



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA CALIDAD DEL AGUA EN
LA ZONA COSTERA DEL CARIBE MEXICANO: CASO DE ESTUDIO,
INFLUENCIA DE UNA DESCARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

P R E S E N T A

KARLA ANDREA CAMACHO CRUZ

LA PAZ, B.C.S., ENERO 2021



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

SIP-14
REP 2017

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S. siendo las 12:00 horas del día 29 del mes de Octubre del 2021 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Posgrado de: CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS para examinar la tesis titulada:

VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA ZONA COSTERA DEL CARIBE MEXICANO: CASO DE ESTUDIO, INFLUENCIA DE UNA DESCARGA DE AGUA SUBTERRANEA del (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	CAMACHO	Apellido Materno:	CRUZ	Nombre (s):	KARLA ANDREA
-------------------	---------	-------------------	------	-------------	--------------

Número de registro: A 1 8 0 5 4 0

Aspirante del Programa Académico de Posgrado: DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 4 % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo **SI** **NO** **SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.**

JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN: *(Por ejemplo, el % de similitud se localiza en metodologías adecuadamente referidas a fuente original)*

El documento mostró 4% de similitud al extraer la bibliografía, citas textuales y las oraciones menores de 10 palabras. En general es un grado de similitud aceptable del manuscrito de tesis de doctorado

****Es responsabilidad del alumno como autor de la tesis la verificación antiplagio, y del Director o Directores de tesis el análisis del % de similitud para establecer el riesgo o la existencia de un posible plagio.**

Finalmente y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR** **SUSPENDER** **NO APROBAR** la tesis por **UNANIMIDAD** o **MAYORÍA** en virtud de los motivos siguientes:

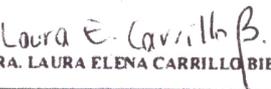
"SATISFACE LOS REQUISITOS SEÑALADOS POR LAS DISPOSICIONES REGLAMENTARIAS VIGENTES"

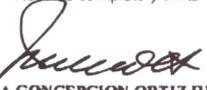
COMISIÓN REVISORA DE TESIS


DR. ALBERTO SÁNCHEZ GONZÁLEZ
Director de Tesis
Nombre completo y firma

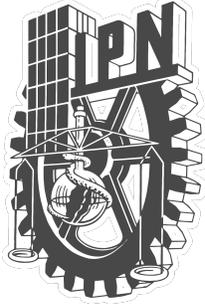

DR. SERGIO AGUIÑIGA GARCÍA
Nombre completo y firma


DRA. ANA JUDITH MARMOLEJO RODRÍGUEZ
Nombre completo y firma


DRA. LAURA ELENA CARRILLO BIBRIEZCA
Director de Tesis
Nombre completo y firma


Dra. MARÍA CONCEPCION ORTIZ BERNÁNDEZ
Nombre completo y firma

DR. SERGIO BERNÁNDEZ TRUJILLO
Nombre completo y firma
PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 29 del mes de octubre del año 2021

El (la) que suscribe M en C. Karla Andrea Camacho Cruz Alumno (a) del Programa

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro A180540 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. ALBERTO SÁNCHEZ GONZÁLEZ Y DRA. LAURA ELENA CARRILLO BIBRIEZCA

y cede los derechos del trabajo titulado:

VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA ZONA COSTERA DEL CARIBE MEXICANO:
CASO

DE ESTUDIO, INFLUENCIA DE UNA DESCARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la

siguiente dirección: kcamachoc1800@alumno.ipn.mx - alsanchezg@ipn.mx - lcarrillo@ecosur.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

M en C. Karla Andrea Camacho Cruz

Nombre y firma del alumno

Para mi abuelita, la mujer que más admiro

Para mi mamá, mi corazón

Para mi hermana, mi mejor amiga

Nullius addictus iurare in verba magistri ...

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Concepción Ortiz-Hernández, a la Dra. Laura Carrillo y al Dr. Alberto Sánchez, quienes hace 6 años me dieron la oportunidad de comenzar esta aventura. Gracias porque en el camino que se ha recorrido, me he llenado de satisfacción, sabiduría y muchas experiencias. Gracias por formar parte de mi formación, gracias por confiar en mí, por tenerme paciencia, pero sobre todo, gracias por enseñarme. Estoy en deuda por todo su apoyo.

Dr. Alberto Sánchez, agradezco infinitamente su experiencia, estos últimos años han estado llenos de mucho aprendizaje, gracias por la oportunidad de formar parte de un gran grupo de trabajo, gracias por hacerme sentir en familia.

Dra. Laura Carrillo, le agradezco su paciencia, sabiduría y consejos, gracias por compartir sus experiencias e incluirme, gracias por su amistad.

Deseo agradecer profundamente a la Dra. Concepción Ortiz-Hernández, gracias por su confianza y compartir toda su experiencia, gracias porque sin su primer Sí, no estaríamos hasta aquí.

A la Ingeniera Adriana Zavala, al QFB. Alejandro Ortiz Arana y al Dr. Oscar Reyes por todo su apoyo incondicional en el laboratorio y en las salidas de campo, gracias Ing. Adriana, porque usted me enseñó todo lo que sé sobre el análisis de nutrientes, gracias por compartir su experiencia.

A todos mis amigos, a la Lic. Daniela Palma, a la Dra. Elva M. Leyva, al M.C José Manuel García, a la M.C. Levita Sánchez, al M.C. Rene Galán, al M.C. Daniel Armengol, gracias chicos porque sin su apoyo en campo y laboratorio jamás lo hubiera logrado.

A mi familia, gracias a mi mamá Armelia y a mi hermana Katya porque siempre han sido mi motivación, mi apoyo, mi todo.

A los proyectos del Instituto politécnico Nacional, SIP-IPN 2018664, 20195113, 20200708 y 20210421 a cargo del Dr. Alberto Sánchez y al proyecto del Colegio de la Frontera Sur, FID-784 a cargo de la Dra. Laura Carrillo, los cuales apoyaron el trabajo de campo y laboratorio. Gracias a la beca otorgada por CONACyT y a la beca BEIFI-IPN.

A los Dr(s) miembros de mi comité, a la Dra. Ana Judith Marmolejo y al Dr. Sergio Aguíñiga, gracias por cada uno de sus comentarios y consejos.

Gracias a todos mis amigos que fuera del ámbito académico llenaron de balance mi trayecto, gracias por recordarme diario lo importante de la amistad.

INDICE

LISTA DE FIGURAS	I
LISTA DE TABLAS	III
LISTA DE ANEXOS	III
GLOSARIO	IV
RESUMEN	V
ABSTRACT	VI

INTRODUCCIÓN

ACUIFEROS CÁRSTICOS Y SU INTERACCIÓN CON LA COSTA

1. El carst	1
2. Acuíferos carbonatados costeros	1
2.1 Descargas submarinas de aguas subterráneas	3
2.2 Patrón fisicoquímico de las Descargas Submarinas de Aguas Subterráneas	4
2.3 Zona de mezcla	5
2.4 Nitrógeno inorgánico disuelto (NID)	6
2.5 Fósforo	7
3. Caribe Mexicano	8
3.1 Geohidrología	8
3.2 Clima	9
3.3 Hidrodinámica de la zona costera	12
4. Justificación	13
5. Hipótesis	14
6. Objetivo general	14
6.1 Objetivos particulares	14
7. Estructura de la tesis	14

-CAPÍTULO 1-

CARACTERIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA COSTERA DEL CENTRO Y SUR DEL CARIBE MEXICANO, 2015–2019

1. Introducción	16
2. Metodología	17
2.1 Análisis estadísticos	19
3. Resultados	21
3.1 Parámetros fisicoquímicos	21
3.1.1 Playas	21
3.1.2 Cenotes	22
3.2 Nutrientes inorgánicos disueltos	23
3.2.1 Playas	23
3.2.2 Cenotes	23
3.3 Análisis estadístico	26
4. Discusión	29
4.1 Composición fisicoquímica del agua superficial en cenotes y zonas costeras (2016–2017).	29
4.2 Eventos atípicos de <i>Sargassum</i> spp. y su efecto en la calidad de agua en las playas del Caribe mexicano	36
5. Conclusión	40

-CAPÍTULO 2-

ANÁLISIS DE LA SALINIDAD SUPERFICIAL EN LA LAGUNA ARRECIFAL NOHOCHTEEK (TULUM, QUINTANA ROO) BAJO LA INFLUENCIA DE UNA DSAS DURANTE UNA MAREA MUERTA Y VIVA

1. Introducción	42
2. Metodología	43
2.1 Área de estudio	43
2.2 Métodos	45
3. Resultados	46
3.1 Condiciones meteorológicas	46

3.2 Variación del nivel del mar	46
3.3 Velocidad del flujo	47
3.4 Distribución superficial de la salinidad y temperatura en la laguna arrecifal Nohoch-Teek	48
3.5 Distribución superficial de ortosilicatos en la laguna arrecifal Nohoch-Teek	50
4. Discusión	52
5. Conclusión	55

-CAPÍTULO-3-

COMPOSICIÓN QUÍMICA DEL AGUA SUPERFICIAL DE LA LAGUNA ARRECIFAL NOHOCH-TEEK (TULUM, QUINTANA ROO) BAJO LA INFLUENCIA DE UNA DSAS DURANTE UNA MAREA MUERTA Y VIVA

1. Introducción	56
2. Métodos	57
2.1 Área de estudio	57
2.2 Metodología	57
2.2.1 Proceso de mezcla en los compuestos nitrogenados, fosfatados y silíceos	58
2.2.2 Análisis de datos	58
3. Resultados	59
3.1 Cenote Manatí	59
3.1.1 Parámetros físicos	59
3.1.2 Nutrientes inorgánicos disueltos	59
3.2 Descarga submarina de agua subterránea Teek	61
3.2.1 Parámetros fisicoquímicos	61
3.2.2 Nutrientes inorgánicos disueltos	61
3.3 Flujo de nutrientes inorgánicos disueltos	61
3.4 Laguna arrecifal Nohoch-Teek	63
3.4.1 Parámetros fisicoquímicos	63
3.4.2 Nutrientes inorgánicos disueltos	64

4. Discusión	68
5. Conclusión	73

-CAPÍTULO 4-

LA CALIDAD DEL AGUA DEL CENOTE MANATÍ Y LA LAGUNA ARRECIFAL NOHOCH- TEEK (TULUM, QUINTANA ROO) INFLUENCIADA POR UNA DSAS DURANTE UNA MAREA MUERTA Y VIVA

1. Introducción	75
2. Métodos	76
2.1. Nutrientes inorgánicos disueltos y datos <i>in situ</i>	76
2.2 Bioindicadores	76
3. Resultados	77
3.1 Nutrientes inorgánicos disueltos: IE, N:P	77
3.2. Bacterias fecales	82
3.3 Isótopos estables de nitrógeno en octocoral	85
4. Discusión	85
5. Conclusión	89
1. Conclusiones generales	90
2. Recomendaciones	91
3. Bibliografía	92

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Zonas costeras Cársticas: 1) Canadá, Bahía de Baffin (Nunavut), 2) Canadá, Bahía Hudson (Ontario, Manitoba), 3) Canadá, (San Juan, Nuevo Brunswick), 4) Alaska, 5) Columbia Británica, 6) Hawaii, 7) Golfo de México (Florida, Mérida), 8) Mar Caribe (Quintana Roo, Belice, Cuba, Jamaica, Puerto Rico), 9) Brasil, Rio Grande del Norte, 10) Brasil, Minas Gerais, 11) Senegal, 12) Gabón, 13) Sudáfrica, KwaZulu Natal, 14) Madagascar, 15) Golfo Pérsico (Qatar, Arabia Saudita, Kuwait, Irán), 16) India, Gujarat, 17) Tailandia, Malasia, 18) Indonesia, 19) Australia, 20) Indonesia, 21) Filipinas, 22) Taiwán, 23) Vietnam, 24) Mar Mediterráneo (Italia, Croacia, Francia, España), 25) Portugal, 26) Irlanda, 27) Reino Unido, 28) Estonia, 29) Noruega.

Figura 2. Comportamiento de las diferentes especies de carbono bajo cambios de pH en el agua, diagrama de equilibrio de Tillimans y Heunsblein (1912).

Figura 3. Corte transversal de un acuífero costero cárstico, modificado de Hartman et al. (2014).

Figura 4. Área de estudio Quintana Roo, Caribe Mexicano. Riviera Maya: A) Akumal–Tankah, B) Tulum-Cenote Encantado, con nivel de desarrollo turístico medio, Costa Maya: C) Mahahual, D) Xahuayxol, con nivel de desarrollo turístico bajo. Las flechas discontinuas señalan la dirección del flujo de agua subterráneo.

Figura 5. Análisis de componentes principales (ACP), periodo entre 2015 y 2019. Los vectores PC1 y PC2 representan la correlación entre las variables (55.5 %). 02: Febrero; 1015: Octubre 2015; 07/10: Julio/Octubre; y 06/10: Junio Octubre. NH_4^+ : amonio, NO_2^- : nitrito, NO_3^- : nitrato, PO_4^{3-} : ortofosfatos y PT: Fósforo Total

Figura 6. Columna de la derecha = Concentraciones de NH_4^+ , columna de la izquierda= Concentraciones de NO_3^- . La línea horizontal roja punteada marca el promedio, la línea negra continua marca la mediana. Las letras marcan diferencias significativas entre años ($p < 0.05$), y los * corresponden a diferencias significativas entre periodos ($p < 0.05$) con y sin sargazo .

Figura 7. Columna de la derecha = Concentraciones de NO_2^- , columna de la izquierda = Concentraciones de PO_4^{3-} . La línea horizontal roja punteada marca el promedio, la línea negra continua marca la mediana. Las letras marcan diferencias significativas entre años ($p < 0.05$), y los * corresponden a diferencias significativas entre periodos ($p < 0.05$) con y sin sargazo.

Figura 8. Concentraciones de PT. La línea horizontal roja punteada marca el promedio, la línea negra continua marca la mediana. Las letras marcan diferencias significativas entre años ($p < 0.05$), y los * corresponden a diferencias significativas entre periodos ($p < 0.05$) con y sin sargazo.

Figura 9. Área de estudio. A) Península de Yucatán, la flecha punteada señala la ubicación de la laguna arrecifal Nohoch-Teek y el Cenote Manatí, B) Esquema de la descarga submarina de agua subterránea Teek, localizada en la laguna arrecifal Nohoch-Teek. La estrella señala la posición en donde se tomaron mediciones con el flujómetro, C) Laguna arrecifal Nohoch-Teek, los círculos señalan los sitios monitoreados, la línea punteada indica la barrera arrecifal. La flecha indica el canal que conecta la laguna arrecifal con el océano abierto. El recuadro verde señala la región noreste de la laguna, el recuadro café, señala la región suroeste.

Figura 10. Datos de la estación Meteorológica SAMMO. A) Rapidez (m/s) y dirección del viento, B) Presión atmosférica (hPA) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$), correspondientes al 23 de noviembre del 2019. C) Rapidez (m/s) y velocidad del viento, D) Presión atmosférica (hPA) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$), correspondientes al 25 de enero del 2020.

Figura 11. A) Variación del nivel del mar A) 22 al 24 de noviembre del 2019. B) 25 al 26 de enero del 2020, los círculos negros indican el periodo de observación con el CTD (23 de noviembre y 25 de enero).

Figura 12. Salinidad superficial de la laguna arrecifal Nohoch-Teek. Las figuras de la A a la C corresponden al 23 de noviembre del 2019. A) 9:23–11:37 h, B) 14:18–16:15, C) 16:38–17:46. Las figuras D y E corresponden al 25 de enero del 2020, D) 13:37–15:34, E) 15:47–17:27. Contornos de la batimetría de la laguna son mostrados. Flecha marca la DSAS Teek.

Figura 13. Temperatura superficial de la laguna arrecifal Nohoch-Teek. Las figuras de la A a la C corresponden al 23 de noviembre del 2019. A) 9:23–11:37 h, B) 14:18–16:15, C) 16:38–17:46. Las figuras D y E corresponden al 25 de enero del 2020, D) 13:37–15:34, E) 15:47–17:27. Las flechas señalan la DSAS Teek.

Figura 14. Concentración de ortosilicatos superficiales de la laguna arrecifal Nohoch-Teek. A y B) 23 de noviembre del 2019. A) 9:23–11:37 h, B) 16:38–17:46. C y D) 25 de enero del 2020, C) 13:37–15:34, D) 15:47–17:27. Línea punteada marca la barrera arrecifal, la flecha la DSAS Teek.

Figura 15. Concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos observados el 23 de noviembre del 2019 (marea muerta). La columna de la izquierda corresponde a lo observado entre las 9:22–11:25 h, la columna de la derecha corresponde a lo observado entre las 16:38–17:40 h (unidades μM). La flecha indica la descarga Teek, la línea punteada próxima al océano es parte del SAM.

Figura 16. Concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos observados el 25 de enero del 2020 (marea viva). La columna de la izquierda corresponde a lo observado entre las 11:30–15:35 h, la columna de la derecha corresponde a lo observado entre las 16:00–17:27 h (unidades μM). La flecha indica la descarga Teek, la línea punteada próxima al océano es parte del SAM.

Figura 17. Comportamiento del Nitrato, Fósforo total y Silicatos en la laguna arrecifal Nohoch-Teek y el Cenote Manatí. Los círculos indican los sitios del Cenote Manatí, los triángulos indican los sitios en la laguna arrecifal Nohoch-Teek y la descarga de agua subterránea Teek. Los símbolos azules = 23 de noviembre del 2019, los símbolos rojos = el 25 de enero del 2020. Los símbolos sin relleno = muestreos realizados por la mañana, Símbolos sombreados = muestreos realizados por la tarde

Figura 18. Escalamiento Multidimensional no métrico usando distancia Euclidiana. Mostrando la distribución espacial de las estaciones. Ce1-3 indican estaciones en el cenote Manatí, A-E, G-I indican las estaciones de la laguna arrecifal Nohoch-Teek, M (mañana), T (tarde) Stres 0.146.

LISTA DE TABLAS

Tabla I. Valores de referencia para los parámetros físicoquímicos del agua superficial en el Caribe Mexicano

Tabla II. Sitios monitoreados octubre 2015–2019

Tabla III. Medias \pm desviación estándar de los parámetros físicoquímicos *in situ* de aguas costeras y continentales (C = Cenotes) registrados entre 2016 y 2019

Tabla IV. Nutrientes inorgánicos disueltos (media \pm desviación estándar) de aguas superficiales costeras y continentales (C. = Cenotes) registrados entre 2016 y 2019. Las concentraciones están reportadas en $\mu\text{M L}^{-1}$

Tabla V. Resultados del ANOVA, análisis correspondientes a los datos del 2016 y 2017

Tabla VI. Parámetros establecidos por el Criterio Ecológico 001/89. Concentraciones expresadas en $\mu\text{M l}^{-1}$

Tabla VII. Valores máximos, mínimos, promedio y desviación estándar (DS) de los parámetros físicos observados el 23 de noviembre del 2019 y el 25 de enero del 2020 en el Cenote Manatí, la descarga Teek y la laguna arrecifal Nohoch-Teek.

Tabla VIII. Valores promedio, máximos y mínimos, de los parámetros químicos observados el 23 de noviembre del 2019 y el 25 de enero del 2020 en el Cenote Manatí, la descarga Teek y la laguna arrecifal Nohoch-Teek.

Tabla IX. Flujo de nutrientes inorgánicos disueltos observados el 23 de noviembre del 2019 (marea muerta) y el 25 de enero del 2020 (marea viva) en la descarga Teek.

Tabla X. Valores correspondientes al Oxígeno disuelto (OD), temperatura, Índice de estado trófico y la proporción N:P, correspondientes al 15 de julio del 2019 entre las 10:00–14:00 h. A1-A5 = laguna arrecifal Nohoch-Teek y C1 = Cenote Manatí.

Tabla XI. Valores correspondientes al Oxígeno disuelto (OD), temperatura, Índice de estado trófico y la proporción N:P, correspondientes al 23 de noviembre del 2019 entre las 19:22–11:25 y 16:38–17:40 h, A-I = laguna arrecifal Nohoch-Teek

Tabla XII. Valores correspondientes al Oxígeno disuelto (OD), temperatura, Índice de estado trófico y la proporción N:P, correspondientes al 25 de enero del 2020 entre las 11:30–15:35 y 16:00–17:27 h, A-I = laguna arrecifal Nohoch-Teek

Tabla XIII. Bacterias fecales presentes en el Cenote Manatí y la laguna arrecifal Nohoch-Teek el 15 de julio el 23 de noviembre del 2019 y el 25 de enero del 2020.

Tabla XIV. Valores Isotópicos del $\delta^{15}\text{N}$ de muestras de octocoral colectado entre el 15 de junio del 2019 y el 25 de enero del 2020 en el SAM de la laguna de arrecife Nohoch-Teek.

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1 Resultado del análisis de permutaciones para las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos 2016-2017

GLOSARIO

Condición hidrogeológica: Características debido al tipo de roca, conductividad hidráulica (K $m\ d^{-1}$), transmisividad (T $m^2\ d^{-1}$) y el coeficiente de almacenamiento (S , adimensional).

Conductividad hidráulica: Capacidad de un medio para permitir el flujo de agua a través del mismo.

Flujo laminar: Tipo de movimiento de un fluido perfectamente ordenado, de manera que el fluido se mueve en láminas paralelas sin entremezclarse. El mecanismo de transporte es exclusivamente molecular. Ocurre a velocidades relativamente bajas o viscosidades altas.

Flujo turbulento: Tipo de movimiento de un fluido irregular, caótico e impredecible, las partículas se mueven desordenadamente y las trayectorias de las partículas se encuentran formando pequeños remolinos aperiódicos. Aparece a velocidades altas o cuando aparecen obstáculos abruptos en el movimiento del fluido.

Gradiente hidráulico: es la pérdida o cambio de energía, experimentada en cierta longitud recorrida por el agua, es decir el cambio de potencial hidráulico por unidad de longitud.

Meteorización química: Alteración de los minerales debido a reacciones químicas entre los minerales de las rocas y elementos del medio natural como, el agua cargada de soluciones minerales, y cualquier material orgánico que esté en contacto con las rocas. La alteración de las rocas genera nuevos elementos químicos.

Meteorización física: Aquella que rompe la roca intacta (macizo rocoso) en clastos no conectados o disgregados (granos o trozos), sin la intervención de efectos químicos.

Nivel piezométrico: Altura, con relación a un plano horizontal de referencia, que alcanza el agua subterránea.

Porosidad: Es la razón entre los espacios que ocupan los poros interconectados y el volumen total de la roca.

Porosidad primaria: Debido al origen y tiempo de deposición de las capas, es aquella que se desarrolla u origina en el momento de la formación o depósito del estrato

Porosidad secundaria: Se refiere a aquella constituida después de la deposición caracterizada por rocas del reservorio, calizas, o que contengan fracturas, fisuras y juntas.

Propiedad anisotrópica: Esta propiedad la adquiere un material cuando sus propiedades intrínsecas son distintas en diferentes direcciones del espacio.

Transmisividad: O trasmisibilidad: la que mide la cantidad de agua, por unidad de ancho, que puede ser transmitida horizontalmente a través del espesor saturado de un acuífero con un gradiente hidráulico igual a 1 (unitario).

Permeabilidad: Condición del medio dada por su porosidad, un material es permeable cuando tiene vacíos continuos que permiten el transporte de líquidos o gases.

RESUMEN

En el Caribe Mexicano, el intercambio de agua entre sistemas costeros y continentales, caracteriza las propiedades físico químicas del agua, como una condición altamente variable en espacio y tiempo. Durante la última década, el desarrollo poblacional y turístico ha tenido influencia en la calidad del agua, enriqueciendo el medio con materiales orgánicos e inorgánicos. Principalmente, mediante las numerosas descargas submarinas de aguas subterráneas (DSAS) presentes en el litoral. Recientemente, se ha añadido al aporte de nutrientes, la materia orgánica originada por la macroalga *Sargassum spp.*, la cual comenzó a recalar con mayor intensidad en las costas del Caribe Mexicano a mediados del 2015, con mayores picos durante el 2018 y 2019. Debido a lo anterior se evaluó la variabilidad estacional y espacial del estado de la calidad del agua entre el 2015 y el 2019, en playas y cenotes del centro y sureste del Caribe mexicano. Se examinó la variación diurna de la calidad del agua en una zona costera influenciada por una DSAS en Tulum, Quintana Roo. Entre octubre del 2015 a octubre del 2019 se midieron los parámetros físico-químicos (pH, salinidad, temperatura, oxígeno disuelto) superficiales en playas y cenotes del centro y sureste del Caribe Mexicano y se tomaron muestras de agua superficial por duplicado para analizar las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos (NO_3^- , NO_2^+ , NH_4^+ , SiO_4^{4-} , PO_4^{3-} y Fósforo total). Entre el 2016 y 2017 se colectaron muestras de pasto marino *Thalassia testudinum* para analizar el valor del $\delta^{15}\text{N}$. Mientras que, en octubre del 2019 y enero del 2020, en el Cenote Manatí y la laguna de arrecife Nohoch-Teek se colocaron sensores de presión, se realizaron lances con un mini CTD, se tomaron muestras de agua superficial por duplicado para analizar los nutrientes inorgánicos disueltos y bacterias fecales y se colectaron muestras de octocoral a ~500 m de la línea de costa para analizar el valor del $\delta^{15}\text{N}$. En el Caribe Mexicano, entre el 2016 y 2017 la composición química del agua mostró diferencias significativas estacionales (Pseudo-F = 17.5, $p = 0.0001$) y entre la Riviera Maya y Costa Maya (Pseudo-F = 35.7, $p = 0.0001$). En la Costa Maya (Mahahual y Xhahuaxtol), la composición isotópica del pasto, no mostró influencia de nitrógeno de origen antrópico, en contraste, las playas del noreste (Akumal y Tulum) sí. En estas playas, las elevadas concentraciones de nitratos y silicatos indicaron aporte de aguas subterráneas. Por otro lado, durante jun-jul-octubre del 2018 y 2019 se observó un incremento en las concentraciones de amonio y nitritos, y una disminución en la disponibilidad de oxígeno disuelto, acelerando el deterioro de la composición química del agua. Por otro lado, el 23 de noviembre del 2019 (marea muerta) y el 25 de enero del 2020 (marea viva) en el Cenote Manatí, la composición química del agua mostró influencia antrópica y de origen subterráneo (11.8 μM NH_4^+ , 105.5 μM SiO_4^{4-} y 8.11 μM NH_4^+ , 93.8 μM de SiO_4^{4-} noviembre y enero respectivamente); en la marea muerta y viva, la disponibilidad del amonio y del nitrato se comportaron de forma eu-mesotrófica, mientras que las proporciones del NID y PT señalaron al PT como compuesto limitante. En la descarga Teek, los flujos de NID fueron mayores durante la bajamar. En la laguna de arrecife Nohoch-Teek, la composición química del agua mostró un comportamiento en las concentraciones de nutrientes y salinidad similar en la marea muerta y en la marea viva. La zona noreste a la descarga Teek, mostró salinidades > 34 UPS, con concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos menores a las observadas en contraste con la región sur-sureste a la descarga Teek, en donde además de caracterizarse por la influencia del agua subterránea con salinidades superficiales < a 30 UPS, la proporción de NID fue mayor a la del PT. Es decir que, el estado de la calidad el agua mostró una variación diurna influenciada por el transporte del agua subterránea, en donde el aporte de aguas residuales se evidenció de acuerdo a los valores isotópicos ($\delta^{15}\text{N} > 6 \text{‰}$) del octocoral. En conclusión la composición química del agua en el Caribe Mexicano es altamente variable, dependiente del efecto antropico, estacional y eventos atípicos como las arribaciones masivas de *Sargassum spp.* De forma particular, en aquellos sitios con DSAS, la composición química también se verá afectada por la intrusión de agua originada en el acuífero subterráneo, la cual depende del comportamiento diurno de la marea.

ABSTRACT

In the Mexican Caribbean, water exchange between coastal and continental marine systems characterizes the physical-chemical properties of water as a highly variable condition in space and time. Influenced by population and tourist development, which, during the last decade, has enriched the environment with organic and inorganic materials. Mainly, through the numerous submarine groundwater discharge (SGD) present on the coast. Recently, the organic matter originated by the macroalgae *Sargassum spp.*, which began to land with greater intensity on the coasts of the Mexican Caribbean in mid-2015, with higher peaks during 2018 and 2019, has been added to the nutrient supply. To the above, the seasonal and spatial variability of the state of water quality between 2015 and 2019 was evaluated in beaches and cenotes of the central and southeastern Mexican Caribbean, and diurnal variations of water quality were examined in a Coastal zone influenced by a SGD in a coastal zone of Tulum, Quintana Roo. Between October 2015 and October 2019, the physical-chemical parameters (pH, salinity, temperature, dissolved oxygen) were measured in situ on beaches and cenotes in the center and southeast of the Mexican Caribbean. Surface water samples were taken in duplicate to analyze the concentrations of dissolved inorganic nutrients (NO_3^- , NO_2^+ , NH_4^+ , SiO_4^{4-} , PO_4^{3-} y Total phosphorus). Between 2016 and 2017, samples of seagrass *Thalassia testudinum* were collected to analyze the value of $\delta^{15}\text{N}$. While, in October 2019 and January 2020, in the Manatí Cenote and the Nohoch-Teek reef lagoon, pressure sensors were placed, and measurements were made with a mini CTD, surface water samples were taken in duplicate to analyze the dissolved inorganic nutrients and fecal bacteria, octocoral samples were collected at ~ 500 m from the coastline to analyze the value of $\delta^{15}\text{N}$. In the Mexican Caribbean, between 2016 and 2017 the chemical composition of the water showed seasonal significant differences (Pseudo-F = 17.5, $p = 0.0001$) and between the Riviera Maya and Costa Maya (Pseudo-F = 35.7, $p = 0.0001$). In the Costa Maya (Mahahual and Xhahuaxyol), the isotopic composition of the seagrass did not show the influence of nitrogen of anthropic origin, in contrast, the northeast beaches (Akumal and Tulum) did. In these beaches, the high concentrations of nitrates and silicates indicated groundwater input. On the other hand, during Jun-Jul-October 2018 and 2019 an increase in the concentrations of ammonium and nitrites was observed, and a decrease in the availability of dissolved oxygen, accelerating the deterioration of the chemical composition of the water. However, on November 23, 2019 (neap tide) and on January 25, 2020 (spring tide), in Cenote Manatí the chemical composition of the water showed anthropic and groundwater influence ($11.8 \mu\text{M NH}_4^+$, $105.5 \mu\text{M SiO}_4^{4-}$, and $8.11 \mu\text{M NH}_4^+$, $93.8 \mu\text{M SiO}_4^{4-}$ November and January respectively); In neap and spring tide, the availability of ammonium and nitrate behaved in a eu-mesotrophic way, while the proportions of NID and PT indicated PT as a limiting compound. At the Teek discharge, NID fluxes were higher at low tide. In the Nohoch-Teek reef lagoon, behavior in nutrient concentrations and salinity in neap and spring tides were similar. The northeast zone to the Teek discharge, showed salinities > 34 UPS, with concentrations of dissolved inorganic nutrients lower than those observed in contrast to the south-southeast region to the Teek discharge, where in addition to being characterized by the influence of groundwater with salinities superficial < 30 UPS, the proportion of NID was higher than of PT. In other words, the state of water quality showed a diurnal variation influenced by the transport of SGD, where the contribution of wastewater was evidenced according to the isotopic values ($\delta^{15}\text{N} > 6 \text{ ‰}$) of the octocoral. In conclusion, during the analyzed period the chemical composition of water in the Mexican Caribbean were highly variable, dependent on the anthropic and seasonal effects and atypical events such as the massive influx of *Sargassum spp.* In particular, in those sites with SGD inputs, the chemical composition will also be affected by the intrusion of water originating in the underground aquifer, which depends on the diurnal behavior of the tide.

INTRODUCCIÓN

ACUIFEROS CÁRSTICOS Y SU INTERACCIÓN CON LA COSTA

1. El carst

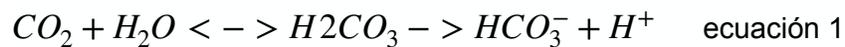
Del 100 % del agua disponible en la tierra, sólo el 2.5 % corresponde a agua dulce. De la cual el 69.6 % se encuentra en los glaciares, 0.3% en los ríos y el 30.1 % en agua subterránea. En su mayoría el agua subterránea proviene de acuíferos subterráneos cársticos que cubren ~ 20 % de la superficie de la tierra, proveyendo ~ 50 % del agua mundial (Ford y Williams 2007). La mayor cobertura cárstica, es decir, suelos compuestos por rocas sedimentarias carbonatadas (calcita, dolomita, aragonita) se distribuye en regiones tropicales y latitudes medias (Waele 2016), con las mayores coberturas en: China ~30 %, Europa ~30 % y Estados Unidos ~20 % (Jarvie et al., 2014) (Fig.1). La meteorización química y física de la roca surgen por una combinación de alta solubilidad de la roca ante un medio ligeramente ácido y a una porosidad secundaria (fracturas) bien desarrollada, proporcionando una hidrología característica conformada por cuevas, fracturas, fisuras, dolinas y descargas submarinas de aguas subterráneas (DSAS) (Ford y Williams 2007; Gilli y Fandel 2011), las cuales permiten el intercambio de agua entre el continente y el océano.

2. Acuíferos carbonatados costeros

La génesis de las rocas carbonatadas se divide en dos: a) rocas sedimentarias detríticas y b) rocas calizas autóctonas. Esta última es un proceso común, en donde el carbonato de calcio ($\text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-}$) es fijado por organismos, dando origen al sedimento carbonatado (Gilli y Fandel 2011). La morfología cárstica se ve restringida por la porosidad y la permeabilidad de la roca, es decir, por su composición química y tamaño de partícula (Worthington et al., 2000; Gilli y Fandel 2011). El calcio al ser el ion en mayor proporción en el agua de mar (400 mg l^{-1}) y entrar en contacto con el HCO_3^- disponible debido a la mezcla de CO_2 disuelto o atmosférico con el agua, forma $\text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-}$. En las siguientes ecuaciones se describe la reacción del CO_2 en el agua (Ec. 1-2) (Gilli y Fandel 2011). En donde las sales ácidas (bicarbonato) derivadas del ácido carbónico (H_2CO_3) contienen el ion bicarbonato (HCO_3^-).



Figura 1. Zonas costeras Cársticas: 1) Canadá, Bahía de Baffin (Nunavut), 2) Canadá, Bahía Hudson (Ontario, Manitoba), 3) Canadá, (San Juan, Nuevo Brunswick), 4) Alaska, 5) Columbia Británica, 6) Hawaii, 7) Golfo de México (Florida, USA Mérida, México), 8) Mar Caribe (Quintana Roo, Belice, Cuba, Jamaica, Puerto Rico), 9) Brasil, Rio Grande del Norte, 10) Brasil, Minas Gerais, 11) Senegal, 12) Gabón, 13) Sudáfrica, KwaZulu Natal, 14) Madagascar, 15) Golfo Pérsico (Qatar, Arabia Saudita, Kuwait, Irán), 16) India, Gujarat, 17) Tailandia, Malasia, 18) Indonesia, 19) Australia, 20) Indonesia, 21) Filipinas, 22) Taiwán, 23) Vietnam, 24) Mar Mediterráneo (Italia, Croacia, Francia, España), 25) Portugal, 26) Irlanda, 27) Reino Unido, 28) Estonia, 29) Noruega.



Particularmente, en ambientes costeros el agua será una vía esencial para las formaciones cársticas, en donde la precipitación y la intrusión salina, como los elementos estructurales principales. Ya que el agua que se integra al acuífero mediante las precipitaciones, ingresa con un pH de 5.0–5.5 (Pacheco et al. 2018), que al entrar en contacto con la roca, liberará bicarbonato de calcio. Esta roca meteorizada permitirá a las aguas superficiales su filtración por las fisuras o grietas, disolviéndose con el paso del tiempo hasta crear cuevas o conductos subterráneos (Gili y Fandel 2011). Por otro lado, la interacción entre el agua de origen

continental y marina, ocasionará una serie de reacciones químicas y físicas debido a la mezcla de aguas saturadas con carbonato de calcio, las cuales incrementaran la permeabilidad (Worthington et al., 2000), ocasionando mayor disolución (Sawyer et al., 2016) dando como resultado un agua subsaturada con respecto al mineral (calcita y/o dolomita). Es decir que los procesos de carstificación se llevaran a cabo más rápido (Sawyer et al., 2016; Worthington et al., 2000; Gilli y Fandel 2011; Waele 2016). La estimación de la tasa de disolución de la roca caliza es aproximadamente de 5 mm cada cien años, sin embargo, los cambios en el pH debido al CO_2 disuelto, la precipitación y la intrusión de agua marina, puede acelerar la tasa de disolución (Fig. 2) (Gilli y Fandel 2011).

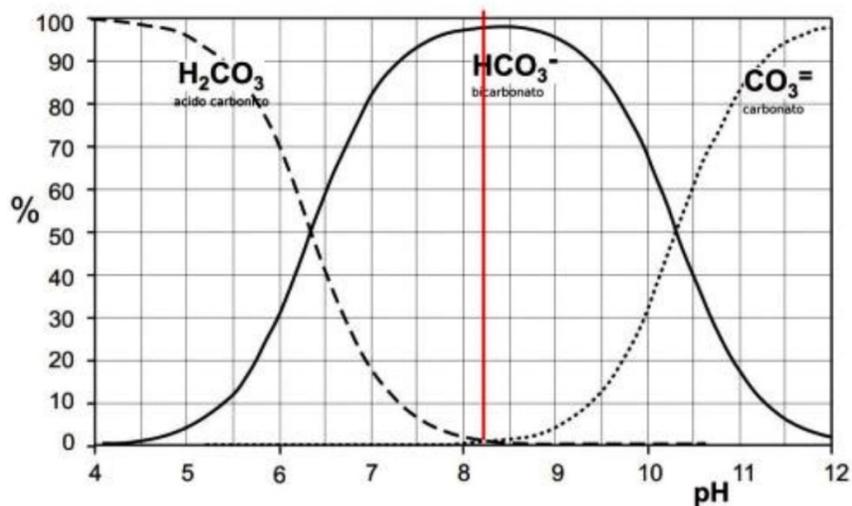


Figura 2. Comportamiento de las diferentes especies de carbono bajo cambios de pH en el agua, diagrama de equilibrio de Tillmans y Heunsblein (1912). La línea roja indica el valor de pH promedio del agua marina.

2.1 Descargas submarinas de aguas subterránea

Los acuíferos costeros de zonas cársticas se encuentran conectados hidráulicamente con las aguas costeras (Knee y Paytan 2011; Parra et al., 2015) mediante conductos (ojos de agua) o fisuras (Slomp y Van Cappellen 2004) permitiendo el flujo de agua entre la tierra-océano. A través de las descargas submarinas de aguas subterráneas que de aquí en adelante se denominarán con el acrónimo DSAS (Fig. 3). La mezcla entre el agua continental y marina debido a las diferentes densidades, temperaturas, pH y material particulado y disuelto determinará procesos químicos, físicos y biológicos particulares. Modulados por la variación del nivel de presión entre el mar y el nivel piezométrico del acuífero (Li y Barry 1999; Burnett et al., 2006; Taniguchi et al., 2002; Zektser y Dzhamalov 2007; Lecher y Mackey 2018).

Por lo anterior, las DSAS aportan dos componentes a la zona costera: el agua dulce subterránea, y agua de mar recirculada (Taniguchi et al., 2002). Ésta última constará de tres modulantes: 1) El agua recirculada debido al oleaje, 2) el agua recirculada debido a la marea y 3) el agua recirculada impulsada por las densidades de las masas de agua (Vassilios 2006).

2.2. Patrón fisicoquímico de las Descargas Submarinas de Aguas Subterráneas

Los flujos de las DSAS presentan registros que varían en diferentes escalas temporales y espaciales dependiendo de las características climáticas i.e. sequía y lluvia, las condiciones hidrogeológicas del cárst, la profundidad de la descarga, las condiciones oceanográficas, el gradiente de presión entre el acuífero y el mar y del contraste de densidades (Valle-Levinson et al., 2011; Knee y Paytan 2011; Parra et al., 2016). En donde la velocidad ascendente del chorro originado en la DSAS será influenciado por la gravedad, la flotabilidad y la inercia (Fischer et al., 1979).

Por lo regular, los mayores flujos de las DSAS se observan durante la marea baja, cuando el gradiente hidráulico entre el nivel freático del acuífero y la altura de la superficie del mar es más acentuado, y durante la marea viva, en comparación con la marea muerta (Taniguchi 2002; Knee y Paytan 2011). Es decir que, cuando el gradiente hidráulico entre el nivel freático del acuífero y el nivel del mar sea negativo, el agua presentará un flujo preferente hacia el continente, conocido como “intrusión de agua marina” , mientras que a mayor altura en el nivel freático del acuífero con respecto al nivel del mar, el flujo preferencial será positivo (Taniguchi 2002; Vera et al., 2012; Levinson et al., 2011; Parra et al., 2014, 2015). En cuanto a la influencia de las variaciones estacionales, se han observado los mayores flujos durante las temporadas de mayor precipitación, con respecto a temporadas de sequías (Young et al., 2008).

Por otro lado, el alcance que tendrán las DSAS dependerá de varias componentes: el tipo de la descarga, fisuras y/o conductos la profundidad de la descarga, la hidrodinámica de la costa, las condiciones climáticas y el contraste de densidades (Knee y Paytan 2011; Vera et al., 2012; Valle-Levinson et al., 2011; Parra et al., 2015). Diversos estudios que han aplicado modelos numéricos, en acuíferos homogéneos, indican que las DSAS decrecen exponencialmente al alejarse de la costa (Taniguchi et al., 2002). Sin embargo, en acuíferos cársticos heterogéneos, las rutas de flujo que descargan en la costa pueden presentarse a decenas de metros o kilómetros de distancia afuera de la línea de costa.

2.3 Zona de mezcla

Los estuarios subterráneos denominados por Moore (1999) son sitios altamente dinámicos en donde los procesos físicos y las transformaciones químicas y biológicas que ocurren son

particulares, influenciadas por la interacción de aguas con diferentes densidades: agua dulce (1000 kg/m^3) y marina (1027 kg/m^3). El área límite, entre las densidades de cada líquido se denominará zona de interfase o dispersión, asumiendo una transición del agua dulce a salada, i.e. agua salobre (Purwoarminta et al., 2018).

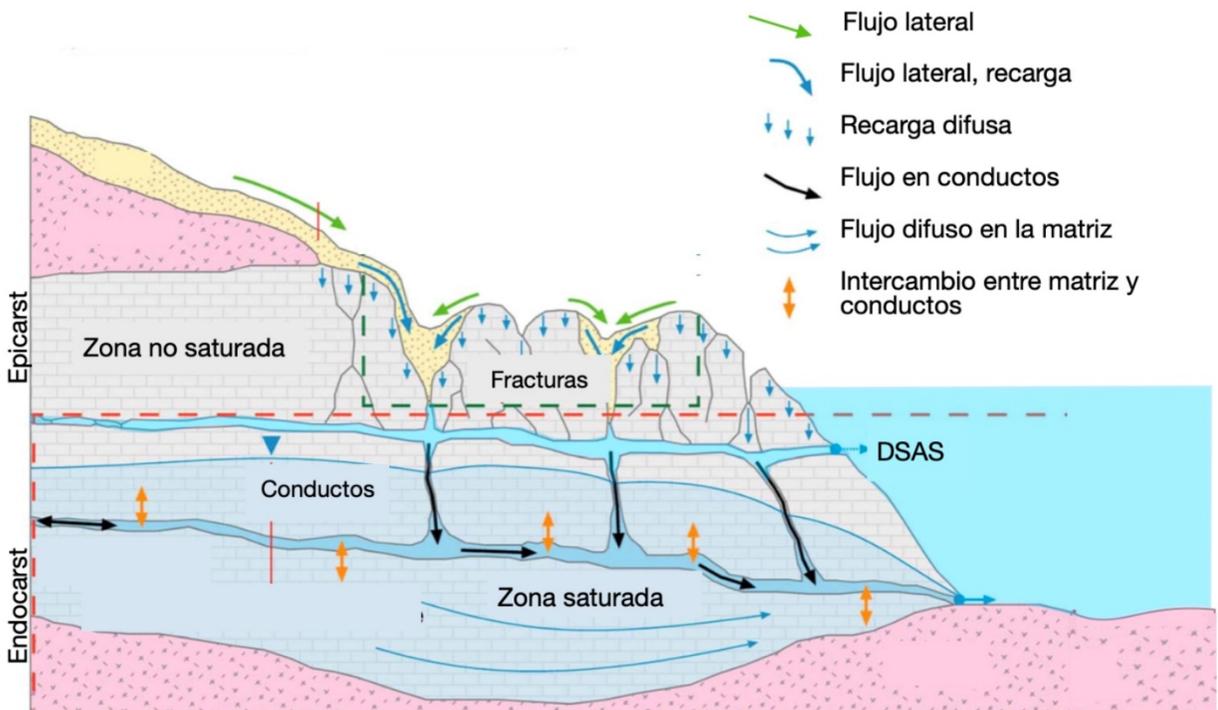


Figura 3. Corte transversal de un acuífero costero cárstico, modificado de Hartman et al., (2014).

La diferencia de densidades en este tipo de sistema tiende a mantener la estratificación entre el acuífero y la laguna arrecifal (Dyer 1997). Se estima que, del agua vertida mediante las DSAS, más del 70 % corresponde a agua marina recirculada, impulsada principalmente por el oleaje y las mareas. Además, Smith y Turner (2001) observaron que el transporte impulsado por la densidad funciona como mecanismo de recirculación de nutrientes disueltos. Es decir que la disposición y asimilación de los nutrientes aportados por las DSAS estarán estrechamente relacionados con los cambios de densidades y el impulso generado por el oleaje y las mareas.

