} = V_q + V_P - V_e + V_r \quad (\text{Ec.2})$$

$$\text{Balance de sal: } \frac{d(VS)}{dt} = V_q S_q + V_P S_P - V_e S_e + V_r (S_{ocn} - S_{sis}) \quad (\text{Ec.3})$$

dónde:

V_q = corriente del río

V_p = precipitación pluvial

V_e = evaporación

$V_r = (-V_e - V_q - V_p)$ = flujo residual

$V_x = \frac{V_r S_r}{S_{sis} - S_{ocn}}$ = flujo de intercambio

S_r = salinidad asociada al flujo residual

S_{ocn} = salinidad oceánica

S_{sis} = salinidad promedio del sistema

Con los balances de agua y sal, se puede obtener el tiempo de residencia de agua del sistema, el cual se calcula como lo indica la ecuación 4:

$$\text{Tiempo de residencia de agua} = t_{\text{residencia}} = \frac{\text{Volumen}_{\text{sis}}}{V_x + |V_r|} \quad (\text{Ec.4})$$

3.3.2 Balance de nutrientes

A diferencia de la sal, los nutrientes inorgánicos se transportan pasivamente a través del sistema y también se producen y consumen activamente mediante procesos biogeoquímicos asociados con el ecosistema costero (Figura 8).

La ecuación 5 (Ec. 5) describe el balance de masa de cualquier material no conservativo “Y”, en este caso el DIN y DIP.

$$\frac{d(VY)}{dt} = V_r Y_r + V_x (Y_{ocn} - Y_{sis}) + \Delta Y \quad (\text{Ec.5})$$

dónde

$$\Delta Y = - [V_q Y_q + V_p Y_p + V_r Y_r + V_x (Y_{ocn} - Y_{sis})]$$

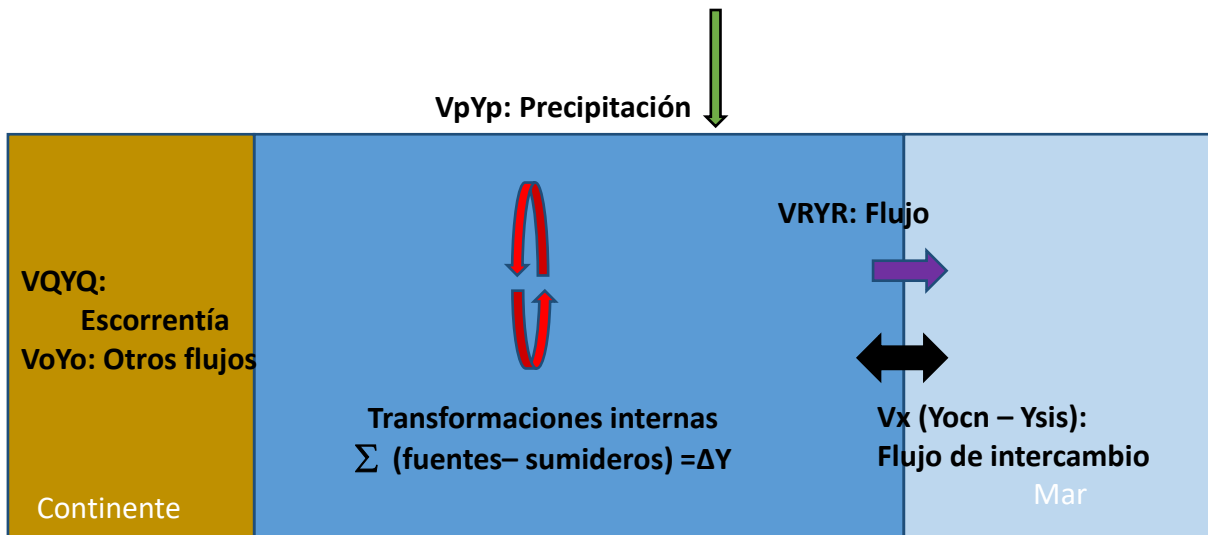


Figura 8. Flujo de intercambio de nutrientes (Swaney et al., 2011)

3.3.3 Cálculos estequiométricos: estimaciones de MNE y Nfij – Desnit

En 1958 Redfield propuso una estequiometría entre el carbono, nitrógeno y fósforo (C: N: P) en condiciones óptimas y promedio del fitoplancton marino de 106:16:1, por lo cual la razón carbono/fósforo (106:1) representa la materia orgánica particulada que está siendo reciclada dentro del ecosistema por los organismos fotosintetizadores. De esta forma, se estiman las ganancias o pérdidas de carbono, dentro del sistema a partir de las diferencias observadas en la concentración del Fósforo Reactivo Disuelto, (Ec. 6).

$$\text{MNE} = -\Delta\text{DIP} \times \frac{\text{C}}{\text{P}} \quad (\text{Ec.6})$$

Con este mismo procedimiento se puede obtener el cambio teórico de las concentraciones de nitrógeno inorgánico “experimental” ($\Delta\text{DIN}_{\text{exp}}$) (Ec.7), acorde con la estequiometría de Redfield. Finalmente, la diferencia, entre el ΔDIN obtenido en campo ($\Delta\text{DIN}_{\text{obs}}$) y el “teórico” ($\Delta\text{DIN}_{\text{exp}}$) se puede conocer la diferencia entre el N fijado (Nfij) y el desnitrificado (Desnit) (Ec. 8).

$$\Delta\text{DIN}_{\text{exp}} = \Delta\text{DIP} \times \frac{\text{N}}{\text{P}} \quad (\text{Ec.7})$$

$$[\text{Nfij} - \text{desnit}] = \Delta\text{DIN}_{\text{obs}} - \Delta\text{DIN}_{\text{exp}} \quad (\text{Ec.8})$$

4. Resultados

4.1 Salinidad

La salinidad mostró valores en un intervalo relativamente amplio, debido a que la zona de estudio tiene interacción directa, por un lado, con el río San Pedro-Mezquital y por el otro con la zona costera por boca de Camichín (Tabla 7). La

salinidad presentó las concentraciones más bajas cerca de la descarga del río (caja 1) y las concentraciones más altas cerca del mar adyacente (caja 3). La caja 1 mostró valores entre 0.1 a 10.8 psu; la caja 2 entre los 0.1 a 26.2 psu; por último, la caja 3 entre los 10.2 a 35.1 psu. El valor más bajo de salinidad en la caja 1 se reportó en el mes de septiembre y el valor más alto de la caja 3 en el mes de marzo. Por lo cual, las concentraciones más altas de salinidad se dieron en la temporada de mínimo caudal y las concentraciones más bajas de salinidad en la temporada de máximo caudal.

4.2 Nutrientes

A lo largo del sistema, se registraron valores mínimos y máximos de concentración de las principales especies químicas de N y P, a escala temporal, que reflejan importantes variaciones asociadas con el cambio de régimen hidrológico (Tabla 7). La caja 1 registró valores de nitrito (NO_2^-) entre los 0.2 a los $0.5 \mu\text{mol l}^{-1}$; para el nitrato (NO_3^-) de 1.6 a los $6.7 \mu\text{mol l}^{-1}$; para el amonio (NH_4^+) de 2.2 a $4.5 \mu\text{mol l}^{-1}$, el DIN de 6.6 a $10.7 \mu\text{mol l}^{-1}$ y el DIP de 1.7 a $4.1 \mu\text{mol l}^{-1}$. Para la caja 2, el nitrito fue de los 0.2 a los $0.6 \mu\text{mol l}^{-1}$; para el nitrato de 3.0 a $4.1 \mu\text{mol l}^{-1}$; el amonio de 2.7 a los $6.8 \mu\text{mol l}^{-1}$; el DIN de los 5.6 a los $11.2 \mu\text{mol l}^{-1}$ y el DIP de 1.9 a $3.6 \mu\text{mol l}^{-1}$. Por último, la caja 3 reportó valores de nitrito entre los 0.2 a los $0.7 \mu\text{mol l}^{-1}$; el nitrato de 0.8 a $5.5 \mu\text{mol l}^{-1}$; el amonio de 1.7 a $4.4 \mu\text{mol l}^{-1}$; el DIN de los 2.7 a los $10.7 \mu\text{mol l}^{-1}$ y para el DIP se registraron valores de 1.0 a los $2.3 \mu\text{mol l}^{-1}$.

