



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

**Factores que controlan el estado trófico de la zona costera adyacente al
sistema Grijalva Usumacinta.**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

EN EL CAMPO DE CONOCIMIENTO DE QUÍMICA ACUÁTICA

PRESENTA:

Biól. Wendy Nahomy Sanchez Muñoz

TUTOR PRINCIPAL:

Dr. José Gilberto Cardoso Mohedano.
Estación del Carmen-ICML, UNAM

COMITÉ TUTOR:

Dr. Federico Páez Osuna
Unidad Académica Mazatlán- ICML, UNAM
Dr. Joan Albert Sánchez Cabeza
Unidad Académica Mazatlán- ICML, UNAM
Dra. Ma. Luisa Machain Castillo
Ciudad Universitaria- ICML, UNAM
Dr. Jorge Feliciano Ontiveros Cuadras
Ciudad Universitaria- ICML, UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX., AGOSTO, 2022



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.



Factores que controlan el estado trófico de la zona costera adyacente al sistema Grijalva Usumacinta.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

EN EL CAMPO DE CONOCIMIENTO DE QUÍMICA ACUÁTICA

PRESENTA:

Biól. Wendy Nahomy Sanchez Muñoz

TUTOR PRINCIPAL:

Dr. José Gilberto Cardoso Mohedano.
Estación del Carmen-ICML, UNAM

COMITÉ TUTOR:

Dr. Federico Páez Osuna. Unidad Académica Mazatlán- ICML, UNAM
Dr. Joan Albert Sánchez Cabeza. Unidad Académica Mazatlán- ICML, UNAM
Dra. Ma. Luisa Machain Castillo. Ciudad Universitaria- ICML, UNAM
Dr. Jorge Feliciano Ontiveros Cuadras. Ciudad Universitaria- ICML, UNAM

MÉXICO, CD. MX., AGOSTO, 2022



Conocerse a sí mismo no es garantía de felicidad, pero está del lado de la felicidad y puede darnos el coraje para luchar por ella

Simone de Beauvoir

Agradecimientos

Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México; al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo financiero que me fue brindado durante mis estudios de posgrado; con número de registro CVU: 1080752. Al financiamiento parcial de los proyectos: FORDECYT-CONACYT (273646), UNAM: PAPIIT-IN110518 y PAPIITI-A101821.

A mi director de tesis, el Dr. José Gilberto Cardoso Mohedano, al Dr. Federico Páez Osuna, al Dr. Joan Albert Sánchez Cabeza, a la Dra. María Luisa Machain Castillo y al Dr. Jorge Feliciano Ontiveros Cuadras, miembros de mi Jurado de Examen de Grado y del Comité Tutoral, por sus valiosas observaciones, correcciones y aportaciones con la finalidad de enriquecer mi aprendizaje, pero, sobre todo, gracias por su paciencia y motivación.

A la Unidad Académica del Carmen de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México y al Dr. José Gilberto Cardoso Mohedano, por brindarme un espacio y un ambiente de crecimiento personal, académico y profesional, por hacerme miembro de su laboratorio de Modelado Ecológico y darme las herramientas para fortalecer mi trabajo como futura académica.

A otros colaboradores: a A. Rodríguez Ramírez, a J. A. Reda Deara, a Y. Ahuja Jiménez, a M. Meneses Fernández y a L. F. Álvarez por el apoyo técnico y a F. S. Castillo-Sandoval por realizar el análisis de nutrientes.

Dedicatoria

Dedico este trabajo a Dios, por darme la fuerza y convicción que me trajo hasta este punto.

A mi mamá, por ser mi apoyo incondicional en la vida, por ser esa llamada que me llenaba de alegría, por siempre tratar de contarme los últimos chismes en esos días cuando pensaba que me iba a quedar muda por no hablar en absoluto. A mí hermana, por ser la persona más valiente en este mundo, por quererme y estar para mí, a pesar de la distancia. A mí papá, por ser la voz de la razón que muchas veces me hizo falta, por su amor y dedicación como el mejor papá que alguien puede tener.

A la familia Brindis, por todo su apoyo y cariño, por ser parte de mi vida. A mis mejores amigos, a Brenda, a Itzel, a Lore, a Ricardo, por ser incondicionales y leerme o escucharme cuando estaba feliz, triste o emocionada. A mí amigo José Andrés, por ser el “hermano académico” que me brindó su ayuda desde el primer momento.

A Carlos, por toda la ayuda que me brindó a través de todo este tiempo, por ser la voz que me apoyó y reconfortó en los momentos más difíciles, por ser la persona que compartió conmigo un sinnúmero de alegrías, éxitos, fracasos y momentos divertidos, por permitirme aprender a su lado durante tantos años, por haber sido la persona más importante en mi vida.

Índice General

1.	INTRODUCCIÓN.....	15
1.1	LOS NUTRIENTES.....	16
1.2	LA EUTROFIZACIÓN.....	19
1.3	ÍNDICES DE EUTROFIZACIÓN.....	20
1.4	EL SISTEMA GRIJALVA-USUMACINTA.....	22
2.	ANTECEDENTES.....	25
3.	JUSTIFICACIÓN.....	28
1.5	PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN.....	29
4.	HIPÓTESIS.....	30
5.	OBJETIVOS.....	30
5.1	OBJETIVO GENERAL.....	30
5.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	30
6.	METODOLOGÍA.....	31
6.1	ÁREA DE ESTUDIO.....	31
6.1.1	<i>El Sistema Grijalva Usumacinta.....</i>	<i>31</i>
6.2	ANÁLISIS DE MUESTRAS.....	35
6.3	ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	37
6.4	ÍNDICE DE EUTROFIZACIÓN.....	38
6.4.1	<i>Índice TRIX.....</i>	<i>38</i>
6.4.2	<i>Índice CCME-WQI.....</i>	<i>39</i>
6.4.3	<i>Nutriente Limitante.....</i>	<i>40</i>
6.4.4	<i>Índice ICEP.....</i>	<i>41</i>
7.	RESULTADOS.....	42
7.1	VARIACIÓN VERTICAL DE SALINIDAD, TEMPERATURA Y OXÍGENO.....	42
7.1.1	<i>FHC03.....</i>	<i>42</i>
7.1.2	<i>MAR05.....</i>	<i>44</i>
7.1.3	<i>PPC03.....</i>	<i>46</i>
7.2	VARIACIÓN ESTACIONAL DE VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS.....	48
7.2.1	<i>Salinidad.....</i>	<i>48</i>
7.2.2	<i>Temperatura.....</i>	<i>49</i>
7.2.3	<i>Oxígeno disuelto.....</i>	<i>51</i>
7.2.4	<i>Potencial óxido reducción (ORP).....</i>	<i>53</i>
7.2.5	<i>Turbidez.....</i>	<i>54</i>
7.2.6	<i>Clorofila a.....</i>	<i>56</i>
7.3	DISTRIBUCIÓN DE LOS NUTRIENTES PARA LA CAPA SUPERFICIAL.....	58
7.3.1	<i>Distribución de Amonio.....</i>	<i>58</i>
7.3.2	<i>Distribución de Nitrito.....</i>	<i>58</i>
7.3.3	<i>Distribución de Nitrato.....</i>	<i>59</i>
7.3.4	<i>Distribución de SRP.....</i>	<i>59</i>
7.3.5	<i>Distribución de SRSi.....</i>	<i>60</i>



7.3.6	<i>Distribución de PT</i>	60
7.3.7	<i>Distribución de NT</i>	61
7.4	VARIACIÓN ESTACIONAL DE NUTRIENTES.....	63
7.4.1	NH_4^+	63
7.4.2	NO_2^-	64
7.4.3	NO_3^-	66
7.4.4	SRP.....	68
7.4.5	SRSi.....	70
7.4.6	PT.....	72
7.4.7	NT.....	74
7.4.8	<i>Relación NT:NP</i>	76
7.4.9	<i>Relación N:P</i>	78
7.5	ANÁLISIS DE FACTORIAL.....	81
7.6	ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO.....	84
7.6.1	<i>Índice de eutrofización costera ICEP</i>	84
7.6.2	<i>Índice de estado trófico TRIX</i>	84
7.6.3	<i>Índice CCME – WQI</i>	85
7.6.4	<i>Análisis Factorial</i>	86
8.	DISCUSIÓN	87
8.1	PLUMA DEL RÍO.....	87
8.2	VARIACIÓN EN LA CONCENTRACIÓN DE LOS NUTRIENTES.....	88
8.2.1	<i>Relación N:P</i>	90
8.3	ÍNDICES DE EUTROFIZACIÓN.....	91
9.	CONCLUSIONES	94
10.	RECOMENDACIONES Y PERSPECTIVAS	95
11.	REFERENCIAS	96

Índice de Figuras

Figura 1. Descripción simplificada del ciclo del nitrógeno marino que ilustra las transiciones redox y de fase mediadas por microorganismos. Las cajas contienen las especies de nitrógeno y sus números de oxidación. Las flechas representan las siguientes reacciones de transformación: 1.- fijación de nitrógeno, 2.- solubilización, 3.- amonificación, 4.- nitrificación, 5.- desnitrificación, 6.- oxidación anaerobia del ion amonio, 7.- nitrificación anaerobia mediada por reducción de manganeso, 8.- reducción de nitrato disimilatorio a amoniaco, 9.- reducción de nitrógeno asimilatorio. A= proceso microbiano de oxidación anaerobia (tomado de Libes, 2009).....	17
Tabla 1. Índices, variables para su medición y valores de referencia para el estado trófico	21
Figura 2. Cuenca del sistema Grijalva Usumacinta (tomado de qgis2web).	23
Tabla 2. Resultados del índice TRIX para sistemas acuáticos y costeros de México.....	27
Figura 3. Representación de las presas sobre el cauce del Grijalva y sus modificaciones en las descargas estacionales. 1hm ³ = 1 millón de metros cúbicos de agua. Tomado de (Alcérrec-Huerta et al., 2019).	33
Figura 4. Ubicación de las estaciones de muestreo en la Zona costera adyacente al sistema Grijalva-Usumacinta agrupadas por zonas: 1.- Puerto Frontera (rojo), 2.- Río San Pedro-San Pablo (naranja) y 3.- marina (amarillo).....	35
Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos y nutrientes medidos para cada zona.....	36
Tabla 4. Precisión del autoanizador de flujo segmentado SKALAR.....	37
Tabla 5. Valores de referencia para el índice CCME-WQI.....	40
Figura 5. Perfil de Salinidad, Temperatura y Oxígeno para la estación FHC03 de Puerto Frontera	43
Figura 6. Perfil de Salinidad, Temperatura y Oxígeno para la estación MAR05 de la zona marina.	45
Figura 7. Perfil de Salinidad, Temperatura y Oxígeno para la estación PPC03 de la zona del San Pedro San Pablo.	47
Figura 8. Distribución de la Salinidad superficial en la zona de estudio.	48
Figura 9. Variación temporal de la salinidad en las diferentes zonas muestreadas; marina (MAR), Puerto Frontera (FHC) y San Pedro San Pablo (PPC). Los rombos pequeños representan datos atípicos. La línea central de cada caja representa la media, el límite superior de la caja representa el valor del percentil 75, el límite inferior de cada caja representa el percentil 25.....	49
Figura 10. Variación temporal de la temperatura en las diferentes zonas muestreadas; marina (MAR), Puerto Frontera (FHC) y San Pedro San Pablo (PPC).....	51

Figura 11. Variación temporal del oxígeno disuelto en las diferentes zonas muestreadas; marina (MAR), Puerto Frontera (FHC) y San Pedro San Pablo (PPC).	52
Figura 12. Variación temporal del ORP en las diferentes zonas muestreadas; marina (MAR), Puerto Frontera (FHC) y San Pedro San Pablo (PPC).	54
Figura 13. Variación temporal de la turbidez en las diferentes zonas muestreadas; marina (MAR), Puerto Frontera (FHC) y San Pedro San Pablo (PPC).	55
Figura 14. Variación temporal de la concentración de Clorofila <i>a</i> en las diferentes zonas muestreadas; marina (MAR), Puerto Frontera (FHC) y San Pedro San Pablo (PPC).	57
Figura 15. Isolíneas de concentración de NH_4^+ en la capa superficial (< 0.5 m).	58
Figura 16. Isolíneas de concentración de NO_2^- en la capa superficial (< 0.5 m).	58
Figura 17. Isolíneas de concentración de NO_3^- en la capa superficial (< 0.5 m).	59
Figura 18. Isolíneas de concentración de SRP en la capa superficial (< 0.5 m).	59
Figura 19. Isolíneas de concentración de SRSi en la capa superficial (< 0.5 m).	60
Figura 20. Isolíneas de concentración de PT en la capa superficial (< 0.5 m).	60
Figura 21. Isolíneas de concentración de NT en la capa superficial (< 0.5 m).	61
Tabla 6. Variación en la concentración estacional de los nutrientes (μM), mínimo-máximo (media \pm desviación estándar).	62
Figura 22. Variación temporal de la concentración de NH_4^+ en las diferentes zonas muestreadas. Los rombos pequeños representan datos atípicos.	64
Figura 23. Variación temporal de la concentración de NO_2^- en las diferentes zonas muestreadas.	66
Figura 24. Variación temporal de la concentración de NO_3^- en las diferentes zonas muestreadas.	68
Figura 25. Variación temporal de la concentración de PO_4^{3-} (SRP) en las diferentes zonas muestreadas.	70
Figura 26. Variación temporal de la concentración del SiO_2 (SRSi) en las diferentes zonas muestreadas.	72
Figura 27. Variación temporal de la concentración del PT en las diferentes zonas muestreadas.	74
Figura 28. Variación temporal de la concentración del NT en las diferentes zonas muestreadas.	76
Figura 29. Variación temporal de la relación NT:PT en las diferentes zonas muestreadas.	78
Figura 30. Variación temporal de la concentración del N:P en las diferentes zonas muestreadas.	80
Figura 31. Histograma de frecuencias de la relación N:P, el círculo rojo indica la frecuencia en las concentraciones molares menores a 1:16.	80
Figura 32. Porcentaje de la concentración de las especies de nitrógeno en el NID para la temporada de secas y para la temporada de lluvias.	81
Tabla 7. Cargas del análisis de factores.	82

Figura 33. Gráfico de árbol representativo de los 3 factores.....	83
Figura 34. Gráfico de la variación del TRIX por temporada.....	85

Resumen

El Sistema Grijalva – Usumacinta (SGU) es el segundo aporte de agua dulce más importante al Golfo de México, en él se acumula alrededor del 30% del escurrimiento de todo el país. La zona costera del SGU está localizada entre las barras del Río Tonalá en Tabasco y el Río San Pedro San Pablo con una extensión de 160 km. El aporte de agua dulce a la zona costera muestra los máximos niveles de descarga en septiembre – octubre.

En el presente trabajo se estudió cómo las descargas del SGU modifican los parámetros fisicoquímicos, las concentraciones de nutrientes y el estado trófico de la zona costera receptora, durante la época de lluvias y secas. Se obtuvieron mediciones in situ de salinidad, temperatura, oxígeno disuelto (OD), potencial óxido reducción (ORP), turbidez y clorofila *a*. Además, se midió la concentración de NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , fosforo reactivo soluble (SRP), silicio reactivo soluble (SRSi), y del nitrógeno (NT) y fósforo total (PT). Para estudiar el efecto de las descargas se definieron tres zonas de estudio: la Zona de Puerto Frontera (FHC) frente a la descarga del SGU, la Zona Marina (MAR) situada sobre la pluma del río hasta los 9 km mar adentro y la Zona del San Pedro San Pablo (PPC) frente a la descarga del Río San Pedro-San Pablo.

Los resultados indican que durante la temporada de secas se forma una ligera pluma de agua salobre (10-33 ups) principalmente en la zona FHC y la temperatura fue significativamente más alta que la registrada en temporada de lluvias. En la temporada de secas se registró la mayor concentración de clorofila *a*. En cuanto a los nutrientes, las concentraciones de nutrientes disueltos y el PT fueron significativamente menores a los registrados durante la temporada de lluvias, pero no presentaron diferencias significativas entre las zonas o profundidades; esto podría deberse a procesos de mezcla y transporte que mantiene la concentración de los nutrientes de manera constante. Por otro lado, el NT fue el único nutriente que no presentó diferencias significativas entre temporadas, zonas o profundidades, lo que podría deberse a procesos de circulación que pueden estar transportando NT fuera de la zona de estudio. Durante la temporada de lluvias se formó una pluma de agua dulce que se extendió hasta la zona marina. La Temperatura y OD fueron significativamente más bajas a los registrados en la temporada de secas, lo que pudo deberse a que

el agua dulce presentó altas concentraciones de nutrientes y materia orgánica, por lo que la demanda de oxígeno aumenta.

Por otra parte, el índice de eutrofización costera ICEP mostró que la zona costera no es potencialmente eutrófica ya que en ninguna temporada la relación N:P fue mayor a la concentración de SRSi. El índice CCME-WQI indicó que en secas el estado trófico fue marginal, con tendencia a pobre en lluvias. Mientras que el índice TRIX mostró que la zona costera presentó condiciones oligotróficas en secas con tendencia a mesotróficas en lluvias. En general, los índices de eutrofización indican que durante la temporada de lluvias las descargas de nutrientes del SGU incrementan el estado trófico de la zona costera receptora.

Abstract

The Grijalva-Usumacinta System (GUS) is the second most important contribution of fresh water to the Gulf of Mexico, accumulates about 30% percent of the runoff of Mexico. The GUS coastal area is located between the bars of the Tonalá River in Tabasco and the San Pedro San Pablo River with an extension of 160 km. The contribution of fresh water to the coastal zone reports the maximum discharge values in September – October.

In the present work, we studied how the discharges of the GUS modify the physicochemical parameters, the concentrations of nutrients and the trophic state of the receiving coastal zone during the dry and rainy season. We obtained measures in situ of salinity, temperature, dissolved oxygen (DO), Oxidation-Reduction Potential (ORP), turbidity and chlorophyll *a*. In addition, we analyzed the concentration of NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , soluble reactive phosphorus (SRP), soluble reactive silicon (SRSi), total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP). To study the effect of discharges, we defined three study areas: the Frontera Harbor Zone (FHC) in front of the discharge of SGU; the Marine Zone (MAR) located on the river plume up to 9 km offshore; and the San Pedro San Pablo Zone (PPC) in front of the discharge of San Pedro-San Pablo River.

The results indicate that, during the dry season, a slight plume of brackish water was formed (10 – 33 ups) mainly in the FHC zone and temperature was significantly higher than that recorded during the rainy season. In dry season was recorded the higher concentration of chlorophyll *a*. As for the nutrients, the concentration of nutrients and the PT were significantly lower than those recorded during the rainy season, however, they did not present significant differences between zones or depths, this could be due to mixing and transport processes that maintain circulation of nutrients constantly. On the other hand, TN was the only nutrient that did not present significant differences between seasons, areas, or depths, this could be due to circulation processes that may be transporting NT outside the study area. During the rainy season, a freshwater plume was formed that extended to the MAR Zone, the temperature and DO were significantly lower than those

recorded during the dry season, this could be since the fresh water had relatively colder temperatures and higher concentrations of nutrients and organic matter, thus increasing the demand for oxygen.

On the other hand, the ICEP coastal eutrophication index determined that the coastal zone is not potentially eutrophic since at no time was the N:P ratio greater than the SRSi concentration. The CCME-WQI index determined that in the dry season the trophic status was marginal with a tendency to poor rainfall. While the TRIX index determined that the coastal zone presented oligotrophic conditions in the dry season with a tendency to mesotrophic in the rainy season. In general, eutrophication indices indicate that during the rainy season, nutrient discharges from the SGU increase the trophic status of the receiving coastal zone.

1. Introducción.

La degradación de la calidad del agua, la pérdida de biodiversidad, el exceso de sedimentación y la alteración de las cadenas tróficas, son problemáticas centrales de la eutrofización, que se había analizado como un proceso natural que impulsa la sucesión ecológica de los ecosistemas marinos y estuarinos. Actualmente, en la eutrofización se integran procesos biológicos, químicos y geológicos que ocurren gracias a cambios en el uso de la tierra, la biota acuática y los ciclos biogeoquímicos que regulan la estructura, función y productividad bruta de la tierra (Dokulil and Teubner, 2011).

La zona costera se define como la zona de transición entre el ambiente marino y terrestre, directamente bajo la influencia de los procesos hidrodinámicos marinos o lagunares, extendiéndose desde la plataforma continental en el límite oceánico, hasta el primer cambio topográfico importante (cuya altura es definida arbitrariamente en cada país) por encima del alcance del máximo oleaje de tormenta (Pope and Lockhart, 2003). Desde una perspectiva ecosistémica, la zona costera representa una serie de gradientes o ecotonos (zonas de transición entre dos ambientes) que se encuentran ligados a través del flujo de materia y energía, siendo el agua la principal responsable de estos flujos en la dirección tierra-mar (Ortiz-Lozano et al., 2010).

Las áreas costeras juegan un papel importante en la adaptación y resiliencia de poblaciones costeras y marinas, ya que disminuyen el impacto de los fenómenos meteorológicos y contribuyen a la resiliencia de las poblaciones costeras y marinas (Ferro-Azcona, et al., 2019).

El cambio global incluye a todas las transformaciones que ocurren a escala planetaria en el sistema terrestre (océanos, la atmósfera, los polos, los organismos, los ciclos naturales y los procesos terrestres profundos) que tienen repercusiones significativas sobre el funcionamiento de la Tierra (Vitousek, 1994; Bruno et al., 2018). Algunos de estos cambios están sucediendo a un ritmo considerable. Se sabe con certeza que, en el último siglo, las actividades humanas han

modificado el uso de los suelos, los hábitats, la química de la atmósfera y el agua de la Tierra. Las zonas costeras, aunque cuenten con cierta resiliencia a fenómenos climáticos, son vulnerables a los efectos del cambio global (Cloern, 2001).

Las actividades humanas han modificado los ecosistemas acuáticos debido al vertido de sustancias sin tratamiento previo, una de las consecuencias de esta situación es el enriquecimiento de nutrientes en el agua, particularmente fósforo y nitrógeno (Bougarne et al., 2019).

1.1 Los Nutrientes

Los nutrientes son considerados como elementos que participan en la producción de materia orgánica por medio de la fotosíntesis, tradicionalmente el fósforo, los compuestos del nitrógeno inorgánico y el silicio (P, N, Si) (Grasshoff et al., 1999). Estos se encuentran disueltos en el océano y las zonas costeras en formas inorgánicas, orgánicas (como proteínas), o en formas particuladas (insolubles). Su concentración está influenciada por procesos físicos como corrientes y surgencias, por procesos químicos o por la transformación de restos orgánicos, y por procesos biológicos como la fotosíntesis y la productividad primaria (Cifuentes Lemus and Capul Magaña, 2014).

El ciclo del nitrógeno (Figura 1) tiene variaciones locales debido al efecto de control de los procesos biológicos locales como parte de su metabolismo, ya sea para obtener nitrógeno, para sintetizar componentes estructurales, o para obtener energía para su crecimiento y tiene varios procesos de transformación mediados por microorganismos (Libes, 2009) Las especies de Nitrógeno presentes como iones inorgánicos disueltos son: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y amonio (NH_4^+) (Grasshoff et al., 1999).

La mayor parte del nitrógeno presente en la atmósfera-océano-corteza está presente como nitrógeno molecular en forma de gas (N_2) y es relativamente poco reactivo debido a la fuerza del triple enlace entre dos átomos de nitrógeno. La transformación del N_2 es debido a procesos químico-biológicos de fijación de N_2 (el N_2 es convertido a nitrógeno orgánico) y desnitrificación (el NO_3^- se convierte en N_2). El balance en los procesos de fijación y desnitrificación determina el stock del nitrógeno disponible y en consecuencia la productividad primaria (Libes, 2009).

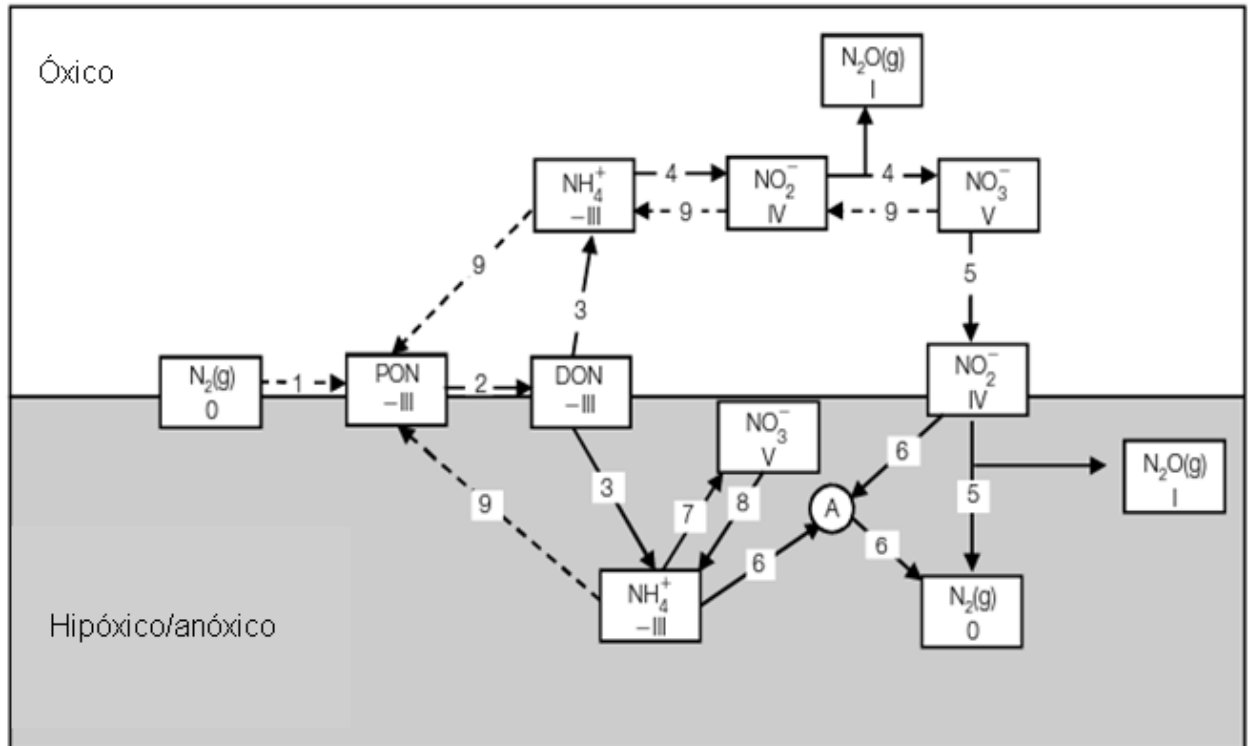


Figura 1. Descripción simplificada del ciclo del nitrógeno marino que ilustra las transiciones redox y de fase mediadas por microorganismos. Las cajas contienen las especies de nitrógeno y sus números de oxidación. Las flechas representan las siguientes reacciones de transformación: 1.- fijación de nitrógeno, 2.- solubilización, 3.- amonificación, 4.- nitrificación, 5.- desnitrificación, 6.- oxidación anaerobia del ion amonio, 7.- nitrificación anaerobia mediada por reducción de manganeso, 8.- reducción de nitrato disimilatorio a amoniaco, 9.- reducción de nitrógeno asimilatorio. A= proceso microbiano de oxidación anaerobia (tomado de Libes, 2009)

Los nitratos (NO_3^-) son nutrientes considerados no conservativos, con amplia variabilidad temporal y espacial en la zona costera por influencia de la zona terrestre y de las actividades antropogénicas. Es la forma termodinámicamente estable del nitrógeno inorgánico en agua marina oxigenada. La presencia del nitrato en aguas profundas depende principalmente del nivel de oxígeno (de la Lanza et al., 2003)

El nitrito (NO_2^-) se encuentra en el agua de mar como un producto intermedio en los procesos redox de desnitrificación en niveles bajos de oxígeno. Además, el fitoplancton puede excretar nitrito durante los períodos de exceso de nitrato y fosfato, los cuales estimulan una fuerte floración de plancton (Grasshoff et al., 1999).

El amonio (NH_4^+) y su presencia en el océano se encuentra asociada a procesos naturales de descomposición de la materia orgánica autóctona y con baja dinámica de circulación, o alóctona

(por ejemplo, de origen antropogénico). Las cantidades rara vez superan los $5\mu\text{M}$ en aguas oxigenadas y no contaminadas, pero en aguas estancadas profundas anóxicas, como en el Mar Negro, la concentración de amonio puede llegar a $100\mu\text{M}$ (de la Lanza et al., 2003).

Otro nutriente importante en el océano es el fósforo (P) que, al igual que el carbono, es un nutriente esencial utilizado por el fitoplancton para el proceso de fotosíntesis. El fósforo se encuentra en forma de iones ácido (orto) fosfórico (H_3PO_4). Aproximadamente el 10% del fosfato inorgánico en el agua de mar está presente como PO_4^{3-} y prácticamente todo el fosfato restante existe como HPO_4^{2-} . (Cifuentes Lemus and Capul Magaña, 2014). Estos compuestos son productos de descomposición y excreción de organismos y, por tanto, los fosfolípidos, fosfonucleótidos y sus derivados se pueden encontrar en el agua de mar, pero se sabe que ocurren en aguas estuarinas y costeras como resultado de la contaminación (Libes, 2009). El fósforo es considerado como un nutriente limitante ya que se encuentra en bajas concentraciones, lo cual restringe el potencial de la producción primaria a diferentes escalas temporales, desde escalas cortas de horas hasta muy largas de millones de años. La única fuente de fósforo al océano es a través de la escorrentía del río y la única pérdida es a través del entierro en los sedimentos, si bien una pequeña cantidad de fósforo se aporta a través de la deposición de polvo (Jabir et al., 2020).

El silicio es, después del oxígeno, el más común de todos los elementos de la litosfera superior. Durante la meteorización del material de silicato, el silicio se disuelve, probablemente en forma de sales alcalinas de ácido ortosilícico, $\text{Si}(\text{OH})_4$ (Sospedra et al., 2018).

La limitación de nutrientes aumenta con la estratificación por densidad. En reconocimiento de estos patrones espaciales, el océano puede clasificarse en un conjunto de provincias biogeoquímicas, denominadas dominios, en las que el clima es el principal parámetro definitorio. En los océanos el clima se reconoce como la función principal de forzamiento debido a su influencia controladora en la determinación de la temperatura del agua, la profundidad de la zona fótica y la circulación (Grasshoff et al., 1999).

La productividad primaria en los océanos está en función de la disponibilidad de nutrientes inorgánicos en la columna de agua. La relación elemental C:S:N:P en los productores primarios es constante (Geider and La Roche, 2002). En agua de mar la proporción estequiométrica de los nutrientes y la composición de los organismos tienen un valor numérico de 106:20:16:1 (Redfield, 1934).

La disponibilidad de nutrientes en la zona costera depende en gran medida de las descargas de origen continental. Un aumento en la carga de estos nutrientes suponen una alteración en la composición y biomasa de los productores primarios (Páez-Osuna et al., 2013). Aunque los nutrientes son la causa principal, existen otros factores que intervienen en el estado trófico de las zonas costeras, como por ejemplo el intercambio de mareas y la afluencia de agua dulce (Bricker et al., 2003).

Las actividades humanas han movilizado grandes cantidades de nitrógeno y fósforo como resultado de la aplicación de fertilizantes, descargas de desechos urbanos, combustión de combustibles fósiles, y actividades ganaderas. Es por ello que las aguas superficiales y subterráneas contienen una gran concentración de estos nutrientes (Cloern, 2001). Se ha registrado que, a partir de la mitad del siglo XX, los patrones de descarga de nutrientes han acelerado el flujo de nutrientes a las zonas costeras, fertilizándolas y modificando la estructura de los ecosistemas acuáticos y las comunidades vegetales (Cardoso et al., 2008).