En una zona de mezcla podemos encontrar zonas altamente estratificadas, es decir que el caudal del agua dulce predominará sobre la intrusión salina y sobre el movimiento de las mareas, dejando una haloclina bien definida sobre la horizontal, en donde el agua dulce, al ser menos densa que el agua salada, fluirá sobre la superficie. Por otro lado, también se pueden presentar zonas parcialmente mezcladas, éstas se presentarán cuando la marea sea

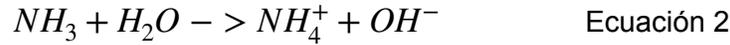
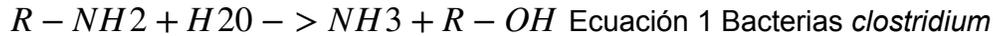
significativa (pleamar y bajamar). La energía involucrada en estos movimientos se disipará con la fricción del fondo, es decir, en la marea viva se incrementarán los cambios turbulentos del agua, disminuyendo la estratificación (Farreras 2006). En sistemas hidrológicamente activos, la dimensión de la zona de mezcla puede variar desde 1 m² hasta varios km², ya sea tierra adentro como mar adentro (Null et al., 2014; Oehler et al., 2017).

A medida que el material disueltos y el material particulado son intercambiados entre las aguas subterráneas y costeras, y un oxidante como el oxígeno disuelto, reacciona con los minerales presentes en la mezcla (ejem. silicatos de fierro II, pirita), ésta se vuelve reductora ante las elevadas concentraciones de nitratos, característico de las aguas subterráneas (Slomp y Cappellen 2004; Zektser y Dzhamalov 2007). La mezcla del agua representará una dinámica química cambiante espacial y temporal, que impulsará la remineralización bajo condiciones redox particulares, ya que dependerán del tiempo de recambio del acuífero, el tiempo de recarga, la disponibilidad de oxígeno disuelto, la materia orgánica lábil, el pH y la actividad microbiana (Slomp y Cappellen 2004). La magnitud y proporción del NID y PID que ingresan al sistema de aguas costeras se encontrarán ligados a los procesos de oxidación y reducción que ocurren en la zona de mezcla. Estos procesos transcurrirán en escalas de tiempo de minutos (reacciones redox) hasta años (sumidero de fósforo). Sin embargo, cuando estos nutrientes, naturales o antropogénico, llegan a las aguas costeras pueden influenciar, de manera importante, a los florecimientos algales y generar cambios en la estructura de la comunidad bentónica (Anderson et al., 2002).

2.4 Nitrógeno inorgánico disuelto (NID)

Las fuentes naturales del nitrógeno (N) son la fijación del N atmosférico y la materia orgánica originada en los manglares; mientras que las fuentes antropogénicas son los fertilizantes y las aguas residuales (Slomp y Cappellen 2004). En las zonas de mezcla costera la continua salinización genera cambios transitorios en la química del agua debido al intercambio de cationes. Los flujos de nitrógeno estarán fuertemente influenciados por la tasa de flujo y las características redox del agua dulce y del agua de mar (CITA). En aguas subterráneas, el nitrógeno se encuentra en su forma más estable como nitrato (NO₃⁻) (Galloway et al., 2004). La oxidación del nitrógeno en la zona de mezcla ya sea a partir de N orgánico (R-NH₂) o gaseoso (N₂), también será definido por las condiciones redox, bajando condiciones aeróbica o anaerobia. Debido a la constante intrusión de agua salada rica en oxígeno disuelto y materia orgánica lábil, el nitrógeno orgánico será asimilado por bacterias aeróbicas con el fin de obtener ion amoníaco, (NH₃, ecuación 1), el cual a través de la amonificación será procesado a ion amonio (NH₄⁺), útil para los seres vivos, o bien para ser transformado a ion nitrato (NO₃⁻) (Galloway et al., 2004).

Una vez en forma de amonio, las bacterias anaerobias asimilaban la molécula (por el proceso de nitrificación), para dar como resultado al ion nitrito (NO_2^-), y posteriormente al ion NO_3^- .



Es importante considerar que la intrusión de agua marina, además de incrementar la disponibilidad del oxígeno disuelto, aumentará la temperatura del agua y la disponibilidad de materia orgánica lábil, incrementando la remineralización del nitrógeno al nitrato ya presente en aguas subterráneas (Galloway et al., 2004; Pain et al., 2019).

En suelos cársticos, la nitrificación bacteriana influirá en el pH del agua, generando condiciones ligeramente ácidas, que pueden diluir carbonatos. Otro proceso que ocurre en esos sistemas, debido a una rápida y continua intrusión salina, es la desnitrificación, culminando con el ciclo del N. La intrusión y mezcla de agua marina, como ya se ha mencionado, será una fuente importante de materia orgánica lábil, la fracción de ésta que no se aproveche por bacterias aeróbicas, será sedimentada, propiciando sitios anóxicos, en los cuales, las bacterias anaeróbicas tomarán el NO_3^- y lo transformarán a N_2 , el cual regresará a la atmósfera (Pain et al. 2019).



Las variaciones en el tiempo y el espacio para los procesos de amonificación-nitrificación-desnitrificación, dependen de una cantidad de variables. Slomp y Capellen (2004) observaron que el tiempo de residencia de la zona de mezcla y el tiempo de reacción disponible son esenciales para el estado de oxidación de cada especie química del nutriente, el cual puede variar en cuestión de minutos.

2.5 Fósforo

Al igual que el NID, las concentraciones y flujos del fósforo inorgánico disuelto (PID) transportados, a través de las aguas subterráneas, hasta la zona costera se encuentra mediado por las tasas de flujo y las características redox (Slomp y Cappellen 2004). Su disponibilidad en relación con otros elementos biológicamente requeridos es limitada. Como resultado de eso, los sistemas de lagunas arrecifales generalmente muestran una limitación por el PID (Fourqurean et al., 1992; Lapointe y Clark 1992).

En las zonas de mezcla, el fósforo se encuentra en forma de PO_4^{3-} con concentraciones de lo indetectable hasta $3.3 \mu\text{M}$ (Zektser y Dzhamalov 2007). La materia orgánica sedimentaria que se encuentre depositada capturará al fósforo. En sistemas carbonatados, la disponibilidad del fósforo se encontrará limitada por la composición de los sedimentos, el ion PO_4^{3-} bajo condiciones óxicas será rápidamente absorbido por el sedimento, precipitándose con el Ca, Al o Fe (calcio, aluminio y hierro) resultando en su forma menos accesible como: $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$, $\text{Al}(\text{PO}_4) 2\text{H}_2\text{O}$ y $\text{Fe}(\text{PO}_4) 2\text{H}_2\text{O}$, respectivamente, (Slomp y Cappellen 2004).

El P es liberado por procesos diagenéticos o por resuspensión del sedimento. Estos procesos dependen de la turbulencia del medio y la saturación y supersaturación de las aguas con respecto a la calcita y apatita (Slomp y Cappellen 2004). Las aguas supersaturadas absorben el ion fosfato, en contraste, las aguas saturadas promueven la disolución de la roca, lo que eventualmente lo libera a la columna de agua, para ser usado por los organismos.

El fosfato liberado es absorbido por bacterias, macro y micro algas, finalmente una fracción de este, se precipitará en el sedimento en forma de mineral poco soluble. El resto de la fracción se mineralizará (Davis y Liman 2010; Moore 2014). Al formar parte del sedimento, los procesos bacterianos, si no está limitada en carbono, liberará PO_4^{3-} y los enlaces generados con Fe se reducirán por bacterias anaerobias (Rhodocyclus). Sin embargo, el constante intercambio de agua salada precipitará nuevamente el ion PO_4^{3-} (Slomp y Cappellen 2004; Moore 2014). Al menos que exista una fuente de hierro que ayude a disolver el óxido de Hierro presente en los suelos cársticos, ocasionado la liberación del fósforo en la columna de agua.

Las interacciones de adsorción del fósforo con los sedimentos hacen de ellos una fuente y sumidero neto del fósforo, esta adsorción se ha considerado como la principal causa de limitación de fósforo para la productividad primaria. De la misma forma que el NID, las concentraciones del PID pueden o no estar disponibles para el aprovechamiento biológico.

3. Caribe Mexicano

3.1 Geohidrología

Los sedimentos expuestos de la Península de Yucatán emergieron desde el Cenozoico (Worthington et al. 2000). El sureste de la Península de Yucatán (Estado de Quintana Roo) se caracteriza por un bajo relieve, con un paisaje dominado por la topografía cárstica, conformada por rocas carbonatadas, evaporíticas y clásticas, que han dado lugar a la formación de un sistema subterráneo de agua interconectado entre cavernas conductos y fisuras con una alta porosidad primaria (Beddows 2002; Gondwe et al., 2010). La porosidad de los suelos presentará una alta variabilidad sobre el eje vertical (profundidad), observándose las mayores porosidades a mayor profundidad. Harris (1984) calculó que los rangos de porosidad pueden encontrarse entre 14–50 %. Las zonas de fracturas que atraviesan el sureste de la península

son: la línea de falla de la Sierrita de Ticul, la fractura de Holbox, la zona de falla del Río Hondo y la falla de la Libertad (Bauer-Gottwein et al., 2011).

El acuífero subterráneo descarga e intercambia agua con el mar adyacente (Mar Caribe) mediante descargas de aguas subterráneas que se encuentra en el lecho marino de dos formas: fisuras (difícilmente detectables) y conductos “ojos de agua”. Las estimaciones realizadas por Hanshaw y Back (1980) sugieren que la Península de Yucatán descarga $23,500 \text{ m}^3 \text{ km}^{-1} \text{ d}^{-1}$. El efecto de las descargas del acuífero puede tener un alcance de metros a kilómetros mar adentro (Valle-Levinson et al., 2011). Mientras que, la intrusión de agua marina puede llegar a observarse hasta ~ 1 kilómetro tierra adentro (Beddows et al., 2007).

En la región sureste y sur, la presencia de bosques y/o pantanos inundables y cenotes, indica una hidrogeología diferente, con mayor permeabilidad que la región noreste de la Península. La presencia de cenotes también refleja permeabilidad en la subsuperficie y una alta porosidad (0.4 ± 0.3). El flujo preferencial subterráneo es en dirección sureste a noreste (Gondwe et al., 2010; Leal-Bautista et al., 2013; Saint-Loup et al., 2018). Siguiendo las depresiones paralelas a la costa del Caribe con alineación NNW-SSE (Beddows 2004; Leal-Bautista et al., 2013). De acuerdo con Null et al., (2014) en la región costera del sureste y sur se observa un mayor flujo de agua subterránea ($2.58\text{--}11.1 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) con respecto a la región norte ($0.28\text{--}0.88 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$).

Los ecosistemas cársticos costeros, son extremadamente vulnerables ante la contaminación debido a la rápida filtración y a la limitada capacidad para retener contaminantes (Gondwe et al., 2010). Las características químicas del agua del Caribe Mexicano son propias de aguas oligotróficas, sin embargo, el transporte de materiales originados en el continente han propiciado cambios, en la tabla 1 se resumen las propiedades físico químicas de diferentes tipos de agua registrados para el Caribe mexicano entre los años 2002– 2020.

3.2 Clima

El clima del Caribe Mexicano es cálido, de húmedo a subhúmedo (Merino Ibarra y Otero Dávalos, 1991), caracterizado por tres temporadas definidas por los patrones de viento y la temperatura del aire: secas, lluvias y “nortes” (Carrillo et al., 2009; Parra et al., 2014).

El periodo de la temporada de secas (124 mm) abarca de marzo a mayo, los vientos son predominantemente vientos alisios del este. ($3\text{--}9 \text{ m s}^{-1}$). El periodo de lluvias (656 mm) abarca de junio a octubre. Entre noviembre y febrero, la zona se caracteriza por la presencia de frentes fríos llamados localmente como “Nortes, la precipitación disminuye a la mitad (321 mm) esta temporada se diferencia del resto debido al cambio en la magnitud y dirección del viento (Parra et al., 2014). El promedio anual de lluvia oscila entre 1464 mm.

Tabla I. Valores de referencia para los parámetros físico químicos del agua superficial en el Caribe Mexicano

Sitio	Año (Temporada)	Tipo de Agua	Salinidad	Temperatura (°C)	OD mgL ⁻¹	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻	SiO ₄ ⁻	Referencia
Puerto Morelos	2002 (marzo)	DSAS	ND	ND	ND	1.20	0.92	0.07	0.99	1.52	ND	Carruthers et al. 2005
		Costa	ND	ND	ND	3.42	1.57	0.04	1.61	1.26	1.50	
Tulum	2004 (noviembre)	Costa	34.5	26.0	7.30	6.40	12.1	0.36	12.5	3.60	ND	De la Lanza Espino et al. 2006
			2005 (marzo)	37.1	27.3	7.30	LD	LD	LD	-	1.90	
Bahía Akumal	2005 (agosto)	Costa	32.7	29.3	6.70	LD	1.4	LD	-	0.32	ND	De la Lanza Espino et al. 2006
			2005 (marzo)	33.3	27.1	10.5	5.00	LD	LD	-	0.90	
Bahía Akumal	2005 (agosto)	Costa	33.6	29.8	6.50	LD	LD	LD	-	3.20	ND	Mutchler et al. 2007
			2005 (mayo-junio)	36.5	29.9	ND	1.50	3.39±5.30	ND	-	0.25	
Cenote Manatí		Salobre	11.6	26.0	ND	0.90	73.5 ± 10.9	ND	-	0.43	ND	Medina Esquilano 2008
Bahía Akumal	secas	Costa	35.3	27.7	5.40	LD	2.10	0.20	2.30	0.60	ND	
Bahía Akumal	lluvias		35.1	31.4	4.60	1.50	3.50	0.10	3.60	0.20	ND	
Tulum	nortes	Costa	35.08	30.4	4.80	3.30	5.00	0.07	5.07	0.60	ND	Medina Esquilano 2008
			34	26.7	4.60	LD	28.5	0.14	28.6	0.30	ND	
Tulum	lluvias	Costa	35.3	29.9	3.80	1.80	40.7	0.14	40.8	2.23	ND	Mutchler et al. 2010
			34.3	30.0	4.20	4.10	23.5	0.14	23.6	1.10	ND	
Bahía Akumal	2007 (mayo-junio)	Costa	37.1 ± 0.90	28.8 ± 0.40	5.50 ± 0.50	LD	1.70 ± 2.20	ND	-	ND	ND	Mutchler et al. 2010
Cenote Manatí		Salobre	11.1 ± 0.20	25.8	2.90 ± 1.70	LD	85.1 ± 10.1	ND	-	ND	ND	
Puerto Morelos	2006 (octubre)	DSAS	25.7 ± 0.28	26.7 ± 0.08	ND	9.70 ± 1.01	0.16 ± 0.02	0.06	0.22	0.77 ± 0.07	27.3 ± 1.30	Hernández Terrones et al. 2010
		Costa	33.5 ± 0.03	28.7 ± 0.14	ND	0.02	0.22 ± 0.03	0.06	0.28	0.41 ± 0.07	2.70 ± 0.10	
Puerto Morelos	2009 (enero)	DSAS	27.8	ND	ND	12.5 ± 18.1	1.00 ± 2.30	0.10 ± 0.10	1.10	0.50 ± 0.20	15.4 ± 11.8	Null et al. 2014
		Costa	35.9	ND	ND	2.70 ± 1.50	1.60 ± 6.20	0.20 ± 0.30	1.80	0.20 ± 0.10	1.50 ± 0.30	
Sian Kaan	2009 (octubre)	DSAS	16.5	ND	ND	0.90 ± 0.80	9.40 ± 13.1	0.3 ± 0.30	9.70	0.60 ± 0.10	51.8 ± 28.5	Null et al. 2014
		Costa	31.2	ND	ND	0.60 ± 0.40	9.30 ± 4.30	0.30	9.60	0.50 ± 0.10	5.10 ± 2.70	
Xcalak	2009 (enero)	DSAS	16.6	ND	ND	10.6 ± 4.30	0.20 ± 0.20	0.10	0.30	0.50 ± 0.20	28.6 ± 9.20	Hernández-Terrones et al. 2015
		Costa	32.0	ND	ND	1.80 ± 1.20	0.70 ± 1.00	0.10	0.80	0.20	5.40 ± 14.1	
Bahía Akumal	2008 (Mensual)	Costa	36.0	28.7	ND	13.8	2.60	1.50	4.10	0.40	5.90	Hernández-Terrones et al. 2015
Cenote Encantado	2017 (marzo)	Subterránea	ND	ND	ND	ND	396	ND	-	3.50	LD	Saint-Loup et al. 2018

Continuación Tabla I

Sitio	Año (Temporada)	Tipo de Agua	Salinidad	Temperatura (°C)	OD mgL ⁻¹	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻	SiO ₄	Referencia
CAPA 30	2017 (abril)	Pozo publico	ND	ND	ND	ND	42.1	ND	-	1.90	10.0	
Nevi	2017 (abril)	Pozo privado	ND	ND	ND	ND	1,814	ND	-	17.0	282	Saint-Loup et al. 2018
Punta Caracol, Pto. Morelos	mayo 2018	45–480 m	ND	ND	1.90–4.20	4.6–8.8	ND	ND	ND	3.90–6.12	ND	Rodríguez-Martínez et al. 2019
	febrero 2018	Costa	ND	ND	ND	1.62 ± 0.11	ND	ND	4.57 ± 0.54	2.74 ± 0.4	ND	
Isla Blanca	mayo 2018	Costa	ND	ND	ND	0.9 ± 0.12	ND	ND	2.48 ± 0.14	0.76 ± 0.09	ND	
	febrero 2018	Costa	ND	ND	ND	3.42 ± 0.44	ND	ND	7.35 ± 0.94	2.92 ± 0.28	ND	
Puerto Juarez	mayo 2018	Costa	ND	ND	ND	1.38 ± 0.29	ND	ND	2.77 ± 0.63	0.84 ± 0.08	ND	Pérez-Gómez et al. 2020
	febrero 2018	Costa	ND	ND	ND	2.27 ± 0.34	ND	ND	6.6 ± 1.06	2.90 ± 0.28	ND	
Puerto Morelos	mayo 2018	Costa	ND	ND	ND	1.05 ± 0.06	ND	ND	2.84 ± 0.21	0.74 ± 0.08	ND	
Tulum, playa Mirador		Costa	34.8 ± 0.62	30.4	4.30 ± 0.10	0.32 ± 0.09	9.07 ± 1.24	0.45 ± 0.35	ND	0.38 ± 0.20	ND	
Akumal, Playa Blanca		Costa	33.6 ± 2.78	31.4 ± 0.30	4.40	17.34 ± 5.46	1.50 ± 0.65	-	ND	4.61 ± 0.38	ND	
Playa del Carmen	septiembre 2018	Costa	34.6 ± 0.21	30.7 ± 0.10	4.80 ± 0.20	0.65 ± 0.21	1.08 ± 0.40	0.46 ± 0.40	ND	0.14 ± 0.03	ND	Vázquez-Delfín et al. 2021
Puerto Morelos		Costa	30.0 ± 4.63	28.7 ± 0.20	2.10 ± 0.70	0.54 ± 0.34	0.61 ± 0.06	-	ND	0.77 ± 0.12	ND	
Playa Coral		Costa	35.2 ± 1.53	310 ± 0.10	0.10 ± 0.10	5.63 ± 2.43	3.80 ± 4.95	0.38 ± 0.41	ND	1.33 ± 0.32	ND	
Playa Delfines		Costa	37.0 ± 0.04	29.7	4.70 ± 0.10	0.31 ± 0.76	1.13 ± 0.49	-	ND	0.43 ± 0.25	ND	
Puerto Morelos	2014 (bimensua)	> 0.2–0.5 km	ND	ND	ND	ND	ND	ND	7.2 ± 0.15	1.70 ± 0.08	ND	González de Sayas et al. 2020

El nivel piezométrico del acuífero incrementará al paso de las tormentas tropicales, huracanes o precipitación significativa, recargando el acuífero. Una estimación de la recarga del acuífero es complicada debido a la gran variabilidad espacial de las propiedades geohidrológicas (porosidad, transmisividad). Bauer-Gottwein et al., (2011) estimaron para toda la Península un promedio de recarga de 0.79 ± 0.70 mm d⁻¹, consideremos que el agua subterránea se distribuye en descargas submarinas, el bombeo para uso antrópico y la evapotranspiración freática (Bauer-Gottwein et al., 2011). Cerca a la costa, las tasas de evapotranspiración exceden las tasas de precipitación, debido a la cercanía del nivel freático del acuífero con la superficie del suelo.

3.3 Hidrodinámica de la zona costera

Los estudios sobre hidrodinámica en las zonas costeras del Caribe Mexicano son escasos (Coronado et al., 2007; Enríquez et al., 2012; Romero-Sierra et al., 2018). La corriente de Yucatán fluye hacia el norte a lo largo de la estrecha plataforma continental; durante los vientos alisios, las aguas superficiales son transportadas dentro de las lagunas arrecifales las cuales están delimitadas por la barrera arrecifal Mesoamericana localizada los primeros 100–1000 m a partir de la línea de costa. La zona costera del Caribe Mexicano presenta un régimen de micromareas con amplitudes menores a 0.4 m, predominancia semidiurna.

Las descargas de aguas subterráneas en forma de fisuras y ojos de agua se encuentran presentes a lo largo de toda la línea de costa. De acuerdo con Parra et al., (2014), la DSAS Pargos en Puerto Morelos tiene una influencia insignificante en causar baroclinicidad, es decir que las isobaras e isopícnas son poco afectadas, manteniéndose paralelas. En Puerto Morelos se han registrado variaciones semidiurnas en las velocidades (-0.25 y 0.33 m s⁻¹) de descarga en una DSAS, con variaciones de forma inversa con la marea. En donde los valores máximos de descarga se observaron durante la bajamar de una marea viva (0.2 m s⁻¹) y los mínimos durante la pleamar (-0.05 – 0.15 m s⁻¹) registrando inversiones de flujo (intrusión de agua marina al acuífero) (Parra et al., 2015).

La circulación en una laguna arrecifal es ocasionada por una serie de forzantes el oleaje y su rompimiento, la marea, los vientos, la flotabilidad y la batimetría (Taebi et al., 2011; Monismith 2007; Lowe et al., 2009). Los vientos alisios impulsan olas con una altura significativa media anual de 0.8 ± 0.4 m, la batimetría de las costas del Caribe mexicano presentan lagunas arrecifales de pendiente suave, con profundidades entre 0.75 – 7 m (Coronado et al., 2007). En Puerto Morelos, la circulación depende del oleaje incidente, en condiciones de oleaje mínimo la intensidad del viento e intercambio termohalino son más importantes. Mientras que, durante oleaje intenso, la circulación es impulsada por las olas rompientes sobre el arrecife (Coronado et al., 2007; Enríquez et al., 2012; Parra et al., 2014). La circulación impulsada por las olas (con

variabilidad subinercial impulsada por la corriente de Yucatán), a través de los canales del arrecife, genera corrientes $> 0.5 \text{ m s}^{-1}$, lo que garantiza tiempos de residencia cortos ($\sim 3 \text{ h}$) y una columna de agua homogénea. El tiempo de residencia puede ser tan corto como 0.35 h , en condiciones climáticas extremas (tormentas, huracanes) (Coronado et al., 2007).

4. Justificación

En el Caribe Mexicano se ha registrado la relación entre la influencia antrópica y el deterioro de la calidad del agua costera, observando las elevadas concentraciones y relaciones de NID, PID, bacterias fecales y valores de $\delta^{15}\text{N} > 6 \text{ ‰}$ (Mutchler et al., 2007, Baker et al., 2010; Hernández-Terrones et al., 2010; Sánchez et al., 2013; Camacho-Cruz et al., 2020; Sánchez et al., 2020). Sin embargo, los registros y contrastes sobre la variación de la calidad del agua considerando las temporadas climáticas (secas, nortes y lluvias) son escasos o nulos. Aunado a eso, las arribazones masivas de *Sargassum spp.* se comenzaron a considerar como una fuente adicional de materia orgánica al medio costero, capaz de modificar la calidad del agua (van Tussenbroek et al., 2017; Perez-Gómez et al., 2020). , en las zonas costeras bajo el efecto de las DSAS (ejem. Puerto Morelos, Sian Ka'an), las concentraciones de NID y PT son mayores con respecto a zonas con baja influencia de DSAS (Hernández-Terrones et al., 2010; Null et al., 2014). Los flujos de nutrientes en Puerto Morelos, Sian Ka'an y Xkalak sugieren: a) La región norte recibe menor flujo de agua subterránea y nutrientes que la región central y sur, y b) El grado de desarrollo turístico puede resultar en una carga adicional de nutrientes (Null et al., 2014; Hernández-Terrones et al., 2010). Sin embargo, la variación temporal y espacial en el flujo de nutrientes que aportan las DSAS hacia la costa es desconocida. Debido a que el intercambio entre el acuífero subterráneo y la costa es de $\sim 112 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ km}^{-1}$ al año a través de ductos "ojos de agua" (Null et al., 2014), se sugiere un importante transporte de nutrientes, ya que el desarrollo turístico y poblacional ha presentado un crecimiento exponencial los últimos 10 años. Por lo anterior, es esencial comprender el comportamiento espacial y temporal en el intercambio de nutrientes aportados a zonas oligotróficas que resguardan una alta biodiversidad de flora y fauna, es esencial.

Considerando la alta variabilidad espacio-temporal y la escasa información sobre la calidad del agua, se propone un análisis en cuerpos de agua costeros y continentales para observar el comportamiento de las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos, considerando las temporadas climáticas de la región, el posible efecto de las arribazones masivas de *Sargassum spp.* y analizar, en un periodo diurno, como la variabilidad de la calidad del agua en una zona costera influenciada por una descarga submarina de agua subterránea.

5. Hipótesis

- a. En la zona costera central (Akumal-Tulum) y sur (Mahahual–Xahuayxol) del Caribe Mexicano, la calidad del agua se verá influenciada por las variaciones climáticas y eventos atípicos de *Sargassum spp*, los cuales deterioran la composición química del agua.
- b. En la laguna de arrecife Nohoch-Teek, el agua subterránea originada en la descarga Teek, influirá en la distribución espacial de los nutrientes inorgánicos disueltos.
- c. El flujo de nutrientes originados en la descarga Teek será mayor durante la bajamar. Mientras que los indicadores de calidad del agua evidenciarán aportes de aguas de origen residual.

6. Objetivo general

Evaluar la variabilidad de la calidad del agua entre el 2016–2019, analizando parámetros físicos y químicos en cuerpos de agua continental y costero en el centro y sur del Caribe mexicano, y examinar el comportamiento diurno de la calidad del agua en una laguna costera con influencia de una descarga submarina de agua subterránea, durante una marea viva y una marea muerta, en Tulum, Quintana Roo.

6.1 Objetivos particulares

- a. Conocer la variación de la calidad del agua en cuerpos de agua continentales y costeros de la Riviera y Costa Maya entre el 2015 y el 2019, considerando el efecto de las temporadas climáticas y las arribaciones atípicas de *Sargassum spp*.
- b. Analizar la variación de la salinidad superficial en la laguna arrecifal Nohoch-Teek y la velocidad de la DSAS Teek, durante una marea viva y una marea muerta.
- c. Calcular el flujo de nutrientes en la DSAS Teek, y analizar la variación espacial de las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos durante una marea viva y una marea muerta en el Cenote Manatí y la laguna arrecifal Nohoch-Teek.
- d. Evaluar la calidad del agua en el sistema costero subterráneo-marino, usando el índice Karidys, las concentraciones de NID y PT, los valores isotópicos del octocoral y las concentraciones de bacterias fecales

7. Estructura de la Tesis

La Introducción aporta un apartado general sobre los ambientes cársticos y sus particularidades en la Península de Yucatán. **El capítulo 1** se centra en responder el objetivo particular del inciso a, en donde se plantearon las siguientes preguntas: ¿Cómo responde la composición fisicoquímica del agua superficial en la región centro (bahía Akumal y Tulum) y sur (Mahahual y Xahuayxol) del Caribe Mexicano, considerando el efecto de las diferentes

temporadas climáticas de la región? y ¿cómo varía la composición físico química del agua superficial bajo la influencia de las arribazones masivas de *Sargassum spp.* El objetivo del inciso b, se describe en **el capítulo 2** en donde se planteo rastrear el paso del agua originada en la DSAS Teek, durante una marea muerta y viva el comportamiento superficial de la salinidad, la temperatura y las concentraciones de ortosilicatos (SiO_4^{4-}), así como, estimar el caudal de la DSAS costera “Teek”, localizada en la laguna de arrecife Nohoch-Teek al noreste de la Península de Yucatán. **El capítulo 3**, da respuesta a lo planteado en el objetivo particular c, en donde se propone estimar el flujo de nutrientes inorgánicos disueltos aportados la laguna arrecifal Nohoch-Teek, mediante una DSAS y proporcionar una línea base sobre la distribución espacial de los nutrientes inorgánicos disueltos, durante la bajamar y pleamar de una marea viva y muerta, al término de la temporada de lluvias. En **el capítulo 4**, se responde a lo planteado en el objetivo particular d, en donde se propone determinar la variación de la calidad del agua en una zona de mezcla en el Cenote Manatí y la laguna arrecifal Nohoch-Teek, usando el índice de eutrofización propuesto por Karydis et al. (1983), concentraciones de bacterias fecales y valores del $\delta^{15}\text{N}$ en octocoral, considerando la variación diurna de una marea viva y una marea muerta durante la temporada húmeda. Cada capítulo cuenta con su respectiva conclusión, al final del documento se redactó un apartado de conclusiones finales (1), recomendaciones (2) y bibliografía consultada (3).

CAPÍTULO 1

CARACTERIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA COSTERA DEL CENTRO Y SUR DEL CARIBE MEXICANO, 2015–2019

1. Introducción

En la última década, el Caribe Mexicano ha experimentado un crecimiento poblacional urbano (6.8 % anual) y turístico acelerado y exponencial. En el 2010 las costas recibieron ~7 millones de turistas, en el 2019 la cifra se triplicó. Aunado a eso, a partir del 2014, comenzaron a llegar a las costas del Caribe Mexicano arribazones masivas de la macroalga pelágicas *Sargassum natas* (Linnaeus) Gaillon, 1828 y *Sargassum fluitans* (Børgesen) Børgesen 1914. En agosto y diciembre de 2015, 2018 y 2019 se registraron arribazones extraordinarias (van Tussenbroek et al., 2017; Rodríguez-Martínez et al., 2019; Chávez et al., 2020).

Como consecuencia del aumento en la demanda del agua potable, el incremento de los desechos antrópicos y de materia orgánica generada por la descomposición del sargazo, la calidad del agua subterránea y costera se ha deteriorado (Mutchler et al., 2007, 2010; Young et al., 2018; Baker et al., 2010; van Tussenbroek et al., 2017; Rodríguez-Martínez et al., 2019; Pérez-Gómez et al., 2020). La permeabilidad de los suelos cársticos ha favorecido la filtración de desechos de origen humano, agroquímicos, y lixiviados de tiraderos de basura a cielo abierto, de las lagunas de oxidación de las plantas de tratamiento y de aguas residuales de las fosas sépticas en mal estado (52.3 % de la población usa fosa séptica). Esto añade al medio subterráneo y costero altas cantidades de nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fósforo inorgánico disuelto (PIN), bacterias fecales, entre otros (Beddows et al., 2002; Baker et al., 2010; Mutchler et al., 2007, 2010; Hernández-Terrones et al., 2010; Saint-Loup et al., 2018).

La vía de transporte e intercambio principal entre el acuífero subterráneo y la zona costera son las DSAS. Se estima que el 77 % del agua subterránea descargada es mediante ojos de agua (Null et al. 2014). Sin embargo a mediados del 2015, el *Sargassum* spp. comenzó a considerarse como una fuente adicional de nitrógeno y fósforo para el medio. van Tussenbroek et al. (2017) estimaron para Puerto Morelos un aporte de nitrógeno mensual de ~6200 kg km⁻¹ de N y ~61 kg km⁻¹ de P durante las arribazones del 2015. Mientras que para la misma línea de costa, Hernández-Terrones et al. (2011), estimaron que tan solo las DSAS aportan mensualmente ~ 200 kg km⁻¹ de N y ~ 6–18 kg km⁻¹ de P. Los eventos masivos de sargazo pueden aportar ~30 veces más de N y de ~3 a 10 veces más de P, que el aporte de las DSAS. Durante el 2018 y 2019, estos aportes NID y PT pueden ser exacerbados por las arribazones de sargazo ya que fueron ~dos veces mayores que la ocurrida durante el 2015 (Pérez-Gómez et al., 2020; Cabanillas-Terán et al., 2019).

Los cambios causados por el incremento de las fuentes de nitrógeno y fósforo en un medio cárstico y oligotrófico modifican la productividad primaria, la abundancia, y distribución de especies bentónicas y demersales (van Tussenbroek et al., 2017; Paytan et al., 2006; Null et al., 2014). Algunos trabajos en el Caribe mexicano (Mutchler et al., 2007; Paytan et al., 2006; Baker et al., 2010; Hernández-Terrones et al., 2011; Sánchez et al., 2013; Null et al., 2014; Saint-Loup et al., 2018; Rodríguez-Martínez et al., 2019; Pérez-Gómez et al., 2020, Sánchez et al., 2020) han registrado incrementos en los valores de nitrógeno, en forma de amonio, nitratos, $\delta^{15}\text{N}$ (octocoral, pastos marinos) y fósforo total, cambios en la cobertura de macroalgas, presencia de bacterias fecales, cambios en los valores de pH, oxígeno disuelto y turbidez en el medio costero y subterráneo. Asociados al incremento de materia orgánica, generado por la intrusión de aguas residuales no tratadas y eventos atípicos como las arribazones masivas de sargazo.

La variación climática, el crecimiento turístico y poblacional, las múltiples descargas submarinas de aguas subterráneas y recientemente las arribazones de sargazo, han contribuido a la alta variabilidad de la calidad del agua del Caribe mexicano. Por lo tanto, se plantean las siguientes preguntas: ¿Cómo responde la composición fisicoquímica del agua superficial en la región centro (bahía Akumal y Tulum) y sur (Mahahual y Xahuayxol) del Caribe Mexicano, considerando el efecto de las diferentes temporadas climáticas de la región? y ¿cómo varía la composición físico química del agua superficial bajo la influencia de las arribazones masivas de *Sargassum spp.*

2. Metodología

En octubre del 2015 y en febrero, junio-julio y octubre, del 2016, 2017, 2018 y 2019, se tomaron muestras de agua superficial por duplicado y datos *in situ* de temperatura, oxígeno disuelto, pH y salinidad (~1 m profundidad) en playas y cenotes de uso turístico de la Riviera y Costa Maya (Fig. 4, Tabla II). Los datos *in situ* de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH se midieron con una sonda multiparamétrica Horiba U-10. La sonda fue calibrada con soluciones buffer estándar con una precisión de ± 0.1 °C para temperatura, ± 0.001 mS cm^{-1} para conductividad, ± 0.01 mg L^{-1} para oxígeno disuelto y ± 0.01 para pH.

Las muestras de agua se almacenaron en botellas de polipropileno de 0.5 L previamente lavadas con ácido clorhídrico al 15% y enjuagadas con agua destilada. Se mantuvieron a 4°C durante su traslado al laboratorio de Química en Ecosur, Chetumal, Quintana Roo, en donde se realizaron análisis colorimétricos para identificar las contracciones de amonio (NH_4^+), nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), Fósforo total (PT), ortofosfatos (PO_4^{3-}), y ortosilicatos (SiO_4^{4-}), siguiendo los métodos espectrofotométricos propuestos por Strickland y Parson (1968) y Hansen y Koroleff (1983). Para el filtrado de muestras se utilizaron filtros de fibra de vidrio Whatman No 42

(2.7µM). Las mediciones colorimétricas se realizaron con un espectrofotómetro UV-visible (UV-1700; Shimadzu). Los límites de detección (DL) fueron 0.16 µM para nitrato, 0.01 µM para nitrito, 0.15 µM para amonio y 0.05 µM para ortofosfato.

Tabla II. Sitios monitoreados octubre 2015–2019

Playa/ Cenote	Sitio	N	O	Periodo*	Variable	
	P	20°23'43.76"	87°18'47.10"	Oct 2015–2019	FQ**, <i>T.testudinum</i> NID***, PT, PO ₄ ³⁻ , SiO ₄ ⁻	
Riviera Maya	Akumal	1	20°23'26.07"	87°19'10.95"	2017-2019	FQ, NID, PT, PO ₄ ³⁻ , SiO ₄ ⁻
		2	20°23'39.88"	87°18'41.86"	2017-2019	FQ, NID, PT, PO ₄ ³⁻ , SiO ₄ ⁻
	T1	20°11'52.68"	87°26'10.61"	Oct 2015–2019	FQ, <i>T.testudinum</i> NID, PT, PO ₄ ³⁻ , SiO ₄ ⁻	
	T2	20°10'19.73"	87°26'53.52"	Oct 2015–2019	FQ, <i>T.testudinum</i> NID, PT, PO ₄ ³⁻ , SiO ₄ ⁻	
	Tulum	Sh1	20° 9'7.34"	87°27'24.94"	Oct 2015–2019	FQ, <i>T.testudinum</i> NID, PT, PO ₄ ³⁻ , SiO ₄ ⁻
		Ch1	20° 8'54.17"	87°27'29.82"	Oct 2015–2019	FQ, NID, PT, PO ₄ ³⁻ , SiO ₄ ⁻
		Tk2	20°13'51.98"	87°25'60.92"	Oct 2015–2019	FQ, NID, PT, PO ₄ ³⁻ , SiO ₄ ⁻
	Cenote Manati	C1	20°15'59.15"	87°23'28.50"	Oct 2015–2019	FQ, NID, PT, PO ₄ ³⁻ , SiO ₄ ⁻
	Cenote Xcachel	C2	20°20'60.90"	87°21'00.03"	Oct 2015–2019	FQ, NID, PT, PO ₄ ³⁻ , SiO ₄ ⁻
	Cenote Encantado	C3	20° 7'52.57"	87°27'59.58"	Oct 2015–2019	FQ, NID, PT, PO ₄ ³⁻ , SiO ₄ ⁻
Costa Maya	Mahahual	M1	18°43'41.06"	87°41'57.26"	Oct 2015–2019	FQ, NID, PT, PO ₄ ³⁻ , SiO ₄ ⁻
		M2	18°43'28.50"	87°42'3.99"	Oct 2015–2019	FQ, <i>T.testudinum</i> NID, PT, PO ₄ ³⁻ , SiO ₄ ⁻
	M3	18°42'42.10"	87°42'38.90"	Oct 2015–2019	FQ, <i>T.testudinum</i> NID, PT, PO ₄ ³⁻ , SiO ₄ ⁻	
	Xahuayxol	X1	18°30'31.56"	87°45'33.21"	Oct 2015–2019	FQ, <i>T.testudinum</i> NID, PT, PO ₄ ³⁻ , SiO ₄ ⁻

*Febrero, junio-julio, octubre

**Temperatura, salinidad, pH, oxígeno disuelto

***Nitrato, nitrito y amonio

Durante los muestreos realizados en el 2016 y 2017 se colectaron hojas de pasto marino (*Thalassia testudinum*), se preservaron en hielo y fueron transportadas al laboratorio de Química en Ecosur-Unidad Chetumal, Quintana Roo. Las hojas se lavaron y se secaron a ~45 °C. En el Laboratorio Espectrometría de Masas (LEsMA), CICIMAR-IPN, La Paz B.C.S., las muestras se acidificaron con HCl al 10 %, y se pulverizaron en un mortero de ágata. Se empaquetaron en cápsulas de estaño (1 mg) por duplicado. Para conocer el valor del $\delta^{15}\text{N}$ se utilizó un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas Thermo Electron Delta Plus V acoplado a un analizador elemental COSTECH.

Basándose en la abundancia de los isótopos pesados con respecto a los ligeros. Los valores reportados se definieron por la siguiente ecuación:

$$\delta^{15}\text{N}(\text{‰ vs. aire}) = \left(\frac{^{15}\text{N}/^{14}\text{N} \text{ muestra}}{^{15}\text{N}/^{14}\text{N} \text{ referencia}} - 1 \right) \times 1000:$$

La precisión de los análisis isotópicos fue <0.2 ‰.

2.1 Análisis estadísticos

Con el objetivo de observar el comportamiento de las variables químicas (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PT y SiO_4^{4-}) considerando las temporadas climáticas de la región, se seleccionaron los datos colectados en octubre del 2015 y febrero, junio y octubre del 2016 y 2017, de las playas de Akumal–Tulum (Riviera Maya) y Mahahual–Xahuayxol (Costa Maya). Se realizó un análisis de correlación múltiple para cada temporada y sitio. Para identificar tendencias con respecto a los nutrientes se realizó un análisis bidireccional de la varianza mediante permutaciones múltiples (PERMANOVA), bajo la prueba de Monte Carlo, en la plataforma PRIMER 6.I.II & PERMANOVA + 1.0.1. Esas pruebas se llevaron a cabo utilizando una matriz de similitud para cada variable basada en la distancia euclidiana. Los datos se agruparon en tres factores: 1) zona con desarrollo turístico intermedio (Riviera Maya) y bajo (Costa Maya), 2) temporada climática, nortes, secas y lluvias y 3) localidades. En caso de encontrar diferencias significativas, se aplicó el método de comparación por pares (Pair-Wise). Para observar de forma gráfica estos análisis estadísticos se utilizó un escalamiento multidimensional (MDS), los datos observados se normalizaron y se utilizaron distancias euclidianas, con un valor de stress de 0,022. Las estadísticas se realizaron con $\alpha < 0.05$.

Con el objetivo de observar el comportamiento de las variables químicas (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} y PT) bajo las arribazones de sargazo, se construyó una matriz con las variables químicas correspondientes a los muestreos realizados durante los meses de febrero de cada año (del 2016 al 2019) y con los promedios entre jun/jul y octubre de cada año. Se consideró como variable biológica la cobertura de sargazo estimada por Chávez et al. (2020).

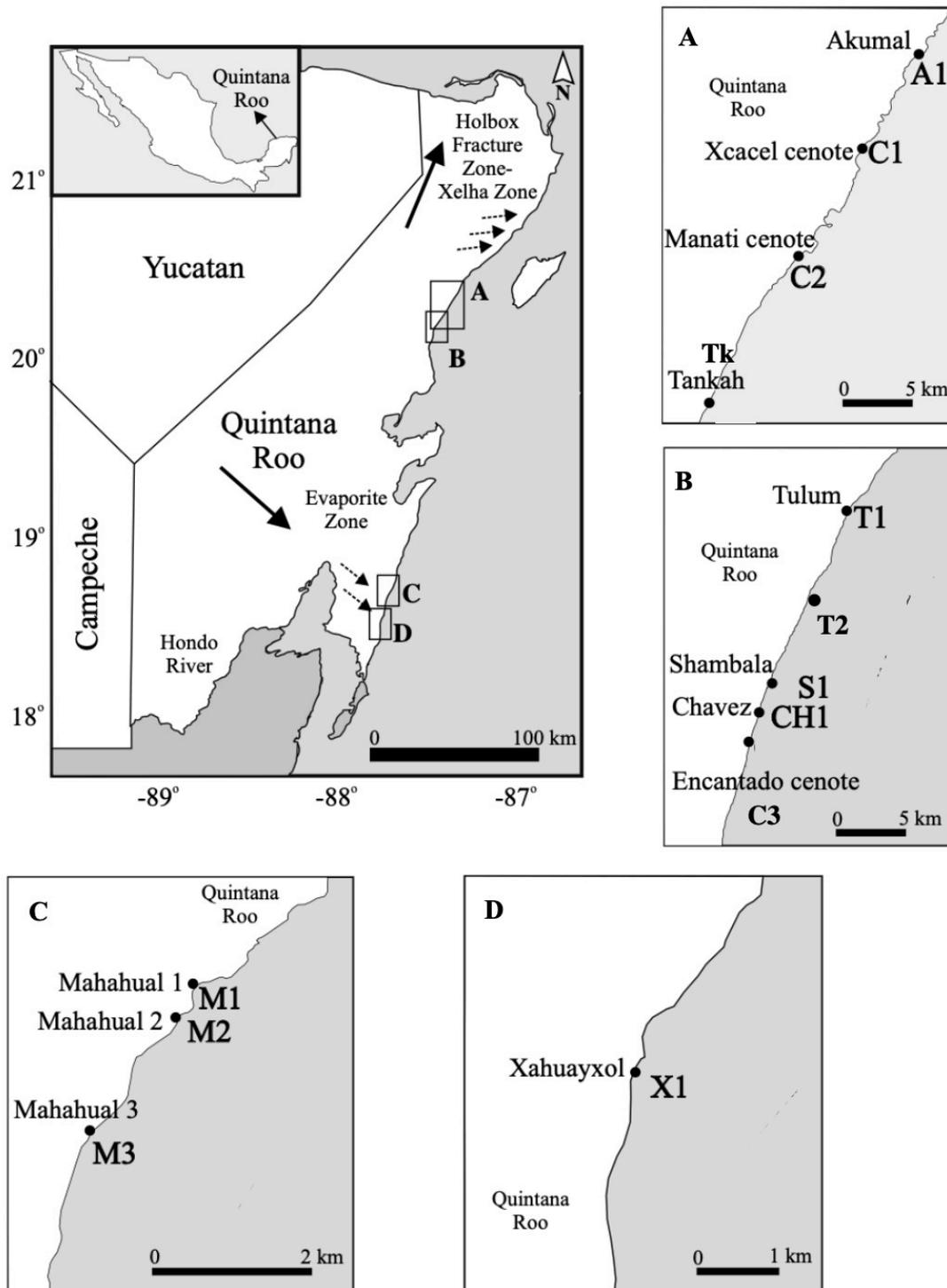


Figura 4. Área de estudio Quintana Roo, Caribe Mexicano. Riviera Maya: A) Akumal–Tankah, B) Tulum-Cenote Encantado, con nivel de desarrollo turístico medio, Costa Maya: C) Mahahual, D) Xahuayxol, con nivel de desarrollo turístico bajo. Las flechas discontinuas señalan la dirección del flujo de agua subterráneo.

Los análisis estadísticos multivariados y univariados se realizaron en el software PRIMER 6.1.15 y PERMANOVA 1.0.5. Para describir la tendencia de las variables, se llevó a cabo un análisis de componentes principales (PCA). El PCA se basó en una matriz de correlación de las variables químicas y biológicas. Todas las variables se transformaron utilizando el logaritmo natural debido a su asimetría y se normalizaron debido a sus diferentes unidades de medida (Clark y Warwick 2001).