Las concentraciones de nitrito (NO_2^-) se registraron en un intervalo de 0.2 a $0.7 \mu\text{mol l}^{-1}$ para el mes de septiembre y enero, respectivamente; para el nitrato (NO_3^-) el intervalo de concentración osciló de 0.8 a $6.7 \mu\text{mol l}^{-1}$; para el amonio (NH_4^+) el intervalo fue de 1.7 a $6.9 \mu\text{mol l}^{-1}$; el intervalo de concentración de DIN fue de 2.7 a $11.2 \mu\text{mol l}^{-1}$ (para el nitrato, amonio y DIN los valores más bajos se reportaron en el mes de noviembre y los más altos en el mes de julio). Finalmente,

el intervalo de concentración de DIP osciló entre 1.0 $\mu\text{mol l}^{-1}$ en el mes de marzo a 4.0 $\mu\text{mol l}^{-1}$ en el mes de enero (Tabla 7) (Anexo 2).

El amonio, y el nitrito no presentaron diferencias significativas entre el mínimo y máximo caudal. Por otro lado, el nitrato, el DIN y el DIP si presentaron diferencias significativas ($P < 0.05$) (Figura 9).

Tabla 7. Concentraciones promedio de salinidad y nutrientes en $\mu\text{mol l}^{-1}$

Temporada	Mes	Cajas	Salinidad (psu)	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+	DIN	DIP
Mínimo Caudal	Enero	1	2.6	0.5	4.0	4.1	8.6	4.1
		2	15.0	0.6	4.0	3.2	7.8	3.6
		3	31.4	0.7	5.5	4.4	10.7	2.3
	Marzo	1	8.9	0.3	3.5	3.1	6.9	2.6
		2	26.2	0.3	3.4	4.1	7.8	1.9
		3	35.1	0.3	1.3	3.8	5.3	1.0
	Mayo	1	10.8	0.4	1.6	3.6	7.7	2.5
		2	26.2	0.5	4.1	5.6	10.3	2.2
		3	32.7	0.4	4.8	4.5	9.6	1.6
Máximo Caudal	Julio	1	4.8	0.2	6.7	3.8	10.6	1.7
		2	12.7	0.3	3.6	6.8	11.2	2.1
		3	26.9	0.3	2.5	3.9	6.8	2.1
	Septiembre	1	0.1	0.2	4.2	2.2	6.6	2.2
		2	0.1	0.2	3.0	2.7	5.7	2.3
		3	10.2	0.3	5.5	3.3	9.3	2.2
	Noviembre	1	1.0	0.2	3.9	4.5	8.5	2.6
		2	13.0	0.3	3.0	4.6	7.9	2.5
		3	33.0	0.2	0.8	1.7	2.7	1.1

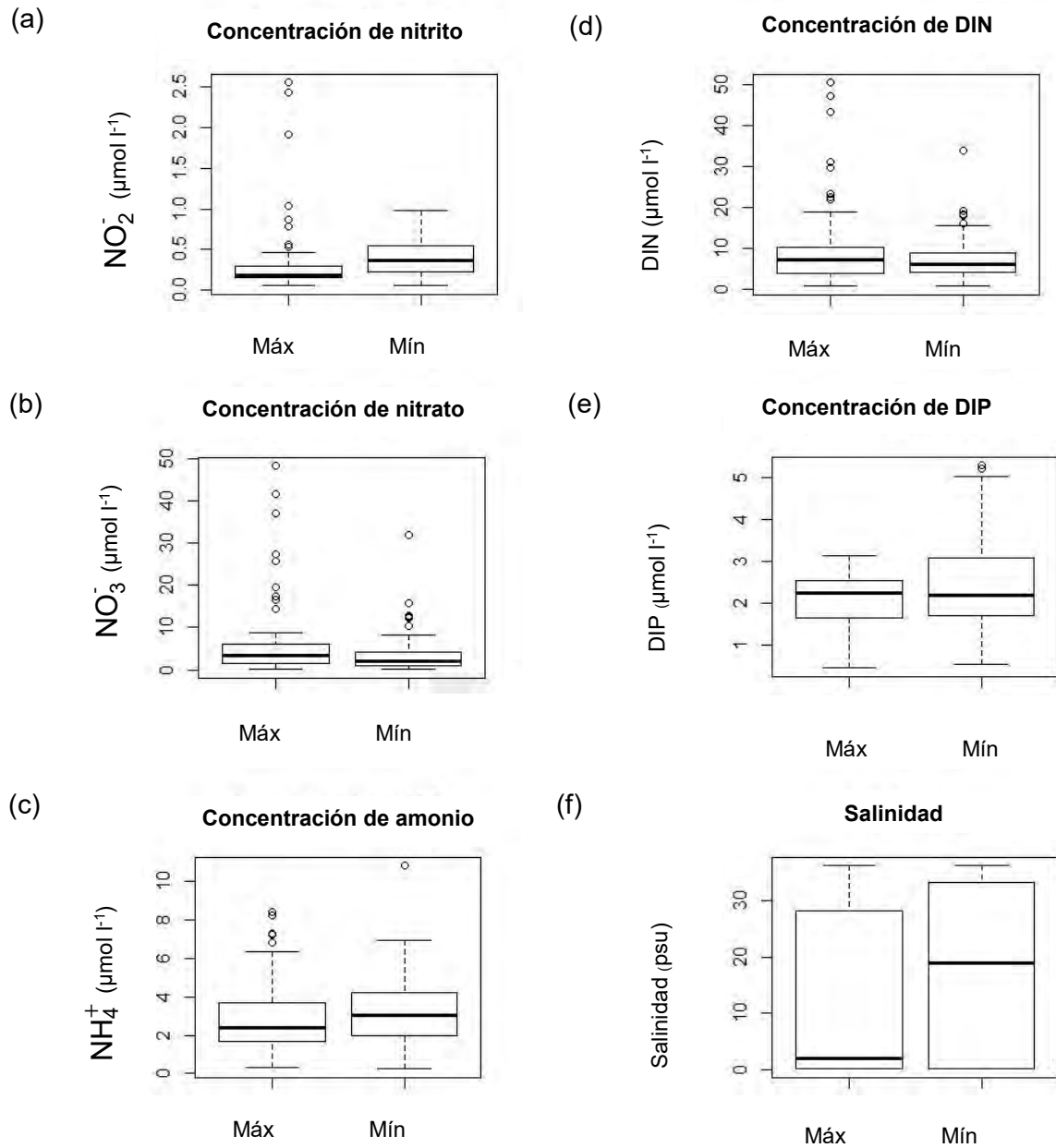


Figura 9. Concentración de nitrito (a), concentración de nitrato (b), concentración de amonio (c), concentración de DIN (d), concentración de DIP (e) y salinidad (f) en época de máximo y mínimo caudal.

4.3 Balance de agua y sal

El río mantuvo un aporte de agua hacia la zona de estudio durante todo el periodo de muestreo; además, ya que el sistema no está confinado por la parte

costera, ambas condiciones promovieron un tiempo de residencia de las masas de agua bajo, entre los 0.02 a los 2.86 días (Tabla 8 y Figura 10). El menor tiempo de residencia de las masas de agua definidas (cajas), se presentó en la caja 3, en el mes de noviembre (periodo de máximo caudal) de alrededor de 0.54 horas. Por el contrario, el mayor tiempo de residencia fue de 68 horas en el mes de mayo, dentro de la temporada de mínimos caudales.