1.2 La eutrofización

El aumento de nutrientes puede provocar una modificación del estado trófico de los ecosistemas acuáticos, proceso denominado eutrofización (Giovanardi and Vollenweider, 2004). La eutrofización es considerada una de las principales amenazas para la salud de los ecosistemas marinos ya que produce una perturbación en el equilibrio del sistema y la calidad de agua (Andersen et al., 2006). No solo es un simple problema de contaminación por nutrientes, sino que debe verse como un aumento en el suministro de materia orgánica a un ecosistema dado. La eutrofización es un cambio en la energía que puede propagarse en el ecosistema y produce una variedad de cambios como el aumento de la productividad primaria y eventos de hipoxia y anoxia (concentraciones de oxígeno $\leq 2 \text{ mg L}^{-1}$), que genera afectaciones a poblaciones de peces, ecosistemas de pastos marinos y asfixia de organismos bentónicos (Arreola-Lizárraga et al., 2016; Rabalais, 2006; Rabalais et al., 2002).

Inicialmente la eutrofización se estudió como un proceso geológico natural donde los lagos atraviesan por procesos que deterioran su calidad de agua en una escala geológica de tiempo (Hasler, 1975). Sin embargo, después de las décadas de 1940-1950, el término de eutrofización (o eutrofización cultural) se utiliza para definir el fenómeno de enriquecimiento de los nutrientes a consecuencia de las actividades humanas (Dokulil and Teubner, 2011). Las adiciones de nutrientes

en exceso provocan la degradación de la calidad de agua, y el grado de deterioro depende de la cantidad de nutrientes adicionales. En casos extremos, los nutrientes pueden causar densas floraciones de algas durante meses, lo cual bloquea la luz solar a la vegetación acuática sumergida y las algas en descomposición usan el oxígeno disponible (Bricker et al., 1999).

Las aguas eutróficas son caracterizadas por tener un crecimiento excesivo de algas como consecuencia del enriquecimiento de las aguas costeras. Si las aguas costeras son pobres en nutrientes con baja productividad se denominan oligotróficas. Las condiciones intermedias son denominadas como mesotróficas (Karydis, 2009).

1.3 Índices de eutrofización

La eutrofización en estuarios y zonas costeras ha sido históricamente cuantificada utilizando el enfoque clásico para el agua dulce, es decir, midiendo variables como transparencia, nutrientes y clorofila *a* (Chl *a*). Sin embargo, se ha reconocido que la eutrofización costera y estuarina es potencialmente un problema más sutil que manifiesta síntomas como floraciones de algas nocivas e incluso cambios en la composición de comunidades bentónicas (Bricker et al., 2003; Duarte, 1995; Páez-Osuna et al., 2013).

El desarrollo de sistemas de clasificación y herramientas de evaluación ecológica es un aspecto importante para evaluar las consecuencias del enriquecimiento de nutrientes. Los índices para clasificar las aguas costeras en oligotróficas, mesotróficas y eutróficas tienen el mérito de resumir información extensa y voluminosa, y además suelen combinar una selección de indicadores clave que permiten analizar el estado general de eutrofización (Devlin et al., 2011; Karydis, 2009).

Para evaluar el estado trófico de las zonas costeras, los índices deben cumplir con ciertos criterios: (i) discriminar entre los cambios producidos por las descargas de nutrientes, por efectos estacionales y ciclos climáticos; (ii) ser sensibles a los cambios en los niveles de enriquecimiento; (iii) deben ser aplicable en distintas partes del mundo, y (iv) deben ser prácticos (Karydis et al., 1983).

Desde hace varias décadas, se han propuesto varios métodos o índices que se basan principalmente en la medición de parámetros como la concentración de nutrientes, la clorofila *a*, visibilidad y claridad del agua, concentración de oxígeno disuelto y productividad primaria (Karydis, 2009), tales como los índices ICEP, CCME-WQI y TRX (Tabla 1).

Tabla 1. Índices, variables para su medición y valores de referencia para el estado trófico

<i>índice</i>	<i>Concentración de nutrientes</i>	<i>Oxígeno disuelto</i>	<i>Clorofila a</i>	<i>Clasificación</i>
<i>TRIX</i>	✓	✓	✓	Oligotrófico (0-2.5) Mesotrófico (2.6-5) Eutrófico (5.1-7.5) Hipertrófico (7.6-10)
<i>CCME-WQI</i>	✓	✓	✓	Pobre (0-44) Marginal (45-64) Razonable (64-79) Buena (80-94) Excelente (95-100)
<i>ICEP**</i>	✓			Potencialmente eutrófico (Valores positivos)

**El ICEP es un indicador de potencial eutrófico (índice de eutrofización costera). La presencia de valores negativos indica que no hay ningún problema en el sistema.

1.4 El sistema Grijalva-Usumacinta

El Golfo de México es un gran ecosistema marino, en el cual se reconocen tres regiones: 1) Plataforma continental de la península de Florida, 2) Plataforma continental influida por el delta del Mississippi, y 3) Plataforma continental del sur del Golfo de México, la cual está influida por el delta del Grijalva-Usumacinta. Estas dos últimas regiones han sido descritas como representativas de ecosistemas dominados por ríos cuya expresión se manifiesta en un delta progradante y una amplia “pluma estuarina” (Yáñez-Arancibia & Day, 2004).

En el caso de la zona norte del Golfo de México, las descargas ricas en nutrientes del Misisipi incrementan la producción primaria en la columna de agua, lo que provoca una de las mayores zonas de hipoxia (“dead zones”) a nivel global (Dunn, 1996; Rabalais et al., 2002). En la zona sur del Golfo de México se reciben las descargas del sistema Grijalva-Usumacinta, el segundo río más caudaloso del Golfo de México después del Misisipi (Yáñez-Arancibia and Day, 2010).

La cuenca del SGU cuenta con rasgos geomorfológicos y climáticos que dan lugar al nacimiento de sistemas fluviales dinámicos cuyas corrientes se precipitan hacia el litoral, desde alturas superiores a los 4,000 msnm, acarreando ricas tierras aluviales y formando las mayores planicies costeras del Golfo de México (Arriaga Cabrera et al., 2000; Toledo, 2003).

El SGU descarga 82 millones de $\text{m}^3 \text{año}^{-1}$, volumen que abastece los ecosistemas de extensos humedales y aguas costeras, las cuales representan cerca de 30% del escurrimiento total del país, siendo de esta manera el sistema deltaico más importante de Mesoamérica (Ortiz Pérez and Méndez Linares, 1999). El volumen anual del Grijalva es de ~ 27.0 millones de m^3 , y el Usumacinta de ~ 55.8 millones de m^3 , el más caudaloso de México (Carabias Lillo et al., 2000).

El área de la cuenca del SGU (Figura 2) tiene 91 345 km^2 de área superficial y en ella se desarrollan múltiples actividades humanas, tales como la industria petrolera, agrícola, ganadera y silvícola, además de albergar asentamientos humanos (Hudson et al., 2005). Estas actividades ejercen una gran presión sobre los ecosistemas de la cuenca, que han modificado la calidad del agua y el flujo de las descargas del sistema fluvial que llegan a la zona costera, la cual recibe descargas del Grijalva-Usumacinta y los Ríos-San Pedro-San Pablo (Cardoso-Mohedano et al., 2020).



Figura 2. Cuenca del sistema Grijalva Usumacinta (tomado de qgis2web).

Las aguas superficiales del SGU presentan altos contenidos de sólidos disueltos en cuanto a las descargas de contaminantes domésticos e industriales sin tratamientos previos, de acuerdo con CONAGUA (2016) se vierten en la región 185, 921 kg día-1 de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y 270, 678 kg día-1 de sólidos suspendidos totales (SST), con un estimado de 5 600 L s-1, procedentes de aguas negras municipales (Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y tendencias, 2005; DOF, 2007). En cuanto a las descargas industriales se tienen identificadas 20 actividades industriales, cuyas descargas contaminantes se estiman en 121 549 kg día-1 de DBO; 207 403 kg día-1 de demanda química de oxígeno (DQO) y 91 549 kg día-1 de SST.

Desde 1979, se han construido cuatro presas (de las cuales podemos encontrar a las dos más grandes del país) sobre el cauce del río Grijalva, esto ha reducido el flujo de agua dulce proveniente del SGU afectando drásticamente el enorme potencial de acarreo de sedimentos y formación de suelos, por lo tanto, su capacidad para inundar y fertilizar las llanuras costeras, los humedales y las lagunas se ha visto afectada. Estos desequilibrios se reflejaron pronto en los balances de la zona fluvio-marina y en la estabilidad del frente costero (Alcérreca-Huerta et al., 2019; Cosco-Montoya, 1979), lo que provoca que en la temporada de secas se registre un flujo prácticamente nulo de agua dulce que llega del SGU a la zona costera. Debido a esto, se ha

estimado que en la zona costera receptora de las descargas del SGU los eventos de hipoxia solo podrían ocurrir durante la temporada de lluvias (Cardoso-Mohedano et al., 2020). No obstante, hasta este momento no se han realizado estudios para determinar cómo las descargas de los nutrientes provenientes del SGU modifican el estado trófico de la zona costera receptora.

En el presente trabajo se evaluará el estado trófico de la zona costera adyacente al sistema Grijalva-Usumacinta mediante el uso de tres índices de calidad de agua (TRIX, CCM-WQI y el ICEP) debido a que a pesar de la diversidad de índices que se han propuesto para las zonas costeras y para el área del Golfo de México, ninguna metodología se ha aplicado a la zona costera receptora del Grijalva-Usumacinta. Los resultados de la evaluación y el estudio del estado trófico de la zona, pretende proporcionar información cualitativa y cuantitativa que favorezca la toma de decisiones para mejorar la gestión ambiental costera.

2. Antecedentes

La importancia de la zona costera del SGU puede abordarse desde una perspectiva ecológica, social y económica (Navarro Pineda and Toledo Sanchez, 2004; Pliego Alvarado, 2017). Debido a la gran entrada de agua por parte del SGU, los extensos humedales y la naturaleza semicerrada de la plataforma poco profunda, esta área tiene una productividad primaria y pesquera muy alta. El desarrollo urbano, la agricultura, el desarrollo costero y las actividades de extracción de petróleo y gas, han provocado un impacto ambiental en este ecosistema costero (Yáñez-Arancibia and Day, 2010).

El registro histórico en núcleos sedimentarios demuestra que las actividades de origen antropogénico que se realizan en la cuenca del Grijalva-Usumacinta han modificado la zona costera adyacente al SGU (Machain-Castillo et al., 2020). Durante los últimos 45 años, se ha registrado una disminución en el porcentaje de arena que llega a las costas debido a la construcción de presas, ya que estas actúan como trampas de sedimento. Además, durante los últimos 20 años es posible que la sedimentación se hayan generado condiciones de hipoxia o incluso anoxia por el desarrollo de condiciones de eutrofización.

En la zona de estudio, las condiciones de oxígeno disuelto en la zona costera adyacente al SGU no muestran periodos de hipoxia ($<2 \text{ mg L}^{-1}$), pero en la zona de influencia de la pluma del río, el potencial de óxido reducción (ORP) en la capa superior (agua del río) e inferior (agua marina) proporcionó valores de ambientes reducidos, característicos de áreas con disminución en la concentración de oxígeno disuelto (Cardoso-Mohedano et al., 2020). Además, la concentración de oxígeno disuelto durante la temporada de lluvias tiene un valor más bajo que en la capa inferior, probablemente debido a una alta demanda de oxígeno causado por los altos aportes de materia orgánica de su área de captación y un tiempo de residencia relativamente largo.

La productividad de un estuario está controlada por la dinámica de las aguas costeras adyacentes, por periodos de inundación y en el caso del estuario del río Grijalva-Usumacinta (un estuario tropical) por la estacionalidad. Las modificaciones ecológicas ocurridas en la cuenca baja (cambios de uso de suelo, desarrollo de las represas hidroeléctricas, etc.) provoca un cambio en el volumen de la descarga estacional de los ríos (Alcérreca-Huerta et al., 2019). Durante la temporada de secas, la descarga se ve limitada por el represamiento del río, ocasionando una mayor entrada de agua salada al estuario, que se encontró 46 km arriba de la desembocadura del río. Las

modificaciones en el volumen de la descarga de agua han ocurrido desde la década de 1950, debido a la construcción de cuatro presas a lo largo del río Grijalva, que potencian las implicaciones sobre la intrusión salina y los ecosistemas del entorno.

En la cuenca baja del Grijalva-Usumacinta el desarrollo de presas en el cauce del río ha modificado el patrón de las descargas estacionales, además, se registra que la concentración de nutrientes, especialmente los nitratos, es más baja aguas arriba de la ciudad de Villahermosa, esto se debe a que los aportes de las áreas urbanas junto con las actividades agrícolas, contribuyen al aumento en la carga de nutrientes, afectando negativamente a la zona y comprometiendo el estado de las zonas costeras Lázaro-Vázquez et al., (2018).

El río San Pedro San Pablo El río San Pedro-San Pablo desemboca a las costas del Golfo de México y es parte del sistema deltaico del Grijalva-Usumacinta, presenta condiciones oligotróficas en secas y aumenta a estado mesotrófico en lluvias (>3.0 y <3.5). Durante la temporada de lluvias el fosfato es el nutriente que disminuye su concentración, mientras que el amonio aumenta la concentración. Varona-Cordero et al., (2014).

La península de Yucatán está fuertemente influenciada por las características del substrato cárstico de la plataforma y por las descargas subterráneas a la zona costera que se caracterizaron por tener baja salinidad y altas concentraciones de nitratos y silicatos. Los índices (the trophic index TRIX, Canadian index for aquatic life CCMEWQI y el Assessment of Estuarine Trophic Status ASSETS) indican que para la zona costera ubicada entre Celestún y El Cuyo, el 53% de las localidades presentan buena calidad de agua, el 40% de las localidades tuvieron una calidad de agua regular, mientras que el 7% de localidades restantes tuvieron una mala calidad de agua. En las localidades con mala calidad de agua, las actividades humanas intensifican los efectos de la eutrofización costera, Herrera-Silveira & Morales-Ojeda (2009).

La aplicación del índice TRIX en México (Tabla 2) ha servido para evaluar las zonas costeras de Yucatán (Herrera-Silveira and Morales-Ojeda, 2009; Morales-Ojeda et al., 2010), Baja California Sur (Cervantes-Duarte et al., 2021), las zonas costeras de la isla Holbox, Quintana Roo (Rubio-Cisneros et al., 2018), y para analizar la calidad de agua de los sistemas fluvio-lagunares de Palizada del Este y Pom Atasta, Campeche (Muciño-Márquez et al., 2017). También ha servido como herramienta en el análisis de calidad de agua para la laguna costera Lobos, ubicada en la costa este del Golfo de California (Ruiz-Ruiz, 2017).

Tabla 2. Resultados del índice TRIX para sistemas acuáticos y costeros de México.

LOCALIDAD	Yucatán	Baja California Sur	Holbox. Quintana Roo	Palizada y Pom Atasta	Laguna Lobos, Golfo de California
ESTADO TRÓFICO	Mesotrófico- Oligotrófico (0.1-5.9)	Eutrófico (5.9)	Mesotrófico (2.8-4.2)	Oligotrófico- Mesotrófico (0-4)	Oligotrófico- Mesotrófico (2-3)

Valores de referencia del TRIX (Tabla 1).

3. Justificación

En la cuenca del SGU, el cambio de uso de suelo, la utilización de fertilizantes en la industria agrícola y los asentamientos urbanos parecen modificar la concentración de los nutrientes que son transportados a la zona costera. En la actualidad no se ha evaluado como las descargas de nutrientes del SGU puede modificar la calidad del agua y el estado trófico de las aguas costeras receptoras.

Las descargas del SGU representan el segundo sistema riverense que aporta mayor volumen de agua al Golfo de México, evaluar el estado trófico de su zona costera es imperativo para desarrollar estrategias de manejo y conservación de las costas del sur del Golfo de México.

El aumento en la concentración de nutrientes que se descargan a los ecosistemas acuáticos favorece la eutrofización, el cual es uno de los principales factores de estrés que afectan a los ecosistemas costeros a nivel mundial.

El sur del Golfo de México recibe los nutrientes del SGU, los efectos de las actividades humanas a lo largo de la cuenca se ven reflejados en la cantidad y calidad de agua que llega a las costas, ya que estas actividades generan variaciones en la concentración de nutrientes y alteraciones en cuanto al volumen de agua dulce que llega a la zona costera, estas modificaciones del volumen de agua y de la concentración de nutrientes puede presentar una variación espacial y estacional.

La zona costera del SGU recibe importantes aportes de materia orgánica, partículas en suspensión y nutrientes que llegan a la costa por la dinámica de los ríos Grijalva, Usumacinta y los tributarios San Pedro-San Pablo que descargan alrededor de 4700 m³ de agua dulce a la zona sur del Golfo de México.

El presente trabajo pretende evaluar cómo los nutrientes modifican el estado trófico de la zona costera adyacente al Grijalva-Usumacinta mediante la aplicación de índices de estado trófico, así como sus implicaciones en la calidad del agua durante la temporada de secas y la temporada de lluvias.

1.5 Preguntas de investigación.

El presente estudio propone responder a las siguientes preguntas:

- ¿Cuál es el estado trófico de la zona costera adyacente al sistema Grijalva-Usumacinta (SGU)?
- ¿Cómo influyen las descargas de los ríos al estado trófico de la zona costera?
- ¿Cuál es la variación espacial y temporal de la concentración de los nutrientes en la zona Costera adyacente al sistema Grijalva-Usumacinta?

4. Hipótesis

Durante la temporada de lluvias existe aumento del flujo de agua dulce del SGU a la zona costera. Esto provocará un aumento del aporte de nutrientes a la zona costera, lo que podría aumentar estado trófico de las aguas costeras receptoras.

5. Objetivos

5.1 Objetivo general

- Estudiar cómo las descargas del SGU modifican la concentración de nutrientes y estado trófico de la zona costera receptora.

5.2 Objetivos específicos

- Determinar la variación espacial y estacional de la concentración de los nutrientes de la zona costera adyacente al SGU.
- Determinar si la estratificación salina provoca que exista una estratificación en la concentración de los nutrientes en la columna de agua.
- Determinar el estado trófico de la zona costera receptora del SGU y su posible variación estación y espacial.
- Implementar los índices ambientales TRIX, CCME-WQI e ICEP para determinar el estado trófico de la zona de estudio.

6. Metodología

6.1 Área de estudio

6.1.1 El Sistema Grijalva Usumacinta

La zona costera adyacente al Sistema Grijalva Usumacinta se encuentra entre los 18°40'1'' Norte y 92°24'44'' Oeste, y los 18°39'51'' Norte y 92°52'4'' Oeste. Pertenece a la región sureste de México, una zona con alta biodiversidad pues en el 4.7% de la superficie del país alberga cerca del 64% de la biodiversidad nacional conocida (Arriaga Cabrera et al., 2000).

El clima de la zona es cálido-húmedo, se caracteriza por una temperatura anual media superior a 22 °C, con un periodo de lluvias (junio-octubre) y secas (marzo-mayo), con una precipitación media de 4500 y 200 mm, respectivamente. Las lluvias invernales son asociadas a los frentes fríos o "Nortes" que prevalecen desde octubre hasta marzo, proporcionando una precipitación media de 1200 mm (CONAGUA, 2016).

La cuenca del Grijalva-Usumacinta concentra el 30% de los escurrimientos de los ríos del país (~147 km³/año) incluyendo al río Grijalva y al río Usumacinta (Toledo, 2003). La zona costera perteneciente al SGU forma parte de la provincia fisiográfica Llanura Costera del Golfo y frente a la zona costera se sitúa la extensión marina de la cuenca Macuspana-Tabasco, mientras que las cuencas superiores del sistema fluvial del Grijalva-Usumacinta se ubican dentro del Corredor Biológico Mesoamericano (Bach et al., 2005).

El río Grijalva nace en Guatemala, sin embargo, más del 90% de su área se encuentra en México, principalmente en los estados de Chiapas y Tabasco, y pequeñas partes de Oaxaca y Veracruz. El río Grijalva sigue su curso hacia el noreste de la capital tabasqueña y confluye con el río Usumacinta en el lugar conocido como Tres Brazos. Finalmente desemboca en el Golfo de México a un lado de la ciudad de Frontera, Tabasco, donde se divide en dos canales causados por una isla de 2,800 m de longitud y 500 m de ancho (Herrera Días and Ramírez León, 2007; Plascencia Vargas, González Espinosa, Ramírez Marcial, Musálem Castillejos et al., 2014; Vargas-Maldonado et al., 1980).

Desde el siglo XVII, la zona baja de la cuenca del río Grijalva fue transformada por las actividades agropecuarias y las modificaciones a la red fluvial (Navarro Pineda & Toledo Sanchez,

2004). Estas actividades modificaron los ciclos naturales de inundación, ciclos biogeoquímicos y dinámica trófica de los humedales, lo que llevó a la fragmentación y pérdida del hábitat (Marín Contreras, 2014; Palomeque-De la Cruz et al., 2016). Varios estudios que analizan la calidad de agua en la cuenca del Grijalva se concentran en la parte baja de la cuenca, en las zonas urbanas o en ríos principales, donde el monitoreo es factible con mayor frecuencia, aunque comúnmente con pocos parámetros estudiados (Musalem-Castillejos et al., 2018).

El río Usumacinta es el río más caudaloso de México y Centroamérica, cuya longitud es de 1,123 km, desemboca en el Golfo de México y su descarga media es de $5,250 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Pliego Alvarado, 2017; Rivera-Trejo & Rosas-Figueroa, 2014). Pasa por las ciudades tabasqueñas de Balancán de Domínguez, Emiliano Zapata y Jonuta, y termina en la barra de Frontera, en el municipio de Centla; después de confluir con el río Grijalva para desembocar juntos en el Golfo de México. A pesar de la gran importancia fluvial y ambiental que tiene, a la fecha pocos estudios se han dedicado a conocer su funcionamiento tanto para su aprovechamiento y conservación (Carabias et al., 2015; Rivera-Trejo and Rosas-Figueroa, 2014).

La cuenca baja del SGU ocupa 1 351 025.9 hectáreas y principalmente se encuentra en los estados de Campeche y Tabasco, donde se ubica la reserva de la biósfera “Pantanos de Centla” (Julia Carabias et al., 2016). Durante 1969-1987 fueron construidas 4 presas sobre el cauce del río Grijalva: La Angostura, Chicoasén, Malpaso y Peñitas, represando un máximo de $28,018 \text{ hm}^3$ (Figura 3). Este represamiento modificó la escorrentía de la cuenca (Alcérreca-Huerta et al., 2019).

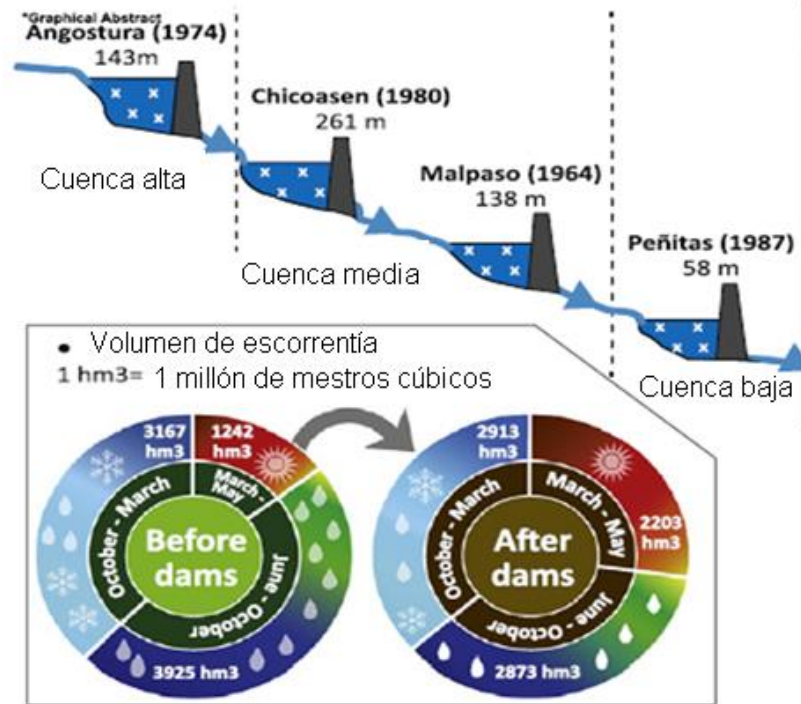


Figura 3. Representación de las presas sobre el cauce del Grijalva y sus modificaciones en las descargas estacionales. 1hm³ = 1 millón de metros cúbicos de agua. Tomado de (Alcérreca-Huerta et al., 2019).

El SGU forma algunas de las principales lagunas en el Golfo de México como las lagunas El Carmen, Pajonal, Machonay, Mecocán y la Laguna de Términos en Campeche. La zona costera del SGU se ubica entre las barras del río Tonalá y el río San Pedro-San Pablo con una extensión de 160 km (Navarro Pineda and Toledo Sanchez, 2004).

El aporte de la zona terrestre a la zona costera del Golfo de México se atribuye a la descarga de la cuenca del SGU reportando los máximos niveles de descarga en los meses de septiembre y noviembre (Ayala Pérez, 2006; Navarro Pineda and Toledo Sanchez, 2004). Durante la estación seca, la influencia de las aguas del río en la zona costera es escasa, y como resultado de la escasa pendiente y, la entrada de masas de agua marina puede extenderse muchos kilómetros tierra adentro, pero durante la temporada de lluvias, el gran caudal de estos ríos se presenta una fuerte interacción entre el agua dulce de los ríos y el agua de mar, especialmente en lugares más próximos a la costa la pluma del río alcanza ~ 9 km mar adentro (Cardoso-Mohedano et al., 2020); (Plascencia Vargas et al., 2014).

6.1.2 Características del sur del Golfo de México

7. El sur del GOM es una región que abarca la parte tropical meridional del golfo de México (frente a los estados de Veracruz, Tabasco, Campeche y Yucatán) así como la parte profunda del talud frente a Florida y al abanico del Misisipi. El límite entre el golfo Norte y Sur es producto de las variaciones estacionales derivados de los cambios en las temperaturas de las aguas superficiales registrados en la zona septentrional durante el invierno (Tara et al., 2009).
8. La zona de estudio forma parte de la provincia fisiográfica de la Llanura Costera del Golfo de México. Frente a la zona costera, se encuentra la extensión marina de la Cuenca Macuspana-Tabasco. La zona marina está situada en una amplia plataforma carbonatada (conocida como Banco de Campeche), denominándose su porción suroccidental Sonda de Campeche (Capurro and Reid, 1972) con topografía casi llana hacia la subprovincia de la Península de Yucatán, y terrígena hacia la subprovincia de la Zona Pantanosa de Tabasco (Arriaga Cabrera et al., 2000).
9. Una de las corrientes principales del Golfo es la Corriente del Lazo y sus anillos ciclónicos y anticiclónicos asociados, ya que ellos constituyen los mecanismos primarios que movilizan, distribuyen y dispersan las masas de agua en el Golfo de México. La interacción y flujo entre las diferentes masas de agua juegan un papel decisivo en la circulación, en los balances térmicos y salinos de las masas de agua, en la dinámica de los procesos costeros (Carranza-Edwards et al., 1975). En la bahía de Campeche se presentan giros ciclónicos de un diámetro aproximadamente de 150 km, que producen un ascenso de agua. Por la gran cantidad de nutrientes que llegan a la capa eufótica, aumenta la productividad primaria, transfiriéndose a lo largo a lo largo de la cadena trófica y generando una cascada de energía hacia los organismos marinos, lo que favorece las pesquerías (Monreal-Gómez et al., 2004).

6.2 Análisis de Muestras.

Para determinar la variación de la concentración de nutrientes y los parámetros fisicoquímicos, en el año de 2017 se realizaron dos campañas de monitoreo durante la temporada de secas (9, 10 y 11 de mayo) y otra en la temporada de lluvias (27 y 28 de octubre) en las diferentes áreas de estudio (Puerto Frontera, zona marina y San Pedro-San Pablo) (Figura 4). Durante la temporada de secas los muestreos se realizaron en marea alta y durante la temporada de lluvias el muestreo se realizó en marea baja.



Figura 4. Ubicación de las estaciones de muestreo en la Zona costera adyacente al sistema Grijalva-Usumacinta agrupadas por zonas: 1.- Puerto Frontera (rojo), 2.- Río San Pedro-San Pablo (naranja) y 3.- marina (amarillo).

La zona 1) pertenece a la zona de descarga del Río Grijalva-Usumacinta, la cual incluye 16 estaciones situadas alrededor del cauce y desembocadura del sistema fluvial, localizadas en la zona del Puerto de Frontera (FHC: “Frontera Harbor coastal”); la zona 2) pertenece a la zona de descarga del Río San Pedro-San Pablo, que incluye 11 estaciones situadas en la descarga del río (PPC: “San Pedro-San Pablo coastal”) y la zona 3) zona marina incluye 6 estaciones situadas en la zona de influencia del sistema Fluvial Grijalva-Usumacinta (MAR: “marine area”). Para esta área se ha reportado una zona de influencia de la pluma del río de ~9 km en la zona marina en época de

lluvias, pero para la época de secas la influencia del río en la zona marina es escasa (Cardoso-Mohedano et al., 2020). Los parámetros fisicoquímicos se midieron con una sonda multiparamétrica EXO II (Tabla 3).

Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos y nutrientes medidos para cada zona.

Parámetros fisicoquímicos	Nutrientes
Salinidad	Amonio (NH_4^+)
Temperatura	Nitrito (NO_2^-)
Oxígeno disuelto	Nitrato (NO_3^-),
Potencial óxido reducción	Fósforo reactivo soluble (SRP)
Clorofila	Silicio reactivo soluble (SRSi)
Turbidez	Fósforo total (PT)
	Nitrógeno total (NT)

**La temperatura se tomó en la superficie (0.5 m) y en el fondo (a 0.5 m del fondo)

Para la toma de muestras de agua, se utilizó una botella Van Dorn horizontal. Se tomaron muestras de agua a 0.5 m de profundidad y a 0.5 m sobre el sedimento (en el caso de las profundidades mayores a 1 m), para medir en superficie el agua dulce y en el fondo al agua marina.

Las muestras de agua fueron filtradas con filtros de nitrocelulosa de $0.02 \mu\text{m}$ (separando el material particulado del disuelto), y las muestras se conservaron con cloroformo en botellas de polipropileno prelavadas con agua desionizada. Las muestras sin filtrar fueron utilizadas para medir nutrientes totales de acuerdo con (Grasshoff et al., 1999).

Las muestras filtradas y no enviadas fueron enviadas y analizadas en las instalaciones del laboratorio de Biogeoquímica Marina en el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología en Ciudad Universitaria, donde se trataron por medio de un autoanalizador de flujo segmentado SKALAR modelo San Plus System de cinco canales siguiendo los circuitos de Kirkwood (1994) con una precisión referida en la tabla 4. Para el análisis de NT y PT se utilizó el método de Valderrama (1981).

Tabla 4. Precisión del autoanalizador de flujo segmentado SKALAR

Nutriente	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	SRP	SRSi
Precisión (μM)	0.1	0.02	0.1	0.04	0.1

6.3 Análisis estadístico

Las pruebas estadísticas se realizaron con el lenguaje de programación Python 3.8 con las librerías de análisis estadísticos Pandas, numpy, Pingouin, Seaborn, y con la paquetería estadística de R (Cohen and Cohen, 2008).

6.3.1 Prueba de normalidad Kolmogorov-Smirnov

Para comprobar la normalidad de los datos se realizó la prueba de normalidad Kolmogorov-Smirnov (K-S), la cual se basa en el concepto de la función de distribución empírica y sus propiedades como aproximación de la función de distribución teórica cuando se trabaja sobre variables continuas y se conocen los parámetros muestrales. Esta prueba compara la función de distribución empírica con la teórica y calcula un valor de discrepancia máxima entre ambas distribuciones proporcionando un valor ρ asociado a la probabilidad de obtener una distribución que difiera tanto como la observada si verdaderamente se hubiera obtenido una muestra aleatoria de una distribución normal (Pedrosa et al., 2014). Debido a que los datos no tuvieron una distribución normal ($\rho < 0.001$, $n=164$, $df=1$), los análisis estadísticos que se utilizaron fueron no paramétricos.

