Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.

Posgrado en Ciencias del Agua

ESTUDIO BIOGEOQUÍMICO DEL SISTEMA LAGUNAR NICHUPTÉ

Tesis que presenta

PABLO JOHAN ORTEGA ALMAZÁN

En opción al título de

MAESTRO EN CIENCIAS DEL AGUA

Cancún, Quintana Roo, México, 2025

CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN, A. C.

POSGRADO EN CIENCIAS DEL AGUA

RECONOCIMIENTO

Por medio de la presente, hago constar que el trabajo de tesis de Pablo Johan Ortega Almazán titulado **Estudio Biogeoquímico del Sistema Lagunar Nichupté**, fue realizado en la Unidad de Ciencias del Agua, en la Línea de Investigación de Seguridad Hídrica en Sistemas Socioambientales, en los laboratorios de Fisicoquímica, Bacteriología, Cromatografía e ICP-OES del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. bajo la dirección del Dr. Eduardo Cejudo Espinosa, perteneciente al Programa de Posgrado en Ciencias del Agua de este Centro.

Atentamente

_____

Dr. José Luis Hernández Stefanoni

Director de Docencia

Cancún, Quintana Roo, México, a 04 de junio 2025.

DECLARACIÓN DE PROPIEDAD

Declaro que la información contenida en la sección de Materiales y Métodos, los Resultados y Discusión de este documento proviene de las actividades de investigación realizadas durante el período que se me asignó para desarrollar mi trabajo de tesis, en las Unidades y Laboratorios del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y que a razón de lo anterior y en contraprestación de los servicios educativos o de apoyo que me fueron brindados, dicha información, en términos de la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, le pertenece patrimonialmente a dicho Centro de Investigación. Por otra parte, en virtud de lo ya manifestado, reconozco que de igual manera los productos intelectuales o desarrollos tecnológicos que deriven o pudieran derivar de lo correspondiente a dicha información, le pertenecen patrimonialmente al Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y en el mismo tenor, reconozco que si derivaren de este trabajo productos intelectuales o desarrollos tecnológicos, en lo especial, estos se regirán en todo caso por lo dispuesto por la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, en el tenor de lo expuesto en la presente Declaración.

Firma:

Pablo Johan Ortega Almazán

AGRADECIMIENTOS

Gracias a la SECIHTI (antes CONAHCYT) por el apoyo económico prestado por la realización de este proyecto mediante la solicitud a Beca Nacional 2023-000002-01NACF-01661, otorgada al CVU 1178584 para la realización de Posgrado en Ciencias del Agua. Al proyecto Modelación del Ciclo del Agua en la península de Yucatán, clave Cátedras CONACYT 2944.

Agradezco a todo el personal que apoyó de alguna manera en la realización de este proyecto, técnicos involucrados en el trabajo de laboratorio día a día con su consideración para el uso de laboratorios y apoyo en el trabajo en el mismo, en especial a la Quim. Daniela Ortega que tuvo que soportarme yendo casi diario a sus laboratorios por dos años, en los cuales me enseñó muchas técnicas, uso de equipo especializado y teoría de lo que estábamos haciendo, así como por ser mi confidente y amiga, al director de mi tesis el Dr. Eduardo Cejudo por su apoyo incondicional al proyecto, en gestión de trámites, permisos y colaboración, así como por sus meticulosas revisiones que tanto aportaron a tener un mejor trabajo, adicionalmente por todo el impulso a mi participación en congresos y foros a lo largo de este programa de maestría, por último al Dr. Gilberto Acosta González, quien sin ser parte de mi comité me brindo apoyo desinteresado en el manejo de los datos de mi análisis estadístico en múltiples ocasiones.

A todo el personal de la CONANP por todo el apoyo en la gestión y transporte de los muestreos en donde se colectaron las muestras, esfuerzos liderados por la M.C. Patricia Santos González y ejecutados en campo por los capitanes de las embarcaciones Donny Esteban Canul Diaz y Ángel Moisés Álvarez Tobal.

DEDICATORIAS

A toda la gente que quiero que ha creído en mi cuando a mí me ha sido tan difícil en muchas ocasiones, en especial amistades cercanas presentes y del pasado que siempre estuvieron para una buena conversación de desahogo y hacerte sentir comprendido o apoyado, a mi padre que ha sido un pilar de apoyo para mí en los últimos años de mi vida adulta estando incondicionalmente aún en momentos difíciles y haciendo su mejor esfuerzo, a mi novia que me ha hecho volver a sentir con capacidad de poder ser una mejor versión de mí y ha sido un fuerte motivo de mi esfuerzo cuando es tan difícil darlo y falla la voluntad, a mi madre que si bien hemos mantenido distancia, siempre la pienso siempre con amor y cariño por su participación activa en la formación de la persona que soy hoy.

ÍNDICE

RECONOCIMIENTO ii

DECLARACIÓN DE PROPIEDAD iii

AGRADECIMIENTOS iv

DEDICATORIAS v

Índice vi

LISTADO DE TABLAS ix

LISTADO DE FIGURAS xi

RESUMEN 1

ABSTRACT 2

INTRODUCCIÓN 3

. CAPITULO 1 ANTECEDENTES 6

HIPOTESIS 15

OBJETIVO GENERAL 15

OBJETIVOS ESPECÍFICOS 15

CAPITULO 2 METODOLOGÍA 16

ÁREA DE ESTUDIO 16

SELECCIÓN DE PARÁMETROS, MATRICES Y FRECUENCIA DE MUESTREO 18

TOMA DE MUESTRAS 19

PROCESAMIENTO DE MUESTRAS 23

CAPITULO 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN 28
FISICOQUÍMICOS DE CAMPO 28
Nutrientes 30
Sílice 32
FISICOQUÍMICOS 33
Enterococos fecales 35
SEDIMENTOS 36
Fisicoquímicos 36
Metales 39
Cluster de agrupación de sitios 46
Análisis de componentes principales (PCA) 46
DE LA VARIABILIDAD DE LOS SITIOS 50
DE LA VARIABILIDAD ESTACIONAL 51
DEL IMPACTO DE LA CONSTRUCCIÓN Y LOS SITIOS MENOS EXPUESTOS A LAS OBRAS 56
De las diferencias estadísticas entre los grupos 66
SEDIMENTOS Y MATRÍZ VEGETAL 69
Metales 70
CAPITULO 4 CONCLUSIONES 73
BIBLIOGRAFÍA 74

ANEXOS 81

Valores P de prueba mann-Whitney 96

Agua 96

Sedimento fisicoquímicos 96

Sedimento metales 96

Planta Aéreo metales 97

Planta subterráneo metales 97

Kruskal Wallis por parámetros agua 97

Sedimento fisicoquímicos 97

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1.1 Población Benito Juárez (INEGI, 2023) 6

Tabla 2.1.- Parámetros ex-situ a cuantificar y su método analítico. 19

Tabla 2.2. Fechas de muestreos realizados y observaciones hidrometeorológicas. 21

Tabla 3.1. EF. Sitios aptos para uso recreativo. 63

Tabla A.1. Parámetros en campo agosto 2023. 81

Tabla A.2. Balance iónico agosto 2023. 82

Tabla A.3. Nutrientes agosto 2023. 82

Tabla A.4. Fisicoquímicos agosto 2023 83

Tabla A.5. Bacteriológicos agosto 2023. 83

Tabla A.6. Parámetros en campo octubre 2023 84

Tabla A.7. Balance iónico octubre 2023 84

Tabla A.8. Nutrientes octubre 2023. 85

Tabla A.9. Fisicoquímicos octubre 2023 85

Tabla A.10. Bacteriológicos octubre 2023 86

Tabla A.11. Parámetros en campo enero 2024 86

Tabla A.12. Balance iónico enero 2024 87

Tabla A.13. Nutrientes enero 2024. 87

Tabla A.14. Fisicoquímicos enero 2024 88

Tabla A.15. Bacteriológicos enero 2024. 88

Tabla A.16. Parámetros en campo marzo 2024. 89

Tabla A.17. Balance iónico marzo 2024. 89

Tabla A.18. Nutrientes marzo 2024. 90

Tabla A.19. Fisicoquímicos marzo 2024. 90

Tabla A.20. Bacteriológicos marzo 2024. 90

Tabla A.21. Parámetros en campo mayo 2024. 91

Tabla A.22. Balance iónico mayo 2024. 91

Tabla A.23. Nutrientes mayo 2024. 92

Tabla A.24. Fisicoquímicos mayo 2024. 92

Tabla A.25. Bacteriológicos mayo 2024. 93

Tabla A.26. Parámetros en campo agosto 2024. 93

Tabla A.27. Balance iónico agosto 2024. 93

Tabla A.28. Nutrientes agosto 2024. 95

Tabla A.29. Fisicoquímicos agosto 2024. 95

Tabla A.30. Bacteriológicos agosto 2024. 95

Tabla A.31. P valor Mann-Whitney agua. 96

Tabla A.32. P valor Mann-Whitney agua tabla 2. 96

Tabla A.33. P valor fisicoquímicos. 96

Tabla A.34. P valor Mann-Whitney sedimento. 96

Tabla A.35. P valor Mann-Whitney Hoja. 97

Tabla A.36. P valor Mann-Whitney raíz. 97

Tabla A.37. P valor Kruskall Wallis agua..... 97

Tabla A.38. P valor Kruskall Wallis sedimento. 97

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1.1. Cuerpos de agua en SLN. (fuente propia).... 4

Figura 1.1. a) marzo 2007 (Carbajal), b) marzo 2014 (Hernández-Terrones et al.), c) marzo 2016 (Romero), d) julio-agosto 2007 (Carbajal), e) noviembre 2013 (Hernández-Terrones et al.), f) agosto 2015 (Romero). 12

Figura 2.1. Macro y micro-localización del SLN (ElaboraciónSistema Lagunar Nichupté (fuente propia con imagen base de Google Earth © 2024) 16

Figura 2.2. Puntos de muestreo dentro del SLN (Elaboraciónfuente propia con imagen base de Google Earth © 2024). 18

Figura 2.3. Diagramas sub-muestreo.... 24

Figura 2.4.- Procesamiento de muestras de sedimento y pasto marino. 25

Figura 2.4.- Procesamiento de muestras de sedimento y pasto marino. 25

Figura 3.1. Variabilidad temporal de temperatura en los sitios control vs impacto (°C) 28

Figura 3.2. Gráfico de caja y bigotes de temperatura (°C) 28

Figura 3.3. variabilidad temporal de la salinidad en los sitios control vs impacto..... 29

Figura 3.4.- Variabilidad temporal del pH en los sitios control vs impacto. 30

Figura 3.5.- Variabilidad temporal del oxígeno disuelto (mg/L) en los sitios control vs impacto.... 30

Figura 3.6. Variabilidad temporal de la concentración de nitritos (mg/L) en los sitios control vs impacto. 31

Figura 3.7.- Variabilidad temporal de la concentración del amonio en los sitios control vs impacto. 31

Figura 3.8.- Variabilidad temporal de la concentración del ortofosfatos en los sitios control vs impacto. 32

Figura 3.9.- Variabilidad temporal de la concentración de la sílice en los sitios control vs impacto. 33

Figura 3.10.- Gráfico de caja y bigotes alcalinidad. 33

Figura 3.11. Gráfico de caja y bigotes dureza. 34

Figura 3.12.- Gráfico de caja y bigotes DBO_5 34

Figura 3.13.- Gráfico de caja y bigotes DQO. 35

Figura 3.13.- Gráfico de caja y bigotes enterococos fecales 36

Figura 3.14.- Diagrama de caja y bigotes de pH sedimento. 36

Figura 3.16.- Diagrama de caja y bigotes materia orgánica en sedimento. 37

Figura 3.17. Diagrama de caja y bigotes de conductividad eléctrica del sedimento. 38

Figura 3.18. Diagrama de caja y bigotes de metales en sedimento. 39

Figura 3.18. Diagrama de caja y bigotes metales en sedimento, parte 2. 40

Figura 3.19. Diagramas de cajas y bigotes Pb, Fe, Cd y Zn en sedimento. 41

Figura 3.20. Diagrama de caja y bigotes metales en parte subterránea de matriz vegetal 42

Figura 3.21. Cont. Diagrama de caja y bigotes metales en Parte Subterránea de matriz vegetal 43

Figura 3.22.- Diagrama de caja y bigotes metales en parte foliar de matriz vegetal 44

Figura 3.23. Cont. Diagrama de caja y bigotes metales en Parte aérea de matriz vegetal 45

Figura 3.24. Cluster sitios seleccionados. 46

Figura 3.25. Gráfico de Análisis de Componentes Principales (PCA), representación elíptica de dispersión de puntos por categoría con respecto a las dos dimensiones principales. . 47

Figura 3.26. Diagrama PCA con visualización de parámetros contribuyendo y sus magnitudes con respecto a las dos dimensiones principales. 48

Figura 3.27. Matriz de correlación de Spearman..... 49

Figura 3.28. Isogramas de salinidad en durante el estudio……..54

Figura 3.29. Relación Cl/Na en agosto 2023 (Izq.) y octubre 2023 (Der.). 55

Figura 3.30. Isogramas de N-nitritos a)enero, b)marzo y c)mayo 2024, respectivamente. 56

Figura 3.31. Isogramas de nitrógeno amoniacal. 57

Figura 3.32. Isogramas de sílice. 60

Figura 3.33. Isogramas alcalinidad. 61

Figura 3.34. Isogramas enterococos fecales..... 64

Figura 3.35. Dimensiones del PCA. 67

Figura 3.36. Concentraciones de Al, Cr y Zn en agosto 2023. 72

RESUMEN

El Sistema Lagunar Nichupté (SLN) es una compleja laguna costera compuesta de siete cuerpos de agua con propiedades diferentes. Su complejidad radica en la influencia de agua marina que tiene con sus dos conexiones con el mar Caribe, sus múltiples descargas de agua subterránea, sus escorrentías, los procesos que ocurren en las zonas inundables y de manglares, así como la cercanía con la zona turística y urbana de la ciudad de Cancún. Esto representa un reto para su estudio y para poder diferenciar entre alteraciones naturales de su comportamiento o impactos específicos y cambios ejercidos por factores naturales o aquellos adjudicables al impacto antrópico. En esta tesis, se evaluó el comportamiento biogeoquímico en un ciclo anual para poder identificar las alteraciones naturales y cambios atribuibles al impacto antrópico mediante la hipótesis de que los sitios cercanos a zonas con mayor potencial a impacto presentarán un comportamiento diferente de aquellos "control", que únicamente presenten cambios asociados a factores naturales. Para esto se seleccionaron diez sitios, seis de ellos en sitios "control" y relativamente homogéneos en Laguna Nichupté contra cuatro sitios "impacto" seleccionados colindantes con las zonas de obra del megaproyecto Puente Vehicular Nichupté (PVN). Se llevó a cabo un estudio en un ciclo anual con muestreos cada 70 días aproximadamente, en donde se midieron parámetros fisicoquímicos en campo (pH, temperatura, OD, salinidad) y biogeoquímicos en laboratorio (iones mayores, nutrientes, alcalinidad, DQO, DBO_5, bacteriológicos, metales en general). Adicionalmente, se tomaron muestras de sedimento y materia vegetal al inicio y al final del estudio para cuantificar algunos elementos en un barrido elemental por medio del ICP-OES. El objetivo metodológico de establecer una zona control menos heterogénea se cumplió al delimitar los puntos dentro de las cuencas de Laguna Nichupté, reduciendo la variabilidad natural y permitiendo generalizar el comportamiento de todo el SLN. Con los resultados fue posible observar un aumento en algunos parámetros del agua especialmente en nutrientes, bacteriológicos, DBO_5, DQO, relacionados a las obras del PVN, así como metales en sedimento y materia vegetal, adicional al deterioro general de la calidad del agua de todo el SLN por aportes de actividades antrópicas que generan eutrofización y contaminación fecal. El mayor aporte de este estudió fue demostrar que el monitoreo en una zona control bien definida es una manera funcional para poder diferenciar cambios en sistemas transicionales tan heterogéneos.

ABSTRACT

The Nichupte Lagoon System is a complex coastal lagoon composed of seven bodies of water with different properties. Its complexity lies in the influence of seawater with its two connections to the Caribbean Sea, its multiple groundwater discharges, its runoff, the processes that occur in flood zones and mangroves, as well as its proximity to the tourist and urban area of the city of Cancun. This represents a challenge for its study and to be able to differentiate between natural alterations in its behavior or specific impacts and changes exerted by natural factors or those attributable to anthropic impact. This thesis evaluate biogeochemical behavior in an annual cycle in order to identify natural alterations and changes attributable to anthropic impact through the hypothesis that sites close to areas with greater potential for impact will present a different behavior from those "control" sites, which only present changes attributable to natural factors. For this purpose, ten sites were selected, six of them in “control” and relatively homogeneous sites in Laguna Nichupte against four “impact” sites selected adjacent to the construction areas of the Nichupte Vehicular Bridge (PVN) megaproject. A study was carried out in an annual cycle with samplings approximately every 70 days, where physicochemical parameters were measured in the field (pH, temperature, DO, salinity) and biogeochemical parameters in the laboratory (major ions, nutrients, alkalinity, COD, BOD_5, bacteriological, metals in general). Additionally, sediment and plant matter samples were taken at the beginning and at the end of the study to quantify some elements in an elemental sweep by means of the ICP-OES. The methodological objective of establishing a less heterogeneous control zone was met by delimiting the points within the basins of Laguna Nichupte, reducing natural variability and allowing the behavior of the entire SLN to be generalized. The results show an increase in some water parameters, especially in nutrients, bacteriological parameters, BOD_5, COD, attributable to the PVN works, as well as metals in sediment and plant matter, in addition to the general deterioration of water quality throughout the SLN due to contributions from anthropogenic activities that generate eutrophication and fecal contamination. The greatest contribution of this study is to demonstrate that monitoring in a well-defined control zone is a functional way to differentiate changes in such heterogeneous transitional systems.

INTRODUCCIÓN

El Sistema Lagunar Nichupté (SLN) es un extenso cuerpo de agua ubicado en el límite este de la ciudad de Cancún, al noreste del estado de Quintana Roo. El sistema está integrado por múltiples lagunas y con al menos dos entradas importantes de agua de mar, el canal Calinda y el rio Nizuc, ubicados al norte y sur del sistema lagunar respectivamente. El SLN es complejo desde un punto de vista tanto social, por su importancia en el desarrollo de Cancún, como ecológico, debido a su papel como sitio de anidación y resguardo de aves y peces (CONANP, 2015). También existe una importancia biogeoquímica debido a factores como descargas de aguas subterráneas, entradas de agua salina y meteorológicas como lluvia, este último factor principal que controla los parámetros del agua en el SLN, especialmente en temporada de lluvias (Merino et al., 1990). Todo ello le da una mayor importancia a un constante monitoreo de este sistema.

De acuerdo con algunos autores, el SLN está constituido por siete cuerpos de agua (Figura 1.1), que son: Laguna Bojórquez, tres cuencas de Laguna Nichupté (Cuenca Norte, Cuenca Central y Cuenca Sur), Laguna Río Inglés, Laguna Somosaya y Laguneta del Mediterrané (Pedrozo-Acuña, 2008). Aunado a las entradas de agua del mar (Calinda al norte y Nizuc al sur), tiene múltiples descargas de agua dulce de origen subterráneo, la mayoría ubicadas al oeste del sistema lagunar y que representan un mayor aporte en los meses de mayo a octubre (temporada de lluvias), en especial en el oeste de la cuenca central (Merino-Ibarra, 1990). El principal cuerpo de agua (Laguna Nichupté), integrado por las tres cuencas; es el lugar en donde hay una mayor zona de mezcla del agua de diferentes orígenes. Es la zona más homogénea con respecto a su ubicación geográfica, aunque al igual que el resto del sistema presenta variabilidad en sus propiedades fisicoquímicas de acuerdo con temporadas y eventos hidrometeorológicos puntuales.

Las lagunas costeras como Nichupté presentan un valor socioambiental muy alto debido a los servicios ecosistémicos que estos proveen, como el reciclaje de nutrientes, descomposición de materia orgánica y la remoción de contaminantes (Medina-Galván, 2019). Adicionalmente, el SLN presenta colindancia con un Área Natural Protegida (ANP) federal en su zona de manglares denominada "*Área de Protección de Flora y Fauna Manglares de Nichupté" (*decretada el 26 de febrero del 2008).

Figura 0.1. Cuerpos de agua en SLN. (fuente propia).

El ANP cuenta con 4,257 ha de los cuales 914 son de cuerpos de agua (Laguna Río Ingles y Laguna Somosaya) y el resto constituido principalmente por manglares y otros humedales de relevancia biológica debido a la presencia de 225 especies de plantas vasculares y 171 especies animales. De estas, nueve especies de plantas vasculares y 31 especies animales se encuentran protegidas s por la normatividad mexicana vigente (NOM-059-SEMARNAT-1993). Esta ANP se encuentra sub-zonificada en 12 polígonos de acuerdo con su uso, nueve sub-zonas de conservación y tres subzonas de uso público (SEMARNAT y CONANP, 2014). Su decreto se consolidó debido a la importancia de este sistema de humedales en la región, siendo un refugio importante de aves y peces. Además, se relaciona e interactúa directamente con el ANP federal "*Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc*", la cual es un ANP arrecifal de importancia para toda la barrera de arrecifes mesoamericanos. Manglares de Nichupté también fue decretada como medida de protección y respuesta ante el crecimiento urbano de la zona de Cancún y la fragmentación de los humedales por los bordos carreteros (CONANP, 2015). Por lo que, la preservación del SLN tiene una importancia hidrodinámica y ecológica muy evidente en la región y el monitoreo constante de este sistema es importante para poder identificar los impactos y mitigarlos lo antes posible y así evitar un colapso ecosistémico.

El SLN es un sistema altamente expuesto a factores externos (entre ellos los antrópicos). Sus propiedades fisicoquímicas y biogeoquímicas suelen ser modificadas muy constantemente, volviéndolo un sitio muy heterogéneo, con una variabilidad espacial muy alta , así como estacionalmente por efecto de las temporadas climáticas (Merino et al., 1990, Romero-Sierra et al., 2018). Adicionalmente, hay cambios en sus propiedades químicas identificables en algunos monitoreos realizados, como es el caso de la eutrofización de Laguna Bojórquez (Merino y Reyes, 1992; Reyes y Merino, 1991; González, 1989). El monitoreo ha sido una herramienta importante para poder relacionar los cambios de sus propiedades fisicoquímicas, biológicas y biogeoquímicas con factores antrópicos o naturales.

Actualmente, uno de los mayores retos ambientales que enfrenta el sistema lagunar es el megaproyecto "*Puente Vehicular Nichupté*" (PVN). El PVN se presenta como una vía de conexión alterna entre la zona urbana y la zona hotelera, ayudando así a descongestionar el flujo vehicular que se presenta cada vez mayor en la zona hotelera. El PVN se compondrá de un total de 8.8 km de puente elevado, de los cuales 0.68 km pasarán por una zona de manglares, y 6.72 directamente por sobre la zona lagunar. Los restantes 1.4 km estarán ubicados sobre zonas de tasistales y zona urbana (SCT, 2022); por lo que, su construcción y posterior operación representa un desafío para impactar negativamente la calidad del agua. El impacto previsto se presume puede ser evidenciado con un monitoreo de sus propiedades físicas, químicas o biológicas, entre la zona de impacto con las zonas de menor actividad o zonas de control, en donde los factores externos, entre ellos el antrópico, tendrán una menor influencia en sus propiedades y comportamiento.