Para analizar las diferencias estadísticas de las variables químicas entre años y períodos de muestreo se realizó un análisis PERMANOVA (Anderson et al. 2008). Esas pruebas se llevaron a cabo utilizando una matriz de similitud para cada variable química basada en la distancia euclidiana. Se aplicó un diseño anidado bidireccional con el año, el período de muestreo anidado dentro del año y las muestras de agua de mar de varios sitios en cada localidad como réplicas dentro del período de muestreo. Se incluye octubre del 2015 a 2019, con dos períodos de muestreo, febrero y junio-julio-octubre. Los análisis se realizaron para cada sitio costero, Akumal, Tulum y Mahahual-Xahuayxol. Las estadísticas se realizaron con $\alpha < 0.05$.

3. Resultados

Los promedios y desviaciones estándar del oxígeno disuelto, temperatura, pH, salinidad y los nutrientes inorgánicos disueltos de los cenotes y playas se muestran en las tablas III y IV.

3.1 Parámetros fisicoquímicos

3.1.1 Playas

La temperatura superficial del mar (TSM) mensual osciló entre 25.5 y 32.6 °C, el valor mínimo se registró en febrero del 2016 y el máximo durante julio del 2019, ambos para la zona Mahahual-Xahuayxol (MX). Los valores promedio de la TSM anual mostraron poca variación (28.6 °C y 29.8 °C). Los valores de salinidad oscilaron entre 11 y 40 UPS, los valores mínimos se observaron en febrero del 2018 (Akumal–Tulum) (Tabla III).

El promedio de oxígeno disuelto (OD) disminuyó en un periodo de 4 años. En el 2016, se observó un promedio de $10.2 \pm 3.9 \text{ mg l}^{-1}$ y en el 2019 un promedio de $5.6 \pm 2.05 \text{ mg l}^{-1}$. Las concentraciones mínimas de OD se registraron en la zona sur en los meses de junio, julio y octubre del 2018 y 2019. Los valores máximos de OD se registraron en febrero 2016 y 2018. Los sitios con concentraciones menores a 4 mg l^{-1} fueron Mahahual y Xahuayxol. Los valores promedio de pH oscilaron entre 6.7–9.0. El valor de pH máximo se registró en Akumal durante febrero del 2016 y el valor de pH mínimo en Mahahual y Xahuayxol, en febrero del 2018 (Tabla III).

Tabla III. Medias \pm desviación estándar de los parámetros fisicoquímicos *in situ* de aguas costeras y continentales (C = Cenotes) registrados entre 2016 y 2019

Variables	Sitio	2016		2017		2018		2019	
		Febrero	Jun-Octubre	Febrero	Jun-Octubre	Febrero	Jul-Octubre	Febrero	Jun-Octubre
Temperatura °C	Akumal	25.0	30.0 \pm 0	ND	27.3	27.2 \pm 0.9	28.9 \pm 1.4	29.3	30.5 \pm 1.4
	Tulum	26.5 \pm 0.6	31.2 \pm 1.40	26.4 \pm 0.4	28.6 \pm 0.3	26.0 \pm 0.1	29.2 \pm 1.1	27.1 \pm 0.2	29.7 \pm 1.0
	Tankah	26.0	30.0 \pm 0	26.2	26.2	ND	ND	ND	ND
	C. Xcacel	25.0	25.5 \pm 0.70	25.9	26.0	25.8	26.6 \pm 1.4	26.0	26.6 \pm 0.9
	C. Manati	26.0	28.0 \pm 1.40	26.2	28.0	26.1	26.0 \pm 0.2	26.1	27.2 \pm 0.4
	C. Encantado	26.0	25.6 \pm 0.60	25.8	27.0	25.9	28.2 \pm 1.6	26.4	29.2 \pm 2.0
	MX	25.5 \pm 0.6	30.0 \pm 3.00	30.0 \pm 1.6	31.0 \pm 2.3	26.2 \pm 0.4	30.6 \pm 1.4	28.2 \pm 0.7	31.7 \pm 1.4
Oxígeno disuelto mg L ⁻¹	Akumal	11.0	10.7 \pm 0.07	ND	5.0 \pm 4.4	7.4 \pm 1.2	7.5 \pm 0.5	6.3 \pm 0.2	6.40 \pm 1.70
	Tulum	9.30 \pm 0.40	12.2 \pm 4.20	8.8 \pm 0.2	7.6 \pm 0.2	7.5 \pm 1.0	6.4 \pm 0.8	6.5 \pm 0.2	6.00 \pm 0.50
	Tankah	10.5	10.5 \pm 3.50	2.50	2.10	ND	ND	ND	ND
	C. Xcacel	1.10	2.20 \pm 0.90	1.64	1.70	1.6	1.6 \pm 0.8	1.00	1.00 \pm 0.03
	C. Manati	2.10	6.70 \pm 1.60	2.00	2.40	1.6	2.6 \pm 1.3	2.20	1.30 \pm 0.03
	C. Encantado	1.80	1.70 \pm 0.30	3.20	5.20	2.4	4.2 \pm 0.6	1.00	5.20 \pm 1.40
	MX	8.40 \pm 4.40	9.25 \pm 4.50	5.10 \pm 5.80	7.6 \pm 0.3	8.4 \pm 0.5	4.2 \pm 2.8	5.50 \pm 3.50	4.10 \pm 2.70
pH	Akumal	9.20	8.80 \pm 0.30	ND	7.63	8.40 \pm 0.40	8.10 \pm 0.30	9.00 \pm 0.07	8.50 \pm 0.30
	Tulum	8.30 \pm 0.50	8.60 \pm 0.40	9.00 \pm 0.10	8.50 \pm 0.1	7.60 \pm 1.10	8.20 \pm 0.30	9.00 \pm 0.20	8.40 \pm 0.30
	Tankah	9.00	8.60 \pm 0.40	8.30	7.50	ND	ND	ND	ND
	C. Xcacel	9.20	8.30 \pm 1.10	8.10	7.60	7.30	7.60	7.50	7.30 \pm 0.30
	C. Manati	9.30	8.40 \pm 1.00	8.20	8.10	7.30	7.60	7.50	7.40 \pm 0.20
	C. Encantado	8.00	7.80 \pm 0.30	8.00	7.60	7.50	7.40 \pm 0.10	7.50	8.10 \pm 0.90
	MX	8.00 \pm 0.05	8.20 \pm 0.50	8.10 \pm 0.10	8.70 \pm 0.10	6.70 \pm 0.30	8.50 \pm 0.20	8.40 \pm 0.50	8.50 \pm 0.50
Salinidad UPS	Akumal	40.0	40.0 \pm 0	ND	17.4	17.3 \pm 14.5	33.5 \pm 8.4	35.8 \pm 0.1	32.9 \pm 7.7
	Tulum	40.0 \pm 0	40.0 \pm 0	30.3 \pm 3.00	30.2 \pm 7.5	34.2 \pm 6.4	34.2 \pm 5.6	32.8 \pm 4.5	34.7 \pm 5.0
	Tankah	5.00	7.50 \pm 9.20	11.5	1.1	ND	ND	ND	ND
	C. Xcacel	14.0	3.50 \pm 3.50	3.00	0.5	3.8	2.9 \pm 0.2	3.6	3.00 \pm 0
	C. Manati	16.0	12.50 \pm 3.50	13.00	15	12	11.2 \pm 0.8	10.4	13.0 \pm 0.70
	C. Encantado	7.00	5.10 \pm 5.60	6.00	0.6	6.5	5.4 \pm 1.9	55	5.50 \pm 0.70
	MX	38.0 \pm 3.40	40.0 \pm 0	39.0 \pm 0.3	37.9 \pm 2.2	33.3 \pm 1.1	39.6 \pm 0.9	38.7 \pm 1.2	39.7 \pm 0.80

3.1.2 Cenotes

La temperatura promedio mensual osciló entre 25.7 y 28 °C, el valor mínimo se registró en febrero del 2016, en el cenote Xcacel. Los valores máximos de temperatura se registraron en junio-octubre del 2017 y 2018 en el cenote Manatí y junio-julio-octubre del 2018 y 2019 en el cenote Encantado. Los promedios anuales mostraron poca variación 26.7 \pm 0.4 °C. Los valores de salinidad mensuales oscilaron entre 0.6 y 12.3 UPS, el valor mínimo se observó en junio-octubre del 2017 en el cenote Xcacel y Encantado, el valor máximo se registró en febrero del 2016 en el cenote Manatí (Tabla III).

Los valores promedio mensuales de OD oscilaron entre 1.5 y 5.2 mg l⁻¹. Las concentraciones mínimas se registraron durante febrero del 2016 y 2019, las máximas en junio-octubre del 2017 en el cenote Encantado. Los valores promedio mensuales de pH oscilaron entre 7.4–8.8, los valores mínimos se observaron en febrero del 2018, y los máximos en febrero del 2016 (Tabla III).

3.2 Nutrientes inorgánicos disueltos

3.2.1 Playas

Las concentraciones máximas de NH₄⁺ se registraron en Akumal durante el periodo de jul-oct del 2018 y jun-oct del 2019 (8.66 ± 4.85, 7.03 ± 4.88 μM). Los valores mínimos se registraron en Akumal durante octubre del 2015 y en Tulum durante febrero del 2017 y 2018 (0.15 ± 0.0, 0.23 ± 0.17 μM, respectivamente). Las concentraciones máximas de NO₃⁻ se registraron en Tankah durante febrero del 2016, (138.6 μM). Los valores mínimos se observaron en Mahahual–Xahuayxol (0.80 ± 0.36 μM) durante febrero del 2018 (Tabla IV).

Los valores máximos de NO₂⁻ se observaron durante febrero y, jun-oct del 2017 en Akumal (0.87 ± 0.72 y 1.24 ± 0.92 μM, respectivamente) y feb del 2019 en Mahahual–Xahuayxol (0.78 ± 0.85 μM). Mientras que, los valores mínimos se observaron en Akumal (0.05 μM), Tulum (0.04 ± 0.04 μM) y Mahahual–Xahuayxol (0.02 ± 0.01μM) durante octubre del 2015 (Tabla IV). Las máximas concentraciones de PO₄³⁻ se registraron durante feb del 2019 en Mahahual–Xahuayxol (3.70 ± 6.8 μM). Las concentraciones mínimas se observaron durante feb 2016 en Akumal, Tulum y Mahahual y Xahuayxol. Las concentraciones máximas de fósforo total se registraron en Akumal durante jun-oct del 2016 (7.92 ± 8.46 μM), seguido de Mahahual y Xahuayxol durante feb del 2018, 2019 y 2020. Las concentraciones mínimas se registraron en Tulum y Mahahual– Xahuayxol durante febrero 2018 (0.45 ± 0.3 y 0.44 ± 0.3 μM). En cuanto a los SiO₄⁻, las máximas concentraciones se registraron en Tankah durante jun-oct del 2019 (104.5 ± 41.4 μM) y las mínimas durante febrero del 2016 en Akumal y durante el 2016-2019 en Mahahual–Xahuayxol (Tabla IV).

3.2.2 Cenotes

Las concentraciones máximas de NH₄⁺ se observaron en jul-oct del 2018 en el cenote Xcachel (7.31 ± 4.9 μM) y jun-oct del 2019 en el cenote Encantado (4.6 ± 0.2 μM), los valores mínimos se observaron durante los febreros de cada año.

La concentración máxima de NO₃⁻ se registró en febrero del 2016 en el Cenote Encantado y la mínima durante jun-oct del 2017 en el cenote Xcachel. El valor máximo de NO₂⁻ se observó en febrero del 2016 en el cenote Encantado (1.6 μM), el valor mínimo se registró en febrero del 2018 en el cenote Manatí (0.05 μM) (Tabla IV).

Tabla IV. Nutrientes inorgánicos disueltos (media \pm desviación estándar) de aguas superficiales costeras y continentales (C. = Cenotes) registrados entre 2016 y 2019. Las concentraciones están reportadas en $\mu\text{M L}^{-1}$

Var.	Sitios	2016		2017		2018		2019	
		Febrero	Jun- Octubre	Febrero	Jun- Octubre	Febrero	Jul- Octubre	Febrero	Jun- Octubre
PT	Akumal	1.71	7.92 \pm 8.46	2.49 \pm 0.45	1.52 \pm 1.39	0.45 \pm 0.30	1.23 \pm 0.47	1.49 \pm 0.14	1.84 \pm 0.65
	Tulum	1.61 \pm 0.48	3.79 \pm 4.36	4.52 \pm 2.46	1.52 \pm 0.46	0.44 \pm 0.23	0.99 \pm 0.51	1.35 \pm 0.41	1.73 \pm 0.59
	Tankah	1.17	1.94 \pm 0.06	0.54	1.82 \pm 0.25	0.58	0.97 \pm 0.58	1.04	1.95 \pm 0.72
	C. Xcacel	1.43	1.77 \pm 0.24	1.16	1.31 \pm 0.31	0.83	1.49 \pm 1.49	0.99	1.6 \pm 0.49
	C. Manati	1.69	5.94 \pm 6.19	3.44	1.90 \pm 0.02	0.76	0.61 \pm 0.07	1.27	1.86 \pm 0.81
	C. Encantado	1.53	1.17 \pm 0.36	1.27	1.86 \pm 0.08	0.56	0.77 \pm 0.50	1.25	1.51 \pm 0.28
	Mahahual-X	1.73 \pm 0.42	2.60 \pm 1.80	2.85 \pm 0.74	1.50 \pm 0.80	4.02 \pm 7.16	3.20 \pm 6.49	5.42 \pm 5.42	1.97 \pm 0.54
	Akumal	0.05	0.37 \pm 0.34	0.55 \pm 0.33	0.58 \pm 0.69	0.14 \pm 0.11	0.82 \pm 0.62	0.44 \pm 0.11	0.41 \pm 0.61
	Tulum	0.05 \pm 0.00	0.45 \pm 0.20	0.27 \pm 0.08	0.20 \pm 0.16	0.11 \pm 0.06	0.45 \pm 0.23	0.34 \pm 0.05	0.14 \pm 0.11
	Tankah	0.16	0.51 \pm 0.49	0.28	0.23 \pm 0.11	0.17	0.85 \pm 0.73	0.46	0.24 \pm 0.01
PO ₄ ³⁻	C. Xcacel	0.18	0.52 \pm 0.03	0.30	0.26 \pm 0.03	0.14	0.45 \pm 0.21	0.22	0.18 \pm 0.10
	C. Manati	0.29	0.50 \pm 0.06	0.21	0.20 \pm 0.18	0.26	0.46 \pm 0.09	0.24	0.13 \pm 0.07
	C. Encantado	0.22	0.29 \pm 0.21	0.30	0.28 \pm 0.11	0.34	0.29 \pm 0.02	0.22	0.16 \pm 0.15
	Mahahual-X	0.08 \pm 0.06	0.35 \pm 0.20	1.58 \pm 2.39	0.16 \pm 0.06	1.46 \pm 2.45	0.34 \pm 0.11	3.70 \pm 6.81	0.22 \pm 0.17
	Akumal	2.59	3.3 \pm 0.91	28.4 \pm 23.1	86.2 \pm 127.8	15.6 \pm 22.1	32.4 \pm 24.7	5.55 \pm 1.0	23.3 \pm 18
SiO ₄ ⁻	Tulum	9.59 \pm 9.12	10.3 \pm 12.7	21.1 \pm 12.3	17.5 \pm 14.3	12.5 \pm 14.4	24.5 \pm 18	14.2 \pm 12.2	22.1 \pm 18
	Tankah	80.10	51.2 \pm 69.8	72.90	68.4 \pm 16	62.8	83.3 \pm 50.2	76.40	104.5 \pm 41.4
	C. Xcacel	97.00	37.2 \pm 50.2	57.90	71.1 \pm 3.0	71.1	65.1 \pm 25.9	72.60	103.8 \pm 41.4
	C. Manati	72.10	44.8 \pm 61.2	42.33	45.9 \pm 4.58	55.9	78.1 \pm 20.3	64.40	88.7 \pm 36.1
	C. Encantado	86.10	39.0 \pm 53.0	83.20	75.4 \pm 3.45	77.6	65.6 \pm 15.2	86.10	80 \pm 45.1
	Mahahual-X	3.28 \pm 1.33	4.56 \pm 3.92	9.05 \pm 13.9	3.31 \pm 2.57	9.97 \pm 10.9	4.17 \pm 2.84	9.91 \pm 11.7	4 \pm 1.78
	Akumal	2.59	3.3 \pm 0.91	28.4 \pm 23.1	86.2 \pm 127.8	15.6 \pm 22.1	32.4 \pm 24.7	5.55 \pm 1.0	23.3 \pm 18

Continuación Tabla IV.

Var.	Sitios	2016		2017		2018		2019	
		Febrero	Jun- Octubre	Febrero	Jun- Octubre	Febrero	Jul-Octubre	Febrero	Jun- Octubre
NH ₄ ⁺	Akumal	2.90	1.09 ± 1.33	1.85 ± 2.56	3.41 ± 3.06	1.07 ± 0.42	8.66 ± 4.85	1.23 ± 0.43	7.03 ± 4.88
	Tulum	0.81 ± 0.95	1.17 ± 1.11	0.34 ± 0.22	0.60 ± 1.27	0.23 ± 0.17	2.68 ± 2.08	1.09 ± 0.60	2.61 ± 0.91
	Tankah	0.15	2.91 ± 1.5	0.15	0.15	0.15	1.96 ± 2.56	0.15	2.98 ± 2.23
	C. Xcacel	1.00	2.38 ± 3.16	0.15	0.28 ± 0.18	0.15	7.31 ± 4.98	0.23	2.43 ± 0.67
	C. Manati	0.55	0.64 ± 0.69	0.15	0.72 ± 0.80	0.15	2.73 ± 3.38	0.90	2.11 ± 0.82
	C. Encantado	0.15	0.81 ± 0.94	0.15	1.05 ± 1.27	2.10	2.38 ± 3.15	0.15	4.64 ± 0.20
	Mahahual- X	1.11 ± 0.81	1.89 ± 1.88	2.54 ± 3.39	1.03 ± 1.41	1.10 ± 1.31	2.69 ± 2.91	2.90 ± 1.31	3.58 ± 1.72
	Akumal	0.25	0.09 ± 0.10	0.87 ± 0.72	1.24 ± 0.92	0.51 ± 0.64	0.43 ± 0.40	0.12 ± 0.02	0.66 ± 1.33
	Tulum	0.49 ± 0.21	0.16 ± 0.12	0.24 ± 0.06	0.31 ± 0.08	0.20 ± 0.03	0.37 ± 0.16	0.20 ± 0.11	0.28 ± 0.14
NO ₂ ⁻	Tankah	0.16	0.08 ± 0.09	0.09	0.25 ± 0.03	0.15	0.85 ± 0.93	0.07	0.07 ± 0.01
	C. Xcacel	0.73	0.15 ± 0.19	0.13	0.02 ± 0.04	0.20	0.70 ± 0.45	0.15	0.13 ± 0.02
	C. Manati	0.16	0.14 ± 0.28	0.10	0.29 ± 0.06	0.05	0.12 ± 0.15	0.12	0.15 ± 0.04
	C. Encantado	1.62	0.58 ± 0.45	0.60	0.7 ± 0.05	0.51	0.83 ± 0.04	0.40	0.46 ± 0.08
	Mahahual- X	0.34 ± 0.13	0.16 ± 0.18	0.49 ± 0.67	0.21 ± 0.07	0.65 ± 0.92	0.36 ± 0.15	0.78 ± 0.85	0.46 ± 0.65
	Akumal	1.88	13.4 ± 17.7	20.8 ± 23.7	16.5 ± 16.2	16.9 ± 27.0	19.3 ± 21.2	0.61 ± 0.34	8.18 ± 9.22
	Tulum	16.4 ± 14.0	13.0 ± 13.9	18.1 ± 11.5	17.9 ± 10.5	11.3 ± 12.7	17.4 ± 11.7	6.50 ± 7.32	16.6 ± 11.9
	Tankah	138.60	94.1 ± 25.2	71.00	55.7 ± 17.5	45.80	55.6 ± 6.4	45.40	66.2 ± 3.48
	NO ₃ ⁻	C. Xcacel	129.80	60.8 ± 50.7	61.30	34.3 ± 42	44.40	60.1 ± 17.9	39.40
C. Manati		127.40	81.3 ± 23.4	58.10	48 ± 25	64.30	48.7 ± 20.1	39.30	49.5 ± 7.47
C. Encantado		139.00	77.1 ± 20.7	65.30	36.8 ± 32	61.40	55.2 ± 15.1	38.00	52.3 ± 14.9
Mahahual- X		4.16 ± 1.35	10.0 ± 18.0	2.79 ± 1.98	1.51 ± 2.07	0.80 ± 0.36	4.30 ± 3.18	1.04 ± 1.19	2.11 ± 1.65

Las concentraciones máximas de PO_4^{3-} se observaron durante jun-oct del 2016 en el cenote Xcacel ($0.52 \pm 0.03 \mu\text{M}$) y las mínimas en el Cenote Manatí durante en jun-oct del 2019 ($0.13 \pm 0.07 \mu\text{M}$). Las concentraciones máximas de fósforo total se registraron durante jun-oct del 2017 en el cenote Manatí ($5.94 \pm 6.19 \mu\text{M}$), el valor mínimo se observó durante feb del 2018 en el Cenote Encantado ($0.56 \mu\text{M}$). Los valores máximos del SiO_4^- se registraron en el Cenote Xcacel durante jun-oct del 2019 ($103.8 \pm 41.4 \mu\text{M}$), mientras que los valores mínimos durante jun-oct del 2016 en los cenotes Xcacel, Manatí y Encantado.

3.3 Análisis estadístico

Con base en el análisis de permutaciones de la varianza realizado para las concentraciones de nutrientes correspondientes a octubre del 2015 y febrero, junio y octubre del 2016 y 2017, se observaron diferencias significativas entre las zonas Riviera Maya (Akumal-Tulum), y Costa Maya (Mahahual-Xhahuaxhol), (Pseudo-F = 35.7, $p = 0.0001$), entre las temporadas climáticas, seca, húmeda y nortes (Pseudo-F = 17.5, $p = 0.0001$), y entre los sitios (Pseudo-F = 56.0, $p = 0.0001$) a excepción de Akumal-Tulum, Tulum-Mahahual 3 y Mahahual 1-Xahuayxol (Tabla V). Los sitios con mayores variaciones estacionales fueron: La playa de Shambala y la playa de Chávez. Los periodos que presentaron mayor variabilidad entre sitios fue octubre del 2016 y julio de 2017 (Anexo 1).

Con base en el análisis de componentes principales (ACP) realizado para los nutrientes correspondientes a octubre del 2015, febrero y jun/jul-oct del 2016 al 2019, los dos primeros ejes del ACP explicaron el 54.6% de la variabilidad observada. Los dos factores principales agruparon las muestras con respecto a años y períodos de la siguiente forma: 1) Los datos correspondientes a los períodos junio-octubre (06-10) y julio-octubre (07-10) del 2018 y 2019, se caracterizaron por una mayor cobertura de sargazo, mayores concentraciones de amonio y la disminución del oxígeno disuelto; 2) Los datos correspondientes a los períodos de octubre de 2015, febrero y junio-octubre de 2016 y 2017 se agruparon debido a una menor cobertura de sargazo y menores concentraciones de amonio; y 3) Durante febrero de 2017, 2018 y 2019, se registró un aumento considerable en las concentraciones de fosfato, agrupando las playas de Mahahual. El ACP1 explicó el 34,6 % de la variabilidad de la muestra y se caracterizó por amonio, nitritos y oxígeno disuelto. El ACP2 explicó el 20,9 % de la variabilidad de la muestra y se caracterizó por una afluencia masiva de sargazo y fosfato (Fig. 5).

En la bahía de Akumal las concentraciones de NH_4^+ mostraron diferencias significativas durante los años correspondientes al 2016, 2017, 2018, 2019 (Pseudo-F = 3.5, $p = 0.0148$) y entre los periodos febrero y junio/julio-octubre. (Pseudo-F = 11.01, $p = 0.0001$). Durante el 2015 (T= 2.2, $p = 0.0349$), 2016 (T= 2.9, $p = 0.0072$) y 2017 (T= 2.4, $p = 0.0205$), las concentraciones de NH_4^+ fueron significativamente diferentes que en el 2018. Al igual que entre el 2019 y 2016 (T=

2.0, $p = 0.0495$). Los periodos de feb y jun/jul-oct del 2018 ($T = 4.8$, $p = 0.0003$) y 2019 ($T = 2.8$, $p = 0.0093$) también variaron significativamente; durante los muestreos realizados en febrero se observaron las menores concentraciones (Fig. 6A).

Tabla V. Resultados del ANOVA, análisis correspondientes a los datos del 2016 y 2017

Factor	<i>df</i>	MS	<i>F</i>	<i>P</i> value
Temporada (mes)	5	978.1	17.5	0.0001
Localidad	7	3132.9	56	0.0001
Zona	1	9198.4	35.7	0.0001
Temporada x Localidad	35	539.8	6.65	0.0001
Temporada x Zona	5	602.1	2.33	0.0185

En las playas de Tulum, las concentraciones de NH_4^+ mostraron diferencias significativas entre los años ($P_{\text{seduo-F}} = 6.3$, $p = 0.0001$) y periodos ($P_{\text{seduo-F}} = 11.2$, $p = 0.0001$). Las concentraciones registradas durante el 2019 mostraron diferencias significativas con 2015 ($T = 4.1$, $p = 0.0003$), 2016 ($T = 3.2$, $p = 0.0025$) y 2017 ($T = 5.1$, $p = 0.0002$). Al igual que entre el 2018 y 2017 ($T = 2.9$, $p = 0.0041$) y entre los periodos de feb y jun/jul-oct del 2018 ($T = 4.1$, $p = 0.0009$) y 2019 ($T = 4.0$, $p = 0.0007$) (Fig.6B). En las playas de Mahahual y Xahuayxol, las concentraciones de NH_4^+ mostraron diferencias significativas entre los años ($P_{\text{seduo-F}} = 2.4$, $p = 0.0489$) y periodos ($P_{\text{seduo-F}} = 2.5$, $p = 0.0415$). Las concentraciones de NH_4^+ correspondientes al 2019 fueron significativamente diferentes a los años 2015 ($T = 2.4$, $p = 0.0192$), 2016 ($T = 3.0$, $p = 0.0036$) y 2017 ($T = 2.2$, $p = 0.0248$); durante el 2017 se observaron diferencias significativas entre feb y jun-oct, ($T = 2.1$, $p = 0.0356$) (Fig.6C).

En la bahía de Akumal, los análisis estadísticos de NO_3^- reflejaron diferencias significativas entre los años ($P_{\text{seduo-F}} = 2.7$, $p = 0.0294$). Los valores de nitrato durante 2019 fueron significativamente diferentes a los observados durante 2017 ($T = 3.1$, $p = 0.0031$) y 2018 ($T = 2.4$, $p = 0.0195$) (Fig. 6D). Para las playas de Tulum se observaron diferencias significativas entre 2017 y 2019 ($T = 2.2$, $p = 0.0263$) (Fig. 6E). En las playas de Mahahual y Xahuayxol se observaron diferencias significativas entre el 2016 y 2017 ($T = 1.9$, $p = 0.0594$) (Fig. 6F).

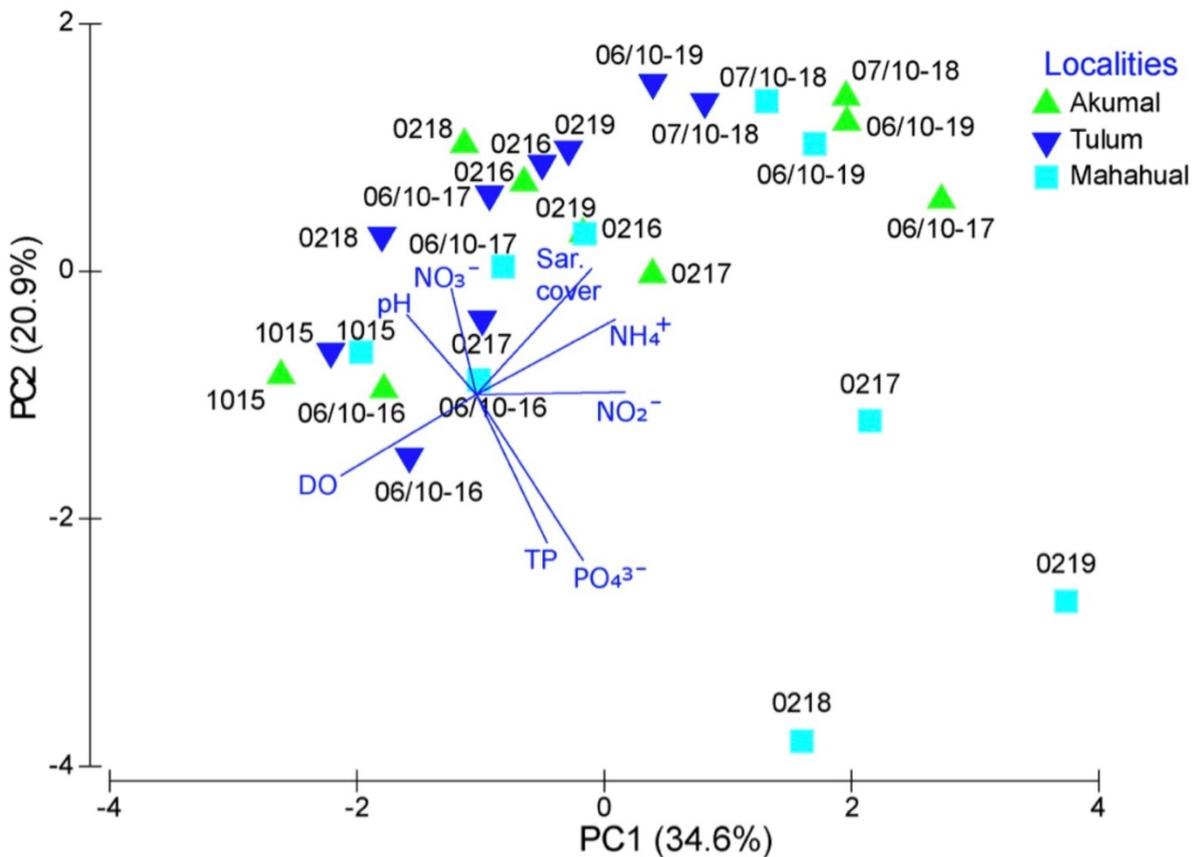


Figura 5. Análisis de componentes principales (ACP), periodo entre 2015 y 2019. Los vectores PC1 y PC2 representan la correlación entre las variables (55.5 %). 02: Febrero; 1015: Octubre 2015; 07/10: Julio/Octubre; y 06/10: Junio Octubre. amonio: NH_4^+ , nitrito: NO_2^- , nitrato: NO_3^- , ortofosfatos: PO_4^{3-} y Fósforo Total: PT.

Las concentraciones de NO_2^- en la bahía de Akumal mostraron diferencias significativas entre los años ($P_{\text{seduo-F}} = 3.6$, $p = 0.0100$). Las concentraciones observadas en el 2016 fueron significativamente diferentes a los valores registrados durante el 2017 ($T = 3.0$, $p = 0.0051$), al igual que entre el 2017 y 2018 ($T = 2.7$, $p = 0.0092$) (Fig. 7A). En las playas de Tulum, se observaron diferencias significativas entre los años ($P_{\text{seduo-F}} = 6.4$, $p = 0.0001$) y periodos ($P_{\text{seduo-F}} = 10.7$, $p = 0.0001$).

Durante el 2016 las concentraciones de NO_2^- fueron significativamente diferentes que en 2019 ($T = 1.9$, $p = 0.0493$). Al igual que entre las temporadas del 2016 ($T = 6.3$, $p = 0.0001$), 2017 ($T = 2.9$, $p = 0.0063$) y 2018 ($T = 3.1$, $p = 0.0042$) (Fig. 7B). Para las playas de Mahahual y Xahuayxol se observaron diferencias significativas entre los años ($P_{\text{seduo-F}} = 4.7$, $p = 0.0019$) y periodos ($P_{\text{seduo-F}} = 2.5$, $p = 0.0441$). Los datos registrados durante el 2016 mostraron

diferencias significativas con 2018 ($T= 2.4, p = 0.0123$) y 2019 ($T= 2.7, p = 0.0073$), al igual que entre el 2017 y 2019 ($T= 1.7, p = 0.0789$). Los periodos del 2016 ($T= 3.2, p = 0.0047$) y 2017 ($T= 2.2, p = 0.0303$) mostraron diferencias significativas (Fig. 7C)

En la bahía de Akumal, las concentraciones de PO_4^{3-} mostraron diferencias significativas entre los periodos ($P_{seduo-F} = 3.0, p = 0.0246$) del 2016 ($T= 3.4, p = 0.0239$) y 2018 ($T= 3.2, p = 0.0008$) (Fig. 7D). En las playas de Tulum, las diferencias significativas se observaron entre los periodos ($P_{seduo-F} = 25.2, p = 0.0001$) del 2016 ($T= 6.9, p = 0.0001$), 2018 ($T= 4.4, p = 0.0002$) y 2019 ($T= 4.6, p = 0.0005$) (Fig. 7E). En las playas de Mahahual y Xahuayxol se observaron diferencias significativas entre los años ($P_{seduo-F} = 3.3, p = 0.0152$) y periodos ($P_{seduo-F} = 7.1, p = 0.0030$). Las concentraciones observadas durante el 2016 fueron significativamente diferentes a las concentraciones registradas durante el 2017 ($T= 2.9, p = 0.0024$), 2018 ($T= 2.5, p = 0.0055$) y 2019 ($T= 2.7, p = 0.0049$). Durante los años 2016 ($T= 4.2, p = 0.0002$), 2017 ($T= 3.2, p = 0.0001$) y 2019 ($T= 2.2, p = 0.0174$) (Fig. 7F).

En la bahía de Akumal, el PT reflejó diferencias significativas entre los años ($P_{seduo-F} = 6.0, p = 0.0008$) y periodos ($P_{seduo-F} = 3.0, p = 0.0250$). Durante el 2018, las contracciones fueron significativamente diferentes a las registradas durante el 2016 ($T= 4.0, p = 0.0009$), 2017 ($T= 4.1, p = 0.0006$) y 2019 ($T= 4.6, p = 0.0002$). Durante las temporadas del 2017 ($T= 2.0, p = 0.0523$) y 2018 ($T= 2.7, p = 0.0072$) también se registraron diferencias significativas (Fig. 8A). En las playas de Tulum, se observaron diferencias significativas entre los años ($P_{seduo-F} = 8.7, p = 0.0001$) y periodos ($P_{seduo-F} = 8.1, p = 0.0002$). Los datos observados durante el 2018 fueron significativamente diferentes a los registrados durante el 2016 ($T= 2.9, p = 0.0011$), 2017 ($T= 8.2, p = 0.0001$) y 2019 ($T= 4.8, p = 0.0001$), al igual que lo registrado entre el 2018 y 2019 ($T= 4.9, p = 0.0001$). Los periodos de los años 2017 ($T= 6.3, p = 0.0001$) y 2018 ($T= 2.2, p = 0.0195$) mostraron diferencias significativas (Fig. 8B). En Mahahual y Xahuayxol se observaron diferencias significativas entre los periodos del 2017 ($T= 4.8, p = 0.0001$) (Fig. 8C).

4 Discusión

4.1 Composición fisicoquímica del agua superficial en cenotes y zonas costeras (2016–2017).

La tendencia de las variables químicas mostraron una gran variabilidad espacial y temporal. A continuación, con el objetivo de identificar variaciones estacionales y entre sitios localizados en la Riviera maya (zona con un impacto turístico medio) y Costa Maya (zona con un impacto turístico bajo), se discutirá el comportamiento de las variables químicas durante los años 2016 y 2017, periodos en los cuales la influencia de las arribazones masivas de *Sargassum ssp.* fueron significativamente menores que en el 2018 y 2019 (Chávez et al. 2020, van Tussenbroek et al. 2017).

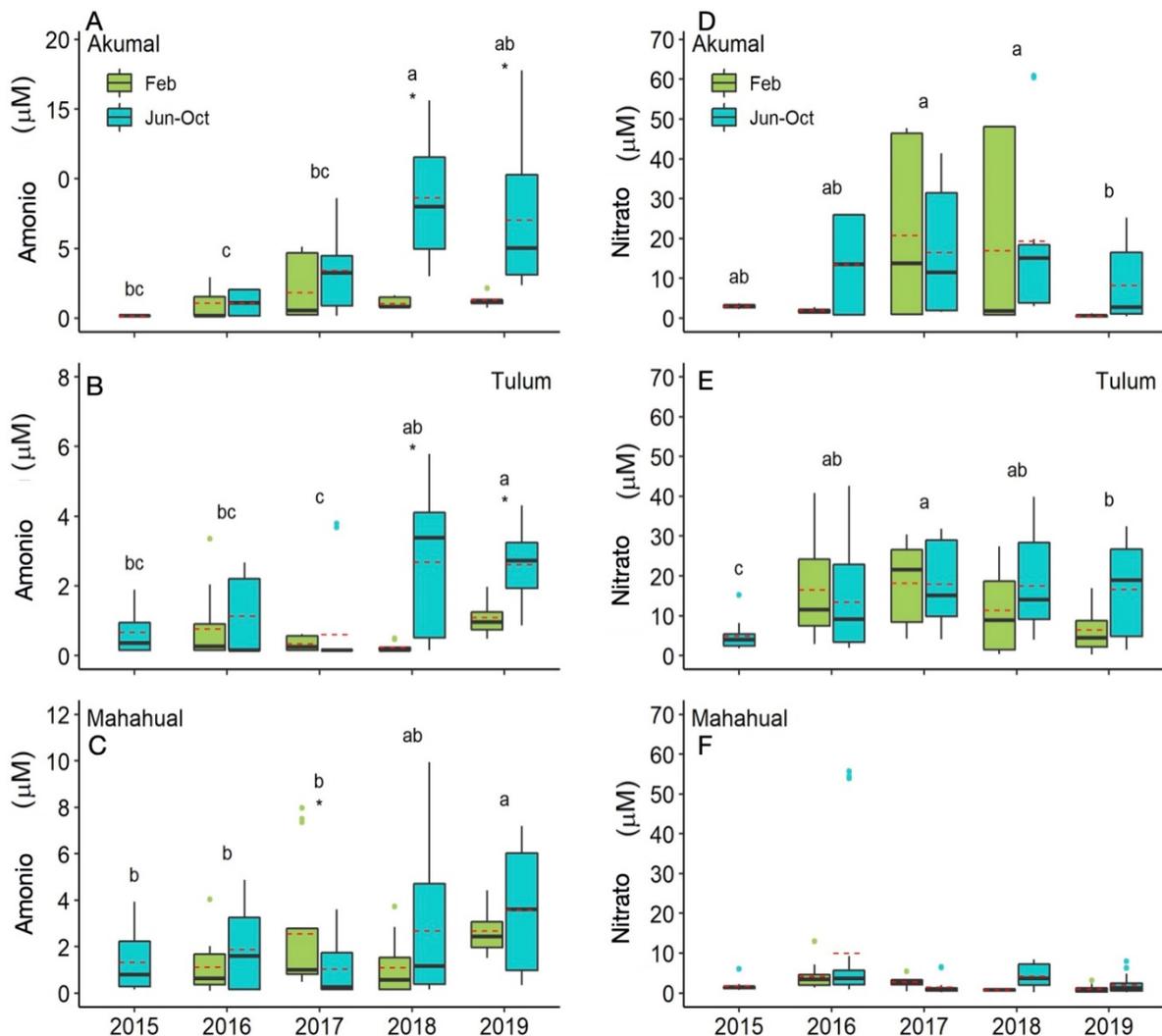


Figura 6. Concentraciones de NH_4^+ en A, B, C y concentraciones de NO_3^- en D, E, F. La línea horizontal roja punteada marca el promedio, la línea negra continua marca la mediana. Las letras marcan diferencias significativas entre años ($p < 0.05$), y los asteriscos corresponden a diferencias significativas entre periodos ($p < 0.05$) con y sin sargazo .

Entre el 2016 y 2017 la composición química del agua superficial de los cenotes presentó un patrón en las concentraciones de NH_4^+ , las mayores concentraciones se registraron durante octubre (temporada de nortes). En contraste, la variación de los NO_3^- permitió observar mayores concentraciones durante los meses de febrero y junio; los compuestos fosfatados no mostraron un patrón. La información sobre la composición química del agua en cenotes es escasa. Algunos estudios han asociado las altas concentraciones de amonio, fósforos y bacterias fecales con contaminación de origen antrópico, sin embargo, el alcance espacial y

temporal de cada trabajo dificultan establecer un comportamiento de las propiedades químicas del agua.

Por ejemplo, de la Lanza Espino et al. (2006) observaron en 5 cenotes (Playa del Carme-Tulum), valores de NH_4^+ de lo indetectable hasta $7.86 \mu\text{M}$, valores de NO_3^- de hasta $39.2 \mu\text{M}$ y de PO_4^{3-} de hasta $122.6 \mu\text{M}$, observando las mayores concentraciones en noviembre (nortes). En contraste, Saint Loup et al. (2018) analizaron 18 cenotes en Tulum en donde registraron valores de NH_4^+ de hasta $392 \mu\text{M}$, NO_3^- de hasta $657.1 \mu\text{M}$ y PO_4^{3-} de hasta $48.3 \mu\text{M}$, en marzo-abril. Su análisis bacteriológico reveló cenotes con concentraciones de hasta 300 CFU/100 ml *Escherichia coli*. Los valores elevados se atribuyeron a las actividades antrópicas (agricultura, descargas residuales, detergentes).

La alta variabilidad de estos parámetros, contribuye a un continuo cambio en la composición química del agua. Las elevadas concentraciones de NO_3^- son típicas en las aguas subterráneas cársticas (Scanlon 1990). Por ejemplo, Alcocer (1998) registró en 5 cenotes concentraciones máximas de $85.7 \mu\text{M}$ de nitrato, al igual que de la Lanza Espino et al (2006). Sin embargo, en cenotes próximos a asentamientos antrópicos, las concentraciones ascienden $> 300 \mu\text{M}$ (Saint-Loup et al. 2018) asociándose a contaminación antrópica. Las concentraciones de compuestos nitrogenados (NH_4^+ , NO_3^-) registradas entre el 2016 y 2017 en los cenotes de este estudio, no excedieron los límites permisibles por el criterio Ecológico 001/86 para uso recreativo y protección de vida acuática (Tabla VI). Sin embargo, es necesario implementar una política de manejo para la disposición de aguas residuales y evitar la contaminación del recurso.

En algunos cenotes se ha documentado un incremento en las concentraciones de nutrientes, por ejemplo, en el cenote Manatí, Mutchler et al. (2007, 2010) registraron concentraciones de amonio desde indetectable hasta $0.9 \mu\text{M}$, durante la temporada seca. En la misma temporada, en este trabajo se reportaron concentraciones de $\text{NH}_4^+ < 0.55 \mu\text{M}$ para 2016 y 2017, con un máximo de $1.29 \mu\text{M}$, en durante octubre de 2017. La disponibilidad del amonio en estas aguas puede deberse a dos factores 1) la contaminación de origen antrópica, debido a escurrimientos o filtraciones de fosas sépticas y/o a las actividades turísticas, y 2) procesos de amonificación, los cuales se verán favorecidos por la descomposición de materia orgánica y condiciones óxicas (Lapointe et al. 1990).

De la misma forma, la concentración de nitratos en el cenote Manatí, ha incrementado mostrando variabilidad estacional, Alcocer et al. (1998) registraron un rango $22.4\text{--}72.8 \mu\text{M}$ en la temporada de secas y lluvias, con máximas concentraciones en la temporada seca. Mutchler et al. (2007, 2010) registraron valores de $73.5 \mu\text{M}$ y $85.1 \mu\text{M}$ para mayo-junio de 2005 y 2008, respectivamente. En el presente estudio, las concentraciones de nitrato fueron de $127.4 \mu\text{M}$ y $58.1 \mu\text{M}$ en el mismo periodo del 2016 y 2017, respectivamente. Esta variabilidad podría indicar

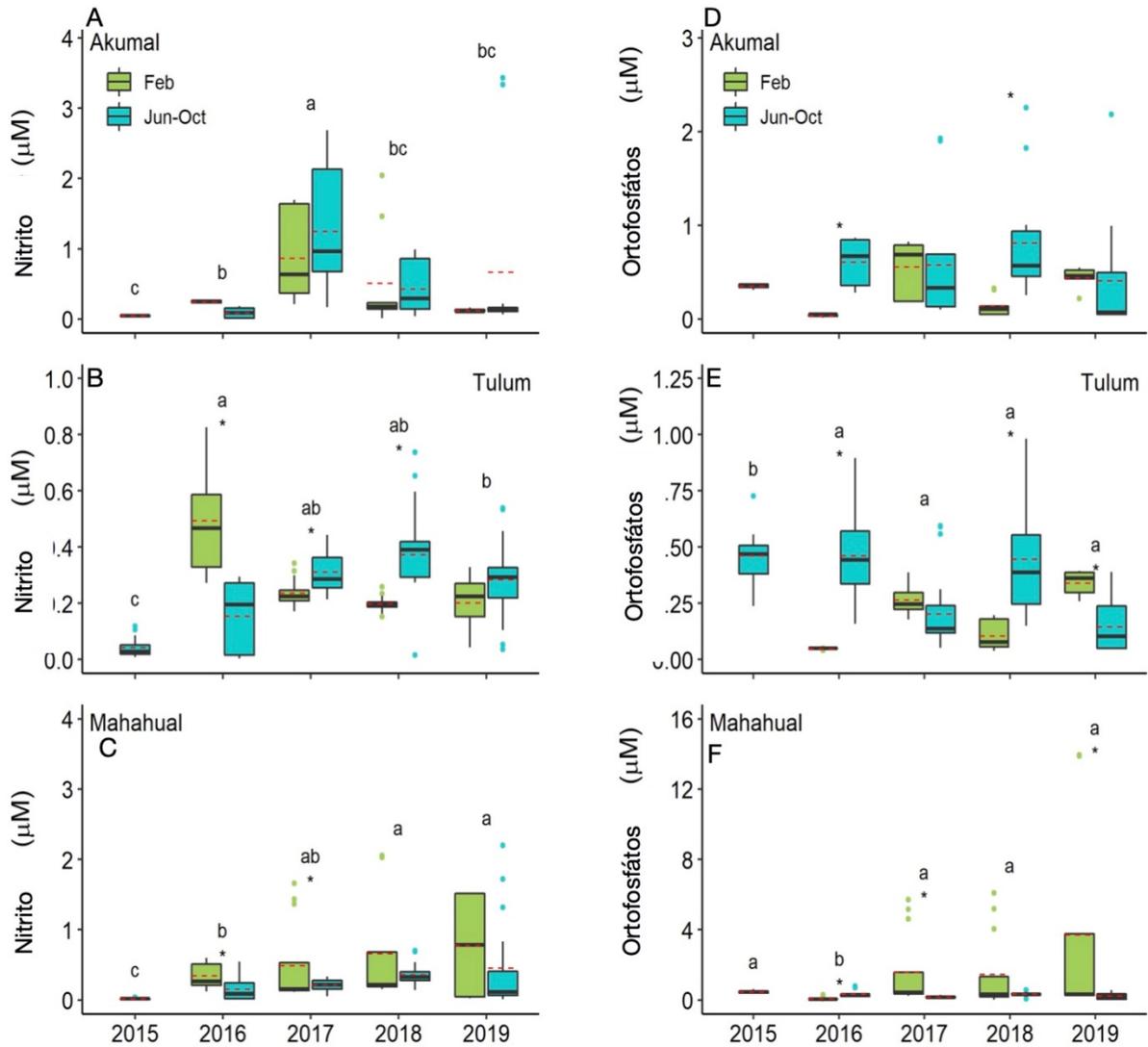


Figura 7. Concentraciones de NO_2^- en A, B, C, y concentraciones de PO_4^{3-} . La línea horizontal roja punteada marca el promedio, la línea negra continua marca la mediana. Las letras marcan diferencias significativas entre años ($p < 0.05$), y los asteriscos corresponden a diferencias significativas entre periodos ($p < 0.05$) con y sin sargazo.

cambios en la carga de nutrientes asociados con el efecto de la mezcla de agua marina y subterránea (Null et al., 201; Hernández-Terrones et al., 2015) y los periodos de sequía.