Tabla 8. Volumen y tiempo de intercambio por mes y caja. Todos los flujos² se encuentran en $10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

Mes	Caja	Volumen (10^3 m^3)	$t_{\text{residencia}}$ (días)	V_q	V_p	V_e	V_r	V_x
Enero	1	6494	0.32	11846	9	-33	-11822	8305
	2	8364	0.23	-	12	-43	-11791	16592
	3	11676	0.08	-	17	-60	-11748	123406
Marzo	1	6644	0.90	3701	5	-31	-3675	3721
	2	9986	0.50	-	8	-47	-3636	12427
	3	11472	0.08	-	9	-54	-3591	122374
Mayo	1	6219	2.86	1023	1	-31	-993	1184
	2	8828	1.38	-	1	-44	-949	4244
	3	10235	0.62		1	-51	-899	11426
Julio	1	7037	0.29	11833	21	-70	-11784	12874
	2	9932	0.24	-	29	-99	-11715	16232
	3	11866	0.18	-	35	-118	-11632	39483
Septiembre	1	8497	0.09	45672	210	-109	-45773	48370
	2	10274	0.09	-	254	-132	-45895	23204
	3	10827	0.10	-	268	-139	-46024	42166
Noviembre	1	7138	0.17	26767	32	-46	-26753	15452
	2	9131	0.13	-	41	-59	-26735	30645
	3	12303	0.02	-	56	-80	-26710	490985

² V_q = corriente del río, V_p = precipitación pluvial, V_e = evaporación V_r = flujo residual y V_x =flujo de intercambio

Los resultados anuales promedio por caja, permitieron identificar que la caja 1 tuvo el promedio más bajo de salinidad igual a 4.7 psu y un tiempo de residencia de 0.22 días (5.2 horas) (Figura 11). La caja 2 tuvo una salinidad de 15.5 psu y el mayor tiempo de residencia de la masa de agua de alrededor de 0.28 días (6.7 horas). Por último, la caja 3 tuvo el promedio más alto de salinidad de 28.2 psu y el tiempo de residencia más bajo de alrededor de 0.07 días (1.7 horas).

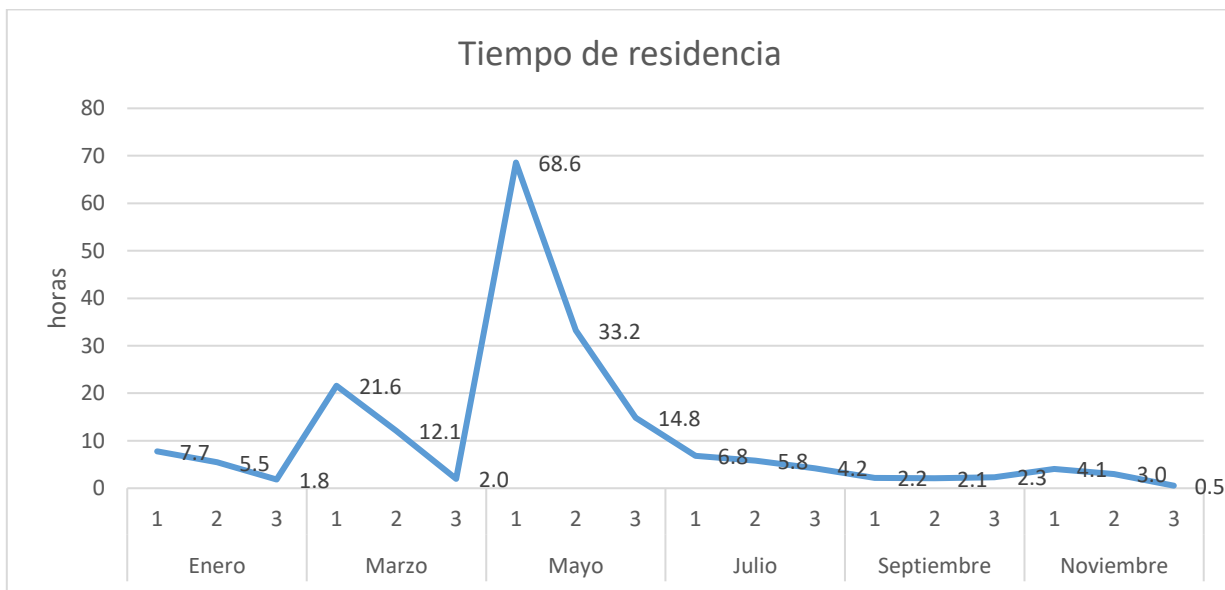


Figura 10. Tiempo de residencia en horas de la masa de agua de noviembre del 2015 a septiembre de 2016.

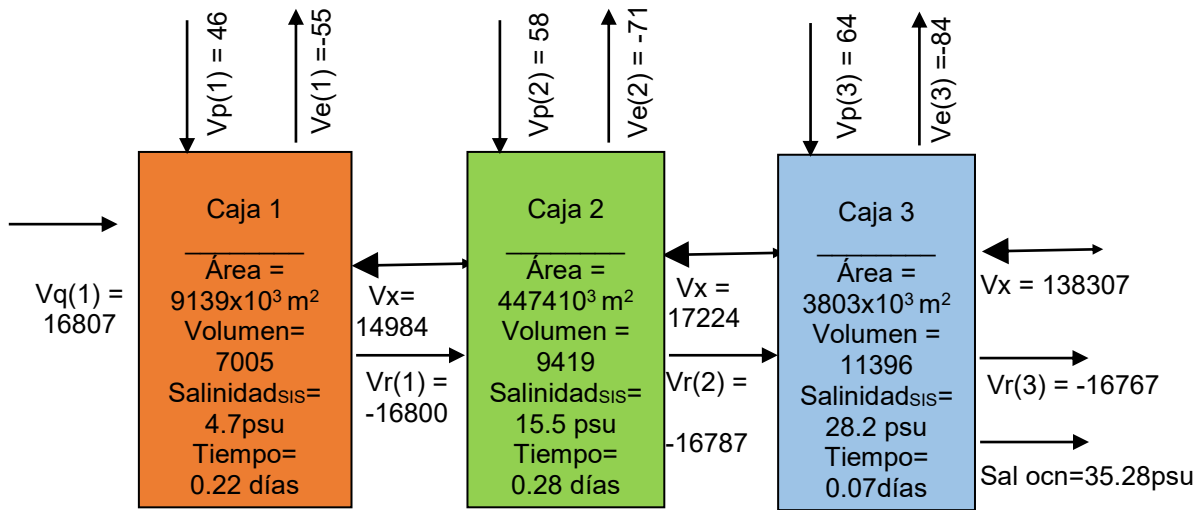


Figura 11. Balance anual promedio de agua y sal por caja. Todos los flujos están en 10³ m³ d⁻¹

4.4 Balance de nutrientes, MNE y Nfij – Desnit

El Metabolismo Neto del Ecosistema (MNE) mostró, que en el mes de noviembre en la caja 3 se presentó la mayor heterotrofia ($r > p$) con $-299.9 \text{ Ton C d}^{-1}$. Por otro lado, la mayor autotrofia ($r < p$) se observó en la caja 1 en el mes de septiembre con $29.8 \text{ Ton C d}^{-1}$ (Figura 12). Ambos meses pertenecen a la temporada de máximo caudal. Además, se observa un patrón en los resultados del MNE en el periodo de máximos caudales, siendo autotrófico en la caja 1 y en las cajas 2 y 3 heterotrófico. Donde la caja 1 tiene un comportamiento como sumidero de carbono y las cajas 2 y 3 como fuentes de carbono.

Los resultados promedio de MNE anual por caja indicaron que, en la caja 1 dominó el metabolismo autótrofo durante casi todo el año (excepto en el mes de marzo) (Tabla 9) con un MNE promedio de 8.0 Ton C d^{-1} (Figura 13). El MNE de la caja 2 fue completamente heterotrófico igual a $-10.0 \text{ Ton C d}^{-1}$. Por último, la caja

3 presentó el valor más alto de MNE promedio de $-71.2 \text{ Ton C d}^{-1}$, donde a lo largo del año presentó condiciones heterotróficas con excepción del mes de enero.

Tabla 9. MNE y DIP por mes y caja en (Ton d^{-1}). El tipo de metabolismo se representa con la letra H para un sistema heterótrofo y A para un sistema autótrofo.