Ante la complejidad biogeoquímica del SLN, su fuerte interacción con el medio ambiente y su vulnerabilidad ante factores externos, es necesario un monitoreo constante para un mejor entendimiento de los cambios en sus propiedades físicas, químicas y biológicas a lo largo del año. En este caso se busca utilizar las cuencas norte y centro de la Laguna Nichupté ,debido a su comportamiento más estable y homogéneo que los otros cuerpos de agua. Para identificar los cambios biogeoquímicos relacionados con la construcción y funcionamiento del PVN se realizó un monitoreo temporal y espacial de las cuencas norte y centro del SLN con la intención de generar información útil para el manejo y la mitigación c del impacto ambiental, y así, evitar un potencial colapso ecológico.

CAPITULO 1. ANTECEDENTES

Cancún ha sido uno de los asentamientos urbanos con más desarrollo y crecimiento del país durante las últimas dos décadas, su alta derrama económica y generación de empleo ha traído un crecimiento exponencial de población en la ciudad (Tabla 0.1).

Tabla 0.1 Población Benito Juárez (INEGI, 2023)

AÑO	POBLACIÓN
1980	33,273
1990	167,730
1995	297,183
2000	397,191
2005	526,701
2010	628,306
2020	888,797

El desarrollo acelerado de Cancún comenzó a mediados de los años 70's, poco después de que el gobierno federal, junto con el Fondo Nacional de Fomento al Turismo (FONATUR) lo impulsaran como un megaproyecto a gran escala, en donde toda la tierra fue entregada para la infraestructura turística. Este desarrollo acelerado vino de la mano de una necesidad de mano de obra, demanda que fue cubierta en su mayoría por habitantes de la región con bajos sueldos y promesas de desarrollo (Judd y Fainstein, 1999).

En la actualidad, el crecimiento económico no ha venido de la mano de beneficios económicos o en el estilo de vida para la sociedad de manera homogénea. La sociedad cada vez está más polarizada socialmente y la desigualdad es más acentuada. Como lo demuestra el hecho que hay mucha gente viviendo en condiciones de ausencia de servicios básicos o en condiciones precarias (Ramos Martínez y Leco, 2022). La carente planeación en la ciudad de Cancún ha desarrollado muchas problemáticas urbanas y ambientales; como los deficientes sistemas de drenaje o la insuficiente capacidad de las plantas de tratamiento de aguas residuales, la contaminación del acuífero, diversas afectaciones en las playas y devastación de ecosistemas (Calderón-Maya y Orozco-Hernández, 2009). Adicionalmente, la carencia de servicios básicos a

la población incluye la falta de sistemas de abastecimiento de agua potable o de drenaje y alcantarillado, lo que impulsa a la gente a perforar pozos para la extracción de agua, así como para deshacerse del agua negra de manera similar desechándola sin ningún tratamiento (Hernández-Terrones et al., 2010).

De acuerdo con datos de la CONAGUA, en el 2021 el estado de Quintana Roo se contaba con una capacidad instalada de caudal de 3047 litros por segundo en sus 29 plantas de tratamiento de aguas residuales, lo que representa una cobertura del 58.9% de agua residual tratada, por debajo de la media nacional de 67.5% (2022). Esto es de vital importancia en este estado debido a que, por la naturaleza porosa del subsuelo, los contaminantes de las aguas no tratadas podrían terminar en el acuífero o en cuerpos de agua costeros conectados, como lagunas costeras.

La península de Yucatán (PY) es una región con un subsuelo muy particular, este está compuesto de rocas sedimentarias, principalmente evaporitas y calizas que por sus propiedades de solubilidad facilitan la formación de cavernas en el subsuelo, desde oquedades hasta grandes sistemas de cuevas, que además promueven la ausencia de corrientes de agua superficial, ya que la mayoría se infiltra al subsuelo (Estrada et al., 2019). Este paisaje kárstico es responsable de que el acuífero de la PY, uno de los más extensos del mundo con una superficie aproximada de 165,000 km^2 en México, Guatemala y Belice, esté expuesto a la intrusión salina y al impacto antrópico (Bauer-Gottwein et al., 2011). En este tipo de paisajes kársticos, los acuíferos tienen un efecto en los ecosistemas costeros, debido a su elevada conectividad; siendo así la contaminación de las aguas subterráneas una amenaza para los ecosistemas costeros (Hernández-Terrones et al., 2010). Ante la urbanización de la región, se ha generado cada vez más impacto y contaminación en el acuífero de la PY en las últimas décadas (Bauer-Gottwein et al., 2011). Los ecosistemas costeros como el SLN se encuentran amenazados por la contaminación proveniente del agua subterránea, además de los impactos que ya tiene por el turismo, la hotelería, la construcción de fraccionamientos, restaurantes y otras obras, que se presentan en su colindancia con la zona hotelera de Cancún.

La calidad del agua es un concepto que está en función del uso que se le va a dar a esa agua. Para términos del estudio podemos definir como el conjunto de propiedades fisicoquímicas y biológicas que influyen en la adecuación del agua en su uso (Boyd, 2019). Este estudio se enfoca

en evaluar la calidad del agua utilizando como marco de referencia criterios ecológicos de protección de la biodiversidad contenidos en la normatividad mexicana.

Los parámetros fisicoquímicos son definidos por un conjunto de propiedades físicas y químicas del agua. Estos definen la calidad del agua, cuya interpretación aporta información sobre los procesos que están ocurriendo (Martel, 2004). Algunos ejemplos de las propiedades físicas más importantes son: turbidez, sólidos solubles o insolubles, color, olor y sabor, temperatura, entre otros. Mientras que dentro de las propiedades químicas más importantes tenemos: acidez, alcalinidad, aceites y grasas, compuestos orgánicos e inorgánicos, entre otros.

La temperatura del agua es la medida de su energía interna, es muy fácil medirla y puede ser útil para la interpretación de los procesos que pueden estar ocurriendo. La salinidad expresa la concentración de todos los iones presentes en el agua, la cual puede ser estimada indirectamente a través de la conductividad eléctrica (la capacidad del agua de conducir energía eléctrica). El pH es una de las medidas más importantes debido a que la concentración de ion hidrógeno influencia muchas reacciones, dándonos explicaciones del origen del agua. El oxígeno disuelto sirve como medida para ilustrar la solubilidad del gas en el agua de acuerdo con sus propiedades de temperatura y salinidad, es muy importante en la calidad del agua debido a que es necesario para la respiración aerobia (Boyd, 2019).

Por otro lado, la alcalinidad y la dureza son medidas similares que nos hablan de la capacidad de amortiguamiento del agua; sin embargo, la alcalinidad resulta principalmente de carbonatos y bicarbonatos; mientras la dureza está integrada del calcio y magnesio en el agua (Boyd, 2019). Otros parámetros importantes son la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO). La primera provee información sobre la cantidad de sustancias biodegradables presentes en el agua (Purnima et al., 2012), mientras que la DQO representa no solo lo materia biodegradable sino también lo no biodegradable que es susceptible de ser oxidada. Ambos parámetros impactan la concentración de oxígeno disuelto disponible en el agua para llevar a cabo esta oxidación. La relación DBO:DQO nos da un valor de biodegradabilidad del agua, a mayor proporción DBO:DQO significa menor biodegradabilidad. Un valor menor a 0.1 significa mucha dificultad de biodegradar la materia orgánica , por lo que puede ser tóxica. Mientras mayor sea la relación, la materia orgánica es más fácil de biodegradar (Bader et al., 2022).

La biogeoquímica es el estudio de todos los procesos biológicos, químicos y geológicos que intervienen en la movilización de los elementos químicos, así como sus interacciones entre estos, permitiéndonos entender mejor las conexiones entre biósfera, atmósfera e hidrósfera (Medina-Galván et al., 2019). Entonces entender la biogeoquímica de un cuerpo de agua nos permite comprender los procesos que influyen en los cambios de sus propiedades.

El agua es el hábitat de muchos microorganismos, incluyendo algunos patógenos para los humanos. Por ejemplo, en el agua podemos encontrar protozoarios, bacterias, virus y parásitos intestinales, que pueden causar enfermedades como cólera, disentería, criptosporidiosis, fiebre tifoidea, diarrea, etc. (Burbano-Rosero, 2022). El uso microorganismos patógenos se ha utilizado como indicador de calidad del agua desde hace mucho tiempo; sin embargo, muchas veces la identificación de los microorganismos patógenos es complicada, riesgosa y cara; por lo que, en la actualidad y de manera más sistemática, los análisis de calidad del agua por microorganismos están enfocados en identificar la presencia de microorganismos o grupos indicadores de contaminación fecal, los cuales pueden ser aislados y cuantificados más fácilmente y su presencia se relaciona directamente con otros microorganismos patógenos (Gerba, 2009). En México, desde los años 70 se desarrolló el aún utilizado Índice de Calidad del Agua (ICA), que se calcula midiendo 18 parámetros y ponderándolos con un peso relativo de acuerdo con su importancia (CONAGUA, 2020). Dentro de este ICA los parámetros bacteriológicos siempre han estado presentes, conformados principalmente por los grupos coliformes totales y coliformes fecales, estos últimos con un peso relativo de 4.0 en la ponderación, solo por debajo del oxígeno disuelto y la DBO5 que cuentan con un peso relativo de 5.0 en la ponderación, lo que significa que una mala evaluación en estos afectaría en gran magnitud al ICA de manera negativa. Los enterococos son un grupo de bacterias esféricas Gram positivas, forman parte de la microbiota normal del tracto gastrointestinal humano y del genital de la mujer, estos pueden estar presentes en suelo, alimentos, agua, plantas, animales e insectos y son considerados buenos indicadores de contaminación fecal debido a que son muy resistentes a condiciones adversas, como la alta salinidad, por lo que es muy usado para evaluar la calidad del agua de uso recreativo en zonas costeras con agua marina. Además, los enterococos están relacionados directamente a gastroenteritis, enfermedades respiratorias, conjuntivitis, dermatitis, entre otras enfermedades (Larrea-Murrell et al., 2013).

La problemática del exceso de nutrientes en cuerpos de agua se ha agudizado con las actividades antropogénicas. Las lagunas costeras son más vulnerables a esta contaminación debido a que el agua tiene mayor tiempo de residencia que en otros ecosistemas costeros, con un notorio incremento en la problemática en países y regiones sin sistemas de tratamiento y desecho de aguas residuales o con sistemas deficientes, en dónde aún con infraestructura de tratamiento de agua no han podido prevenir el aumento de nutrientes y materia orgánica (Cabral et al., 2019). El aumento de nutrientes en las lagunas costeras ha provocado que cada vez una mayor cantidad de estas se encuentren en estado de eutrofización, provocando impactos negativos en el ecosistema como pérdida de biodiversidad, degradación del ecosistema, crecimiento acelerado de algas dañinas y limitación de oxígeno; esto sin considerar los riesgos a la salud humana por presencia de microorganismos patógenos (Cravo et al., 2015). En el mismo SLN, se ha reportado Laguna Bojórquez como sistema eutrofizado debido al crecimiento excesivo de microalgas, las condiciones tan bajas de oxígeno disuelto y alta disponibilidad de nitrógeno y fósforo (Merino et al., 1992). Es importante mencionar que este cuerpo de agua tiene una conexión más limitada al resto del SLN y se encuentra colindante al centro zona turística de Cancún y rodeada de muchos negocios y residenciales, viéndose altamente expuesta a las actividades antropogénicas.

El SLN ha sido investigado con diferentes enfoques y en diferentes zonas. En el sistema hay investigaciones de flora y fauna, microorganismos, fitoplancton y zooplancton. (Álvarez-Cadena y Segura Puertas, 1997; Collado-Vides et al., 1995). Sin embargo, no existe información suficiente de las características biogeoquímicas de sus cuerpos de agua. El primer estudio significativo que se llevó a cabo en todo el SLN, y que consideró múltiples factores, fue el de Méndez Delgado (1998) quien realizó la medición de parámetros fisicoquímicos como pH, salinidad, DBO, DQO, así como algunos nutrientes. El estudio ofreció un mejor entendimiento de la heterogeneidad del sistema lagunar presentando sitios con valores atípicos, principalmente por sus pronunciados gradientes de salinidad, obteniendo valores con muy baja salinidad (7 ups), en sitios asociados a los manglares de norte y a los cercanos a Laguna de Amor, evidenciando descargas de agua subterránea dulce en estas zonas, que contrastaban con los valores de alrededor de 25 ups obtenidos en la cuenca central de Laguna Nichupté. Antes, Merino et al. (1990), ya habían realizado estudios hidrológicos y de corrientes que demostraron la el gradiente de salinidad en el eje horizontal y estimaron en un 10% la entrada de agua subterránea del total del agua del SLN. También se puso atención en la Laguna Bojórquez por su contacto directo con la zona hotelera, en donde, se demostró eutrofización por su alta cantidad de nitrógeno y fósforo,

su baja cantidad de oxígeno disuelto, alta cantidad de DBO y florecimientos excesivos de algas (Reyes y Merino, 1991; González, 1989). La heterogeneidad del SLN es muy visible en la Figura 1.1, en donde se pueden apreciar diagramas con isolíneas de salinidad de tres diferentes estudios en diferentes épocas. Los primeros tres diagramas corresponden a los resultados de muestreos llevados a cabo en el mes de marzo de los años 2007, 2014 y 2016. En el primero se pueden observar que los valores de salinidad más altos son de alrededor de 34 ups en la zona noreste del sistema lagunar, mientras en el tercero se observan los valores más bajos de aproximadamente 20 ups en la misma zona.

Si bien no hay patrones ni tendencias claras de comportamiento en los seis diagramas, si es posible observar que en casi todos los estudios las salinidades más bajas se encuentran en la zona oeste del SLN, cerca de Laguna Somosaya y Rio inglés, adjudicable a sus salidas de agua subterránea o escorrentía (Romero, 2016; Carbajal 2009).

En los años posteriores al decreto del ANP Manglares de Nichupté, se llevaron a cabo más estudios con un enfoque hacia el posible impacto antropogénico y la salud ambiental del sistema. En cuanto a conservación, se ha observado la disminución en la cobertura de pastos marinos tanto en Nichupté como en Bojórquez, atribuible al tránsito de embarcaciones (Herrera-Silveira, 2006). En años más recientes, se han realizado estudios enfocados en la hidroquímica e hidrodinámica del agua, en donde se ha podido analizar el comportamiento de sus corrientes, levantamientos batimétricos y cambios espaciales y temporales de algunos parámetros (Romero-Sierra et al.,2018; Romero, 2016; FSIDA, 2012; Pedrozo-Acuña et al., 2008). Adicionalmente, la Red Nacional de Monitoreo en la Calidad del Agua (RENAMECA), de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), mantiene un monitoreo en nueve puntos dentro del SLN, en intervalos de tres a cuatro meses, con datos disponible entre 2012 al 2020, siendo la base de datos más grande disponible del sistema, que incluye algunos metales y metaloides como As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb y Zn para algunos de sus muestreos (CONAGUA, 2021).

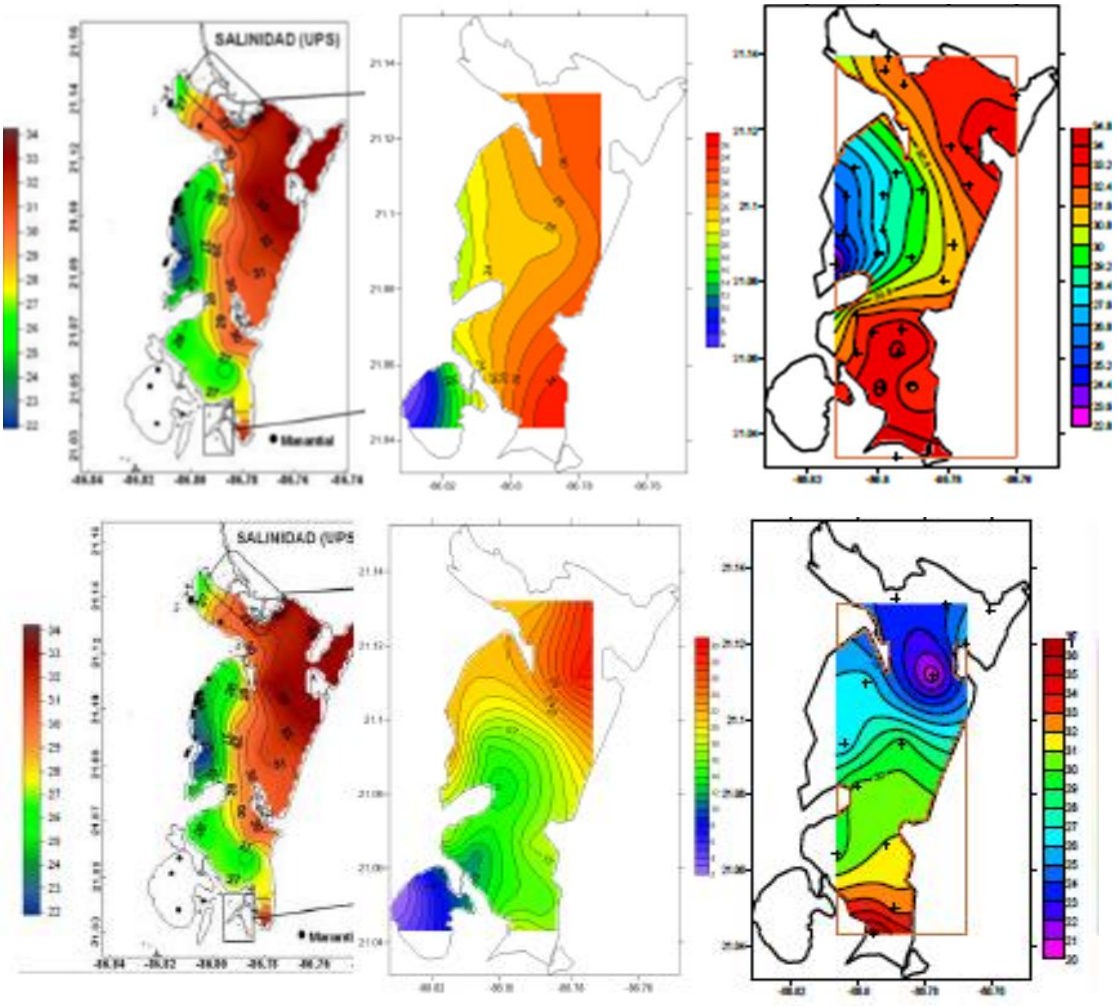


Figura 0.1. a) marzo 2007 (Carbajal), b) marzo 2014 (Hernández-Terrones et al.), c) marzo 2016 (Romero), d) julio-agosto 2007 (Carbajal), e) noviembre 2013 (Hernández-Terrones et al.), f) agosto 2015 (Romero).

Estos mismos estudios han llegado a la misma conclusión de eutrofización en Laguna Bojórquez, un aumento general de nutrientes en todo el sistema lagunar y disminución de oxígeno disuelto en algunos puntos de la laguna (Cejudo et al., 2021; Romero-Sierra et al., 2018; Carbajal 2009). Cejudo et al. (2021) , han identificado sitios críticos dentro del SLN, cerca del canal Nizuc, considerados puntos vulnerables debido a la baja cantidad de oxígeno disuelto asociado a descomposición de materia orgánica, proporcional con el aumento de nitritos, así como otro sitio cerca del malecón Tajamar en el que se detectaron altas concentraciones de amonio. Adicionalmente, se han reportado algunos valores relativamente altos de metales pesados, especialmente de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe (CONAGUA, 2021; Carbajal, 2009), con resultados muy

variables, que nos demuestran nuevamente la heterogeneidad del sistema. Por ejemplo, Carbajal (2009), reportó altas concentraciones de Cd en Bojórquez y de Pb en Somosaya y alrededores, concluyendo que Bojórquez estaba exportando Cd al resto del sistema lagunar y Somosaya, Pb. Sin embargo, en la base de datos de la CONAGUA (2021) ,no se encuentran reportes de Cd en la zona de Bojórquez ni Pb en Somosaya entre 2012 y 2020, , aunque si se encontraron valores de Pb en Bojórquez y de Cd en Somosaya, siendo resultados completamente opuestos a los reportados por Carbajal. Aun así, la presencia de metales en altas concentraciones en un ecosistema nunca son buenos indicadores; por lo que, se debería seguir dando un monitoreo más efectivo, considerando otras matrices en donde podría estar acumulándose como el sedimento o en tejido vegetal.

Si bien, la presencia de metales en suspensión se relaciona al potencial de formar complejos con compuestos orgánicos e inorgánicos comunes en las lagunas costeras, los factores que influyen en su presencia en suspensión en el agua son más puntuales y dependientes de factores externos como los meteorológicos, por lo que no siempre podría ocurrir una resuspensión (De Lacerda, 1994). Adicionalmente, el estudio de éstos elementos es de interés ya que los metales suelen ser indicadores de contaminación antropogénica directa y tener implicaciones en la salud ambiental de las lagunas costeras por su toxicidad, llevando a un decremento en la calidad del agua, pérdida de flora y fauna, y, eventualmente, a la destrucción de los recursos naturales (Celis et al., 2020; De Lacerda, 1994).

A pesar de todo lo anterior, el SLN carece de investigación a largo plazo, especialmente sobre el comportamiento biogeoquímico y de cómo identificar los potenciales impactos a través de la evaluación y comparación de parámetros indicadores clave entre zonas de alta influencia o impacto antrópico y zonas con menor alteración o con las zonas de amortiguamiento. Actualmente, el megaproyecto del Puente Vehicular Nichupté representa quizá el mayor reto de sustentabilidad ambiental, pero también una oportunidad para evaluar y cuantificar estos cambios en sistemas que ya son heterogéneos de manera natural. Este proyecto contará con 8.8 km de vía elevada y considera la colocación de 660 pilotes para soportar la estructura, 483 de los cuales se ubicarán ellos en la sección transversal sobre la laguna. Con el fin de que el impacto ambiental de la obra sea el mínimo hay 25 subprogramas de sustentabilidad adjuntos al Sistema de Gestión Adaptativo para la Sostenibilidad (SCT, 2022). Aun siguiendo los subprogramas de

sustentabilidad, el proyecto podría modificar las propiedades del agua en sus diferentes etapas desde dragado y remoción de sedimento, construcción, y hasta su funcionamiento.

Con base en los antes expuesto, esta investigación pretende abordar y responder las siguientes preguntas de investigación:

- ¿Qué factores ambientales o antrópicos influyen mayormente en el comportamiento biogeoquímico del Sistema Lagunar Nichupté?
- ¿En qué zonas del del cuerpo mayor de agua del SLN se están llevando a cabo los cambios en el comportamiento biogeoquímico?
- ¿Cuándo son más evidentes los cambios en su comportamiento biogeoquímico ya sea por estacionalidad o impacto?
- ¿Cómo afecta la construcción del PVN las condiciones biogeoquímicas del SLN?