Considerando la cercanía a la costa ~ 70 m, la estrecha conexión con el ambiente marino (DSAS Teek) y las actividades recreacionales que se realizan en el Cenote Manatí, la disponibilidad del nitrato y amonio se encontrará en función de esta compleja interacción, ya que, por un lado, el uso de los bañistas y los escurrimientos de aguas residuales aportarán nitrógeno en forma de amonio. Aunado a eso, las aguas subterráneas arrastrarán

concentraciones elevadas de nitratos, que al entrar en contacto con aguas oxidadas y materia orgánica lábil transportada por el mar adyacente, favorecerán los procesos de amonificación y nitrificación.

En los ambientes costeros, entre el 2016 y 2017, la disponibilidad de nutrientes inorgánicos disueltos no excedieron el máximo permisible establecido por el CE-CCA-001/89 para contacto primario, pero si excedieron las concentraciones permisibles para el cuidado de la vida marina y acuática (Tabla VI). Las playas mostraron una alta variabilidad espacial y temporal en su composición química (Anexo 1); esto era de esperarse, ya que la Riviera Maya recibió para ese periodo ~ 9.8 millones de turistas mientras que la costa maya ~1 millón de turistas (SEDETUR 2018). Además, cada playa presenta una hidrodinámica particular y diferencias en los aportes de aguas subterráneas, bajo una variación climática marcada con temporadas de sequía y lluvias, que favorecen una variación espacial y temporal en la composición química del agua.

En la bahía de Akumal de la Lanza Espino et al. (2006) registraron a 5 m de la costa $5 \mu\text{M}$ de amonio en época seca (marzo), los nitratos fueron indetectables y los compuestos fosfatados mostraron valores máximos de $3.2 \mu\text{M}$ en época de lluvia (agosto), a 5 m de la costa. En contraste, Hernández-Terrones et al. (2015) observaron para bahía de Akumal concentraciones de NH_4^+ promedio de $13 \mu\text{M}$, los valores de NO_3^- fueron de $2.6 \mu\text{M}$ con pico máximos en junio, mientras que los ortofosfatos fueron de $0.4 \mu\text{M}$. Entre el 2016 y 2017, las concentraciones máximas de NH_4^+ que se registraron en este trabajo, fueron de $2.9 \mu\text{M}$ Los picos máximos se observaron en febrero 2016 y octubre 2016 y 2017.

Por otro lado, las máximas concentraciones de nitratos y ortofosfatos se registraron en octubre del 2016 y 2017 (26.0 y $22.4 \mu\text{M NO}_3^-$ y 0.85 y $0.69 \mu\text{M PO}_4^{3-}$ respectivamente), valores mayores a los previamente registrados (de la Lanza Espino et al., 2006; Mutchler et al., 2010; Hernández-Terrones et al., 2015). De acuerdo a los análisis estadísticos, entre el 2016 y 2017 la bahía de Akumal presentó una variabilidad estacional de ~53 % de los monitoreos, y posiblemente diversas fuentes de nitrógeno que enriquecen el medio y dificultan su rastreo Sin embargo, los aportes de aguas residuales de los complejos hoteleros y el uso recreacional de los bañistas (snorkel, buceo) podrían considerarse una fuentes constante y exponencial para la zona, ya que el crecimiento turístico (números hoteles, casas vacacionales y una villa) ha incrementado rápidamente los últimos 5 años.

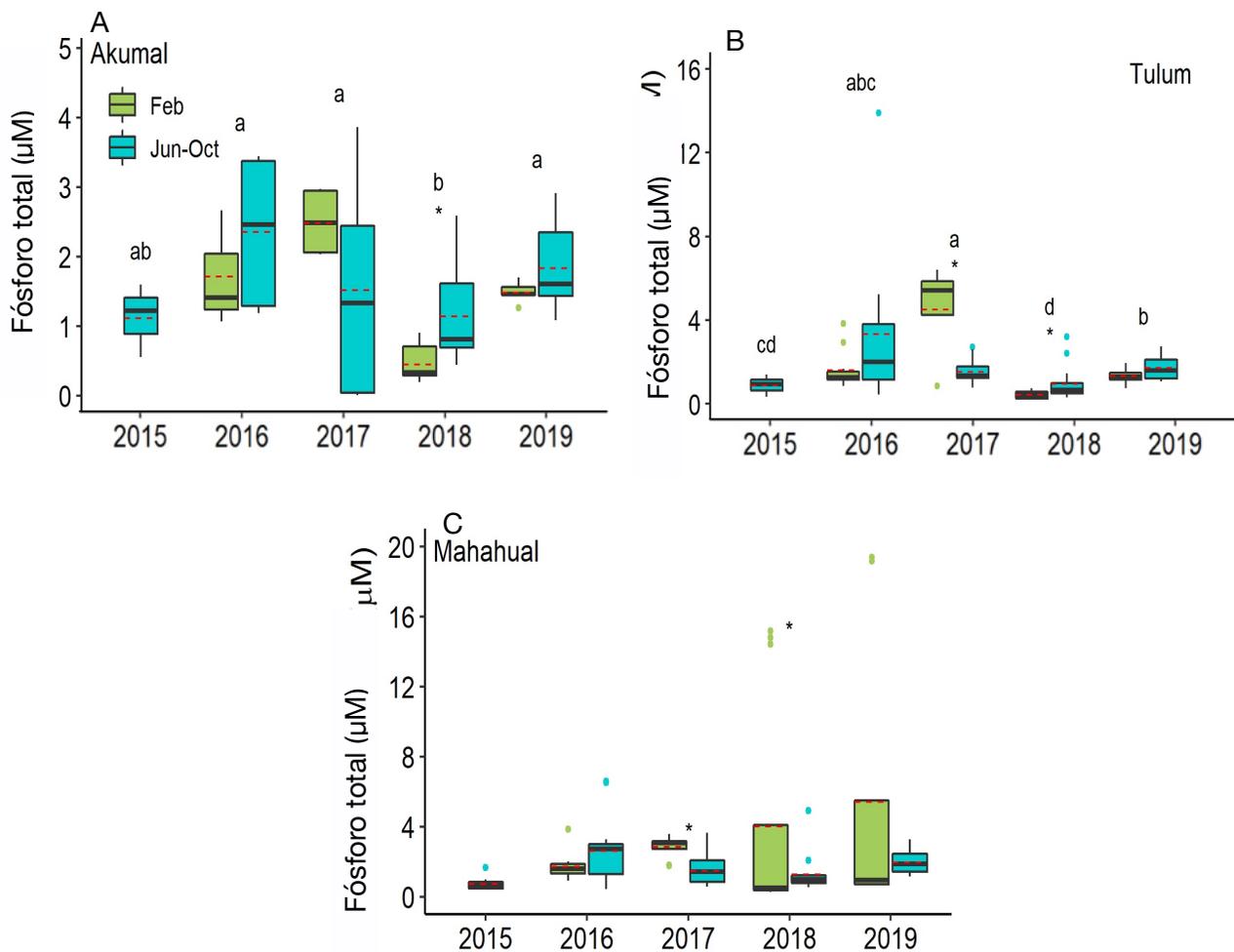


Figura 8. Concentraciones de PT. La línea horizontal roja punteada marca el promedio, la línea negra continua marca la mediana. Las letras marcan diferencias significativas entre años ($p < 0.05$), y los asteriscos corresponden a diferencias significativas entre periodos ($p < 0.05$) con y sin sargazo.

Tabla VI. Parámetros establecidos por el Criterio Ecológico 001/89. Concentraciones expresadas en $\mu\text{M l}^{-1}$

Nutriente	Contacto Primario	Protección vida acuática	Protección vida Marina
NO_3^-	357	-	2.85
NO_2^-	3.57	-	0.142
NH_4^+	-	4.2	0.71
PO_4^{3-}	-	0.80	0.064

En las playas de Tulum entre el 2016 y 2017, los nutrientes mostraron una alta variación temporal y espacial. Saint Loup et al. (2018) observaron en dos sitios costeros de Tulum, con un distanciamiento de 50 m, valores de nitratos de 4.1 y 13.6 μM . Este contraste en un espacio limitado representa un problema en el manejo del agua para ambientes cársticos.

En este caso, las concentraciones de nitratos, silicatos y salinidad en las playas localizadas frente a los hoteles Shambala y Chávez, indicaron la presencia de agua subterránea. En el Caribe Mexicano, la detección de sitios bajo influencia de agua subterránea se encuentra bien documentada (Hernández-Terrones et al., 2010; Null et al., 2014; Parra et al., 2014, 2016; Young et al., 2018) usando trazadores químicos y físicos, como la salinidad, temperatura, OD y silicatos. Hernández-Terrones et al. (2010) observaron en una DSAS en octubre del 2006, una comportamiento inversa entre la salinidad y los silicatos. En Shambala y Chávez, al igual que Hernández-Terrones et al. (2010), la salinidad mostró una relación inversa con SiO_4^{4-} ($r = -0.58$). Sin embargo, a diferencia de las DSAS en Puerto Morelos en forma de ojo de agua (Hernández-Terrones et al., 2010), Shambala y Chávez reciben agua subterránea mediante fisuras.

En la costa Maya, entre Mahahual y Xahuayxol se observó mayor variación estacional en las playas de Mahahual (3), que en Xahuayxol, en donde el 40% de los muestreos no mostraron diferencias significativas. A diferencia de las playas de Mahahual, en Xahuayxol la laguna arrecifal se encuentra mejor protegida contra el oleaje, aunado a la mínima presencia de actividades antrópicas, ya que en la playa de Xahuayxol habita una familia que se dedica a la pesca artesanal, mientras que en las playas de Mahahual se desarrollan complejos restauranteros y hoteleros sobre la línea de costa.

La variación de los datos que aquí se presenta demuestran la complejidad de establecer un mapa de dispersión para un contaminante introducido en puntos específicos, i.e. filtraciones de fosas sépticas. Además, se debe considerar que las concentraciones de nutrientes que se presentan representan un momento instantáneo. Sin embargo, el uso del valor de $\delta^{15}\text{N}$ en pastos marinos refleja la integración de nutrientes de ~6 meses, ya sea de origen antrópico, o por procesos naturales (i.e. nitrificación) (Green et al. 2015). El nitrógeno de las aguas residuales, comúnmente presentan valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 4–9 ‰, mientras que, los productores primarios presentan valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 0–2 ‰ (Aravena et al., 1993; Baker et al., 2010; Green et al., 2015).

Los resultados obtenidos en el presente estudio, además de ser los primeros en evaluar $\delta^{15}\text{N}$ en diferentes temporadas. Mostraron diferencias espaciales, con los valores más altos de $\delta^{15}\text{N}$ en las playas de Akumal y Tulum (6.4 ‰), región con mayor desarrollo turístico que Mahahual-Xahuayxol. Durante julio y octubre del 2016 y febrero de 2017, Akumal mostró valores

similares a los registrados en Puerto Morelos (2.4-2.5 ‰), clasificado como de desarrollo turístico bajo (Sánchez et al. 2013). Sin embargo, durante julio y octubre de 2017 los valores isotópicos detectados en Akumal sugirieron un enriquecimiento de nitrógeno, a través de aguas residuales no tratadas (Aravena et al., 1993; Mutchler et al., 2010), similar a sitios con desarrollo turístico medio. La variabilidad observada en el $\delta^{15}\text{N}$ se puede asociar con un aporte intermitente de aguas residuales no tratadas. En el caso del sitio T1 (playa Tulum) durante 2016 y agosto de 2017, se detectó una composición isotópica entre 5.5 y 6.4, lo cual es propio de lugares con desarrollo turístico intermedio. Ligeramente menores a los registrados por Sánchez et al. (2013) (7.6–8.8 ‰), pero indicativos del aporte de nitrógeno originado en aguas residuales sin tratar. Los cambios en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *Thalassia testudinum* es atribuido a la variabilidad propia de los aportes de nitrógeno de origen antrópico y natural (Mutchler et al., 2007, 2010; Sánchez et al., 2013). En Mahahual y Xahuayxol, la composición isotópica varió entre 0.7 y 4.4 ‰, típico de sitios con un bajo desarrollo de actividades humanas (Sánchez et al., 2013), con excepción de Mahahual 2, el cual evidenció un enriquecimiento de nitrógeno de origen antrópico en junio de 2016.

4.2. Eventos atípicos de *Sargassum* spp. y su efecto en la calidad de agua en las playas del Caribe Mexicano

Los efectos del deterioro de la calidad del agua causado por la afluencia de *Sargassum* spp. (jun/jul-oct de 2018 y 2019), se hizo evidente con el incremento en las concentraciones de NH_4^+ y fósforo total y la disminución en el oxígeno disuelto. Sin embargo, la variación en el grado de impacto del sargazo en el Caribe Mexicano y las condiciones oceanográficas costeras, así como, el deterioro de la calidad del agua es altamente variable. La afluencia masiva de *Sargassum* spp. ocurrida durante el 2015, provocó un exceso de materia orgánica, generando una columna de agua con mayores niveles de nutrientes, bajas concentraciones de oxígeno disuelto y de luminosidad y mortandad de organismos marinos (van Tussenbroek et al., 2017; Rodríguez-Martínez et al., 2019; Pérez-Gómez et al., 2020). En el 2015, la acumulación y descomposición masiva del *Sargassum* spp causó en la playa del mirador Nizuc (Cancún), la sucesión de las praderas de pastos marinos (~5700 m²) por algas calcáreas rizofíticas (ej. *Halimeda* spp.) o epífitas. Mientras que, en Puerto Morelos se registró la mortalidad del 27 % de las colonias de corales cercanos a la costa (van Tussenbroek et al., 2017). A mediados del 2018, los lixiviados y descomposición del *Sargassum* spp. causaron la muerte de 78 especies marinas, el ~ 58% correspondió a peces, seguido de los crustáceos (28%). Los mayores reportes se registraron en el sector norte de la costa del Caribe Mexicano (Rodríguez-Martínez et al., 2019) siendo la causa principal de muerte la hipoxia y el deterioro de la calidad del agua. En ambientes marinos, los taxones serán sensibles a niveles bajos de OD (< 4 mg l⁻¹). Por lo tanto, la mortalidad dependerá en gran medida del taxon, siendo el grupo de los peces y

crustaceos los más sensibles ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) (Vaquer-Sunyer y Duarte 2008, Nelson y Altieri 2019). La presencia de las algas pelágicas, su prevaencia y descomposición en las lagunas arrecifales, no sólo ocasionará un incremento en la tasa fotosintética y de consumo, ya que la falta de luz por la acumulación del alga o a la denominada Sargassum-brown-tides “Sbt” (por sus siglas en ingles), la disminución del pH, y el incremento de la temperatura, afectarán la demanda y asimilación del oxígeno.

Durante la Sbt de agosto del 2015, van Tussenbroek et al. (2017) observaron en Puerto Morelos, durante un periodo de 24 h, el comportamiento del OD arriba de una porción de pradera de pastos marinos, el OD osciló en $\sim 5 \text{ mg l}^{-1}$. Sin embargo, bajo condiciones sin sargazo Haas et al. (2010) registraron valores de OD $> 9 \text{ mg l}^{-1}$ (durante la mañana). Si bien la disponibilidad del oxígeno se encontrará en función de: a) el tipo de organismo bentónico que domine, b) los mecanismos físicos inducidos por la batimetría de la costa y c) la hora del día. Los datos de OD observados en las playas de Mahahual entre el 2016 y el 2019, mostraron una tendencia a disminuir. En el 2016, 2017 y feb del 2018, el OD fue de $9.1 \pm 3.0 \text{ mg l}^{-1}$; sin embargo, durante el 2018 y 2019, el OD fue de $4.6 \pm 2.8 \text{ mg l}^{-1}$. La remoción del alga en esas playas fue escasa y/o nula, considerando las particularidades de cada sitio y el grado de impacto, la disminución en los valores de OD fue evidente.

La playa de Xahuayxol nunca recibió remoción del alga y van Tussenbroek et al. (2017) observó que la arribazon masiva del 2015 dejó una capa de 0.5–0.6 m de ancho acumulada en los primeros $\sim 25\text{-}50 \text{ m}$ de la línea de costa y aún hasta septiembre del 2016 en Puerto Morelos se continuó observando una reducción en la visibilidad del agua (van Tussenbroek et al., 2017). Mientras que las playas de Xhahuaxhol se encuentran relativamente protegidas del oleaje y posiblemente los valores de OD registrados durante el 2016 se encuentren reflejando el efecto de la Sbt y la acumulación y descomposición del sargazo ocurrido en el 2015, ya que los valores de OD oscilaron en $2.6 \pm 0.8 \text{ mg l}^{-1}$. Para junio y octubre del 2017 y febrero del 2018 y 2019, los valores de OD fueron de $7.8 \pm 0.7 \text{ mg l}^{-1}$, sin embargo, entre jun-jul y octubre del 2018 y 2019 los valores nuevamente disminuyeron observándose un promedio de $2.8 \pm 3.1 \text{ mg l}^{-1}$.

Se ha sugerido que la alta demanda de oxígeno de la columna de agua ocasiona condiciones de hipoxia y procesos anaeróbicos que favorecen altas concentraciones amonio y ácido sulfhídrico (Gray et al. 2002). Estas condiciones de hipoxia han conducido una alta mortandad de especies marinas (Rodríguez-Martínez et al., 2019), con afectos en la dinámica trófica bentónica, reduciendo el funcionamiento de los ecosistemas arrecifales en el Caribe mexicano (Cabanillas-Terán et al. 2019).

Por otro lado, las Sbt incrementan la carga de nutrientes en los sistemas coralinos (van Tussenbroek et al., 2017). En febrero y mayo del 2018, Pérez-Gómez et al. (2020) registraron

entre Isla Blanca y Puerto Morelos valores de NH_4^+ entre 0.9–3.4 μM , mientras que Rodríguez-Martínez et al. (2019) observaron dos días después de la mortandad masiva (9 mayo, 2018), valores de amonio de 4.6–8.8 μM en Puerto Morelos. Mientras que Vázquez-Delfín et al. (2021) registraron en septiembre del 2018 valores de amonio de $17.3 \pm 5.4 \mu\text{M}$ para playa Blanca, Akumal y $5.6 \pm 2.4 \mu\text{M}$ en playa Coral, Cancún. Si bien cada sitio costero recibió un impacto diferente en cuanto a la arribazon de sargazo y poseen hidrodinámica particular, las concentraciones registradas en este trabajo durante junio/julio-octubre del 2018 y 2019 en la bahía de Akumal, las playas de Tulum y Mahahual-Xahuayxol, mostraron valores de amonio (i.e. Akumal julio-octubre 2018, $8.6 \pm 4.8 \mu\text{M}$, $7.03 \pm 4.8 \mu\text{M}$ junio-octubre 2019) similar a lo registrado por los estudios previos.

Los niveles de NH_4^+ que se registran entre el 2016 y 2019 mostraron diferencias significativas entre los periodos con y sin sargazo, aumentando considerablemente las concentraciones atípicas para zonas oligotróficas (de la Lanza Espino et al., 2006). Si, las altas concentraciones de amonio prevalecen en el medio marino, podría generarse un riesgo para la salud ecosistémica. Ya que el amonio tiende a estar en equilibrio con el amoniaco, que en combinación con las elevadas concentraciones de H_2S y los bajos niveles de oxígeno disuelto, vuelven al medio extremadamente tóxico para los organismos, causando mortandad, como se observó en zonas al sur del Caribe mexicano (Rodríguez-Martínez et al. 2019).

La disponibilidad de los nitratos parece responder a otros factores influenciados por procesos de nitrificación (disponibilidad de OD) y/o al aporte de las descargas submarinas del acuífero, estas últimas han sido caracterizadas por transportar al medio costero elevadas concentraciones de NO_3^- (Hernández-Terrones et al. 2010, Null et al. 2014). Durante este estudio, las mayores concentraciones de nitrato ocurrieron en aquellos sitios influenciados por DSAS (Tulum y Akumal). Sin embargo, los valores registrados fueron el doble a lo observado por Pérez-Gómez et al. (2020) para Puerto Morelos, laguna arrecifal altamente influenciadas por las DSAS.

El incremento del nitrato puede ser debido a los siguientes factores: a) la suma del aporte de las DSAS, b) la descomposición del sargazo y/o c) al ingreso de aguas residuales. El exceso de nitrato registrado concuerda con las estimaciones de nitrógeno ~ 30 y fósforo $\sim 3-10$ veces más, respectivamente, que las DSAS pueden aportar al medio (van Tussenbroek et al. 2017). De acuerdo con Pérez-Gómez et al. (2020) se observaron valores del $\delta^{15}\text{N}$ en *Thalassia testudinum* y *Sargassum* spp. similares (0.62 ‰ y -0.95 ‰ temporada seca, respectivamente), lo que podría estar indicando el aporte adicional de nitrógeno al medio marino a travez del *Sargassum* spp. .

En cuanto a los compuestos fosfatados, en este tipo de sistemas oligotróficos cársticos (de la Lanza-Espino et al., 2006), se espera que su disponibilidad en la columna de agua se encuentre limitada, ya que las propiedades de las rocas carbonatadas adsorben las moléculas de fosfato, limitando su disponibilidad en el medio ambiente (Lapointe et al., 1990). El ingreso de este nutriente a las zonas costeras puede ocurrir a través de las descargas subterráneas, filtraciones de fosas sépticas, descargas residuales, entre otras.

Sin embargo, actualmente el incremento de materia orgánica originada por el sargazo puede ser otra fuente al medio. Para Puerto Morelos y Punta Caracol (norte de Cancún) la concentración de fosfato registró un intervalo de 3.9–6.12 μM , días después del evento masivo del 2018 (Rodríguez-Martínez et al., 2019). En la región de estudio, las concentraciones de fósforo oscilaron entre 0.22–14.7 y 0.68–19.2 μM , durante el 2018 y 2019, respectivamente. Evidenciando que una fracción de las concentraciones del fósforo disponibles provienen de la disponibilidad de materia orgánica originada por el sargazo, considerando que la concentración base de fósforo es 0–3 μM (de la Lanza-Espino et al., 2006).

La disponibilidad de P en sistemas carbonatados someros se verá influenciado por procesos turbulentos que resuspenden el sedimento y liberan el fósforo atrapado (Pérez-Gómez et al. 2020), y la disponibilidad de oxígeno disuelto, ya que en los fondos anóxicos la acidez generada por la descomposición de la materia orgánica y la oxidación de sulfuros de los sedimentos, disolverán el carbonato de calcio, liberando las moléculas de fósforo unidas a las partículas de CaCO_3 (Zhang et al. 2004).

En Mahahual, los valores de fósforo mostraron un patrón estacional con elevadas concentraciones durante febrero. Inclusive en mayor concentración a la registrada durante los eventos de arribazón de sargazo para la zona de Akumal y Tulum. El comportamiento de los vientos locales durante este mes cambia de dirección y magnitud del norte-noreste a sureste (Coronado et al. 2007), propiciando la resuspensión del sedimento mientras que una disminución de OD fue registrada. Posiblemente y bajo esta condición climática e hidrodinámica, la zona costera de Mahahual se encuentre exportando fósforo hacia el mar abierto, considerando que el tiempo de residencia es corto durante esta época del año (Coronado et al. 2007, Romero-Sierra et al. 2018).

Los efectos en el deterioro de la calidad del agua a largo plazo son difíciles de evaluar. La capacidad de resiliencia del Caribe Mexicano está en función de procesos de meso y microescala que impactan de forma particular en cada playa. Por ejemplo, en Puerto Morelos, el $\delta^{15}\text{N}$ en los tejidos de pastos marinos (*Thalassia testudinum*) evidencian: 4.2 ± 0.51 ‰ febrero 2013 (antes de Sbt), 3.41 ± 0.19 ‰ octubre 2015 (después de la Sbt), 1.74 ± 0.24 ‰, febrero 2018, y 1.08 ± 0.63 ‰ mayo 2018, cuya principal fuente de N comenzó a ser la materia

orgánica originada por el *Sargassum spp.* (-0.55 ± 0.13 – 0.19 ± 0.19 ‰, entre playa Coral y playa Mirador) (van Tussenbroek et al., 2017, Pérez-Gómez et al., 2020, Vázquez-Delfín et al., 2021). En el sur del Caribe mexicano, Cabanillas-Terán et al. (2019) registraron cambios en la estructura trófica del erizo *Diadema antillarum*, asociándolo a la disminución de OD y al incremento de materia orgánica originada por las arribazones de *Sargassum spp.* ocurridas entre julio-agosto del 2015.

Con el análisis de datos, la reducción de variables a través del ACP permitió explicar 55.5 % de la variabilidad de la calidad del agua considerando el efecto del incremento de la materia orgánica originada en las arribazones masivas de *Sargassum spp.* Durante el periodo de jun/ jul-oct de 2018 y 2019 ocurrió la mayor afluencia de sargazo en el Caribe Mexicano (Chávez et al. 2020). Los sitios Akumal, Tulum y sugieren una relación inversa entre la cobertura de sargazo y el incremento de la concentración de amonio con respecto a la disponibilidad de OD de la columna de agua. Mientras que, los periodos sin o escasa presencia de sargazo fueron relacionados con la menor cobertura de sargazo y bajas concentraciones de amonio, pero sí con los nitratos.

Por otra parte en Mahahual-Xahuayxol, durante febrero de 2017 a 2019, la concentración de fósforo pudo estar asociada a la disminución de OD en la columna de agua y a la resuspensión de sedimentos. Corroborando las particularidades anteriormente discutidas sobre los posibles mecanismos climáticos que conducen al incremento de fósforo en esta región. Por ejemplo, Pérez-Gómez et al. (2020) observaron para Puerto Morelos una disminución en la concentración de fósforo en el sedimento en la temporada de secas (4.8 ± 0.53 µM) y nortes (3.2 ± 0.61 µM) y en contraste un incremento de fósforo en la columna de agua durante los nortes (2.9 ± 0.28 µM) y en época seca (0.74 ± 0.08 µM.) Atribuyendo estos cambios al posible efecto de la resuspensión del sedimento en estos ecosistemas costeros poco profundos.

5. Conclusiones

El análisis de la serie de datos bajo diferentes enfoques permitió observar el comportamiento de la calidad del agua costera en playas y cenotes del centro y sureste del Caribe Mexicano bajo diferentes escenarios. Entre el 2016 y 2019, los años con menor presencia de sargazo fueron el 2016 y 2017 (Chávez et al. 2020) y con base en el análisis estadístico para esos dos años, la localidad (sitio) contribuyó con la mayor variabilidad (51%), de los tres factores estudiados; es decir, que las condiciones locales de cada playa influirán significativamente en la calidad del agua. Se estima que para el 2050, la población del estado de Quintana Roo crezca un 56% superior al 2018, lo cual traerá como resultado el incremento de nutrientes inorgánicos disueltos que al ingresar a la costa mediante las DSAS o desagües, causará cambios en la estructura bentónica.

La disponibilidad de NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ y PO_4^{3-} contrastada con los CE-CCA-001-89 muestran a las playas de la Riviera Maya y Costa Maya con concreciones de nutrientes no óptimas para la protección de la vida marina. Los registros de nitrógeno en forma de amonio señalaron un aporte continuo de contaminación antrópica reciente y puntual. Por otro lado, las elevadas concentraciones de nitratos y silicatos permitieron diferenciar los sitios con influencia directa de aguas de origen subterráneo. Los valores isotópicos en pasto marino señalaron pulsos de aportes de agua residuales sin tratar en la bahía de Akumal y Tulum.

A partir del evento atípico de sargazo ocurrido a mediados del 2015, se consideró que los lixiviados originados por la descomposición de la materia orgánica (Sbt), aportarían al medio considerables cantidades de N y P, disminuyendo la penetración de la luz y la disponibilidad de oxígeno disuelto. De acuerdo a los análisis realizados y considerando las arribazones masivas de *Sargassum spp.* ocurridas de junio-octubre del 2018 y 2019, se observaron cambios en la composición química del agua superficial costeras de centro (Akumal–Tulum) y sureste (Mahahual–Xhahuaxhol), registrándose una mayor disponibilidad de amonio y nitritos y menor concentración de OD.

La disponibilidad del amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y OD explicaron el 34.6% de la variabilidad entre los periodos con mayores arribazones de *Sargassum spp.* Durante el 2018-2019, además de registrarse arribazones mayores a las del 2015; en algunas playas, el NH_4^+ mostró concentraciones máximas de hasta 15.6 μM , mientras que el OD mostró valores mínimos de hasta 0.11 mg l^{-1} . Se debe considerar que el grado de impacto que causa la acumulación de sargazo en cada playa es particular. Con la exposición de las mareas Sbt, se ha comenzado a registrar un deterioro en la calidad del agua ocasionando pérdidas en la cobertura de las praderas de pasto marinos, mortandad de peces, corales, crustáceos y equinodermos (van Tussenbroek et al., 2017; Rodríguez-Martínez et al., 2019; Cabanillas-Terán et al., 2019).

La remoción del sargazo de las playas no debería estar sujeta exclusivamente a la importancia turística. Es imprescindible que las zonas costeras reciban atención y se elabore un plan de remoción y eliminación del sargazo ya que la información recabada hasta ahora nos alerta de un daño a la biota. Si la frecuencia de las arribazones supera el tiempo de recuperación del sistema, este cambiará de forma permanente.

Con la información obtenida durante este estudio, se espera generar un precedente sobre la calidad del agua observada durante los días monitoreados con y sin el impacto de las mareas cafés. Es importante dar continuidad a la evaluación considerando la variación estacional y espacial, para poder detectar zonas potenciales a la eutrofización y priorizar un manejo adecuado del área para evitar futuras pérdidas ambientales y económicas.

CAPÍTULO 2

ANÁLISIS DE LA SALINIDAD SUPERFICIAL EN LA LAGUNA ARRECIFAL NOHOCH-TEEK (TULUM, QUINTANA ROO) BAJO LA INFLUENCIA DE UNA DSAS DURANTE UNA MAREA MUERTA Y VIVA

1. Introducción

Las estimaciones globales de las descargas submarinas de aguas subterráneas varían ampliamente, aproximadamente se ha calculado entre un 0.2 y 10 % del caudal que vierten los ríos (Church 1996, Garrels y MacKenzie 1971, Zekrser y Loaiciga 1993); estas descargas consistirán en agua recirculada de origen meteórico y marino, volumétrica y químicamente importante para la zona costera. Por ejemplo en Puerto Morelos, Quintana Roo, Hernández-Terrones et al., (2010); Florida Keys, (Paytan et al. 2006); Mar Yatsushiro, Japón, (Taniguchi et al., 2006), Indonesia, Oehler et al., (2017, 2019).

Diversos factores pueden influenciar las tasas y patrones de intercambio en las DSAS, en el continente la tasa de precipitación, la tasa de respuesta del acuífero, la permeabilidad, porosidad y el gradiente hidráulico (Taniguchi et al., 2002; Peterson et al., 2009; Knee y Paytan 2011; Oehler et al., 2017, 2019; Parra et al., 2014), son forzantes a considerar. Mientras que en el océano, el nivel del agua del mar es controlado por los cambios en la presión atmosférica, el viento, el oleaje, la batimetría, la marea y el contraste de densidades son factores que influenciarán las tasas y patrones de intercambio en las DSAS (Valle-Levinson et al. 2011, Taniguchi et al. 2002, 2006, Vera et al. 2012).

En el sureste de la Península de Yucatán, la relación entre el nivel piezométrico de los acuíferos subterráneos costeros, el nivel del mar y la diferencia de densidades, modulan la intensidad y dirección del chorro (Valle-Levinson et al. 2011). Esto da lugar a dos procesos complementarios: 1) la descarga submarina de agua subterránea (DSAS) a la zona costera, y 2) la intrusión de agua marina al acuífero (Taniguchi et al. 2002); esta interacción le otorga al sistema una vulnerabilidad ante la contaminación (Zektser y Dzhamalov 2007; Parra et al., 2014; Leal-Bautista et al., 2013). Hanshaw y Back (1980) estimaron que en las costas de la Península de Yucatán se descargan $\sim 23,500 \text{ m}^3 \text{ km d}^{-1}$; sin embargo, la plataforma continental se ha caracterizado por una estructura subterránea heterogénea y anisotrópica, lo cual dificulta el cálculo de agua intercambiada entre los sistemas. Recientemente, Null et al. (2014) registraron un mayor intercambio de agua en la región costera del centro (Sian Ka'an) y sur (Xcalak) del Caribe Mexicano (11.1 y $2.58 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), con respecto a la región norte (0.28 y $0.88 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), Cancún y Puerto Morelos.

Existen pocos trabajos que han descrito la variación espacial en el campo termohalino y las velocidades de descarga en las zonas de mezcla causadas por la interacción del agua

subterránea y marina en la región de la Península de Yucatán. Valle-Levinson et al. (2011) observaron en un área circundante a la DSAS Xbuya-Ha, en la costa Yucateca, una asociación entre mareas bajas y salinidades bajas, una mayor mezcla vertical y, por lo tanto menor estratificación. Mientras que Parra et al. (2016), observaron en la descarga denominada Pargos en Puerto Morelos, las variaciones sub-inerciales en los campos de salinidad y temperatura, siendo mayores las salinidades en la descarga durante el periodo de secas que en lluvias y más bajas las temperaturas en el periodo húmedo. En la misma descarga, Parra et al. (2015) registraron variaciones semidiurnas, con velocidades máximas en la bajamar de una marea viva (-0.25 y 0.33 m s⁻¹), observaron un menor rango en las velocidades durante la marea muerta, y que la mezcla de agua de mar y del acuífero subterráneo, es controlada por la marea. Con la finalidad de rastrear el paso del agua originada en la DSAS Teek, en este capítulo se describe durante una marea muerta y viva el comportamiento superficial de la salinidad, la temperatura y las concentraciones de ortosilicatos (SiO₄). Así como, la estimación del caudal de la DSAS costera “Teek”, localizada en la laguna de arrecife Nohoch-Teek al noreste de la Península de Yucatán.

2 Metodología

2.1 Área de estudio

El área de estudio se localiza al noreste de la Península de Yucatán, en la laguna arrecifal Nohoch-Teek, al norte de Tulum, Quintana Roo ($20^{\circ}15' 58.77''N$, $87^{\circ}23' 27.17''O$) (Fig. 9A). La laguna arrecifal intercambia agua subterránea y marina a través de diversos orificios que se encuentra de forma concéntrica a una descarga de mayor dimensión, la descarga “Teek”, localizada ~ 46 m de la línea de costa y a ~ 600 m de la barrera arrecifal (Fig. 9B). La línea de costa está orientada al suroeste, ~ 650 m hacia el sureste se encuentra una discontinua franja de arrecife sumergido que forma parte de la Barrera arrecifal Mesoamericana, con un canal localizado enfrente de la DSAS Teek de ~ 140 m de longitud.

La descarga Teek tiene un diámetro \sim de 2 m, localizada a una profundidad de ~ 3.6 m, con alineación NNW-SSE. En la descarga Teek se ha observado un abultamiento (set up) en la superficie de la salida del agua (observación en campo), similar a lo registrado por Valle-Levinson et al. (2011) en la descarga Xbuya-Ha durante las mareas bajas. En el polígono seleccionado de la laguna arrecifal Nohoch-Teek (0.40 km²) la profundidad media es de 1.5 m, mínima de 0.3 y máxima de 3.5 m, las máximas profundidades se ubican próximas a la barrera arrecifal y en la región circundante a la DSAS (Fig. 9C)

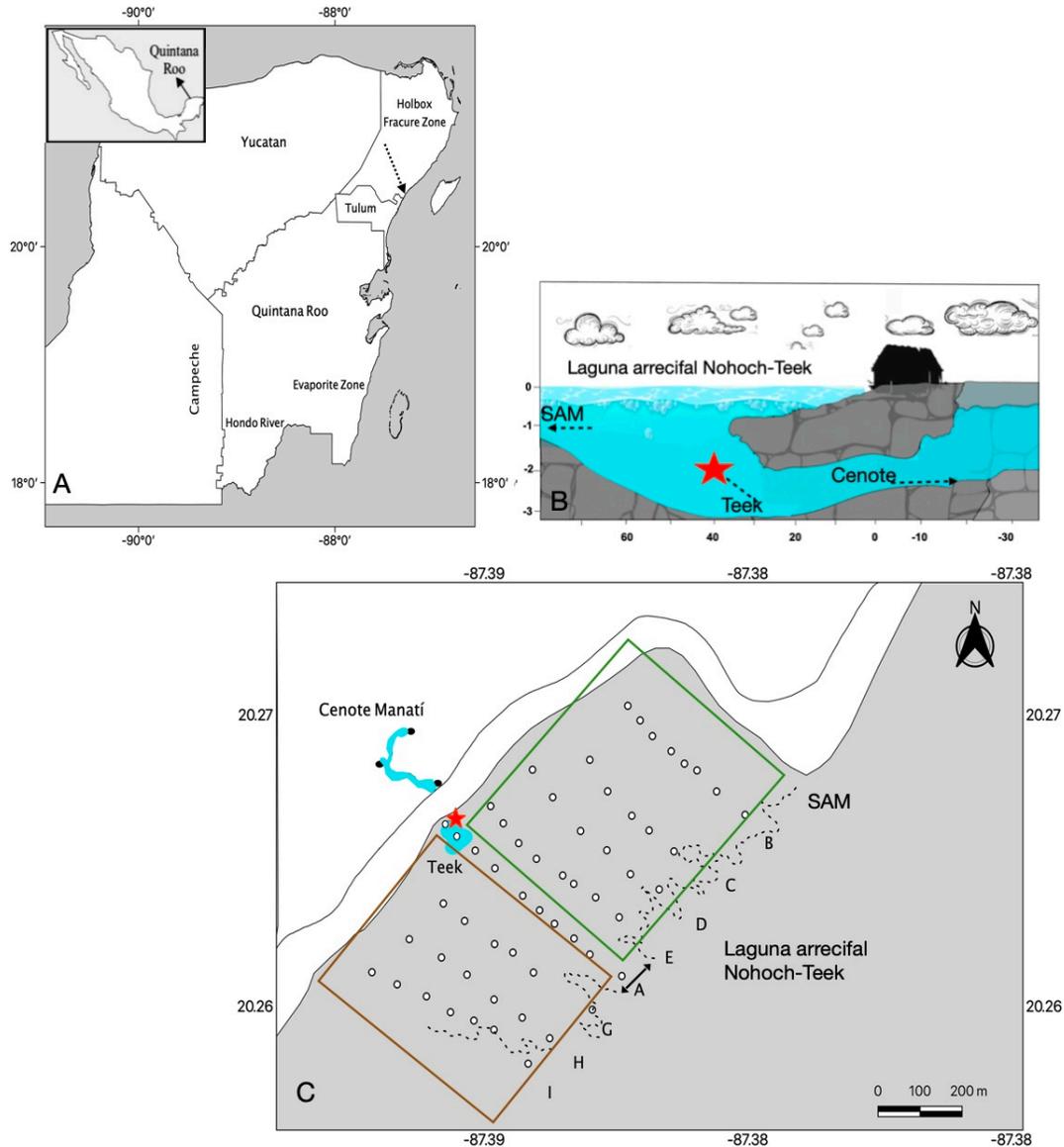


Figura 9. Área de estudio. A) Península de Yucatán, la flecha punteada señala la ubicación de la laguna arrecifal Nohoch-Teek y el Cenote Manatí, B) Esquema de la descarga submarina de agua subterránea Teek, localizada en la laguna arrecifal Nohoch-Teek. La estrella señala la posición en donde se tomaron mediciones con el flujómetro, C) Laguna arrecifal Nohoch-Teek, los círculos señalan los sitios monitoreados, la línea punteada indica la barrera arrecifal. La flecha indica el canal que conecta la laguna arrecifal con el océano abierto. El recuadro verde señala la región noreste de la laguna, el recuadro café, señala la región suroeste.

2.2 Métodos

En la laguna arrecifal Nohoch-Teek se realizaron dos campañas de observación, el 23 de noviembre del 2019 y el 25 de enero del 2020, se instaló un sensor de presión HOBO Depth Water Level U22-001-01 dentro de la laguna en la DSAS Teek a ~3 m de profundidad, los sensores se programaron para registrar un dato cada 15 minutos. En noviembre el sensor registró datos entre el 11/22/19 a las 19:00 h y el 11/24/19 a las 11:00 h, en enero el sensor registró datos entre el 01/25/20 a las 11:15 h y el 01/26/20 a las 11:00 h.

El 23 de noviembre se realizaron mediciones con un CTD YSI Castaway entre las 9:23 h y las 17:46 h, a lo largo de seis transectos perpendiculares a la costa, de longitud variable (Fig. 9C), con puntos de monitoreo cada ~ 50–100 m. Los recorridos se dividieron en tres bloques: a) Entre las 9:23 a 11:37 h, se recorrió el transecto A (~ 540 m de longitud), B (~ 380 m), D (~ 450 m) G (~ 440 m), H (~ 430) e I (~450 m). b) Entre las 14:18–16:15 h se recorrieron los transectos A, B, D, G y H; y c) Entre las 16:38 a 17:46 h se recorrieron cuatro transectos A, B, D, y G.

El 25 de enero del 2020, se realizaron lances de CTD entre las 12:58 y las 17:27 h, el trabajo se dividió en dos bloques: a) Entre las 12:58 a 15:34 h, se recorrieron los transectos B, C, E, G y H; y b) Entre las 15:47 a 17:27 h se recorrieron los transectos A, B, sitios 1 y 2 del transecto D y los sitios 1 y 8 en el transecto H.

Durante la bajamar del 23 de noviembre, entre las 12:24–12:30 h y entre las 13:57–14:00 h se realizaron mediciones con un flujómetro Global Water™ en un punto localizado en la descarga de agua subterránea Teek (Figura 9). El caudal de la DSAS se calculó siguiendo la ecuación (1), en donde Q es el caudal de la DAS medido ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), A, es el área del pasaje freático (m^2) y V, la magnitud de la velocidad medida del agua (m s^{-1}).

$$Q = A * V \quad (1)$$

En ambas campañas se tomaron muestras de agua superficial por duplicado, en el transecto A se colectaron en las primeras cinco estaciones y en la última estación (~500 m de la costa) y en el resto de los transectos (A, B, D, G, H e I) se colectaron las muestras a media laguna arrecifal (~250 m) y próximo a la barrera arrecifal (~500 m). En el laboratorio de Química de ECOSUR Unidad Chetumal las muestras se filtraron con filtros de microfibra Whatman™ de 0.45 μm . Las muestras se analizaron con base en Hansen y Koroleff (1983). Las lecturas colorimétricas se realizaron con un espectrofotómetro de UV-visible, SHIMADZU UV-1700.

Para conocer las condiciones meteorológicas durante los muestreos se utilizaron los datos del Servicio Académico de Monitoreo Meteorológico y Oceanográfico (SAMMO) de la Unidad Académica de Sistemas Arrecifales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM. Para caracterizar la batimetría de la laguna arrecifal, durante el 23 de noviembre se colectaron

datos con una ECOSONDA LOWRANCE LCX-112c de frecuencia dual (50 y 200 kHz) integrada con una antena GPS Garmin.

3 Resultados

3.1. Condiciones meteorológicas

Entre el 21 y el 25 de noviembre del 2019, los vientos provinieron del sureste con un ángulo de $158.8 \pm 109.5^\circ$ y rapidez de $4.1 \pm 2.0 \text{ m s}^{-1}$. La presión atmosférica promedio fue de $1013 \pm 1.06 \text{ hPa}$, la temperatura atmosférica promedio fue de $25.6 \pm 1.9^\circ\text{C}$. El 23, 24 y 25 se observaron rachas provenientes del noreste y disminuciones abruptas en la temperatura. El 23 de noviembre, la magnitud del viento registrada fue de $3.2 \pm 1.2 \text{ m s}^{-1}$, en su mayoría el viento provino del suroeste ($190.1 \pm 107.9^\circ$), la temperatura promedio fue de $25.6 \pm 2.24^\circ\text{C}$ y la presión atmosférica fue de $1,013.7 \pm 1.06 \text{ hPa}$. Entre las 3:00 y 9:00 h se observó una racha del noroeste ($337.7 \pm 26.2^\circ$), la temperatura disminuyó ($22.2 \pm 0.86^\circ\text{C}$) y la presión atmosférica mostró un máximo ~ a las 10:00 h (1016.2 hPa) (Fig. 10 A, B).