6.3.2 Pruebas Kruskal Wallis y Mann-Whitney

La prueba Kruskal Wallis parte del supuesto que la variable de interés no cumple con la distribución normal, esto debido a que el valor observado supera el valor de tablas y rechaza la hipótesis nula, y para su análisis se calcula la relación entre la suma de cuadrados del tratamiento y la suma de cuadrados residual. Con la finalidad de observar si existen diferencias significativas entre las variables por áreas se realizó la prueba KW y para determinar diferencias significativas entre estaciones y profundidades se aplicó la prueba de Mann-Whitney (Wilcoxon U test) que establece la diferencia de dispersión de datos de un grupo con respecto a otro (Sánchez Turcios, 2015).

6.4 Índice de eutrofización

6.4.1 Índice TRIX

El índice del estado trófico (TRIX) propuesto por Vollenweider et al. (1998), ha sido aplicado en diversas zonas del mundo caracterizadas por grandes descargas de nutrientes y producción de biomasa (Karydis, 2011), como es el caso en el SGU, que descarga un gran volumen de agua a las zonas costeras, y la transformación del suelo y actividades ganaderas y de la industria aumentan la concentración de nutrientes que llega a la zona costera receptora.

El TRIX es un índice multivariado que integra factores relacionados a la productividad primaria como las concentraciones de Nitrógeno, Fósforo (variables de presión), su respuesta biológica (clorofila a, biomasa fitoplanctónica) y las variables de respuesta a la eutrofización (% de saturación de oxígeno disuelto) (Giovanardi & Vollenweider, 2004). La ecuación propuesta por Vollenweider (1998) es:

$$TRIX = \frac{\log_{10}(Chla \times \%O.D. \times NID \times SRP) + k}{m}$$

$$Chla = \text{clorofila } a: \frac{mg}{m^3}$$

$\%O.D.$ = valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto ($|100 - \%O.D|$)

$$NID = N - (NH_4^+ + NO_2^- + NO_3^-): \text{DIN } \frac{mg}{m^3}$$

$$SRP = P - (PO_4^{3-}): \text{DIP} = PO_4^{3-} \frac{mg}{m^3}$$

k y m son dos constantes de ajuste para el índice cuyo valor es 1.5 en k y 1.2 en m .

6.4.2 Índice CCME-WQI

El índice canadiense de calidad de agua (CCME-WQI, 2001) plantea el desarrollo de un método matemático basado en tres factores: 1). Alcance: el número de variables que no cumplen con los valores objetivos de calidad del agua (variables fallidas); 2). Frecuencia: número de veces que no se cumplen estos objetivos (muestras fallidas) y 3). Amplitud: cantidad de veces que las variables no cumplen los objetivos (CCME-WQI, User's manual 2001).

1). Alcance:

$$\text{Alcance} = \frac{\# \text{ variables fallidas}}{\text{total de variables}} \times 100$$

2). Frecuencia:

$$\text{Frecuencia} = \frac{\# \text{ de muestras fallidas}}{\text{total de pruebas}} \times 100$$

3). Amplitud. Se calcula en 3 pasos y considera la Excursión (denominado como el número de veces que una concentración individual (prueba) es mayor o menor que el valor objetivo):

Excursión cuando no debe ser menor al valor especificado:

$$\text{Excursión} = \frac{\text{prueba fallida}}{\text{valor límite especificado}} \times -1$$

Excursión cuando no debe ser mayor al valor especificado:

$$\text{Excursión} = \frac{\text{valor límite especificado}}{\text{prueba fallida}} \times -1$$

La suma de todas las excursiones (SDE) se calcula con la sumatoria de las pruebas fallidas entre el número total de pruebas (fallidas y no fallidas)

$$SDE = \frac{\sum \text{excursiones}}{\# \text{ total de pruebas}}$$

Una vez contemplado el número total de excursiones, la amplitud se calcula como la función asintótica de las escalas de SDE para generar un rango entre 0 y 100:

$$Amplitud = \frac{SDE}{(0.01 \times SDE + 0.01)}$$

El índice se calcula una vez obtenidos los factores y se suman como vectores. La suma de los cuadrados de cada factor es igual al cuadrado del índice:

$$CCME - WQI = 100 - \frac{\sqrt{((Alcance)^2 + (Frecuencia)^2 + (Amplitud)^2)}}{1.732}$$

El divisor 1.732 normaliza los valores resultantes en un rango de 0 a 100 donde 0 representa lo peor y 100 una calidad de agua excelente, los resultados se dividen en cinco categorías descriptivas para simplificar la representación. Debido a que el número máximo de variables a utilizar no está especificado y la elección de variables depende el objetivo y datos disponibles para el trabajo, se seleccionaron las variables de oxígeno disuelto, clorofila a y nutrientes inorgánicos disueltos y totales.

Dada la variación en los parámetros del agua en el área de estudio, los valores objetivo de las variables se seleccionaron estimando que el estado base de la zona costera ocurre en temporada de secas. Se estimó que el valor de la media durante la temporada de secas denota una excelente condición, por lo que se utilizaron como valor de referencia (Tabla 5) para las variables requeridas por el índice (Saffran et al., 2001)

Tabla 5. Valores de referencia para el índice CCME-WQI

Nutriente	Valor objetivo
NH ₄ ⁺ (μM)	3.24
NO ₂ ⁻ (μM)	0.39
NO ₃ ⁻ (μM)	0.48
SRP (μM)	0.4
SRSi (μM)	23.65
PT (μM)	0.89
NT (μM)	44
OD (mg L ⁻¹)	6.06
Clor a (μg L ⁻¹)	2.27

6.4.3 Nutriente Limitante

Para determinar el nutriente limitante en la zona costera receptora del SGU se aplicó la relación N:P de Redfield, la cual establece la diferencia entre ambientes con concentraciones pobres de Nitrógeno o concentraciones pobres de Fósforo. El desarrollo del fitoplancton está limitado por el

Nitrógeno (N:P<16) o por el Fósforo (N:P>16) (Geider and La Roche, 2002). La relación 16:1 está relacionada a la hipótesis de la limitada fijación de P sobre el fósforo. (Redfield, 1934).

6.4.4 Índice ICEP

El índice ICEP (Billen and Garnier, 2007) se basa en las cargas y proporciones de fósforo, nitrógeno y silicio descargadas a las zonas costeras por parte de los ríos. El ICEP asume que el exceso de estos nutrientes generará un mayor crecimiento de algas dañinas (ICEP > 0) y se expresa en kilogramos de carbono por kilómetro cuadrado de área de la cuenca fluvial por día (kgC km² día⁻¹). El aumento en la concentración de nutrientes se asume como consecuencia de actividades humanas (cambio de uso de suelo, uso de fertilizantes, descargas urbanas, etc.) y su cálculo depende del nutriente limitante (Strokal and Kroeze, 2013).

ICEP cuando el Nitrógeno es el nutriente limitante:

$$ICEP_N = \left[\left(\frac{NFlx}{14 \times 16} \right) - \left(\frac{SiFlx}{28 \times 20} \right) \right] (106 \times 12)$$

ICEP cuando el Fósforo es el nutriente limitante:

$$ICEP_P = \left[\left(\frac{PFlx}{31} \right) - \left(\frac{SiFlx}{28 \times 20} \right) \right] (106 \times 12)$$

Donde PFlx, NFlx y SiFlx son los valores promedio específicos para el fósforo, nitrógeno y silicio (respectivamente) disueltos descargados por el río expresados en kg P km²día⁻¹, kg N km²día⁻¹ y kg Si km²día⁻¹.

Un valor negativo del ICEP indica que el Silicio está presente en exceso sobre el nutriente limitante (nitrógeno o fósforo), por lo que la zona estaría caracterizada por la ausencia de problemas de eutrofización. Los valores positivos indican un exceso de nitrógeno o fósforo sobre el potencial de crecimiento de diatomeas, una condición para el desarrollo de algas no silíceas dañinas (Billen and Garnier, 2007). Debido a que en la zona costera del SGU el Nitrógeno es el nutriente limitante, se utilizó la ecuación ICEP_N.

7. Resultados

7.1 Variación vertical de Salinidad, Temperatura y Oxígeno

Con el objetivo de estudiar la influencia del SGU sobre la zona costera, se realizaron perfiles de la variación de la salinidad, temperatura y OD contra la profundidad en las estaciones más cercanas a la descarga del SGU (FHC03), a la del río San Pedro San Pablo (PPC03) y la estación más alejada de la pluma del río SGU (MAR05) (Fig. 4).

7.1.1 FHC03

Salinidad.

En el perfil de la zona de Puerto Frontera (FHC03; Fig. 5), se observa que durante la temporada de secas la salinidad de la superficie fue de agua salobre (14 ups) y aumento gradualmente hasta los 1.8 m alcanzando una salinidad de 31 ups y se mantuvo constante hasta los 4.8 m. Durante la temporada de lluvias, la salinidad en la superficie fue de agua dulce (0.4 ups) conforme aumentó la profundidad la salinidad aumentó, generando un gradiente hasta los 1.5 m con una salinidad de 29 ups, a partir de esa profundidad la salinidad se mantuvo constante hasta los 5.8 m.

Temperatura.

Durante la temporada de secas, en la estación FHC03 se registró una temperatura superficial cálida (29° C), la temperatura disminuyó gradualmente hasta los 28° C a los 1.8 m y se mantuvo constante hasta los 4.8 m (Fig. XX). En cambio, durante la temporada de lluvias, la temperatura fue menos cálida (27° C) en la superficie y aumentó gradualmente hasta los 27.9°C a los 2 m, a partir de esa profundidad la temperatura se mantuvo constante hasta los 5.8 m.

Oxígeno disuelto.

Durante la temporada de secas, en la estación FHC03 la concentración de oxígeno disuelto fue de 6.5 mg L⁻¹ en la superficie y disminuyó gradualmente hasta 5.5 mg L⁻¹ a los 2 m y se mantuvo constante hasta los 4.8 m (Fig. XX). Mientras que, durante la temporada de lluvias, el oxígeno

disuelto en la superficie fue más bajo (3.6 mg L^{-1}) y aumentó gradualmente hasta los 5.4 mg L^{-1} a los 2 m y se mantuvo relativamente constante hasta los 4.8 m donde disminuye nuevamente el oxígeno hasta los 5 mg L^{-1} a 5.8 m.

FHC03

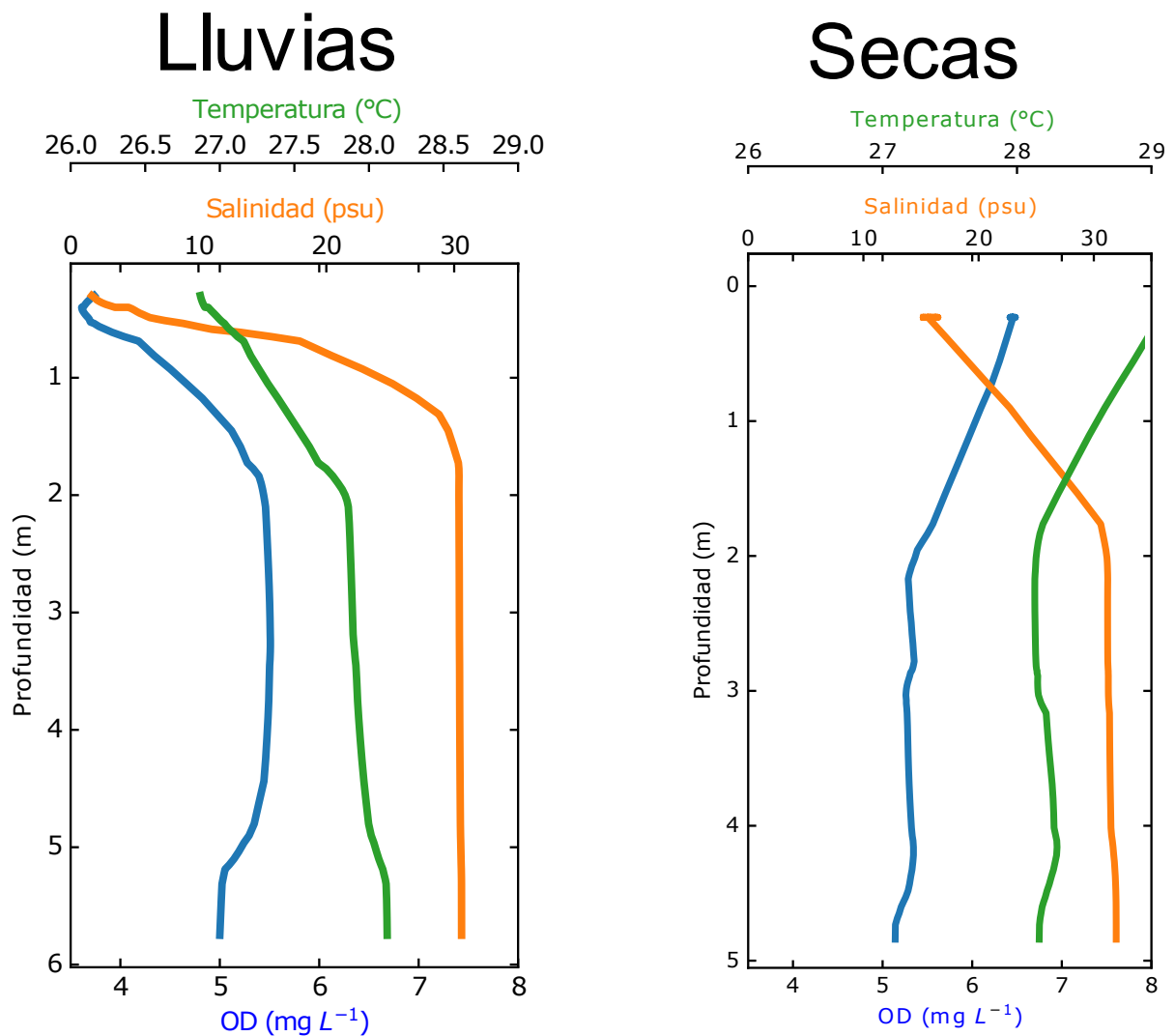


Figura 5. Perfil de Salinidad, Temperatura y Oxígeno para la estación FHC03 de Puerto Frontera

7.1.2 MAR05

Salinidad

En el perfil de salinidad de la zona marina (MAR05; Fig. 6) se observó que durante la temporada de secas la salinidad superficial fue de agua marina (29 ups) y aumentó gradualmente hasta llegar a 33 ups a los 17.5 m. Durante la temporada de lluvias, la salinidad superficial fue de agua salobre (28 ups), conforme la profundidad aumentó la salinidad aumentó hasta los 4 m (31 ups) y se mantuvo constante hasta 15.7 m.

Temperatura

Durante la temporada de secas, en la estación MAR05 se registró una temperatura más fría en la superficie (27.2 °C) y aumentó gradualmente hasta los 28.5° C a una profundidad de 17.5 m (Fig. XX). Durante la temporada de lluvias, la temperatura superficial fue más cálida (28.7 °C). disminuyó gradualmente hasta los 8 m con una temperatura de 28.0 °C, a partir de esta profundidad se mantuvo constante hasta los 14m donde la temperatura aumentó ligeramente hasta 28.4°C a 15.7 m.

Oxígeno disuelto (OD)

Durante la temporada de secas, en la estación MAR05, la concentración de OD en la superficie fue de 6.5 mg L⁻¹ y disminuyó gradualmente hasta una concentración de 4.8 mg L⁻¹ a 17.5 m. Durante la temporada de lluvias, la concentración de OD en la superficie fue de 6.9 mg L⁻¹ y se mantuvo relativamente constante hasta los 2.2 m, a partir de esa profundidad comenzó a bajar la concentración hasta los 4.9 mg L⁻¹ a 10 m, después se mantuvo constante la concentración hasta los 13.7 m donde a aumentó ligeramente hasta 5.6 mg L⁻¹ a los 15.7 m.

MAR05

Lluvias

Secas

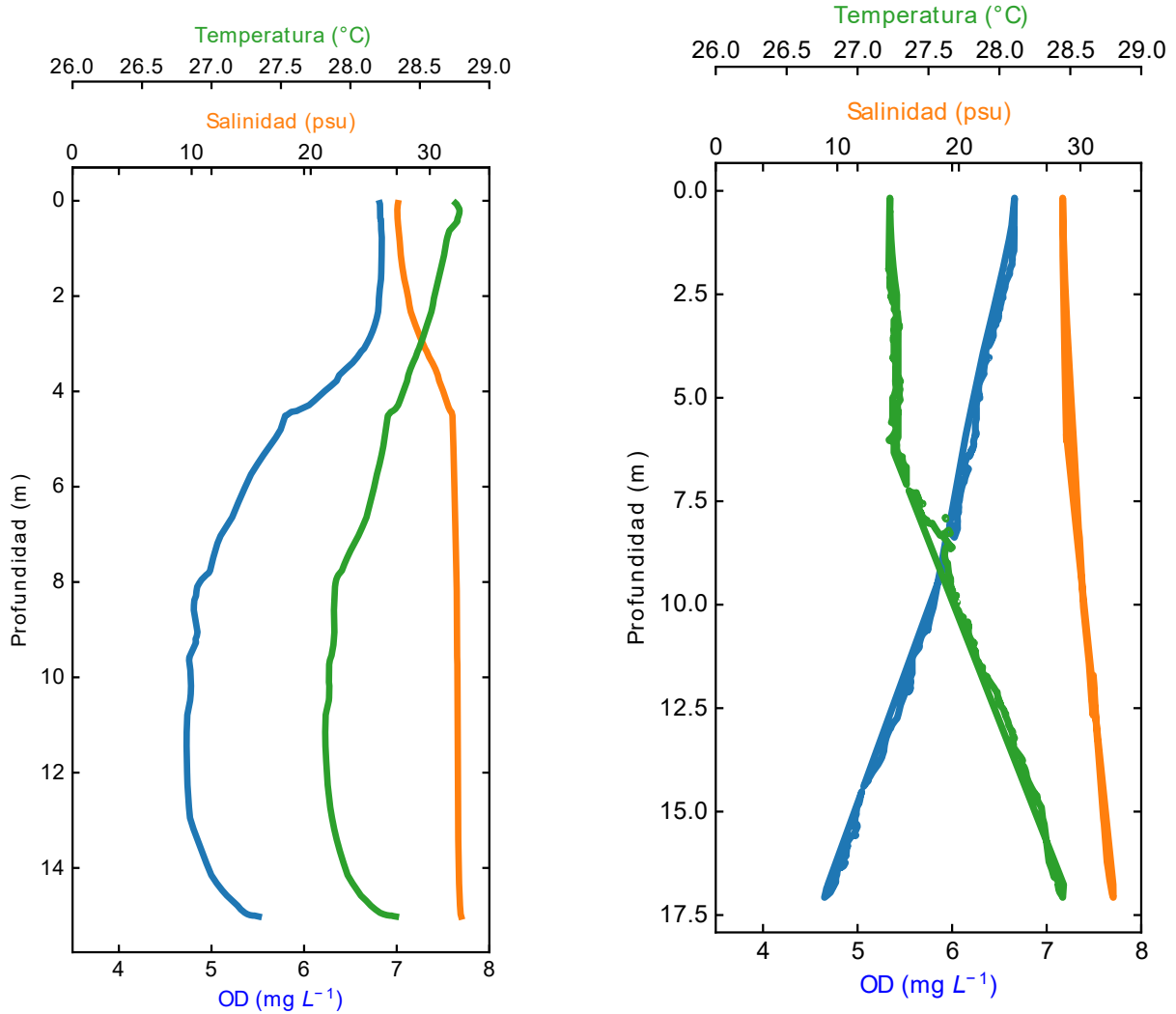


Figura 6. Perfil de Salinidad, Temperatura y Oxígeno para la estación MAR05 de la zona marina.

7.1.3 **PPC03**

Salinidad

En el perfil de salinidad de la Zona del San Pedro San Pablo (PPC03; Fig. 7) se observó que, durante la temporada de secas, la salinidad fue constante en toda la columna de agua (33 ups). En cambio, durante la temporada de lluvias, la salinidad en la superficie fue de agua salobre (19.7 ups) y aumentó conforme aumentó la profundidad, hasta los 1.5 m donde la salinidad fue de 30 ups y se mantuvo constante hasta los 4.2 m.

Temperatura

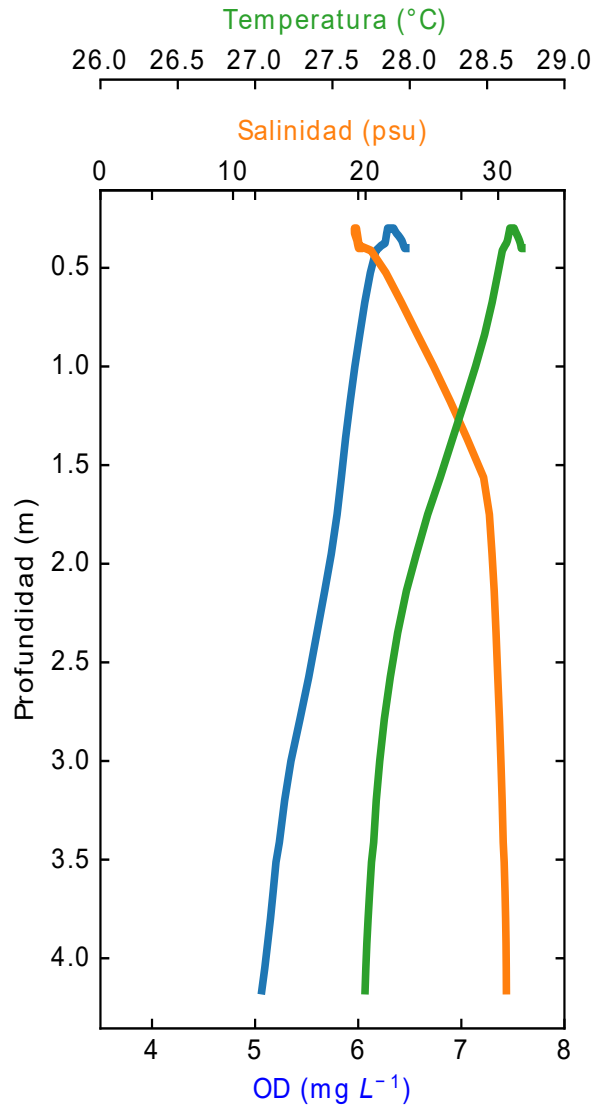
Durante la temporada de secas, en la estación PPC03 se registró que la temperatura superficial fue de 28.7° C y disminuyó ligeramente conforme aumentó la profundidad hasta los 28.3° C a 4.3 m. Durante la temporada de lluvias, la temperatura superficial fue de 28.7° C y disminuyó gradualmente conforme aumentó la profundidad hasta los 27.6° C a los 4.2 m.

Oxígeno disuelto (OD)

Durante la temporada de secas, en la estación PPC03, la concentración de OD superficial fue de 6.3 mg L⁻¹ y disminuyó ligeramente hasta 6.1 mg L⁻¹ a la profundidad de 4.3 m. Durante temporada de lluvias, la concentración de OD en la superficie fue de 6.2 mg L⁻¹ y disminuyó gradualmente hasta los 5 mg L⁻¹ a los 4.2 m.

PPC03

Lluvias



Secas

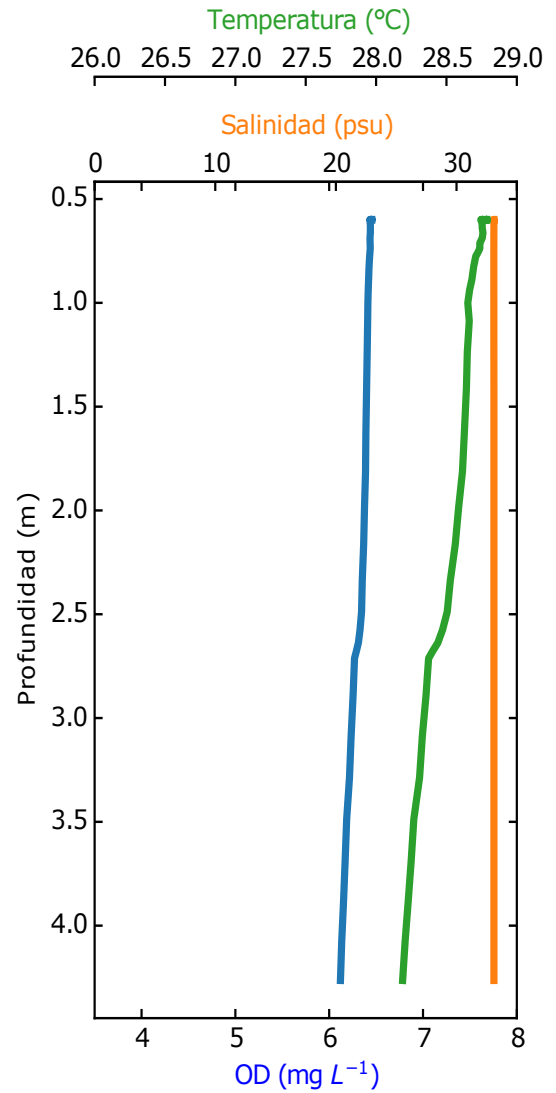


Figura 7. Perfil de Salinidad, Temperatura y Oxígeno para la estación PPC03 de la zona del San Pedro San Pablo.

7.2 Variación estacional de variables fisicoquímicos

7.2.1 Salinidad

Durante la temporada de secas se registró una pequeña pluma del río (20 a 28 ups) en la zona de Puerto Frontera (Fig. 8). En la Zona del San Pedro San Pablo no se formó la pluma de río. Por el contrario, durante la temporada de lluvias, en la Zona de Puerto Frontera se registró una pluma de río (4 a 28 ups) que se extendió hasta la zona marina y en la zona del San Pedro San Pablo se formó una pluma de río (18 – 28 ups). En la columna de agua, durante la temporada de secas la salinidad presentó un rango desde agua salobre (10 ups) hasta agua marina (33 ups). Durante la temporada de lluvias la salinidad presentó un rango que va desde agua dulce (0 ups) hasta agua marina (31 ups).

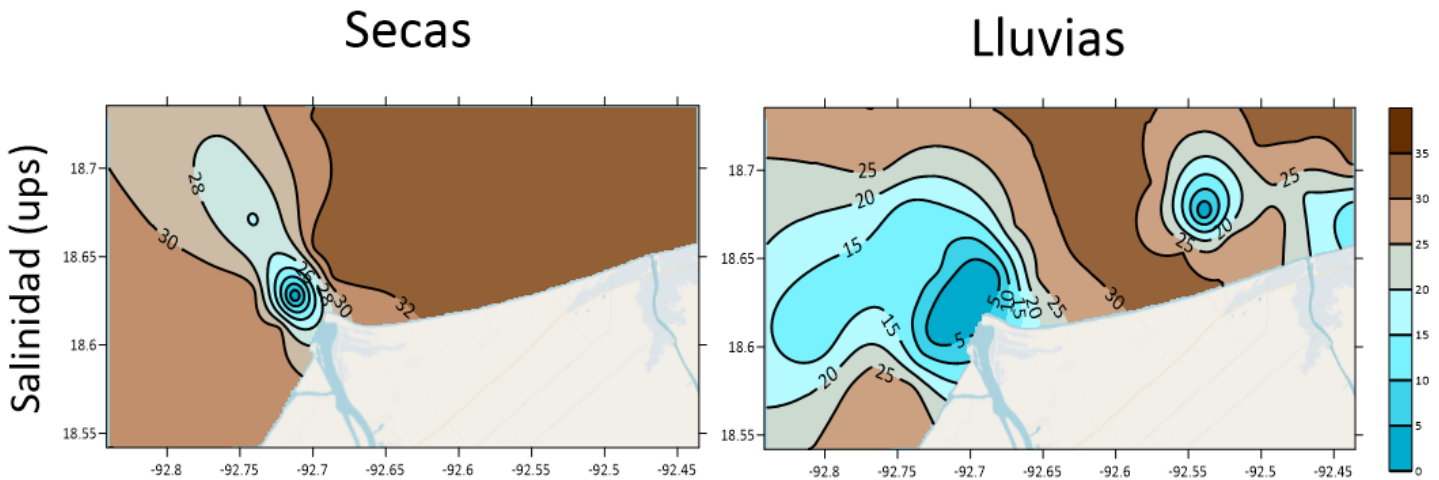


Figura 8. Distribución de la Salinidad superficial en la zona de estudio.

El valor máximo de salinidad (33.2 ups) se encontró en la Zona del San Pedro San Pablo durante la temporada de secas y la mínima se encontró en la Zona Puerto Frontera (0.1 ups) durante la temporada de lluvias. En la Zona de Puerto Frontera la salinidad tuvo un rango de 10.3 a 33.1 ups en secas y de 0.1 a 31.1 ups en lluvias. Para la Zona de San Pedro-San Pablo, el rango fue de 24.7 a 33.2 ups en secas y de 0.3 a 31.3 ups en lluvias. En la zona marina el rango fue de 25.6 a 33 ups en temporada de secas y de 9.8 a 32.7 ups en lluvias (Figura 9). La prueba de Kruskal Wallis indicó que hay diferencias significativas entre la salinidad por áreas ($\chi^2 = 180.0$, $\rho < 0.001$). La prueba de Mann-Whitney indicó la presencia de diferencias significativas para la salinidad entre temporadas ($W = 23456873.0$, $\rho < 0.001$) y

profundidades por temporadas ($\rho < 0.001$). Los resultados indican que, durante la temporada de secas, la salinidad fue significativamente más alta en toda la zona de estudio comparada con la salinidad registrada durante la temporada de lluvias. Esto sugiere que durante la temporada de secas la descarga del SGU a la zona costera es escasa.

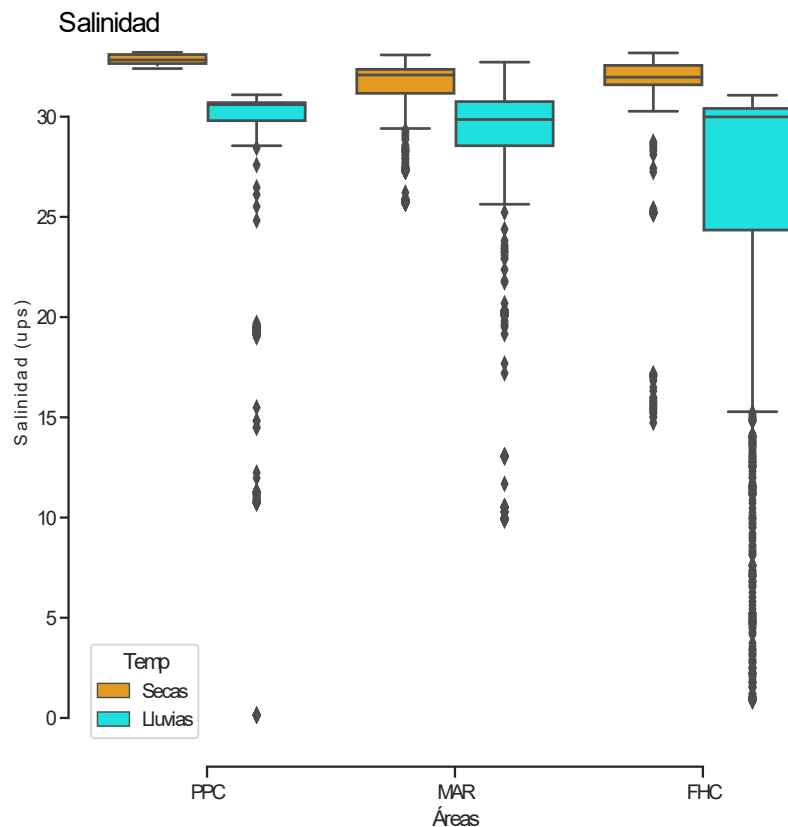


Figura 9. Variación temporal de la salinidad en las diferentes zonas muestreadas; marina (MAR), Puerto Frontera (FHC) y San Pedro San Pablo (PPC). Los rombos pequeños representan datos atípicos. La línea central de cada caja representa la media, el límite superior de la caja representa el valor del percentil 75, el límite inferior de cada caja representa el percentil 25

7.2.2 Temperatura

La temperatura máxima se encontró en la temporada de secas en la zona del San Pedro San Pablo (32.1 °C), durante la temporada de lluvias en la Zona de Puerto Frontera se registró la temperatura mínima (23.1 °C). En la Zona de Puerto frontera, el rango de temperatura fue de 27.3 a 29.3°C en secas y de 23.1 a 29.3 °C en lluvias. En la zona marina, durante la temporada de secas el rango de temperatura fue de 27 a 29.2 °C y de 23.9 a 29.7 °C en lluvias. En la zona costera del San Pedro

San Pablo, el rango de temperatura fue de 28.1 a 32.1 °C en secas, durante lluvias 24.5 a 28.8°C (Figura 10). El análisis de Kruskal Wallis entre las zonas mostró diferencias significativas ($\chi^2=79.53$, $\rho < 0.001$). El análisis Mann-Whitney mostró que existen diferencias significativas para la temperatura entre temporadas ($W=23823942.5$, $\rho < 0.001$), mientras que esta misma prueba realizada para comparar la superficie y el fondo, encontró diferencias significativas ($\rho < 0.001$). Los resultados indican que, para toda la zona de estudio, durante la temporada de secas la temperatura fue significativamente más alta (media \pm desviación estándar: $28.4 \pm 0.3^\circ \text{C}$) que la temperatura durante la temporada de lluvias ($27.7 \pm 0.6^\circ \text{C}$).