HIPOTESIS

El Sistema Lagunar Nichupté, presentará diferencias en las condiciones fisicoquímicas y biogeoquímicas de la columna de agua, sedimento y pasto marino entre la zonas impactadas por la construcción del puente vehicular Nichupté con respecto a las zonas menos impactadas del cuerpo de agua.

OBJETIVO GENERAL

Establecer el comportamiento fisicoquímico y biogeoquímico de Sistema Lagunar Nichupté en un ciclo anual, en relación con los factores estacionales y al efecto antrópico representado por la construcción del puente vehicular Nichupté.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar las propiedades fisicoquímicas y biogeoquímicas de la laguna considerando la columna de agua, el sedimento y los pastos marinos durante un ciclo anual en los sitios de estudio.
2. Cuantificar el efecto de los factores estacionales en la variabilidad biogeoquímica de la Laguna Nichupté.
3. Determinar el impacto de la construcción del puente vehicular Nichupté en los parámetros analizados del Sistema Lagunar Nichupté.
4. Determinar los sitios en donde los factores antrópicos tendrán mayor influencia en sus propiedades.
5. Comparar las propiedades fisicoquímicas y biogeoquímicas entre los sitios cercanos al proyecto del puente vehicular Nichupté con los sitios menos expuestos (sitios control).

CAPITULO 2 METODOLOGÍA

ÁREA DE ESTUDIO

El Sistema Lagunar Nichupté se localiza al noreste de la península de Yucatán, al norte del estado de Quintana Roo, en México. Se encuentra ubicado al sureste de la zona urbana de la ciudad de Cancún y rodeado al norte, este y sur por la zona hotelera de Cancún (Figura 2.1).

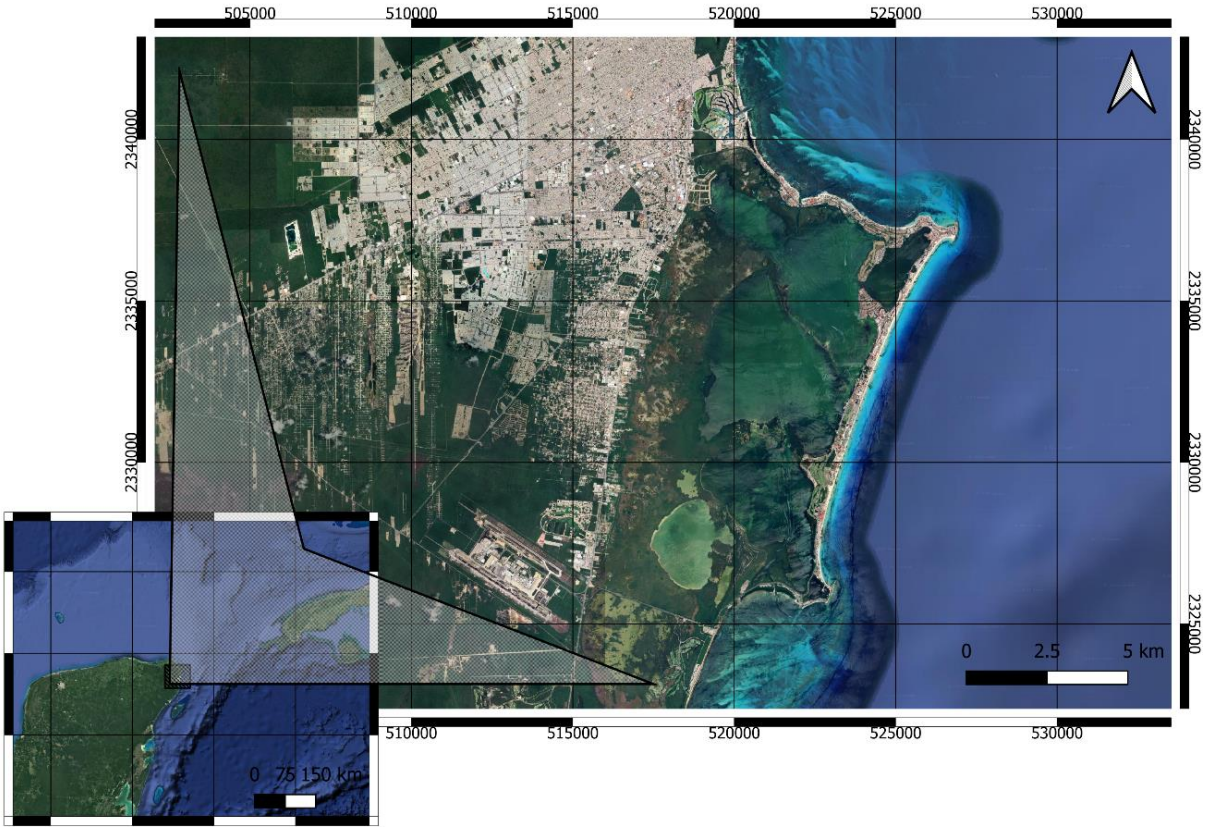


Figura 0.1. Macro y micro-localización del SLN (ElaboraciónSistema Lagunar Nichupté (fuente propia con imagen base de Google Earth © 2024)

La región se encuentra en la provincia fisiográfica de la península de Yucatán, dentro de la subprovincia de Carso Yucateco, en donde la roca es de tipo sedimentario y los suelos dominantes son los Leptosols y los Solonchaks. El clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano y presenta una precipitación anual media de 1000-1200 mm y los valores más altos

históricos entre los meses de junio a octubre (INEGI, 2017). Integrando toda la información obtenida de estudios previos y alineándola a los objetivos de este estudio, se busca excluir a todos los sitios que presenten valores atípicos, con el fin de poder definir un volumen elemental representativo de una zona relativamente “homogénea”. Por lo tanto, se propusieron diez puntos dentro del área de Laguna Nichupté para realizar muestreos bimestrales de julio de 2023 a julio 2024. De acuerdo al interés del estudio, los sitios de muestreo se seleccionaron de acuerdo con el de la siguiente manera: dentro de la cuenca norte y la cuenca centro se situarán seis puntos “control” o de amortiguamiento, en los cuales se espera que los impactos antropogénicos y los cambios estacionales (¿?) en los parámetros a estudiar serán menores, asociados principalmente a cambios relacionados con factores naturales. De estos seis puntos control, cuatro se ubican en la cuenca centro, tres de estos en una zona de aparente “homogeneidad” (LN7, LN8, LN9), de acuerdo con otros estudios (citas). En el último punto (LN10) y más cercano a la zona hotelera, se presentó un comportamiento similar a los sitios de homogeneidad; sin embargo, también podría verse influenciado por su cercanía con la zona turística. Los dos restantes (LN5 y LN6) se encuentran en la cuenca norte, en otra zona de aparente homogeneidad, pero en donde pueden afectar un poco más otros valores como el aporte de agua de mar que entra por los canales de Nichupté y que al mismo tiempo funcionan como espejo de los puntos LN1 y LN2 al encontrarse en la misma cuenca. Los cuatro puntos de “impacto” están localizados en la cuenca norte donde pasará el proyecto PVN (LN1 a LN4). Se espera observar cambios diferenciales en sus propiedades biogeoquímicas con respecto a las zonas control; que se espera que sean más evidentes conforme avancen las obras del proyecto. La selección de los puntos de muestreo puede observase en la Figura 2.2.

ID SITIO	X	Y
LN1	519207.451	2337721.266
LN3	522030.448	2334943.521
LN2	520962.784	2336548.046
LN4	524097.003	2333624.255
LN5	521767.159	2337164.837
LN6	520713.406	2338107.419
LN7	521445.488	2334405.613
LN8	521527.246	2332979.373
LN9	521411.718	2331517.349
LN10	523181.422	2332134.785

Figura 0.2. Puntos de muestreo dentro del SLN (Elaboraciónfuente propia con imagen base de Google Earth © 2024).

SELECCIÓN DE PARÁMETROS, MATRICES Y FRECUENCIA DE MUESTREO

La toma de muestras se llevó a cabo en cada uno de los sitios propuestos y se realizaron en tres matrices diferentes: agua superficial (primeros 20 centímetros de la superficie), sedimento y tejido vegetal de pasto *Thalassia testudinum* Banks y Sol. ex K.D. Koenig.

Los muestreos se llevaron a cabo con una frecuencia de 70 días aproximadamente entre ellos, en los que se colectaron las muestras de agua necesarias. Las muestras de sedimento y tejido vegetal se colectaron al principio y al final del proyecto, es decir el 23 de agosto del 2023 y el 7 de agosto del 2024 con el fin de evaluar los cambios durante este lapso. Para evaluar los cambios del SLN se evaluaron parámetros fisicoquímicos divididos de acuerdo con la matriz de estudio a la que pertenecen, como se muestra en la

Tabla 0.1.

Los parámetros de campo en agua, temperatura (°C), salinidad (PSU), conductividad eléctrica (µS/cm), pH, fueron medidos con una sonda Hanna modelo HI98195, y el oxígeno disuelto (mg/l), con una sonda Hanna modelo HI98193. Los parámetros fisicoquímicos incluyen dureza total, alcalinidad, solidos sedimentables, DQO y DBO. Los parámetros biogeoquímicos consideran a los iones mayores (Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^{+}, K^{+}, HCO_3^{-3} SO_4^{-3}, Cl^{-}), nutrientes o iones menores (NO_3^{-}, NO_2^{-}

, NH_4^+, PO_4^{-3}, SiO_2) y los elementos traza Sr y metales (Fe, Cd, Cu, Pb, Zn). Finalmente, el indicador bacteriológico elegido fueron los Enterococos fecales. Los parámetros considerados que se medirán ex-situ de las tres matrices se presentan en la
Tabla 0.1, junto con sus respectivos métodos de cuantificación.

TOMA DE MUESTRAS

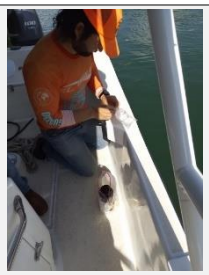
La toma de muestras en cada uno de los eventos se llevó a cabo a bordo de la embarcación proporcionada por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). Las muestras de agua se colectaron en botellas de plástico previamente lavadas y preparadas, así como en bolsas o botes estériles para las muestras bacteriológicas. Para la colecta del sedimento se utilizó una draga y para la colecta de pasto se utilizó un nucleador de PVC de 4 pulgadas de diámetro con la cual se extrajo una sección. Los pastos se separaron del sedimento en el sitio y posteriormente se almacenaron en mallas de tela a 4°C para su transporte. Las fechas en las que se realizaron las colectas se muestran en la
Tabla 0.1.

Tabla 0.1.- Parámetros ex-situ a cuantificar y su método analítico.

Matriz	Parámetros analizados	Método analítico
Agua superficial	Sílice soluble	UV-Vis Método del molibdosilicato (NMX-AA-75-1982)
	Amonio	UV-Vis Salicilato (Bower y Holm-Hansen 1980)
	Nitritos	UV-Vis Reacción con sulfanilamida (NMX-AA-099-SCFI-2006)
	Ortofosfatos (FRS)	Uv-Vis Ácido ascórbico (EPA-600/4-79-020)
	Aniones HCO_3^-, SO_4^-., Cl^-, NO_3^-	Cromatografía de iones
	Cationes Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^+, K^+	Cromatografía de iones
	Metales	ICP-OES
	Alcalinidad-Dureza total	Titulación ácido-base (NMX-AA-036-SCFI-2001 y NMX-AA-072-SCFI-2001)

	DBO_5	NMX-AA-028-SCFI-2021
	DQO	UV-Vis Método Dicromato (NMX-AA-030/1-SCFI-2012)
	Enterococos fecales	(NOM-210-SSA1-2014)
	Solidos sedimentables	NMX-AA-004-SCFI-2013
Sedimento	Metales	ICP-OES Método EPA 3052
	pH	agua y KCl 1:2
	Materia orgánica	Walkley-Black
	Conductividad eléctrica	agua 1:2
Planta -tejido foliar	Metales	ICP-OES (*Thalassia testudinum*) Método tejido vegetal EPA 3051A
Planta -tejido subterráneo	Elementos ICP (elementos traza y minerales)	ICP-OES (*T. testudinum*) Método tejido vegetal EPA 3051A

Tabla 0.2. Fechas de muestreos realizados y observaciones hidrometeorológicas.

FECHA	OBSERVACIONES	EVIDENCIA FOTOGRÁFICA
23 / 08 / 23	Alta nubosidad, sin precipitación antes o durante la colecta, muestras tomadas entre 9:50 a.m. y 12:10 p.m. Temperatura ambiental entre 24 y 29°C. Colecta de agua y sedimento con draga. Orden de toma de muestra por sitios: LN5, LN6, LN1 ,LN2, LN3, LN4, LN10, LN9, LN8,LN7. Debido a los avances de obra en LN1, este se movió unos metros la colecta de la muestra. Altamar entre 1 m 0.1 – 0.2 m.	
27 / 10 / 23	Sin nubosidad, temperatura ambiental entre los 26 - 29°C. Muestras colectadas entre las 10:29 a.m. hasta la 1:11 p.m. Siguiendo el orden de toma de muestras de los sitios de la manera siguiente: 6, 1, 2, 5, 3, 4, 10, 9, 8, 7. Se colectaron muestras de agua y de pasto con núcleo. LN1 se movió unos metros igual que en el muestreo 1, mientras que LN2, como quedó bloqueado su acceso por las obras de cimentación, se tuvo que tomar un nuevo punto como LN2 aproximadamente unos 200 metros al norte del primer LN2 marcado, se tomaron las nuevas coordenadas, asimismo para la colecta de pasto y debido a que no en todos los puntos exactos había una cobertura considerable de *T. testudinum* se buscó en los alrededores de cada punto, cuando la distancia al punto era considerablemente grande (>20m) se tomó un nuevo punto en el GPS. Condiciones de altamar entre 0.2 - 0.1 m. Viento del este entre 14.8 km/h y 18.5 km/h.	

10 / 01 / 24	Nubosidad presente con cirrostratos sin posibilidad de precipitación durante el muestreo. Temperatura ambiental entre 24°C y 26°C. Se mantienen las obras con avances hasta LN2 por la entrada oeste y en la zona este comienzan las obras colindantes a la entrada de zona hotelera en sus etapas de dragado y cimentación de las columnas. Por lo anterior,LN4 se tomó a unos pocos metros del lugar original para respetar las zonas de obra en agua. El orden de toma de muestra por sitios: L fue 5, 6, 1, 2, 3, 4, 10, 9, 8, 7. Condiciones de bajamar entre 0.1 y 0.0 m. Viento del norte entre 3.7 km/h y 9.26 km/h.	
20 / 03 / 24	Nubosidad considerable en forma de pequeños cúmulos sin probabilidad de precipitación. Temperatura ambiental entre 28°C y 29°C. Avance de obras similar al último muestreo (¿?) con avance principal en la zona oeste, desde LN1 y terminando cerca de LN3.La zona este con avance mínimo desde muestreo pasado cerca de LN4. Toma de muestras únicamente de matriz agua con kits preparados. El orden de toma de muestra por sitios fue: 5, 6, 1, 2, 3, 4,10, 9, 8, 7. Condiciones de bajamar entre 0.1m y 0.0m. Viento del este entre 9.26 km/h y 16.7 km/h.	
29 / 05 / 24	Nubosidad mínima. Temperatura ambiental entre 31°C y 32°C. Avances de obra similares a las del muestreo anterior, aún sin tener avances directamente sobre punto LN3. Toma de muestras únicamente en la matriz agua con kits preparados. El orden de toma de muestra por sitios fue 5, 6, 1, 2, 3, 4, 10, 9, 8, 7. Condiciones de marea entre 0.0 y 0.2 entre bajamar y pleamar. Viento del sureste entre 3.7 km/h y 13 km/h.	

07 / 08 / 24	Nubosidad baja. Temperatura ambiental entre 25°C y 30°C. Avances de obra similares en esta ocasión ya muy cerca de LN3 de las obras de la zona oeste. Toma de muestras de agua con kits preparados, toma de sedimento en todos los puntos con draga y toma de matriz vegetal por medio de núcleo en los mismos sitios que fue posible en el muestreo del 27/10/23, obteniendo 7 muestras de este. Condiciones de pleamar entre 0.0 y 0.2 m. Viento ausente menor a 5 km/h viniendo del este, lo que provocó condiciones de bonanza en el sistema lagunar.	

Valores de mareas, temperatura y velocidad del viento obtenidas de valores históricos de www.meteored.mx

PROCESAMIENTO DE MUESTRAS

Agua

Las muestras obtenidas por medio de botellas de agua siguieron diferentes procesamientos de acuerdo con los parámetros a cuantificar. Para la cuantificación de solidos sedimentables totales siguiendo lo establecido por la norma NMX-AA-004-SCFI-2013, se vertió un litro del agua contenido en las botellas plásticas transparentes en conos Imhoff. Para las determinaciones de nitrógeno y fósforo total se colectó agua en botellas ámbar de un litro, de las cuales se separaron con 60 ml sin filtrar y 60 ml filtrados para la cuantificación de iones, 250 ml para determinar alcalinidad y dureza, 125 ml para nutrientes y 30 ml para metales en ICP (Figura 2.3. Diagramas sub-muestreo.). Para la cuantificación de enterococos fecales se tomaron 100 ml de botellas de 150 ml estériles siguiendo la metodología de la NOM-210-SSA1-2014, que consiste en la filtración de las muestras a través de un filtro de ésteres mezclados marca Cytiva de celulosa cuadriculado con tamaño de poro de 0.22 micras el cual fue incubado en un medio de cultivo agar Slanetz y Bartley a 35°C por 48 h. Para la cuantificación del DBO_5, como lo establece la

NMX-AA-028-SCFI-2001, se tomaron por duplicado 150 ml de agua previamente colectada en botellas de 500 ml protegidas con bolsas de plástico negro para evitar el paso de luz , así como 200-500 µL para las pruebas de DQO en kits marca CHEMetrics de bajo rango (0-150 ppm), para los cuales se realizaron diluciones de 1:4 a 1:10 de acuerdo a los valores esperados y para reducir la interferencia por cloruros ante la abundancia de estos al ser agua salobre (Dobbs y Williams, 1963).

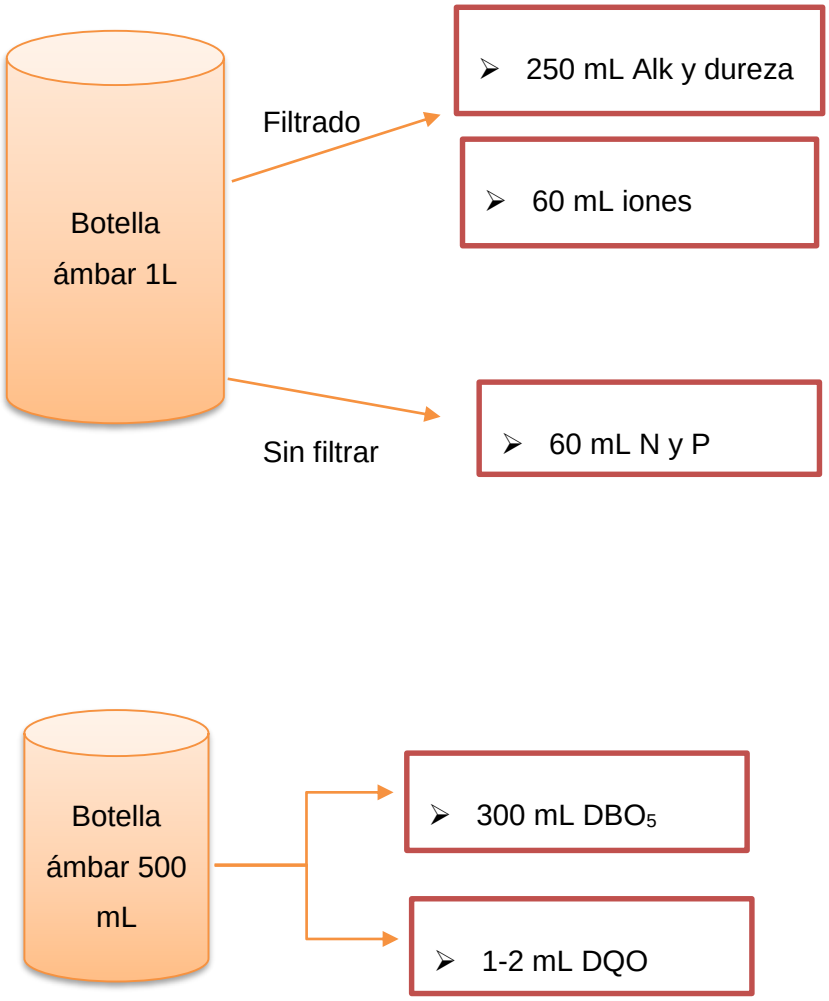


Figura 0.3. Diagramas sub-muestreo.

Sedimento y pasto marino

Figura 0.4.- Procesamiento de muestras de sedimento y pasto marino.

Las muestras de sedimento, así como las de *T. testudinum,* siguieron procesos similares para la cuantificación de su composición de los elementos de interés. Las muestras de *T. testudinum* fueron preservadas en congelación previo a ser limpiadas de impurezas; así como, separadas seccionadas en sus componentes. Las foliares y subterráneos. Los rizomas y las raíces fueron los componentes de la parte subterránea; los brotes, hojas y vainas fueron las consideradas en la parte foliar. Todas las muestras de ambas matrices fueron secadas en un horno por 48 horas a 60°C con el fin de eliminar la humedad para después ser molidas en un mortero de porcelana a un tamaño fino, las muestras fueron tamizadas, guardadas y etiquetadas en bolsas tipo Ziploc ® para su posterior análisis.

Digestión

Una vez con la muestra seca, molida y tamizada, se prosiguió con la metodología establecida por la United States Enviromental Protection Agency (USEPA) en el protocolo USEPA 3051. La metodología consiste en añadir 10 ml de ácido nítrico ultrapuro a la muestra con el fin de descomponer el tejido a su forma más elemental. Adicionalmente, a las muestras de tejido vegetal se les añadieron 2 ml de peróxido de hidrógeno de acuerdo con la recomendación de la USEPA 3052 para asistir en la degradación de la materia orgánica y tener una mejor recuperación del material elemental. Una vez en ácido, las muestras se procesaron en un microondas de digestión ácida CEM Mars Xpress a 150 °C con sensores que controlan los parámetros de 5 a

15 min de acuerdo al tipo de muestra. Posteriormente, el producto se filtró para eliminar el material particulado presente y el filtrado se aforó a 25 ml con agua tipo I. Las muestras se almacenaron en refrigeración en tubos cilíndricos de 50 ml hasta la cuantificación de su composición elemental en el Espectrofotómetro con plasma de acoplamiento inductivo Perkin Elmer Optima 8000, para obtener las concentraciones de los elementos de interés utilizando el software Syngistix 3.0.4.3510.