Entre el 23 y el 27 de enero del 2020, la magnitud de la velocidad del viento fue de $4.4 \pm 1.8 \text{ m s}^{-1}$, con dirección predominante del sureste ($167.1 \pm 109.9^\circ$). La temperatura promedio fue de $23.2 \pm 2.49^\circ\text{C}$. El 20, 24, 26 y 26 se observaron rachas provenientes del noreste y disminuciones abruptas en la temperatura. El 25 de enero, la magnitud del viento registrada fue de $4.2 \pm 2.1 \text{ m s}^{-1}$, en su mayoría el viento provino del suroeste ($208.6 \pm 146.1^\circ$), la temperatura promedio fue de $21.6 \pm 2.79^\circ\text{C}$. Entre las 0:00 y 9:30 h y entre 19:00 y 23:30 h se observaron dos rachas del noroeste, la temperatura disminuyó y la presión atmosférica mostró un máximo ~ a las 10:23 h (1019.07 hPa) (Fig. 10 C, D)

3.2 Variación del nivel del mar

Entre el 22 y 24 de noviembre del 2019, el nivel del mar dentro de la laguna arrecifal osciló de forma semidiurna en un rango de 0.34 m (Fig. 11A). El 23 de noviembre a las 00:15 h se registró la mínima bajamar (-0.18 m), a las 18:15 h se alcanzó la máxima pleamar (0.16 m). El 24 de noviembre se observó una bajamar con amplitud de -0.14 m y una pleamar de 0.15 m. Del 25 al 26 de enero del 2020, el nivel del mar registró un rango de 0.22 m. Durante el 25 de enero, la bajamar (-0.10 m) se registró a las 16:00 h, la pleamar a las 21:30 h (0.11 m) (Fig. 11B). El 26 de enero la bajamar registrada fue de -0.09 m y la pleamar de 0.12 m.

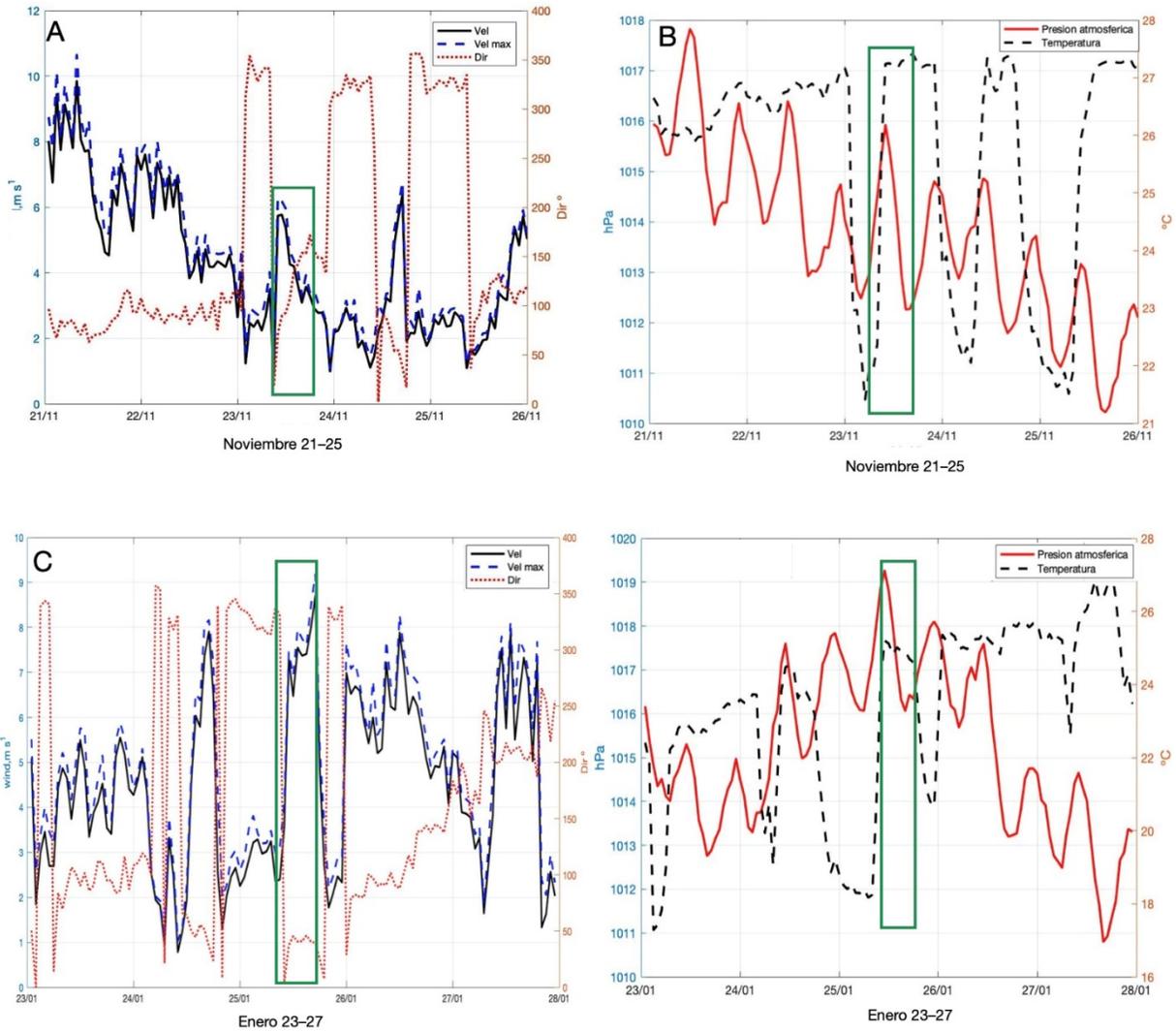


Figura 10. Datos de la estación Meteorológica SAMMO. A) Rapidez (m/s) y dirección del viento, B) Presión atmosférica (hPa) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$), correspondientes al 23 de noviembre del 2019. C) Rapidez (m/s) y velocidad del viento, D) Presión atmosférica (hPa) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$), correspondientes al 25 de enero del 2020.

3.3 Velocidad del flujo

Entre las 12:30–14:00 h del 23 de noviembre, la velocidad medida con el flujómetro fluctuó entre 0.1–1 m s^{-1} . La estimación del caudal promedio fue de 2.65 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$. Asumiendo que el caudal estimado es representativo al aporte de agua total observada en ese periodo de marea, la estimación del caudal en la descarga Teek sería de decir 2.298 $\times 10^5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

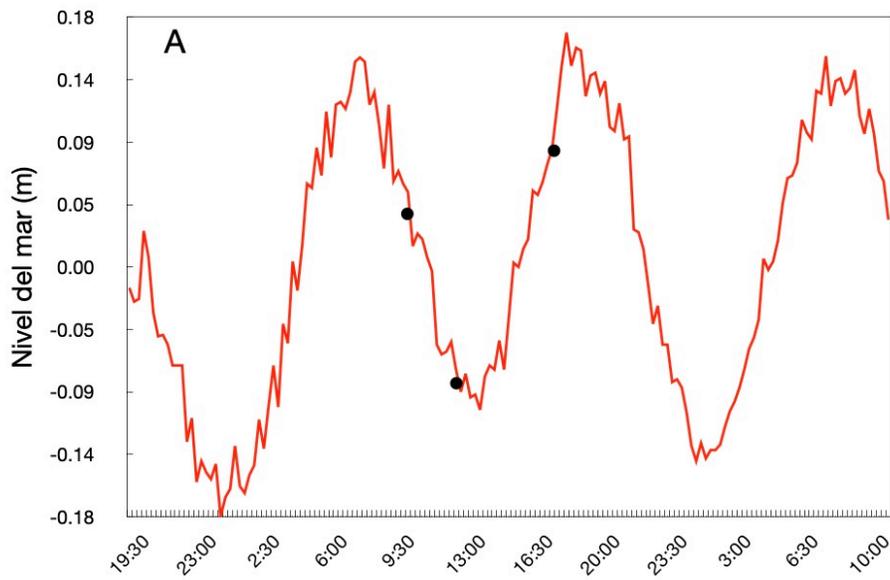
3.4 Distribución superficial de la salinidad y temperatura en la laguna arrecifal Nohoch-Teek

El 23 de noviembre entre las 9:23 y las 17:46 h, la salinidad superficial osciló entre 21.0–35.2 UPS. En la DSAS Teek se registraron los valores mínimos de salinidad (21.0), hacia el noreste de la DSAS y próximo a la barrera arrecifal se registraron las salinidades máximas (35.2). Los mayores gradientes se observaron en los primeros metros de los transectos A, G, H e I (Fig. 12A-C).

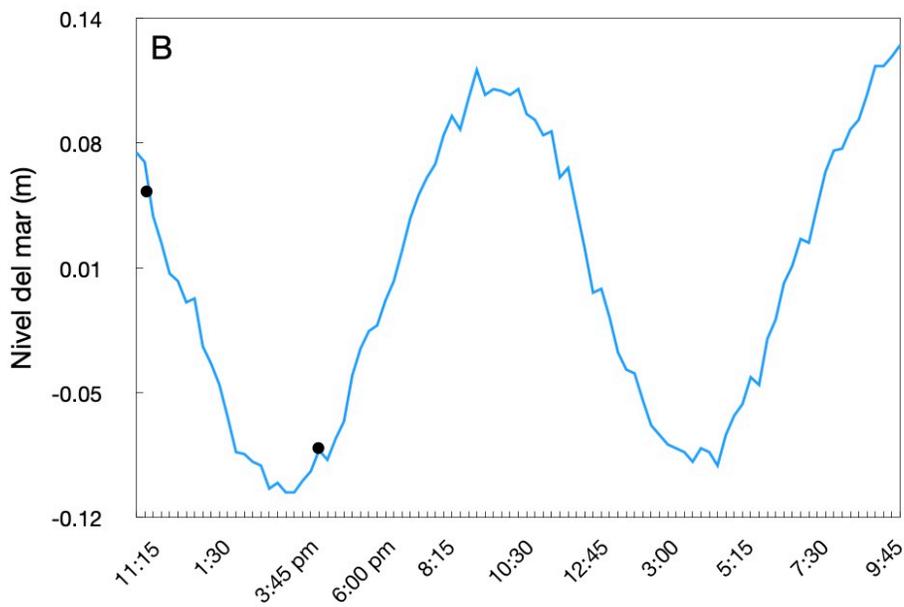
Entre las 9:30 y 11:37 h, el 86 % del área total presentó salinidades > 30.2 UPS. En la región centro (transecto A) y noreste (B y D), los valores de salinidad reflejaron la influencia de agua marina (34.8 UPS), al sureste de la DSAS en las estaciones G1, H1, 4 y 5 e I1, 4 y 5 se evidenció agua superficial con salinidades < 30 UPS (Fig. 12A). La temperatura superficial presentó valores entre 27.3–28.5 °C. En el transecto A, se observó una disminución de la temperatura hacia la barrera arrecifal (de hasta 0.8 °C) en el resto de los transectos se observaron zonas cálidas (28.1 ± 0.18 °C) (Fig. 13A).

Las menores salinidades superficiales (21.0 UPS) se observaron entre las 14:18 y 16:15 h, en la DSAS. Los valores máximos de 35.1 UPS se registraron en los sitios cercanos a la barrera arrecifal. El 65.2 % del área estudiada presentó salinidades superficiales > 30.9 UPS. El agua de menor salinidad (25.2 ± 2.78 UPS), trazó una pluma hacia el sureste, paralelo a la costa. En el transecto A, el agua con valores de salinidad < 33 UPS se observaron en los primeros 200 m hacia el sureste. En los transectos G y H, la pluma de agua con salinidades < 32 UPS, se extendió los primeros ~75 m a partir del primer punto de cada transecto (Fig. 12B). En los primeros 70 m del transecto A y en el transecto G, se registraron las menores temperaturas (27.5 ± 0.11 °C), el resto de la laguna mostró temperaturas > 28.2 °C (Fig. 13B).

Entre las 16:38 y 17:47 h, las salinidades mínimas (28.1 UPS) se observaron próximas a la DSAS Teek. El 66.6 % del área mostró salinidades superficiales > 31.1 UPS. A partir de la DSAS, los primeros ~ 200 m hacia el sureste, se observó una pluma de agua superficial con salinidades < 32.6 UPS (Fig.12C). Las zonas adyacentes a la DSAS, los sitios D1 y G2, mostraron salinidades entre 28.0 y 29.1 UPS. La temperatura superficial osciló entre 28.1–29.8 °C. En la región noreste de la laguna arrecifal (transecto B), que es una zona poco profunda (0.75 m), se registró temperatura de hasta 1 °C más elevado con respecto a la zona cercana a la barrera arrecifal (2.2 m). (Fig. 13C).



22-24 de noviembre del 2019



25-26 de enero del 2020

Figura 11. A) Variación del nivel del mar A) 22 al 24 de noviembre del 2019. B) 25 al 26 de enero del 2020, los círculos negros indican el periodo de observación con el CTD (23 de noviembre y 25 de enero)

El 25 de enero, en la DSAS la salinidad superficial mínima registrada fue de 12.5 UPS, es decir 23 unidades menos que las salinidades máximas registradas cercanas a la barrera arrecifal (35.5 UPS) (Fig. 12D–E). Entre las 13:37–15:34 h el 73 % del área total mostró concentraciones > 30 UPS. Los transectos E, G e I mostraron una marcada influencia del agua originada en la DSAS Teek (salinidades entre 12.5 y 29.6 UPS).

En el transecto E1-5, se observó una pluma con salinidades superficiales < 25 UPS, extendiéndose ~ los primeros 160 m hacia el sureste. En el transecto G, la pluma con salinidades entre 22.9 y 29.6 UPS se observó hasta una distancia máxima ~ 240 m. En el transecto I se observó agua con salinidades entre 25.6 y 33.5 UPS los primeros 180 m (Fig. 12D). La temperatura superficial presentó valores entre 27.5 ± 0.3 °C a excepción de la DSAS y las estaciones E2 y E3 en donde se registró una temperatura promedio de 26.7 ± 0.16 °C (Fig. 13D).

El valor de salinidad mínimo ocurrió en la DSAS Teek con 13.7 UPS, observado entre las 15:45 y 17:27 h; la pluma de agua con menor salinidad se observó ~ 180 m al sureste de la DSAS, y en las estaciones adyacentes a la DSAS (G1, H1). En el 60 % del área, estaciones próximas a la barrera arrecifal y noreste de la laguna, mostraron características marinas (35 UPS) (Fig. 12E). La temperatura superficial osciló entre 26.4–27.9 °C. Las temperaturas superficiales más frías (26.4 ± 0.25 °C) se registraron en la DSAS Teek y en las estaciones al suroeste (Fig. 13E).

3.5. Distribución superficial de ortosilicatos en la laguna arrecifal Nohoch-Teek

El 23 de noviembre entre las 9:22 y 11:25 h los ortosilicatos oscilaron entre 2.13 y 50.47 μM . Las máximas concentraciones se registraron en los sitios G1, 2, el transecto H y las estaciones I1 e I2 (37.32 ± 10.7 μM). En los transectos A, B, D y los sitios G3 e I3, se observaron valores < a 3.6 μM . En la DSAS Teek la concentración fue de 13.4 μM . Entre las 16:38 y 17:40 h, las concentraciones oscilaron entre 2.35–62.4 μM , las mayores concentraciones se registraron en el transecto A, las estaciones D1, D2 y G1, G2 (37.8 ± 17.0 μM) (Fig. 14 A, B). Las concentraciones < 3.8 μM se registraron en el sitio B1, B2 y G3.

El 25 de enero entre las 11:30 y 15:34 h, los ortosilicatos presentaron valores entre 1.28–60.3 μM , las máximas concentraciones se registraron en las estaciones A1–A5, D1, G1, G2, I1 e I2 (33.5 ± 13.3 μM). En los sitios A6 el transecto B y las estaciones D2, 3 y G3 se registraron concentraciones < 1.8 μM . Entre las 15:45 y 17:27 se observaron concentraciones entre 1.30–73.41 μM , los valores máximos se observaron en las estaciones A1–A5 y G1–G2 (47.9 ± 15.7 μM). En las estaciones A6 y G3 y los transectos B y D se registraron concentraciones < 2.1 μM (Fig. 14 C y D).

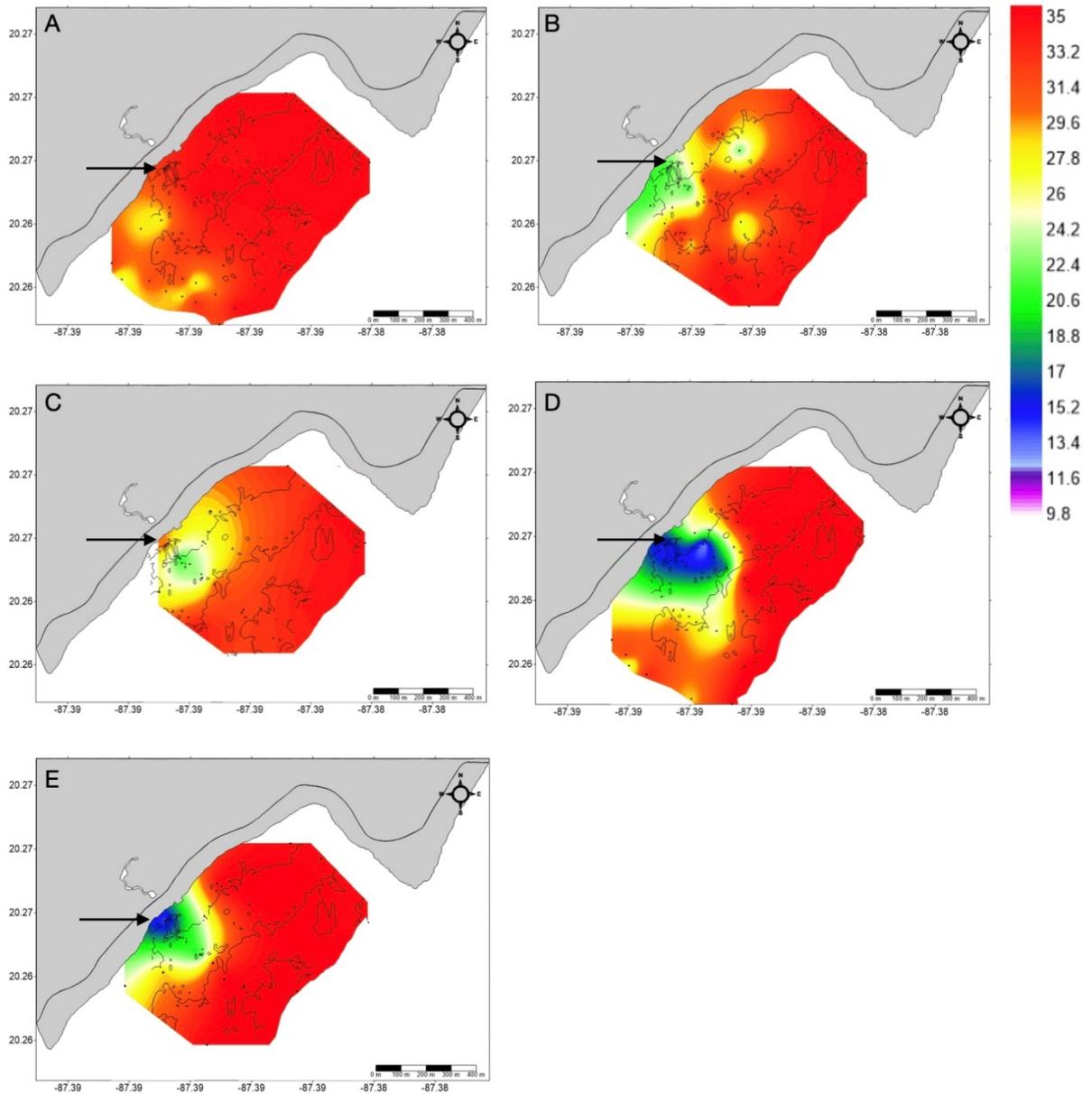


Figura 12. Salinidad superficial de la laguna arrecifal Nohoch-Teek. Las figuras de la A a la C corresponden al 23 de noviembre del 2019. A) 9:23–11:37 h, B) 14:18–16:15, C) 16:38–17:46. Las figuras D y E corresponden al 25 de enero del 2020, D) 13:37–15:34, E) 15:47–17:27. Contornos de la batimetría de la laguna son mostrados. Flecha marca la DSAS Teek.

4. Discusión

Los valores de salinidad y temperatura en sitios costeros bajo la influencia de DSAS, presentan una tendencia general a incrementar con la distancia hacia mar abierto (Taniguchi et al., 2006; Peterson et al., 2009; Oehler et al., 2017; Valle-Levinson et al., 2011). Particularmente cuando

el agua subterránea se mezcla con el agua marina en la zona costera, el efecto de flotabilidad posicionará el agua menos densa en la superficie. Sin embargo, la distribución horizontal de la estructura termohalina en la laguna arrecifal dependerá de los procesos de transporte impulsada por los forzantes predominantes (mareas, vientos, oleaje, gradientes de densidad), haciendo altamente variable su alcance (Taniguchi et al. 2002, 2006).

En la laguna Nohoch-Teek, el 23 de noviembre (9:23–11:37 h, pleamar) el área con salinidades < 30 UPS fue considerablemente menor a lo registrado en la bajamar (14:18–16:15 h). Esto concuerda con lo propuesto por Valle-Levinson et al. (2011), quienes observan que la variación en el nivel del mar afecta el volumen, la intensidad y la extensión del agua con menores salinidades, es decir que durante la pleamar, el área con bajas salinidades debería reducirse. Sin embargo, debe considerarse que la hidrodinámica de cada zona costera es particular, el tiempo de recambio y la tasa de descarga también influirán directamente en el ancho y largo del agua menos densa (pluma). En contraste con lo observado durante la bajamar previa (-0.11 m), entre las 16:38–17:46 h (0.10 m), la pluma de agua con menor salinidad originada en la DSAS Teek prevaleció con un alcance similar. Debemos considerar que durante ese tiempo (en el transcurso de ~3:30 horas) la magnitud del viento fue constante, del sureste-suroeste con velocidades de $3.52 \pm 0.5 \text{ m s}^{-1}$. De acuerdo con Coronado et al. (2007) se esperaría que el tiempo de recambio de agua se lleve a cabo en un periodo de ~3 horas. Sin embargo, los tres periodos de registro de la marea podría indicar: a) después de una pleamar como la registrada a las 7:30 h (0.15 m sobre el nivel medio) el nivel del agua registrado ejerce la presión necesaria sobre la DSAS impidiendo el ingreso del agua menos salada (Fig. 12A), y b) una disminución en el nivel del mar de 0.26 m es suficiente para permitir el ingreso del agua originada en la DSAS, la cual mantiene la misma posición por más de ~3 h bajo condiciones del viento constantes, lo que nos sugiere que el tiempo de recambio de agua, bajo esas condiciones parece realizarse en un periodo de tiempo mayor.

En el caso del muestro durante 13:37–17:27 h, con marea viva se observó lo siguiente: Durante la bajamar en la descarga Teek se registraron los menores valores de salinidad y temperatura (13.7 UPS y 26.4 °C) y un mayor alcance del agua menos salada (~240 m) que durante la bajamar de la marea muerta (~200 m, 21.5 UPS y 27.4 °C, 23) (Fig. 12). Lo cual puede sugerir que, durante la bajamar de la marea viva, ocurrió una mayor descarga de agua entre el acuífero subterráneo y el mar. Sin embargo, entre los factores que afectan la dirección, estructura y caudal de la descarga DSAS, se debe considerar la recarga del acuífero, el gradiente de densidad y el forzamiento de las mareas ya que pueden ser muy influyentes, otorgándole una alta variación espacial y temporal.

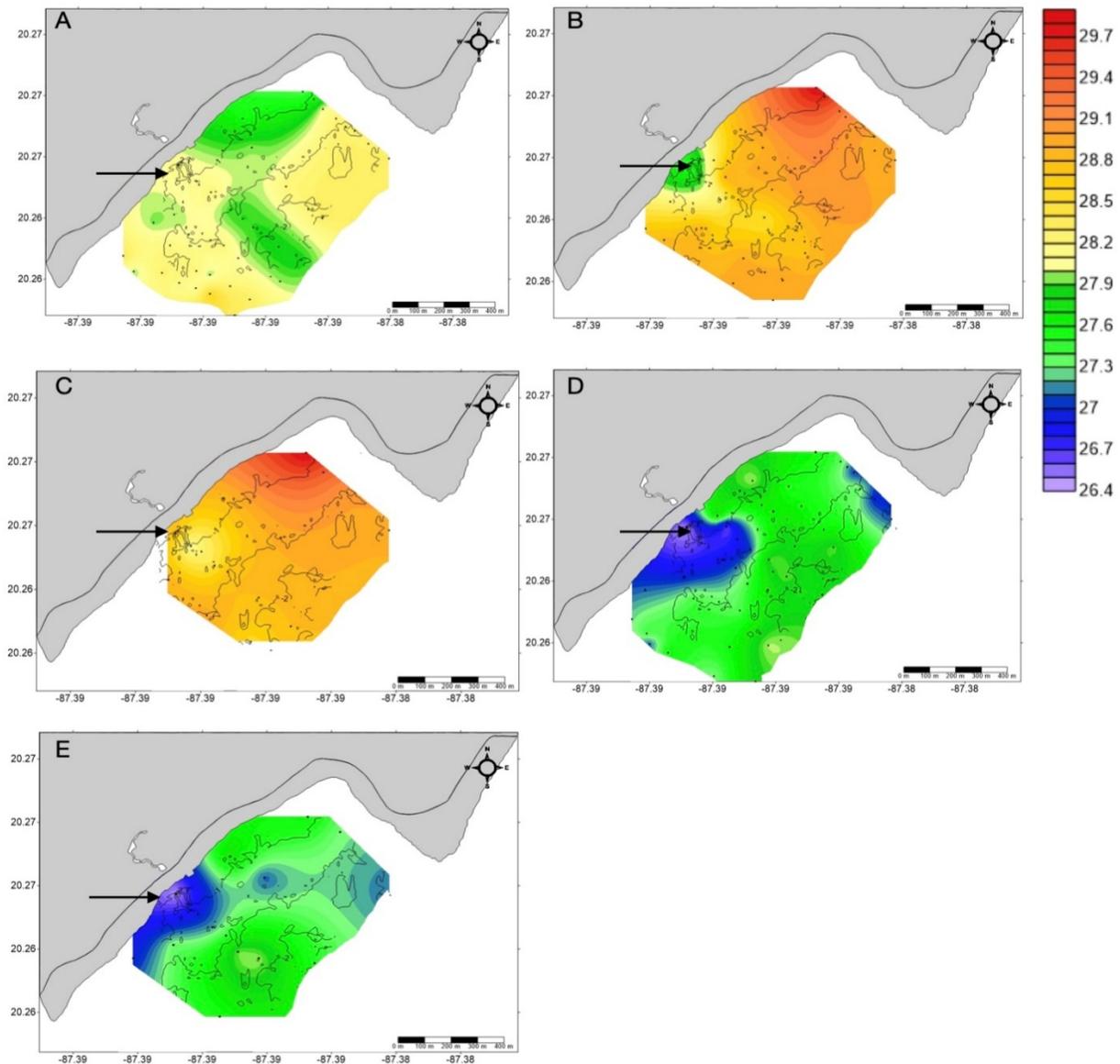


Figura 13. Temperatura superficial de la laguna arrecifal Nohoch-Teek. Las figuras de la A a la C corresponden al 23 de noviembre del 2019. A) 9:23–11:37 h, B) 14:18–16:15, C) 16:38–17:46. Las figuras D y E corresponden al 25 de enero del 2020, D) 13:37–15:34, E) 15:47–17:27. Las flechas señalan la DSAS Teek.

Al igual que la salinidad, el uso de los ortosilicatos (SiO_4^-) como trazadores de aguas subterráneas han sido empleados para diferenciar los aportes de aguas subterráneas, los cuales típicamente muestran valores $> 129 \mu\text{M SiO}_4^-$. Mientras que en agua marina se esperarían concentraciones $< 0.1 \mu\text{M SiO}_4^-$ (Hernández-Terrones et al., 2010; Null et al., 2014).

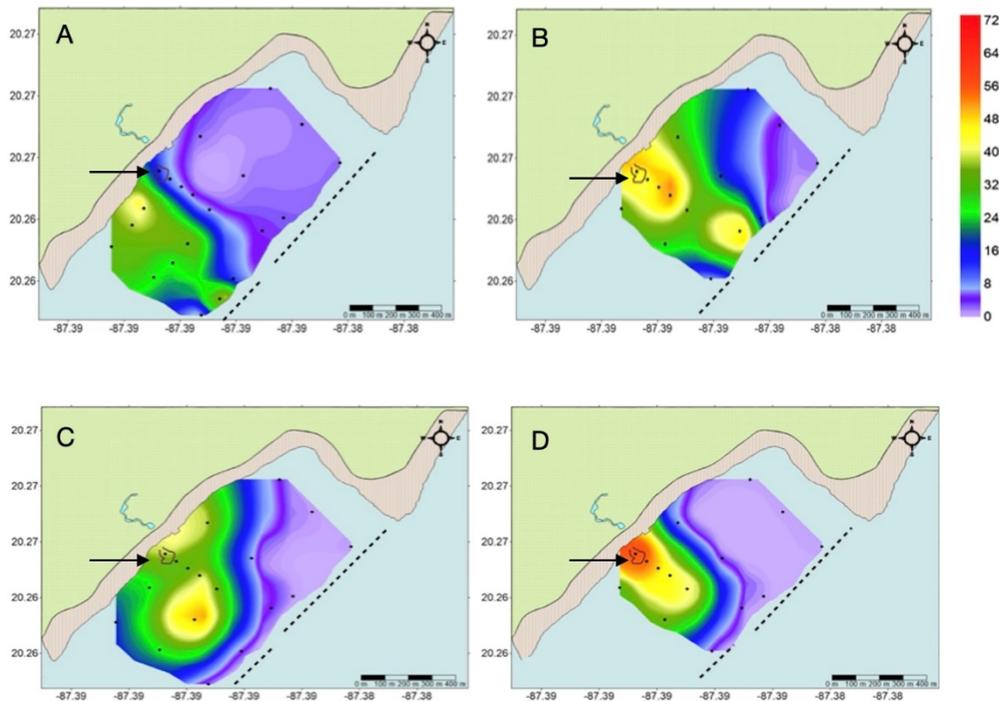


Figura 14. Concentración de ortosilicatos superficiales de la laguna arrecifal Nohoch-Teek. A y B) 23 de noviembre del 2019. A) 9:23–11:37 h, B) 16:38–17:46. C y D) 25 de enero del 2020, C) 13:37–15:34, D) 15:47–17:27. Línea punteada marca la barrera arrecifal, la flecha la DSAS Teek.

La distribución de los SiO_4^- mostró la misma dirección entre la marea muerta y la marea viva que la salinidad superficial, con concentraciones $< 62 \mu\text{M}$ en los primeros ~ 200 m desde la descarga hacia mar abierto. La salinidad superficial presentó una relación inversa con los ortosilicatos, similar a lo reportado por Null et al. (2014) y Hernández-Terrones et al. (2011). En este trabajo se pudo diferenciar una mayor correlación negativa durante la marea viva ($r^2 = -0.7$), que en la marea muerta ($r^2 = -0.5$), reforzando lo observado con la distribución de la salinidad, que durante la marea viva ocurre una mayor influencia del agua subterránea en la laguna arrecifal.

La velocidad del flujo medido en la DASA Teek osciló entre $0.1\text{--}1 \text{ m s}^{-1}$, un rango similar a lo registrado por estudios previos (Parra et al. 2015, Valle-Levinson et al. 2011). Sin embargo, las mediciones de este trabajo, sólo se realizaron durante la bajamar de la marea muerta, considerando la variación de los diversos forzantes que participan en la modulación de la DSAS, el valor obtenido debe tomarse con precaución. Parra et al. (2015) observaron en la descarga Pargos, Puerto Morelos, las velocidades máximas durante la bajamar de una marea viva, registrando un caudal de $3.4 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Por otro lado, Valle-Levinson et al. (2011),

registraron para la descarga Xbuya-Ha, en Mérida, durante marea viva un caudal de $4 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. El orden de magnitud observados en la descarga Teek, es ligeramente mayor ($2.28 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$). La diferencia puede ser atribuida a diversas variantes, como son los métodos de medición, el tiempo de medición, la hidrogeología del acuífero, el diámetro de la salida de la descarga, la diferencia entre el gradiente de presión y el gradiente de densidad (Taniguchi et al. 2002).

5. Conclusión

Calcular el caudal y comprender la dinámica entre las DSAS y la zona costera es crucial, ya que la advección impulsada por la diferencia de densidades funciona como mecanismos de recirculación para los nutrientes inorgánicos disueltos que ingresan en las aguas subterráneas (Smith y Turner 2001). Es decir que se esperaría que el transporte de los nutrientes i.e. nitrógeno, fósforo, que aportan las DSAS se correlacione con el agua menos salada.

Con base en observaciones del presente estudio, las variaciones diurnas del nivel del mar que ocurrieron durante un periodo \sim de 7 h bajo condiciones de marea muerta y marea viva, influenciaron el alcance del agua originada en las DSAS Teek. Durante las bajamares, al igual que en Valle-Levinson et al (2011), se asociaron las salinidades mas bajas. Suponiendo que las forzantes que dominan en la DSAS Xbuya-Ha sean similares a las de la DSAS Teek, se esperaría que la fuerza y dirección de la descarga Teek, dependa también del gradiente piezométrico, el nivel del agua y el contraste de densidades.

En ambas fases de la marea la distribución de la salinidad superficial fue similar, entre la marea muerta y marea viva la salinidad superficial mostró una orientación preferencial hacia el sureste, limitándose los primeros \sim 200 m hacia el mar abierto. Sin embargo, considerando que se registraron los valores mas bajos de salinidad y una mayor correlación negativa con los ortosilicatos durante la marea viva, se infiere un mayor aporte o influencia de agua subterránea que en la marea muerta

La salinidad superficial puede permitir zonificar la laguna arrecifal: la región noreste a la DSAS muestra características marinas con salinidad > 34 UPS, mientras que en la zona próxima a la DSAS y al sur-sureste, se observa una mayor influencia del agua menos densa (< 30 UPS). Las isohalinas superficiales al noreste de la descarga Teek podría sugerir una circulación hacia el sur- sureste transportando agua de mayor salinidad hacia la descarga, sin embargo, se debe considerar la orientación de la descarga y los gradientes de densidad, los cuales pueden estar influenciados a su vez por la preferencia del flujo, así como por condiciones de viento diferentes, influyendo el transporte de los nutrientes inorgánicos disueltos que ingresan a la laguna arrecifal mediante la DSAS.

CAPÍTULO 3

COMPOSICIÓN QUÍMICA DEL AGUA SUPERFICIAL DE LA LAGUNA ARRECIFAL NOHOCH-TEEK (TULUM, QUINTANA ROO) BAJO LA INFLUENCIA DE UNA DSAS DURANTE UNA MAREA MUERTA Y VIVA

1. Introducción

La triple porosidad que presenta la geomorfología cárstica (Beddows et al., 2007) y la conexión entre el sistema subterráneo y marino, facilita la filtración y el transporte de contaminantes hasta la zona costera por medio de descargas submarinas de aguas subterráneas (DSAS). Se estima que el 77 % de las DSAS presentes en el Caribe mexicano son “ojos de agua” (Null et al., 2014), que aportan una fracción significativa de nutrientes al medio marino (Paytan et al., 2006; Hernández-Terrones et al., 2010; 2015, Oehler et al., 2019).

Considerando las diferencias en el intercambio de agua subterránea a lo largo del Caribe Mexicano que registró Null et al. (2014), se podría asociar un mayor flujo de nutrientes, en la región central y sur del Caribe Mexicano con respecto a la región norte, i.e. Sian Ka'an con $7888 \text{ mmol d}^{-1} \text{ m}^{-1} \text{ NID}$ ($11.1 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1} \times 10^6$) y Puerto Morelos con $2122 \text{ mmol NID d}^{-1} \text{ m}^{-1}$, ($0.28 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1} \times 10^6$) (Null et al. 2014). Estos valores son capaces de modificar la proporción de N:P, como fue observado por García-Solsona et al. (2010), en Badum, España, quienes registraron un flujo total de DSAS de $\sim 40 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ que descargan $1.8 \times 10^4 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ d}^{-1} \text{ NO}_3^-$, $1.14 \times 10^3 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ d}^{-1} \text{ SiO}_4^{4-}$, y $4 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de PO_4^{3-} en noviembre del 2007. Paytan et al. (2006) registraron para Florida Key Largo, un flujo de NID de $0.46 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Estudios previos han demostrado la necesidad y complejidad de entender los procesos hidrodinámicos y fisicoquímicos entre el sistema subterráneo y el ambiente costero (Taniguchi et al. 2002, Burnett et al. 2006, Hernández-Terrones et al. 2010, Parra et al. 2016, Montiel et al. 2018). Ya que la contribución de nutrientes mediante el intercambio de agua subterráneas y marinas, aportan una carga significativa de nitrógeno y fósforo, capaces de determinar el nivel de producción primaria de las zonas marinas.

Pocos trabajos han estimado el flujo y la distribución espacial de las contribuciones de nitrógeno y fósforo aportados por las DSAS al ambiente marino (García-Solsona et al., 2010; Tanaka et al., 2011; Kim et al., 2011; Gonzalez-De Zayas et al., 2013; Rodellas et al., 2018; Wang et al, 2018). Hernández-Terrones et al. (2011) observaron en un sitio influenciado por una DSAS en Puerto Morelos, una relación negativa entre la salinidad y las concentraciones de los silicatos y nitratos, y una correlación positiva entre los silicatos y nitratos.

Recientemente, Wang et al. (2018) observaron en el mar del Sur de China la misma correlación negativa entre la salinidad con los nitratos y el fosfato y la correlación positiva entre los nitratos y silicatos, pero solo durante la marea muerta. La composición de nutrientes en el mar del sur

de China mostró una mayor variación diurna durante la marea viva que en la marea muerta, lo cual fue atribuido a una regulación por procesos biológicos.

Actualmente se desconocen las variaciones en los flujos de nutrientes y de la composición y distribución química del agua superficial en las lagunas arrecifales influenciadas por DSAS en el centro del Caribe mexicano. El propósito de este estudio es estimar el flujo de nutrientes inorgánicos disueltos aportados a una laguna arrecifal, mediante una descarga de agua subterránea y proporcionar una línea base sobre la distribución espacial de estos nutrientes durante la bajamar y pleamar de una marea viva y muerta, al término de la temporada de lluvias.

2. Métodos

2.1 Área de estudio

La laguna arrecifal Nohoch-Teek y el Cenote Manatí se localizan a 13 km al norte de Tulum, en el Caribe Mexicano (Fig. 9). El Caribe Mexicano presenta un régimen de micro mareas con predominancia semidiurna, con amplitudes < 0.3 m (Parra et al. 2014). La laguna arrecifal intercambia agua subterránea y marina con el Cenote Manatí a través de la descarga somera puntual “Teek”, el Cenote Manatí recibe agua del acuífero subterráneo Nohoch Nah Chic. La descarga Teek, se localiza ~ 46 m de la línea de costa y a ~ 600 m de la barrera arrecifal, en la bajamar de una marea muerta se ha registrado un caudal de $2.28 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (Capítulo 3).

2.2 Metodología

El 23 de noviembre del 2019, durante la marea muerta, y el 25 de enero del 2020, durante la marea viva, se tomaron datos *in situ* de temperatura, salinidad, conductividad, oxígeno disuelto y pH. Se colectaron muestras de agua superficial en el cenote Manatí, en la descarga submarina de agua subterránea Teek y en la laguna arrecifal Nohoch-Teek.

En el cenote Manatí durante las dos campañas, noviembre 2019 (8:22–17:18 h) y enero 2020 (10:00–17:36 h), se geoposicionaron tres sitios para la toma de datos *in situ* y las muestras de agua. El sitio 1, la boca del cenote, el sitio 2 al final del canal principal y el sitio 3, cabeza del cenote (Fig. 10C). Se tomaron muestras de agua superficial por duplicado, en frascos de polipropileno de 250 ml previamente lavados con HCL al 10% y con agua destilada. También se realizaron mediciones *in situ* con un CTD YSI CASTAWAY®. En la estación 1 se tomaron los datos *in situ* y muestras de agua, durante cada hora, en los sitios 2 y 3 las muestras de agua se tomaron al inicio y al final de cada muestreo.

En la laguna arrecifal Nohoch-Teek, el 23 de noviembre de 9:22–11:25 h se recorrieron los transectos A, B, D, G, H e I y de 16:38–17:40 h se recorrieron los transectos A, B, D y G. El 25 de enero de 11:30–15:35 h se recorrieron los transectos A, B, D, G, I y de 16:00–17:27 h se

recorrieron los transectos A, B, D, G. En el transecto A las primeras cinco estaciones se localizaron a una distancia aproximada de ~50 m, iniciando en la DSAS Teek (A1), la sexta estación fue el punto más alejado de la costa a ~500 m. En el resto de los transectos se localizaron tres estaciones, pasando la rompiente de ola, a media laguna (~250 m) y próximo a la barrera arrecifal (~500 m). En cada sitio se tomaron muestras de agua superficial por duplicado, y se realizaron mediciones in situ con el CTD YSI CASTAWAY®. El oxígeno disuelto y pH, se midieron con una sonda multiparamétrica Horiba® U-10 calibrada con estándares ± 0.01 mg/L para el oxígeno disuelto y ± 0.01 para el pH.

En el Laboratorio de Química de ECOSUR Unidad Chetumal, de las muestras transportadas a 4°C se separaron 10 ml para el análisis de fósforo total. Inmediatamente, el resto de las muestras fueron filtradas con filtros de microfibras Whatman™ de 0.45 μm . Los nutrientes inorgánicos disueltos, NO_3^- (nitratos), NO_2^- (nitritos), NH_4^+ (amonio), PT (fósforo total), PO_4^{3-} (ortofosfatos) y SiO_4 (ortosilicatos), se analizaron con base en Strickland y Pearson (1968) y Hansen y Koroleff (1983). Las lecturas colorimétricas se realizaron con un espectrofotómetro de UV-visible, SHIMADZU UV-1700. Los límites de detección de cada método son: nitratos, 0.16 $\mu\text{M/L}$, nitritos, 0.01 $\mu\text{M/L}$, amonio, 0.15 $\mu\text{M/L}$, y ortofosfatos 0.05 $\mu\text{M/L}$.

Para conocer los flujos de Nitrógeno y Fósforo (mmol d^{-1}) en la DSAS Teek, se multiplicó el caudal del agua obtenido con la ecuación (1), capítulo 3 por las concentraciones observadas en el sitio A1.

2.2.1 Proceso de mezcla en los compuestos nitrogenados, fosfatados y silíceos

Se analizó el comportamiento de los compuestos nitrogenados, fosfatados y silíceos presentes en el proceso de mezcla debido a un transporte o dilución, que ocurre por mecanismos físicos como la turbulencia, fricción, diferencias de densidad, o mecanismos de remineralización (químico-biológicos). Fue evaluado mediante el método de curvas de mezcla (Boyle et al. 1974) representando las concentraciones de cada nutriente en función de la salinidad, comparando los resultados con la distribución que tendría cada nutriente (NID, PT y Si) en una mezcla física ideal o teórica (representada en los gráficos con una línea verde discontinua).

Para seleccionar los valores correspondientes al extremo dulce y marino (línea de mezcla ideal), se definió la concentración promedio de cada nutriente y de la salinidad. Para el extremo dulce se consideró el promedio de las tres estaciones del cenote. Para el extremo marino, se consideró el promedio de las estaciones más alejadas de cada transecto de la laguna arrecifal.

2.2.2 Análisis de datos

Para estudiar la relación entre los nutrientes, silicatos y salinidad se realizaron análisis de correlación. Para analizar la variabilidad de los parámetros (las concentraciones de nutrientes,

salinidad y temperatura), entre periodos (marea viva y marea muerta) y zonas (laguna arrecifal y cenote) se llevó a cabo un análisis de permutaciones de la varianza (PERMANOVA), en la plataforma PRIMER 6.I.II & PERMANOVA +1.0.1. Los datos se normalizaron y se trabajó con una matriz de similitud con distancia euclidiana. Para todos los análisis el alfa fue de 0.05. Las observaciones se representaron en un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS).

3. Resultados

3.1 Cenote Manatí

3.1.1 Parámetros físicos

El 23 de noviembre del 2019, la temperatura osciló entre 25.7–27.4°C. Los valores mínimos se observaron entre las 8:24–12:00 h y los máximos entre las 14:05–17:00 h. La salinidad varió entre 10.7–23.25 UPS, entre las 14:05–17:00 h se registraron los valores mínimos y máximos. La conductividad osciló entre 18.7–38.8 mS cm⁻¹, los valores máximos y mínimos se observaron entre las 14:05–17:00 h (Tabla VII).

El 25 de enero del 2020, la temperatura osciló entre 25.8–26.5 °C. Los valores mínimos se observaron entre las 10:14–13:12 h, mientras que el máximo valor se registró entre 14:03–17:09 h. La salinidad varió entre 9.8–25.2 UPS, entre las 10:14–13:12 h se registró el valor mínimo, y a las 14:03–17:09 h se observó el máximo. La conductividad osciló entre 17.6–40.7mS cm⁻¹, entre las 10:14–13:12 h se registró el valor mínimo, y a las 14:03–17:09 h se observó el máximo (Tabla VII).