Durante la temporada de secas, se registró que la temperatura de la capa superficial de la Zona de San Pedro San Pablo fue significativamente mayor ($28.9 \pm 0.9^\circ \text{C}$) a la temperatura de la capa superficial de la zona marina ($28.7 \pm 0.3^\circ \text{C}$), y de la Zona de Puerto Frontera ($28.7 \pm 0.3^\circ \text{C}$). En esta misma temporada, se registraron diferencias significativas entre la capa superficial ($28.7 \pm 0.5^\circ \text{C}$) que fue más cálida que la capa del fondo ($28.3 \pm 0.2^\circ \text{C}$).

Durante la temporada de lluvias, la temperatura de la pluma del SGU en la zona de Puerto Frontera fue significativamente más fría ($27.2 \pm 1.0^\circ \text{C}$) comparada con la temperatura de la capa superficial de la zona marina ($27.0 \pm 1.2^\circ \text{C}$), y la Zona del San Pedro San Pablo ($27.8 \pm 0.9^\circ \text{C}$). En esta misma temporada, se registraron diferencias significativas entre la capa superficial que presentó las temperaturas más frías ($27.3 \pm 1.1^\circ \text{C}$) comparada con la capa más cálida del fondo ($27.9 \pm 0.3^\circ \text{C}$). Esto sugiere que el agua del SGU es más fría que el agua de la zona costera-marina.

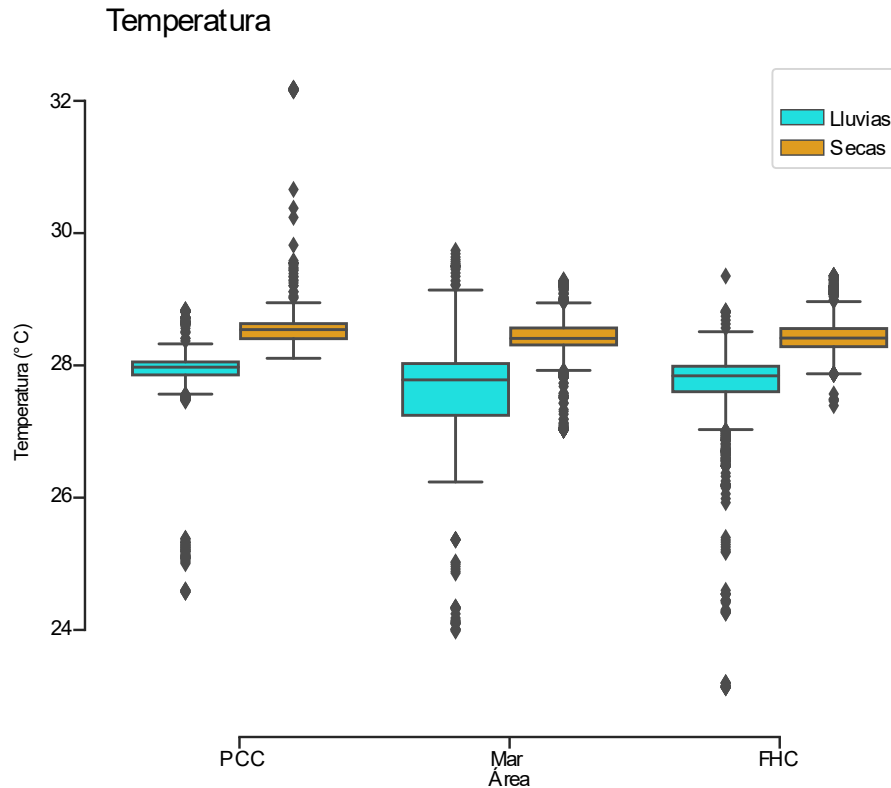


Figura 10. Variación temporal de la temperatura en las diferentes zonas muestreadas; marina (MAR), Puerto Frontera (FHC) y San Pedro San Pablo (PPC).

7.2.3 Oxígeno disuelto

La concentración máxima de OD se encontró durante la temporada de lluvias en la Zona de Puerto Frontera (9.1 mg L^{-1}), la concentración mínima de OD (3.1 mg L^{-1}) se encontró en la Zona de Puerto Frontera durante la temporada de lluvias. Para la Zona de Puerto Frontera el rango de la concentración fue de 4.3 a 7.8 mg L^{-1} en secas y de 3.1 a 9.1 mg L^{-1} en lluvias. La zona marina, durante la temporada de secas mostró un rango de 4.6 a 6.8 mg L^{-1} y en lluvias de 4.1 a 8.9 mg L^{-1} . En la Zona del San Pedro San Pablo, el rango fue de 5.8 a 7.5 mg L^{-1} en secas y de 4.1 a 8.7 mg L^{-1} en temporada de lluvias (Figura 11). La prueba de Kruskal Wallis determinó que hay diferencias significativas en la concentración de OD entre las zonas ($\chi^2 = 576.6$, $\rho < 0.001$). La prueba de Mann-Whitney indicó que entre secas y lluvias hay diferencias significativas ($W = 16836002.0$, $\rho < 0.001$), la concentración de OD mostró diferencias significativas entre la superficie y el fondo para las temporadas de secas y lluvias ($\rho < 0.001$). Los resultados indican

que, para toda la zona de estudio, la concentración de OD fue significativamente más alta durante la temporada de secas ($6.0 \pm 0.5 \text{ mg L}^{-1}$) que la concentración de OD durante la temporada de lluvias ($5.7 \pm 0.8 \text{ mg L}^{-1}$).

Durante la temporada de secas, la concentración de OD de la capa superficial de la Zona de Puerto Frontera fue significativamente mayor ($6.5 \pm 0.4 \text{ mg L}^{-1}$) a la concentración de OD de la capa superficial de la zona marina ($6.5 \pm 0.3 \text{ mg L}^{-1}$) y de la Zona del San Pedro San Pablo ($6.4 \pm 0.5 \text{ mg L}^{-1}$). En esta misma temporada, se registraron diferencias significativas entre la concentración de OD capa superficial ($6.5 \pm 0.4 \text{ mg L}^{-1}$) que fue más alta y la concentración de OD del fondo ($5.9 \pm 0.4 \text{ mg L}^{-1}$).

Durante la temporada de lluvias, la concentración de OD en la capa superficial de la zona marina fue significativamente más alta ($6.7 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$) que la concentración de OD de la capa superficial de la Zona del San Pedro San Pablo ($6.5 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$) y la zona de Puerto Frontera ($5.4 \pm 1.2 \text{ mg L}^{-1}$). En esta misma temporada, se registraron diferencias significativas entre la concentración de la capa superficial ($6.1 \pm 1.1 \text{ mg L}^{-1}$) que fue más alta y la capa del fondo ($5.5 \pm 0.5 \text{ mg L}^{-1}$). Esto sugiere que el agua de la descarga del SGU puede presentar la concentración más baja de oxígeno.

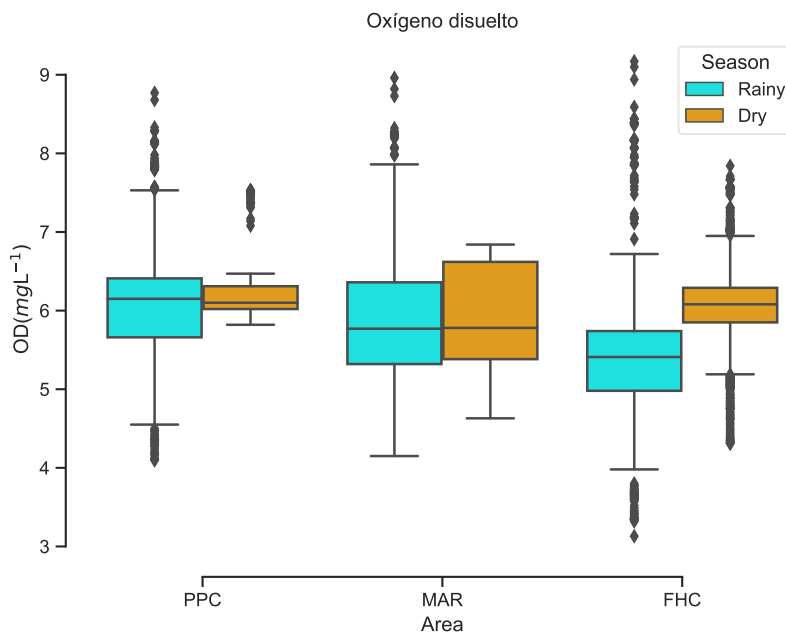


Figura 11. Variación temporal del oxígeno disuelto en las diferentes zonas muestreadas; marina (MAR), Puerto Frontera (FHC) y San Pedro San Pablo (PPC).

7.2.4 Potencial óxido reducción (ORP)

El valor máximo del ORP fue de 304.4 mV, se encontró en la Zona de Puerto Frontera durante la temporada de secas. El valor mínimo del ORP (-83.8 mV) se encontró en la Zona de Puerto Frontera en la temporada de lluvias. En la Zona de Puerto Frontera durante la temporada de secas mostró un rango de 77 a 304.4 mV y en lluvias un rango de -83.8 a 59.8 mV. En la zona marina el ORP tuvo un rango de 94.5 a 151.7 mV en secas y en lluvias el rango fue de 2.9 a 157.8 mV. En la Zona del San Pedro San Pablo el rango fue de 0.0 a 132.9 mV en secas y durante la temporada de lluvias el rango fue de -27 a 169.7 mV (Figura 12). La prueba de Kruskal Wallis determinó que para el ORP hay diferencias estadísticamente significativas entre zonas ($\chi^2 = 197.1$, $p < 0.001$). La prueba de Mann-Whitney indicó que entre secas y lluvias hay diferencias significativas ($W = 24521427.5$, $p < 0.001$), la misma prueba encontró diferencias significativas entre el ORP de superficie y el ORP de fondo ($p < 0.001$) para todas las áreas excepto la Zona del San Pedro San Pablo durante la temporada de secas. Los resultados del ORP indican que, para toda la zona de estudio, durante la temporada de secas el ORP fue significativamente más alta (113.6 ± 38.7 mV) que durante la temporada de lluvias (15.4 ± 50.1 mV).

Durante la temporada de secas, el ORP de la capa superficial en la Zona de Puerto Frontera fue significativamente más alto (137.4 ± 51.0 mV) que el ORP registrado en la capa superficial de la zona marina (119.4 ± 15.2 mV) y la Zona del San Pedro San Pablo (88.4 ± 23.5 mV). En esta misma temporada, en la zona marina y la Zona de Puerto Frontera, se registraron diferencias significativas entre el ORP de la capa superficial que fue más alto (120 ± 43.0 mV) que el ORP de la capa del fondo (111.6 ± 43.0 mV). En la Zona del San Pedro San Pablo no se registraron diferencias significativas entre la capa de superficie y la capa de fondo.

Durante la temporada de lluvias, el ORP de la capa superficial de la zona marina fue significativamente más alto (81.7 ± 26.3 mV) que el ORP de la capa superficial de la Zona del San Pedro San Pablo (73.0 ± 36.0 mV) y la Zona de Puerto Frontera (-20.2 ± 37.2 mV). En esta misma temporada, se registraron diferencias significativas entre el ORP de la capa superficial que presentó un ORP significativamente más alto (36.6 ± 58.8 mV) que el ORP de la capa del fondo (7.1 ± 43.7 mV). Esto sugiere que, durante la temporada de lluvias, la descarga del SGU genera condiciones más reductoras en la zona costera.

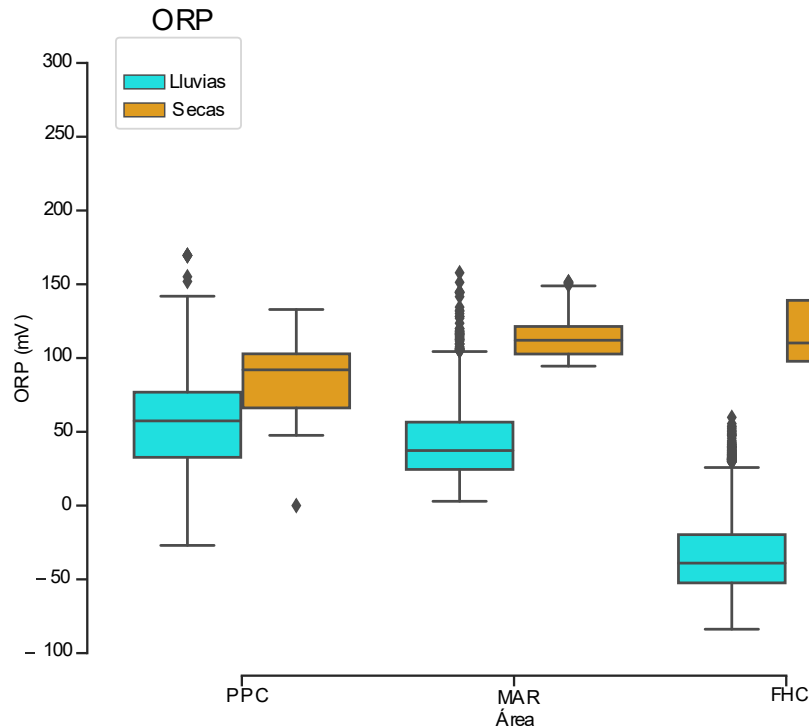


Figura 12. Variación temporal del ORP en las diferentes zonas muestreadas; marina (MAR), Puerto Frontera (FHC) y San Pedro San Pablo (PPC).

7.2.5 Turbidez

Para obtener un análisis más preciso de la Turbidez en las zonas de estudio, se consideró que el valor máximo de turbidez en la columna de agua sería de 130.0 FNU, los valores por arriba de este valor son considerados como atípicos y representan valores de la capa nefeloide, esto debido a los valores son mayores a 2100 FNU y se encuentran principalmente en la capa del fondo.

La turbidez más alta (122.1 FNU) se encontró en la zona del San Pedro San Pablo durante la temporada de secas. El valor más bajo (0.8 FNU) se encontró en la Zona del San Pedro San Pablo durante la temporada de secas. La turbidez en la Zona de Puerto frontera durante la temporada de secas presentó un rango de 1.1 a 11.8 FNU, mientras que, en la temporada de lluvias el rango fue de 3.8 a 89.3 FNU. La zona marina tuvo un rango de 1.2 a 111.7 FNU, en la temporada de lluvias la turbidez tuvo un rango de 2 a 17.4 FNU. En la Zona del San Pedro San Pablo el rango fue de 0.8 a 122.1 FNU en secas, durante la temporada de lluvias el rango fue de 2.4 a 102.2 FNU (Figura 13). La prueba de Kruskal Wallis mostró diferencias significativas entre las diferentes zonas ($\chi^2=3001.1$, $p < 0.001$). El análisis de Mann-Whitney indicó que hay diferencias significativas entre

temporadas ($W= 12340621$, $\rho < 0.001$) y entre profundidades ($\rho < 0.001$). Los resultados de la turbidez indican que, para toda la zona de estudio, durante la temporada de secas la turbidez fue significativamente más alta (11.1 ± 12.3 FNU) que la turbidez en temporada de lluvias (8.7 ± 7.2 FNU). Durante la temporada de secas, la turbidez en la capa superficial en la Zona del San Pedro San Pablo fue significativamente mayor (16.6 ± 14.0 FNU) a la turbidez de la capa superficial de la zona marina (2.1 ± 0.5 FNU) y la Zona de Puerto Frontera (8.3 ± 7.3 FNU). En esta misma temporada, se registraron diferencias significativas entre la turbidez de la capa superficial (8.6 ± 10.0 FNU) que fue menor a la turbidez de la capa del fondo (11.8 ± 12.9 FNU).

Durante la temporada de lluvias, la turbidez de la capa superficial de la Zona de Puerto Frontera fue significativamente más alta (16.4 ± 11.0 FNU) que la turbidez de la capa superficial de la zona marina (8.0 ± 3.2 FNU) y la Zona del San Pedro San Pablo (7.7 ± 3.8 FNU). En esta misma temporada, se registraron diferencias significativas entre la turbidez de la capa superficial (11.4 ± 8.7 FNU) que fue mayor a la turbidez registrada en la capa del fondo (7.7 ± 6.4 FNU). Esto sugiere que durante la temporada de secas hay una mayor cantidad de material suspendido en la columna de agua.

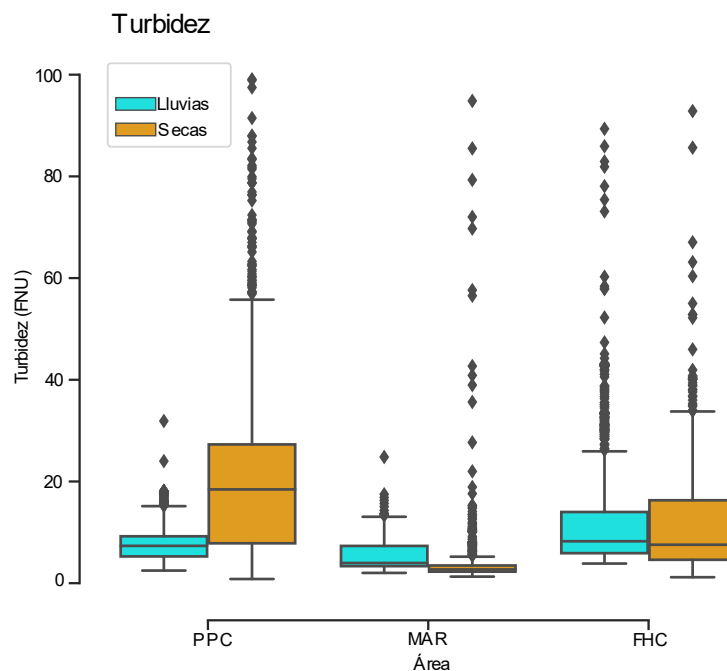


Figura 13. Variación temporal de la turbidez en las diferentes zonas muestreadas; marina (MAR), Puerto Frontera (FHC) y San Pedro San Pablo (PPC).

7.2.6 Clorofila *a*

La concentración más alta de clorofila *a* ($17.1 \mu\text{g L}^{-1}$) se encontró en la zona marina durante la temporada de secas, la concentración más baja se registró en la zona marina ($<\text{LD } \mu\text{g L}^{-1}$) durante la temporada de lluvias. En la zona de Puerto Frontera la clorofila *a* tuvo rango de 0.3 a $15.7 \mu\text{g L}^{-1}$ durante la temporada de secas, en la temporada de lluvias el rango fue de 0.5 a $3.5 \mu\text{g L}^{-1}$. En la zona marina la concentración de clorofila *a* mostró un rango menor al límite de detección a $17.1 \mu\text{g L}^{-1}$ durante la temporada de secas, mientras que, durante la temporada de lluvias el rango fue de 0.2 a $3.4 \mu\text{g L}^{-1}$. Para la zona del San Pedro San Pablo la clorofila *a* presentó un rango de 0.8 a $7.9 \mu\text{g L}^{-1}$ durante la temporada de secas, mientras que en la temporada de lluvias el rango fue de 0.9 a $7.1 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 14). La prueba de Kruskal Wallis indicó que hay diferencias significativas en la concentración de clorofila *a* para las diferentes zonas ($\chi^2=1357 \rho < 0.001$). La prueba de Mann-Whitney indicó que la clorofila *a* tuvo diferencias significativas entre las temporadas de secas y lluvias ($W= 18751841, \rho < 0.001$), esta misma prueba también indicó diferencias significativas entre superficie y fondo ($\rho < 0.001$) para las Zonas de Puerto Frontera y zona marina, en cambio, la concentración de clorofila *a* en la zona del San Pedro San Pablo no presentó diferencias significativas para las capas de superficie y fondo en ninguna temporada. Los resultados indican que, para toda la zona de estudio, la concentración de clorofila *a* durante la temporada de secas fue significativamente más alta ($2.7 \pm 1.4 \mu\text{g L}^{-1}$) que la concentración de clorofila durante la temporada de lluvias ($1.7 \pm 1.0 \mu\text{g L}^{-1}$).

Durante la temporada de secas, la concentración de clorofila *a* en la capa superior de la Zona del San Pedro San Pablo fue significativamente mayor ($2.4 \pm 1.2 \mu\text{g L}^{-1}$) a la concentración de clorofila *a* de la capa superficial de la zona marina ($1.0 \pm 0.3 \mu\text{g L}^{-1}$) y de la Zona de Puerto Frontera ($2.1 \pm 0.9 \mu\text{g L}^{-1}$). En esta misma temporada, se registraron diferencias significativas entre la concentración de clorofila *a* de la capa superficial que fue más baja ($1.9 \pm 1.0 \mu\text{g L}^{-1}$) que la concentración de la capa de fondo ($3.0 \pm 1.4 \mu\text{g L}^{-1}$).

Durante la temporada de lluvias, la concentración de clorofila *a* de la capa superficial de la Zona del San Pedro San Pablo fue significativamente más alta ($2.8 \pm 1.1 \mu\text{g L}^{-1}$) que la concentración de clorofila *a* de la capa superficial de la zona marina ($1.8 \pm 0.4 \mu\text{g L}^{-1}$) y la Zona de Puerto Frontera ($1.6 \pm 0.5 \mu\text{g L}^{-1}$). En esta misma temporada, se registraron diferencias significativas entre la concentración de clorofila *a* de la capa superficial ($2.1 \pm 1.0 \mu\text{g L}^{-1}$)

comparada con la clorofila *a* de la capa del fondo ($1.5 \pm 0.1 \mu\text{g L}^{-1}$). Esto sugiere que durante la temporada de lluvias la descarga del SGU no aumenta la concentración de clorofila.

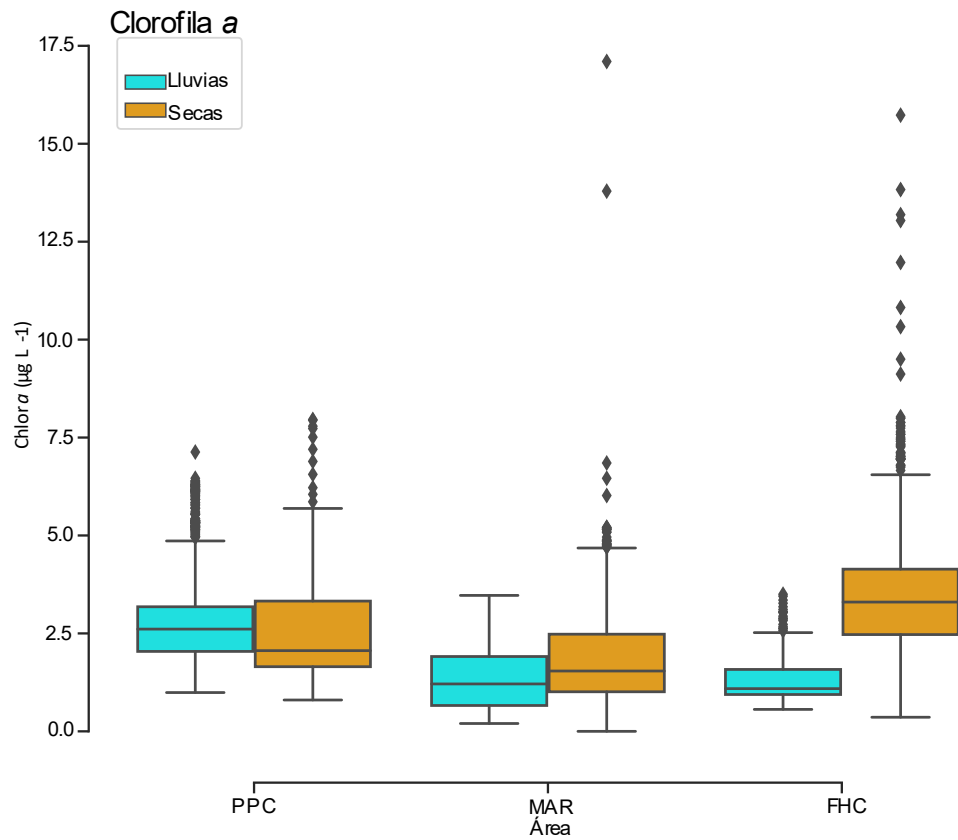


Figura 14. Variación temporal de la concentración de Clorofila *a* en las diferentes zonas muestreadas; marina (MAR), Puerto Frontera (FHC) y San Pedro San Pablo (PPC)

7.3 Distribución de los nutrientes para la capa superficial

7.3.1 Distribución de Amonio

Durante la temporada de secas, el máximo de concentración superficial de NH_4^+ se presentó en la zona adyacente al San Pedro San Pablo. Durante la temporada de lluvias, la máxima concentración superficial de NH_4^+ se registró en la Zona de Puerto frontera (Figura 15).

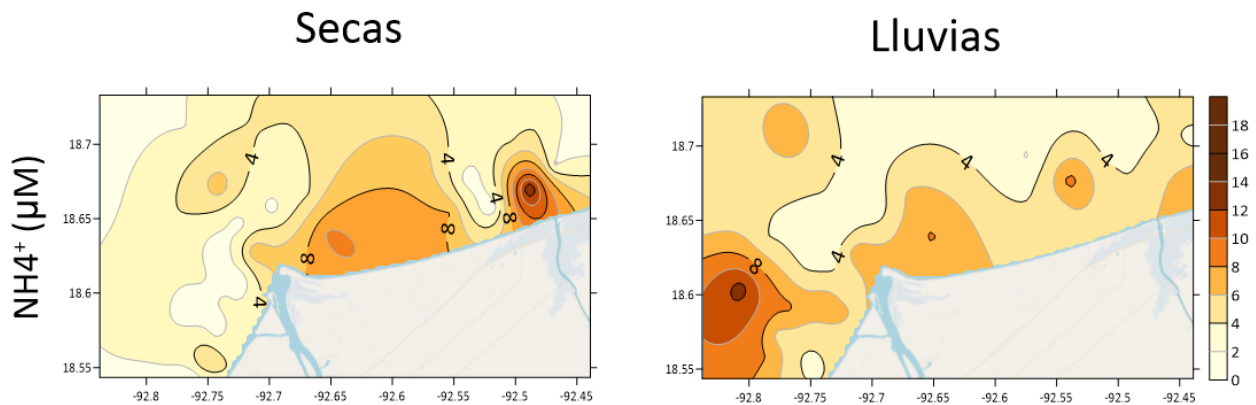


Figura 15. Isolíneas de concentración de NH_4^+ en la capa superficial (< 0.5 m).

7.3.2 Distribución de Nitrito

Durante la temporada de secas, el máximo de concentración superficial de NO_2^- se presentó en la zona marina. Durante la temporada de lluvias, la máxima concentración superficial de NO_2^- se registró en la zona adyacente a Puerto Frontera extendiéndose a la zona marina (Figura 16).

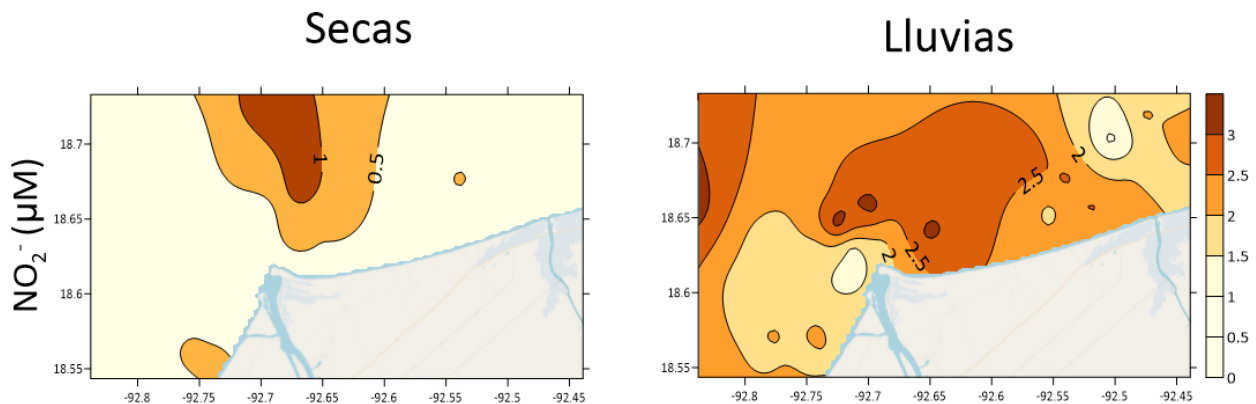


Figura 16. Isolíneas de concentración de NO_2^- en la capa superficial (< 0.5 m).

7.3.3 Distribución de Nitrato

Durante la temporada de secas, el máximo de concentración superficial de NO_3^- se presentó en la zona adyacente al San Pedro San Pablo. Durante la temporada de lluvias, la máxima concentración superficial de NO_3^- se registró en la zona adyacente a Puerto Frontera extendiéndose a la zona marina (Figura 17).

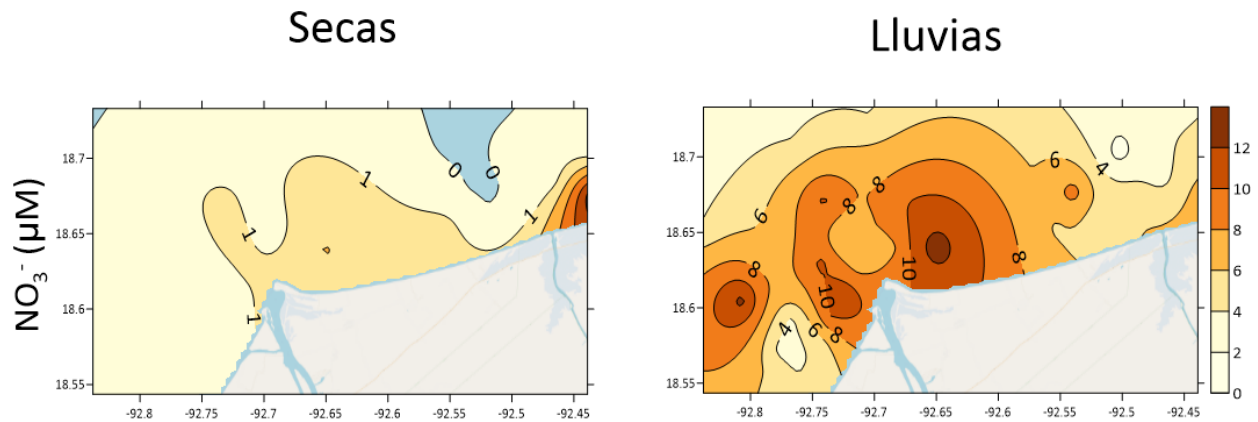


Figura 17. Isolíneas de concentración de NO_3^- en la capa superficial (< 0.5 m).