Mes	Caja	ΔDIP	MNE	Tipo
Enero	1	-0.1	2.1	A
	2	0.2	-7.6	H
	3	-0.1	4.3	A
Marzo	1	0.1	-3.3	H
	2	0.2	-6.9	H
	3	1.0	-40.6	H
Mayo	1	0.0	0.2	A
	2	0.1	-2.0	H
	3	0.3	-10.9	H
Julio	1	-0.4	15.5	A
	2	0.2	-7.0	H
	3	1.2	-49.9	H
Septiembre	1	-0.7	29.8	A
	2	0.2	-9.8	H
	3	0.7	-30.5	H
Noviembre	1	-0.1	3.4	A
	2	0.7	-26.6	H
	3	7.3	-299.9	H

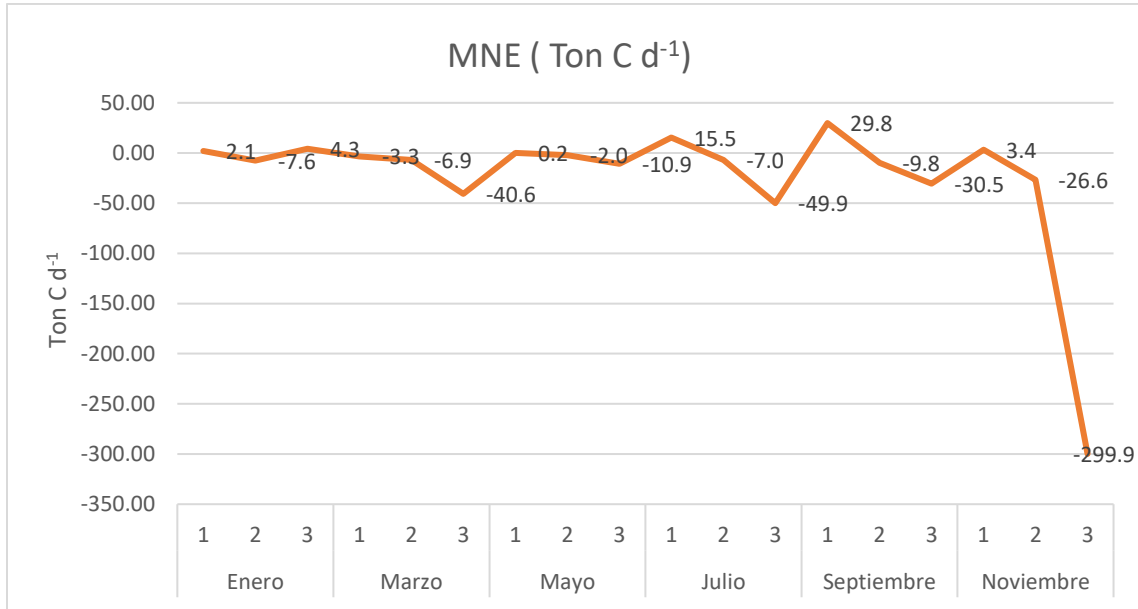


Figura 12. MNE en toneladas de C al día

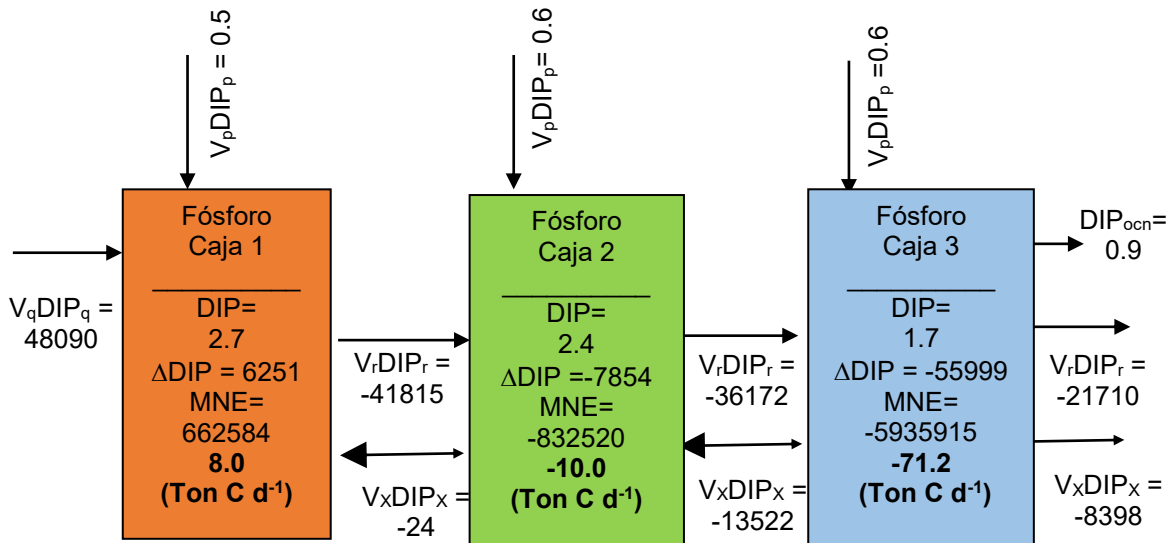


Figura 13. Balance anual promedio de DIP. Las concentraciones DIP están en $\mu\text{mol l}^{-1}$ y los flujos junto con el MNE están en mol d^{-1} .

Para los meses caracterizados, la fijación de nitrógeno neta, sólo se presentó la caja 1 (Figura 14), exceptuando los meses de marzo y julio, donde el valor más significativo se presentó en el mes de noviembre con un valor de 3.3 Ton de N d⁻¹ (Tabla 10). En las cajas restantes se observó desnitrificación neta, cuyo valor más grande fue en el mes de noviembre con -43.4 Ton de N d⁻¹.

La diferencia entre el nitrógeno fijado y liberado (Nfij- Desnit) para la escala anual promedio mostró que la caja 1 es positiva de 0.7 Ton d⁻¹, es decir que el sistema fija nitrógeno atmosférico. En las cajas restantes, de -162.0 Ton d⁻¹ para la caja 2 y de -12.9 Ton d⁻¹ para la caja 3, éstas son negativas, indicando que el sistema libera nitrógeno vía desnitrificación a la atmósfera (Figura 15).

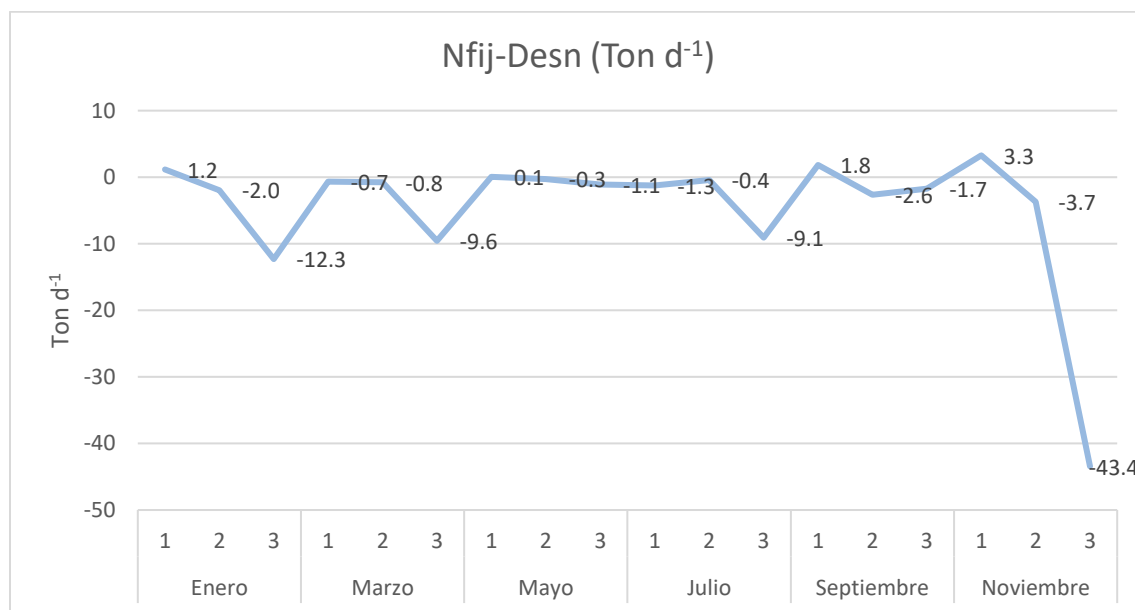


Figura 14. Nfijado-desnitrificado en toneladas al día

Tabla 10. DIN y diferencia de N fijado-desnitrificado por mes y caja en (Ton d⁻¹)