3.1.2 Nutrientes inorgánicos disueltos

El 23 de noviembre del 2019, las concentraciones promedio de NH₄⁺ y NO₃⁻ fueron mayores durante las 13:30–16:51 h con respecto a las 8:22–12:30 h. Sin embargo, las máximas concentraciones de NO₂⁻, PO₄³⁻ y PT se detectaron entre las 8:22–12:30 h con respecto a lo registrado entre las 13:30–16:51. Durante ~7 h, las concentraciones de NO₃⁻ variaron entre 37.5–64.8 μM, el NH₄⁺ osciló entre 0.28–11.8 μM, el PO₄³⁻ entre 0.03–0.35 μM, el PT varió entre 1.10–2.69 μM y los SiO₄⁻ variaron entre 53–105.5 μM (Tabla VIII).

El 25 de enero, las concentraciones de NH₄⁺, PO₄³⁻ y PT fueron mayores entre las 14:00–17:00 h con respecto a las concentraciones observadas durante las 10:00–13:00 h. Las mayores concentraciones de NO₃⁻ y SiO₄⁻, se observaron entre las 10:00–13:00 h. Durante todo el periodo analizado, las concentraciones de NO₃⁻ variaron entre 53.7–60.7 μM. Los NO₂⁻ se registraron por debajo del límite de detección. Las concentraciones de NH₄⁺ oscilaron entre 0.2–8.11 μM, el PO₄³⁻ osciló entre 0.03–0.8 μM, el PT entre 0.66–1.38 μM y los SiO₄⁻ variaron entre 81.0–93.8 μM (Tabla VIII).

Tabla VII. Valores máximos, mínimos, promedio y desviación estándar (DS) de los parámetros físicos observados el 23 de noviembre del 2019 y el 25 de enero del 2020 en el Cenote Manatí, la descarga Teek y la laguna arrecifal Nohoch-Teek.

Fecha/hora	Sitio	Temperatura (°C)			EC (mS cm ⁻¹)			Salinidad (UPS)			Densidad (kg m ⁻³)			Profundidad (m)
		Max	Min	Media ± DS	Max	Min	Media ± DS	Max	Min	Media ± DS	Max	Min	Media ± DS	
23/11/19 (8:24-12:00)		26.29	25.76	26.13 ± 0.03	24.01	19.08	19.99 ± 0.26	14.10	11.13	11.62 ± 0.16	1007.34	1005.19	1005.46 ± 0.12	5.93
23/11/19 (14:05-17:00)	Cenote Manatí	27.49	26.17	26.31 ± 0.12	38.81	18.70	20.93 ± 1.91	23.50	10.79	12.17 ± 1.19	1014.10	1004.82	1005.86 ± 0.86	7.25
25/01/20 (10:14-13:12)		26.10	25.89	26.04 ± 0.04	19.77	17.69	18.37 ± 0.58	11.40	9.87	10.82 ± 0.43	1005.40	1004.46	1004.74 ± 0.05	5.83
25/01/20 (14:03-17:09)		26.50	26.08	26.14 ± 0.02	40.70	18.79	21.09 ± 1.06	25.20	10.86	12.70 ± 1.10	1006.71	1004.92	1005.99 ± 0.49	5.85
23/11/19 (09:23-11:25)		28.24	28.08	28.18	56.80	53.59	55.85	35.28	33.10	34.60	1022.57	1020.94	1022.04	2.93
23/11/19 (16:38-17:40)	Descarga Teek	29.08	28.73	28.97	55.08	51.15	53.71	33.45	30.99	32.57	1020.90	1019.15	1020.26	2.40
25/01/20 (11:20-15:34)		26.63	26.48	26.56	47.57	37.96	42.45	29.87	23.30	26.36	1018.99	1014.08	1016.37	2.29
25/01/20 (15:47-17:19)		27.08	26.42	26.60	42.76	22.88	27.70	26.27	13.38	16.48	1016.14	1006.69	1008.96	2.34
23/11/19 (09:23-11:25)		28.68	27.17	28.03 ± 0.32	57.71	45.74	55.52 ± 1.18	35.30	27.78	34.47 ± 0.90	1022.89	1016.99	1022 ± 0.73	2.78
23/11/19 (16:38-17:40)	Laguna arrecifal Nohoch-Teek	29.86	28.10	28.92 ± 0.33	58.08	37.93	55.17 ± 2.12	32.72	22.50	33.57 ± 1.36	1022.19	1013.00	1021.02 ± 0.99	3.04
25/01/20 (11:20-15:34)		27.95	26.73	27.32 ± 0.35	56.69	36.79	54.38 ± 2.39	35.50	22.29	34.16 ± 1.57	1023.00	1013.19	1022 ± 1.17	2.34
25/01/20 (15:47-17:19)		27.99	26.80	27.48 ± 0.26	56.85	32.81	54.67 ± 2.50	35.52	19.71	34.30 ± 1.74	1022.96	1011.30	1022 ± 1.32	1.97

3.2 Descarga submarina de agua subterránea Teek

3.2.1 Parámetros físico-químicos

El 23 de noviembre a las 9:22 h la salinidad promedio fue de 34.6 UPS, la temperatura de 28.1 °C, el oxígeno disuelto 3.15 mg L⁻¹ y el pH 8.46. A las 16:38 h la salinidad fue de 27.9 UPS, la temperatura de 28 °C, el oxígeno disuelto de 7.29 mg L⁻¹ y el pH fue de 8.12.

Durante el 25 de enero, la salinidad promedio registrada a las 11:30 h fue de 26.3 UPS, la temperatura de 26.5, el oxígeno disuelto de 4.07 mg L⁻¹ y el pH de 7.4. A las 16:00 h, la salinidad disminuyó a 13.8 UPS, la temperatura fue 26.6 °C, el oxígeno disuelto disminuyó a 2.16 mg L⁻¹ y el pH fue de 7.54 (Tabla VII).

3.2.2 Nutrientes inorgánicos disueltos

El 23 de noviembre, a las 9:22 h la concentración de NH₄⁺ fue de 0.96 μM, para los NO₂⁻ se registró 0.15 μM, los NO₃⁻ con 11.18 μM, el fósforo total con 0.95 μM, los ortofosfatos con 0.21 μM y los ortosilicatos se registraron en 13.46 μM. Para las 16:38 h la concentración de NH₄⁺ fue de 9.59 μM, los NO₂⁻ con 0.11 μM, los NO₃⁻ con 37.81 μM. La concentración de fósforo total fue de 1.15 μM, los ortofosfatos, por debajo del límite de detección. Las concentraciones de ortosilicatos que se registraron fueron de 54.62 μM (Tabla VIII).

El 25 de enero, la concentración de amonio durante el primer muestreo (11:30 h) fue de 1.29 μM, los NO₂⁻ con 0.06 μM, los NO₃⁻ se registraron con 37.8 μM, el fósforo total fue de 0.57 μM, los ortofosfatos presentaron una concentración de 0.57 μM. Los ortosilicatos en 43.34 μM. La concentración de amonio en el segundo muestreo (16:00 h) fue de 0.38 μM. Los NO₂⁻, por debajo del límite de detección. Los NO₃⁻ con 66.9 μM. De los compuestos fosfatados, la concentración de fósforo total fue de 1.21 μM, los ortofosfatos presentaron una concentración de 1.09 μM. La concentración de ortosilicatos en 73.41 μM (Tabla VIII).

3.3 Flujo de nutrientes inorgánicos disueltos

Los flujos de nutrientes asociados a la descarga Teek (sitio A1) se presentan en la tabla IX. El 23 de noviembre, el aporte del nitrógeno inorgánico disuelto y ortosilicatos fue mayor durante el periodo de las 16:38 h con 1.37 x10⁴ mmol m³ d⁻¹ NID y 1.25 x10⁴ mmol m³ d⁻¹ SiO₄⁻ con respecto a lo observado durante el periodo de las 9:22 h, 2.82 x10³ mmol m³ d⁻¹ NID y 3.081 x10³ mmol m³ d⁻¹ SiO₄⁻. Para las 16:38 h el flujo de ortofosfatos estuvo por debajo del límite de detección, sin embargo, a las 9:22 h se registró un flujo de 4.99 x 10¹ mmol m³ d⁻¹ PO₄³⁻. El flujo del fósforo total fue similar para las 9:22 y 16:38 h con 2.18 x 10² y 2.65 x10² mmol m³ d⁻¹ PT, respectivamente.

Tabla VIII. Valores promedio, máximos y mínimos de los parámetros químicos observados el 23 de noviembre del 2019 y el 25 de enero del 2020

Fecha/Hora	Sitio	Transsectos	NO ₃ ⁻			NO ₂ ⁻			NH ₄ ⁺			PO ₄ ³⁻			PT			SiO ₄ ⁻			pH			OD				
			Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max		
Noviembre 19 (8:22-12:30)	Cenote Manatí (n=7)	C	52.8	37.5	59.7	0.15	0.11	0.23	1.38	0.28	2.58	0.19	0.04	0.35	1.48	1.10	2.69	89.2	58.3	101.3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
		A1	ND	ND	11.20	ND	0.15	ND	0.96	ND	0.96	ND	0.21	ND	0.96	ND	0.95	ND	ND	ND	13.4	ND	ND	ND	8.46	ND	ND	3.15
Noviembre 19 (9:22-11:40)	Nohoch-Teek, laguna arrecifal (n=20)	A	17.6	6.70	30.6	0.16	0.12	0.20	0.88	0.06	2.39	0.17	0.10	0.27	1.12	0.96	1.26	5.08	3.81	7.24	8.51	8.44	8.58	4.40	3.15	5.41	6.03	6.03
		B	6.10	5.10	7.50	0.11	0.09	0.12	1.27	0.44	1.74	LD	LD	LD	1.17	1.13	1.24	2.33	2.13	2.59	8.60	8.50	8.60	5.56	4.65	6.03	6.03	
		D	7.60	2.50	13.00	0.13	0.10	0.14	3.71	2.53	4.54	0.16	0.11	0.18	1.17	1.08	1.34	2.72	2.48	3.19	8.60	8.55	8.66	6.02	5.44	6.41	6.41	
		G	26.7	7.20	40.1	0.16	0.15	0.18	1.39	0.17	2.55	LD	LD	LD	1.23	1.00	1.46	32.0	3.07	50.1	8.40	8.06	8.59	4.68	1.96	6.07	6.07	
		H	17.7	9.10	26.9	0.16	0.10	0.21	1.55	0.35	3.69	0.20	0.19	0.22	1.21	1.13	1.31	35.4	22.9	50.4	8.50	8.46	8.60	5.48	4.84	6.25	6.25	
Noviembre 19 (13:30-16:51)	Cenote Manatí (n=7)	I	21.2	5.40	34.3	0.18	0.13	0.23	0.44	0.33	0.65	0.30	0.14	0.40	1.20	1.01	1.30	21.9	4.04	33.4	8.36	8.10	8.60	5.37	4.05	6.37	6.37	
		C	61.20	57.80	64.80	0.09	0.07	0.17	5.33	0.51	11.80	0.11	0.03	0.16	1.33	1.15	1.91	83.7	53.0	105.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
Noviembre 19 (16:38-17:40)	Nohoch-Teek laguna arrecifal (n=14)	A1	ND	ND	37.80	ND	ND	0.11	ND	9.59	ND	ND	LD	LD	ND	1.15	ND	ND	ND	54.60	ND	ND	8.12	ND	ND	7.29	7.29	
		A	27.2	8.60	40.2	0.16	0.11	0.26	4.83	3.48	7.25	LD	LD	LD	1.11	0.95	1.32	48.5	29.0	62.4	8.14	7.90	8.81	6.44	3.57	7.71	7.71	
Enero 20 (10:00-13:00)	Cenote Manatí (n=5)	B	7.40	2.30	13.60	0.12	0.11	0.13	8.50	6.34	11.6	0.14	0.11	0.16	0.95	0.91	1.02	6.65	2.35	15.0	8.87	8.80	8.94	8.30	6.55	9.96	9.96	
		D	17.7	12.0	26.2	0.12	0.09	0.17	5.87	4.52	8.03	LD	LD	LD	0.48	2.94	4.05	4.87	16.3	3.84	29.9	8.88	8.85	8.91	7.68	6.39	9.44	9.44
		G	19.9	6.00	35.8	0.12	0.09	0.14	9.08	5.84	13.90	0.22	0.13	0.39	1.10	0.97	1.34	20.6	3.87	30.4	8.47	8.15	8.92	8.47	8.15	8.92	8.92	
		C	59.8	59.0	60.7	LD	LD	LD	2.20	0.46	4.59	0.55	0.46	0.67	0.77	0.66	0.85	91.6	88.4	93.8	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
		A1	ND	ND	37.8	ND	ND	0.05	ND	ND	1.29	ND	ND	ND	0.57	ND	ND	0.57	ND	ND	43.30	ND	ND	7.07	ND	ND	7.44	7.44
Enero 20 (11:35-15:35)	Nohoch-Teek laguna arrecifal (n=17)	A	23.4	0.80	30.0	LD	LD	LD	1.69	0.20	3.11	0.62	0.46	0.80	0.64	0.43	0.90	26.1	1.88	43.0	8.56	7.44	8.85	5.52	3.81	6.71	6.71	
		B	0.90	0.70	1.20	LD	LD	LD	0.02	0.16	0.08	0.23	0.73	0.59	0.91	0.55	0.41	0.65	1.51	1.28	1.79	8.79	8.67	8.91	7.37	6.43	7.95	7.95
		D	16.5	0.90	47.1	LD	LD	LD	0.07	4.01	1.82	6.52	0.93	0.86	1.03	1.21	0.59	1.99	14.3	1.58	39.5	8.83	8.77	8.89	6.43	6.09	6.66	6.66
		G	28.3	1.40	47.3	LD	LD	LD	0.15	4.01	0.20	11.4	0.95	0.93	0.98	0.84	0.65	1.10	28.0	1.83	60.3	8.23	7.89	8.60	5.82	2.36	8.92	8.92
		I	13.9	1.90	24.3	LD	LD	LD	0.03	2.54	0.95	3.61	1.14	1.06	1.29	0.93	0.60	1.53	14.30	1.61	25.3	8.58	8.24	8.92	6.48	4.93	7.49	7.49
Enero 20 (14:00-17:00)	Cenote Manatí (n=6)	C	56.8	53.7	58.8	ND	ND	LD	2.47	0.27	8.11	0.64	0.54	0.80	0.91	0.73	1.38	83.6	81.0	90.1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
		A1	ND	ND	66.9	ND	ND	LD	ND	ND	0.38	ND	ND	1.09	ND	ND	1.21	ND	ND	73.40	ND	ND	7.54	ND	ND	2.16	2.16	
Enero 20 (16:00-17:37)	Nohoch-Teek laguna arrecifal (n=15)	A	37.7	2.70	52.7	LD	LLD	0.04	7.33	3.07	13.1	1.11	1.06	1.18	1.03	0.86	1.34	40.7	1.65	56.3	8.09	7.54	8.91	4.52	2.26	6.94	6.94	
		D	0.80	0.60	1.10	LD	LD	LD	0.01	6.06	0.31	12.7	1.22	0.98	1.45	0.74	0.71	0.78	1.60	1.40	1.72	8.89	8.89	8.89	6.91	6.50	7.67	7.67
		B	0.90	0.60	1.10	LD	LD	LD	0.06	6.36	3.72	10.3	1.05	0.96	1.14	0.81	0.69	0.89	1.34	1.40	1.38	8.94	8.86	8.99	7.40	6.08	8.20	8.20
		G	19.10	1.70	30.3	LD	LLD	LD	2.75	1.59	4.54	1.34	1.18	1.49	0.81	0.69	0.88	20.7	2.14	33.7	8.14	7.90	8.60	6.59	5.41	7.28	7.28	

El 25 de enero, el aporte de compuestos nitrogenados y silicatos fue mayor durante el periodo de las 16:00 h, con 1.541×10^4 mmol m³ d⁻¹ NID y 1.68×10^4 mmol m³ d⁻¹ SiO₄⁻, respectivamente. Los ortofosfatos registraron durante las 11:30 h un flujo de 1.312×10^2 mmol m³ d⁻¹ y para las 16:00 h de 2.52×10^2 mmol m³ d⁻¹. En cuanto al fósforo total durante las 11:30 se registró un flujo de 1.30×10^2 mmol m³ d⁻¹ mientras que a las 16:00 h se registró un flujo de 2.78×10^2 mmol m³ d⁻¹ (Tabla IX).

Tabla IX. Flujo de nutrientes inorgánicos disueltos observados el 23 de noviembre del 2019 (marea muerta) y el 25 de enero del 2020 (marea viva) en la descarga Teek.

Fecha/ hora	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NID	PO ₄ ³⁻	PT	SiO ₄ ⁻
11/23 /19							
A1 09:22	2.56E+03	3.64E+01	2.21E+02	2.82E+03	4.99E+01	2.18E+02	3.08E+03
A1 16:38	8.66E+03	2.67E+01	2.20E+03	1.09E+04	LD	2.65E+02	1.25E+04
Total	1.12E+04	6.31E+01	2.42E+03	1.37E+04	4.99E+01	483.09	1.56E+04
01/25 /20							
A1 11:30	8.65E+03	1.36E+01	2.97E+02	8.96E+03	1.31E+02	1.30E+02	9.92E+03
A1 16:00	1.53E+04	0.00E+00	8.90E+01	1.54E+04	2.52E+02	2.78E+02	1.68E+04
Total	2.40E+04	1.36E+01	3.86E+02	2.44E+04	3.83E+02	408.82	2.67E+04

3.4 Laguna arrecifal Nohoch-Teek

3.4.1 Parámetros fisicoquímicos

El 23 de noviembre, la distribución espacial del pH en la laguna arrecifal osciló entre 7.67–8.83. Entre las 9:22–11:25 h osciló entre 8.06–8.66 y para las 16:30–17:40 h osciló entre 7.67–8.83. Las concentraciones de OD oscilaron entre 1.96–9.96 mg L⁻¹. Entre las 9:22–11:25 h se observaron las menores concentraciones de OD cerca a la descarga de agua subterránea (sitios A4, D1, G2, H2 e I1, 3.91 ± 0.94). En el resto de las estaciones, las concentraciones de OD oscilaron entre 5.2–6.4 mg L⁻¹. Durante el periodo de las 16:30–17:40 h, las concentraciones de OD incrementaron con valores de 6.36 a 9.96 mg L⁻¹. La temperatura osciló entre 27.1 –29.8 °C. Entre las 9:22–11:25 h varió entre 27.1–28.68 °C, mientras que, para las 16:30–17:40 h osciló entre 28.1–29.8 °C (Table VII).

El 25 de enero del 2020, el pH osciló entre 7.54–8.9, valores ligeramente ácidos se observaron en las estaciones cercanas a la descarga de agua subterránea. Entre las 11:30–15:36, los valores oscilaron entre 7.8–8.9, mientras que entre las 16:00–17:30 h se observó un rango entre 7.54–8.9. Las concentraciones de OD durante el primer muestreo oscilaron entre 2.36–

8.92 mg L⁻¹. Para el segundo periodo, el OD varió entre 2.16–8.2 mg L⁻¹. Las menores concentraciones de OD se detectaron próximas a la descarga de agua subterránea. La temperatura osciló entre 26.7 –27.9 °C, entre las 11:30–15:34 varió entre 26.7–27.9 °C, mientras que para las 16:00–17:30 osciló entre 26.8–27.9 °C (Table VII).

3.4.2 Nutrientes inorgánicos disueltos

Entre las 9:22–11:25 h, las concentraciones de NH₄⁺ oscilaron entre 0.06–4.54 μM. La máxima concentración se observó en la estación D3 (4.5 μM), la mínima en la estación A6 (0.06 μM). Entre las 16:38–17:40 h, las concentraciones oscilando entre 3.48–13.9 μM, las máximas concentraciones se detectaron en la estación B3 y G3 (11.69 y 13.95 respectivamente), la mínima se registró en la estación A2 (Fig. 15 A y B, Tabla VIII). Las concentraciones de NO₂⁻ oscilaron en un rango de 0.09–0.23 μM durante el primer periodo (9:22–11:25 h). En la estación A3 (0.20 μM) e I1 (0.23 μM) se detectaron las máximas concentraciones, mientras que las mínimas se detectaron en las estaciones D2 y H3 (0.10 μM). En el periodo de 16:38–17:40 h, las contracciones oscilaron entre 0.09–0.26 μM, en la estación A6 se detectó la mayor concentración (Tabla VIII).

Los nitratos durante el primer periodo (9:22–11:25 h), oscilaron entre 2.5–40.1 μM. En los transectos A, G, H e I se observaron las máximas concentraciones (5.4–40.1 μM) con respecto a los transectos B y D (2.5 –13 μM). Específicamente, las estaciones A5 y G1 registraron los valores máximos de 30.6 μM y 40.1 μM, respectivamente. Los mínimos se detectaron en las estaciones B1, B2, D2 e I3 (> 5 μM) (Fig. 15C). Entre las 16:38–17:40 h, las concentraciones oscilaron entre 2.3–40.2 μM, los transectos con mayores concentraciones fueron A, D y G. Específicamente, los sitios A3, A4 y G1 mostraron las máximas contracciones de 40.0, 40.2 y 35.8 μM, respectivamente. Las mínimas concentraciones (> 8.6 μM) se registraron en las estaciones A6, B2, B3 y G3 (Fig. 15D, Tabla VIII).

Los ortofosfatos durante el primer periodo (9:22–11:25 h) oscilaron entre el límite de detección (LD) y 0.42 μM. Las máximas concentraciones se registraron en las estaciones A3, I1 e I3 con 0.27, 0.36 y 0.42 μM, respectivamente. En las estaciones B3 y G1 se registraron concentraciones por debajo del límite de detección. Entre las 16:38–17:40 h, las concentraciones variaron entre el límite de detección y 0.48 μM. Las mayores concentraciones se registraron en la estación D1, D3 y G3 con valores de 0.38, 0.48 y 0.39 μM, respectivamente. En las estaciones A2, A3 y D2 se registraron valores por debajo del límite de detección

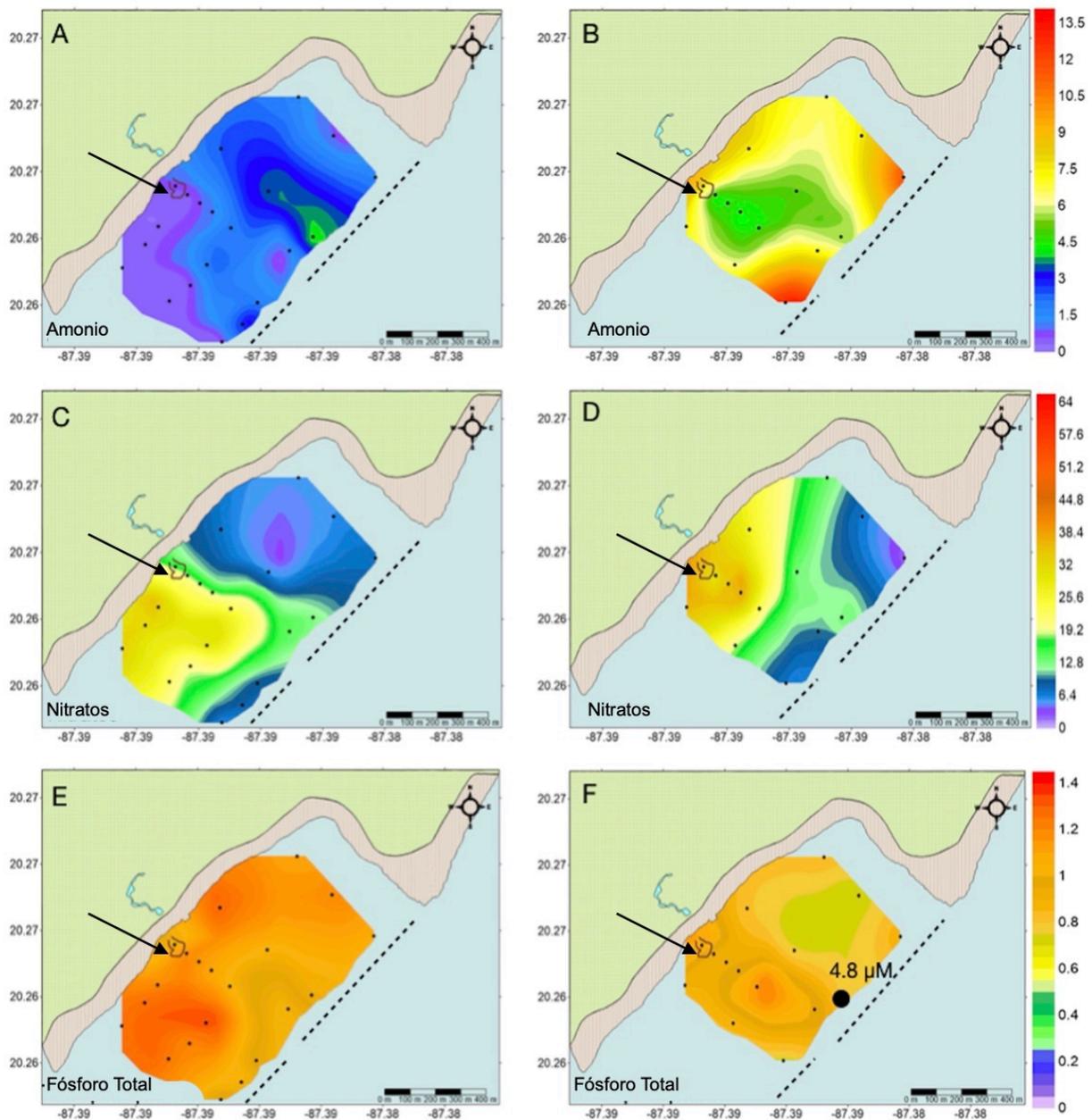


Figura 15. Concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos observados el 23 de noviembre del 2019 (marea muerta). La columna de la izquierda corresponde a lo observado entre las 9:22–11:25 h, la columna de la derecha corresponde a lo observado entre las 16:38–17:40 h (unidades μM). La flecha indica la descarga Teek, la línea punteada próxima al océano es parte del SAM.

El fPT durante el primer periodo de muestreo (9:22–11:25 h) osciló entre 0.9–1.46 μM , las estaciones D1 y G2 mostraron las máximas concentraciones de 1.34 y 1.46 μM , respectivamente. La estación A6 mostró la menor concentración de 0.92 μM . Entre las 16:38–17:40 h, las concentraciones variaron entre 0.91–4.87 μM , las máximas se registraron en la estación D3. A diferencia de los compuestos nitrogenados, los compuestos fosfatados no presentaron un patrón espacial definido (Fig. 15 E y F, Tabla VIII).

El 25 de enero, las concentraciones de amonio registradas durante las 11:30–15:35 h oscilaron entre 0.08–11.4 μM , las máximas concentraciones se registraron en la estación D3 y G1 de 6.5 y 11.4 μM , respectivamente. Las concentraciones $> 0.95 \mu\text{M}$ se registraron en las estaciones A5, A6, B1-B3, G2, G3 e I3. Entre las 16:00–17:27 h, las concentraciones de amonio variaron entre 0.3–13.1 μM , la mayoría de las estaciones presentaron concentraciones $> 5 \mu\text{M}$, a excepción de las estaciones A3, A6, B1, D2 y G1-G3 con concentraciones $< 4.5 \mu\text{M}$ (Fig. 16 A y B, Tabla VIII). Los NO_2^- durante 11:30–15:35 h oscilaron entre el límite de detección y 0.11 μM , la máxima concentración se detectó en la estación G1. En el segundo muestreo (16:00–17:27 h), las concentraciones variaron entre el límite de detección y 0.06 μM , en la mayoría de las estaciones se detectaron concentraciones por debajo del límite de detección.

La tendencia en el comportamiento de los NO_3^- fue similar a lo observado durante el 23 de noviembre, mostrando una disminución gradual en las concentraciones al alejarse de la costa. El NO_3^- durante el primer muestreo, osciló entre 0.7–47.3 μM . Los transectos con mayores concentraciones fueron A, G e I. Específicamente, las estaciones con mayores concentraciones fueron A1–A5, D1, G1–G2, e I1–I2. Las mínimas concentraciones ($< 1.9 \mu\text{M}$) se registraron en las estaciones A6, B1-B3, D2, D3, G3 e I3. Entre las 16:00–17:27 h, las concentraciones oscilaron entre 0.6–52.7 μM , los transectos A y G registraron las máximas concentraciones. Las mínimas concentraciones ($< 2.7 \mu\text{M}$) se registraron en la estación A6, los transectos B, D y la estación G3 (Fig. 16 C y D, Tabla VIII).

Las concentraciones de PO_4^{3-} oscilaron durante el primer periodo (11:30–15:35 h) entre 0.46–1.29 μM , las máximas concentraciones se registraron en las estaciones D2 e I1–I3 ($> 1 \mu\text{M}$), en el resto de las estaciones las concentraciones fueron menores a 0.98 μM . Durante el segundo periodo muestreado (16:00–17:27 h), los valores oscilaron entre 0.96–1.49 μM , en la mayoría de las estaciones las contracciones fueron mayores a 1.2 μM . En cuanto al fósforo total durante el primer muestreo (11:30–15:35 h), las concentraciones oscilaron entre 0.41–1.99 μM , las máximas concentraciones se registraron en las estaciones D2, D3, G1, I1, en la descarga de agua se detectó 0.57 μM . Durante el segundo muestreo (16:00–17:27 h) las concentraciones variaron entre 0.69–1.34 μM , las máximas concentraciones se registraron en el transecto A (Fig. 16 E y F, Tabla VIII).

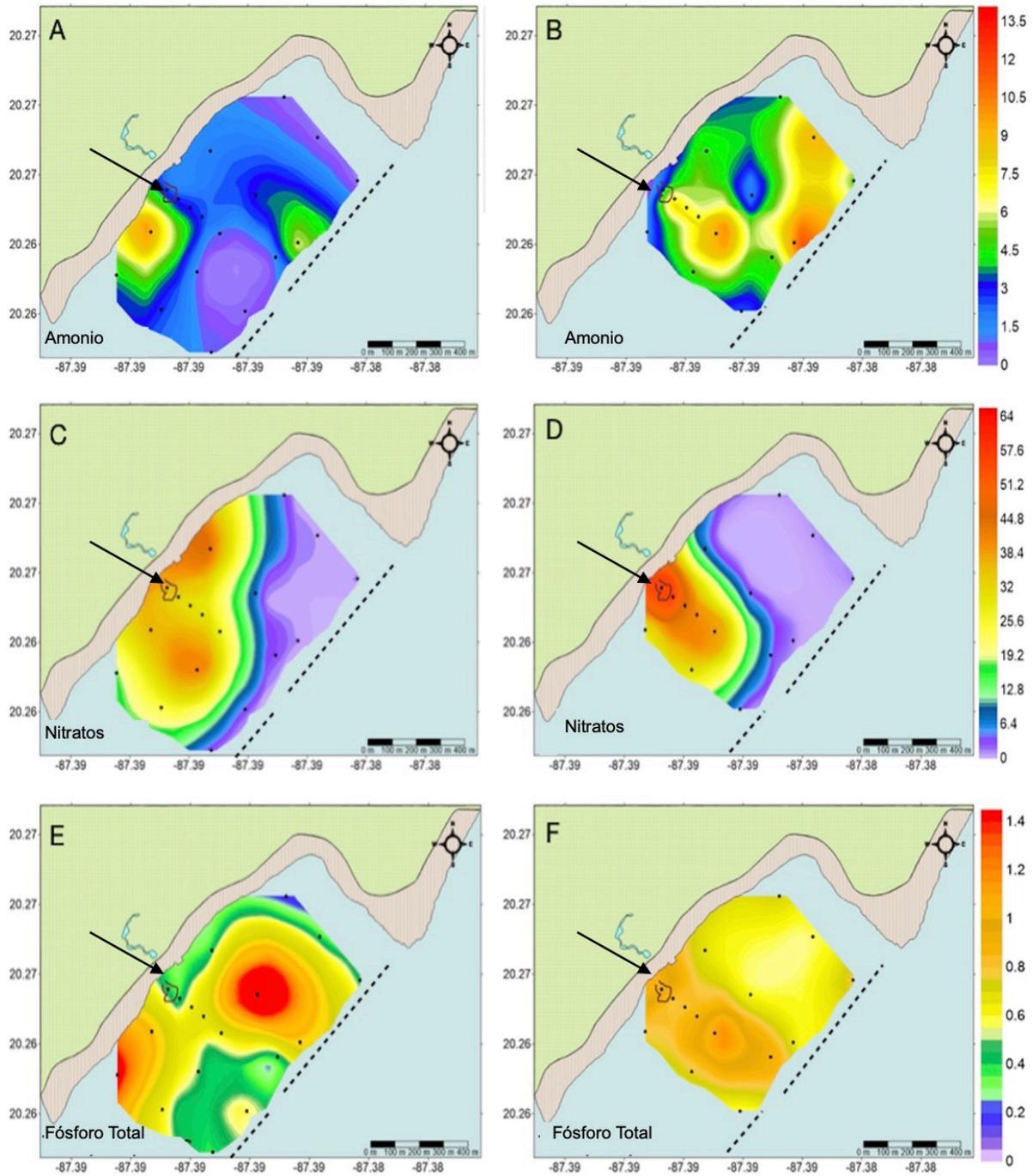


Figura 16. Concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos observados el 25 de enero del 2020 (marea viva). La columna de la izquierda corresponde a lo observado entre las 11:30–15:35 h, la columna de la derecha corresponde a lo observado entre las 16:00–17:27 h (unidades μM). La flecha indica la descarga Teek, la línea punteada próxima al océano es parte del SAM.

4. Discusión

En el cenote Manatí, se observaron tres interacciones: 1) se puede asociar una influencia directa de las actividades turísticas que se reflejan en las concentraciones de amonio con concentraciones máximas de 11.8 y 8.11 μM NH_4^+ en octubre y enero, respectivamente; 2) se observó el efecto de la intrusión de agua marina hacia el cenote con una salinidad máxima de 25.2 UPS, y 3) se registró la influencia del agua subterránea en la laguna arrecifal con un máximo de 64.8 y 60 μM de NO_3^- , y 105.5 y 93.8 μM de SiO_4^- en octubre y enero, respectivamente.

En el Cenote Manatí, los valores promedio de salinidad y temperatura que se registraron durante este trabajo fueron similares a los valores observados en el capítulo 2 para la época de lluvias-nortes. Sin embargo, debido a que en este estudio el monitoreo se realizó en un periodo diurno de ~7 horas, se observaron salinidades máximas de 23.5 y 25.5 UPS (noviembre y enero, respectivamente). Lo cual contrasta con lo registrado por Beddows (2004), quien observa durante la temporada de lluvias-nortes, una inundación de agua marina en el cenote Manatí, registrando conductividades entre 47.5–53.1 mS/cm en la conexión oeste al acuífero Nohoch Nah Chic, a ~155 m de la boca del cenote.

En contraste, durante noviembre de 2019, a las 16:50 h, en la boca del cenote se observaron valores de conductividad de 38.8 mS/cm y 23.5 UPS, lo que podría indicar el inicio de la intrusión de agua marina. Mientras que, en enero de 2020 el valor de conductividad más elevado (40 mS/cm y 25.5 UPS) se registró en la cabeza del canal, evidenciando que el agua marina pudo tener un alcance de hasta ~255 m tierra adentro. Los valores de salinidad registrados en el presente estudio fueron similares a los registrados para el cenote Manatí, Xcacel y Encantado en el 2016 y 2017 (Capítulo 2). Sin embargo, la salinidad de los cenotes Xcacel y Encantado fueron menores con respecto al cenote Manatí, debido a que este último se encuentra más cercano a la costa (Capítulo 2). En el caso particular de este estudio, la disponibilidad de amonio en el Cenote Manatí puede estar reflejando la presencia de bañistas, ya que las concentraciones fueron mayores después de las 2 de la tarde, cuando se observó una mayor afluencia de bañistas.

Las concentraciones de ortofosfatos y nitratos oscilaron en el mismo rango a lo registrado en el capítulo 2, lo que puede asociarse a la rápida adsorción o precipitación del compuesto fosfatado y a la estabilidad del NO_3^- en ambientes cársticos (Slomp y Van Cappellen 2004). Las oscilaciones en las concentraciones de nutrientes no mostraron un patrón definido, lo cual podría deberse a las múltiples fuentes que aportan nutrientes al cenote, como lixiviados de la materia orgánica acumulada en el manglar, el transporte del agua subterránea, los residuos de

las actividades turísticas, la intrusión de agua marina, entre otras (Slomp y Van Cappellen 2004).

En la descarga Teek, el 25 de enero en la bajamar de la marea viva (15:47 h), los valores de salinidad y temperatura (13.3 UPS y 26.6 °C) indicaron un mayor aporte de agua subterránea, que en la bajamar de la marea muerta (30.9 UPS y 28.7 °C) el 23 de noviembre a las 14:05 h. En sitios costeros influenciados por DSAS, las concentraciones de nutrientes son más elevadas, ya que las aguas subterráneas se caracterizan por transportar un alto contenido de solutos (Paytan et al., 2006; Hernández-Terrones et al., 2010; Taniguchi et al., 2002). Sin embargo, los flujos subterráneos de N y P vertidos a la zona costera van a presentar tasas altamente variables en espacio y tiempo (Burnett et al., 2006; Oehler et al., 2017 2019; Montiel et al., 2018).

En la laguna de Puerto Morelos, durante octubre del 2006, el flujo fue nutrientes fue de 58.5 mmol N m⁻² d⁻¹ y 0.83 mmol P m⁻² d⁻¹ (Hernández-Terrones et al. 2010). Estos flujos contrastan con los estimados para la laguna Nohoch-Teek que recibió ~90 veces más N y ~230 veces más P al día. Sin embargo, en la reserva de Sian Ka'an, en octubre del 2009, el flujo de N fue 7888 mmol d⁻¹ m⁻¹ (Null et al. 2014), mayor a los flujos de NID registrados en la descarga Teek (~3900 mmol d⁻¹ m⁻¹, este estudio); sin embargo, se observó un mayor flujo de NID en la descarga Teek, que en Puerto Morelos (2122 mmol d⁻¹ m⁻¹, Null et al. 2014) y Xcalak (3147 mmol d⁻¹ m⁻¹, Null et al. 2014). Lo que coincide con Null et al. (2014), quienes observan que la variabilidad de las descargas de nutrientes está relacionada con la magnitud del flujo de la descarga. Considerando que la región centro y sur de la zona costera de Quintana Roo reciben mayor flujo de agua subterránea que la región norte, lo registrado en la descarga Teek es consistente. En contraste con otros sistemas cársticos, en Florida Key Largo, recibe 0.46 g m⁻² d⁻¹ de NID (28.77 mmol m⁻² d⁻¹) (Paytan et al. 2006), es decir, ~195 veces menos que la registrado en la DSAS Teek.

En la marea muerta, los flujos de nutrientes (nitrato, amonio, fósforo total y silicatos) incrementaron en la bajamar, con respecto a los flujos observados después de la pleamar (Tabla. IX). En la marea viva, el comportamiento fue similar entre los nutrientes, con excepción del amonio. Los flujos de nutrientes durante el periodo estudiado podrían considerarse como una fuente adicional de nitrógeno a la región marina adyacente. Ya que en sistemas arrecifales se ha estimado una fijación de 0.1 g N m⁻² yr⁻¹, es decir 0.019 mmol N m² d⁻¹ (Dubinsky 1990). Por lo tanto, considerando los flujos de NID de 5.47 x 10³ y 9.74 x 10³ mmol m² d⁻¹ noviembre y enero respectivamente y una cobertura de ~6.7 x 10⁴ m², la laguna está recibiendo varios ordenes de magnitud de NID, excediendo lo que es capaz de fijar en un día. Esto pudiera sugerir que este sistema actúa como exportador de NID al ambiente marino adyacente, como

ha sido evidenciado por el modelo LOICZ en las lagunas de Yucatán: Celestún, Dzilam, Holbox, y Ascensión (Morales-Ojeda et al., 2010).

En la laguna arrecifal Nohoch-Teek, el transporte de nutrientes en un periodo diurno de ~7 h, se observó fuertemente influenciado por la variación del nivel del mar, el aporte de origen antrópico y la DSAS. Por ejemplo, la distribución y las concentraciones disponibles del NH_4^+ y NO_3^- fueron muy contrastantes a lo largo de las ~7 h, ya que durante los monitoreos realizados se observaron dos patrones: 1) las máximas concentraciones se detectaron próximas a la DSAS y 2) las máximas concentraciones se registraron en la tarde (marea viva y muerta). Esto último sugiere que una fracción del nitrógeno es aportado por las actividades turísticas que se desarrollan en el Cenote Manatí, considerando las elevadas concentraciones registradas durante ambos periodos. Sin embargo, la distribución de los compuestos nitrogenados, particularmente las elevadas concentraciones de nitratos en la región noreste apuntan a posibles filtraciones de aguas residuales, posiblemente originadas de los complejos habitacionales que se encuentran distribuidos a lo largo de la playa.

A diferencia del nitrógeno, los compuestos fosfatados en condiciones de oxidación y ambientes cársticos se precipitan con el carbonato de calcio para formar hidroxiapatita (Slomp y Cappellen 2004). Además, el agua subterránea saturada en calcita al entrar en contacto con el agua marina (también saturada en calcita), origina aguas subsaturadas con pH ligeramente alcalino (Galan 1991, Moore 2010), lo cual favorece la precipitación del fósforo, por lo que el fósforo inorgánico disuelto es limitante con el NID (Valdés y Real 2004).

Las concentraciones comunes de fósforo en una laguna arrecifal oligotrófica deben ser menores a $1 \mu\text{M}$ (Price et al. 2006). En la laguna Nohoch-Teek, las concentraciones de fósforo total fueron $> 1 \mu\text{M}$. En lo general, su distribución espacial fue homogénea, las mayores concentraciones se observaron próximas a la DSAS; sin embargo, debido a la mezcla de aguas subsaturadas se esperaba que la disponibilidad de PT fuera $< 1 \mu\text{M}$, ya que la distribución del pH mostró una laguna arrecifal alcalina. Pero se debe considerar que, además del aporte antrópico, los procesos de resuspensión debido a la turbulencia causada por el oleaje, el viento (velocidades de viento de hasta 6 y 8 m s^{-1} con dirección del noreste, 23 de noviembre y 25 de enero respectivamente) y la variación del nivel del mar, pueden estar liberando el fósforo atrapado en el sedimento, e.j. pico de fósforo detectado próximo a la barrera arrecifal (Fig. 15F). Además, el efecto de la descomposición de la materia orgánica originada por los manglares, en el cenote Manatí, podría generar zonas subóxicas, liberando fósforo disuelto producido en condiciones reductoras, lo cual es otra fuente de fósforo para la zona costera.

Debido a que en las lagunas arrecifales del Caribe Mexicano influenciadas por DSAS, se presentarán mayores concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos que en las aguas

marinas (Hernández-Terrones et al., 2011; Null et al., 2014) se espera que los procesos de mezcla y difusión de nutrientes presenten un comportamiento inverso con la salinidad (Romero et al., 2007). De acuerdo con el método de curvas de mezcla propuesto por Boyle et al. (1974), en la figura 17A–C se observa el comportamiento de los nitratos, silicatos y fósforo total superficial, relacionados con la salinidad del 23 de noviembre del 2019 y del 25 de enero del 2020. Los miembros finales del agua subterránea y marina para los nitratos, silicatos y la salinidad, se definieron de forma clara. Los nitratos y silicatos mostraron elevadas correlaciones inversas con la salinidad ($r^2 = -0.89$ y $r^2 = -0.89$ respectivamente), indicando un comportamiento conservativo. Es decir que la actividad químico-biológica se encontró en menor medida relacionada con la disponibilidad de estos iones, siendo factores como la dilución por transporte, un modulante para su disponibilidad.

En algunas estaciones del cenote y la laguna arrecifal se observaron dos comportamientos: 1) concentraciones por arriba de la línea de mezcla (línea punteada) (figura 17A, B), indicando un aporte de nutrientes a la columna de agua, que puede ser de origen antrópico, o debido a la remineralización de la materia orgánica; y 2) concentraciones por debajo de la línea de mezcla, indicando pérdidas, las cuales pueden deberse a la absorción fitoplanctónica, a la sedimentación o a la exportación al mar abierto.

Con base en el análisis multivariado, se identificaron diferencias significativas entre las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos, silicatos, temperatura y salinidad en el cenote y la laguna arrecifal ($p < 0.0002$) y entre los periodos de muestreo, marea muerta y marea viva ($p < 0.0001$) (Fig 18). Estas diferencias se pueden atribuir a las diferencias climáticas, a la fase mareal y a la incidencia turística. En la laguna arrecifal, durante la marea viva se observaron los valores más bajos de salinidad, y los valores más elevados de nitratos y silicatos; (ver capítulo 3). Durante la marea viva se registraron mayores diferencias significativas entre cada sitio, indicando una mayor estratificación de la columna de agua. En contraste, durante la marea muerta se observó un menor número de sitios con diferencias significativas, atribuido a una columna de agua más homogénea, lo cual coincide con la poca variabilidad que se observó en los parámetros. La fase mareal explicó la mayor variabilidad (63 %) del comportamiento de los datos, es decir que la distribución de nutrientes inorgánicos disueltos durante el periodo estudiado dependió en su mayoría de los cambios del nivel del mar.