7.3.4 Distribución de SRP

Durante la temporada de secas, el máximo de concentración superficial de SRP se presentó en la zona adyacente a Puerto Frontera y parte de la zona marina. Durante la temporada de lluvias, la máxima concentración superficial de SRP se registró en la zona adyacente a Puerto Frontera y la pluma se extendió hasta la zona marina (Figura 18).

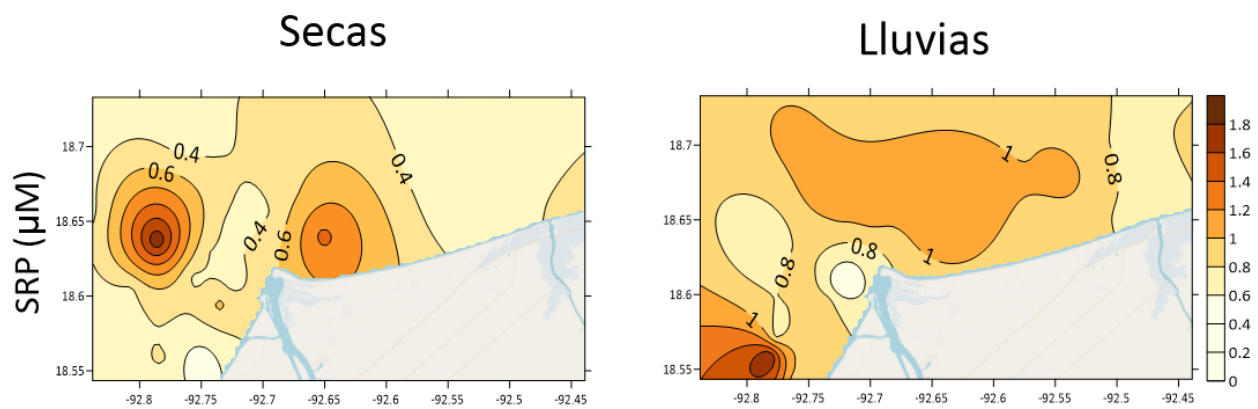


Figura 18. Isolíneas de concentración de SRP en la capa superficial (< 0.5 m).

7.3.5 Distribución de SRSi

Durante la temporada de secas, el máximo de concentración superficial de SRSi se presentó en la zona adyacente a Puerto Frontera. Durante la temporada de lluvias, la máxima concentración superficial de SRSi se registró en las zonas adyacentes a las descargas de los ríos frente a Puerto Frontera y el San Pedro San Pablo (Figura 19).

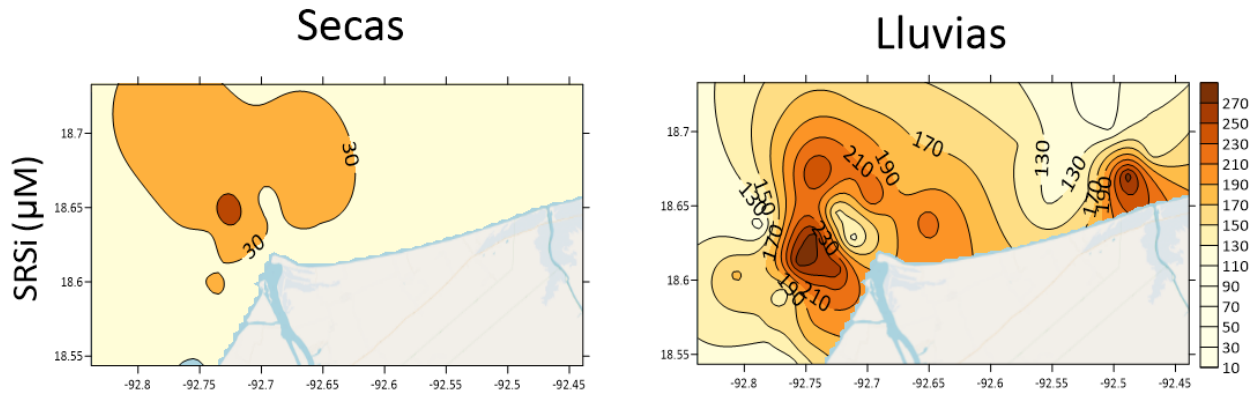


Figura 19. Isolíneas de concentración de SRSi en la capa superficial (< 0.5 m).

7.3.6 Distribución de PT

Durante la temporada de secas, el máximo de concentración superficial de PT se presentó en la zona adyacente a Puerto Frontera extendiéndose hacia la zona marina. Durante la temporada de lluvias, la máxima concentración superficial de PT se registró en la zona adyacente a Puerto Frontera (Figura 20).

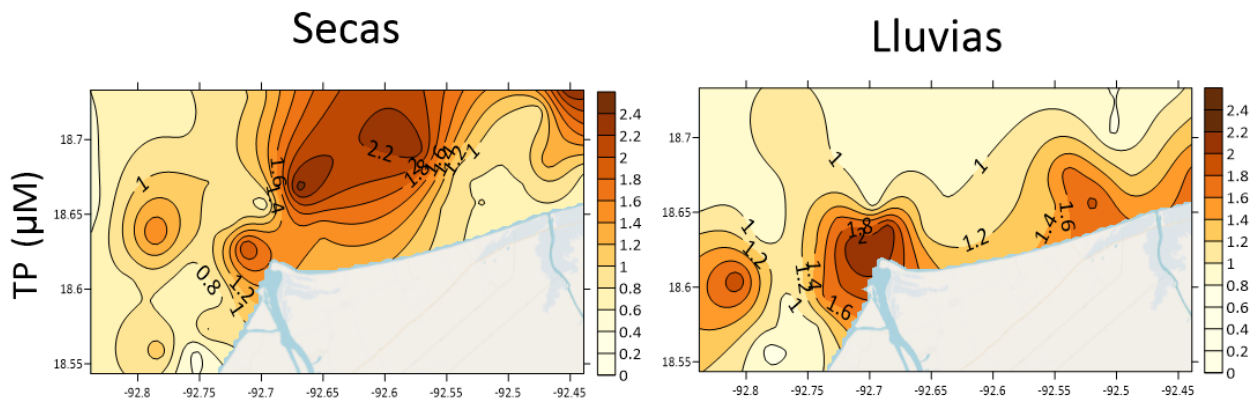


Figura 20. Isolíneas de concentración de PT en la capa superficial (< 0.5 m).

7.3.7 Distribución de NT

Durante la temporada de secas, el máximo de concentración superficial de NT se presentó en la zona adyacente a Puerto Frontera. Durante la temporada de lluvias, la máxima concentración superficial de NT se registró en la zona adyacente al San Pedro San Pablo (Figura 21).

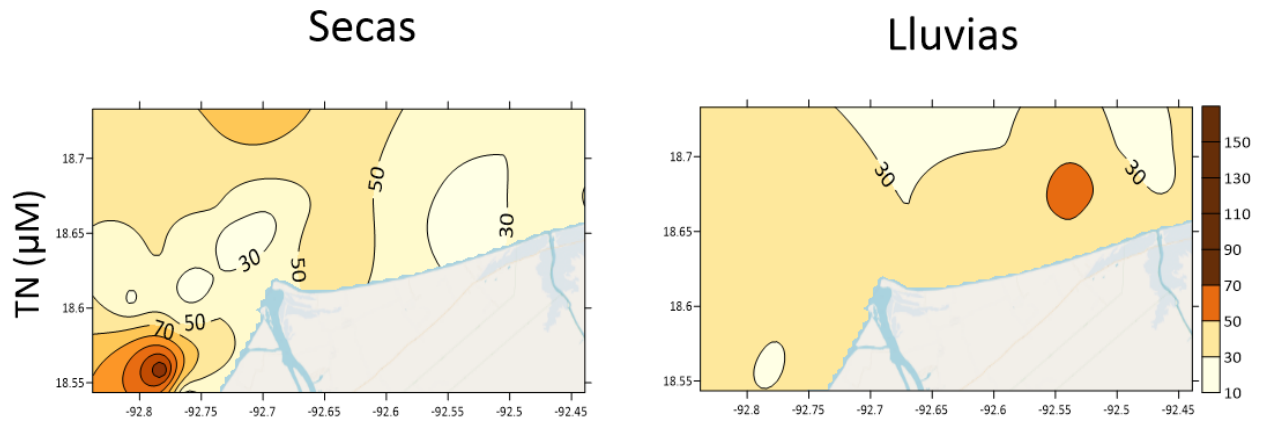


Figura 21. Isolíneas de concentración de NT en la capa superficial (< 0.5 m).

Tabla 6. Variación en la concentración estacional de los nutrientes (μM), mínimo-máximo (media \pm desviación estándar).

	PUERTO FRONTERA		SAN PEDRO SAN PABLO		MARINA		TOTAL
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	
NH₄⁺	1.66-8.58 (5 \pm 2)	1.16-35.49 (5.5 \pm 8.0)	1.89-8.76 (6 \pm 2)	2.49 -18.3 (4.1 \pm 5.2)	0.99-12.82 (6 \pm 3)	1.76-8.92 (4 \pm 2)	0.99 - 35.49 (4.8 \pm 4.5)
NO₂⁻	1.32-3.48 (2.3 \pm 0.6)	0.05-1.75 (0.5 \pm 0.4)	0.87-5.28 (2.5 \pm 1)	0.11-0.56 (0.32 \pm 0.1)	1.73-3.93 (2.8 \pm 0.7)	0.14-1.60 (0.6 \pm 0.7)	0.05 - 5.28 (1 \pm 1)
NO₃⁻	3.25-15.49 (7.2 \pm 3)	0.29-2.03 (0.8 \pm 0.5)	1.32-8.82 (5.2 \pm 1)	0.08-5.75 (1 \pm 1)	3.12-13.9 (7 \pm 3)	0.11-1.30 (0.5 \pm 0.3)	0.08 -15.49 (3.8 \pm 3.6)
SRP	0.39-1.43 (0.96 \pm 0.2)	0.2-1.06 (0.5 \pm 0.2)	0.64-1.73 (0.9 \pm 0.2)	0.2-0.46 (0.3 \pm 0.1)	0.58-1.31 (0.9 \pm 0.1)	0.24-1.58 (0.6 \pm 0.2)	0.2 - 1.73(0.7 \pm 0.3)
SRSi	98.73-281.2 (174 \pm 51)	8.62-64.12 (27 \pm 11)	105.33-282.01 (148 \pm 36)	14.18-29.94 (21 \pm 5)	74.15-254.82 (146 \pm 44)	8.9-39.42 (24 \pm 7)	8.62-282 (96 \pm 76)
PT	0.74-2.18 (1.2 \pm 0.4)	0.32-5.9 (1 \pm 1)	0.85-3.53 (1.5 \pm 0.7)	0.71-2.48 (1 \pm 0.04)	0.85-2.33 (1.3 \pm 0.4)	0.42-3.77 (1.1 \pm 0.7)	0.32 - 5.9(1 \pm 1)
NT	20.4-104.7 (48 \pm 22)	19-170.8 (46 \pm 31)	20.9-114.4 (50 \pm 26)	23.5-87.8 (38 \pm 13)	24.5-92.9 (42 \pm 19)	25-87.8 (55 \pm 19)	19- 170.8 (46.9 \pm 23.0)
NID	7.4-24.2 (14 \pm 4)	0.1-37.4 (7 \pm 9)	4.7-20.1 (12 \pm 3)	0.7-19.2 (5 \pm 6)	8.4-28.8 (15 \pm 6)	1.1-11.2 (5 \pm 2)	0.1 - 37.4 (10 \pm 7)
N:P	7-43 (16 \pm 7)	1-136 (16 \pm 27)	6-21 (13 \pm 3)	2-53 (16 \pm 4)	10-31 (17 \pm 5)	3-20 (11 \pm 4)	1-136 (14.9 \pm 14)
NT:PT	21-67 (37 \pm 9)	6-190 (49 \pm 42)	17-68 (33 \pm 11)	20-86 (41 \pm 20)	16-49 (33 \pm 9)	23-120 (52 \pm 27)	6- 190 (41 \pm 25)

7.4 Variación estacional de nutrientes.

7.4.1 NH_4^+

La concentración más alta de NH_4^+ (35.49 μM) se registró en la Zona de Puerto Frontera (durante la temporada de secas. El valor más bajo de la concentración de NH_4^+ (0.99 μM) se registró durante la temporada de lluvias en la zona marina (Ver tabla 6). La media de la concentración de NH_4^+ para la Zona de Puerto Frontera fue de 5.20 μM con un rango de 1.16 a 35.49 μM durante la temporada de secas y de 1.66 a 8.58 μM durante la temporada de lluvias. En la zona marina, el promedio de la concentración de NH_4^+ fue de 4.74 μM y mostró un rango de 1.76 a 8.92 μM en secas, mientras que en la temporada de lluvias el rango fue de de 0.99 a 12.85 μM . Para la Zona del San Pedro San Pablo, la concentración media de NH_4^+ fue de 4.45 μM con un rango de 2.49 a 18.3 μM en secas y un rango de 1.89 a 8.76 μM en temporada de lluvias (Figura 22). El análisis de Kruskal Wallis no mostró diferencias significativas entre zonas ($\chi^2=0.591$ $\rho=0.74$). La prueba de Mann-Whitney indico que hay diferencias significativas entre temporadas ($W= 1160.5$, $\rho= 3.87 \times 10^{-4}$), mientras que entre profundidades no indico diferencias significativas ($W= 1378.5$, $\rho= 0.302$). Los resultados indican que, para toda la zona de estudio, durante la temporada de secas, el NH_4^+ presentó una concentración significativamente más baja (4.6 ± 6.1 μM) que en temporada de lluvias (4.9 ± 2.2 μM).

Durante la temporada de secas, en la capa superficial, la concentración más alta de NH_4^+ se registró en la Zona del San Pedro San Pablo (4.2 ± 5.4 μM), sin embargo, esta concentración no fue significativamente mayor a las registradas en la capa superficial de la zona marina (4.0 ± 2.0) y la Zona del San Pedro San Pablo (4.6 ± 1.8 μM). En esta misma temporada, la concentración no se registraron diferencias significativas entre la concentración de NH_4^+ de la capa superficial (3.5 ± 3.8 μM) y la capa del fondo (6.0 ± 8.0 μM); sin embargo, las concentraciones más altas se registraron en la capa del fondo.

Durante la temporada de lluvias, en la capa superficial, la concentración más alta de NH_4^+ se registró en la zona marina (5.7 ± 3.8 μM), sin embargo, esta concentración no fue significativamente mayor a las registradas en la capa superficial de la Zona de Puerto Frontera (5.2 ± 2.0 μM) y la Zona del San Pedro San Pablo (4.4 ± 1.5 μM). En esta misma temporada, la concentración más alta de NH_4^+ se registró en la capa superficial (5.2 ± 2.4

μM), sin embargo, no fue significativamente mayor a la concentración de NH_4^+ de la capa del fondo ($4.7 \pm 2.0 \mu\text{M}$), Esto sugiere que, durante la temporada de lluvias, la pluma del río presenta altas concentraciones de NH_4^+ y este nutriente se distribuye principalmente en la pluma del río.

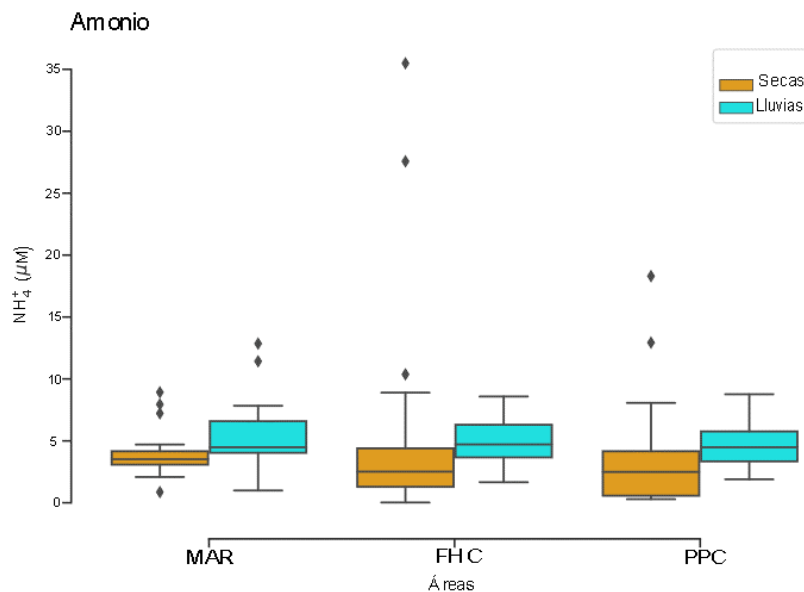


Figura 22. Variación temporal de la concentración de NH_4^+ en las diferentes zonas muestreadas. Los rombos pequeños representan datos atípicos.

7.4.2 NO_2^-

La concentración más alta del NO_2^- se registró en la Zona del San Pedro San Pablo ($5.28 \mu\text{M}$) durante la temporada de lluvias. La concentración más baja ($0.05 \mu\text{M}$) se registró durante la temporada de secas en la Zona de Puerto Frontera. El promedio de la concentración de NO_2^- fue de $1.46 \mu\text{M}$ con un rango de 0.05 a $1.75 \mu\text{M}$ en la temporada de secas y un rango de 1.32 a $3.48 \mu\text{M}$ en lluvias. La zona marina tuvo una concentración media de $1.61 \mu\text{M}$ con un rango de 0.14 a $1.60 \mu\text{M}$ durante la temporada de secas y en lluvias el rango fue de 1.73 a $3.96 \mu\text{M}$. En la Zona del San Pedro San Pablo la concentración media de NO_2^- fue de $1.64 \mu\text{M}$ con un rango de 0.11 a $0.56 \mu\text{M}$ en la temporada de secas y un rango de 0.87 a $5.28 \mu\text{M}$ (Figura 23). El análisis de Kruskal Wallis indicó que no existen diferencias significativas entre la concentración de NO_2^- por áreas ($\chi^2=0.499$ $\rho=0.77$). La prueba Mann-Whitney entre temporadas, determinó que hay diferencias significativas entre lluvias y secas ($W= 21$, $\rho= 5.64 \times 10^{-21}$) y entre la superficie y fondo de la columna de columna agua ($W= 1021$, $\rho= 0.0016$). Los resultados indican que, para toda la zona de estudio, durante la temporada de

secas, el NO_2^- presentó una concentración significativamente más baja ($0.4 \pm 0.3 \mu\text{M}$) que en temporada de lluvias ($2.5 \pm 0.7 \mu\text{M}$).

Durante la temporada de secas, en la capa superficial, la concentración más alta de NO_2^- se registró en la zona marina ($0.4 \pm 0.4 \mu\text{M}$), sin embargo, esta concentración de NO_2^- no fue significativamente mayor a las registradas en capa superficial de la Zona de Puerto Frontera ($0.4 \pm 0.3 \mu\text{M}$) y la Zona del San Pedro San Pablo ($0.3 \pm 0.1 \mu\text{M}$). En esta misma temporada, no se registraron diferencias significativas entre la concentración de NO_2^- de la capa superficial ($0.3 \pm 0.2 \mu\text{M}$) y la capa del fondo ($0.6 \pm 0.4 \mu\text{M}$) que presentó concentraciones relativamente más altas.

Durante la temporada de lluvias, en la capa superficial, la concentración más alta de NO_2^- se registró en la zona marina ($2.2 \pm 0.5 \mu\text{M}$), sin embargo, no se registraron diferencias significativas entre la concentración de la capa superficial de la Zona de Puerto Frontera ($2.1 \pm 0.6 \mu\text{M}$) y la Zona del San Pedro San Pablo ($2.0 \pm 0.5 \mu\text{M}$). En esta misma temporada, la concentración de NO_2^- fue significativamente más alta en la capa del fondo ($2.8 \pm 0.7 \mu\text{M}$) comparada con la capa superficial ($2.1 \pm 0.5 \mu\text{M}$). Esto sugiere que el incremento de NO_2^- puede provenir de la oxidación del NH_4^+ en la capa del fondo.

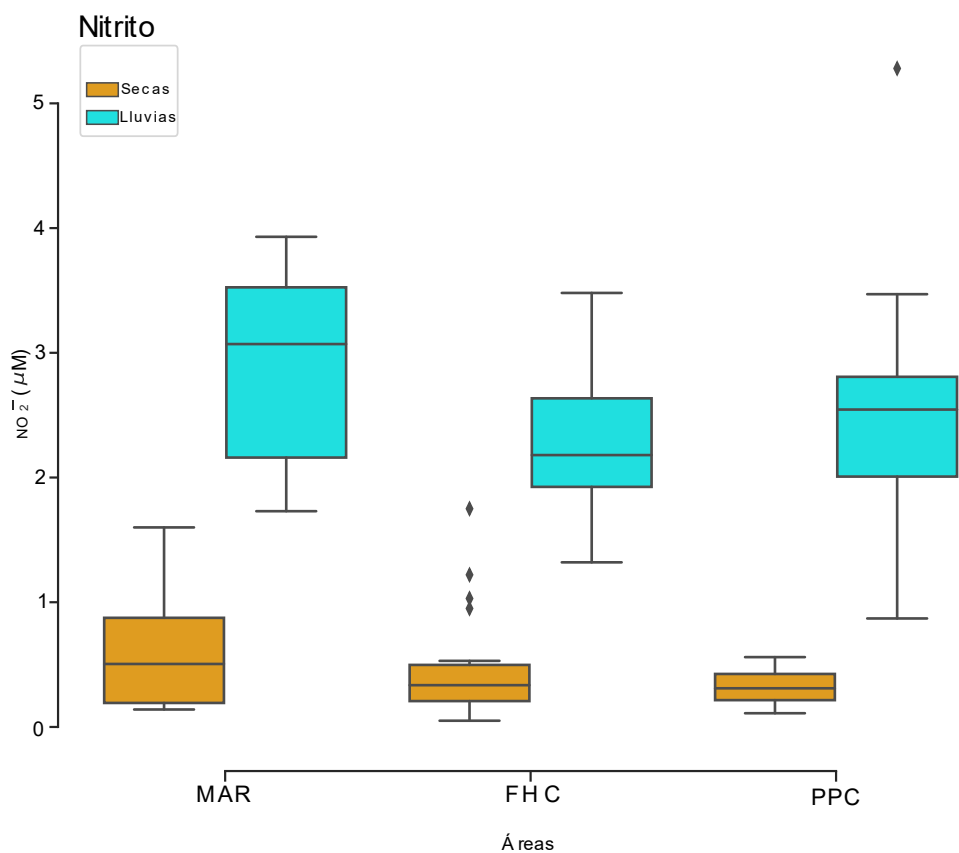


Figura 23. Variación temporal de la concentración de NO_2^- en las diferentes zonas muestreadas.

7.4.3 NO_3^-

La concentración más alta de NO_3^- se registró en la Zona de Puerto Frontera ($15.49 \mu\text{M}$) durante la temporada de lluvias, la concentración más baja fue de $0.08 \mu\text{M}$ y se registró en la Zona del San Pedro San Pablo durante la temporada de secas. El promedio de la concentración de NO_3^- en la Zona de Puerto Frontera fue de $4.26 \mu\text{M}$ con un rango de 0.29 a $2.03 \mu\text{M}$ (Figura 24). La media de la concentración de NO_3^- en la zona marina fue de $3.44 \mu\text{M}$ con un rango de 0.11 a $1.3 \mu\text{M}$ en la temporada de secas, mientras que, en lluvias el rango fue de 3.12 a $13.90 \mu\text{M}$.

En la zona del San Pedro San Pablo se registró una concentración media del NO_3^- de $3.45 \mu\text{M}$ con un rango de 0.08 a $5.75 \mu\text{M}$ en la temporada de secas y de 1.32 a $8.82 \mu\text{M}$ en lluvias. El análisis de Kruskal Wallis indicó que no hay diferencias significativas entre las diferentes zonas ($\chi^2= 1.32$ $\rho=0.51$). Mientras que la prueba de Mann-Whitney indicó que entre temporadas hay diferencias significativas ($W= 40$, $\rho=1.42 \times 10^{-20}$), pero no las hubo entre

profundidades ($W=1372$, $p=0.28$). Los resultados indican que, para toda la zona de estudio, durante la temporada de secas, el NO_3^- presentó una concentración significativamente más baja ($0.7 \pm 0.8 \mu\text{M}$) que en la temporada de lluvias ($6.4 \pm 2.9 \mu\text{M}$).

Durante la temporada de secas, en la capa superficial, la concentración más alta de NO_3^- se registró en la Zona del San Pedro San Pablo ($0.9 \pm 1.7 \mu\text{M}$), sin embargo, esta concentración de NO_3^- no fue significativamente mayor a la concentración de la capa superficial de la Zona de Puerto Frontera ($0.7 \pm 0.8 \mu\text{M}$) y la zona marina ($0.5 \pm 0.3 \mu\text{M}$). En esta misma temporada, no se registraron diferencias significativas entre la concentración de NO_3^- de la capa superficial ($0.8 \pm 1.0 \mu\text{M}$) y la capa del fondo ($0.7 \pm 0.5 \mu\text{M}$). Sin embargo, las concentraciones más altas se registraron en la capa superficial.

Durante la temporada de lluvias, en la capa superficial, la concentración más alta de NO_3^- se registró en la Zona de Puerto Frontera ($7.6 \pm 3.0 \mu\text{M}$), sin embargo, esta concentración no fue significativamente mayor a las registradas en la capa superficial de la zona marina ($6.8 \pm 3.7 \mu\text{M}$) y la Zona del San Pedro San Pablo ($5.0 \pm 2.0 \mu\text{M}$). En esta misma temporada, no se registraron diferencias significativas entre la concentración de NO_3^- de la capa superficial ($6.7 \pm 3.0 \mu\text{M}$) y la capa del fondo ($6.3 \pm 2.7 \mu\text{M}$), sin embargo, las concentraciones más altas de NO_3^- se registraron en la capa superficial. Esto sugiere que, durante la temporada de lluvias, el SGU descarga una mayor concentración de NO_3^- a la zona costera comparada con las descargas que ocurren durante la temporada de secas, este incremento se distribuye principalmente en la pluma del río.

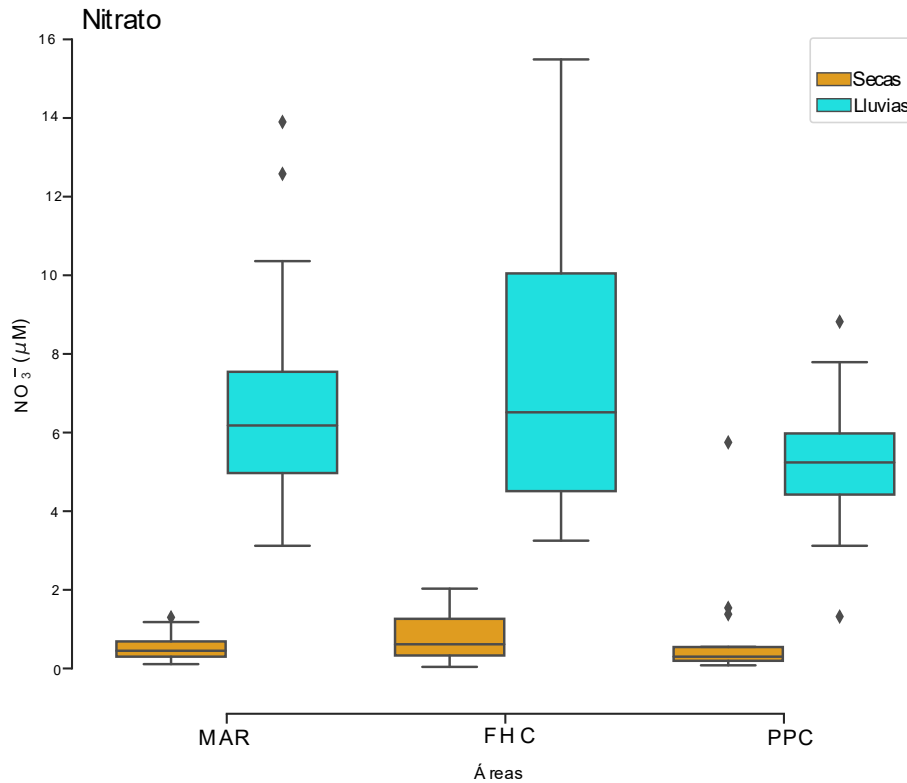


Figura 24. Variación temporal de la concentración de NO₃⁻ en las diferentes zonas muestreadas.

7.4.4 SRP

El valor más alto de la concentración de SRP se registró en la Zona del San Pedro San Pablo (1.73 µM) durante la temporada de lluvias, mientras que la concentración más baja (0.2 se registró en dos puntos (La Zona de Puerto Frontera y la Zona del San Pedro San Pablo), en ambos casos ocurrió en la temporada de secas. La concentración promedio de SRP en la Zona de Puerto frontera fue de 0.75 µM con un rango de 0.2 a 1.06 µM en la temporada de secas, el rango en temporada de lluvias fue de 0.39 a 1.43 µM. En la zona marina el promedio de la concentración del SRP fue de 0.69 µM con un rango de 0.4 a 1.58 µM en temporada de secas, mientras que en la temporada de lluvias el rango fue de 0.58 a 1.31 µM. La concentración promedio del SRP en la Zona del San Pedro San Pablo fue de 0.68 µM con un rango de 0.2 a 0.46 µM en temporada de secas, mientras que en la temporada de lluvias el rango fue de 0.64 a 1.73 µM (Figura 25).

El análisis de Kruskal Wallis indicó que no hay diferencias significativas en la concentración de SRP entre las diferentes zonas ($\chi^2=2.07$, $\rho=0.354$). De acuerdo con prueba de Mann-

Whitney se encontraron diferencias significativas en la concentración de SRP entre la temporada de secas y lluvias ($W=261$ $\rho=3.19 \times 10^{-16}$) y entre la concentración de superficie y fondo ($W=1117.5$, $\rho=0.01$). Los resultados del SRP indican que, para toda la zona de estudio, durante la temporada de secas, la concentración del SRP es significativamente más baja ($0.4 \pm 0.2 \mu\text{M}$) que durante la temporada de lluvias ($0.9 \pm 0.2 \mu\text{M}$).

Durante la temporada de secas, en la capa superficial, la concentración más alta de SRP se registró en la zona marina ($0.6 \pm 0.5 \mu\text{M}$), sin embargo, esta concentración no fue significativamente mayor a las registradas en la capa superficial de la Zona de Puerto Frontera ($0.4 \pm 0.5 \mu\text{M}$) y la Zona del San Pedro San Pablo ($0.3 \pm 0.08 \mu\text{M}$). En esta misma temporada, no se registraron diferencias significativas entre la concentración del SRP de la capa superficial ($0.4 \pm 0.2 \mu\text{M}$) y la capa del fondo ($0.5 \pm 0.2 \mu\text{M}$), sin embargo, las concentraciones más altas se registraron en la capa del fondo.

Durante la temporada de lluvias, en la capa superficial, la concentración más alta de SRP se registró en la Zona de Puerto Frontera ($1.1 \pm 0.2 \mu\text{M}$), sin embargo, esta concentración no fue significativamente mayor a las registradas en de la capa superficial de la zona marina ($0.9 \pm 0.2 \mu\text{M}$) y la Zona del San Pedro San Pablo ($1.0 \pm 0.3 \mu\text{M}$). En esta misma temporada, no se registraron diferencias significativas entre la concentración de SRP de la capa superficial ($0.8 \pm 0.1 \mu\text{M}$) y la capa del fondo ($1.0 \pm 0.2 \mu\text{M}$), sin embargo, las concentraciones más altas de SRP se registraron en la capa del fondo. Esto sugiere que, el SRP descargado por el SGU se precipita y se acumula en la capa del fondo.