Mes	Caja	Δ DIN	Nfij -Desnit	Tipo
Enero	1	0.8	1.2	Fijación
	2	-0.6	-2.0	Desnitrificación
	3	-13.1	-12.3	Desnitrificación
Marzo	1	-0.1	-0.7	Desnitrificación
	2	0.4	-0.8	Desnitrificación
	3	-2.4	-9.6	Desnitrificación
Mayo	1	0.0	0.1	Fijación
	2	0.1	-0.3	Desnitrificación
	3	0.8	-1.1	Desnitrificación
Julio	1	-4.0	-1.3	Desnitrificación
	2	0.8	-0.4	Desnitrificación
	3	-0.3	-9.1	Desnitrificación
Septiembre	1	-3.4	1.8	Fijación
	2	-0.9	-2.6	Desnitrificación
	3	3.6	-1.7	Desnitrificación
Noviembre	1	2.7	3.3	Fijación
	2	1.0	-3.7	Desnitrificación
	3	9.4	-43.4	Desnitrificación

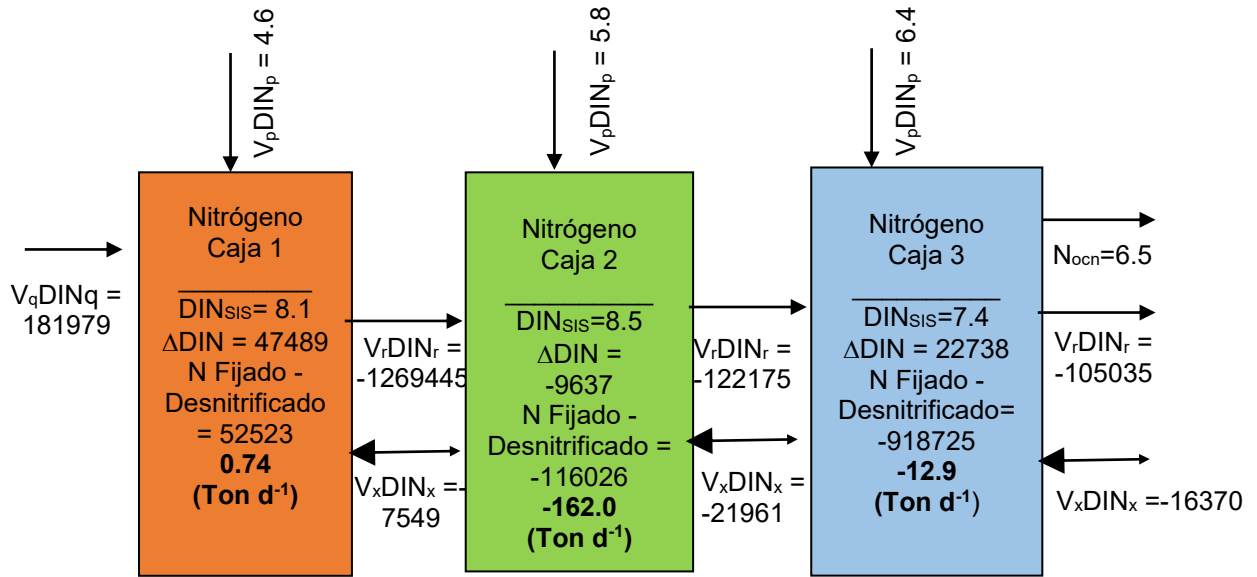


Figura 15. Balance anual promedio de DIN. Las concentraciones de DIN_{sis} están en $\mu mol\ l^{-1}$ y los flujos están en $mol\ d^{-1}$.

El sistema, en general, fue heterótrofo y desnitrificante, es decir, una fuente de carbono y nitrógeno hacia la atmósfera. Suma anual: $MNE = -439.6\ Ton\ C\ d^{-1}$ y $N_{fij-Desnit} = -82.5\ Ton\ d^{-1}$.

5. Discusión

Para este estudio, se observó un cambio en la salinidad entre la época de mínimos y máximos caudales. Específicamente, los valores más altos de salinidad se presentaron en el mes de mayo (caja 1 y 2) y en marzo (caja 3). Esto pudo deberse a la baja contribución de agua dulce, a una mayor evaporación sobre la precipitación y al alto flujo de intercambio con el agua del mar, por efectos de la marea y el oleaje (que afecta principalmente a la caja 3). El mes de septiembre presentó los valores más bajos de salinidad, esto se asocia al incremento en la descarga de agua dulce por una mayor corriente del río y una mayor contribución de la precipitación sobre la evaporación. En general, la caja 1 presentó los valores más bajos de salinidad por la descarga directa de agua dulce del río y la caja 3 con los valores más altos por la cercanía con la costa.

Sólo para el mes de septiembre la precipitación fue mayor a la evaporación, en el resto de los meses (y cajas) la evaporación fue mayor a la precipitación. Por lo cual, se considera que la precipitación no juega un papel importante en el balance hídrico anual y en la reducción de la concentración de sal y nutrientes observada en la mayoría de los resultados.

La tasa de renovación del agua para todo el sistema fue relativamente alta. Las razones principales de la alta tasa de renovación se asocian a que la zona no se encuentra “restringida”, es decir, tiene libre intercambio con el agua dulce y marina a lo largo del año (mismos que dependen de la temporada). Además de otros efectos físicos cómo la acción del viento y las mareas.

El MNE de noviembre del 2015 a septiembre de 2016 presentó variaciones a escala espacial y temporal. En el mes de septiembre en la caja 1 se registró el mayor sumidero de carbono (autotrofia neta) que puede estar asociado a grandes entradas de agua dulce, estimulando la producción primaria a través de las tasas elevadas de nutrientes (Testa & Kemp, 2011). A su vez, la entrada de agua por parte río, promovió un tiempo de residencia corto, lo que permite que el material

sea transportado antes de ser respirado. En contraste, el MNE mostró que en el mes de noviembre para la caja 3, se presentó la mayor liberación de carbono (heterotrofia neta) que se asocia a la carga de materia orgánica proveniente desde las regiones altas del estuario (caja 1 y 2) y probablemente de las periferias del sistema.

Para este estudio, el promedio neto anual por caja mostró que la caja 1 fue detectada principalmente autótrofa y las cajas 2 y 3 heterótrofes, siendo la caja 3 la que mayor liberación de carbono promedio tuvo al año. La autotrofia puede estar relacionada principalmente a los efectos antropogénicos de la zona que incrementan la entrada de nutrientes, promoviendo la producción primaria *in situ*, sobre la respiración ($p > r$) (D'Avanzo et al., 1996), ya que los nutrientes inorgánicos disueltos se asimilan rápidamente, y el material orgánico particulado producido se elimina del sistema antes de ser respirado. Por otro lado, la heterotrofia se asocia posiblemente a la entrada de carbono orgánico alóctono proveniente de los alrededores y a la exportación de exceso de materia orgánica desde la caja 1 (regiones estuarinas autótrofas) pasando por la caja 2 y llevando todo el exceso acumulado a la caja 3 (hacia aguas costeras) (Caffrey, 2004).