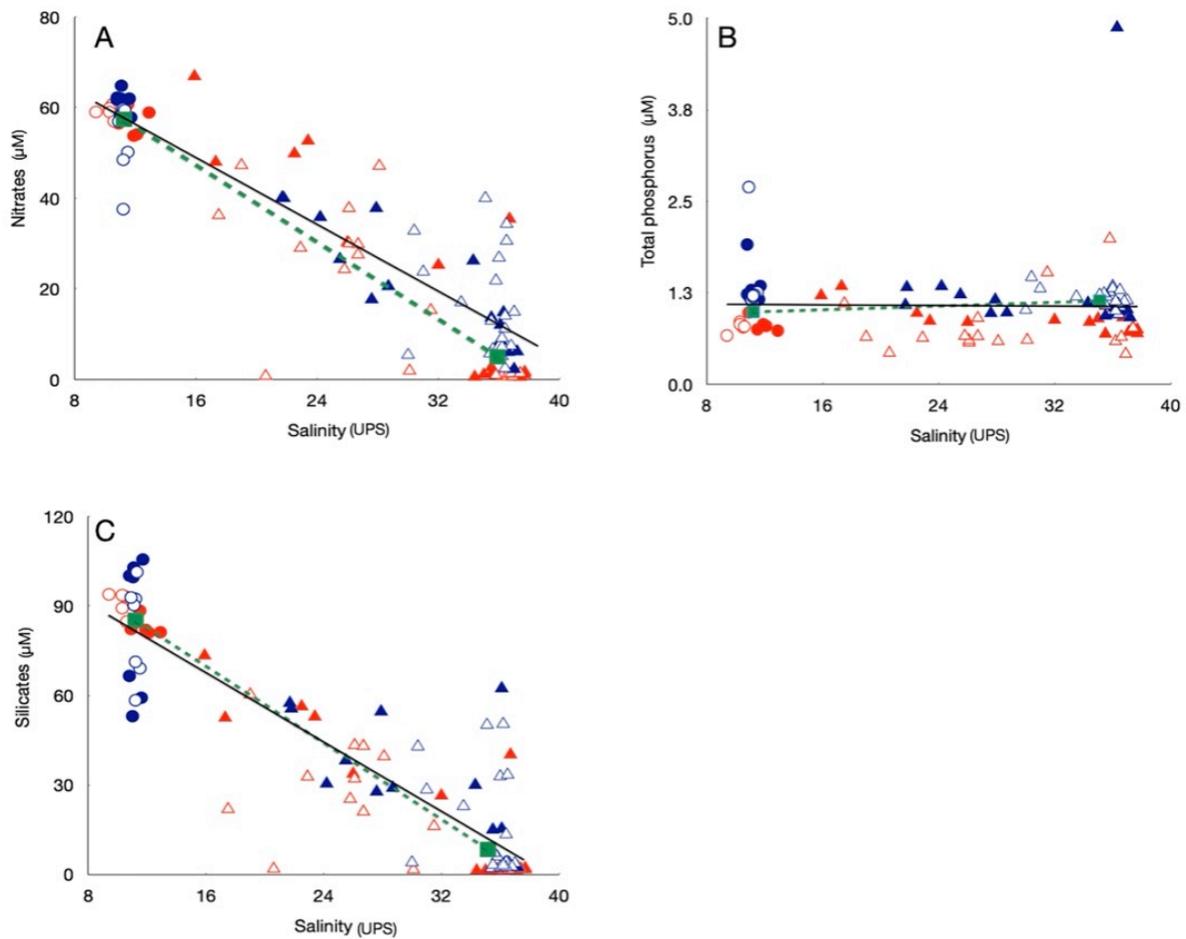


Figura 17. Comportamiento del Nitrato, Fósforo total y Silicatos en la laguna arrecifal Nohoch-Teek y el Cenote Manatí. Los círculos indican los sitios del Cenote Manatí, los triángulos indican los sitios en la laguna arrecifal Nohoch-Teek y la descarga de agua subterránea Teek. Los símbolos azules = 23 de noviembre del 2019, los símbolos rojos = el 25 de enero del 2020. Los símbolos sin relleno = muestreos realizados por la mañana, Símbolos sombreados = muestreos realizados por la tarde

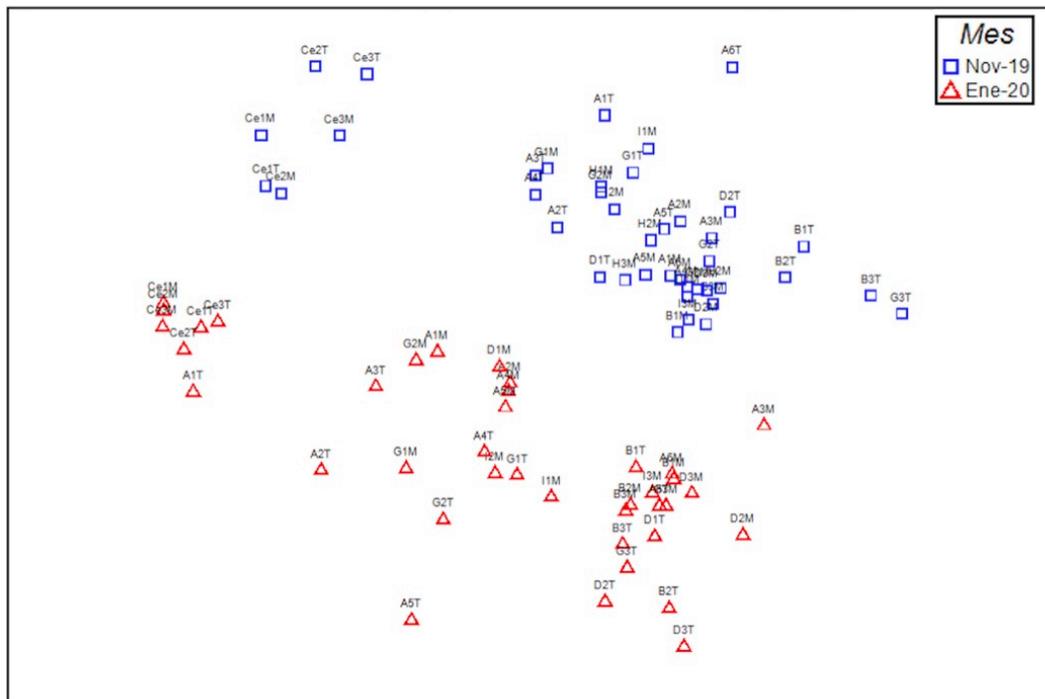


Figura 18. Escalamiento Multidimensional no métrico usando distancia Euclidiana. Mostrando la distribución espacial de las estaciones. Ce1-3 indican estaciones en el cenote Manatí, A-E, G-I indican las estaciones de la laguna arrecifal Nohoch-Teek, M (mañana), T (tarde) Stres 0.146.

5. Conclusión

Las observaciones que se realizaron en este trabajo nos permitieron conocer la distribución de las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos en la laguna arrecifal Nohoch-Teek y el cenote Manatí en un periodo de ~7 h correspondientes a una marea muerta y viva, durante la temporada de lluvias. El agua subterránea que ingresa a la zona costera influirá en la calidad del agua, es por eso que, el volumen de agua vertido en estas zonas oligotróficas, toma un papel importante en el manejo de recursos naturales (Beddows et al. 2002, 2007, Mutchler et al. 2007).

La cuantificación de este volumen es una tarea que implica la combinación de diferentes enfoques, las velocidades de descarga reportadas en el capítulo 3 fueron muy similares a lo registrado en trabajos previos (Valle-Levinson et al. 2011, Parra et al. 2014, Null et al. 2011). Sin embargo, se enfatiza el tomar con precaución la extrapolación del presente estudio, ya que se ha asociado que las tasas de descarga de agua subterránea son extremadamente variables en espacio y tiempo, y se relacionan con fluctuaciones en escala temporal cortas (de horas a días).

De acuerdo con lo observado en este trabajo, los órdenes de magnitud en los flujos de nutrientes fueron similares en comparación con otras descargas subterráneas del Caribe mexicano (Null et al. 2011). Sin embargo, en la bajamar de la marea muerta, se observaron mayores flujos de NO_3^- , NH_4^+ y SiO_4^- . En la laguna arrecifal, la distribución de los compuestos NID entre las 9:22 y 11:25 h mostró una mayor disponibilidad del NO_3^- , entre las 14:38 y 17:40, y una mayor disponibilidad del NH_4^+ y SiO_4^- . En cuanto a lo ocurrido en la marea viva, los flujos observados corresponderán a un flujo de salida, ya que durante el periodo de estudio el nivel del mar estuvo por debajo del nivel medio, en donde la disponibilidad de NO_3^- , SiO_4^- fue mayor que en la marea muerta. En cuanto al NH_4^+ éste mostró mayores concentraciones entre las 16:00 y 17:27 h. Estos datos sugieren un comportamiento conservador de los NO_3^- durante la marea muerta y la marea viva.

El uso de las concentraciones de silicatos y salinidad superficial permitieron zonificar la laguna arrecifal Nohoch-Teek, en donde la porción noreste a la descarga Teek y los sitios cercanos a la barrera arrecifal, mostraron condiciones marinas, mientras que la zona circundante a la descarga sur-sureste (200 m) se caracterizó por presentar condiciones de mezcla entre el agua subterránea y marina, reflejado en el gradiente de salinidades y de silicatos.

Este estudio presenta una primera idea sobre la importancia y la estrecha conectividad que existe entre los sistemas terrestres-costeros y su relación con las actividades antropogénicas. La distribución y las concentraciones que se observaron de los compuestos nitrogenados (NH_4^+ y NO_3^-) es alarmante ya que podrían generar procesos de eutrofización, los cuales incrementarían la biomasa fitoplanctónica, modificando la estructura de las comunidades arrecifales, afectando la red trófica de la zona.

CAPÍTULO 4

LA CALIDAD DEL AGUA DEL CENOTE MANATÍ Y LA LAGUNA ARRECIFAL NOHOCHTEEK (TULUM, QUINTANA ROO) INFLUENCIADA POR UNA DSAS DURANTE UNA MAREA MUERTA Y VIVA

1. Introducción

En el Caribe mexicano la calidad del agua en la zona costera cárstica del Caribe Mexicano, estará en función del grado de desarrollo turístico, la deficiente infraestructura sanitaria y la falta de regulación en el crecimiento poblacional. Adicionalmente la variación espacial y temporal de los contaminantes se encontrarán modulados por la variación en la tasa de precipitación, el volumen de agua intercambiado entre el acuífero subterráneo y la zona costera, el tiempo de residencia y recientemente la arribazones de *Sargassum* spp. (Hernández-Terrones et al., 2010; van Tussenbroek et al., 2017; Rodríguez-Martínez et al., 2019). El intercambio de agua subterránea mediante la DSAS es de interés, ya que transportan contaminantes, como metales pesados, patógenos, virus, compuestos orgánicos e inorgánicos y nutrientes hacia el ambiente marino (Lapointe et al., 1990; Hernández-Terrones et al., 2015).

El intercambio de agua entre el acuífero subterráneo y el mar Caribe es aproximadamente de $112 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ km}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Null et al., 2014). Al igual que en otras regiones del mundo (Oehler et al., 2019; Taniguchi et al., 200; Moore et al., 2010), los sitios costeros con influencia de DSAS del Caribe Mexicano se han caracterizado por presentar elevadas concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos, capaces de modificar el balance estequiométrico (Hernández-Terrones et al., 2010, 2015).

En Puerto Morelos, el flujo de nitrógeno y fósforo estimado hacia la costa fue $2400 \text{ kg km}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $75\text{--}217 \text{ kg km}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Hernández-Terrones et al., 2010). Similar a sitios costeros cársticos con problemas de calidad del agua i.e. Florida. Estos aportes de nutrientes desde el continente hacia el ambiente costero para diversos sitios del Caribe mexicano han sido evidenciados por diversos métodos geoquímicos (Mutchler et al., 2007, 2010; Baker et al., 2010; Sánchez et al., 2013; Hernández-Terrones et al., 2010; Null et al., 2014) y la fuente de aporte principal está asociada a la actividad antropogénica. Sin embargo, las arribazones masivas de sargazo son una fuente adicional que debe considerarse en la calidad de agua del Caribe Mexicano (van Tussenbroek et al., 2017; Rodríguez-Martínez et al., 2019; Pérez-Gómez et al., 2020).

Debido al deterioro de la calidad del agua en el Caribe mexicano se ha registrado la mortandad masiva de organismos bentónicos, la pérdida de praderas de pastos marinos, la mortandad de arrecifes coralinos y el cambio de especies (Van Tussenbroek et al., 2017, Rodríguez-Martínez et al., 2019). Considerando la alta frecuencia de DSAS presentes en el Caribe Mexicano,

entender la conectividad entre sistemas subterráneos y marinos y su variabilidad temporal y espacial, resulta en la prevención de posibles impactos en el deterioro de la calidad del agua, principalmente en aquellos sitios que reciben un caudal considerable de agua subterránea. El objetivo de este trabajo es determinar la variación de la calidad del agua en una zona de mezcla subterránea y costera, Cenote Manatí y la laguna arrecifal Nohoch-Teek considerando la variación diurna de una marea viva y una marea muerta durante la temporada húmeda.

2. Métodos

El área de estudio se localiza al noreste de Tulum Quintana Roo, en el Cenote Manatí y en la laguna arrecifal Nohoch-Teek. Para detalles del área de estudio ver capítulo 3 y 4.

2.1 Nutrientes inorgánicos disueltos y datos *in situ*

Detalles de la toma de muestras, datos *in situ* y análisis químicos ver capítulo 4. Las concentraciones de nutrientes se analizaron de acuerdo con el índice de eutrofización de Karydis et al. (1983).

$$IE = (C/C - \log X) + \log A \quad \text{ecuación 2}$$

donde IE es el Índice de Eutrofización por nutriente, por sitio de muestreo; A: Número de estaciones de muestreo; C: Logaritmo de la concentración total del nutriente, es decir, la suma de las concentraciones X_{ij} del nutriente obtenido en cada una de las A_i estaciones, durante los M_j muestreos

$$C = \log \sum^A \sum^M X_{ij} \quad \text{ecuación 3}$$

La escala de clasificación: si $IE > 5$ indica estado eutrófico, $3 \leq IE \leq 5$ indica estado mesotrófico e $IE < 3$ indica estado oligotrófico.

2.2 Bioindicadores

El 15 de julio del 2019 y el 25 de enero del 2020, se colectaron muestras de octocoral *Gorgonia flabellum*, *Plexaura kükenthalii*, *Eunicea flexuosa* y *E. succinea*, localizadas en el arrecife Mesoamericano que delimita la laguna arrecifal Nohoch Teek. El 15 de julio se colectó alga verde filamentosa en el Cenote Manatí.

Las muestras se extrajeron de forma manual y se depositaron en bolsas Ziplock®, se preservaron en hielo y en el Laboratorio de Química en Ecosur se secaron a $\sim 45^\circ$ C. En el Laboratorio Espectrometría de Masas (LEsMA), CICIMAR-IPN, La Paz B.C.S, las muestras se pulverizaron en un mortero de ágata y se empaquetaron en cápsulas de estaño (3 mg). Para conocer el valor del $\delta^{15}\text{N}$ las muestras se enviaron al Centro de Isótopos Estables de la

Universidad de Nuevo México, se utilizó un espectrómetro de masas Thermo Scientific Delta V con entrada doble e interfaz Conflo IV conectado a un analizador elemental (EA) Costech 4010 y un analizador elemental de conversión de alta temperatura (TCEA).

Basándose en la abundancia de los isótopos pesados con respecto a los ligeros. Los valores reportados se definieron por la siguiente ecuación:

$$\delta^{15}\text{N}(\text{‰ vs. aire}) = \left(\frac{^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{muestra}}}{^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{referencia}}} - 1 \right) \times 1000$$

La precisión de los análisis isotópicos fue <0.2 ‰.

El 15 de julio, el 23 de noviembre del 2019 y el 25 de enero del 2020 se colectaron muestras de agua superficial por duplicado en frascos estériles de 100 ml. En el cenote manatí, las muestras se colectaron en las estaciones 1, 2 y 3 (Fig. 9C) al inicio y final de cada muestreo. En la laguna arrecifal Nohoch Teek, el 15 de julio y el 23 de noviembre las muestras se colectaron a las 17:00 h en las estaciones A1a la A6 (Fig. 9C). El 25 de enero las muestras se colectaron a las 16:00 h en las mismas estaciones. Las muestras se preservaron a 4 °C hasta su traslado al laboratorio de Química Ecosur, Chetumal.

En el laboratorio de Química, el análisis bacteriológico se realizó las siguientes 24 h a la toma de muestras. Para el análisis de Enterococos y *Escherichia coli*, se utilizó el método IDEXX Enterolert™ y Colilert™, respectivamente. Las muestras se prepararon de acuerdo con el instructivo IDEXX, y se depositaron en charolas de 97 celdas. Las charolas se sellaron con una selladora Quanti-Tray 2x. Para el análisis de Enterococos las muestras se incubaron por 24 h a 41 °C ± 0.5 °C, y para el análisis de *E. coli*, las muestras se incubaron a 35 °C ± 0.5°C por 24 h. Para identificar la reacción por fluorescencia se utilizó una lámpara UV de 6 W a 365 nm. Se cuantificaron las celdas positivas para cada método y con la Tabla IDEXX Quanti-Tray/ 2000 se determinó el Número Más Probable (NMP/100 ml).

Para determinar la fuente de la contaminación fecal, se utilizó la relación entre *E. coli* y los enterococos, basados en la premisa que la cantidad de enterococos fecales que son descargados por los seres humanos, son significativamente diferentes a los descargados por los animales. Cuando el cociente EC/E sea mayor a 4, se estará en presencia de una contaminación fecal de origen humano, si el cociente es < 0.7, la contaminación es de origen animal (Larrea-Murrell et al. 2013)

3. Resultados

3.1 Nutrientes inorgánicos disueltos: IE, N:P

Los valores de oxígeno disuelto, temperatura superficial del mar, la proporción de N:P y el índice de estado trófico IE, durante el 9 de julio y el 23 de noviembre del 2019 y el 25 de enero

del 2020 en el Cenote Manatí y la laguna arrecifal Nohoch-Teek se presentan en la tabla X, XI y XII.

En el Cenote Manatí, el 9 de julio del 2019 entre las 10:00–14:00 h, la temperatura superficial oscilo entre 26.3 y 26.7 °C. La relación de N:P mostró una mayor proporción de nitrógeno que de fósforo. Con base al índice de estado trófico, el nitrato se comportó de forma mesotrófico. Mientras que, el nitrito, amonio y ortofosfátos se comportaron de forma oligotrófica. Entre las 15:00–17:40 h, la temperatura superficial osciló entre 26.4 y 27.7 °C. La relación de N:P mostró una mayor proporción de nitrógeno que de fósforo. Con base al índice de estado trófico, el nitrato se comportó de forma mesotrófica, mientras que, el nitrito, amonio, y ortofosfátos se comportaron de forma oligotrófica (Tabla X).

El 23 de noviembre de 2019 entre las 9:22–11:25 h, la temperatura superficial osciló entre 24.3 y 26.1 °C. La relación de N:P mostró una menor proporción de nitrógeno inorgánico disuelto en la estación 3 (38) con respecto a la 1 y 2 (50). Con base al índice de estado trófico, el nitrato se comportó de forma eutrófica. Mientras que, el nitrito, amonio, fósforo total y ortofosfátos se comportaron de forma oligotrófica. Entre las 16:38–17:40 h, la temperatura superficial osciló entre 26.1 y 27.7 °C. La relación de N:P mostró una mayor proporción 64.1. Con base al índice de estado trófico, el nitrato se comportó de forma eutrófica, el amonio mesotrófico y los nitritos, ortofosfátos y fósforo total de forma oligotrófica (Tabla XI).

El 25 de enero del 2020 entre las 10:00–11:40 h, la temperatura superficial osciló entre 25.5 y 26.7 °C. La relación de N:P mostró una mayor proporción 81.3 de nitrógeno. Con base al índice de estado trófico, el nitrato se comportó de forma eutrófica. Mientras que, el nitrito, amonio, fósforo total y ortofosfátos se comportaron de forma oligotrófica. Entre las 14:00– 17:36 h, la temperatura superficial osciló entre 25.9 y 27.7 °C. La relación de N:P mostró una menor proporción en la estación 1 (de 47.9 con respecto a la 2 y 3 de > 66. Con base al índice de estado trófico, el nitrato y el amonio en la estación 1 se comportaron de forma eutrófica. El nitrito, amonio (estación 2 y 3), fósforo total y ortofosfátos (estación 1, 2 y 3) se comportaron de forma oligotrófica (Tabla XII).

En la laguna arrecifal el 9 de julio del 2019, entre las 12:41–13:16 h la temperatura superficial osciló entre 27.5 y 30.1 °C. La proporción de N:P mostró una laguna arrecifal con exceso de nitrógeno. Con base al índice de estado trófico, la condición del nitrato fue mesotrófico, los nitritos, amonio y ortofosfátos se comportaron de forma eutrófica. Entre las 15:00 y 15:33 h, la temperatura superficial osciló entre 27.1 y 28.9 °C. La proporción de N:P mostró una laguna arrecifal con exceso de nitrógeno. Con base al índice de estado trófico, la condición del nitrato fue mesotrófico, los nitritos, amonio y ortofosfátos se comportaron de forma eutrófica (Tabla X).

Tabla X. Valores correspondientes al Oxígeno disuelto (OD), temperatura, Índice de estado trófico y la proporción N:P, correspondientes al 15 de julio del 2019 entre las 10:00–14:00 h. A1-A5 = laguna arrecifal Nohoch-Teek y C1 = Cenote Manatí.

Transecto/ N°sitio	OD mg L ⁻¹	Tempe- ratura °C	N:P μM	Índice de estado Trófico <i>IE</i>			
				NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻
12:41–13:16							
A1	ND	27.5	834.2	4	2	< 1	< 1
A2	ND	30.1	815.9	4	2	< 1	< 1
A3	ND	29.1	453.6	4	1	< 1	< 1
A4	ND	29.5	339.7	4	1	< 1	< 1
A5	ND	29.8	797.8	4	1	< 1	< 1
C1 (10:00 h)	1.36	26.3	1151.2	4	1	LD	2
C3 (10:30 h)	ND	ND	237.91	4	1	3	1
C1 (11:00 h)	1.39	26.4	469.7	4	1	LD	1
C1 (12:00 h)	1.55	26.5	371.8	4	1	1	1
C1 (13:00 h)	1.47	26.7	595.8	4	1	LD	1
C1 (14:00 h)	1.42	26.7	181.7	4	1	1	1
15:00–15:33							
A1	ND	27.1	1451.0	5	< 1	2	< 1
A2	ND	27.7	1006.0	4	< 1	2	< 1
A3	ND	28.3	549.4	4	< 1	2	< 1
A4	ND	28.0	332.0	4	< 1	2	< 1
A5	ND	28.9	270.8	4	< 1	2	< 1
C1 (15:00 h)	1.03	27.7	596.2	4	1	LD	1
C1 (16:00 h)	1.45	26.6	197.0	4	1	LD	1
C1 (17:00 h)	1.32	26.4	395.3	4	1	1	1
C3 (17:30 h)	1.27	27.5	434.8	4	1	1	1

Tabla XI. Valores correspondientes al Oxígeno disuelto (OD), temperatura, Índice de estado trófico y la proporción N:P, correspondientes al 23 de noviembre del 2019 entre las 9:22–11:25 y 16:38–17:40 h, A-I = laguna arrecifal Nohoch-Teek

Transecto/Nºsitio	Oxígeno disuelto mg L ⁻¹	Temperatura °C	N:P µM	Índice de estado Trófico <i>IE</i>				
				NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻	PT
9:22 – 11:25 h								
A1	3.15	28.4	12.9	3	2	2	3	3
A2	4.42	27.8	17.7	3	2	2	2	3
A3	3.64	27.5	6.7	3	2	2	3	3
A4	4.6	27.5	13.6	3	2	2	2	3
A5	5.41	27.4	31.2	4	3	2	2	3
A6	5.20	27.6	14.8	3	2	2	3	3
B1	5.44	27.5	6.1	3	2	2	2	3
B2	6.41	28	5.1	3	2	2	2	3
B3	6.21	28	8.2	3	3	2	LD	3
D1	4.65	29	7.5	3	3	2	2	4
D2	6.03	27.6	6.1	3	3	2	2	3
D3	6.01	27.9	16.3	3	3	2	2	3
G1	6.02	27.7	33.0	4	2	2	LD	3
G2	1.96	27.7	24.3	4	3	2	2	4
G3	6.07	27.6	8.7	3	2	2	2	3
H1	5.36	28.8	21.1	4	2	2	3	4
H2	4.84	28.4	14.6	3	2	2	3	3
H3	6.25	29.7	11.4	3	3	2	3	3
I1	4.05	28.2	27.1	4	2	2	3	3
I2	5.69	28.4	18.8	4	2	2	2	4
I3	6.37	28.4	5.8	3	2	2	3	3
Cenote 1	ND	24.3	52.9	6	2	<1	<1	2
Cenote 2	ND	26.0	50.4	5	2	<1	<1	2
Cenote 3	ND	26.1	38.5	4	2	<1	<1	2

Continuación Tabla XI

Transecto/ Nºsitio	Oxígeno disuelto mg L ⁻¹	Tempe- ratura °C	N:P µM	Indice de estado Trófico <i>IE</i>				
				NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻	PT
16:38 – 17:40 h								
At1	7.29	28	41.1	4	3	1	LD	2
At2	6.60	27.4	24.6	4	3	2	LD	2
At3	6.93	27.4	34.1	4	3	2	LD	2
At4	3.57	29	40.8	4	3	2	1	2
At5	6.59	30.3	25.6	3	3	2	1	2
At6	7.71	28.5	16.8	3	3	2	LD	2
Bt1	9.44	30	21.5	3	3	2	1	2
Bt2	7.22	27.7	15.1	3	3	2	1	2
Bt3	6.39	28.3	13.8	2	3	2	1	2
Dt1	9.96	28.7	30.9	4	3	1	2	2
Dt2	8.41	28.9	16.5	3	3	2	LD	2
Dt3	6.55	28.2	4.0	3	3	1	2	3
Gt1	6.53	27.3	32.4	4	3	2	1	2
Gt2	6.67	27.2	24.3	3	3	1	1	2
Gt3	7.01	27.4	20.2	3	3	2	2	2
Cenote 1	ND	27.7	58.5	5	3	<1	<1	2
Cenote 2	ND	26.173	67.8	5	3	<1	<1	2
Cenote 3	ND	26.18	66.0	5	3	<1	<1	2

El 23 de noviembre del 2019, entre las 9:22–11:25, el oxígeno disuelto osciló entre 1.9–6.4 mg L⁻¹. Los valores mínimos se observaron en la DSAS Teek (A1) y en la estación G2. La temperatura superficial osciló entre 27.4 y 29.7 °C. El 38 % de las estaciones mostró una mayor proporción de nitrógeno en relación con el fósforo (sitios con concentraciones de NO₃⁻ > 20 µM). Con base al índice de estado trófico, las concentraciones de nitratos y fósforo total se comportaron de forma mesotrófica y los nitritos de forma oligotrófica. El 33 % de las estaciones mostró concentraciones mesotróficas para el amonio. Mientras que, para el ortofosfato fue el 38 % de las estaciones la que presentó condiciones mesotróficas (Tabla XI).

Entre las 16:38 y 17:40 h, el oxígeno disuelto osciló entre 3.5 y 9.9 mg L⁻¹, el valor mínimo se observó en la estación A5. La temperatura superficial osciló entre 27.2 y 30.3 °C. El 66 % de las estaciones mostró una mayor proporción de nitrógeno en relación con el fósforo. Con base al índice de estado trófico las concentraciones de nitratos y amonio se comportaron de forma mesotrófica. Los nitritos, ortofosfatos y fósforo total se comportaron de forma oligotrófica (Tabla XI).

El 25 de enero, entre las 13:37–15:35 h, el oxígeno disuelto osciló entre 2.3 y 8.9 mg L⁻¹, el valor mínimo se registró en la estación G1. La temperatura superficial osciló entre 27.1 y 29.5 °C. El 50 % de las estaciones mostraron mayores proporciones de nitrógeno en relación con el fósforo. Con base al índice de estado trófico el 41 % de los sitios mostraron concentraciones de nitratos y amonio de forma mesotrófica, los nitritos, ortofosfatos y fósforo total de forma oligotrófica. Entre las 16:00–17:27 h, el oxígeno disuelto osciló entre 2.1 y 8.2 mg L⁻¹, las menores concentraciones se observaron en la DSAS Teek. La temperatura superficial osciló entre 26.4 y 31 °C. El 46 % de las estaciones mostraron mayores proporciones de nitrógeno en relación con el fósforo. Con base al índice de estado trófico el 46 % de los sitios mostraron al nitrato de forma mesotrófica, el amonio mostró el 66 % de los sitios con condiciones mesotróficas y el 33 % condiciones eutróficas. Los nitritos, ortofosfatos y fósforo total se comportaron de forma oligotrófica (Tabla XII).

3.2 Bacterias fecales

En la tabla XIII se presenta el NMP de bacterias fecales detectadas durante el 15 de junio, el 23 de noviembre del 2019 y el 25 de enero del 2020 en el Cenote Manatí y la laguna arrecifal Nohoch-Teek. En el cenote Manatí, el 15 de julio a las 17:00 h, las concentraciones de coliformes totales oscilaron entre 716–2584 NMP/100 ml, las *E. coli* entre 30–171 NMP/100 ml. En la laguna arrecifal, en la estación A1 y A5 de la laguna arrecifal, los enterococos oscilaron entre 10–40 NMP/100 ml. El 23 de noviembre del 2019, en el cenote Manatí entre las 9:22 y 17:40 h, las concentraciones de enterococos fecales oscilaron entre 310–468 NMP/100 ml, los coliformes totales oscilaron entre 4,225 y 7,701 NMP/100 ml, los *E. coli* entre 735 y 3,015 NMP/100 ml. La proporción de *E. coli* y enterococos en el sitio 1 del cenote Manatí entre las 9:22 h y 11:25 h, fue 4, en el sitio 2 y 3, < 3. Entre las 16:38 h y 17:40 h la proporción de *E. coli* y enterococos en el sitio 1 del cenote Manatí, fue 4, en los sitios 2 y 3, el valor fue 3. En el transecto A de la laguna arrecifal, los enterococos oscilaron entre 4360 y 8833 NMP/100 ml.

El 25 de enero del 2020 en el cenote Manatí entre las 10:00 y 17:36 h, las concentraciones de enterococos fecales oscilaron entre 30–86 NMP/100 ml, los coliformes totales oscilaron entre 956 y 5012 NMP/100 ml, los *E. coli* oscilaron entre 63 y 512 NMP/100 ml.

Tabla XII. Valores correspondientes al Oxígeno disuelto (OD), temperatura, Índice de estado trófico y la proporción N:P, correspondientes al 25 de enero del 2020 entre las 11:30–15:35 y 16:00–17:27 h, A-I = laguna arrecifal Nohoch-Teek

Transecto/ N°sitio	Oxígeno disuelto mg L ⁻¹	Tempe ratura °C	N:P μM	Índice de estado Trófico <i>IE</i>				
				NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻	PT
11:30–15:35								
A1	4.07	27.6	68.7	4	2	1	2	2
A2	6.57	27.6	54.4	4	3	1	2	2
A3	6.41	27.8	45.0	4	3	1	2	2
A4	4.79	32.9	36.4	4	3	1	2	2
A5	3.81	28.5	45.9	4	2	LD	2	2
A6	6.3	26.7	2.6	2	2	LD	2	2
B1	6.66	27.5	2.2	2	2	LD	2	2
B2	6.09	27.9	1.5	2	2	LD	2	2
B3	6.54	27.1	2.0	2	2	1	2	2
D1	7.95	27.6	83.1	4	2	1	2	2
D2	6.43	28.8	2.3	2	3	LD	2	2
D3	7.74	28.9	7.4	2	3	LD	2	2
G1	2.36	27.4	43.2	4	4	1	2	2
G2	6.19	29.5	73.1	4	2	1	2	2
G3	8.92	27.7	2.3	2	2	LD	2	2
I1	7.04	27.6	12.4	3	3	1	2	2
I2	4.93	28.8	41.3	3	3	LD	2	2
I3	7.49	27.4	4.8	2	2	1	2	2
Cenote 1	ND	25.5	90.8	5	2	<1	1	1
Cenote 2	ND	25.9	71.7	5	1	<1	1	1
Cenote 3	ND	26.7	81.5	5	1	<1	1	2

Continuación Tabla XII.

Transecto/ Nºsitio	Oxígeno disuelto mg L ⁻¹	Tempe- ratura °C	N:P µM	Indice de estado Trófico <i>IE</i>				
				NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻	PT
16:00–17:27								
At1	2.16	28.3	55.4	5	5	LD	2	2
At2	4.42	26.6	72.4	4	4	LD	2	2
At3	4.70	27.1	55.1	4	4	LD	2	2
At4	4.40	27.2	46.0	4	4	LD	2	2
At5	4.50	29.4	45.6	4	4	LD	2	2
At6	6.94	31	5.4	2	5	LD	2	2
Bt1	8.2	27.1	5.2	2	4	LD	2	2
Bt2	7.94	30.1	16.6	2	4	LD	2	2
Bt3	6.08	29.9	6.8	2	4	LD	2	2
Dt1	7.67	27.3	7.3	2	4	LD	2	2
Dt2	6.5	29.3	1.4	2	6	LD	2	2
Dt3	6.56	26.7	18.4	2	4	1	2	2
Gt1	7.10	30.4	30.5	3	5	LD	2	2
Gt2	5.41	26.4	40.9	4	4	LD	2	2
Gt3	7.28	27.2	5.5	2	5	LD	2	2
Cenote 1	ND	26.7	47.9	5	> 5	<1	1	1
Cenote 2	ND	25.9	72.4	5	1	<1	1	1
Cenote 3	ND	26.1	66.4	5	2	<1	1	1

La proporción de *E. coli* y enterococos en el sitio 1 entre las 10:00 h y 11:40 h en el cenote Manatí fue de 6, en el sitio 2 ND y en el sitio 3 el valor fue 1. La proporción de *E. coli* y enterococos en el sitio 1 entre las 14:00 h y 17:36 h en el cenote Manatí fue de 4, en el sitio 2 ND y en el sitio 3 el valor fue de 4. En el transecto A de la laguna arrecifal, los enterococos oscilaron entre 10 y 160 NMP/100 ml.

3.3 Isótopos estables de nitrógeno en octocoral

En la tabla XIV se presentan los valores isotópicos, observados el 25 de julio del 2019 y el 25 de enero del 2020, > 5.5 ‰.

Tabla XIII. Bacterias fecales presentes en el Cenote Manatí y la laguna arrecifal Nohoch-Teek el 15 de julio el 23 de noviembre del 2019 y el 25 de enero del 2020.

Fecha	Zona	Sitio	Enterococos NMP/100 ml	C. Totales NMP/100 ml	E.coli NMP/ 100 ml	E.Coli / Enterococos
15/07/19 17:00 h	Cenote	1.00	ND	2,584	171	ND
		3.00	ND	716	30.0	ND
	Mar	1.00	40	ND	ND	ND
		5.00	10	ND	ND	ND
23/11/19 9:22– 11:25 h	Cenote	1.00	468	4,225	3,015	6.44
		2.00	400	7,701	1,208	3.02
		3.00	402	5,163	735	1.83
		1.00	343	4,995	1,484	4.33
23/11/19 16:38– 17:40 h	Cenote	2.00	316	6,893	985	3.12
		3.00	310	5,298	776	2.50
	Mar	A1-A6	4,360– 8,833	ND	ND	ND
25/01/20 10:00–11:40 h	Cenote	1.00	86.0	5012	512	5.95
		2.00	ND	ND	ND	ND
		3.00	86.0	956	63.0	0.73
25/01/20 14:00– 17:36 h	Cenote	1.00	31.0	1354	121	3.90
		2.00	ND	ND	ND	ND
	Mar	3.00	30.0	1224	111	3.70
		A1-A6	10–160	ND	ND	ND

4. Discusión

La relación de la calidad del agua entre el Cenote Manatí y la laguna arrecifal Nohoch Teek dependerá en gran medida del flujo de agua subterránea y salobre que es intercambiado entre ambos sistemas. En el Cenote Manatí, la calidad del agua se verá influenciada por el agua subterránea, por los desechos de origen antropico que resultan de las actividades recreacionales que se realizan, por procesos de desnitrificación causados por la disponibilidad de materia orgánica que aportan los manglares y la intrusión de agua marina.

En el cenote Manatí la condición eutrófica que mostró el nitrógeno pudo verse influenciada por las elevadas concentraciones de nitratos que son transportados mediante las aguas subterráneas (Tabla 1). Sin embargo, la influencia antrópica quedó evidenciada con el incremento en las concentraciones de NH_4^+ , que pasó de condición oligotrófica, durante las primeras horas del monitoreo, a mesotrófica, en el transcurso de la tarde. Si bien procesos de nitrificación/desnitrificación podrían dar lugar a las elevadas concentraciones de amonio, las elevadas concentraciones de bacterias fecales (enterococos, coliformes totales y *Escherichia coli*) sugieren contaminación reciente. De acuerdo con la relación entre *E. Coli* y enterococos >4 , parte de la contaminación fecal fue de origen humano.

Aunado a lo anterior, en el 2007, Mutchler et al. (2010), reportan en un alga filamentosa colectada en el Cenote Manatí, valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 5.5 ‰, sugiriendo una fuente de nitrógeno derivada de aguas residuales no tratadas 5–9 ‰ (Aravena et al. 1993). En el presente estudio, los valores isotópicos en alga filamentosa fueron de 5.5 ‰, lo que nos permite inferir la presencia de una fuente continua de nitrógeno de origen antrópico, probablemente asociada al uso turístico que se le realiza en el cenote (buceo, snorkel, cayaks). No obstante, se debe considerar que las transformaciones del nitrógeno a través de la desnitrificación, podrían conducir a un enriquecimiento en el ^{15}N (Mariotti et al. 1988), es por lo que ambos procesos pueden estar involucrados. Sin embargo, el incremento en la cobertura de las algas filamentosas que se ha observado entre el 2016 al 2019 (com. pers. autor), más las concentraciones elevadas de NH_4^+ , y la contaminación fecal de origen antrópico, están señalando que el uso turístico inmoderado del Cenote es una variable importante que se debe considerar para regular la carga de nutrientes aportados finalmente al mar adyacente mediante la DASA Teek. En la laguna arrecifal, las elevadas concentraciones de nitratos que ingresan mediante la descarga pueden estimular la productividad primaria, incrementando la biomasa fitoplanctónica. De acuerdo con Lapointe et al. (1997) $\sim 1 \mu\text{M}$ de NID y 0.1 de PT, en ambientes coralinos, es suficiente para desarrollar blooms algales. La fuente principal de nutrientes inorgánicos disueltos de la laguna arrecifal Nohoch-Teek es la DSAS Teek (Fig. 15, 16). En la descarga Teek se registraron condiciones de nitrato eutróficas y mesotróficas, muy similares a las registradas por Tapia-Gonzalez et al. (2008) para las lagunas costeras de Chelem y Celestum, en donde asociaron el enriquecimiento de nutrientes con aguas residuales y resuspensión de sedimentos.

Las elevadas concentraciones de especies nitrogenadas que transportan las aguas subterráneas, cambian la proporción estequiométrica N:P reflejando una mayor disponibilidad de nitrógeno que de fósforo. En la DSAS Teek, la relación de N:P registrada durante todo el periodo (9 de julio, 23 de noviembre y 25 de enero) fue similar a lo registrado en Puerto Morelos por Hernández-Terrones et al. (2010). El flujo de nutrientes que recibió la laguna

Arrecifal Nohoch-Teek ocurrió en el mismo orden de magnitud que otras regiones del mundo con problemas de calidad del agua (Paytan et al. 2006). Sin bien los arrecifes coralinos son excelentes recicladores de nutrientes, la asimilación del nitrógeno por m² de coral, sugiere que una fracción del nitrógeno que ingresa a la costa mediante la DSAS Teek, puede estar siendo exportada a mar abierto o precipitado en los sedimentos.

Tabla XIV Valores Isotópicos del $\delta^{15}\text{N}$ de muestras de octocoral colectado entre el 15 de junio del 2019 y el 25 de enero del 2020 en el SAM de la laguna de arrecife Nohoch-Teek.

Fecha	Transecto/ Nº Sitio	Especie	$\delta^{15}\text{N}$ ‰
15/7/19	Cenote	Alga filamentosa	5.5
	A6	<i>Gorgonia flavelum</i>	6.1
	A6	<i>Plexaura cuanquantali</i>	6.2
15/7/19	G3	<i>G. flavelum</i>	5.9
	G3	<i>Eunicea succinea</i>	6.5
	25/01/20	B3	<i>G. flavelum</i>

En un periodo de ~7 h en la laguna Nohoch-Teek se observó la variación espacial y temporal de la calidad del agua, influenciada por el paso del agua subterránea. Los nitratos y silicatos mostraron una relación inversa con la salinidad, similar a lo registrado por Hernández-Terrones et al. (2010). La proporción de N:P registrada en la DSAS Teek fue mayor durante la tarde, lo cual coincidió con las bajamares del día. En la zona noreste de la laguna, durante ambos muestreos (marea viva y muerta), la razón N:P denotó valores muy cercanos a la razón de Redfiel (16:1), mientras que, en la zona sureste y próximo a la descarga Teek, se observó una mayor proporción de nitrógeno que de fósforo.

En algunas zonas de la Península de Yucatán y varias partes del mundo, ejem. Florida, Japón, Indonesia, Hawai, (Paytan et al. 2006 2011, Knee y Paytan 2011, Slop y Capellen 2004, Peterson et al. 2009, Null et al. 2014, Oehler et al. 2019) el enriquecimiento con nutrientes de origen antrópico transportado mediante DSAS han sido registrados. Para las comunidades del fitoplancton la adición de nutrientes y los cambios en la proporción de N:P, es importante para determinar su composición y productividad, el exceso de nitrato transportado por la DSAS puede afectar procesos ecológicos. Ya se ha observado en la Península de Yucatán, que la adición de nitratos a través de las DSAS influencia la comunidad y estructura fitoplanctónica

resultando en un predominio de diatomeas (Troccoli-Ghinaglia et al., 2010). Null et al. (2014) registraron en varios puntos del Caribe Mexicano bajo influencia de DSAS, proporciones promedio de 3.6–719 de N:P, en contraste en la laguna arrecifal Nohoch-Teek se observaron proporciones entre 1.4–1451, las mayores proporciones se observaron en la DSAS y en el transecto A registrándose al alejarse de la descarga. Si las aguas subterráneas transportan una razón de N:P mayor a la requerida por la comunidad fitoplactónica (Redfield 16:1), los ambientes arrecifales serán sistemas repletos de N lo cual dará como resultado una abundancia de especies dinoflageladas.

Considerando que las DSAS son una fuente importante de nutrientes para los sistemas costeros (Paytan et al 2006; Knee y Paytan 2011), es importante analizar las variaciones diurnas, quincenales, estacionales e interanuales en las velocidades de descarga. Rastrear el origen del nitrógeno que ingresa al sistema es una tarea compleja ya que diversas fuentes naturales y antropogénicas forman parte del enriquecimiento. Sin embargo, las actividades turísticas que se llevan a cabo en el cenote Manatí y la zona costera influyen en el estado trófico de los nutrientes (Mutchler et al. 2010). Por ejemplo, el amonio se comportó oligotrófico antes de las actividades turísticas y mesotrófico después de las mismas, lo que podría estar indicando un efecto directo de los aportes de nutrientes de origen antrópico, además considerando la información bacteriológica y el $\delta^{15}\text{N}$ registrado en este trabajo y por Mutchler et al., (2010) ($> 5 \%$) en el cenote Manatí, se provee evidencia que una de las principales fuentes de nitrógeno que ingresa a la laguna arrecifal es de origen antrópico.

Sin embargo, debe considerarse que en las lagunas arrecifales, el enriquecimiento del $\delta^{15}\text{N}$ de N en octocoral además de verse modificado por N de origen antrópico, la atenuación de la luminosidad, el incremento de la profundidad (Baker et al., 2010), y recientemente los cambios debidos a la baja visibilidad (Rey-Villiers et al., 2020) participarán en el enriquecimiento del $\delta^{15}\text{N}$. Como se observó en el capítulo 4, una gran fracción del N que ingresa a la laguna arrecifal se origina en el cenote Manatí, debido a eso, los valores del $\delta^{15}\text{N}$ de los octocorales registrados en este estudio, se asociaron a un enriquecimiento de N de origen antrópico que sucede a ~ 500 m de la línea de costa, lo cual evidencia el comportamiento conservador del nitrógeno (Capítulo 4). Ilustrando que las fuentes antrópicas de N están afectando arrecifes alejados de la costa, es decir que el efecto por dilución con el agua de mar no es efectiva para mitigar el efecto de la contaminación por N, similar a lo registrado por Baker et al., (2010) quienes observaron en Akumal a ~1 km de la costa valores $\delta^{15}\text{N}$ de 6.6 ‰, asociándolos a los aportes de agua residuales.

Considerando que el nitrógeno que aportan los sistemas de manglares a la zona costera también es significativo, Baker et al., (2010), observaron en zonas prístinas, valores $< 4 \%$

$\delta^{15}\text{N}$, asociándolos a procesos de nitrificación/desnitrificación propios del sistema de mangle, con lo cual se puede aceptar la hipótesis planteada anteriormente, que asocia el nitrógeno disponible en la laguna Nohoch-Teek, con una fuente de origen antropico, Si éste comienza a ser retenido dentro de la laguna arrecifal, las praderas de pastos marinos o los florecimientos algales (macro y micro algas), pueden proliferar (Pastore 2014).

5. Conclusión

La variación diurna en el estado trófico del amonio, el número de bacterias fecales y el valor isotópico del $\delta^{15}\text{N}$ en el alga filamentosa y octocoral, permitió observar una laguna arrecifal con el fósforo como elemento limitante. Los valores isotópicos registrados en este trabajo, fueron asociados con una fuente de origen antrópico al igual que en Mutchert et al. (2010). Considerando que la descarga Teek facilita el intercambio de agua y todos sus constituyentes disueltos, se vio reflejado en la relación de N:P, por arriba de la razón de Redfield (16:1).

Si bien la naturaleza cárstica facilita la absorción de fósforo en el medio, algunas zonas de la laguna arrecifal mostraron una alta disponibilidad, lo cual podría estar asociado a fuentes puntuales de contaminación, o a procesos de resuspensión. El continuo ingreso de nitrógeno a la zona costera, reflejado en el estado eu-mesotrofico del NO_3^- , y en la disponibilidad de N; puede ocasionar cambios en la estructura trófica incrementando la productividad primaria. La DSAS Teek es una fuente puntual de nitrógeno, influenciada directamente por las actividades turísticas que se desarrollan en el cenote Manatí. Sin embargo, es importante considerar que la remineralización y las dinámicas en los acuíferos subterráneos pueden modificar la disponibilidad del nutriente.