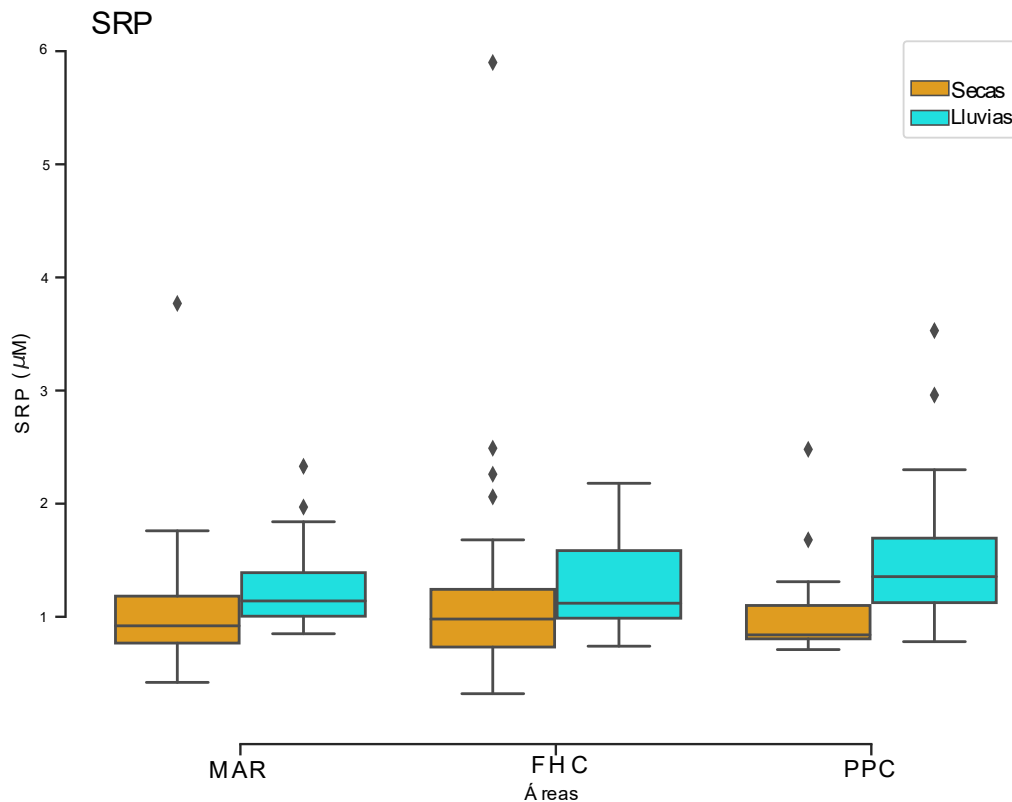


Figura 25. Variación temporal de la concentración de PO_4^{3-} (SRP) en las diferentes zonas muestreadas.

7.4.5 SRSi

El valor más alto de la concentración del SRSi se registró en la Zona del San Pedro San Pablo (282.01 μM) en la temporada de lluvias, mientras que la concentración más baja se registró en la Zona de Puerto Frontera (8.62 μM) en la temporada de secas (Figura 26). El promedio de la concentración del SRSi en la Zona de Puerto Frontera fue de 106 μM con un rango de 8.62 a 64.12 μM en temporada de secas, mientras que en temporada de lluvias el rango fue de 98.73 a 281.21 μM . En la zona marina el promedio de la concentración de SRSi fue de 79.68 μM con un rango de 8.9 a 39.42 μM en secas y con un rango de 74.15 a 254.82 μM en temporada de lluvias.

La concentración media del SRSi en la Zona del San Pedro San Pablo fue de 96.55 μM con un rango de 14.18 a 29.94 μM en secas y de 105.33 a 282.01 μM . El análisis de Kruskal Wallis no indicó diferencias significativas en la concentración de SRSi entre zonas ($\chi^2=2.30$, $\rho=0.31$). La prueba de Mann-Whitney indicó que hay diferencias significativas en la concentración de SRSi entre secas y lluvias ($W=0.0$, $\rho=2.02 \times 10^{-21}$). La prueba de Mann-

Whitney realizada entre profundidades no indicó diferencias significativas entre la concentración del SRSi de superficie y fondo ($W=1513$, $p=0.80$). Los resultados indican que, para toda la zona de estudio, durante la temporada de secas el SRSi presentó una concentración significativamente más baja ($24.3 \pm 8.8 \mu\text{M}$) comparada con la registrada en la temporada de lluvias ($158 \pm 46.5 \mu\text{M}$).

Durante la temporada de secas, en la capa superficial, la concentración de SRSi más alta se registró en la zona marina ($28.8 \pm 7.2 \mu\text{M}$), sin embargo, esta concentración no fue significativamente mayor a las registradas en la capa superficial de la Zona de Puerto Frontera ($28.4 \pm 13.8 \mu\text{M}$) y la Zona del San Pedro San Pablo ($19.9 \pm 5.4 \mu\text{M}$). En esta misma temporada, no se registraron diferencias significativas entre la concentración del SRSi entre la capa superficial ($25.6 \pm 11.0 \mu\text{M}$) y la capa del fondo ($22.9 \pm 5.3 \mu\text{M}$). Sin embargo, las concentraciones más altas se registraron en la capa superficial.

Durante la temporada de lluvias, en la capa superficial, la concentración más alta de SRSi se registró en la Zona de Puerto Frontera ($194.5 \pm 56.1 \mu\text{M}$), sin embargo, esta concentración no fue significativamente mayor a las registradas en capa superficial de la zona marina ($163.2 \pm 54.5 \mu\text{M}$) y la Zona del San Pedro San Pablo ($149.3 \pm 47.7 \mu\text{M}$). En esta misma temporada, no se registraron diferencias significativas entre la concentración de SRSi de la capa superficial ($172.4 \pm 55.3 \mu\text{M}$) y la capa del fondo ($146.5 \pm 32.9 \mu\text{M}$), sin embargo, las concentraciones más altas se registraron en la capa superficial. Los resultados indican que, el SRSi se encuentra con mayor concentración durante la temporada de lluvias y se distribuye principalmente en la pluma del río, esto sugiere que, el SRSi puede ser el principal indicador de las descargas del SGU.

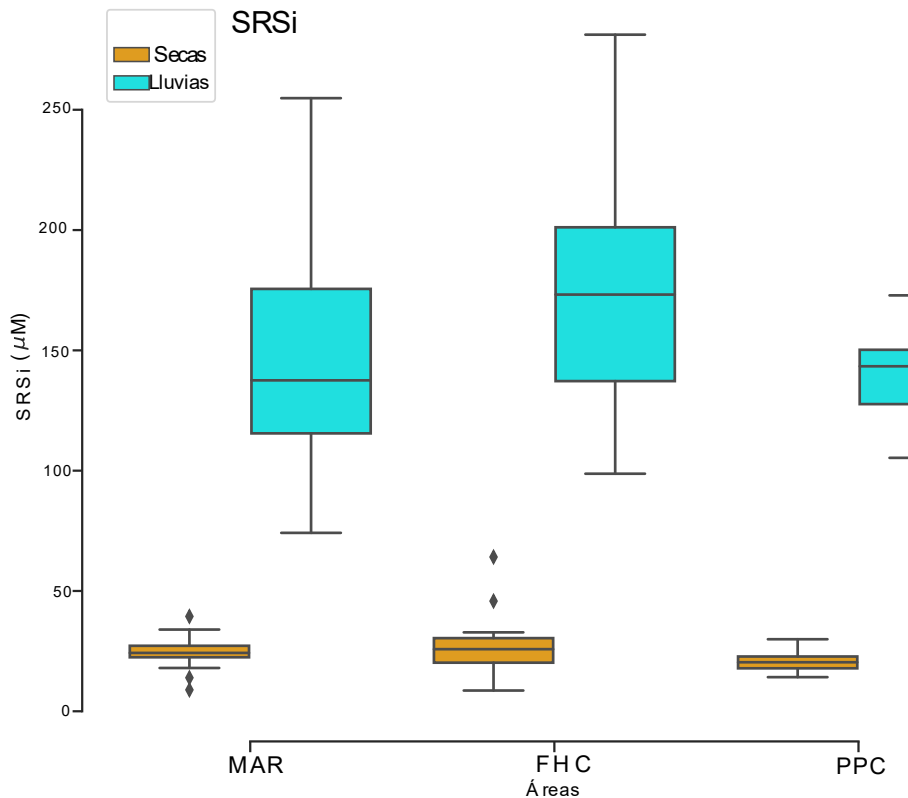


Figura 26. Variación temporal de la concentración del SiO₂ (SRSi) en las diferentes zonas muestreadas.

7.4.6 PT

La concentración más alta del PT se registró en la Zona de Puerto Frontera durante la temporada de secas (5.90 μM), el valor más bajo de la concentración de PT (0.32 μM) también se registró en la Zona de Puerto Frontera durante la temporada de secas. El promedio de la concentración de PT en la Zona de Puerto frontera fue de 1.27 μM con un rango de 0.3 a 5.90 μM en secas, mientras que en lluvias el rango fue de 0.74 a 2.18 μM. La zona marina registró un promedio en la concentración del PT de 1.20 μM con un rango de 0.42 a 3.77 μM en secas, mientras que en lluvias el rango registrado fue de 0.85 a 2.33 μM. La Zona del San Pedro San Pablo registró una concentración media de 1.34 μM con un rango de 0.71 a 2.48 μM en secas, mientras que, en la temporada de lluvias el rango fue de 0.78 a 3.53 μM (Figura 27).

El análisis de Kruskal Wallis realizado entre zonas no indicó diferencias significativas ($\chi^2=0.914$ $\rho=0.633$) en la concentración de PT para las diferentes zonas. La prueba de Mann-Whitney indicó que hay diferencias significativas en la concentración de PT entre secas y

lluvias ($W=1077.5$ $\rho=0.7 \times 10^{-4}$). La prueba de Mann-Whitney realizada entre profundidades no indicó diferencias significativas entre la concentración del PT de superficie y fondo ($W=1289.5$ $\rho=0.12$). Los resultados indican que, para toda la zona de estudio, durante la temporada de secas el PT presentó una concentración significativamente menor (1.1 ± 0.8 μM) a la concentración registrada en lluvias (1.3 ± 0.5 μM).

Durante la temporada de secas, en la capa superficial, la concentración más alta del PT se registró en la Zona del San Pedro San Pablo (1.1 ± 0.5 μM), sin embargo, esta concentración no fue significativamente mayor a la concentración de la capa superficial de la Zona de Puerto Frontera (1.0 ± 0.6 μM) y de la zona marina (0.9 ± 0.4 μM). Para esta misma temporada, no se registraron diferencias significativas entre la concentración del PT de la capa superficial (1.0 ± 0.5 μM) y la capa del fondo (1.3 ± 1.1 μM), sin embargo, las concentraciones más altas se registraron en la capa del fondo.

Durante la temporada de lluvias, en la capa superficial, la concentración más alta de PT se registró en la Zona de Puerto Frontera (1.3 ± 0.4 μM), sin embargo, esta concentración no fue significativamente mayor a las registradas en la capa superficial de la zona marina (1.1 ± 0.4 μM) y la Zona del San Pedro San Pablo (1.2 ± 0.3 μM).

En esta misma temporada, no se registraron diferencias significativas entre la concentración del PT de la capa superficial (1.2 ± 0.4 μM) y la capa del fondo (1.4 ± 0.6 μM), sin embargo, las concentraciones más altas se registraron en la capa del fondo. Esto sugiere que, durante la temporada de lluvias, el SGU incrementa el PT de la zona costera, el cual se sedimenta y se acumula en la capa del fondo.

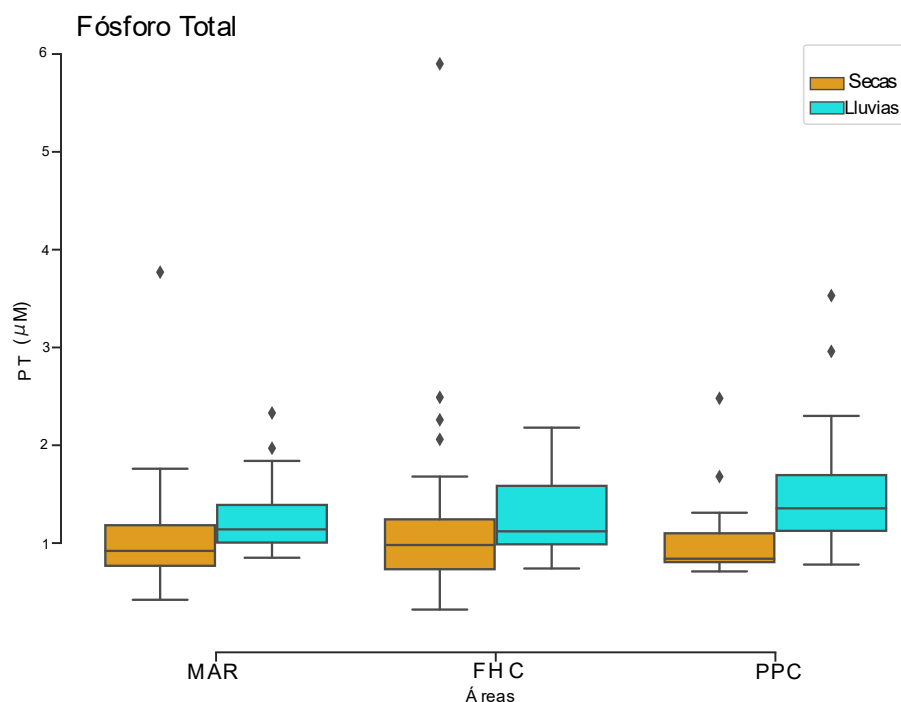


Figura 27. Variación temporal de la concentración del PT en las diferentes zonas muestreadas.

7.4.7 NT

La concentración más alta del NT se registró en la Zona de Puerto Frontera (170 µM) en la temporada de secas. El valor más bajo de la concentración de NT fue de 19 µM, se registró en la temporada de secas en la Zona de Puerto Frontera. El promedio de la concentración de NT en la Zona de Puerto Frontera fue de 46.71 con un rango de 170 a 19 µM en secas, mientras que en lluvias el rango fue de 20.4 a 104.7 µM. En la zona marina se registró una media en la concentración del NT de 49.14 µM con un rango de 25 a 87.8 µM en secas y de 24.5 a 92.9 µM en temporada de lluvias.

Para la Zona del San Pedro San Pablo se registró una media en la concentración de NT de 45.24 µM con un rango de 23.5 a 68.3 µM en temporada de secas, mientras que en lluvias el rango fue de 20.9 a 114.4 µM (Figura 27). El análisis de Kruskal Wallis realizado entre zonas no indicó diferencias significativas ($\chi^2=1.538$, $\rho=0.463$) en la concentración de NT para las diferentes zonas. La prueba de Mann-Whitney indicó que no hay diferencias significativas en la concentración de NT entre secas y lluvias ($W=1797.0$ $\rho=0.777$). La prueba de Mann-Whitney realizada entre profundidades no indicó diferencias significativas entre la concentración del NT de superficie y fondo ($W=128905$ $\rho=0.120$). Los resultados indican

que, para toda la zona de estudio, durante la temporada de secas el NT presentó una concentración relativamente menor ($46.5 \pm 24.4 \mu\text{M}$) a la concentración registrada en lluvias ($47.2 \pm 22.3 \mu\text{M}$), sin embargo, no fueron significativamente diferentes.

Durante la temporada de secas, en la capa superficial, la concentración del NT más elevada se registró en la zona marina ($54.8 \pm 19.0 \mu\text{M}$), sin embargo, esta concentración no fue significativamente mayor a la concentración de la capa superficial de la Zona de Puerto Frontera ($48.9 \pm 38.8 \mu\text{M}$) y de la Zona del San Pedro San Pablo ($35.6 \pm 10.4 \mu\text{M}$). esta misma temporada, no se registraron diferencias significativas entre la concentración del NT de la capa superficial ($45.6 \pm 28.8 \mu\text{M}$) y la capa del fondo ($47.4 \pm 18.8 \mu\text{M}$), sin embargo, las concentraciones más altas se registraron en la capa del fondo.

Durante la temporada de lluvias, en la capa superficial, la concentración de NT más alta se registró en la Zona del San Pedro San Pablo ($50.7 \pm 27.8 \mu\text{M}$), sin embargo, esta concentración no fue significativamente mayor a las registradas en la capa superficial de la zona marina ($44.9 \pm 24.4 \mu\text{M}$) y la Zona de Puerto Frontera ($50.6 \pm 20.3 \mu\text{M}$). En esta misma temporada, no se registraron diferencias significativas entre la concentración del NT de la capa superficial ($49.5 \pm 23.2 \mu\text{M}$) y la capa del fondo ($45.2 \pm 21.5 \mu\text{M}$), sin embargo, las concentraciones más altas se registraron en la capa superficial. Esto indica que el NT al no presentar diferencias significativas entre zonas, temporadas o profundidades, parece encontrarse en la zona costera de manera relativamente constante y que las descargas SGU parecen no afectar su concentración.

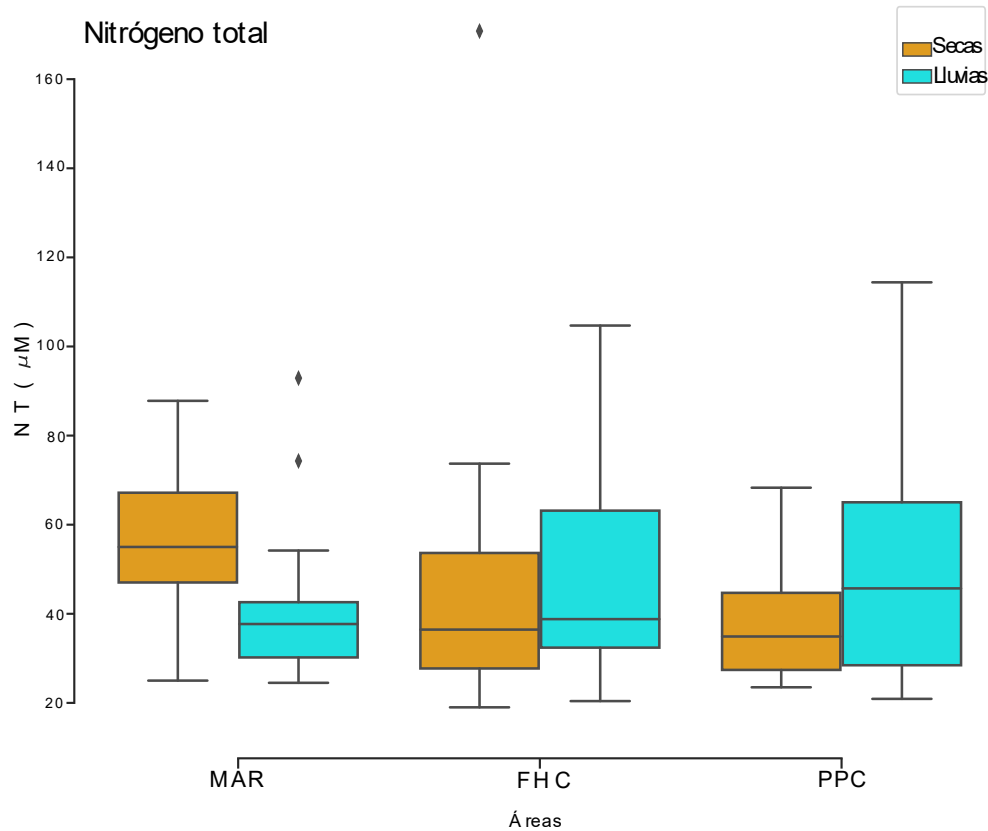


Figura 28. Variación temporal de la concentración del NT en las diferentes zonas muestreadas.

7.4.8 Relación NT:NP

El valor más alto en la relación estequiométrica NT:PT se registró en la Zona de Puerto Frontera (190.0) en temporada de secas, el valor más valor más bajo se registró en la Zona de Puerto Frontera (6.0) en secas. El promedio de la relación NT:PT en la Zona de Puerto Frontera fue de 42.0 con un rango de 6.0 a 190.0 en temporada de secas, mientras que en lluvias el rango fue de 21.0 a 67.0. En la zona marina se registró una media en la concentración del NT:PT de 46.2 con un rango de 23.0 a 120.0 en secas, mientras que en la temporada de lluvias el rango fue de 16.0 a 49.0

El promedio de la relación NT:PT en la Zona del San Pedro San Pablo fue de 36.0 molar con un rango de 20.0 a 86.0 en la temporada de secas, mientras que en la temporada de lluvias el rango fue de 17.0 a 68.0 (Figura 29). El análisis de Kruskal Wallis realizado entre zonas no indicó diferencias significativas ($\chi^2=4.418$ $\rho=0.109$) en los valores de la relación NT:PT para las diferentes zonas. La prueba de Mann-Whitney indicó diferencias significativas en los valores del NT:PT entre la temporada de secas y lluvias ($W=261$ $\rho=3.19 \times 10^{-16}$) pero no

presentó diferencias significativas entre los valores de superficie y fondo ($W=408.5$, $\rho=0.961$). Los resultados indican que, para todas las zonas de estudio, la relación NT:PT fue significativamente mayor durante la temporada de secas (49.0 ± 33.0) que durante la temporada de lluvias (34.0 ± 10.0).

Durante la temporada de secas, en la capa superficial, se registró la relación NT:PT más alta en la zona marina (67.0 ± 33.0), sin embargo, no fue significativamente mayor a la relación NT:PT de la capa superficial de la Zona de Puerto Frontera (59.0 ± 52.0) y la Zona del San Pedro San Pablo (36.0 ± 16.0). En esta misma temporada, no se registraron diferencias significativas entre la relación NT:PT de la capa superficial (53.0 ± 40.0) que fue relativamente mayor que la capa de fondo (45.0 ± 22.0).

Durante la temporada de lluvias, en la capa superficial, la relación NT:PT más alta se registró en la zona marina (38.0 ± 8.0), sin embargo, no fue significativamente mayor a la relación NT:PT de la capa superficial de la Zona de Puerto Frontera (37.0 ± 6.0) y la Zona del San Pedro San Pablo (38.0 ± 13.0). En esta misma temporada, no se registraron diferencias significativas entre la capa superficial (38.0 ± 9.0) que fue significativamente mayor a la relación NT:PT de la capa del fondo (32.0 ± 10.0). Esta relación sugiere que el PT es el nutriente limitante y que, durante la temporada de lluvias, el ingreso de PT disminuye.

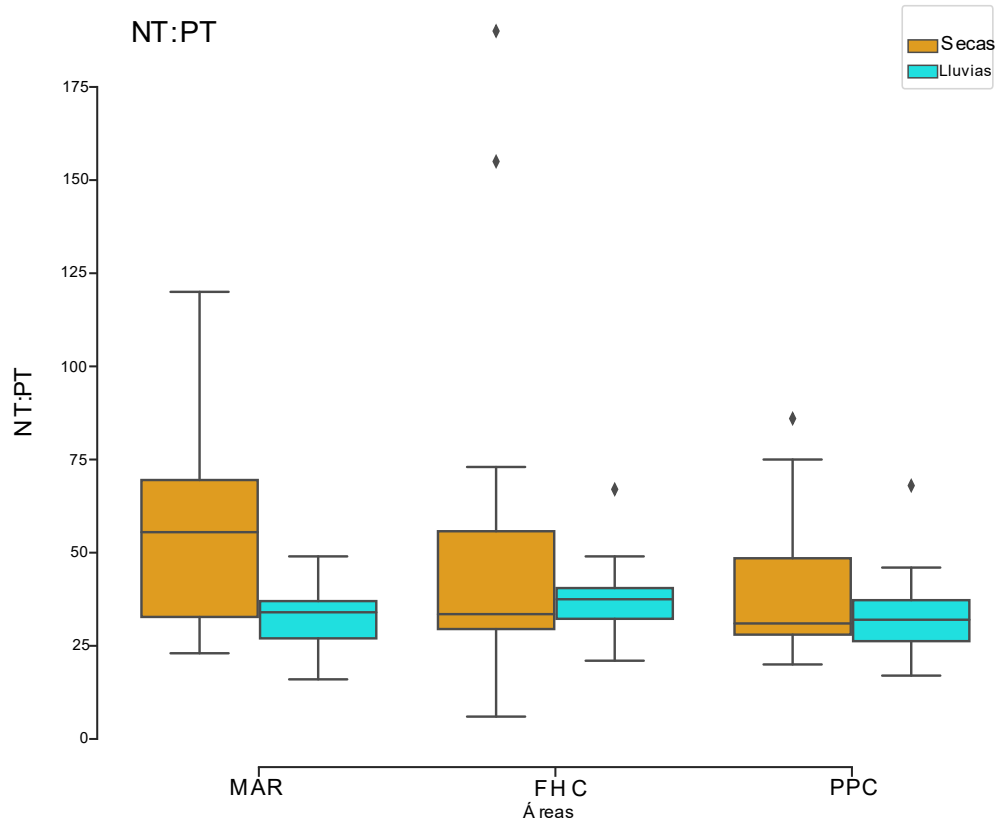


Figura 29. Variación temporal de la relación NT:PT en las diferentes zonas muestreadas.

7.4.9 Relación N:P

El valor más alto de la relación de N:P se registró en la Zona de Puerto Frontera (136) en la temporada de secas, el valor más bajo de la relación N:P (1) se registró en la Zona de Puerto Frontera en temporada de secas. El promedio de la relación N:P en la Zona de puerto Frontera fue de 16 con un rango de 1 a 136 en secas, mientras que en la temporada de lluvias el rango fue de 7 a 43. En la zona marina la media de la relación fue 14 con un rango de 3 a 20 en secas, mientras que en la temporada de lluvias el rango fue de 10 a 31.

Para la Zona del San Pedro San Pablo se registró una media en la relación N:P de 14.67 con un rango de 2 a 53 en secas y un rango de 6 a 21 en temporada de lluvias (Figura 30). El análisis de Kruskal Wallis realizado entre zonas no indicó diferencias significativas ($\chi^2=0.439$, $\rho=0.802$) en la relación N:P para las diferentes zonas. La prueba de Mann-Whitney indicó que hay diferencias significativas en la relación N:P entre secas y lluvias ($W=1060$, $\rho=4.7 \times 10^{-5}$). La prueba de Mann-Whitney realizada entre profundidades no indicó

diferencias significativas entre la relación N:P de superficie y fondo ($W= 1589$, $\rho= 0.844$). Los resultados indican que, para todas las zonas de estudio, durante la temporada de secas la relación N:P fue significativamente más baja (14:1) que durante la temporada de lluvias (15:1).

Durante la temporada de secas, en la capa superficial, la concentración más alta de la relación N:P se registró en la Zona del San Pedro San Pablo (16:1), sin embargo, no fue significativamente mayor a la relación N:P de la capa superficial de la zona marina (10:1) y la Zona de Puerto Frontera (16:1). En esta misma temporada, no se registraron diferencias significativas entre la relación N:P de la capa superficial (15:1) que fue relativamente mayor que la capa de fondo (13:1).

Durante la temporada de lluvias, en la capa superficial, la concentración más alta de la relación N:P se registró en la Zona de Puerto Frontera (18:1), sin embargo, no fue significativamente mayor a la relación N:P de la capa superficial de la zona marina (17:1) y la Zona del San Pedro San Pablo (13:1). En esta misma temporada, no se registraron diferencias significativas entre la capa superficial (16:1) que fue relativamente mayor a la relación N:P de la capa del fondo (14:1). Esto sugiere que durante la temporada de secas el DIN es el nutriente limitante mientras que durante la temporada de lluvias el SRP es el nutriente limitante.

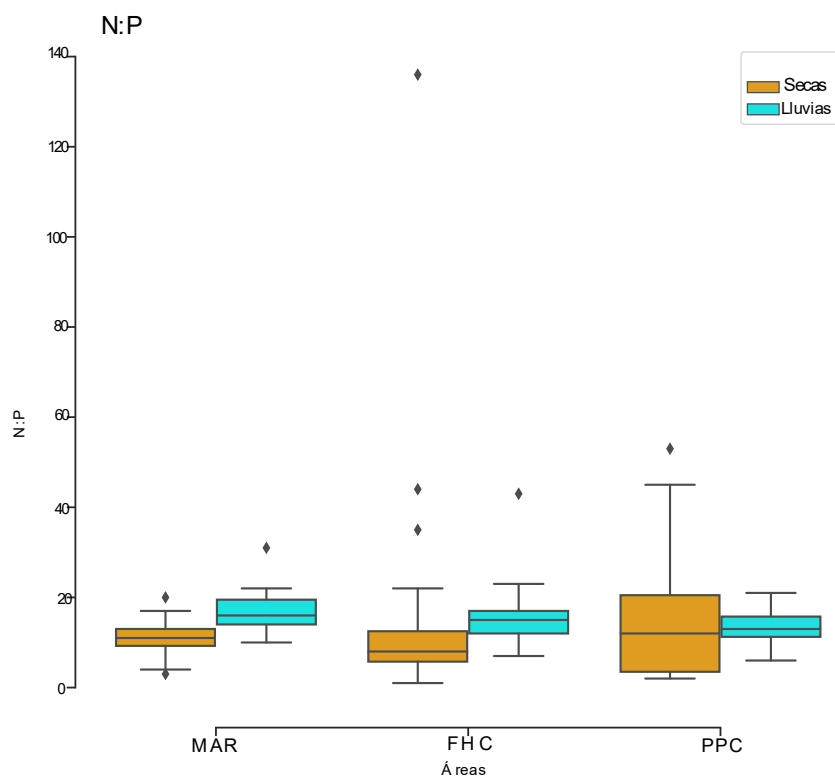


Figura 30. Variación temporal de la concentración del N:P en las diferentes zonas muestreadas.

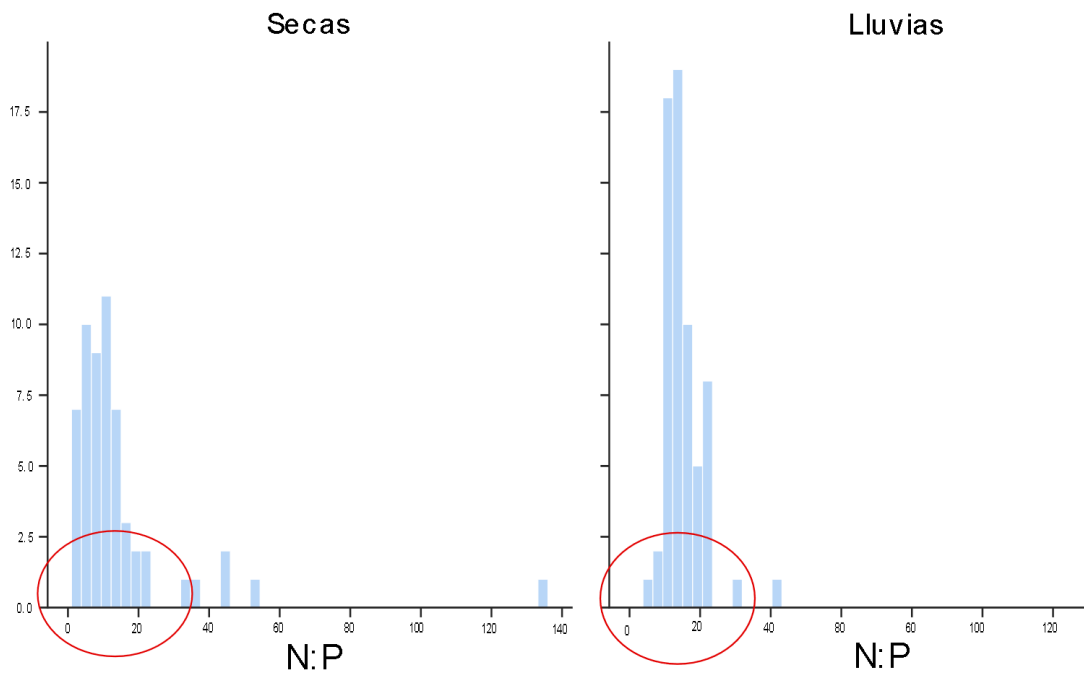


Figura 31. Histograma de frecuencias de la relación N:P, el círculo rojo indica la frecuencia en las concentraciones molares menores a 1:16.