ICP-OES

Se cuantificó la concentración de 16 elementos por medio de la técnica de espectrofotometría por plasma de acoplamiento inductivo (ICP-OES por sus siglas en inglés) en un equipo Optima 8000 de Perkin Elmer. Como parte de la metodología en dicha medición, se trabajó con una curva de calibración (por cada elemento) de 6 puntos, las curvas fueron preparadas con los estándares multielementales SIGMA-ALDRICH solución 6, lote BCCC9249, Perkin Elmer Optima Family, lote 2-36MKBX1 y PerkinElmer Pure Instrument Calibration Standard 4, lote 2-85MKBY1; la integración fue automática y por medio del software Syngixtix de Perkin Elmer. Como control de calidad, se trabajó con Materiales de Referencia Certificados (MRC); de sedimento se utilizaron Montana Soil 2711a y Estuarine 1646a, mientras que para la matriz vegetal se utilizaron NIST Peach Leaves 1547 y NIST Tomato Leaves 1573a, así como blancos reactivos y blancos instrumentales para evaluar la precisión y exactitud del método.

Análisis de datos

Debido a que los datos no cumplieron con el principio de normalidad para comprar las diferencias por técnicas paramétricas, se realizó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney entre sitios (control e impacto) de cada parámetro en cada uno de los muestreos considerando un valor $\alpha = 0.1$. Para evaluar la significancia estadística entre los muestreos se realizó la prueba de Kruskal-Wallis considerando la misma significancia. Adicionalmente, se efectuó una prueba de correlación de Spearman para encontrar potenciales correlaciones entre algunos de los parámetros. Finalmente, se utilizó un análisis de componentes principales (PCA) con los parámetros de calidad del agua con el fin de identificar diferencias entre los grupos control e impacto y observar el comportamiento de los parámetros y su separación o agrupación estadística. El valor de $\alpha = 0.1$ utilizado para las pruebas Mann-Whitney y Kruskal-Wallis se consideró de acuerdo a la naturaleza del estudio y los parámetros seleccionados, en donde la variabilidad presentada por múltiples factores reduciría la probabilidad de encontrar similitudes

estadísticas entre los resultados y los factores, que se consideran para la modificación de un valor *p* se cumplen en este caso, teniendo diferencias de magnitudes a ordenes mayores/menores, tamaños de muestras amplios, así como valores muy esparcidos (Dahiru, 2008).

CAPITULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En esta primera sección se presentan los parámetros medidos en campo, continuando con algunos nutrientes y finalmente algunos fisicoquímicos de interés. De cada parámetro se presentan diagramas de caja y bigotes para poder visualizar la dispersión de sus valores con respecto a cada temporada; divididos en sitios control y sitios impacto para identificar diferencias entre grupos.

FISICOQUÍMICOS DE CAMPO

La temperatura no presentó diferencia significativa entre los grupos; sin embargo, entre muestreos si, se registraron las temperaturas más altas en los muestreos de agosto 2024, agosto 2023 y octubre 2023; en contraste las más bajas fueron registradas en enero de 2024, la media de temperatura se ubicó en 29.56 °C mientras que el valor mínimo en 25.5 °C en LN 10 en enero 2024 y el máximo en 32.66 °C en agosto del 2024. En el gráfico es posible apreciar la baja variabilidad que presenta este parámetro en cada muestreo (Figura 3.1).

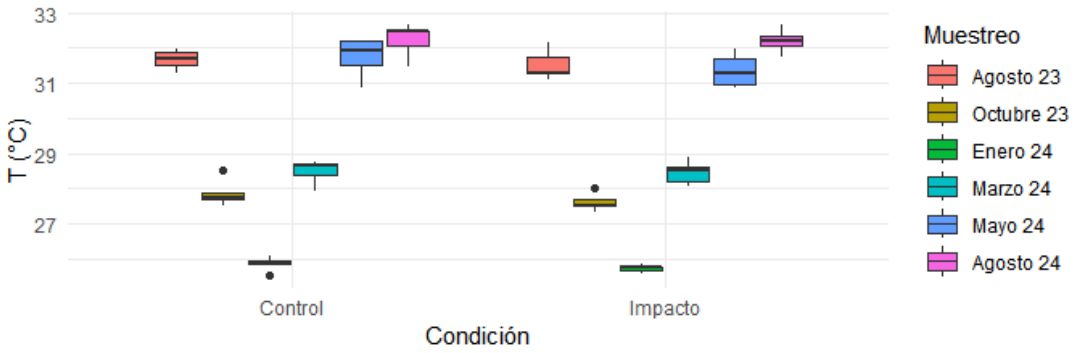


Figura 3.1. Variabilidad temporal de temperatura en los sitios control vs impacto (°C)
Figura 0.2. Gráfico de caja y bigotes de temperatura (°C)

La salinidad no presentó diferencias significativas entre sitios impacto y control. La variabilidad estacional fue en relación a cada muestreo, el punto LN5 presentó mayor salinidad en cinco de los seis muestreos. La media de salinidad de todos los muestreos fue de 30.85 PSU; el valor mínimo fue de 24.23 PSU reportado en LN7 en agosto 2024, mientras que el máximo fue de 37.2 PSU en LN5 en octubre 2023 habiendo una diferencia de 13 ups entre los valores mínimo y máximo. No obstante, la variabilidad en cada muestreo fue menor , es decir valores altos de *p* ,

con excepción de los muestreos de mayo y agosto del 2024, (p=0.22 y p=0.15) respectivamente. En la mayoría de los muestreos fue posible apreciar al menos un valor atípico, correspondiente a la alta salinidad del sitio LN5 que se encuentra más cercano a la boca de Calinda, la conexión norte del SLN con el mar (Figura 4.3. variabilidad temporal de la salinidad en los sitios control vs impacto.).

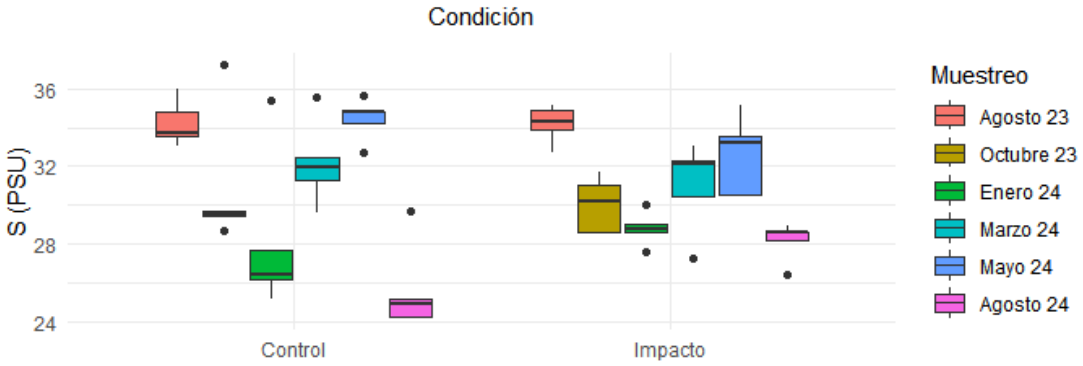


Figura 4.3. variabilidad temporal de la salinidad en los sitios control vs impacto.

El pH no presentó diferencias significativas entre sitios impacto y control, pero sí en los muestreos. Se identificó una zona de estabilidad del pH entre LN7 a LN10 con diferencias mínimas, el resto de los puntos con valores similares; por otro lado, los sitios LN1, LN5 y LN6 presentaron valores ligeramente más bajos en contraste con resto de los puntos. La media de todos los muestreos fue de 8.1, el valor mínimo reportado fue de 7.77 en LN1 en el muestreo de marzo y el máximo de 8.29 en LN4 y LN10 en agosto 2024. Se observó mayor dispersión de los valores en los sitios impacto y menor en los sitios control, en especial en los sitios de "homogeneidad" LN7 a LN9 en donde los valores fueron semejantes. La excepción de los sitios control fue LN5, que presentó valores atípicos más bajos en cinco de los seis muestreos. Los muestreos de octubre 2023 y marzo 2024 presentaron diferencias significativas (p = 0.03 y 0.07, respectivamente) entre sus puntos control e impacto (Figura 0.4).

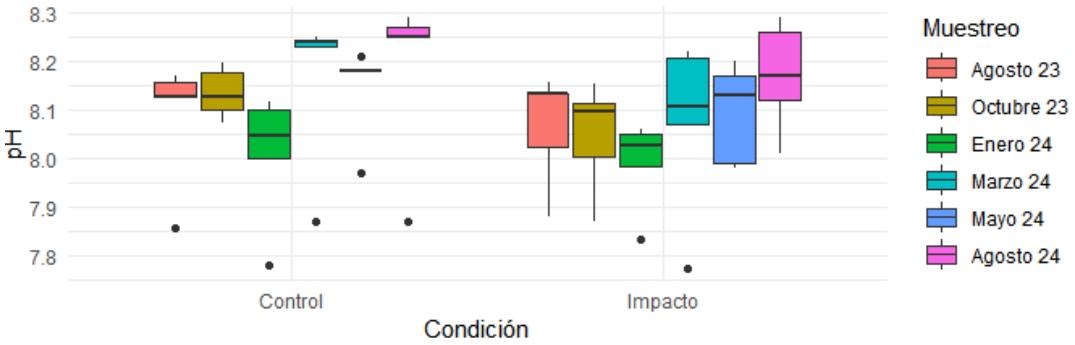


Figura 0.4.- Variabilidad temporal del pH en los sitios control vs impacto.

El oxígeno disuelto presentó diferencias significativas entre grupos, la media de oxígeno disuelto fue de 5.21 mg/L, el valor máximo de 15.8 mg/L se encontró en LN9 en agosto 2023 y el valor mínimo de 1.75 mg/L en LN1 en el muestreo de agosto 2024. El primer muestreo de agosto 2023 y agosto 2024 f entre los grupos control e impacto (p = 0.02 y p = 0.02). La media de oxígeno disuelto fue de 5.21 mg/L, el valor máximo de 15.8 mg/L se encontró en LN9 en agosto 2023 y el valor mínimo de 1.75 mg/L en LN1 en el muestreo de agosto 2024. Los valores de OD tuvieron un patrón de mayor a menor de agosto 2023 (7.16 mg/L) a agosto 2024 (2.75 mg/L; Figura 0.5).

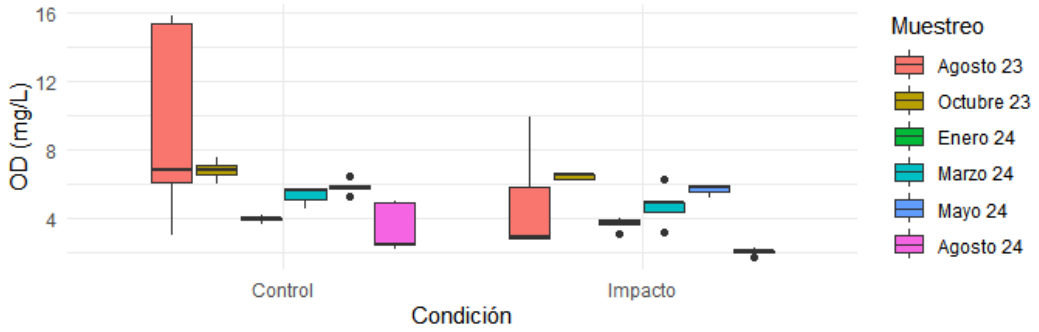


Figura 0.5.- Variabilidad temporal del oxígeno disuelto (mg/L) en los sitios control vs impacto.

Nutrientes

Los nitritos fueron detectados únicamente en los sitios de impacto, durante los muestreos de enero, marzo y mayo de 2024. Los valores estuvieron por debajo del Límite de Detección del

Método (LDM) de 0.015 mg N-NO_2-/L, en todos los puntos en los muestreos de agosto y octubre del 2023 y en el último de agosto 2024. La concentración más alta fue de 0.063 mg/L detectada en mayo 2024 en LN1 y LN6 (Figura 0.6).

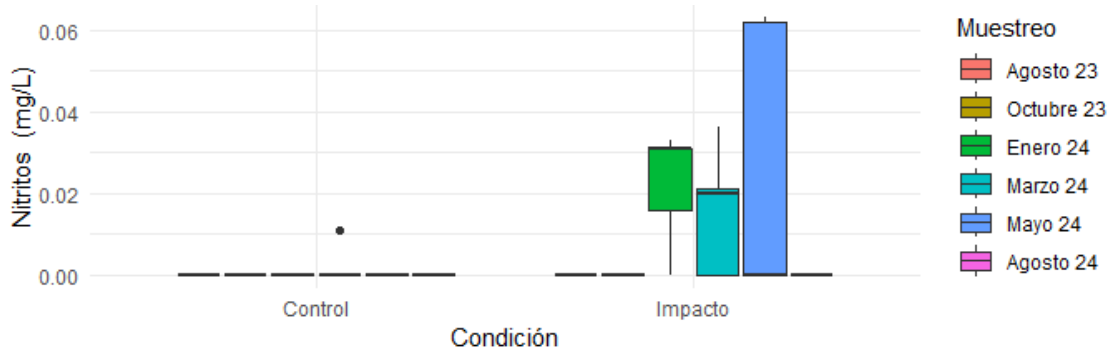


Figura 0.6. Variabilidad temporal de la concentración de nitritos (mg/L) en los sitios control vs impacto.

Se encontró un patrón temporal en la concentración de amonio en los sitios de impacto, donde los mayores registros fueron en agosto 2024, se incrementaron en mayo 2024 y el valor promedio en los sitios de impacto fue de 0.905 mg/L. En contraste con el sitio de control, donde las concentraciones estuvieron por debajo de 1 mg/L en múltiples muestreos, en especial en los puntos de cuenca norte. Se registró un valor atípico de 23.011 mg NH_4/L en LN7 (no se presenta en la gráfica), muy por encima de su siguiente valor más alto de 3.754 mg/L, detectado en el mismo muestreo en LN1. (Figura 0.7).

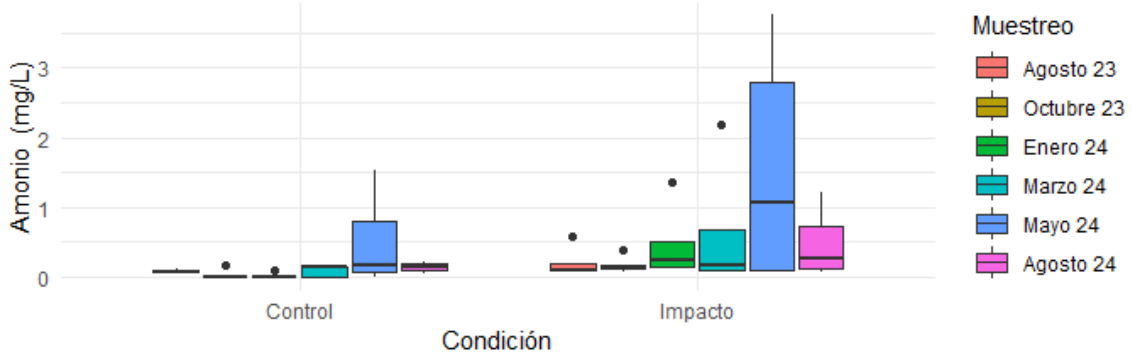


Figura 0.7.- Variabilidad temporal de la concentración del amonio en los sitios control vs impacto.

.

Los ortofosfatos fueron detectados unicamente en el muestreo de mayo 2024.,En el resto de los muestreos la concentración de estos se encontró por debajo del límite de detección del método de 0.012 PO_4 mg/L. El valor más alto reportado fué de 0.78 mg/L en LN1 (Figura 0.8).

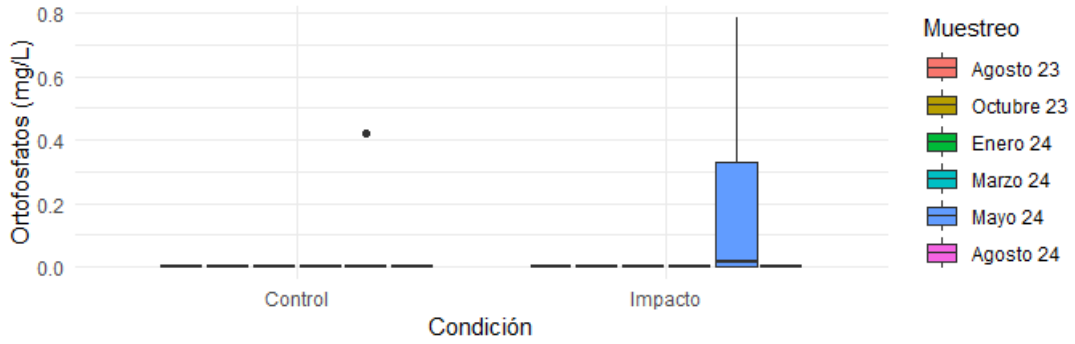


Figura 0.8.- Variabilidad temporal de la concentración del ortofosfatos en los sitios control vs impacto.

Sílice

El sílice cuantificada en forma SiO_2 no hubo diferencias significativas en ningún muestreo en cuanto a los puntos impacto contra los puntos control. El comportamiento fue diferente entre los muestreos, teniendo un descenso en enero 2024, fecha en la que la media de todos los puntos fue de 0.208 mg SiO_2/L, muy por debajo de los 1.216 mg/L del primer muestreo de agosto 2023. La media de todos los muestreos fue de 0.83 mg/L, el valor máximo reportado fue de 3.19 mg/L en LN6 en mayo 2024 mientras que en algunos puntos el valor se encontró por debajo del LDM especialmente en enero 2024 (Figura 0.9).

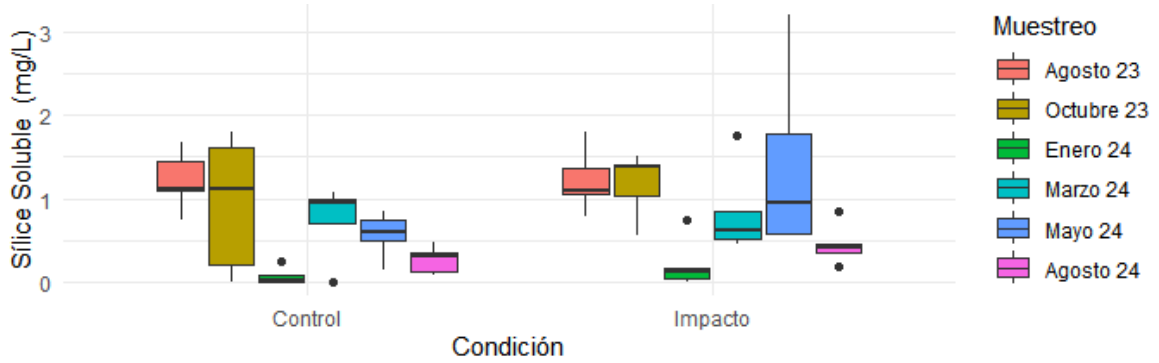


Figura 0.9.- Variabilidad temporal de la concentración de la sílice en los sitios control vs impacto.

FISICOQUÍMICOS

La alcalinidad no presentó diferencias significativas entre tratamientos; sin embargo, se encontró diferencia significativa entre temporadas en cada condición. Los muestreos de octubre 2023 y agosto 2024 (p de 0.04 y 0.07, respectivamente) fueron más altos en los sitios impacto; en el resto de los muestreos, las diferencias entre los resultados están marcados principalmente por las temporadas, Los valores de la alcalinidad variaron entre 107.5 mg $CaCO_3$/L (LN5 octubre 2023) y 185.6 mg$CaCO_3$/L (LN9 agosto 2024). La media de todos los muestreos fue de 145.98 mg$CaCO_3$/L. , fue significativa Respecto a los valores atípicos bajos están asociados a LN5 que presenta los valores más bajos en cinco de los seis muestreos mientras que los altos están dados por diferentes sitios (Figura 0.10).

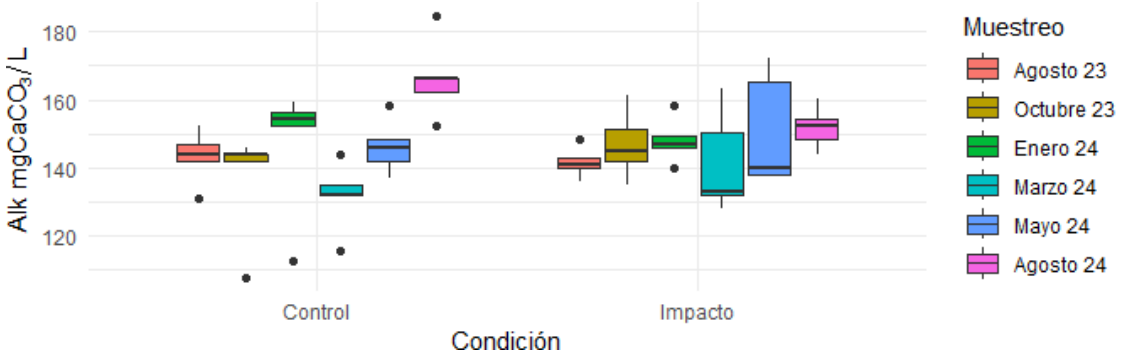


Figura 0.10.- Gráfico de caja y bigotes alcalinidad.

Por otro lado, los valores de dureza se encontraron entre 4100 mg $CaCO_3$/L (LN9, agosto 2024), y 6800 mg $CaCO_3$/L (LN9, mayo 2024), con una media de 5580.5 mg $CaCO_3$/L. Los sitios control presentaron la mayor variabilidad entre muestreos mientras que los sitios impacto se mantuvieron más estables. Las diferencias entre los grupos control e impacto son únicamente significativas en el muestreo de mayo 2024 (p=0.02), adicionalmente en los sitios control se encuentran una mayor cantidad de valores atípicos influenciados LN5 que presenta los valores más altos de dureza en cinco de los seis muestreos (Figura 0.11).

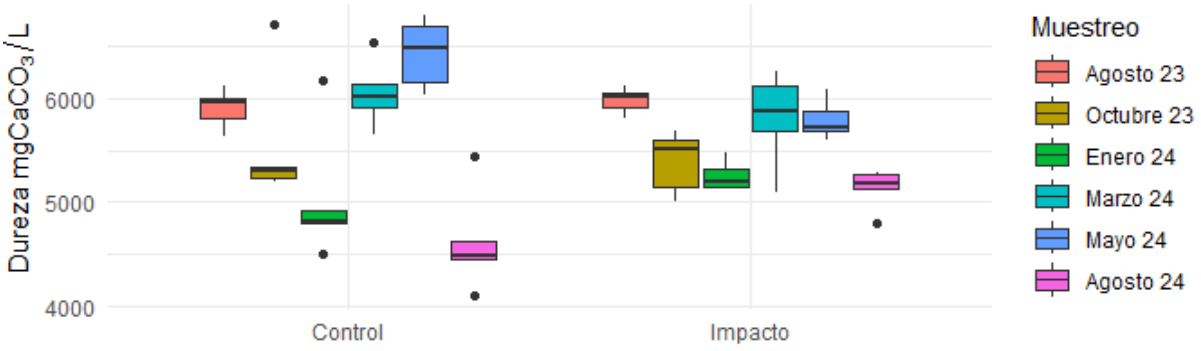


Figura 0.11. Gráfico de caja y bigotes dureza.