En la temporada de máximos caudales, se identificó de forma general un patrón dentro del sistema, siendo la caja 1 autótrofa y las cajas 2 y 3 heterótrofes, es decir, arrojó los mismos resultados del promedio anual por caja. En contraste, la temporada de mínimos caudales no mostró un patrón regular de MNE como en máximos caudales, sólo la caja 2 presentó el mismo patrón de heterotrofia (y que se presentó para todos los meses de estudio). Este comportamiento asociado a la caja 2, se debe a la dominancia de la respiración sobre la producción ($p < r$) debido a que previos del Future Earth Coast sugieren que la heterotrofia neta de regiones estuarinas es impulsada por la exportación de exceso de materia orgánica desde las regiones autótrofas netas como lo fue la caja 1.

Los resultados obtenidos en el balance de nitrógeno muestran que la mayor fijación de nitrógeno neta se observó en el mes de noviembre en la caja 1 y la mayor desnitrificación neta en el mismo mes en la caja 3. Para el primer caso, se relaciona la fijación de nitrógeno a la autotrofia de la zona. Por el contrario, la mayor desnitrificación calculada puede deberse a que en esta misma caja se presentó la mayor heterotrofia, lo que favorece condiciones para el proceso de desnitrificación.

Los flujos de DIN en esta época de estudio indicaron que la caja 1 fue la única que funcionó como un sumidero de nitrógeno, que se asocia probablemente a los procesos de remineralización de la materia orgánica nitrogenada en el agua y el sedimento. Por otro lado, las cajas 2 y 3 mostraron ser fuentes de nitrógeno hacia la atmósfera por una mayor desnitrificación neta, siendo la caja 2 que mayor desnitrificación tuvo por las condiciones hipóxicas debido a la heterotrofia de la zona. Para las temporadas de mínimos y máximos caudales, no se encontró una relación o patrón entre la fijación-desnitrificación y la corriente de agua.

Los resultados obtenidos de la suma anual mostraron que, el sistema se comportó principalmente, como un emisor de carbono y una fuente de nitrógeno hacia la atmósfera sugiriendo que la zona de estudio posiblemente ha alcanzado su capacidad de carga. Otros estudios realizados en el país muestran valores de MNE y $N_{fij-Desnit}$ menores a los obtenidos en este estudio (Tabla 11). Esto se atribuye a la entrada de nutrientes del río San Pedro-Mezquital y la posible descarga de carbono orgánico y nitrógeno inorgánico originario de los alrededores del sistema costero.

Tabla 11. Comparación de MNE y Nfij-Desnit con otros sistemas costeros en México (Smith et al., 1997)

Sistema	Área 10 ⁶ m ²	Volumen 10 ⁶ m ³	T _{residencia} Año	MNE (mol m ⁻² año ⁻¹)	Nfij –Desnit (mol m ⁻² año ⁻¹)
Mexcaltitán RBMNN Nayarit	17	27	0.0009	-18	-3
Teacapan-Agua Brava- RBMNN Sinaloa Nayarit	1600	1266	0.09	11	1.5
Estero de Punta Banda Baja California EPB	12	20	0.03	-5	-0.08
Bahía de San Quintín Baja California BSQ	42	90	0.04 – 0.08	-4	-0.7
Bahía de San Luis Gonzaga Baja California SLG	3	11	0.004- 0.009	-3	-1
Estero de la Cruz Sonora ELC	23	32	0.06 – 0.12	-1	-0.1
Ensenada de La Paz ELP Baja California Sur	45	145	0.10 - 0.08	2	0.3
Bahía de Altata-Ensenada del Pabellón Sinaloa EP	460	1400	0.08	-17	-2.4
Carretas –Pereyra Chiapas	35	53	0.07	-9	-1.3
Chantuto- Panzacola Chiapas CP	30	45	0.013	0	0.2
Laguna de Terminos Campeche LT	1700	5000	0.24	10	0.6

Conclusiones

- Mediante la aplicación del balance biogeoquímico Future Earth Coast se pudo caracterizar al sistema como mayormente heterotrófico durante el periodo de estudio con un MNE negativo ($r > p$) y que se calculó como una fuente de carbono con la liberación de 439.61 Ton C d⁻¹.
- Con este mismo modelo se obtuvo que el sistema presenta una importante desnitrificación neta, con la liberación de 82.51 Ton d⁻¹ de nitrógeno.
- Se pudieron estimar los comportamientos de fijación de carbono (autotrofia) y de liberación del mismo (heterotrofia) con la proporción de Redfield, identificando los principales momentos a lo largo de un año donde el sistema se comporta como fuente o sumidero, así como los patrones que siguen, en el sur de la Reserva de la Biosfera en Marismas Nacionales, mostrando que el sistema no sigue un comportamiento regular en el MNE y Nfij- Desnit.
- Los estuarios- y otros ecosistemas costeros- funcionan no sólo como sumideros de carbono, sino también como emisores de CO₂ como consecuencia de la entrada de carbono terrestre probablemente asociado a las actividades productivas humanas en la zona.

Referencias

- Beatley, T., Brower, D. & Schwab, A., 2002. Understanding the coastal environment. En: *An Introduction to Coastal Zone Management: Second Edition*. Washington, Dc: Island Press, pp. 13-15.
- Bianchi, T. S., 2007. Rivers, Estuaries, and the Coastal Ocean. En: *Biogeochemistry of Estuaries*. New York: Oxford University Press, Inc., pp. 495-505.
- Bouillon, S. A. y otros, 2008. Mangrove production and carbon sinks: A revision of global Budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, Volumen 22, pp. 1-12.
- Caffrey, J. M., 2004. Factors controlling net ecosystem metabolims in U.S. *Estuaries and Coasts*, 27(1), pp. 90-101.
- Cebrian, J. & Duarte, C., 1996. Plant growth-rate dependence of detrital carbon storage in ecosystems. *Science* , 268(5217), pp. 1606-1608.
- CFE, 2013. Proyecto de las obras. En: *Manifestación de Impacto Ambiental Regional: Proyecto hidroeléctrico las Cruces*. Nayarit: s.n., pp. 44-47.
- CONABIO, 2015. *Política nacional de mares y costas de México*. [En línea] Available at: http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/mares/pdf/A4_PNMC_actualizada_dic2015.pdf
- CONAPO, 2006. Proyecciones de la Población de México 2005-2050. En: México: Consejo Nacional de Población (CONAPO), p. 30.
- Crosssland, C. y otros, 2006. The Coastal Zone – a Domain of Global Interactions. En: *Coastal Fluxes in the Anthropocene: The Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone Project of the International Geosphere-Biosphere Programme*. Brisbane: Springer Science & Business Media, pp. 1-15.
- Cummins, V. y otros, 2014. *Future Earth-Coasts*. [En línea] Available at: <https://s3-eu-west-2.amazonaws.com/futureearthcoasts/wp-content/uploads/2018/05/30154928/LOICZ-Signpost-Web.pdf> [Último acceso: 20 marzo 2018].
- D'Avanzo, C., Kremer, J. & Wainright, S., 1996. Ecosystem production and respiration in response to eutrophication in shallow temperate estuaries.. *Marine Ecology Progress Series 141*, p. 263–274.
- Dodds, W. & Cole, J., 2007. Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: It's not just the autotrophs. *Aquatic Sciences*, 69(4), pp. 427-439.
- Duan, S. & Kaushal, S., 2013. Warmin increases carbon and nutrient fluxes from sediments in streams across land use. *Biogeosciences*, 10(2), pp. 1193-1207.

Duarte, C., Middelburg, J. & Caraco, N., 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences discussions*, 1(1), pp. 659-679.

Duarte, C. N. y otros, 2010. Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochemical*, 24(GB4032), pp. 1-8.

Dyer, K., 2001. Estuarine Circulation. In: *Encyclopedia of Ocean*. Plymouth,UK: Elsevier Ltd, pp. 846-852.

Fairbridge, R., 1980. The estuary: its definition and geodynamic cycle. Chemistry and biochemistry of estuaries. In: E. Olausson & I. Cato, eds. *Chemistry and Geochemistry of Estuaries*. New York John Wiley and Son, p. 1–35.

FAO, 2016. The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA). En: Roma: Food and Agriculture Organization, pp. 2-22.