Como vimos en el capítulo 4, el nitrógeno mostró un comportamiento conservador aunado a las elevadas relaciones de N:P que, observadas aquí, podrían sugerir procesos biogeoquímicos no mitigan las adiciones del N. Con el presente trabajo se mostraron sitios con mayor proporción de nitrógeno y fósforo; sin embargo, permanece desconocido la cantidad de nutrientes que el sistema puede manejar

Es necesario determinar procesos adicionales como el tiempo de residencia, circulación de la laguna, el bombeo de las mareas y conocer las condiciones redox en la zonas de mezcla, ya que estas determinarán en gran medida la transformación y movilidad de los nutrientes. Así como continuar con los monitoreos de calidad del agua considerando las variaciones climáticas, para así poder establecer planes de manejo adecuados.

1. Conclusiones generales

La calidad del agua ocurre en función de diversos factores antrópicos, climáticos, geohidrológicos y oceanográficos. El análisis se convierte en una tarea difícil de abordar; sin embargo, se ha tornado un aspecto relevante durante la última década, ya que el deterioro de la biodiversidad en ambientes marinos-costeros, se ha hecho evidente.

Con el análisis realizado en este trabajo, se observó la variación de la composición química del agua costera en playas y cenotes del centro y sureste del Caribe mexicano, considerando distintos grados de desarrollo poblacional y diferentes escalas espaciales y temporales:

- 1) Entre el 2016 y 2017 los análisis estadísticos mostraron diferencias significativas en la disponibilidad de nutrientes inorgánicos disueltos en las playas y cenotes del centro y sureste del Caribe mexicano ente la temporada de secas, húmeda y nortes. Los valores isotópicos evidenciaron sitios con pulsos de aguas residuales no tratadas (Akumal y Tulum). Mientras que las elevadas contracciones de ortosilicatos y nitratos, y su correlación con la salinidad, evidenciaron la presencia de DSAS en tres sitios de las playas de Tulum y dos sitios en la bahía de Akumal.
- 2) La calidad del agua costera entre octubre del 2015 y octubre del 2019 del centro y sureste del Caribe mexicano, mostró influencia de las arribazones masivas de *Sargassum spp.*, evidenciando el efecto de la descomposición de la materia orgánica en la disponibilidad del amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y oxígeno disuelto, los cuales explicaron el 34.6% de la variabilidad entre los periodos con mayores arribazones de *Sargassum spp.* Durante el 2018-2019, además de registrarse arribazones mayores a las del 2015, en algunas playas el NH_4^+ mostró concentraciones máximas hasta por $15.6 \mu\text{M}$, mientras que el oxígeno disuelto mostró valores mínimos de hasta 0.11 mg l^{-1} .

La variación diurna de la calidad del agua costera considerando un sitio influenciado por una DSAS:

- 1) Durante la marea viva, en el cenote Manatí se observaron los valores máximos de salinidad, mientras que en la laguna arrecifal Nohoch-Teek, se observaron los valores mínimos de salinidad próximos a la descarga Teek, evidenciando un mayor intercambio de agua durante este periodo.
- 2) En el cenote Manatí, las elevadas concentraciones de bacterias fecales y el comportamiento eu-mesotrófico del nitrato y amonio, evidenciaron agua influenciada por las actividades turísticas con un exceso de nitrógeno de acuerdo con la proporción estequiométrica observada. Las mayores concentraciones de N (en forma de amonio) se registraron después del periodo máximo de actividades turísticas (buceo, kayak, snorkel). La condición de este nutriente en un periodo de 7 horas pasó de oligotrófica a mesotrófica.

- 3) El Cenote Manatí debe considerarse como una fuente importante de nitrógeno a la laguna arrecifal adyacente.
- 4) La laguna arrecifal muestra una zonificación similar en marea muerta y marea viva, definida por el paso de agua menos salada. Al noreste de la DSAS, la composición del agua evidenció una influencia marina. Mientras que en el sur-sureste de la DSAS, la composición química y salinidad superficial del agua señalaron una influencia del agua subterránea.
- 5) En la laguna arrecifal, el nitrógeno mostró un comportamiento conservador. El transporte de nitrato se favoreció por el paso del agua menos salada, su dirección no mostró variación entre la marea muerta y viva; sin embargo, durante la bajamar de la marea viva, se registró el mayor alcance del agua originada en la DSAS.
- 6) En la bajamar de la marea muerta, se observaron mayores flujos de NO_3^- , NH_4^+ y SiO_4^- . Pero en la laguna arrecifal, la distribución de los compuestos NID que se observó entre las 9:22 y 11:25 h mostró una mayor disponibilidad del NO_3^- , mientras que entre las 14:38 y 17:40, se registró una mayor disponibilidad del NH_4^+ y SiO_4^- . Los flujos registrados en la marea viva, de NO_3^- , SiO_4^- fueron mayores que en la marea muerta. En cuanto a la disponibilidad, el NH_4^+ mostró mayores concentraciones entre las 16:00 y 17:27 h.
- 7) El cálculo del flujo de NID aportado por el cenote mediante la DSAS Teek, contrastado con la cobertura de coral en el área, representó un exceso de NID, por lo cual, éste puede ser exportado al mar o precipitado en el sedimento.
- 8) El comportamiento eu-mestrófico del nitrato y amonio en la laguna arrecifal, y los valores isotópicos del octocoral ($\delta^{15}\text{N} > 6 \text{ ‰}$) localizado a ~500 m de la línea de costa en la barrera arrecifal mesoamericana, evidencia un continuo enriquecimiento de aguas residuales no tratadas.
- 9) La bajamar de ambos periodos coincidió con el periodo posterior al pico máximo de actividades turísticas en el área, por lo cual el aporte de nutrientes en la descarga Teek se asocia con las actividades recreacionales realizadas en la zona.

2. Recomendaciones

- 1) Calcular el tiempo de recambio en la laguna arrecifal Nohoch-Teek y realizar mediciones continuas en la velocidad del intercambio de agua entre el cenote y la laguna arrecifal (DSAS Teek) considerando los cambios estacionales y las variaciones quincenales del nivel del mar.
- 2) Continuar con las mediciones de los valores isotópicos del N en el octocoral e implementar la toma de muestras de algas filamentosas en el Cenote Manatí, así como incluir otro bioindicador con mayor certeza que las bacterias fecales, ejem coprostanol.
- 3) Modelar la circulación en la laguna de arrecife Nohoch-Teek.

- 4) Contabilizar el número de usuarios del Cenote Manatí y evaluar la incidencia turística en la franja costera durante un periodo representativo.
- 5) Estimar la capacidad de carga del sistema Nohoch-Teek

3. Bibliografía

- Alcocer J., Lugo A., Marín L.E., Escobar E. (1998) Hydrochemistry of waters from five cenobites and evaluation of their suitability for drinking-water supplies, northeastern Yucatan, Mexico. *Hydrogeology Journal* (1998) 6:293–301
- Anderson D.M. (2002) *The Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms: Multidisciplinary Approaches to Research and Management* IOC Technical Series 74, UNESCO 2007. (English only). IOC/2007/TS/74
- Anderson M. J., Gorley R. N., Clarke K. R. (2008) *PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E, Plymouth, UK (214 pp.)
- Aranda-Cirerol N, Comón F, Herrera-Silveira J (2011) Nitrogen and phosphorus budgets for the Yucatán littoral: An approach for groundwater management. *Environ Monit Assess* 172:493–505. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1349-z>
- Aravena R., Evans M. L., Cherry J.A. (1993) Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems. *Groundwater* 31:180–186. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1993.tb01809.x>
- Baker D.M., Jordán-Dahlgren E., Maldonado M.A., Harvell C.D. (2010) Sea Fan corals provide a stable isotope baseline for assessing sewage pollution in the Mexican Caribbean. *Limnol. Oceanogr*, 55(5), 2139–2149
- Bauer-Gottwein P., Gondwe B.R.N., Charvet G., Marín L.E., Rebolledo-Vieyra M., Merediz-Alonso G. (2011) Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal* 19:507–524
- Beddows P.A. (2002) *Prototype Development of a Fully Submersible OTT Sensa / Nautilus Current Meter Unit For use in Flooded Caves, Estuarine, Corral Reef, Aquarium and other environments*. Unpublished report submitted to Ott Hydrometrie UK. 14 p.
- Beddows P.A. (2004) *Groundwater Hydrology of a Coastal Conduit Carbonate Aquifer: Caribbean Coast of the Yucatán Peninsula, Mexico*. PhD Tesis, University of Bristol, 303 pp
- Beddows P. A., Smart P. L., Whitaker F. F., Smith S. L. (2007) Decoupled fresh– saline groundwater circulation of a coastal carbonate aquifer: spatial patterns of temperature and specific electrical conductivity. *J Hydrol* 346:18–32
- Børgesen F. (1914) The marine algae of the Danish West Indies. Part 2. Phaeophyceae. *Dansk Botanisk Arkiv* 2 (2), 1–68.
- Boyle E., Collier R., Dengler A. T., Edmond J. M., Stallard R. F. (1974) On the chemical mass-balance in estuaries. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 38:1719–1728.
- Burnett W.C., Aggarwal P.K., Aureli A., Bokuniewicz H., Cable J.E., Charette M.A., Kontar E., Krupa S., Kulkarni K.M., Loveless A., Moore W.S., Oberdorfer J.A., Oliveira J., Ozyurt N., Povinec P., Privitera A.M., Rajar R., Ramessur R.T., Scholten J., Stieglitz T., Taniguchi M., Turner J.V. (2006) Quantifying submarine groundwater discharge in the coastal zone via multiple methods. *Science of the Total Environment*, 367(2-3): 498-543

- Cabanillas–Terán N., Hernández-Arana H., Ruíz-Zarate M.A., Zepeda-Vega A., Sanchez A., (2019) Sargassum blocs in the Carinneam alter the trophic structure of the sea urchin *Diadema antillarum* PeerJ 7:e7589 <http://doi.org/10.7717/peerj.7589>
- Carrillo, L., Palacios-Hernández, E., Ramírez, A.M., Morales-Vela, J.B, (2009) Chapter 3. Hydrometeorological and bathymetric characteristics. In: Espinoza-Ávalos, J., Islebe, G.A., Hernández-Arana, H.A., (eds) The ecological system of the Bay of Chetumal/Corozal: western coast of the Caribbean Sea. El Colegio de la Frontera Sur, Mexico, p 247
- CE-CCA-001-89 (1989) Agreement in which the ecological water quality criteria are established. Comisión para la Cooperación Ambiental. DOF. 13 de diciembre de 1989
- Clarke K. R. y Warwick R. M. (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth.
- Chávez V., Uribe-Martínez A., Cuevas E., Rodríguez-Martínez R. E., van Tussenbroek B. I., Francisco V., Estévez M., Celis L. B., Monroy-Velázquez L. V., Leal-Bautista R., Álvarez Filip L., García-Sánchez M., Masia L., Silva R. (2020). Massive Influx of Pelagic Sargassum spp. On the Coasts of the Mexican Caribbean 2014–2020: Challenges and Opportunities. *Water*, 12, 2908; doi:10.3390/w12102908.
- Church T. M. (1996) An underground route for the water cycle. *Nature* 380: 579–580.
- Coronado C., Candela J., Iglesias-Prieto R., Sheinbaum J., López M., Ocampo-Torres F.J. (2007) On the circulation in the Puerto Morelos fringing reef lagoon. *Coral Reefs* 26:149–163
- Davis S. y Liman D. (2010) Nitrogen and Phosphorus exchange among tropical coastal ecosystems. In: Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems (Ed. Ivan Nagelkerken). Springer 9–44
- de la Lanza-Espino G., Hernández-Pulido S., Penié-Rodríguez I., Gómez-Rojas J.C. (2006) Water quality of the beaches of the municipality of Solidaridad. *Medio Ambiente Turismo y Sustentabilidad* 2:25–43
- Dyer K.R. (1997) *Estuaries a Physical Introduction*. Institute of Marine Studies, University of Plymouth, UK 2nd edition 193 p.
- Dubinsky Z. (1990) *Ecosystems of the world 25: Coral reefs*. Elsevier.
- Enriquez C., Mariño-Tapia I., Valle-Levinson A., Torres-Freyermuth A., Silva-Casarín R. (2012) Mechanisms driving the circulation in a fringing reef lagoon: a numerical study. Book of abstracts of the physics of estuaries and coastal seas symposium. Manhattan, NY
- Farreras S. F. (2006) *Hidrodinámica de lagunas costeras*. Centro de investigación Científica y de Educación superior de Ensenada. CONACyT México.
- Fischer H., List J., Koh C., Imberger J. (1979) *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Academic Press 302 pp. ISBN: 9780080511771.
- Ford D y Williams P (2007) *Karst hydrogeology and geomorphology*. Wiley p. 554
- Fourqurean J.W., Zieman J.C., Powell G.V.N. (1992) Phosphorous limitation of primary production in Florida Bay: Evidence from C : N : P ratios of the dominant seagrass *Thalassia testudinum*. *Limnol. Oceanogr.* 37(1): 162–171.
- Gaillon B. (1828) Résumé méthodique des classifications des Thalassiphytes. *Dictionnaire des Sciences Naturelles [Levrault]* 53: 350–406, Tables 1-3.
- Galan C. (1991) Dissolution and karst development in siliceous and carbonate rocks: a comparative study. *Natur Zientziak* 43:43–72

- Galloway J.N., Dentener F.J., Capone D.G., Boyer E.W., Howarth R.W., Seitzinger S.P., Asner G.P., Cleveland C.C., Green P.A., Holland E.A., Karl D.M., Michaels A.F., Porter J.H., Townsend A.R., Vö Rö Smarty (2004) Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70:153–226
- García-Solsona E., García-Orellana J., Masqué P., Rodellas V., Mejías M., Ballesteros B., Domínguez J. A. (2010) Groundwater and nutrient discharge through karstic coastal springs (Castello, Spain). *Biogeosciences* 7:2625–2638
- Garrels RM, MacKenzie FT. 1971. *Evolution of Sedimentary Rocks*. Norton & Co.: New York.
- Gilli E. y Fandel C. (2011) Karstology karsts, cave and springs Elements of fundamental and applied karstology DUNOD Editeur, Paris p. 256
- Gondwe B.R.N., Hong Sang-Hoon, Wdowski S., Bauer-Gottwein P. (2010) Hydrologic Dynamics of the Ground-Water-Dependent Sian Ka'an Wetlands, Mexico, Derived from InSAR and SAR Data. *Wetlands* 30:1–13
- Gonzalez-De Zeyas R., Merino-Ibarra M., Soto-Jiménez M. F., Castillo-Sandoval F.S. (2013) Biogeochemical responses to nutrient inputs in a Cuban coastal lagoon: runoff, anthropogenic, and groundwater sources. *Environ Monit Assess.* <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3316-y>.
- Gray J. S., Rudolf Wu, Or Y. Y. (2002) Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 238: 249–279.
- Green L, Lapointe B. E., Gawlik D. E. (2015) Winter nutrient pulse and seagrass epiphyte bloom: evidence of anthropogenic enrichment or natural fluctuations in the lower Florida Keys? *Estuar Coast* 38: 1854–1871. <https://doi.org/10.1007/s12237-015-9940-8>
- Hansen H. P, Koroleff F. (1983) Determination of nutrients. In: Grasshoff K, Kremling K, Ehrhardt M (eds) *Methods of seawater analysis*. Wiley Online Library, pp 159–228. <https://doi.org/10.1002/9783527613984>
- Hanshaw B.B. y Back W. (1980) Chemical mass-wasting of the northern Yucatan Peninsula by groundwater dissolution. *Geology* 8: 222–224, doi:10.1130/0091-7613(1980)8,222:CMOTNY.2.0.CO;2
- Hartman A., Goldscheider N., Wagener T., Lange J. y Weiler M. (2014) Karst water resources in a changing world: Review of hydrological modeling approaches, *Rev. Geophys.*, 52
- Harris N.J. (1984) Diagenesis of upper pleistocene strandplain limestones, northeastern Yucatan Peninsula, Mexico. MSc Thesis, University of New Orleans, 130pp.
- Haas A. F., Jantzen. C. Naumann. M. S. Iglesias-Priero R. Wild C. (2010) Organic matter release by the dominant primary producers in a Caribbean reef lagoon: implication for *in situ* O₂ availability. *Marine Ecology Progress series* 409:27–39. doi: 10.3354/meps08631
- Hernández-Terrones L., Rebolledo-Vieyra M., Merino-Ibarra M., Soto M., Le-Cossec A., Monroy-Ríos E. (2010) Groundwater Pollution in a Karstic Region (NE Yucatan): Baseline Nutrient Content and Flux to Coastal Ecosystems. *Water Air Soil Pollut*, Published online
- Hernández-Terrones L., Null K. A., Ortega-Camacho D., Paytan A. (2015) Water quality assessment in the Mexican Caribbean: impacts on the coastal ecosystem. *Cont Shelf Res* 102:62–72
- Jarvie H. P., Sharpley A.N., Van Brahana, Simmons T., Price A., Neal C., Lawlor A. J., Sleep D., Thacker S., Haggard B.E. (2014) Phosphorus Retention and Remobilization along Hydrological Pathways in Karst Terrain. *Environmental Science y Technology* 48(9): 4860-8. doi: 10.1021/es405585b

- Karydis M., Ignatiades L. y Moshopoulou N. (1983). An index associated with nutrient eutrophication in the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 16: 339-344.
- Knee K.L. y Paytan A. (2011) Submarine Groundwater Discharge: A Source of Nutrients, Metals, and Pollutants to the Coastal Ocean. In: Wolanski E and McLusky DS (eds.) *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, Vol 4, pp. 205–233. Waltham: Academic Press.
- Kim Guebuem, Kim Jong-Sun, Hwang Dong-Woon (2011) Submarine groundwater discharge from oceanic islands standing in oligotrophic oceans: Implications for global biological production and organic carbon fluxes. *Limnol Oceanogr.* 56(2), 673–682.
- Lapointe B. E, O'Connell J. D, Garrett G. S (1990) Nutrient couplings between on site sewage disposal system, groundwaters, and nearshore surface waters of the Florida Keys. *Biogeochemistry* 10:289–308
- Lapointe B. y Clark M. (1992) Nutrient inputs from the watershed and coastal eutrophication in the Florida Keys. *Estuaries* 15: 465–476
- Lapointe B. E. (1997) Nutrient thresholds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and Southeast Florida. *Limnol Oceanogr* 42:1119–1131. https://doi.org/10.4319/lol.1997.42.5_part_2.1119
- Larrea-Murrell Jeny A., Rojas-Badía M. M., Romeu-Álvarez B., Rojas-Hernández N. M., Heydrich-Pérez M. (2013) Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas: revisión de la literatura *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 44:3 24-34 Centro Nacional de Investigaciones Científicas Ciudad de La Habana, Cuba.
- Leal-Bautista R.M., Lenczewski M., Morgan C., Gahala A., McLain J.E. (2013) Assessing fecal contamination in groundwater from the Tulum region, Quintana Roo, Mexico. *J Environ Prot* 04:1272– 1279. <https://doi.org/10.4236/jep.2013.411148>
- Lecher A.L. y Mackey K.R.M. (2018) Synthesizing the effects of submarine groundwater discharge on marine biota. *Hydrology* 5,60 doi:10.3390/hydrology5040060
- Li L. y Barry D.A. (1999) Submarine groundwater discharge and associated chemical input to a coastal sea. *Water Resources Research* 35: 3253–3259
- Lowe R.J., Falter J.L., Monismith S.G., Atkinson M.J. (2009) A numerical study of circulation in a coastal reef-lagoon system. *Journal of Geophysical Research* 114: C06022
- Mariotti A., Landeau A., y Simon B. (1988) ¹⁵N isotope biogeochemistry and natural denitrification process in groundwater: Application to the chalk aquifer of northern France. *Geochim. Cosmochim. Acta* 52: 1869–1878.
- Merino Ibarra M. y Otero Dávalos L. (1991) *Atlas ambiental Costero Puerto Morelos-Quintana Roo*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM, Centro e Investigaciones de Quintana Roo, CONACyT. ISBN 968-6571-06-X
- Moore, W. S. (1999) The subterranean estuary: A reaction zone of ground water and sea water, *Mar. Chem.*, 65, 111–126.
- Moore W. S., Blanton J. O., Joye S. B. (2006) Estimates of flushing times, submarine groundwater discharge, and nutrient fluxes to Okatee Estuary, South Carolina. *Journal of geophysical research* 111, C09006, doi:10.1029/2005JC003041, 2006
- Moore W. S. (2010) The effect of the Submarine Groundwater Discharge on the Ocean. *Annu. Rev. Marine Sci* 2:59–88
- Moore A. (2014) Characterization of the native microbial communities in the karst aquifer of Yucatan Peninsula, Mexico. PhD Thesis Northern Illinois University DeKalb, Illinois

- Montiel D., Dimova N., Andreo B., Prieto J., García-Orellana J., Rodellas V. (2018) Assessing submarine groundwater discharge (SGD) and nitrate fluxes in highly heterogeneous coastal karst aquifers: Challenges and solutions. *Journal of Hydrology* 557:222–242
- Monismith S.G. (2007) Hydrodynamics of Coral reefs *Annu. Rev. Fluid Mech.* 39:37–55
- 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, 5949–5964.
- Mutchler T., Dunton K., Townsend-Small A., Fredriksen S., Rasser M. (2007) Isotopic and elemental indicators of nutrient sources and status of coastal habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. *Estuar Coast Sci* 74: 449–457. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.04.005>
- Mutchler T., Mooney R. F., Wallace S., Podsim L., Fredriksen S., Dunton K. H. (2010) Origins and fate of inorganic nitrogen from land to coastal ocean on the Yucatan Peninsula, Mexico. In: Kennish MJ, Paerl HW (eds) *Coastal lagoons. Critical habitats of environmental change.* Taylor and Francis Group, Boca Raton, pp 283–305
- Null K.A., Knee K.L., Crook E.D., de Sieyes N.R., Rebolledo-Vieyra M., Hernández-Terrones L., Paytan A. (2014) Composition and fluxes of submarine groundwater along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula. *Continental Shelf Research* 77:38–50
- Nelson H.R. y Altieri A. H. (2019) Oxygen: the universal currency on coral reefs. *Coral Reefs* <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01765-0>
- Oehler T., Eiche E., Putra D., Adyasari D., Hennig H., Mallast U., Moosdorf N. (2017) Timing of land-ocean groundwater nutrient fluxes from a tropical karstic region (southern Java, Indonesia). *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. Manuscript under review for journal Hydrol. Earth Syst. Sci.*
- Oehler T., Bakti H., Lubis R. F., Purwoarminta A., Delinnom R., Moosdorf N. (2019) Nutrient dynamics in submarine groundwater discharge through a coral reef (western Lombok, Indonesia). *Limnol Oceanogr.* <https://doi.org/10.1002/lno.11240>
- Pain A.J., Martin J.B., Young C.R., Huang L., Valle-Levinson A. (2019) Organic matter quantity and quality across salinity gradients in conduit- vs. diffuse flow-dominated subterranean estuaries. *Limnology and Oceanography* 1–7
- Parra S.M., Mariño-Tapia I., Enriquez C., Valle-Levinson A. (2014) Variations in turbulent kinetic energy at a point source submarine groundwater discharge in a reef lagoon. *Ocean Dyn.* 64: 1601–1614
- Parra S.A., Valle-Levinson A., Mariño-Tapia I., Enriquez C. (2015) Salt intrusion at a submarine spring in a fringing reef lagoon. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 120, 2736–2750
- Parra S.A., Valle-Levinson A., Mariño-Tapia I., Enriquez C., Candela J., Sheinbaum J. (2016) Seasonal variability of saltwater intrusion at a point-source submarine groundwater discharge. *Limnology and Oceanography* 61: 1245–1258
- Pastore M. (2014) The Impact of Nitrogen Eutrophication on Caribbean Coral Reefs: A Review. *CONCEPT*, Vol. XXXVII
- Paytan A., Shellenbarger G. G., Street J. H., Gonnee M. E., Davis K., Young M. B., Moore W. S. (2006) Submarine groundwater discharge: an important source of new inorganic nitrogen to coral reef ecosystems
- Peterson R. N., Burnett W. C., Glenn C. R., Johnson A. G. (2009) Quantification of point-source groundwater discharges to the ocean from the shoreline of the Big Island Hawaii. *Limnol. Oceanogr.* 54(3), 890–904.

- Pérez-Gómez J. A., García-Mendoza E., Olivos-Ortiz A., Paytan A., Rebodello-Vieyra M., Delgado-Pech B., Almazán-Becerril A. (2020) Indicators of nutrient enrichment in coastal ecosystems of the northern Mexican Caribbean. *Ecol Indic.* 118:106756. DOI.org/10.1016/j.ecolind.2020.106756.
- Purwoarminta A., Moosdorf N. Y Delinom R.M. (2018) Investigation of groundwater-seawater interactions: a review. *Global Colloquium on GeoSciences and Engineering. Conf. Series: Earth and Environmental Science* 13148 (2 0 1 8) 012017. doi:10.1088/1755-1315/118/1/012017
- Price R. M., Swart P. K., Fourqurean J. W. (2006) Coastal groundwater discharge an additional source of phosphorus for the oligotrophic wetlands of the Everglades. *Hydrobiologia* 569:23–36
- Ridgwell A. Y Zeebe R. E. (2005) The role of the global carbonate cycle in the regulation and evolution of the Earth system. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 234(3-4): 299–315.
- Rodellas V., Stieglitz T. C., Andrisoa A., Cook P. G., Raimbault P, Tamborski J. J., van Beek P., Radakovitch O. (2018) Groundwater-driven nutrient inputs to coastal lagoons: The relevance of lagoon water recirculation as a conveyor of dissolved nutrients. *Science of the Total Environment* 642 764–780.
- Rodríguez-Martínez R. E., Medina-Valmaseda A. E., Blanchon P., Monroy-Velázquez L. V., Almazán-Becerril A., Delgado-Pech B., Vásquez-Yeomans L., Francisco V., García- Rivas, M.C. (2019) Fauna mortality associated with massive beaching and decomposition of pelagic Sargassum. *Mar. Pollut. Bull.* 146:201–205, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.015.
- Romero-Sierra P., Rivas D., Almazán-Becerril A., Hernández-Terrones L., (2018) Hydrochemistry and hydrodynamics of a Mexico Caribbean lagoon: Nichupté lagoons systems. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 215: 185–190. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.10.012>
- Romero I., Falco S., del Rio J. G., Rodilla M. (2007). Comportamiento del nitrógeno y fósforo en el estuario y en la pluma del Río Ebro. *Ingeniería del Agua* ISSN:2234–2196
- Rey-Villiers N., Sánchez A. Caballero-Aragón H., González-Díaz P. (2020) Spatio temporal variation in octocoral assemblages along a water quality gradient in the Northwestern región of Cuba. *Marine Pollution Bulletin* 153: 110981. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110981>
- Sánchez A., Ortiz Hernández M C., Talavera Sáenz A. y Aguíñiga García S. (2013). Stable nitrogen isotopes in the turtle grass *Thalassia testudinum* from the Mexican Caribbean: Implications of anthropogenic development. *Estuar. Coast. S.* 135, 86–93.
- Sánchez A., Anguas-Cabrera D., Camacho-Cruz K., Ortiz-Hernández M C. Y Aguíñiga-García S. (2020). Spatial and temporal variation of the in the *Thalassia testudinum* in the Mexican Caribbean (2009-2017). *Marine and Freshwater Research* 71, 905-912.
- Saint-Loup R., Felix T., Maqueda A., Schiller A., Renard P. (2018) A survey of groundwater quality in Tulum region, Yucatan Peninsula, Mexico. *Environmental Earth Sciences* 77:644
- Sawyer H. A., Michael H. A., Schroth A. W. (2016) From soil to sea: the role of groundwater in coastal critical zone processes. *WIREs WATER* 3:706–726
- SEDETUR (2018). Tourist indicators: <https://qroo.gob.mx/sedetur/indicadores-turisticos>. Accessed 1 August 2018
- Scanlon BR (1990) Relationships between groundwater contamination and major-ion chemistry in a karst aquifer. *J Hydrol* 119: 271–291

- Slomp C.P. y Van Cappellen F. (2004) Nutrient inputs to the coastal ocean through submarine groundwater discharge: controls and potential impact *Journal of Hydrology* 295:64–86
- Smith A.J.y Turner J.V. (2001) Density-dependent surface water-groundwater interaction and nutrient discharge in the Swan-Canning Estuary. *Hydrological Processes* 15, 2595–2616. DOI:10.1002/hyp.303
- Strickland J. D. H., Parsons T.R. (1968) A practical handbook of seawater analysis. *Fish Res Board Can Bull* 167:127–772
- Taebi S., Lowe R.J., Pattiaratchi C.B., Ivey G.N., Symonds G., Brinkman R. (2011) Nearshore circulation in a tropical fringing reef system. *Journal of Geophysical Research* 116: C02016
- Taniguchi M., Burnett W.C., Cable J.E., Turner J.V. (2002) Investigation of submarine groundwater discharge. *Hydrol. Process* 16: 2115–2129
- Taniguchi M., Ishitobi T., Shimada J. (2006) Dynamics of submarine groundwater discharge and freshwater-seawater interface. *Journal of Geophysical Research* 111: C01008
- Tanaka Y., Miyajima T., Watanabe A., Nadaoka K., Yamamoto T., Ogawa H. (2011) Distribution of dissolved organic carbon and nitrogen in a coral reef. *Coral Reefs* 30:533–541. <https://doi.org/10.1007/s00338-011-0735-5>
- Tapia-González F. U., Herrera-Silveira J. A., Aguirre-Macedo M. L. (2008) Water quality variability and eutrophic trends in karstic tropical coastal lagoons of the Yucatán Peninsula. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 76, 418–430.
- Tillmans J., Heublein O 1912. Über die Bestimmung der freien Kohlensäure im Wasser durch Titration mit Alkalien und Phenolphthalein. *Zeitschrift für Untersuchung der Nahrungs- und Genußmittel*, 24 (7) , 429-449. <https://doi.org/10.1007/BF02024264>
- Troccoli-Ghinaglia L., Herrera-Silveira J.A., Comín F. A., Díaz-Ramos J. R. (2010) Phytoplankton community variations in tropical coastal area affected where submarine groundwater occurs. *Continental Shelf Research* doi:10.1016/j.csr.2010.10.009
- Valle-Levinson A. Marino-Tapia I., Enriquez C., Waterhouse A.F. (2011) Tidal variability of salinity and velocity fields related to intense point-source submarine groundwater discharges into the coastal ocean, *Limnol. Oceanogr.*, 56(4): 1213–1224.
- Valdes D. S, Real E. (2004) Nitrogen and phosphorus in water sediments at Ria Lagartos coastal lagoon, Yucatan, Gulf of Mexico. *Indian Journal of Marine Sciences* 33(4): 338-345
- van Tussenbroek B. I., Hernández Arana H. A., Rodríguez-Martínez R. E., Espinoza-Avalos J. Canizales-Flores, H. M., González-Godoy C. A., Barbara-Santos G., Vega-Zepeda A., Collado-Vides L. (2017). Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on near shore Caribbean seagrass communities. *Mar. Pollut. Bull.* 122, 272–281.
- Vassilios K. (2006) Submarine groundwater discharge: Effects of hydrogeology and of near shore surface water bodies *Journal of Hydrology* 325: 96–117
- Vaquero-Sunyer R. y Duarte C. (2008) Thresholds. Of hypoxia for marine biodiversity. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 105(40), 15452–15457. <https://doi.org/10.1073/pnas.0803833105>
- Vázquez-Delfín E., Freile-Pelegrín Y., Salazar-Garibay A., Serviere-Zaragoza E., Méndez-Rodríguez L. C., Roobledo D. (2021) Species composition and Chemical characterization of *Sargassum* influx at six different locations along the Mexican Caribbean coast. *Science of the total Environment* 795: 148852. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148852>
- Vera I., Mariño-Tapia I., Enriquez C. (2012) Effects of drought and subtidal sea-level variability on salt intrusion in a coastal karst aquifer. *Marine and Freshwater Research* 63: 485–493
- Waele Jo De (2016) Karst processes and landforms. University of Bologna, Italy

- Wang G., Wang S., Wang Z., Jing W., Xu Yi, Zhang Z., Tan E., Dai M. (2018) Tidal variability of nutrients in a coastal coral reef system influenced by groundwater. *Biogeosciences* 15:997–1009. <https://doi.org/10.5194/bg-15-997-2018>
- Zektser I.S., Dzhamalov R.G. (2007) *Submarine Groundwater*. Taylor y Francis, London New York p. 461
- Worthington S.R.H., Ford D.C., Beddows P. (2000) Porosity and permeability enhancement in unconfined carbonate aquifers as a result of solution. Chapter 8.1 463–472. In book: *Speleogenesis: evolution of karst aquifers* Editors: Alexander B Klimchouk, Derek C. Ford, Arthur N. Palmer, Wolfgang Dreybrodt. Publisher: National Speleological Society
- Young C., Martin J.B., Branyon J., Pain A., Valle-Levinson A., Mariño-Tapia I., Rebolledo Vieyra M. (2018) Effects of short-term variations in sea level on dissolved oxygen in a coastal karst aquifer, Quintana Roo, Mexico. *Limnology. Oceanographic*. 63: 352–362
- Zhang Jia-Zhong Fischer C.J, Ortner P. B. (2004) Potential availability of sedimentary phosphorus to sediment resuspension in Florida Bay. *Global Biogeochem. Cycles*, 18, GB4008, doi:10.1029/2004GB002255.
- Zektser I.S, Loaiciga H.A (1993) Groundwater fluxes in the global hydrologic cycle: past, present and future. *Journal of Hydrology* 144: 405 – 427.
- Zektser I.S., Dzhamalov R.G. (2007) *Submarine Groundwater*. Taylor y Francis, London New York p. 461.

Anexo 1

Resultado del análisis de permutaciones residuales para las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos 2016-2017. Temporada febrero 2016, alfa < 0.05

Sitios	t	P(perm)	perms	P(MC)
Akumal, Tulum	3.877	0.0001	10	0.0096
Akumal, Shambala	15.446	0.0001	10	0.0001
Akumal, Chavez	5.4866	0.0001	10	0.0011
Akumal, Mahahual1	0.99931	0.6021	10	0.4113
Akumal, Mahahual2	1.5187	0.2037	10	0.1637
Akumal, Mahahual3	1.7627	0.1004	10	0.1087
Akumal, Xhahuaxhol	1.0314	0.2978	10	0.3564
Tulum, Shambala	6.8043	0.0001	10	0.0013
Tulum, Chavez	2.1517	0.0001	10	0.0852
Tulum, Mahahual1	3.7609	0.0001	10	0.0164
Tulum, Mahahual2	3.1567	0.0001	10	0.0256
Tulum, Mahahual3	2.8332	0.0001	10	0.0343
Tulum, Xhahuaxhol	1.9869	0.1979	10	0.1168
Shambala, Chavez	13.206	0.0001	10	0.0001
Shambala, Mahahual1	15.703	0.0001	10	0.0001
Shambala, Mahahual2	13.626	0.0001	10	0.0001
Shambala, Mahahual3	12.723	0.0001	10	0.0001
Shambala, Xhahuaxhol	8.5051	0.0001	10	0.0001
Chavez, Mahahual1	6.1078	0.0001	10	0.0006
Chavez, Mahahual2	2.9702	0.0001	10	0.0155
Chavez, Mahahual3	2.0228	0.0001	10	0.074
Chavez, Xhahuaxhol	1.2705	0.2996	10	0.2641
Mahahual1, Mahahual2	1.6568	0.0946	10	0.1608
Mahahual1, Mahahual3	1.9476	0.1026	10	0.0991

Mahahual1, Xhahuaxhol	0.85733	0.4949	10	0.4409
Mahahual2, Mahahual3	0.806	0.5021	10	0.5058
Mahahual2, Xhahuaxhol	0.8084	0.5035	10	0.4686
Mahahual3, Xhahuaxhol	0.6882	0.4874	10	0.5684

Temporada julio 2016, alfa < 0.05

Sitios	t	P(perm)	perms	P(MC)
Akumal, Tulum	3.7633	0.0001	10	0.013
Akumal, Shambala	21.889	0.0001	10	0.0001
Akumal, Chavez	14.66	0.0001	10	0.0001
Akumal, Mahahual1	1.4914	0.2984	10	0.2021
Akumal, Mahahual2	7.4138	0.0001	10	0.0002
Akumal, Mahahual3	1.8986	0.0001	10	0.1313
Akumal, Xhahuaxhol	2.0414	0.0001	10	0.0769
Tulum, Shambala	21.762	0.0001	10	0.0001
Tulum, Chavez	14.594	0.0001	10	0.0001
Tulum, Mahahual1	1.5538	0.2965	10	0.182
Tulum, Mahahual2	6.8821	0.0001	10	0.0028
Tulum, Mahahual3	1.1914	0.2995	10	0.3038
Tulum, Xhahuaxhol	1.364	0.3997	10	0.2166
Shambala, Chavez	11.554	0.0001	10	0.0004
Shambala, Mahahual1	16.72	0.0001	10	0.0001
Shambala, Mahahual2	20.66	0.0001	10	0.0001
Shambala, Mahahual3	14.986	0.0001	10	0.0001
Shambala, Xhahuaxhol	21.549	0.0001	10	0.0001
Chavez, Mahahual1	8.0907	0.0001	10	0.0008
Chavez, Mahahual2	12.617	0.0001	10	0.0001

Chavez, Mahahual3	7.3327	0.0001	10	0.0014
Chavez, Xhahuaxhol	14.145	0.0001	10	0.0001
Mahahual1, Mahahual2	0.43841	0.9002	10	0.7036
Mahahual1, Mahahual3	1.3485	0.4062	10	0.254
Mahahual1, Xhahuaxhol	1.3139	0.3096	10	0.2547
Mahahual2, Mahahual3	1.9577	0.0001	10	0.1171
Mahahual2, Xhahuaxhol	5.2698	0.0001	10	0.0013
Mahahual3, Xhahuaxhol	1.4526	0.299	10	0.2191

Temporada octubre 2016, alfa < 0.05

Sitios	t	P(perm)	perms	P(MC)
Akumal, Tulum	70.62	0.0001	10	0.0001
Akumal, Shambala	10.652	0.0001	10	0.0001
Akumal, Chavez	125.18	0.0001	10	0.0001
Akumal, Mahahual1	109.44	0.0001	10	0.0001
Akumal, Mahahual2	137.16	0.0001	10	0.0001
Akumal, Mahahual3	44.146	0.0001	10	0.0001
Akumal, Xhahuaxhol	86.656	0.0001	10	0.0001
Tulum, Shambala	54.562	0.0001	10	0.0001
Tulum, Chavez	17.44	0.0001	10	0.0001
Tulum, Mahahual1	8.7407	0.0001	10	0.0001
Tulum, Mahahual2	5.5352	0.0001	10	0.0024
Tulum, Mahahual3	72.399	0.0001	10	0.0001
Tulum, Xhahuaxhol	4.5106	0.0001	10	0.0007
Shambala, Chavez	54.607	0.0001	10	0.0001
Shambala, Mahahual1	63.951	0.0001	10	0.0001
Shambala, Mahahual2	62.809	0.0001	10	0.0001

Shambala, Mahahual3	32.74	0.0001	10	0.0001
Shambala, Xhahuaxhol	60.128	0.0001	10	0.0001
Chavez, Mahahual1	38.03	0.0001	10	0.0001
Chavez, Mahahual2	45.311	0.0001	10	0.0001
Chavez, Mahahual3	71.312	0.0001	10	0.0001
Chavez, Xhahuaxhol	26.072	0.0001	10	0.0001
Mahahual1, Mahahual2	18.758	0.0001	10	0.0001
Mahahual1, Mahahual3	77.639	0.0001	10	0.0001
Mahahual1, Xhahuaxhol	6.2836	0.0001	10	0.0019
Mahahual2, Mahahual3	76.412	0.0001	10	0.0001
Mahahual2, Xhahuaxhol	11.542	0.0001	10	0.0002
Mahahual3, Xhahuaxhol	75.833	0.0001	10	0.0001

Temporada febrero 2017, alfa < 0.05

Sitios	t	P(perm)	perms	P(MC)
Akumal, Tulum	1.3154	0.2928	10	0.2626
Akumal, Shambala	72.515	0.0001	10	0.0001
Akumal, Chavez	67.94	0.0001	10	0.0001
Akumal, Mahahual1	9.4567	0.0001	10	0.0002
Akumal, Mahahual2	15.748	0.0001	10	0.0001
Akumal, Mahahual3	12.89	0.0001	10	0.0001
Akumal, Xhahuaxhol	3.3737	0.0001	10	0.0042
Tulum, Shambala	0.86211	0.2987	10	0.4373
Tulum, Chavez	0.63097	0.9031	10	0.5616
Tulum, Mahahual1	1.3232	0.2932	10	0.2525
Tulum, Mahahual2	1.4168	0.2952	10	0.2323
Tulum, Mahahual3	0.49058	0.8956	10	0.6527

Tulum, Xhahuaxhol	1.4005	0.3024	10	0.233
Shambala, Chavez	21.046	0.0001	10	0.0001
Shambala, Mahahual1	102.75	0.0001	10	0.0001
Shambala, Mahahual2	60.269	0.0001	10	0.0001
Shambala, Mahahual3	14.237	0.0001	10	0.0001
Shambala, Xhahuaxhol	80.085	0.0001	10	0.0001
Chavez, Mahahual1	98.048	0.0001	10	0.0001
Chavez, Mahahual2	57.367	0.0001	10	0.0001
Chavez, Mahahual3	11.761	0.0001	10	0.0004
Chavez, Xhahuaxhol	75.672	0.0001	10	0.0001
Mahahual1, Mahahual2	17.008	0.0001	10	0.0001
Mahahual1, Mahahual3	13.947	0.0001	10	0.0001
Mahahual1, Xhahuaxhol	9.7468	0.0001	10	0.0001
Mahahual2, Mahahual3	14.166	0.0001	10	0.0001
Mahahual2, Xhahuaxhol	15.757	0.0001	10	0.0001
Mahahual3, Xhahuaxhol	13.887	0.0001	10	0.0001

Temporada julio 2017, alfa < 0.05

Sitios	t	P(perm)	perms	P(MC)
Akumal, Tulum	15.208	0.0001	10	0.0001
Akumal, Shambala	69.28	0.0001	10	0.0001
Akumal, Chavez	67.96	0.0001	10	0.0001
Akumal, Mahahual1	6.4352	0.0001	10	0.0024
Akumal, Mahahual2	4.0264	0.0001	10	0.013
Akumal, Mahahual3	10.586	0.0001	10	0.0004

Akumal, Xhahuaxhol	10.222	0.0001	10	0.0002
Tulum, Shambala	69.639	0.0001	10	0.0001
Tulum, Chavez	67.827	0.0001	10	0.0001
Tulum, Mahahual1	33.245	0.0001	10	0.0001
Tulum, Mahahual2	30.964	0.0001	10	0.0001
Tulum, Mahahual3	34.372	0.0001	10	0.0001
Tulum, Xhahuaxhol	30.731	0.0001	10	0.0001
Shambala, Chavez	8.0298	0.0001	10	0.0001
Shambala, Mahahual1	138.99	0.0001	10	0.0001
Shambala, Mahahual2	135.48	0.0001	10	0.0001
Shambala, Mahahual3	135.72	0.0001	10	0.0001
Shambala, Xhahuaxhol	134.85	0.0001	10	0.0001
Chavez, Mahahual1	123.73	0.0001	10	0.0001
Chavez, Mahahual2	121.11	0.0001	10	0.0001
Chavez, Mahahual3	121.43	0.0001	10	0.0001
Chavez, Xhahuaxhol	120.51	0.0001	10	0.0001
Mahahual1, Mahahual2	15.796	0.0001	10	0.0001
Mahahual1, Mahahual3	27.771	0.0001	10	0.0001
Mahahual1, Xhahuaxhol	49.68	0.0001	10	0.0001
Mahahual2, Mahahual3	35.958	0.0001	10	0.0001
Mahahual2, Xhahuaxhol	48.524	0.0001	10	0.0001
Mahahual3, Xhahuaxhol	22.324	0.0001	10	0.0001

Temporada octubre 2017, alfa < 0.05

Sitios	t	P(perm)	perms	P(MC)
Akumal, Tulum	2.4587	0.0001	10	0.0707
Akumal, Shambala	1.1603	0.2898	10	0.31
Akumal, Chavez	1.5455	0.2973	10	0.1989
Akumal, Mahahual1	2.5642	0.0001	10	0.0609
Akumal, Mahahual2	2.4964	0.0001	10	0.0653
Akumal, Mahahual3	2.1855	0.0001	10	0.0917
Akumal, Xhahuaxhol	2.6009	0.0001	10	0.0611
Tulum, Shambala	15.144	0.0001	10	0.0001
Tulum, Chavez	33.098	0.0001	10	0.0001
Tulum, Mahahual1	10.324	0.0001	10	0.0001
Tulum, Mahahual2	8.7088	0.0001	10	0.0001
Tulum, Mahahual3	5.1764	0.0001	10	0.0044
Tulum, Xhahuaxhol	10.863	0.0001	10	0.0001
Shambala, Chavez	8.8087	0.0001	10	0.0009
Shambala, Mahahual1	16.104	0.0001	10	0.0002
Shambala, Mahahual2	15.779	0.0001	10	0.0001
Shambala, Mahahual3	13.175	0.0001	10	0.0003
Shambala, Xhahuaxhol	16.266	0.0001	10	0.0001
Chavez, Mahahual1	41.95	0.0001	10	0.0001
Chavez, Mahahual2	38.258	0.0001	10	0.0001
Chavez, Mahahual3	14.712	0.0001	10	0.0003
Chavez, Xhahuaxhol	41.833	0.0001	10	0.0001
Mahahual1, Mahahual2	4.0559	0.0001	10	0.0141
Mahahual1, Mahahual3	8.5756	0.0001	10	0.0006
Mahahual1, Xhahuaxhol	5.0756	0.0001	10	0.0002
Mahahual2, Mahahual3	7.565	0.0001	10	0.0021

Mahahual2, Xhahuaxhol	6.869	0.0001	10	0.0001
Mahahual3, Xhahuaxhol	9.0853	0.0001	10	0.0001