La DBO_5 se comportó con muy poca variación entre grupos control e impacto, con diferencias significativas únicamente en mayo 2024 (p = 0.06) con una DBO_5, octubre 2023 es el que presenta los valores más altos, mientras que en agosto 2023 se midieron los valores más bajos a excepción de LN1 y LN2, el valor medio fue de 4.74 mg/L, el mínimo 0.23 mg/L en LN9 agosto 2023 y el máximo 9.6 mg/L en LN4 octubre 2023 (Figura 0.12).

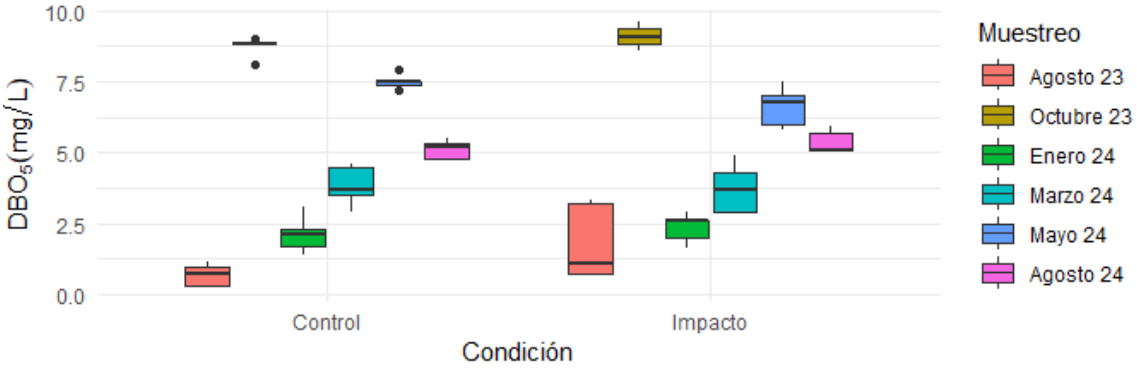


Figura 0.12.- Gráfico de caja y bigotes DBO_5

La demanda química de oxígeno (DQO) presentó un comportamiento similar al de la DQO_5 al observarse diferencias estacionales entre muestreos exclusivamente, mientras que el único muestreo en el que hubo diferencias significativas entre grupos control e impacto fue en mayo 2024 (p=0.02). El valor promedio fue de 346.03 mg/L, el mínimo reportado fue de 15 mg/L en LN2 octubre 2023 y el máximo fue de 930 mg/L en LN5 en enero 2024, es decir, 62 veces con respecto al mínimo (Figura 0.13).

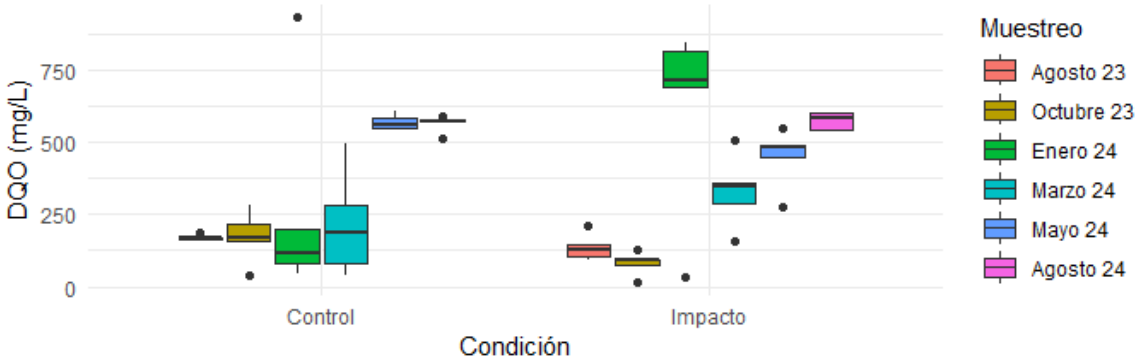


Figura 0.13.- Gráfico de caja y bigotes DQO.

Enterococos fecales

El indicador bacteriológico presentó resultados positivos en todos los muestreos. Los valores máximos de 628 UFC/100 ml para LN5 en agosto 2024.Los puntos impacto presentaron valores significativamente más altos especialmente en los muestreos de agosto 2023 y marzo 2024 (p = 0.07 y 0.04, respectivamente). El último muestreo presentó la media más alta con un valor de 302 UFC/100 ml, en donde también se obtuvieron los valores más similares entre ambos grupos (p = 0.92), a pesar de tener sitios con valores muy cercanos a 0, mientras que en octubre de 2024 la más baja con una media de 6.6 UFC/100 ml (Figura 3.13).

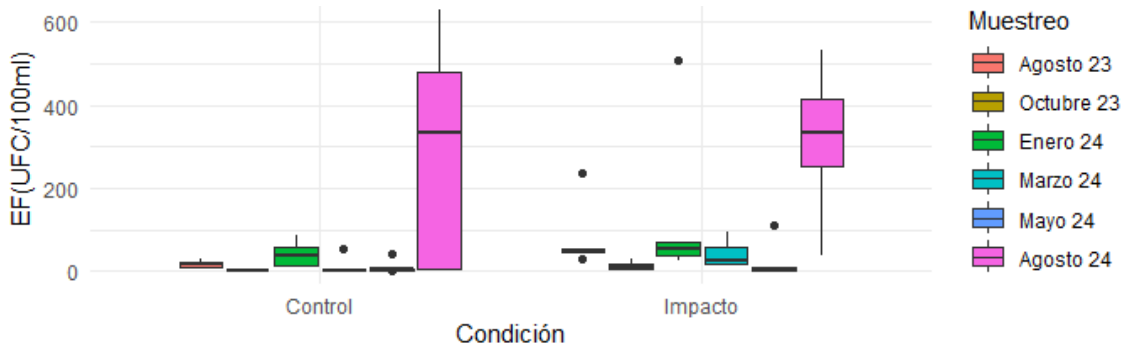


Figura 0.14.- Gráfico de caja y bigotes enterococos fecales

En los anexos se presentan las tablas con todos los resultados obtenidos con la finalidad de que pudieran ser una base de datos útil y libre para futuros proyectos de investigación.

SEDIMENTOS

Fisicoquímicos

El pH del sedimento presentó disminución entre años, pasando de una media de 8.35 en agosto 2023 a 7.19 en agosto 2024. Sus valores se encuentran entre 6.91 (LN7 agosto 24) y 8.65 (LN7 agosto 2023), en el primer año hubo una diferencia significativa (p = 0.1) entre los grupos que disminuye en el segundo año (p = 0.42) (Figura 3.14).

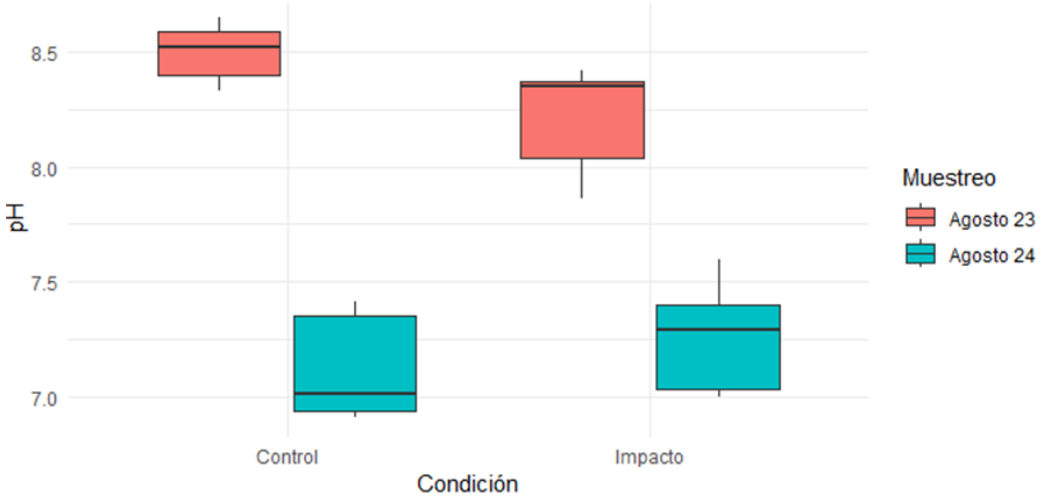


Figura 0.15.- Diagrama de caja y bigotes de pH sedimento.

En el muestreo de agosto del 2024 se reportaron valores más altos de materia orgánica (MO) en el sedimento comparado con el primer muestreo de agosto 2023. Así mismo, los sitios impacto presentaron valores más altos que los controles en ambos muestreos, el valor promedio de MO fue de 28.65%, con máximo de 54.94% en LN1 durante el segundo muestreo y mínimo de 7.52% en LN3 durante el primer muestreo (Figura 3.16)

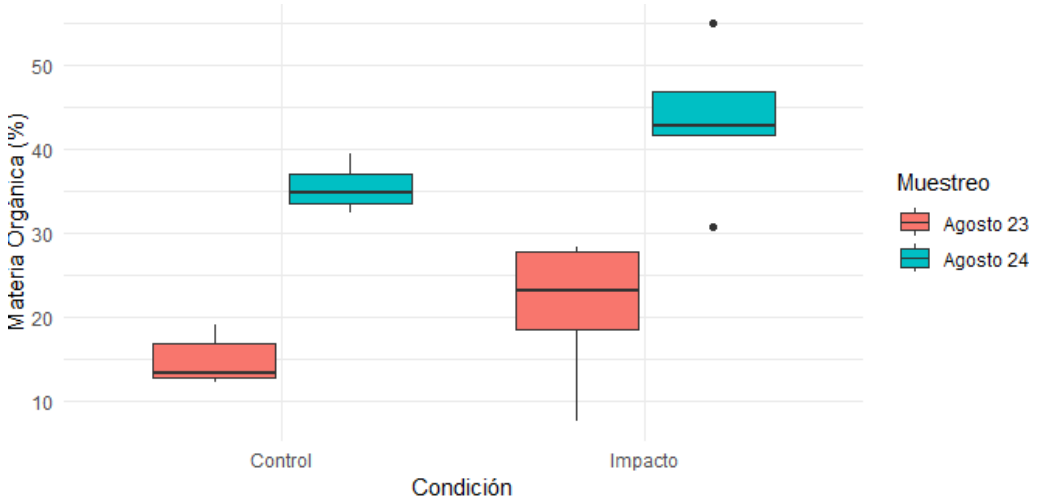


Figura 0.16.- Diagrama de caja y bigotes materia orgánica en sedimento.

La conductividad eléctrica del sedimento también presentó diferencias, especialmente en el segundo muestreo en donde se registró el valor mínimo de 12.98 mS/cm en LN6 y el mayor de 47.62 mS/cm en LN4.

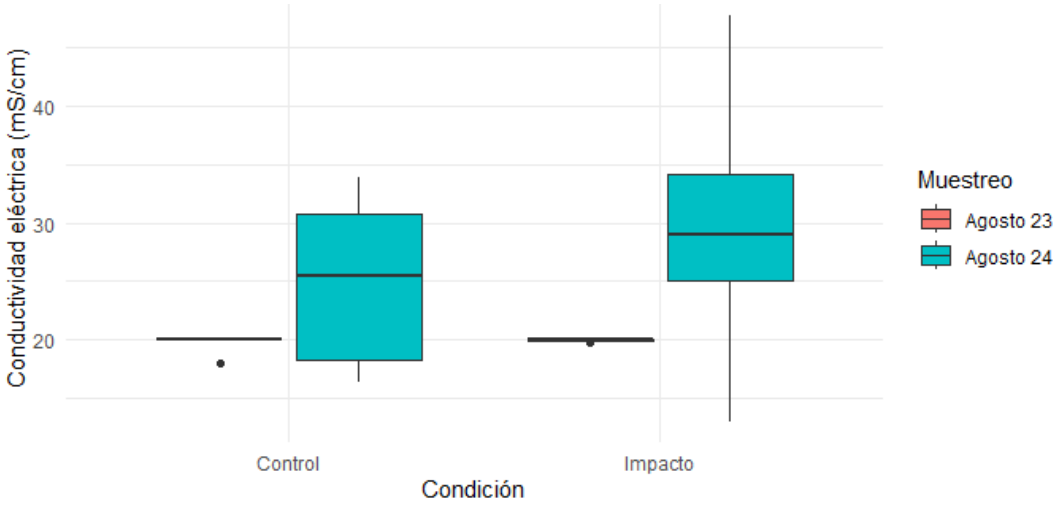


Figura 0.17. Diagrama de caja y bigotes de conductividad eléctrica del sedimento.

Metales

De los 16 metales seleccionados, 12 fueron detectables en al menos un punto en alguno de los dos muestreos en sedimento. El comportamiento de estos fue independiente en cada elemento, se presentan en la

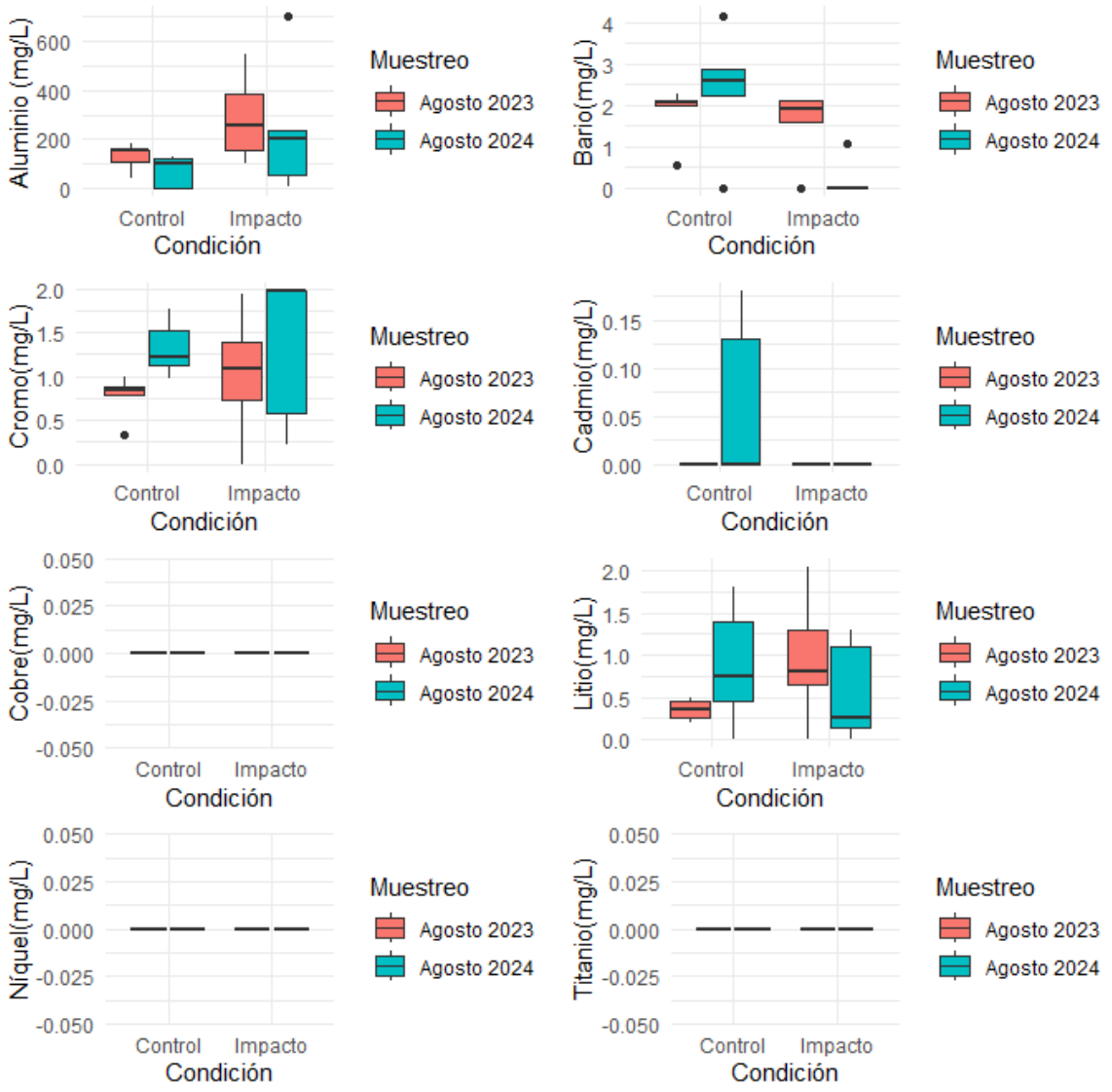


Figura 0.18 y Figura 3.18.

Figura 0.18. Diagrama de caja y bigotes de metales en sedimento.

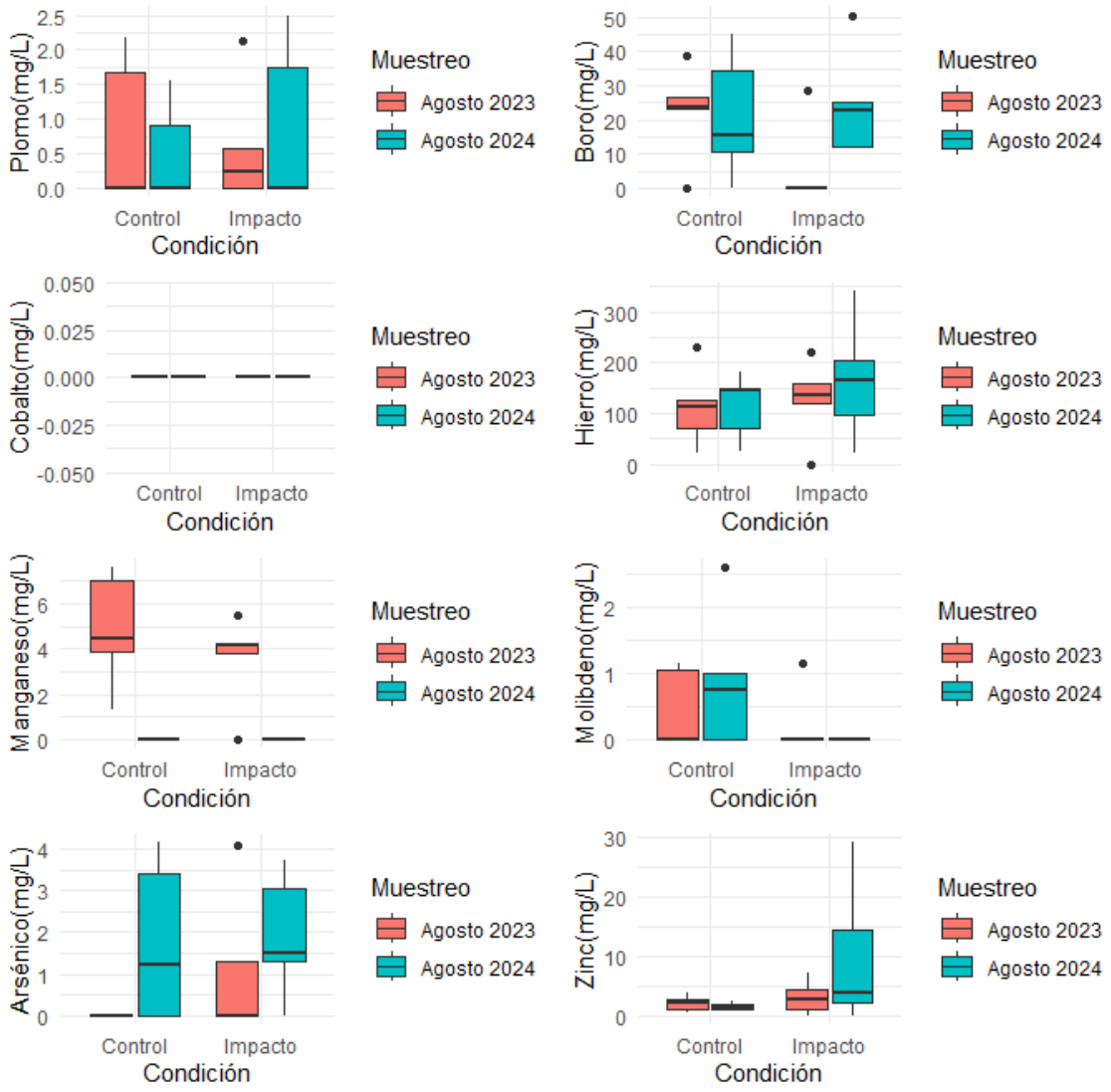


Figura 0.19. Diagrama de caja y bigotes metales en sedimento, parte 2.

De los metales propuestos por tener antecedentes de ser detectados en agua en otros trabajos, se presentan los resultados de Pb, Cd, Fe y Zn. El Cu no pudo ser detectado en sedimento en ninguno de los muestreos. De los metales cuantificados, ninguno presentó diferencias significativas de acuerdo con su condición del sitio (control vs impacto), sin embargo, fue posible observar un aumento en general de las concentraciones en el segundo muestreo, a mayor avance de la cimentación y construcción del PVN. Pb, Fe y presentaron las mayores

concentraciones en algunos puntos impacto y un aumento en las diferencias entre ambos grupos (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

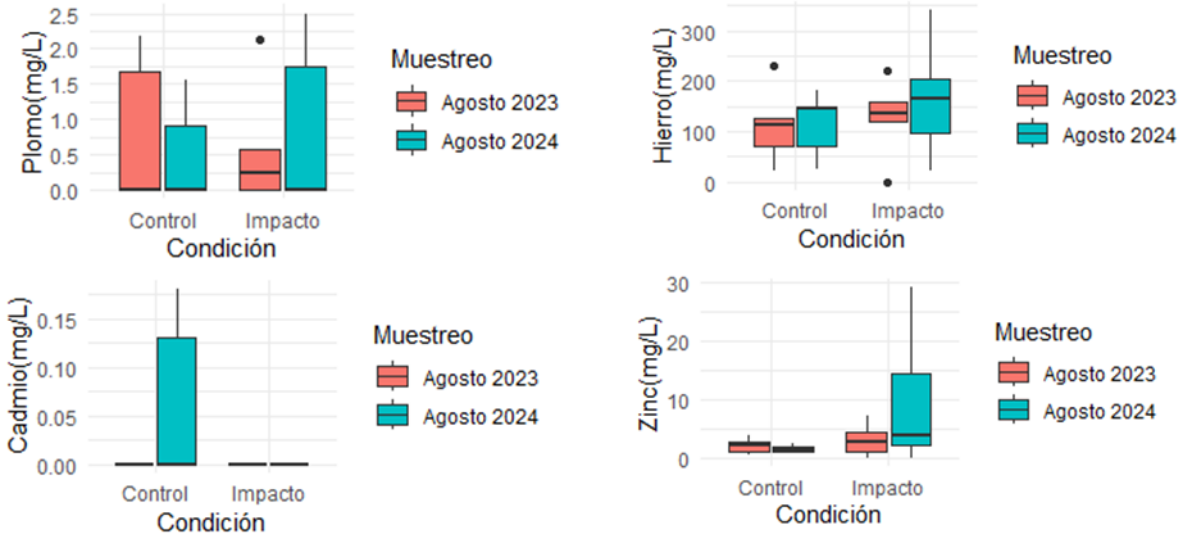


Figura 0.20. Diagramas de cajas y bigotes Pb, Fe, Cd y Zn en sedimento.