Los resultados de la relación N:P indican que para ambas temporadas el nutriente limitante fue el nitrógeno, ya que la relación en ambos casos fue menor a 16:1 (Figura 31).

Los resultados indican que, durante la temporada de secas, NID tuvo una concentración significativamente más baja (5.9 ± 6.6) que el NID registrado en temporada de lluvias (13.9 ± 4.4). Durante la temporada de secas, el NID presentó la siguiente composición porcentual: $\text{NH}_4^+ = 79.5\%$, $\text{NO}_2^- = 7.9\%$, y $\text{NO}_3^- = 12.6\%$. Por el contrario, durante la temporada de lluvias, el NID: $\text{NH}_4^+ = 35.7\%$, $\text{NO}_2^- = 18.0\%$ y $\text{NO}_3^- = 46.3\%$. Esto indica que, durante la temporada de secas predominan el NH_4^+ , la especie reducida del nitrógeno. Por el contrario, durante la temporada de lluvias, predomina el NO_3^- , la especie más oxidada (Figura 32).

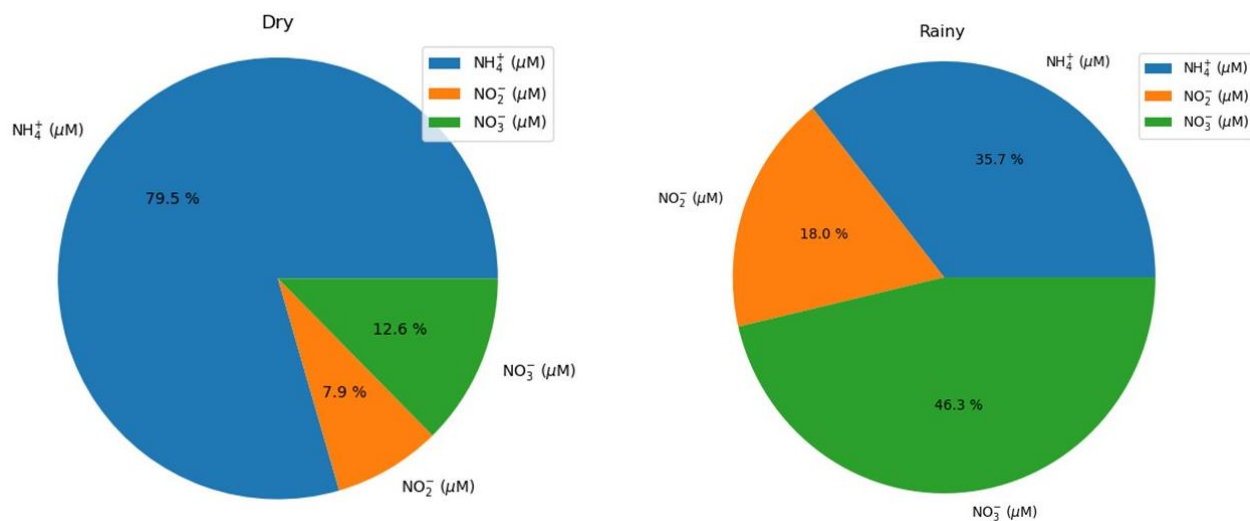


Figura 32. Porcentaje de la concentración de las especies de nitrógeno en el NID para la temporada de secas y para la temporada de lluvias.

7.5 Análisis de Factorial

El análisis factorial se realizó para las variables OD, salinidad, temperatura, ORP, turbidez y los nutrientes NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- SRP, SRSi, NT y PT. Para este análisis se omitieron las variables de NID, NT:PT y N:P con la finalidad de evitar la sobrerrepresentación de nutrientes individuales; se analizaron un total de 1428 datos. Se evaluó la matriz de correlación mediante la inspección visual de la matriz y procedimientos estadísticos como la prueba de Kaiser-Meyer-Olkin, cuyo resultado indicó que se tiene un buen tamaño de

muestra. En general las correlaciones entre nutrientes individuales fueron altas (>0.5) y la prueba de esfericidad de Bartlett rechaza la hipótesis nula de que la matriz de correlación sea una matriz identidad ($\rho < 0.01$). El número de factores se eligió de acuerdo con la interpretabilidad de factores y a la construcción de gráficos que determinaron la presencia de factores con valores altos y factores con valores bajos, para este análisis se aplicó una rotación varimax. (Tabla 7), se obtuvieron 3 factores latentes que explicaron el 54% de la variabilidad. El MR1, MR2 y MR3 son resultado del análisis factorial exploratorio mínimo residual, Este enfoque analítico asume que las encuestas están pensadas para medir constructos subyacentes o factores latentes (Anderson et al., 2021).

Tabla 7. Cargas del análisis de factores.

Loadings:	<i>MR1</i>	<i>MR3</i>	<i>MR2</i>
NH ₄ ⁺	0.073	-0.012	0.495
NO ₃ ⁻	0.756	-0.453	0.207
NO ₂ ⁻ ,	0.882	-0.085	0.124
SRP	0.769	-0.046	0.333
SRSi	0.775	-0.507	0.043
PT	0.051	-0.042	0.882
NT	-0.002	-0.129	0.379
Sal	-0.152	0.778	-0.102
Temp	-0.473	0.538	-0.063
OD	-0.397	0.306	-0.096
ORP	-0.767	0.176	0.086
Chlor	-0.437	-0.086	0.072
Turb	-0.005	-0.246	0.033

La magnitud de cada carga mide la importancia del nutriente correspondiente al factor latente. El MR1 representa el 31% de la varianza común de los datos y relaciona al NO₂⁻, SRP SRSi, NO₃⁻, Clorofila *a*, al ORP y al OD (Figura 33), el MR2 relacionó a la salinidad y temperatura y representa el 13% de la varianza, mientras que el MR3 relaciona el NT, el NH₄⁺ y el PT y representa el 11% de la varianza común de los datos. Los resultados del análisis factorial, arrojó 3 factores que explicaron el 54% de la variabilidad. El primer factor, representó el 31% de la varianza y agrupó al NO₂⁻, SRP, SRSi, NO₃⁻, Clorofila *a*, ORP y OD. Donde, el ORP, Clorofila *a* y el OD tuvieron un comportamiento negativo, esto sugiere que

en el primer factor hay una relación negativa entre los nutrientes (NO_2^- , SRP, SRSi y NO_3^-) y las variables de calidad agua (Clorofila *a*, ORP y OD), por lo tanto, el primer factor podría asumirse que es la influencia pluma del río, ya que al haber un aumento en la descarga del SGU, los nutrientes aumentan, mientras que las variables de la calidad disminuyen. El factor 2 representó el 13% de la varianza y relacionó la temperatura y la salinidad. Esto sugiere que, el factor dos engloba a los trazadores conservativos. El tercer factor representó el 10% de la varianza y relaciona los nutrientes totales (NT, PT) y el NH_4^+ . Esto sugiere que el tercer factor agrupa las variables que parecen ser no son modificadas por la descarga del SGU.

Factor Analysis

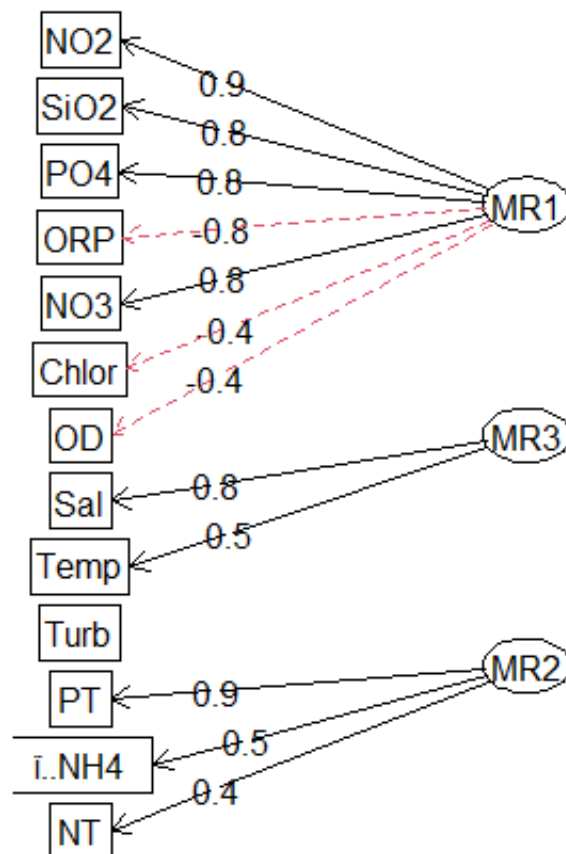


Figura 33. Gráfico de árbol representativo de los 3 factores.

7.6 Índices de estado trófico

7.6.1 Índice de eutrofización costera ICEP

Se aplicó el índice de eutrofización costera ICEP con la ecuación correspondiente al nitrógeno como nutriente limitante. Debido a que las concentraciones de NID y de SRSi no presentaron diferencias significativas entre zonas, se realizó el cálculo del ICP para temporada de secas y lluvias. Durante la temporada de secas el valor obtenido fue de $-21.81 \text{ kg C km}^{-2} \text{ día}^{-1}$ mientras que en la temporada de lluvias el valor obtenido fue de $-281.57 \text{ kg C km}^{-2} \text{ día}^{-1}$. Esto sugiere que el SRSi se encuentra en exceso sobre el NID y la capacidad de crecimiento fitoplanctónico se ve limitado, por lo cual, la zona de estudio no presenta un potencial de eutrofización.

7.6.2 Índice de estado trófico TRIX

El cálculo del índice del estado trófico TRIX indicó que la zona de estudio va de condiciones oligotróficas a mesotróficas (0.3 a 3.8; Fig. 34). Durante la temporada de secas presentó un rango de oligotrófico a mesotrófico (0.3 a 3.7). Durante la temporada de lluvias el rango fue de condiciones oligotróficas a mesotróficas (1.6 a 3.8). La prueba U de Mann-Whitney determinó que durante la temporada de secas la zona el índice TRIX fue oligotrófico ($p < 0.001$; 2.1 ± 0.6), mientras que durante la temporada de lluvias fue mesotrófica (2.9 ± 0.3). Durante la temporada de secas, la zona menos impactada fue la Zona del San Pedro San Pablo (1.8 ± 0.4), mientras que la Zona de Puerto Frontera (2.2 ± 0.7) y la zona marina (2.1 ± 0.5) presentaron valores más altos, sin llegar a ser mesotróficos. Durante la temporada de lluvias, las zonas más impactadas fueron la Zona de Puerto Frontera (3.1 ± 0.3) y la Zona del San Pedro San Pablo (3.0 ± 0.5), mientras que la zona menos impactada fue la zona marina (2.8 ± 0.3), sin embargo, esta zona no llegó a ser oligotrófica. Esto indica que el estado trófico de la zona de estudio está controlado por la descarga de nutrientes del SGU.

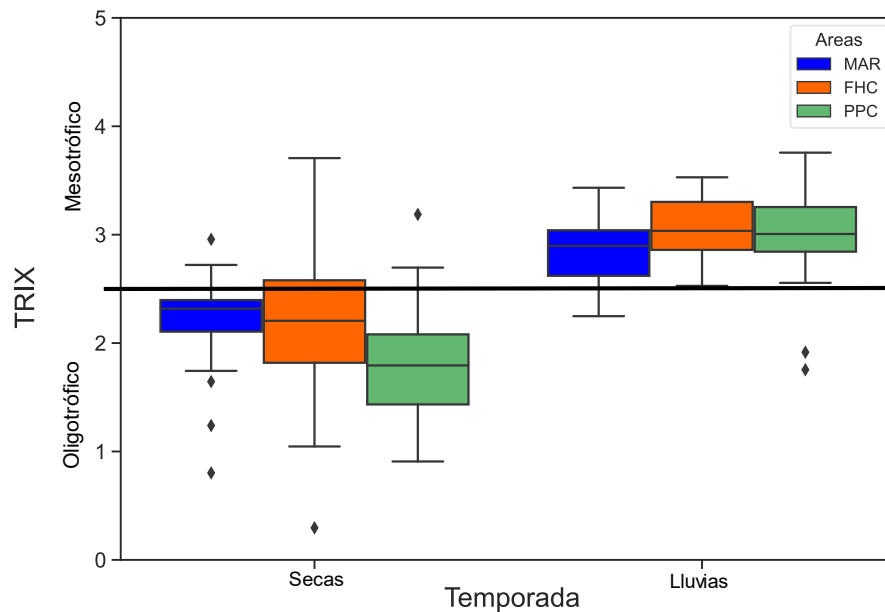


Figura 34. Gráfico de la variación del TRIX por temporada.

7.6.3 Índice CCME – WQI

El cálculo del índice canadiense (CCME-WQI) se realizó para las diferentes zonas en temporada de secas y lluvias. Durante la temporada de secas el índice fue de 58.1 ± 0.5 , mientras que en temporada de lluvias el valor del índice fue de 41.5 ± 0.6 . De acuerdo con la escala del índice, la zona de estudio tiene una calidad de agua “Marginal”. Durante la temporada de secas, el valor más alto del índice se registró durante la temporada de secas en la zona marina (58.6), en la Zona Del San Pedro San Pablo se registró un valor del índice de 57.8 y en la zona de Puerto Frontera se registró un valor de 57.8. Durante lluvias el valor del índice fue menor, siendo la zona de Puerto Frontera donde se registró el valor más bajo (41.1), le siguió la zona del San Pedro San Pablo (41.3) y la zona marina (42.1). Los resultados del índice CCME-WQI, registraron que para la temporada de secas que presentó los valores relativamente más altos (58.1 ± 0.5) siendo calidad de agua marginal, sin embargo, no fue significativa mayor comparado con el valor del índice para la temporada de lluvias (41.5 ± 0.6), que presentó condiciones de agua pobres. Esto indica que la calidad de agua de la zona de estudio cambia de marginal en secas a pobre en lluvias debido al aporte de nutrientes por parte del SGU.

7.6.4 Análisis Factorial

Los resultados del análisis factorial, arrojó 3 factores que explicaron el 54% de la variabilidad. El primer factor, representó el 31% de la varianza y agrupó al NO_2^- , SRP, SRSi, NO_3^- , Clorofila *a*, ORP y OD. Donde, el ORP, Clorofila *a* y el OD tuvieron un comportamiento negativo, esto sugiere que en el primer factor hay una relación negativa entre los nutrientes (NO_2^- , SRP, SRSi y NO_3^-) y las variables de calidad agua (Clorofila *a*, ORP y OD), por lo tanto, el primer factor podría asumirse que es la influencia pluma del río, ya que al haber un aumento en la descarga del SGU, los nutrientes aumentan, mientras que las variables de la calidad disminuyen. El factor 2 representó el 13% de la varianza y relacionó la temperatura y la salinidad. Esto sugiere que, el factor dos engloba a los trazadores conservativos. El tercer factor representó el 10% de la varianza y relaciona los nutrientes totales (NT, PT) y el NH_4^+ . Esto sugiere que el tercer factor agrupa las variables que parecen ser no son modificadas por la descarga del SGU.

8. Discusión

8.1 Pluma del río

La descarga de SGU a la zona costera ($\sim 4\,700\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$) representa el 30% del escurrimiento de todo el país y es la segunda descarga más importante del Golfo de México después del río Misisipi (Navarro Pineda & Toledo Sanchez, 2004; Yáñez-Arancibia et al., 2018). Los resultados del presente trabajo indican que durante la temporada de lluvias las descargas del SGU generan una pluma de agua dulce con temperaturas relativamente frías, que se extiende ~ 10 km mar adentro desde su descarga en Puerto Frontera.

En los sistemas estuarinos, las descargas de los ríos generan un fuerte gradiente de salinidad y temperatura, debido a que el aumento de la escorrentía de agua dulce con menor salinidad superficial es el factor más importante en la estratificación de la columna de agua, y los cambios de temperatura a nivel local están relacionados con la entrada de masas de agua dulce, sobre todo durante la temporada de lluvias (Rabalais et al., 2009; Roman et al., 2012; Yáñez-Arancibia et al., 2018).

Esto causa que la zona costera adyacente al GUS presente las salinidades más bajas durante la temporada de lluvias (Varona-Cordero et al., 2014). Lo mismo ocurre con la descarga del Misisipi, donde el gradiente de salinidad genera una estratificación que varía estacionalmente y se intensifica durante el verano (Rabalais et al., 2007; Wiseman et al., 1997).

Por el contrario, en la zona costera del SGU, durante la temporada de secas no se formaron gradientes de salinidad y temperatura. Esto puede deberse a que los relativos bajos niveles de lluvias y la alta evapotranspiración que ocurre durante la temporada de secas, junto a las características geomorfológicas de baja pendiente, causa un escaso flujo de agua dulce a la zona costera, lo que produce una fuerte intrusión salina río arriba (Alcérreca-Huerta et al., 2019; Cardoso-Mohedano et al., 2020; Nooren et al., 2020). Este escaso flujo de agua dulce durante la temporada de secas explica la ausencia de un gradiente salino.

La zona costera de Bahía de Campeche tiene una profundidad promedio relativamente somera (160 – 300 m) (Coria-Monter et al., 2019), por lo que la columna de agua parece estar totalmente mezclada durante la temporada de secas, lo que parece evitar la formación de una estratificación térmica (Muller-Karger et al., 1991). Este mismo efecto ocurren en la zona costera influenciada por la descarga del río Coatzacoalcos, donde el gradiente de temperatura que se forma es débil, debido a que los procesos de mezcla evitan la formación de un gradiente (Hernández-Becerril et al., 2012).

8.2 Variación en la concentración de los Nutrientes.

Los resultados indican que durante la temporada de lluvias la pluma del río contenía relativas altas concentraciones de NH_4^+ , SRP, SRSi y NO_3^- . Sin embargo, la distribución superficial de estos nutrientes no presentó diferencias significativas entre las zonas, ni entre la capa de superficie y fondo; esto indica que posiblemente en la columna de agua los procesos de mezcla y transporte reducen los posibles gradientes de concentración en la columna de agua y entre las zonas de estudio.

En cambio, el NO_2^- si presentó diferencias significativas entre la capa de superficie y fondo, indicando que el nitrógeno orgánico descargado por el GUS sedimenta (Machain-Castillo et al., 2020) y se puede reciclar produciendo NH_4^+ en los sedimentos. Estos resultados coinciden con los reportados por (Varona-Cordero et al., 2014) para la zona de descarga del San Pedro San Pablo, donde registran que, en temporada de lluvias hay un incremento en los nutrientes disueltos (NH_4^+ , NO_2^- , SRP, SRSi y NO_3^-) a causa de la descarga de agua dulce a la zona costera. Bajo condiciones oxidantes en la columna de agua (Cardoso-Mohedano et al., 2020), el NH_4^+ se oxida a NO_2^- , lo que provocaría una mayor concentración de NO_2^- en la capa del fondo que en la capa superficial. Esto mismo, podría explicar por qué la descarga del SGU no aumenta significativamente la concentración del NT, ya que este podría estar siendo transportado fuera de la zona de estudio, donde el NT sedimenta y después se transforma.

Durante la temporada de secas, el SGU descargó una escasa cantidad de nutrientes disueltos (NO_2^- , SRP, SRSi y NO_3^-). Estos datos coinciden con los reportados por (Varona-Cordero et al., 2014) para la zona del Río San Pedro San Pablo, donde las estaciones con influencia de sistemas estuarinos registran los valores más altos durante la temporada de lluvias (50 μM). La diferencia de concentraciones y volumen de agua provenientes de la

descarga del SGU pueden evaluarse usando a la salinidad y al SRSi como trazadores de la pluma del río, ya que la disminución en la salinidad y el aumento en la concentración del SRSi están relacionados con la escorrentía continental durante la estación lluviosa, mientras que en temporada de secas disminuye la escorrentía y la concentración de SRSi es más baja debido a la absorción de silicato por parte del fitoplancton, así como por la lenta tasa de regeneración de silicato en el sedimento (Hernández-Terrones et al., 2011; Rafik et al., 2016; S. V Smith et al., 1999). Esto indica que durante la temporada de secas el flujo de agua dulce es escaso (salinidades > 0.5 ups) en la zona costera y los valores de SRSi fueron significativamente más bajos que los registrados en lluvias.

Los resultados del presente trabajo indican que la variación estacional de los nutrientes disueltos (NH_4^+ , NO_2^- , SRP, SRSi y NO_3^-) está relacionada con la descarga de agua dulce del SGU a la zona costera. Esto se debe a que la descarga de los ríos son los principales impulsores de la transferencia de material terrígeno a las zonas costeras, que contiene componentes orgánicos e inorgánicos (nutrientes) que fomentan el crecimiento de poblaciones fitoplanctónicas y disminuyen la concentración de oxígeno disuelto en la zona costera (Nancy N. Rabalais et al., 2002; Rafik et al., 2016; Romero et al., 2013). Un aumento en la descarga de nutrientes podría modificar el estado trófico de las zonas costeras (Nixon, 1995).

EL ORP, OD y clorofila *a* se encontraron relacionados de manera negativa con la concentración de nutrientes disueltos. La descarga del SGU aporta grandes cantidades de materia orgánica por lo que la demanda de oxígeno aumenta, provocando que durante la temporada de lluvias la concentración de OD sea relativamente más baja y el ORP presente condiciones reductoras. En la zona costera del Misisipi se registra un proceso similar, donde la concentración de OD disminuye a causa de la descomposición de la materia orgánica y el fitoplancton muerto que se deposita en la capa del fondo (Nancy N. Rabalais et al., 2002). Sin embargo en esta zona se registran condiciones de OD mucho más bajas ($< 2 \text{ mg L}^{-1}$) a las reportadas en la zona de descarga del SGU, la cual no presentó condiciones de hipoxia, indicando que en la columna de agua hay procesos de mezcla que mantienen la aireación (Cardoso-Mohedano et al., 2020). Estos resultados están de acuerdo con los reportados por Signoret et al. (Signoret et al., 2006) para la zona marina frente a la descarga del SGU, donde la saturación de oxígeno se mantuvo arriba de 20%. Sin embargo, en la zona de estudio se reportaron procesos de sedimentación que ocurrieron en condiciones de hipoxia (Machain-

Castillo et al., 2020). Por lo que, es posible que la zona costera presente condiciones de hipoxia en los puntos más cercanos a la descarga del SGU.

En el caso de la clorofila *a*, durante la temporada de lluvias la concentración es relativamente baja a pesar de que el aumento de nutrientes promueve el crecimiento de las poblaciones fitoplanctónicas (Nixon, 1995). Esto podría deberse a que las poblaciones fitoplanctónicas parecen no tener una relación lineal con la concentración de nutrientes a través del tiempo (Karydis, 2009), sino que también son afectadas por transporte lateral, pastoreo y hundimiento (Dugdale, 1967). La concentración de clorofila *a* no presenta diferencias significativas entre las zonas y las capas, pero se registró una relativa mayor concentración en la capa del fondo. Estos datos coinciden con los registrados por (Signoret et al., 1998, 2006) que mencionan que en la zona marina más cercana a la descarga del SGU, la concentración de clorofila *a* se distribuyó principalmente en capas más profundas.

Si bien en el Misisipi se reporta que la concentración de clorofila disminuye conforme se aleja la pluma del río (Nancy Rabalais, 2006), en nuestro estudio la columna muestra una concentración relativamente constante. Ello es probablemente debido a la circulación local y los procesos de mezcla. Efectivamente, menciona los factores que controlan la variación estacional de la concentración de clorofila *a* en las aguas del Golfo de México son la profundidad de la capa de mezcla y la disponibilidad de nutrientes (Walsh et al., 1989).

8.2.1 Relación N:P

Los resultados indican que durante la temporada de lluvias el DIN estuvo conformado principalmente por NO_3^- (46.3%) y en segundo lugar de NH_4^+ (35.7%) y por último el NO_2^- (18.0 %). Esto indica que la descarga del SGU se encuentra relativamente bien oxigenada ($5.7 \pm 0.8 \text{ mg L}^{-1}$), lo que favorece la predominancia de NO_3^- . Durante la temporada de lluvias hay un incremento en la concentración de nutrientes principalmente de NO_3^- en la parte baja del río Grijalva-Usumacinta y se debe principalmente a la cantidad de áreas dedicadas a la agricultura, principalmente al cultivo de plátano en esa región (Lázaro-Vázquez et al., 2018).

Por el contrario, en la temporada de secas, el NH_4^+ fue la especie de nitrógeno más abundante (79.5%) seguido por el NO_3^- (12.6%), indicando la dominancia de los procesos de reductores de reciclaje de nutrientes. Para la zona costera del San Pedro San Pablo, se reporta que, durante la temporada de lluvias, el NH_4^+ fue la forma nitrogenada más abundante a causa de los procesos de descomposición de la materia orgánica y en temporada de secas, el NH_4^+

fue el nutriente más escaso (Varona-Cordero et al., 2014), debido a que durante la temporada de secas la entrada de agua dulce a esa zona es muy baja ($400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) y los nutrientes y materia orgánica que recibe es menor (Yáñez-Arancibia et al., 2009). La zona de estudio presentó un comportamiento similar al registrado en el estuario de Seybouse, Argelia, donde (Rafik et al., 2016) reportaron que, durante la temporada de secas la concentración de NH_4^+ fue muy alta ($17 - 52 \mu\text{mol L}^{-1}$) y las formas más oxidadas del nitrógeno (NO_3^- y NO_2^-) representaron una fracción más baja, debido a las descargas de aguas residuales que llegan al estuario.

Los cambios en las relaciones de NT:PT y N:P pueden inducir cambios dentro de los ensamblajes del fitoplancton favoreciendo la aparición de floraciones de algas. El crecimiento del fitoplancton puede estar limitado alternativamente por P o N dependiendo de la relación N:P de los nutrientes disponibles (Billen and Garnier, 2007; Romero et al., 2013). La relación NT:PT incluye los nutrientes disueltos y particulados, y los resultados establecen que el P es el nutriente limitante; sin embargo, los nutrientes totales descargados a la zona costera no forman parte de las especies biodisponibles en la columna de agua para la trama trófica (Groffman and Rosi-Marshall, 2013). Los resultados de la relación N:P (14:1 en secas y 15:1 en lluvias) indican que, durante ambas temporadas, el DIN ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$) es el nutriente limitante, debido a la disminución de la relación ($\text{N:P} < 16:1$). En las aguas que fluyen hacia el oeste del Golfo de México (Howarth et al., 1996) reportan que la relación N:P suele ser 271:1, sin embargo, de acuerdo con lo reportado por (Galloway et al., 1996) la mayoría de los estuarios tienen el potencial de ser limitados por el DIN o el SRP dependiendo de la biodisponibilidad del N y P, y los procesos estuarinos que alteran la relación.

8.3 Índices de eutrofización

La variación en la concentración de nutrientes disueltos durante la temporada de lluvias generó un aumento en el estado trófico de la zona costera. Según los resultados de NT y PT, la zona costera va de condiciones eutróficas en temporada de secas ($\text{NT} > 350 \text{ mg m}^{-3}$, $\text{PT} > 30 \text{ mg m}^{-3}$) a hipereutróficas en lluvias ($\text{NT} > 400 \text{ mg m}^{-3}$, $\text{PT} > 40 \text{ mg m}^{-3}$) (V. H. Smith et al., 1999). Estos resultados coinciden con los reportados por (Machain-Castillo et al., 2020)

para la zona costera, donde se registra que durante los últimos 45 años han habido procesos de sedimentación en condiciones de hipoxia causados por eutrofización.

Por otra parte, el índice ICEP considera el proceso de eutrofización como consecuencia del aporte de nutrientes fluviales desequilibrados con exceso de nitrógeno y fósforo con respecto al silicio (en comparación con los requerimientos nutricionales para el crecimiento de las poblaciones de fitoplancton con estructura silíceas) (Billen and Garnier, 2007) y considera la relación propuesta por (Redfield, 1934). En este índice, los valores negativos indican que el SRSi está presente en exceso sobre el nutriente limitante, por lo que carece del potencial de mantener poblaciones de algas no silíceas. Los valores positivos indican un exceso de nitrógeno o fósforo sobre el potencial de crecimiento de diatomeas, una condición para el desarrollo de algas no silíceas dañinas (Billen and Garnier, 2007). En ambas temporadas el valor del índice fue negativo, indicando que la zona costera no es potencialmente eutrófica. Sin embargo, durante la temporada de secas hay un limitado aporte de nutrientes, principalmente de SRSi a la zona costera, como resultado de la escasa entrada del agua dulce al sistema, la intrusión de la cuña salina, y al posible represamiento de silicio en las presas del río Grijalva, que funcionan como trampas de sedimento (Alcérreca-Huerta et al., 2019), lo que podría desencadenar problemas de eutrofización si aumentan las descargas locales de aguas residuales sin tratamiento (Rafik et al., 2016). Por ejemplo, nueve de dieciséis ríos que alimentan el Mar Negro (Strokal and Kroeze, 2013) encontraron valores mayores a 0 (positivos), lo que indica un grave problema de potencial de proliferación de algas nocivas y eutrofización costera. De acuerdo con (Garnier et al., 2010) los valores del ICEP en zonas costeras del el Océano Atlántico Norte son más altos en comparación con los valores de las zonas costeras del Pacífico Sur y las zonas costeras del Océano Índico. En conclusión, la zona de estudio podría ser potencialmente eutrófica en temporada de secas, en caso de tener grandes descargas de NID.

El índice CCME WQI indicó que la zona costera de la zona de estudio va de condiciones Marginales en temporada de secas, lo que indica que la calidad del agua se ve frecuentemente amenazada o deteriorada, a Pobre en temporada de lluvias, por lo que las condiciones generalmente se apartan de los niveles naturales o deseables. Aunque el CCME WQI se ha utilizado para caracterizar la calidad de agua de varios sistemas como cuencas (Khan et al., 2003) y zonas costeras (Ruiz-Ruiz, 2017), no se ha propuesto una metodología estandarizada para la aplicación del índice ni la efectividad de la puntuación de los valores

objetivo. Tampoco se ha abordado cómo acomodar regímenes de muestreo entre los parámetros del agua y además es posible sobrerrepresentación de parámetros que podrían dar como resultado un sesgo en el cálculo (Hurley et al., 2012). Por ello se recomienda estandarizar los valores objetivos de las zonas costeras de México. Si bien la literatura existente (SEDUE, 1989) permite hacer un análisis usando como valor objetivo las características de calidad óptima de agua marina, estos valores corresponden a aguas sin influencia terrígena y existe un sesgo importante en el análisis, razón por la cual en este trabajo se consideró la media de los valores en temporada de secas como valor objetivo.

Los resultados del índice TRIX indican que la zona costera va de condiciones oligotróficas en secas a mesotróficas en lluvias. Esto podría deberse a que el índice TRIX subestima ligeramente las cargas de las variables, donde el nitrito, el nitrato y el amonio se procesan como variables independientes, mientras que en el índice TRIX se expresa como nitrógeno mineral total (NID – NT). Además, el hecho de que la ecuación del índice TRIX se calcule con el logaritmo del producto de los parámetros puede causar la compresión de los valores de los datos brutos (Primpas and Karydis, 2011).

Las aguas con suministro relativamente grande de nutrientes se denominan eutróficas, las que poseen un suministro deficiente se denominan oligotróficas y las que tienen un suministro intermedio se denominan mesotróficas (Smith et al., 1999). Esto sugiere que el incremento del estado trófico en la zona de estudio está relacionado con la descarga del SGU ya que aumenta el suministro de nutrientes en la zona costera. Sin embargo, durante la temporada de secas hay una deficiencia en este aporte de nutrientes pero la concentración de clorofila fue mayor y hay variación notable en la saturación de oxígeno, por lo que sigue siendo un sistema altamente productivo a causa de la remineralización de nutrientes de la zona costera (Vollenweider et al., 1998).