Flores Verdugo, F., 1986. *Ecología de los Manglares y Perfil de Comunidades de los Sistemas Lagunares de Agua Brava y Marismas Nacionales, Nayarit.*, México: Boletín Humedales Costeros de México. Reporte técnico, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. Clave PCEEBNA-02206.

Gattuso, J., Frankignoulle, M. & Wollast, R., 1998. Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Anual Review of Ecology and Systematics*, 29(1), p. 405–434.

Gazeau, F. y otros, 2011. Net ecosystem metabolism in a micro-tidal estuary (randers Fojord, Denmark; evaluation of methods). *Marine Ecology Progress Series*, Volumen 301, pp. 23-41.

Gordon, D. J. y otros, 1996. LOICZ biogeochemical modelling guidelines. Land–ocean interactions in the coastal zone. En: Texel: LOICZ Reports and Studies No. 5, pp. 5-16.

Hendriks, I., Sintes, T., Bouma, T. & Duarte, C., 2007. Experimental assessment and modeling evaluation of the effects of seagrass (*P. oceanica*) on flow and particle trapping. *Marine Ecology Progress Series* 356; Volumen 356, p. 163–173.

Hobbie, J., 2000. The key to progress in coastal ecological research. En: *Estuarine Science: A Synthetic Approach to Research and Practice*. Washington, DC: Island Press, p. 1–11.

Huntsman, A., 1948. Method in Ecology- Biapocrisis. *Ecology*, 29(1), pp. 30-42.

INEGI, 1995. *Santiago Ixcuintla. Cuaderno Estadístico Municipal*. [En línea] Available at: http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/2104/702825933258/702825933258_2.pdf [Último acceso: 16 Enero 2018].

INEGI, 2013. *Sistema de cuentas nacional. PIB por entidad federativa*. [En línea] Available at: <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/cn/pibe/default.aspx> [Último acceso: 22 enero 2018].

Instituto Nacional de la Pesca, 1994. Aspectos Generales del medio natural y socioeconómico. En: *Manifestación de Impacto Ambiental. Obras de estabilización del canal de comunicación en la boca de Talegas, sistema lagunar Mexclatitan, Nayarit*. México: Dirección General de flota pesquera e infrestructura, pp. 21-47.

IPCC, 2014. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. En: *Cambio climático 2014: Informe de síntesis*. Ginebra, Suiza: IPCC, p. 72.

Kirkwood, D., 1994. *San-Plus segmented flow analyzer and its applications*. Amsterdam: Analysis Seawater Skalar.

Kuwaie, T. y otros, 2016. Blue carbon in human-dominated estuarine and shallow coastal systems. *Ambio*, 45(3), pp. 290-301.

Lalli, C. M. & Parsons, T. R., 1997. Estuaries. En: *Biological Oceanography An Introduction*. University of British, Vancouver, Canada: Elsevier, p. 258.

Lara Domínguez, A. L. y otros, 2011. Lagunas costeras y estuarios. En: *Recursos Hídricos. La Biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado*. CONABIO, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C. ISBN: -607-7607-50-2, pp. 301-313.

McLeod, E. y otros, 2011. A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), pp. 552-559.

McLusky, D. S., Elliott, M. & Elliott, M., 2004. The estuarine environment. In: *The estuarine ecosystem: ecology, threats and management*. Oxford University Press on Demand, p. 1.

Montalvo, J. & Loza, S., 2006. Flujos de materiales conservativos y no conservativos en la Bahía de Jigüey (Archipiélago de Sabana- Camagüey, Cuba) y el océano. *Serie Oceanológica*, pp. 1-10.

Nellemann, C. y otros, 2009. Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme. En: Noruega: UNEP/Earthprint, pp. 11-39.

Noriega, C. E. & Araujo, M., 2011. Nutrient budgets (C, N and P) and trophic dynamics of a Brazilian tropical estuary; Barra das Jangadas. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 83(2), pp. 441-456.

Pritchard, D., 1967. *What Is an Estuary: Physical Viewpoint*. In *Estuaries*., Washington DC: AAAS.

R Core Team, 2017. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>.

Redfield, A., 1958. The biological control and chemical factors in the environment. *American Scientist*, 46(3), pp. 206-226.

Regnier, P. y otros, 2013. Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. *Nature Geoscience* 6, p. 597–607.

Sánchez, R. & Barrios, E., 2011. Caudal ecológico: propuesta metodológica: Ejemplo de caso río San Pedro Mezquital, Mariasmas Nacionales, Nayarit. En: *Ambiente, biología y sociedad, manejo y Legislación de sistemas costeros mexicanos*. México: Plaza y Valdés, pp. 437-440.

Servicio Meteorológico Nacional, 2010. *Información climatológica por estado*. [En línea] Available at: <http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-ver-estado?estado=nay> [Último acceso: 24 enero 2018].

Smith, S. V., Ibarra-Obando, S., Boudreau, P. R. & Camacho-Ibar, V. F., 1997. *Comparison of carbon, nitrogen and phosphorus fluxes in Mexican coastal lagoons*. Texel: LOICZ International Project Office NIOZ.

Solorzano, L., 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenylhypochlorite method. *Limnology and Oceanography* banner, pp. 799-802.

Song, C. y otros, 2018. Continental-scale decrease in net primary productivity in streams due to climate warming. *Nature Geoscience*, Volumen 1, pp. 415-422.

Staehr, P. A. y otros, 2011. The metabolism of aquatic ecosystems: history, applications, and future challenges. *Aquatic Sciences*, 15 March, 74(1), pp. 15-29.

Statham, P. J., 2011. Nutrients in estuaries - An overview and potential impacts of climate change. *Science of The Total Environment*, Volumen 434, pp. 213-227.

Strickland, J. & Parsons, T., 1972. A practical handbook of seawater analysis. En: Ottawa: Fisheries research board of Canada, pp. 40-55.

Swaney, D., Smith, S. & Wuff, F., 2011. The LOICZ Biogeochemical Modeling Protocol and its Application to Estuarine Ecosystems. In: E. Wolanski & D. McLusky, eds. *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. Waltham: Academic Press, pp. 132-158.

Teixeira, C., Magalhaes, R., Boaventura & Bordalo, 2010. Potential rates and environmental controls of denitrification and nitrous oxide production in a temperate urbanized estuary. *Mar Environ*, p. 336.

Testa, J. & Kemp, W., 2011. Treatise on Estuarine and Coastal Science. En: E. Wolanski & D. McLusky, edits. *Metabolic Balance between Ecosystem Production and Consumption*. Waltham: Academic Press, pp. 83-118.

Thrush, S. F. et al., 2013. *The many uses and values of estuarine ecosystems. Ecosystem services in New Zealand—conditions and trends*. Lincoln, New Zealand: Manaaki Whenua Press.

Tilman, D. y otros, 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292, p. 281–284.

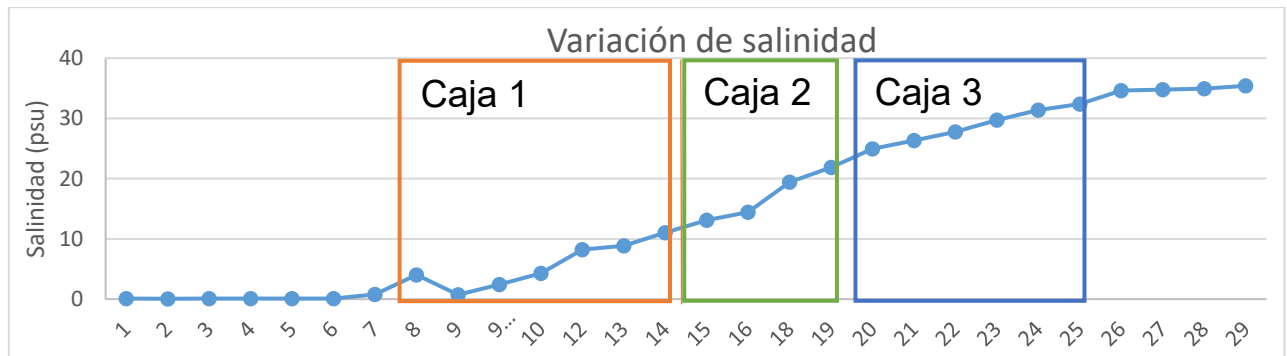
Valdespino, P. M., 2008. Evaluación del metabolismo comunitario (producción bruta, respiración y producción neta) mediante la dinámica del oxígeno en el embalse de Valle de Bravo, México. *Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Maestría en Ciencias (Limnología)*. UNAM, pp. 5-16.