En la matriz vegetal fueron detectados 10 de los 16 metales medidos en la parte subterránea (raíz y rizoma) de *Thalassia testudinum* (Figura 3.20 y Figura 3.21), mientras que en la parte foliar (brotes, hojas y vainas), fueron detectados 13 de los 16 metales (Figura 3.22 y 3.23), siendo Ba, Ni y Mn los que fueron detectados únicamente en la parte foliar y no en la subterránea.

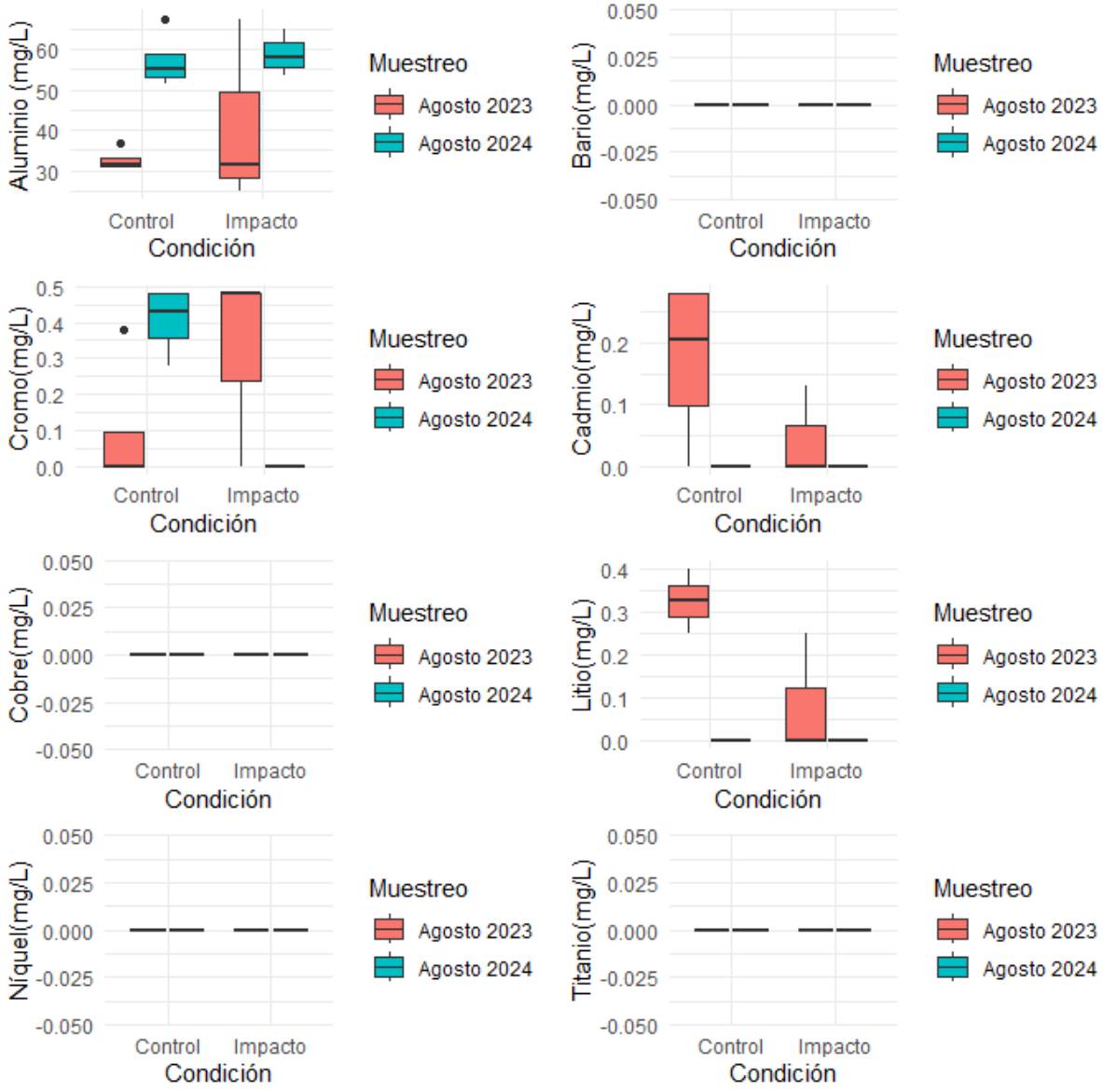


Figura 0.21. Diagrama de caja y bigotes metales en parte subterránea de matriz vegetal

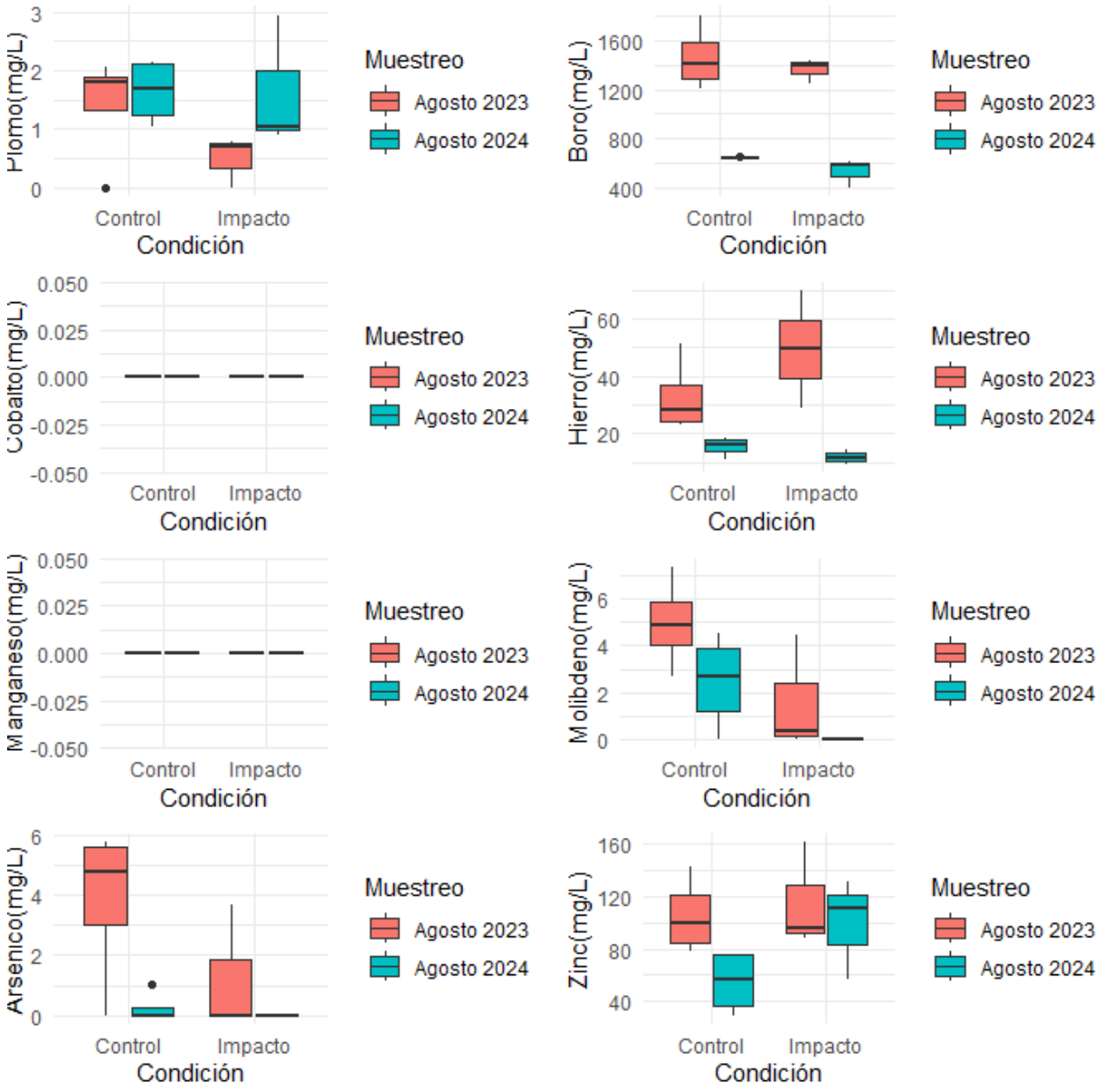


Figura 0.22. Cont. Diagrama de caja y bigotes metales en Parte Subterránea de matriz vegetal

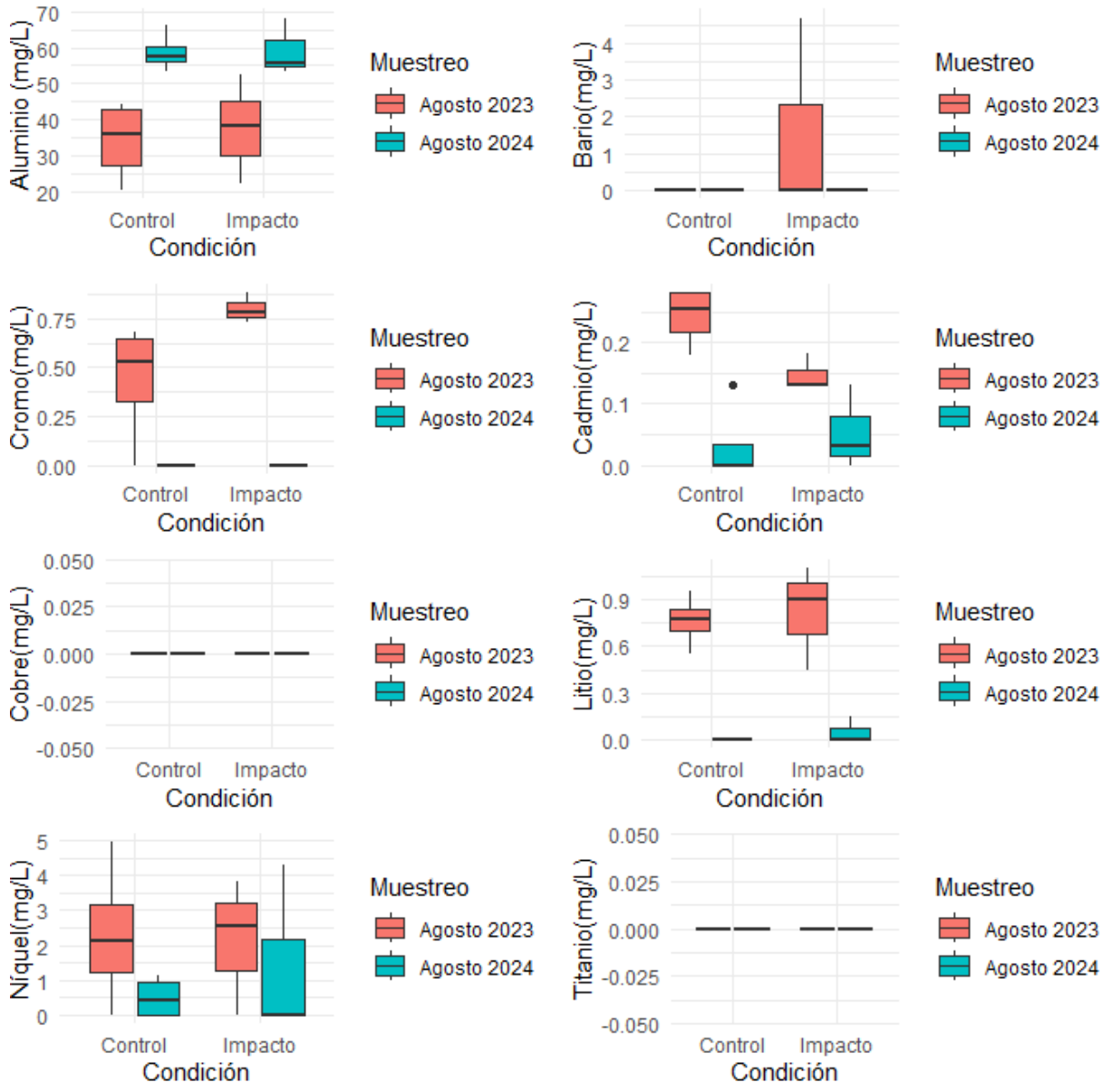


Figura 0.23.- Diagrama de caja y bigotes metales en parte foliar de matriz vegetal

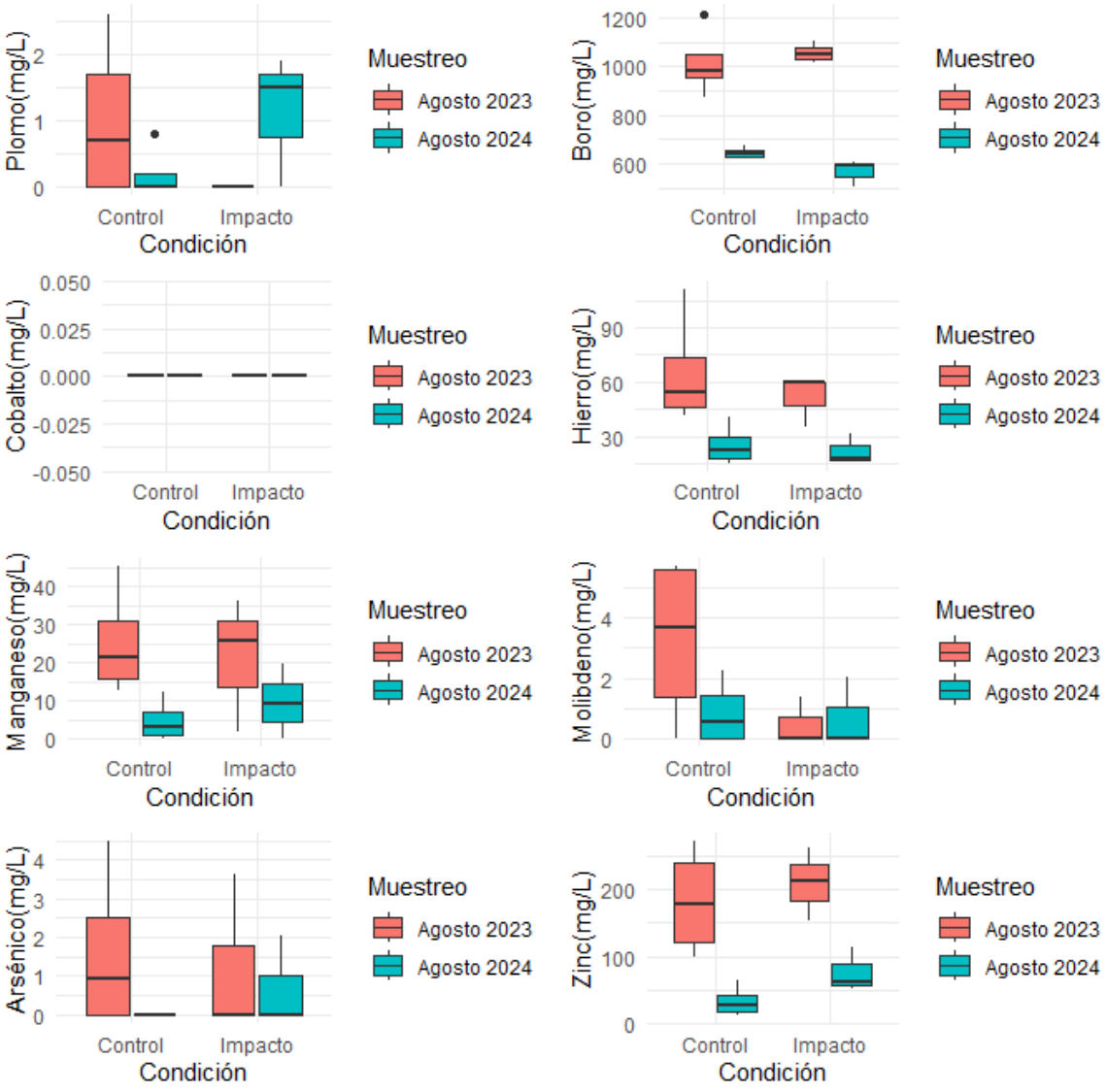


Figura 0.24. Cont. Diagrama de caja y bigotes metales en Parte aérea de matriz vegetal

Dentro de la matriz vegetal, Fe, Cd, Pb y Zn pudieron ser detectados en al menos un muestreo, mientras que el Cu no fue detectado en ningún momento. Las diferencias de los grupos control e impacto no fueron significativas; sin embargo, hubo una reducción de estos metales en 2024 con respecto a 2023. A pesar de esto, los sitios impacto presentaron valores ligeramente más altos que los sitios control en cada muestreo.

Cluster de agrupación de sitios

Se realizó un cluster de análisis jerárquico de agrupamiento con el método del vecino más cercano y distancia euclidiana utilizando los parámetros que tuvieron mayores diferencias significativas, en donde se obtuvieron los siguientes agrupamientos (Figura 3.24)

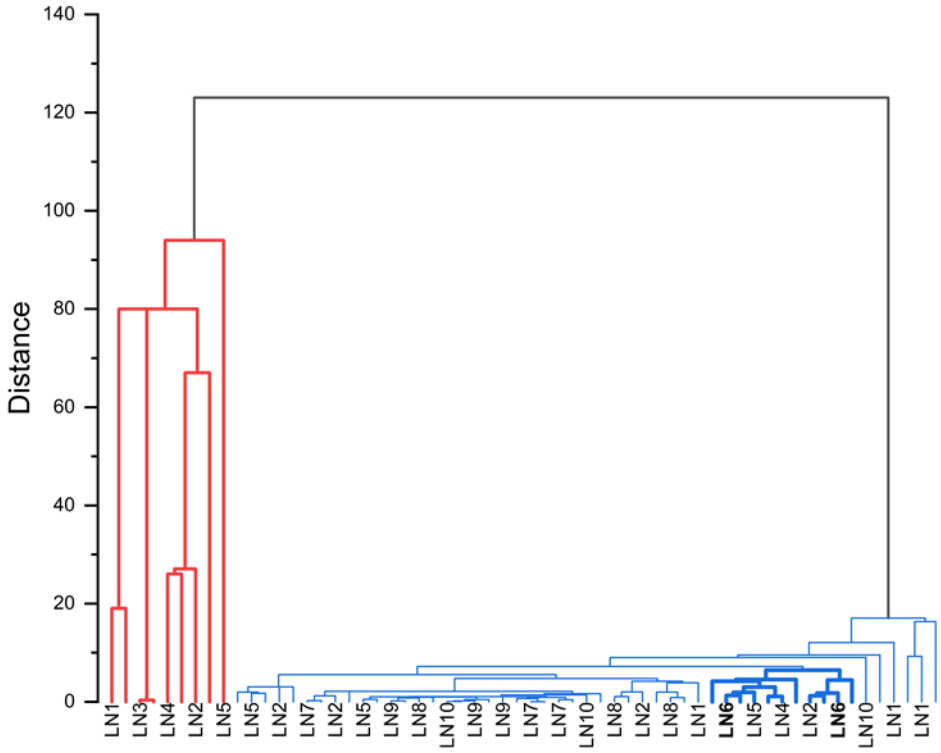


Figura 0.25. Cluster sitios seleccionados.

Análisis de componentes principales (PCA)

Se realizó un análisis de componentes principales (PCA) con el fin de identificar visualmente los parámetros que contribuían al comportamiento de los sitios seleccionados, se realizó una representación de dispersión de acuerdo con la categoría de los sitios, así como una de vectores con las magnitudes de sus parámetros, las cuales pueden observarse en la Figura 3.25 y Figura 3.26 respectivamente. En estos se apreció que las primeras dos dimensiones consideradas acumulaban un 40.5% de las varianzas de los datos, útil para las explicaciones generales de los datos, adicionalmente en la Figura 3.26 se aprecian como vectores los parámetros que componen estas dos dimensiones y sus agrupaciones entre ellos.

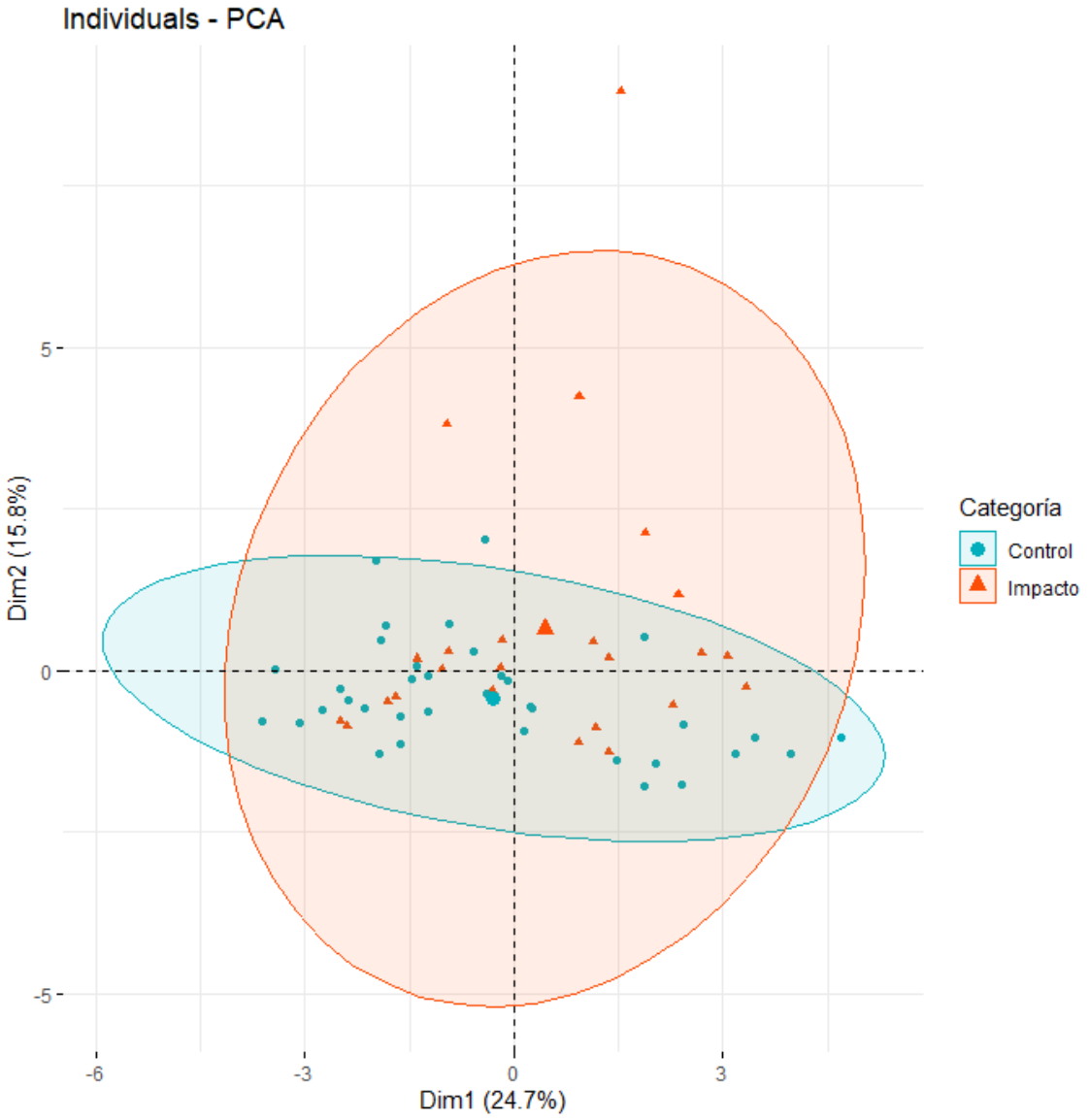


Figura 0.26. Gráfico de Análisis de Componentes Principales (PCA), representación elíptica de dispersión de puntos por categoría con respecto a las dos dimensiones principales.