Estos cambios de estado trófico a causa de un aumento en la descarga de nutrientes se ha reportado para el sistema fluvio-lagunar Pom-Atasta y Palizada del Este, (Muciño-Márquez et al., 2017) reportan que el sistema se comporta como oligotrófico en secas y mesotrófico en lluvias, dependiendo del aporte de nutrientes. Caso similar ocurre en el Delta del Río Parnaíba, donde (Paula Filho et al., 2020) reportan que el índice TRIX se ve modificado estacionalmente, dependiendo de los aportes de nutrientes y las actividades antropogénicas que impactan los canales que se conectan al Delta.

En la zona del pacífico, se registra para la Bahía Magdalena en Baja California Sur, valores del TRIX bajos durante la temporada de lluvias (julio – diciembre) en cambio, durante la temporada de secas (enero – junio) aumenta el estado trófico, esto se debe a los procesos de surgencia que dominan en la zona (Cervantes-Duarte et al., 2021). Mientras que, en las lagunas de El Soldado, Guaymas, Lobos, El Tobarí, Sonora, el índice TRIX indicó que durante la temporada de secas la calidad de agua en las lagunas presentó condiciones oligotróficas, mientras que en temporada de lluvias todas las lagunas, menos la de El Soldado, aumentaron el estado trófico a condiciones mesotróficas, esto fue debido a que durante la temporada de lluvias aumentó la descarga de aguas residuales (Ruiz-Ruiz, 2017). La zona de estudio cambia de condiciones oligotróficas en secas a mesotróficas en lluvias debido a que el aporte de nutrientes aumenta con la descarga del SGU, al igual que las lagunas de Sonora que el estado trófico depende de la temporalidad de la descarga.

9. Conclusiones

El presente trabajo es un primer intento de evaluar la dinámica de la descarga de nutrientes en la zona costera receptora de las descargas del sistema Grijalva-Usumacinta (SGU), la cual podría ser vulnerable a los efectos de la eutrofización y, en general, el Cambio Global. Los resultados indican que la descarga del SGU a la zona costera presentó variaciones estacionales. Durante la temporada de secas las bajas lluvias y alta evapotranspiración causaron una escasa entrada de agua dulce a la zona costera, generando una pequeña pluma de agua salobre principalmente en la Zona de Puerto Frontera, que presentó condiciones oxidantes, y baja concentración de nutrientes disueltos (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , SRP y SRSi) y PT. Esta pluma de agua fue relativamente cálida, bien oxigenada, con baja concentración de materia suspendida y con altas concentraciones de clorofila *a*. En la temporada de lluvias la descarga de agua dulce fue mayor y se registró una extensa pluma de agua dulce desde la Zona de Puerto Frontera y la zona marina y la Zona del San Pedro San Pablo, con altas concentraciones de nutrientes disueltos (NO_2^- , NO_3^- , SRP y SRSi) y PT, que presentó condiciones reductoras, y su temperatura fue más fría, con relativas bajas concentraciones de

oxígeno disuelto, altas concentraciones de materia suspendida y una baja concentración de clorofila.

El índice ICEP indicó que durante ambas temporadas la zona costera no es una zona con potencial de generar floraciones de algas nocivas, sin embargo, durante la temporada de secas es cuando el suministro de SRSi se ve limitado, por lo que un aumento en las descargas de aguas residuales con altas concentraciones de NID y SRP podrían generar una problemática en un futuro. Por otro lado, el CCME-WQI indicó que la calidad de agua de la zona costera va de condiciones marginales en secas a pobres en lluvias. De acuerdo con el índice TRIX, la zona costera va de condiciones oligotróficas en secas a mesotróficas en lluvias.

Los índices de eutrofización permiten estimar el estado trófico mediante la interpretación de algunos parámetros de calidad de agua. En el presente trabajo se determinó un aumento en el estado trófico de la zona costera del SGU que depende de la descarga de agua dulce.

10. Recomendaciones y perspectivas

Para mejorar los resultados de este presente trabajo, es recomendable tomar muestras de agua dentro del cauce del río para evaluar sus características en la temporada de secas, estimar cuál es la concentración neta de nutrientes que llega a la zona costera y cuál es la concentración de nutrientes que está disponible a causa de la remineralización. Además, sería recomendable evaluar la zona costera del SGU en durante periodos interanuales, para lo que se podrían analizar imágenes de satélite de temperatura, clorofila a y turbidez.

En este trabajo los índices de eutrofización presentaron valores diferentes entre sí, a causa de la diferencia metodológica de cada uno. Se recomienda que para estudios posteriores se consideren índices que utilicen la productividad biológica como indicador de la eutrofización.

11. Referencias

- Alcérreca-Huerta, J. C., Callejas-Jiménez, M. E., Carrillo, L., & Castillo, M. M. (2019). Dam implications on salt-water intrusion and land use within a tropical estuarine environment of the Gulf of Mexico. *Science of The Total Environment*, *652*, 1102–1112. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.288>
- Andersen, J. H., Schlüter, L., & Ærtebjerg, G. (2006). Coastal eutrophication: Recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *Journal of Plankton Research*, *28*(7), 621–628. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbl001>
- Anderson, A. B., Tenan, M. S., & Dickens, J. F. (2021). Latent Factor Analysis of the PROMIS and Single Assessment Numeric Evaluation in Patients Undergoing Shoulder Surgery. *Military Medicine*, (August). <https://doi.org/10.1093/milmed/usab327>
- Arreola-Lizárraga, J. A., Padilla-Arredondo, G., Medina-Galván, J., Méndez-Rodríguez, L., Mendoza-Salgado, R., & Cordoba-Matson, M. V. (2016). Analysis of hydrobiological responses to anthropogenic and natural influences in a lagoon system in the Gulf of California. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, *45*(1), 112–120. <https://doi.org/10.1515/ohs-2016-0011>
- Arriaga Cabrera, L., Espinoza-Rodriguez, J. M., Aguilar-Zúñiga, C., Martínez-Romero, E., Gómez-Mendoza, L., & Loa Loza, E. (2000). *REGIONES TERRESTRES PRIORITARIAS DE MÉXICO. Regiones Terrestres Prioritarias de México* (Primera ed). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad Ernesto. Retrieved from <http://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/1036.pdf>
- Ayala Pérez, L. A. (2006). *Modelo de simulación de la comunidad de peces en el Área Natural Protegida Laguna De Términos, Campeche, México*. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Bach, L., Calderon, R., Cepeda, M. F., Oczkowski, A., Olsen, S. B., & Robadue, D. (2005).

Resumen del Perfil de Primer Nivel del Sitio, Laguna de Términos y su Cuenca, México. MANAGING FRESHWATER INFLOWS TO ESTUARIES.

- Billen, G., & Garnier, J. (2007). River basin nutrient delivery to the coastal sea: Assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Marine Chemistry*, 106(1-2 SPEC. ISS.), 148–160. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2006.12.017>
- Botello, A. V, Rendon von Osten, J., Gold-Bouchot, G., & Agraz-Hernández, C. (Eds.). (2005). *Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y tendencias* (2da edición). Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología.
- Bougarne, L., Ben Abbou, M., El Haji, M., & Bouka, H. (2019). Consequences of surface water eutrophication: remedy and environmental interest. *Materials Today: Proceedings*, 13, 654–662. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.04.025>
- Bricker, S. ., Clement, C. G., Pirhalla, D. E., Farrow, D., & Orlando, P. (1999). *National Estuarine Eutrophication Assessment. Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries*. (S. P. O. and the N. C. for C. O. S. NOAA, National Ocean Service, Ed.). Silver Spring.
- Bricker, S. ., Ferreira, J. ., & Simas, T. (2003). An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, 169(1), 39–60. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00199-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00199-6)
- Bruno, J. F., Bates, A. E., Cacciapaglia, C., Pike, E. P., Amstrup, S. C., van Hooidek, R., ... Aronson, R. B. (2018). Climate change threatens the world's marine protected areas. *Nature Climate Change*, 8(6), 499–503. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0149-2>
- Capurro, L. R. ., & Reid, J. L. (1972). *Contributions on the physical oceanography of the Gulf of Mexico*. Texas: Houston, Tex., Gulf Pub. Co.
- Carabias, J, Zorrilla, M., Escobedo, A. H., Gallardo, A., Rodríguez, Y., Fernández, A. I., Charruau, P., ... Rodríguez, A. (2015). *Diagnóstico integral de la cuenca baja del Río Usumacinta en Tabasco. Informe técnico. Proyecto TAB-2012-C28-194316. Retos para la sustentabilidad en la cuenca baja del río Usumacinta en Tabasco: ecosistemas, cambio climático y respuesta social*. México.
- Carabias, Julia, de la Maza, J., & Cadena, R. (2016). *conservacion y Desarrollo Sustentable en la Selva Lacandona* (Vol. XVIII).

- Carabias Lillo, J., Provencio, E., De la Maza Elvira, J., & Romero Gil, J. C. (2000). *Programa de manejo reserva de la biosfera pantanos de Centla México* (Primera ed). México: Instituto Nacional de Ecología. Retrieved from <http://www.paot.mx/centro/ine-semarnat/anp/AN30.pdf>
- Cardoso-Mohedano, J.-G., Canales-Delgadillo, J. C., Machain-Castillo, M.-L., Hernández-Hernández, J. G., Sanchez-Cabeza, J.-A., Ruiz-Fernández, A. C., ... Gelabert-Fernández, R. (2020). Absence of hypoxia events in the adjacent coastal waters of Grijalva-Usumacinta river, Southern Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 156(April), 111174. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111174>
- Cardoso, P. G., Raffaelli, D., Lillebø, A. I., Verdelhos, T., & Pardal, M. A. (2008). The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on the macrobenthic communities' dynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(3), 553–565. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.07.026>
- Carranza-Edwards, A., Gutiérrez-Estrada, M., & Rodríguez-Torres, R. (1975). Unidades morfotectónicas continentales de las costas mexicanas. *Anales Del Inst. de Ciencias Del Mar y Limn*, 2(1), 81–88. Retrieved from <http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/centro/1975-1/articulo13.html>
- Cervantes-Duarte, R., Jimenez-Quiroz, M. del C., Funes-Rodriguez, R., Hernandez-Trujillo, S., Gonzalez-Armas, R., & Anaya-Godinez, E. (2021). Interannual variability in the trophic status and water quality of Bahía Magdalena, Mexico, during the 2015–2018 period: TRIX. *Regional Studies in Marine Science*, 42, 101638. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101638>
- Cifuentes Lemus, J. L., & Capul Magaña, F. G. (2014). *Temas sobre Investigaciones Costeras* (Primera Ed). México: Universidad de Guadalajara Centro Universitario de la Costa.
- Cloern, J. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223–253. <https://doi.org/10.3354/meps210223>
- Cohen, Y., & Cohen, J. Y. (2008). *Statistics and Data with R : An applied approach through examples*. United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd. Retrieved from www.wiley.com.
- CONAGUA. (2016). *Estadísticas del agua en México*. (SEMARNAT & CONAGUA, Eds.) (Edición 20). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales - Comisión

- Nacional del Agua.
- Coria-Monter, E., de León, D. A. S., Monreal-Gómez, M. A., & Durán-Campos, E. (2019). Optical properties of the waters of the southern Gulf of Mexico during summer. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 47(3), 568–574.
<https://doi.org/10.3856/vol47-issue3-fulltext-18>
- Cosco-Montoya, R. (1979). *Manejo del agua en un ecosistema tropical: el caso de la Chontalpa*. México.
- de la Lanza, G., Pulido, S. H., Carlos, J., & Rojas, G. (2003). *OCEANOGRAFIA QUÍMICA (NA IX)*. Instituto de Geofísica.
- Devlin, M., Bricker, S., & Painting, S. (2011). Comparison of five methods for assessing impacts of nutrient enrichment using estuarine case studies. *Biogeochemistry*, 106(2), 177–205. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9588-9>
- DOF. (2007). ACUERDO por el que se dan a conocer los estudios técnicos de aguas nacionales superficiales de las subregiones hidrológicas Alto Grijalva, Medio Grijalva y Bajo Grijalva de la Región Hidrológica No. 30 Grijalva-Usumacinta. Retrieved from http://dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5141106
- Dokulil, M. T., & Teubner, K. (2011). *Eutrophication: causes, consequences and control*. (A. A. Ansari, S. Singh Gill, G. R. Lanza, & W. Rast, Eds.), *Eutrophication: Causes, Consequences and Control* (First). Dordrecht: Springer Netherlands.
<https://doi.org/10.1007/978-90-481-9625-8>
- Duarte, C. M. (1995). Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia*, 41(1), 87–112. <https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422039>
- Dugdale, R. C. (1967). Limitation in the Sea : Dynamics ,. *Limnology and Oceanography*, 685–695.
- Dunn, D. D. (1996). *Trends in Nutrient Inflows to the Gulf of Mexico from Streams Draining the Conterminous United States, 1972-93*. Texas: U.S. Department of the Interior, U.S.
- Galloway, A. J. N., Howarth, R. W., Michaels, A. F., Nixon, S. W., Prospero, J. M., & Dentener, F. J. (1996). Nitrogen and Phosphorus Budgets of the North Atlantic Ocean and Its Watershed. *Biogeochemistry*, 35(1), 3–25.
- Garnier, J., Beusen, A., Thieu, V., Billen, G., & Bouwman, L. (2010). N:P:Si nutrient export ratios and ecological consequences in coastal seas evaluated by the ICEP

- approach. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(2), 1–12.
<https://doi.org/10.1029/2009GB003583>
- Geider, R., & La Roche, J. (2002). Redfield revisited: variability of C:N:P in marine microalgae and its biochemical basis. *European Journal of Phycology*, 37(1), 1–17.
<https://doi.org/10.1017/S0967026201003456>
- Giovanardi, F., & Vollenweider, R. A. (2004). Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *Journal of Limnology*, 63(2), 199.
<https://doi.org/10.4081/jlimnol.2004.199>
- Grasshoff, K., Kremling, K., & Ehrhardt, M. (1999). *Methods of Seawater Analysis*. (K. Grasshoff, K. Kremling, & M. Ehrhardt, Eds.), *Methods of Seawater Analysis: Third, Completely Revised and Extended Edition* (Third Edit). Wiley-VCH.
<https://doi.org/10.1002/9783527613984>
- Groffman, P. M., & Rosi-Marshall, E. J. (2013). *Chapter 7: The Nitrogen Cycle. Fundamentals of Ecosystem Science* (Vol. 48). Retrieved from
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B978008091680400007X>
- Hasler, A. D. (1975). Man-Induced Eutrophication of Lakes. In S. F. Singer (Ed.), *The Changing Global Environment* (First ed, pp. 383–399). D. Reidel Publishing Company. https://doi.org/10.1007/978-94-010-3290-2_12
- Hernández-Terrones, L., Rebolledo-Vieyra, M., Merino-Ibarra, M., Soto, M., Le-Cossec, A., & Monroy-Ríos, E. (2011). Groundwater Pollution in a Karstic Region (NE Yucatan): Baseline Nutrient Content and Flux to Coastal Ecosystems. *Water, Air, & Soil Pollution*, 218(1–4), 517–528. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0664-x>
- Herrera-Silveira, J. A., & Morales-Ojeda, S. M. (2009). Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico: Assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. *Marine Pollution Bulletin*, 59(1–3), 72–86.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.11.017>
- Herrera Días, I. E., & Ramírez León, H. (2007). Hidrodinámica y Transporte de Desembocadura del. *Revista Noticias AMIP*.
- Howarth, R. W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., ... Zhao-Liang, Z. (1996). Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences.

- Biogeochemistry*, 35(1), 75–139. <https://doi.org/10.1007/BF02179825>
- Hudson, P. F., Hendrickson, D. A., Benke, A. C., Varela-Romero, A., Rodiles-Hernández, R., & Minckley, W. L. (2005). Rivers of Mexico. *Rivers of North America*, (November), 1030–1084. <https://doi.org/10.1016/B978-012088253-3/50026-2>
- Hurley, T., Sadiq, R., & Mazumder, A. (2012). Adaptation and evaluation of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for use as an effective tool to characterize drinking source water quality. *Water Research*, 46(11), 3544–3552. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.061>
- Jabir, T., Vipindas, P. V., Jesmi, Y., Valliyodan, S., Parambath, P. M., Singh, A., & Abdulla, M. H. (2020). Nutrient stoichiometry (N:P) controls nitrogen fixation and distribution of diazotrophs in a tropical eutrophic estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 151(January), 110799. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110799>
- Karydis, M. (2009). Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review. *Global NEST Journal*, 11(4), 373–390. <https://doi.org/10.30955/gnj.000626>
- Karydis, M., Ignatiades, L., & Moschopoulou, N. (1983). An index associated with nutrient eutrophication in the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 16(3), 339–344. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(83\)90151-8](https://doi.org/10.1016/0272-7714(83)90151-8)
- Khan, F., Husain, T., & Lumb, A. (2003). Water quality evaluation and trend analysis in selected watersheds of the atlantic region of Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*, 88(1–3), 221–248. <https://doi.org/10.1023/A:1025573108513>
- Lázaro-Vázquez, A., Castillo, M. M., Jarquín-Sánchez, A., Carrillo, L., & Capps, K. A. (2018). Temporal changes in the hydrology and nutrient concentrations of a large tropical river: Anthropogenic influence in the Lower Grijalva River, Mexico. *River Research and Applications*, 34(7), 649–660. <https://doi.org/10.1002/rra.3301>
- Libes, S. (2009). *Introduction to Marine Biogeochemistry* (Second edi). Elsevier Science & Technology. Retrieved from <https://ebookcentral.proquest.com/lib/unam/detail.action?docID=535193>
- Machain-Castillo, M. L., Ruiz-Fernández, A. C., Alonso-Rodríguez, R., Sanchez-Cabeza, J. A., Gío-Argáez, F. R., Rodríguez-Ramírez, A., ... Pérez-Bernal, L. H. (2020). Anthropogenic and natural impacts in the marine area of influence of the Grijalva – Usumacinta River (Southern Gulf of Mexico) during the last 45 years. *Marine*

- Pollution Bulletin*, 156(October 2019), 111245.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111245>
- Marin Contreras, I. J. (2014). *Diagnóstico de la calidad del agua del Río Grijalva en el periodo 2000-2008*. Instituto Politécnico Nacional.
- Monreal-Gómez, M. a, Salas-de-León, D. a, & Gracia-Gasca, a. (2004). Golfo de México, circulación y productividad. *Ciencias*, 76, 24–33.
- Morales-Ojeda, S. M., Herrera-Silveira, J. A., & Montero, J. (2010). Terrestrial and oceanic influence on spatial hydrochemistry and trophic status in subtropical marine near-shore waters. *Water Research*, 44(20), 5949–5964.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.046>
- Muciño-Márquez, R. E., Aguirre-León, A., & Figueroa-Torres, M. G. (2017). Evaluación del estado trófico en los sistemas Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México. *Hidrobiológica*, 27(3), 281–291.
- Muller-Karger, F. E., Walsh, J. J., Evans, R. H., & Meyers, M. B. (1991). On the seasonal phytoplankton concentration and sea surface temperature cycles of the Gulf of Mexico as determined by satellites. *Journal of Geophysical Research*, 96(C7).
<https://doi.org/10.1029/91jc00787>
- Musalem-Castillejos, K., Laino-Guanes, R., Bello-Mendoza, R., González-Espinoza, M., & Ramírez-Marcial, N. (2018). Water quality of the Grijalva river in the Chiapas and Tabasco border. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 5(13), 55–64.
<https://doi.org/10.19136/era.a5n13.1334>
- Navarro Pineda, J. M., & Toledo Sanchez, H. (2004). Transformación de la Cuenca del Río Grijalva. *Revista Noticias AMIP*, 16, 11–22.
- Nixon, S. W. (1995). Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41(1), 199–219. <https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422044>
- Nooren, K., Cohen, K. M., Nienhuis, J. H., & Hoek, W. Z. (2020). Late Holocene differential subsidence and relative sea level rise in the Tabasco Delta, Mexico. *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 382, 149–153.
<https://doi.org/10.5194/piahs-382-149-2020>
- Ortiz-Lozano, L. D., Arceo-Briseño, P., Granados-Bárbara, A., Salas-Monreal, D., & Jiménez-Badillo, M. de L. (2010). Zona costera. In J. Ortiz-Escamilla & E. Florescano (Eds.), *Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural de Veracruz, Tomo I*

- Patrimonio Natural*. (Primera Ed, p. 270). México: ISBN.
- Ortiz Pérez, M. A., & Méndez Linares, A. P. (1999). Escenarios de vulnerabilidad por ascenso del nivel del mar en la costa mexicana del Golfo de México y el Mar Caribe. *Investigaciones Geográficas*, 39, 68–81. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/igeo/n39/n39a5.pdf>
- Páez-Osuna, F., Piñón-Gimate, A., Ochoa-Izaguirre, M. J., Ruiz-Fernández, A. C., Ramírez-Reséndiz, G., & Alonso-Rodríguez, R. (2013). Dominance patterns in macroalgal and phytoplankton biomass under different nutrient loads in subtropical coastal lagoons of the SE Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1–2), 274–281. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.048>
- Palomeque-De la Cruz, M. Á., Galindo-Alcántara, A., Escalona-Maurice, M. J., Ruiz-Acosta, S. D. C., Sánchez-Martínez, A. J., & Pérez-Sánchez, E. (2016). Analysis of land use change in an urban ecosystem in the drainage area of the Grijalva river, Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 23(1), 105–120. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2016.03.018>
- Paula Filho, F. J., Marins, R. V., Chicharo, L., Souza, R. B., Santos, G. V., & Braz, E. M. A. (2020). Evaluation of water quality and trophic state in the Parnaíba River Delta, northeast Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 34, 101025. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.101025>
- Pedrosa, I., Juarros--Basterretxea, J., Robles-Fernández, A., Basteiro, J., & García-Cueto, E. (2014). Pruebas de bondad de ajuste en distribuciones simétricas, ¿qué estadístico utilizar? *Universitas Psychologica*, 14(1), 245–254. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.upsy13-5.pbad>
- Plascencia Vargas, J. H., González Espinosa, M., Ramírez Marcial, N., & Musálem Castillejos, K. (2014). Características físico-bióticas de la cuenca del río Grijalva. In M. González Espinosa & M. C. Manse Brunel (Eds.), *Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva* (pp. 29–79). CDMX: Colegio de la Frontera Sur.
- Plascencia Vargas, J. H., González Espinosa, M., Ramírez Marcial, N., Musálem Castillejos, K., Plasencia-Vargas, H., González-Espinosa, M., ... Musálem Castillejos, K. (2014). Características físico-bióticas de la cuenca del río Grijalva. In M. González Espinosa & M. C. Manse Brunel (Eds.), *Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y*

- realidades de la cuenca Grijalva* (pp. 29–79). CDMX: Colegio de la Frontera Sur.
- Pliego Alvarado, E. (2017). Cambio climático y la cuenca Usumacinta . Acercamiento desde una mirada multidisciplinaria. In D. Soares & A. García (Eds.), *La cuenca del río Usumacinta desde la perspectiva del cambio climático* (Versión di, pp. 219–226). Morelos.: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Pope, J., & Lockhart, J. H. (2003). *Coastal Engineering Manual*. Washington, DC 20314-1000.
- Primpas, I., & Karydis, M. (2011). Scaling the trophic index (TRIX) in oligotrophic marine environments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 178(1–4), 257–269.
<https://doi.org/10.1007/s10661-010-1687-x>
- Rabalais, N. (2006). Oxygen depletion in the gulf of Mexico adjacent to the Mississippi river. *Gayana (Concepc.)*, 70, 225–245. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382006000300015>
- Rabalais, N.N., Turner, R. E., Sen Gupta, B. K., Boesch, D. F., Chapman, P., & Murrell, M. C. (2007). Hypoxia in the northern Gulf of Mexico: Does the science support the plan to reduce, mitigate, and control hypoxia? *Estuaries and Coasts*, 30(5), 753–772.
- Rabalais, Nancy N., Turner, R. E., Díaz, R. J., & Justić, D. (2009). Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science*, 66(7), 1528–1537.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp047>
- Rabalais, Nancy N., Turner, R. E., & Wiseman, W. J. (2002). Gulf of Mexico Hypoxia, A.K.A. “The Dead Zone.” *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(1), 235–263. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150513>
- Rafik, K., Meddour, A., & Idder, T. (2016). Distribution Nitrogen Phosphorus Silicon Gulf of Annaba N East Algeria. *Journal of Applied Environmental and Biological Science*, 6(7), 109–124.
- Redfield, A. C. (1934). Redfield 1934.pdf. *University Press of Liverpool, James Johnstone Memorial Volume*. Retrieved from
<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:On+the+proportions+of+organic+derivatives+in+sea+water+and+their+relation+to+the+composition+of+plankton#0>
- Rivera-Trejo, F., & Rosas-Figueroa, C. (2014). *Estudio de caracterización y cuantificación de sedimentos. Estudio para el proyecto hidrológico para proteger a la población de*

inundaciones y aprovechar mejor el agua (PROHTAB). México.

- Roman, M. R., Pierson, J. J., Kimmel, D. G., Boicourt, W. C., & X., Z. (2012). Impacts of Hypoxia on Zooplankton Spatial Distributions in the Northern Gulf of Mexico. *Estuaries and Coasts*, 35(5), 2008–2010. <https://doi.org/https://www.jstor.org/stable/23257476>
- Romero, E., Garnier, J., Lassaletta, L., Billen, G., Le Gendre, R., Riou, P., & Cugier, P. (2013). Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: Seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry*, 113(1–3), 481–505. <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9778-0>
- Rubio-Cisneros, N. T., Herrera-Silveira, J., Morales-Ojeda, S., Moreno-Báez, M., Montero, J., & Pech-Cárdenas, M. (2018). Water quality of inlets' water bodies in a growing touristic barrier reef Island “Isla Holbox” at the Yucatan Peninsula. *Regional Studies in Marine Science*, 22, 112–124. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.06.006>
- Ruiz-Ruiz, T. M. (2017). *Análisis comparativo de índices de eutrofización en lagunas costeras del estado de Sonora, México*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste, S.C.
- Saffran, K., Cash, K., & Hallard, K. (2001). CCME Water Quality Index 1.0 User's Manual. *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*, 1–5. Retrieved from [http://www.ccme.ca/files/Resources/calculators/WQI User's Manual \(en\).pdf](http://www.ccme.ca/files/Resources/calculators/WQI%20User's%20Manual%20(en).pdf)
- Sánchez Turcios, R. A. (2015). Prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney : mitos y realidades. *Rev Mex Endocrinol Metab Nutr*, 2, 18–21.
- SEDUE. (1989). Acuerdo Por El Que Se Establecen Los Criterios Ecologicos De Calidad Del Agua Ce-Cca-001 / 89. *Diario Oficial de La Federación*, 1–18.
- Signoret, M., Bulit, C., & Pérez, R. (1998). Patrones de distribución de clorofila a y producción primaria en aguas del Golfo de México y del Mar Caribe. *Hidrobiológica*, 8(2), 81–88.
- Signoret, M., Monreal-Gómez, M. A., Aldeco, J., & Salas-de-León, D. A. (2006). Hydrography, oxygen saturation, suspended particulate matter, and chlorophyll-a fluorescence in an oceanic region under freshwater influence. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 69(1–2), 153–164. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.04.011>
- Smith, V. H., Tilman, G. D., & Kekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess

- nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100(5), 179–196. Retrieved from <https://www.semanticscholar.org/paper/Eutrophication%3A-impacts-of-excess-nutrient-inputs-Smith-Tilman/80cdd0a042482b590b01620192193d8c13107beb>
- Smith, S. V., Marshall Crossland, J. I., & Crossland, C. J. (1999). *Mexican and Central American Coastal Lagoon Systems: Carbon, Nitrogen and Phosphorus Fluxes (Regional Workshop II), LOICZ Reports & Studies No. 13*. Retrieved from <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2611.3761>
- Sospedra, J., Niencheski, L. F. H., Falco, S., Andrade, C. F. F., Attisano, K. K., & Rodilla, M. (2018). Identifying the main sources of silicate in coastal waters of the Southern Gulf of Valencia (Western Mediterranean Sea). *Oceanologia*, 60(1), 52–64. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2017.07.004>
- Stokal, M., & Kroeze, C. (2013). Nitrogen and phosphorus inputs to the Black Sea in 1970–2050. *Regional Environmental Change*, 13(1), 179–192. Retrieved from <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0328-z>
- Tara, A. C., Wiken, E. D., Bezaury Creel, J., Hourigan, T. F., Agardy, T., Herrmann, H., ... Moreno, P. (2009). *Ecorregiones marinas. Ecorregiones marinas de América del Norte*. Montreal: Comisión para la Cooperación Ambiental. Retrieved from <https://www.biodiversidad.gob.mx/region/ecorregiones1.html>
- Toledo, A. (2003). *Ríos, costas, mares. Hacia un análisis integrado de las regiones hidrológicas de México*. (Primera ed). México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales Instituto Nacional de Ecología. Retrieved from <https://bit.ly/37VS9y3>
- Vargas-Maldonado, I., Yáñez-Arancibia, A., & Amezcua-Linares, F. (1980). *Ecología de los sistemas fluvio-lagunares asociados a la Laguna de Términos. El hábitat y estructura de las comunidades de peces. Anales. Centro Cienc. del Mar y Limnol. México*.
- Varona-Cordero, F., Gutiérrez-Mendieta, F. J., Márquez-García, A. Z., & Crevenna-Recásens, A. B. (2014). Variación espacio-temporal de las características físico-químicas y nutrientes en la región marino-costera ubicada entre los ríos San Pedro y San Pablo y Champotón, Campeche. In A. V. Botello, J. Rendón von Osten, J. A. Benítez, & G. Golg-Bouchot (Eds.), *Golfo de México. contaminación e impacto*

- ambiental: diaGnóstico y tendencias* (Primera ed, p. 1176). México: ISBN.
- Vitousek, P. M. (1994). Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology*, 75(7), 1861–1876. <https://doi.org/10.2307/1941591>
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., & Rinaldi, A. (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9(3), 329–357. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-095X\(199805/06\)9:3<329::AID-ENV308>3.3.CO;2-0](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-095X(199805/06)9:3<329::AID-ENV308>3.3.CO;2-0)
- Walsh, J. J., Dieterle, D. A., Meyers, M. B., & Müller-Karger, F. E. (1989). Nitrogen exchange at the continental margin: A numerical study of the Gulf of Mexico. *Progress in Oceanography*, 23(4), 245–301. [https://doi.org/10.1016/0079-6611\(89\)90002-5](https://doi.org/10.1016/0079-6611(89)90002-5)
- Wiseman, W. J., Rabalais, N. N., Turner, R. E., Dinnel, S. P., & Macnaughton, A. (1997). Seasonal and interannual variability within the Louisiana coastal current: Stratification and hypoxia. *Journal of Marine Systems*, 12(1–4), 237–248. [https://doi.org/10.1016/S0924-7963\(96\)00100-5](https://doi.org/10.1016/S0924-7963(96)00100-5)
- Yáñez-Arancibia, A., & Day, J. W. (2004). The Gulf of Mexico: towards an integration of coastal management with large marine ecosystem management. *Ocean & Coastal Management*, 47(11–12), 537–563. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2004.12.001>
- Yáñez-Arancibia, A., & Day, J. W. (2010). La zona costera frente al cambio climático - Vulnerabilidad de un sistema biocomplejo e implicaciones en manejo costero. In A. Yáñez-Arancibia (Ed.), *Impactos del Cambio Climático sobre la Zona Costera* (pp. 12–35). México: Instituto de Ecología A. C. (INECOL).
- Yáñez-Arancibia, A., Day, J. W., & Currie-Alder, B. (2009). Functioning of the Grijalva-Usumacinta River Delta, Mexico: Challenges for Coastal Management. *Ocean Yearbook Online*, 23(1), 473–501. <https://doi.org/10.1163/22116001-90000205>
- Yáñez-Arancibia, A., Day, J. W., & Currie-Alder, B. (2018). Functioning of the Grijalva-Usumacinta River Delta, Mexico: Challenges for Coastal Management. *Ocean Yearbook Online*, 23(1), 473–501. <https://doi.org/10.1163/22116001-90000205>