Valenzuela-Siu, M., Arreola-Lizárraga, J., Sánchez-Carrillo, S. & Padilla- Arredondo, G., 2007. Flujos de nutrientes y metabolismo neto de la laguna costera Lobos, México. *Hidrobiológica*, pp. 193-208.

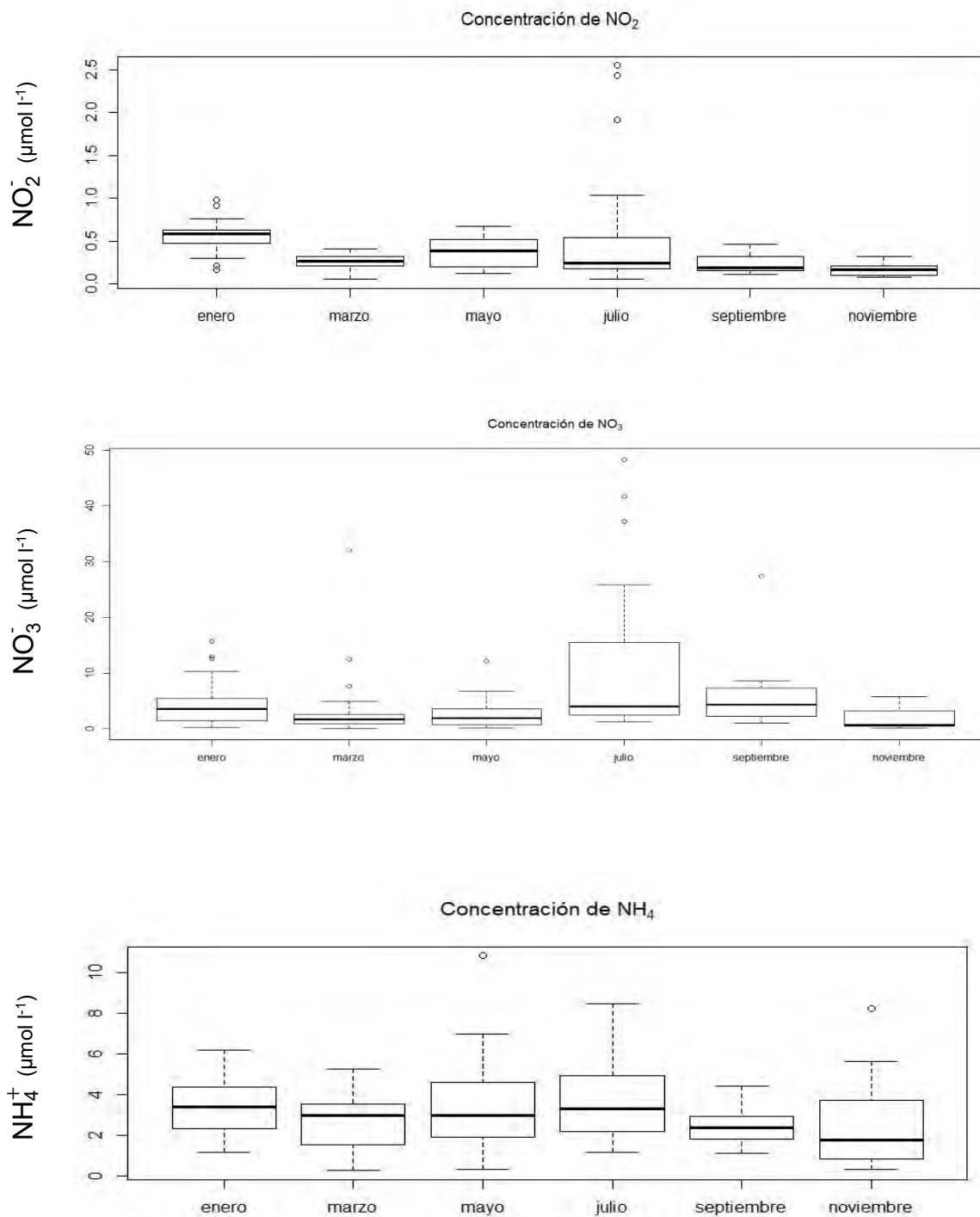
Yáñez-Arancibia, A. & Day, J. W., 2010. La zona costera frente al cambio climático: vulnerabilidad de un sistema biocomplejo e implicaciones en el manejo costero. *Cambio Climático en México un Enfoque Costero-Marino*, pp. 3-22.

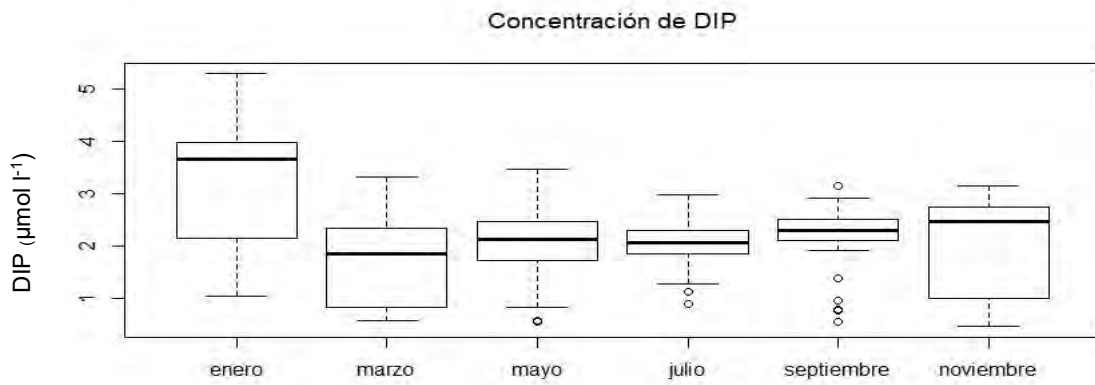
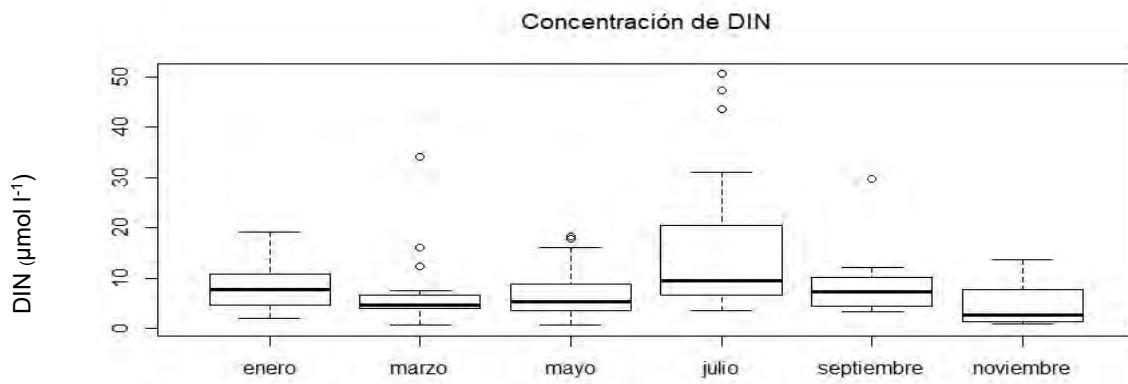
Anexo 1

Variación de salinidad



Anexo 2 Concentración de nutrientes mensual





Anexo 3

Unidades de carbono utilizado

Factor	Simbolo
10^3	k (kilo)
10^6	M(Mega)
10^9	G (Giga)
10^{12}	T(Tera)
10^{15}	P (Peta)

La tasa de cambio de C a CO₂ es 44/12 i.e 1 atom de C es equivalente a 3.67t CO₂