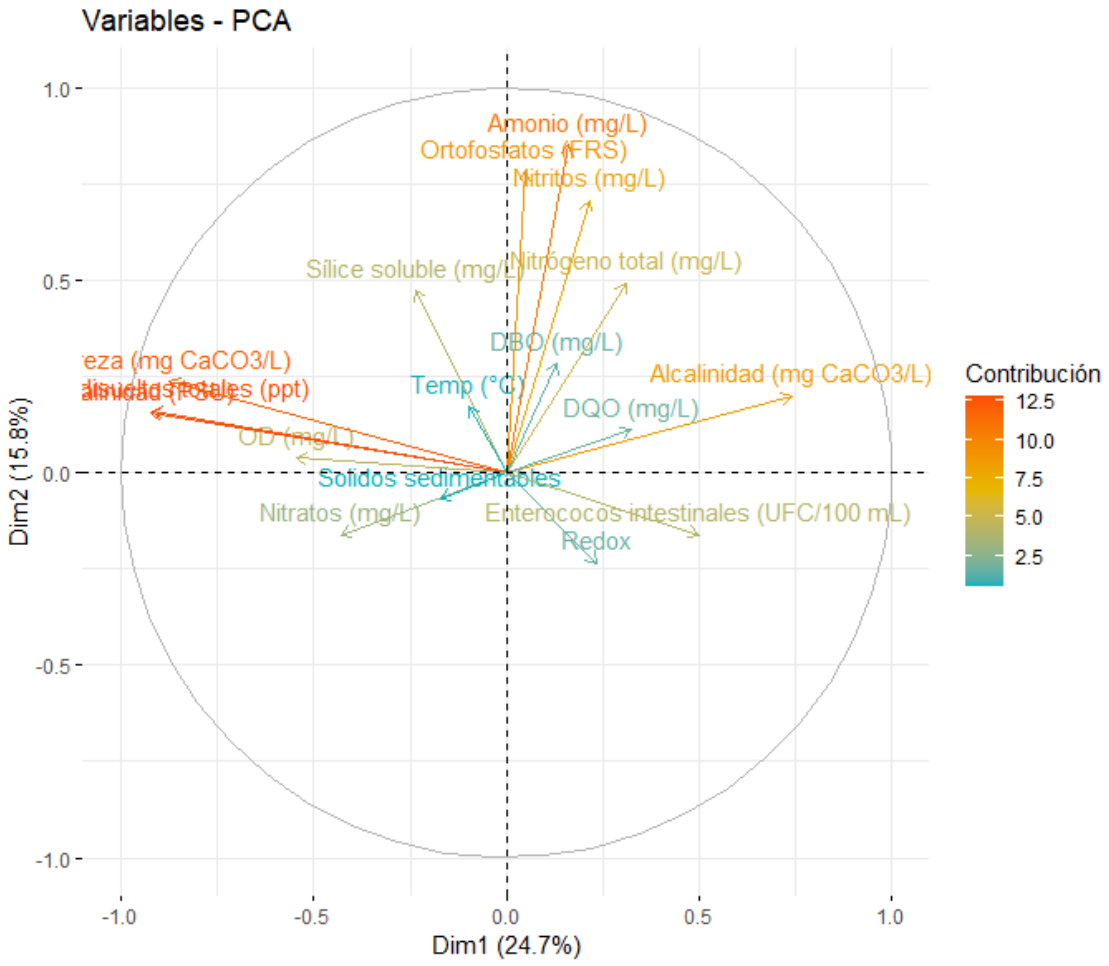


Figura 0.27. Diagrama PCA con visualización de parámetros contribuyendo y sus magnitudes con respecto a las dos dimensiones principales.

Matriz de correlación de Spearman

Se presenta la matriz que se realizó con los análisis de correlación de Spearman la cual se elaboró considerando todos los parámetros cuantificados de calidad del agua, la matriz consta de 17 filas y columnas con diferentes parámetros en donde se pueden apreciar los recuadros en las intersecciones de estos parámetros de color azul cuando existe una correlación positiva y en rojo cuando hay una negativa, la magnitud de esta correlación es proporcional a la intensidad del

color con el que se aprecia, teniendo las correlaciones positivas cercanas a uno en un azul marino intenso y la correlaciones negativas cercanas a menos uno en un rojo intenso (Figura 3.27).

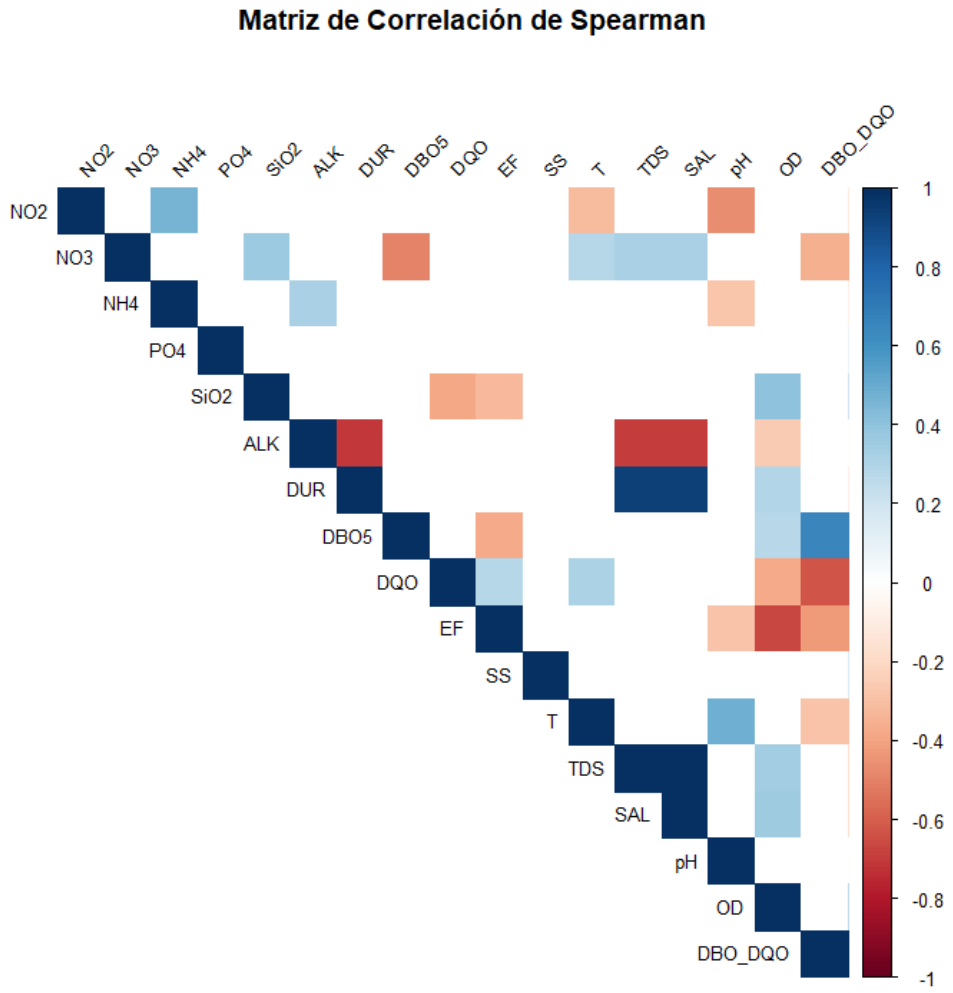


Figura 0.27. Matriz de correlación de Spearman.

DISCUSIÓN

DE LA VARIABILIDAD DE LOS SITIOS

La propuesta inicial de esta investigación agrupó a los puntos LN1-LN4 como sitios impacto y el resto como sitios control. Tras un primer análisis de resultados y mediante un clúster de análisis jerárquico de agrupamiento con el método del cluster (vecino más cercano y distancia euclidiana), utilizando los parámetros que tuvieron mayores diferencias significativas entre los grupos control e impacto (NO_2, NH_4, EF, SS, pH, OD), se obtuvo evidencia para realizar un agrupamiento diferente respecto a la selección original de los puntos para evidenciar similitudes o relacionarse a las obras del PVN. Los sitios LN1, LN2, LN3 y LN4 coinciden con la propuesta original y corresponden a la variabilidad a indicadores de factor antrópico por efecto de las obras de construcción del PVN. No obstante, los resultados permitieron sugerir que el sitio LN6, fue considerado sitio “impacto” para los posteriores análisis, debido a que el clúster evidencia una cercanía y similitud a los puntos LN2 y LN4 de impacto, con los cuales comparte nodos, teniendo más en común con los sitios impacto que con otros sitios, de acuerdo con las variables incluidas en el análisis. Este punto, a pesar de no encontrarse directamente sobre el trazo de las obras del PVN, se recategorizó debido al aumento de algunos indicadores con respecto a sus puntos más cercanos LN1 y LN2, puntos que presentaron mayores avances de la obra durante casi todo el muestreo realizado en este estudio y que por cercanía, posible circulación del sedimento re-suspendido y otros factores, podrían estar modificando las propiedades de LN6, lo cual se asume como una propagación de efectos.

De manera diferente, los puntos LN5 y LN10 presentaron indicadores de contaminación en algunos muestreos, por la naturaleza de ambos sitios y el comportamiento de sus valores atípicos, diferentes a sus puntos impacto más cercanos, podríamos adjudicar estos cambios a un impacto antrópico de otra fuente y no directamente de las obras del PVN, por lo que, se mantiene su condición como sitios control con respecto al PVN. Por ejemplo, LN5 se encuentra expuesto por su cercanía a la zona turística, descargas de agua de los canales y tránsito de embarcaciones turísticas por ese canal; mientras que LN10 se encuentra relativamente cerca (200-300 m) de la zona hotelera en una zona con restaurantes, sitios recreativos, muelles y tránsito de embarcaciones menores.

DE LA VARIABILIDAD ESTACIONAL

Los parámetros fisicoquímicos obtenidos en campo nos brindan una primera imagen de la heterogeneidad de la Laguna Nichupté, con sus variaciones entre puntos y especialmente de muestreo a muestreo. En primera instancia, lo que se puede observar es el comportamiento diferencial de los parámetros entre cada temporada, aunque son similares entre puntos control y puntos impacto, presentando datos agrupados alrededor de la media y con máximos y mínimos cercanos al Rango Inter Cuartil (RIC). Otra cosa interesante es la presencia de múltiples valores atípicos, incluso en parámetros fisicoquímicos que se esperaría se mantuvieran más estables, lo cual nos habla de comportamiento variable de manera natural en algunos de los puntos que hace complicado considerar la zona de muestreo como una zona homogénea, a pesar de haber seleccionado los sitios y excluyendo puntos en zonas que podrían causar mayor "ruido" para este propósito. Los resultados indican que los valores de salinidad, temperatura y pH fueron ligeramente más elevados en los puntos control.

El punto más variable y que más ruido causa en algunos de estos parámetros es LN5, presentado consistentemente las salinidades más altas y los valores de pH más bajos. La salinidad de una laguna costera puede variar dependiendo del balance hidrológico del cuerpo (Kjerfve, 1994), el SLN ha sido identificado por su salinidad como estuarino (Herrera-Silveira, 2006), la cual en la mayoría de las ocasiones se mantiene en un rango entre 11-29 PSU. A pesar de esto, se han reportado valores de salinidad desde 4 PSU (Romero, 2016; Hernández et al., 2013), y por arriba de 29 PSU (Herrera-Silveria, 2006; Hernández et al., 2013; Romero, 2016; Cejudo et al., 2021). Los rangos de salinidad en este estudio de entre 24 y 37 PSU, nos hablan de la menor variabilidad que tiene el SLN en sus cuerpos principales, en donde, a pesar de estar ubicados en temporadas diferentes y con factores ambientales interfiriendo, no hubo una diferencia mayor a cinco unidades entre todos los puntos en cada muestreo. Otros estudios (como la base de datos de la RENAMECA) presentan diferencias por arriba de 35 puntos entre sus valores mínimos y máximos (CONAGUA, 2022); o el estudio de FONATUR de 1998 que encuentra valores mínimos de 7 y máximos de 30 (Méndez Delgado, 1998), teniendo una diferencia de 23 unidades en un solo muestreo. Lo anterior indica que se cumple el objetivo de poder delimitar los puntos de muestreo a una zona con menor heterogeneidad natural y que los valores atípicos tan bajos o tan altos están relacionados a sitios muy específicos no representativos del resto del SLN, en los valores muy bajos de salinidad por sitios muy cercanos a descargas de agua subterránea

(Carbajal, 2009; Romero, 2016), o en los mayores valores por sitios elevados que permitan condiciones hipersalinas como Bojórquez o zonas inundables (Herrera-Silveira, 2006). Las condiciones de salinidad en LN5 son muy similares a la del agua del mar Caribe debido a su cercanía con la conexión norte del SLN de aproximadamente 1.2 km, en donde la media de salinidad del mar es 35.91 PSU (Chollet et al, 2012), muy similar a la de 34.66 de LN5 considerando todos los muestreos. Adicionalmente, las diferencias entre los grupos control e impacto son mayores en los últimos dos muestreos, teniendo los valores más bajos que el resto, lo que nos habla de un aumento en las diferencias entre los grupos entre el principio y el final del proyecto, adjudicable potencialmente al comportamiento del total de solidos disueltos resuspendidos por la obra, o a cambios en los flujos del agua por algún otro factor. Este comportamiento de la salinidad en el SLN es mejor apreciado de manera espacial, en donde se puede observar el comportamiento de la salinidad a través de los diferentes muestreos en la Figura 3.29, teniendo los valores más altos de salinidad cerca del canal de Calinda en la zona de cuenca norte, y los más bajos en los puntos de cuenca centro y LN1 al oeste de cuenca norte. Sin embargo, este comportamiento heterogéneo de Nichupté también puede ser observado al tener la comparativa de los muestreos del mismo mes de diferentes años (agosto 23 y agosto 24), con una media de 34.17 PSU y 26.9 PSU en respectivamente, posiblemente influyendo factores climatológicos.

A pesar de todo esto, no se presentarón casos en ninguno de los seis muestreos en donde el comportamiento se inviertiera completamente y se presentaran las salinidades más altas en la zona oeste del sistema lagunar ni las más bajas cerca de la boca norte, a diferencia de otros estudios (Carbajal, 2009; CONAGUA, 2021; Romero-Sierra et al., 2018), lo que de nuevo, nos habla de que se cumple la premisa que se tenía de que el mayor aporte de agua dulce se encuentra en las zonas oeste del SLN y de manera general se cumple la selección de un sitio de control relativamente homogeneo comparandolo con estudios previos que incluyen zonas específicas en las periferias del SLN.

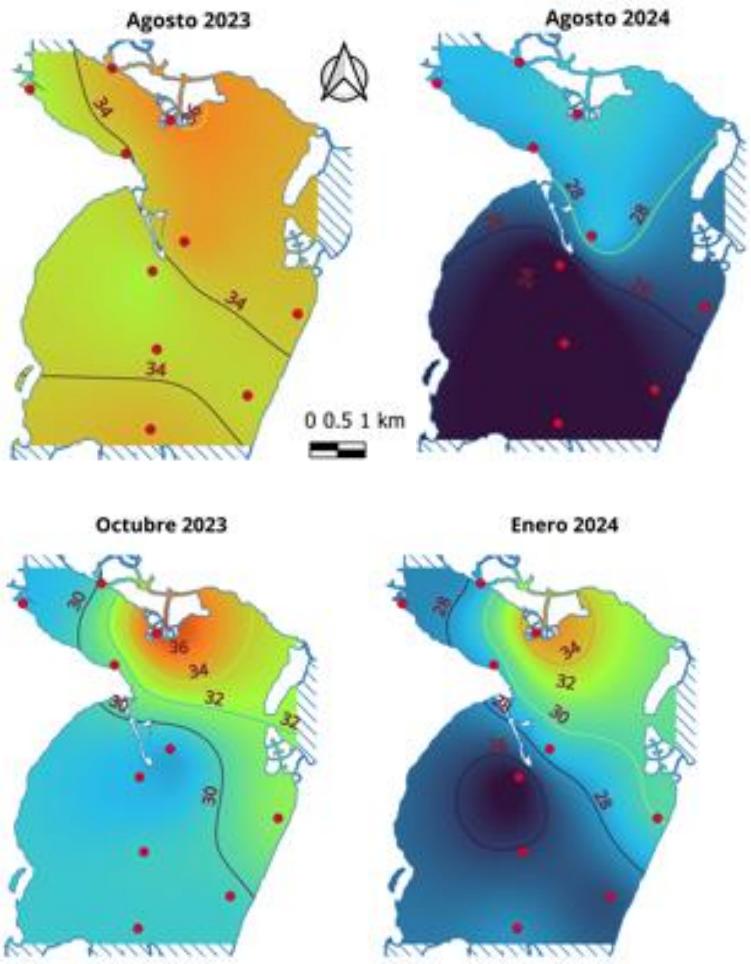


Figura 3.28. Isogramas de salinidad en durante el estudio

La temperatura obedece aparentemente y de manera consistente a los cambios estacionales, presentando diferencias significativas entre cada muestreo, siendo los valores más bajos los obtenidos en el mes de enero 2024 y los más altos los obtenidos en los muestreos de agosto y mayo 2024, correspondiente a la temporada de mayor temperatura en el hemisferio norte con valores entre los 29°C y 33°C en las horas en las que se llevaron a cabo los muestreos (Weatherspark, 2024). Por otro lado, el pH presentó valores alcalinos de alrededor de 8.1, muy cercano al valor promedio obtenido de múltiples estudios anteriores de 8.08, la zona norte parecería tener una disminución ligera del pH, especialmente en los puntos LN1 y LN5, sugieren que el diferente origen afecta a propiedades del agua aún ya en los cuerpos mayores del SLN.

El sitio LN1 se encuentra en una zona cerca de donde se han reportado descargas de agua subterránea que viene tiene tierra adentro (Carbajal, 2009) y que, por la naturaleza kárstica de la península de Yucatán y la presencia del ácido carbónico, son ligeramente ácidas (Bautista, 2023). Teniendo el agua subterránea un valor promedio de 6.88 (Estrada et al., 2019) es potencialmente la causante de los valores ligeramente menos básicos. Los valores de cuenca centro mantienen una estabilidad en su pH, lo que nos habla de la menor proporción e influencia de factores naturales que podrían acidificarla como escorrentía de lluvia y descargas subterráneas.

Los iones mayores cuantificados también obedecen principalmente a factores de temporalidad, donde el comportamiento se ve modificado en mayor medida en la temporada de lluvias por el aumento del nivel freático y en menor medida por la escorrentía de agua de lluvias (Merino et al., 1990), existiendo un aporte de agua dulce con proporción de iones diferentes. Adicionalmente, de acuerdo con estudios pasados, existen sitios en la zona oeste del SLN en donde se modifican estas propiedades y relaciones (Carbajal, 2007; Hernandez et al., 2013), similar a lo obtenido en este estudio; donde las relaciones se ven ligeramente modificadas, pero que al excluir los puntos con mas “ruido”, se tiene un comportamiento más homogeneo y similar al agua de mar en todo momento. Como ejemplo, tenemos la relación Cl/Na, la cual es utilizada como indicador del posible origen del agua, en donde el valor de 1.16 es la referencia utilizada para agua de mar (Salve et al., 2008) registrados en la gran mayoría de los puntos en este estudio, exceptuando en algunos sitios en la temporada de agosto 2023 (Figura 3.30), donde los valores se aproximarse y distribuirse alrededor de una relación 1:1, referencia de una disolución de halita, en donde la relación molar es uno a uno; indicando que está ocurriendo otro proceso afectado al equilibrio biogeoquímico de todo el SLN.

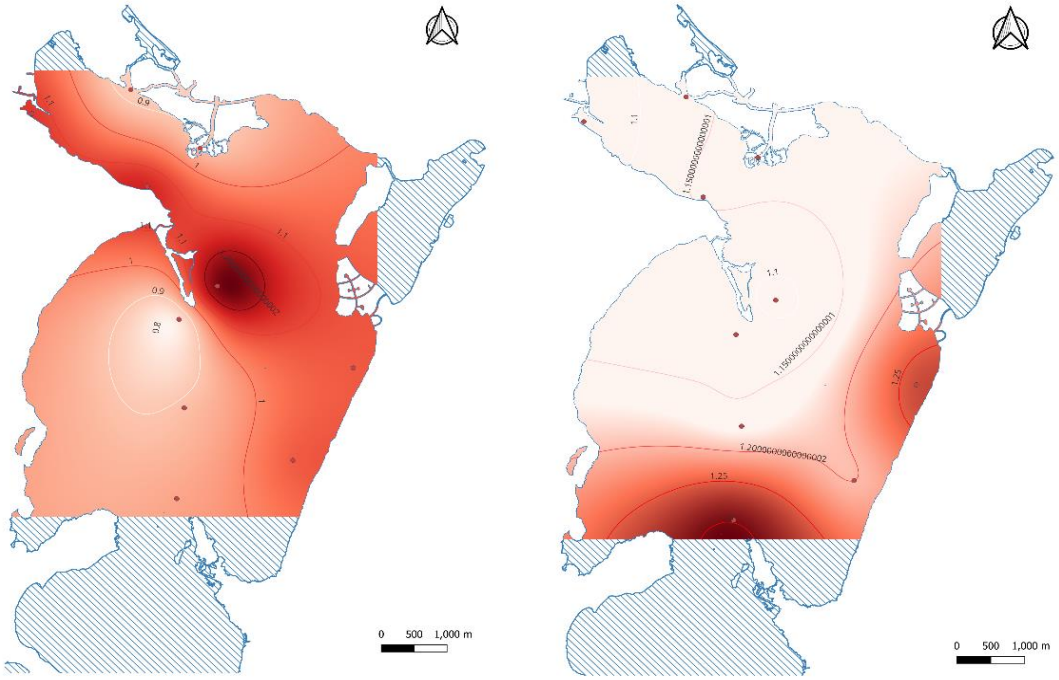


Figura 3.29. Relación Cl/Na en agosto 2023 (Izq.) y octubre 2023 (Der.).

DEL IMPACTO DE LA CONSTRUCCIÓN Y LOS SITIOS MENOS EXPUESTOS A LAS OBRAS

El comportamiento de los nutrientes en este proyecto se ha presentado la mayor variabilidad y diferenciación entre puntos control y puntos impacto. Las especies de nitrógeno que pudieron ser cuantificadas, evidencian aumento de nutrientes en los puntos impacto, cuantificando los valores más altos de nitrito y amonio. En el muestreo de enero 2024, se reportaron valores de nitrito en LN1, LN2 y LN3, así como en LN6, ligeramente menores. Estos cambios se corresponden con el avance de la zona de obra sobre la laguna, que para esas fechas comenzaba a intensificarse. LN6 era un punto control que no se encuentra colindando directamente con las obras; sin embargo, este se encuentra cerca de la zona de construcción y parece tener un efecto coincidente con el avance de obra, repitiéndose este fenómeno en el cuarto y quinto muestreo, llevados a cabo en marzo y en mayo del mismo año como se puede observar en la Figura 3.31.

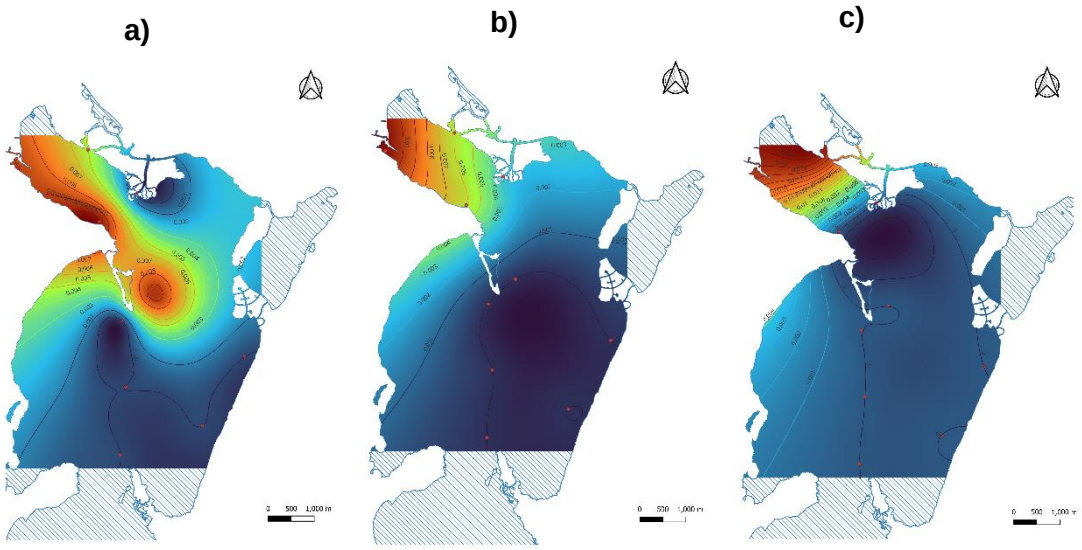


Figura 3.30. Isogramas de N-nitritos a)enero, b)marzo y c)mayo 2024, respectivamente.

El mismo proceso se repite con el amonio, donde también es posible observar cómo aumenta en los puntos de impacto conforme avanzó la obra del PVN, teniendo los valores más altos en mayo 2024 especialmente en LN1, LN3 y LN6 (Figura 3.32). A pesar de esto, el amonio no presentó diferencias significativas entre muestreos ($p=0.36$), estando presente todo el año, asociado a la gran cantidad de materia orgánica en constante descomposición (Boyd, 2019), que está

ocurriendo en SLN, pero que, si presenta diferencias significativas entre sus grupos control e impacto en tres de los seis muestreos, evidenciando el aumento de este al involucrarse la actividad antropogénica aún en un sitio en donde ya está presente.

La concentración media de amonio en todo el proyecto fue de 0.905 mg $N\text{-}NH_4^+$/L se encontró muy por arriba de la recomendada como límite máximo en los criterios ecológicos para la protección de la vida acuática en aguas costeras de 0.01 mg/L (CE-CCA-001/89), y concentraciones muy por encima de las reportadas en otros estudios, como el de Hernández-Terrones et al. (2010), en donde las medias en pozos costeros fueron de 0.384 mg/L o de 0.00036 mg/L en lagunas costeras, o los realizados en el SLN en el 2006 que reportaron valores entre 0.011 y 1.5 mg/L (Carbajal, 2007). Así como lo encontrado en el estudio de contaminación de sitios específicos del SLN que encontró valores entre 0.08 y 0.7 mg/L en 2013 (Hernández et al., 2013).

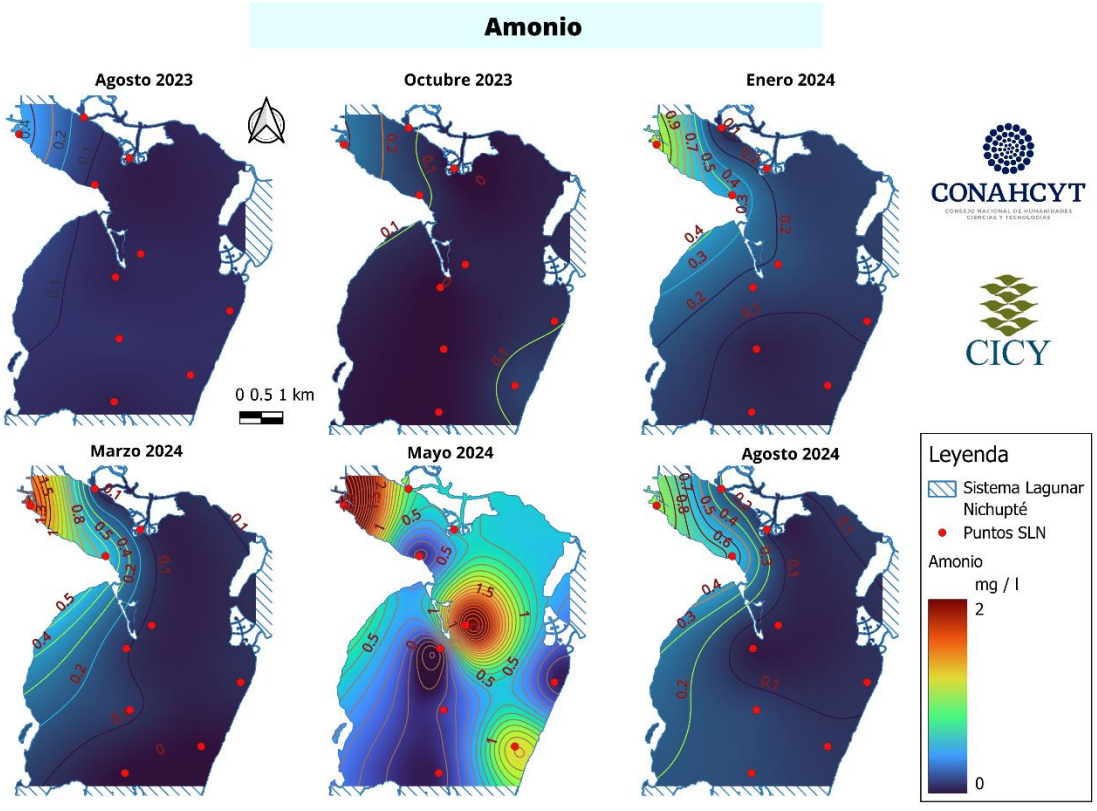


Figura 3.31. Isogramas de nitrógeno amoniacal.

A pesar de la constante presencia del amonio, en cinco de los seis muestreos no pudieron ser cuantificados los nitratos, esto podría tener su explicación en la falta de oxígeno en el agua, por actividad biológica o pobre recirculación que se ha señalado (Merino et al., 1990), siendo carente para generar las condiciones aeróbicas que se requieren para que las bacterias nitrificantes oxiden el NH_4 en NO_3, y asemejándose más a los procesos de desnitrificación que ocurren en sitios anaeróbicos en donde el NH_4 es reducido a N gas utilizando el oxígeno del NO_3 (Boyd, 2019). Si bien en este estudio no se reportaron condiciones de anoxia, si se presentaron condiciones de hipoxia en algunos sitios del SLN, en especial en el muestreo de agosto 2024, con valores de hipoxia severa (<2 mg/L) y el resto y la media con valores de hipoxia moderada (2 mg/L< OD < 5 mg/L). El único muestreo con valores de OD deseables fue agosto 2023, con una media de 7.16 mg/L, dando una posible respuesta a porqué pudieron haber sido detectados los NO_3 en este muestreo únicamente. Aún este muestreo presenta valores de hipoxia de entre 2.8 y 3 mg/L en LN1, LN2, LN5 y LN6, posiblemente por ser los sitios más cercanos a zonas de manglares y de la construcción del PVN, podrían presentar una mayor actividad biológica que esté manteniendo los niveles tan bajos. El resto del SLN en todos los muestreos presenta valores medios a bajos de OD, con algunos valores atípicos muy bajos que hablan de la alta demanda por parte de posibles procesos microbiológicos y químicos, pero que presentan medias cercanas a la solubilidad del O_2 en agua, la concentración que habría en condiciones en donde lo consumido en el agua sería despreciable. Considerando que la temperatura media fue de 29°C y la salinidad promedio 30 PSS (≈30 g/L), de acuerdo a la ecuación 1 (Boyd, 2019), y asumiendo que $P_{bar}=P_{atm}$

$$T\ (media) DO_S = 6.5\ \times \frac{760}{760} = 6.5\ \frac{mg}{L} \qquad \text{Ecuación 1}$$

Valores más altos de oxígeno disuelto podrían estar asociados a zonas con alta recirculación, aireación por ráfagas de viento u otros factores meteorológicos.

En el último muestreo (agosto 2024) no se reportan nitritos o nitratos, únicamente amonio, sin embargo, también se reportan las cantidades más altas de nitrógeno total, en especial en los sitios impacto, lo que nos habla del ingreso o regeneración de este nutriente y del aumento de la materia orgánica en forma de tejido muerto. La ausencia de fosfatos durante casi todos los muestreos nos indica que el fósforo podría estar actuando como el nutriente biolimitante. En ambientes alcalinos (como los que presenta el SLN en este estudio) el fósforo es removido del agua por su reacción con aluminio, calcio y hierro, los cuales sedimentan generando que estos

sitios actúen como sumidero de fósforo (Boyd, 2019). Así mismo el fósforo disuelto puede ser rápidamente asimilado por el fitoplancton, incorporándose al tejido vegetal (Paytan y McLaughlin, 2007). En estudios anteriores (Romero-Sierra et al., 2018; Cejudo et al., 2021), se ha reportado una disminución de fósforo en el SLN a lo largo de los años, en este estudio, coincidentes con las concentraciones por debajo de detección en este estudio a excepción del muestreo de mayo 2024, en donde se reporta en cuatro sitios, todos cercanos a las zonas de mayor movimiento por la obra del PVN, lo que podría relacionarlo con una resuspensión temporal en la columna de agua.

El silicio es un elemento mucho menos estudiado en su ciclo que el nitrógeno o el fósforo, sin embargo, existen premisas del sílice disuelto como nutriente y como este suele ser muy importante en la producción de fitoplancton y captación de carbono en las zonas costeras (Struyf et al., 2010). Ttambién juega un papel importante en la eutrofización de los estuarios que conectan con la zona costera (Struyf et al., 2005). Las concentraciones cuantificadas de sílice soluble fueron muy variables, teniendo valores por debajo del límite de detección del método (0.1 mg/l) hasta de 3.19 mg/L. Este comportamiento no presenta diferencias estadísticas significativas entre sitios control e impacto, parecería que únicamente está influenciado por el comportamiento estacional, sin embargo, si vemos la Figura 3.33 es posible observar que los valores más altos de sílice suelen presentarse en los sitios oeste de cuenca centro (control) y en los sitios oeste de cuenca norte (impacto), lo que nos podría estar diciendo que el sílice es funcional como indicador terrígeno de acuerdo a lo que se conoce de aportes de agua subterránea, en donde se ha demostrado en la península de Yucatán que las concentraciones de sílice disuelto son más altas en los cuerpos de agua dulce subterránea que en las zonas costeras (Herrera-Silveira, 2006; Hernández-Terrones et al., 2011).

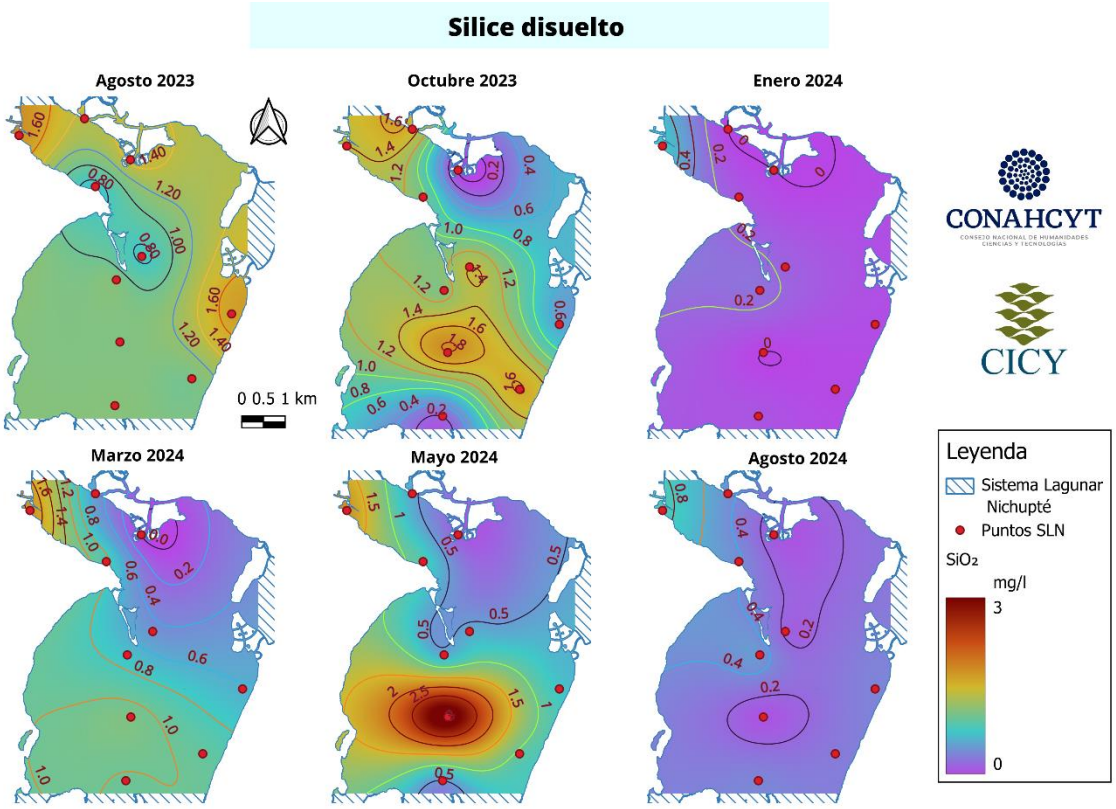


Figura 3.32. Isogramas de sílice.

Los resultados de alcalinidad y de dureza nos hablan del posible origen del agua en cada sitio, en especial al ver los valores elevados que se presentan en algunos puntos específicos (como es el caso de LN1, LN5 y LN6). La alcalinidad presenta sus valores más bajos en LN5 en cuatro de los seis muestreos (Figura), con una media de 127 mg/L, un valor similar a la alcalinidad conocida del agua de mar de 116 mg/L (Boyd, 2019). Mientras que en este mismo sitio se presenta la dureza más alta en cinco de los seis muestreos, lo que nos habla de un agua con mayor aporte de iones calcio y magnesio, así como menor aporte de carbonatos y bicarbonatos, estos últimos mayormente presentes en agua subterránea en donde los procesos de disolución de la roca influyen en estas proporciones. Tanto la dureza como la alcalinidad presentan diferencias significativas entre sus muestreos, por la importancia de los factores meteorológicos y estacionales en ambos parámetros. El agua en todos sus puntos y muestreos se considera agua muy dura, considerando la clasificación de la OMS (> 180 mg$CaCO_3$/L) o la utilizada en algunos otros países en donde se considera muy dura si esta es mayor a 300 mg$CaCO_3$/L (Rodríguez, 2010).

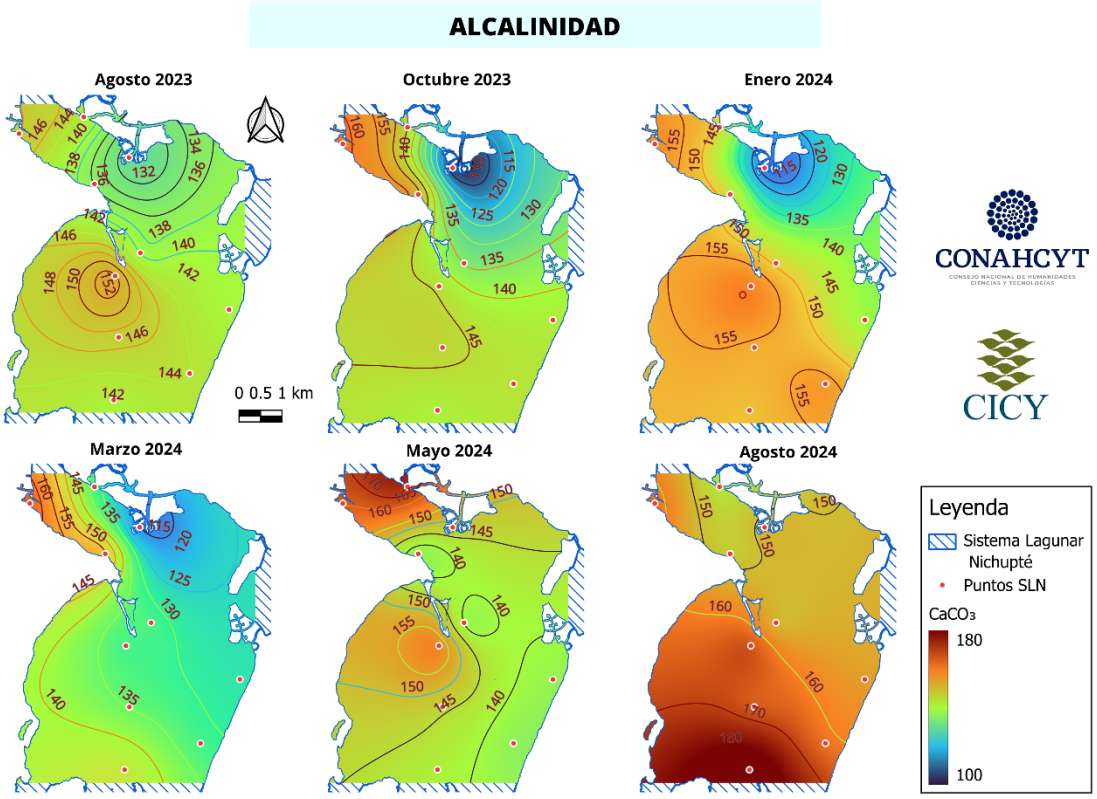


Figura 3.33. Isogramas alcalinidad.

De manera similar, LN5 presenta los valores de sílice más bajos en cuatro de los seis muestreos, lo que podría deberse a que el agua tiene un mayor aporte de agua marina y esta tiene menor cantidad de sílice disuelto (Hernández-Terrones et al., 2011). Opuesto a LN1 y LN6, los cuales tienen los valores más altos de alcalinidad y de sílice disuelto, así como valores más bajos de dureza, lo cual nos podría estar diciendo que, en esta zona de cuenca norte, en especial en cercanía con los manglares, hay un aporte significativo de agua dulce. Así es como podemos asumir el papel de indicador terrígeno en el sílice y relacionarlo con los valores bajos salinidad y altos de alcalinidad. El sílice también difiere en su comportamiento de salinidad y alcalinidad constantemente en algunos sitios incluidos los control de cuenca centro, en zonas donde está evidenciado el mayor aporte de agua subterránea, se presentan valores atípicos bajos, que podría estar relacionado a un factor biológico adicional y al proceso natural en donde al aumentar los reactivos limitantes como el P o N (por factores naturales o antrópicos) en cuerpos de agua con alto tiempo de residencia de agua, la cantidad de sílice disuelto se disminuye, pasando todo este sílice a la composición celular de microalgas como las diatomeas y los problemas de

eutrofización se empeoran al favorecer crecimientos de otros géneros de microalgas (Struyf et al., 2009). Especialmente en contexto de estos sitios con alta alcalinidad, en donde generalmente los altos valores de carbón inorgánico para la fotosíntesis aumentan (Boyd, 2019). Estos problemas de eutrofización en Nichupté podrían tener mayor impacto al considerar que el principal aporte de Si al agua suele ser por simple intemperismo y aún en el agua subterránea no es alta comparándola con otras partes del mundo, debido a la naturaleza sedimentaria de las rocas de la península de Yucatán, baja en Si (Conley, 2002; Struyf et al., 2009), por lo que, al haber un ingreso de N y P, podrían reducirse muchos las proporciones Si:P y Si:N, afectando al crecimiento de diatomeas en la comunidad fitoplanctónica y subsecuentemente favoreciendo el florecimiento de otras especies, usualmente flageladas que podrían ser dañinas como *Phaeocystis* sp.,*Gonyaulax* sp., *Chrysochromulina* sp (Smayda, 1997). Por lo tanto, a pesar de haber sido utilizado en algunos estudios como indicador de aporte de agua subterránea en zonas costeras (Smith et al., 1999; Hernández-Terrones et al., 2011), podría no ser tan fiable para cuerpos eutrofizados, con tiempos de residencia del agua altos, al menos en la península de Yucatán, en donde el sílice disuelto rápidamente se integra a los florecimientos algales para posteriormente depositarse en el sedimento, comportamiento no estudiado en esta tesis pero que podría ser una línea de investigación a futuro con el fin de rastrear la dinámica del sílice y observar mejor su papel en los florecimientos algales. Adicionalmente, los grupos impacto y control llegan a presentan valores iguales en alcalinidad cuando hay diferencias significativas en dureza y diferencias significativas en alcalinidad cuando hay resultados iguales en dureza, lo que nos habla que la diferencia entre estos dos grupos no se refleja de manera directa en estos dos parámetros y que podrían ser otros factores como las descargas de agua subterránea o las mareas los que influyan en estos casos (Boyd, 2019).

El parámetro bacteriológico utilizado, los enterococos fecales (EF), presentan resultados con eventos muy elevados en concentración con respecto a la normatividad en todo el SLN, siendo estos indicadores de contaminación fecal directa, se evidencia el alto aporte del impacto antropogénico en toda la LN. En el manual operativo para monitoreo de agua de contacto primario en el agua de mar de playas y cuerpos de agua dulce de la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS), se tienen criterios de calidad del agua basados en la abundancia de bacterias enterococos fecales, en donde cuando las UFC se encuentran entre 0 y 200, el cuerpo de agua se considera apto para su uso recreativo, cuando las UFC/100 ml se encuentran entre 200 y 500 se considera bajo vigilancia sanitaria y no se recomienda su uso y si

este valor excede las 500 UFC/100 ml se considera no apta (COFEPRIS, 2019). Los resultados de este estudio nos dejarían con los valores indicados en la Tabla 3.13.1.

Tabla 3.1. EF. Sitios aptos para uso recreativo.

Muestreo	Sitios aptos	Sitios bajo vigilancia	No aptos
Agosto 2023	5/5 Control 4/5 impacto	1/5 Impacto	0
Octubre 2023	10/10	0	0
Enero 2024	5/5 Control 4/5 Impacto	0	1/5 Impacto
Marzo 2024	10/10	0	0
Mayo 2024	10/10	0	0
Agosto 2024	2/5 Control 1/5 Impacto	2/5 Control 3/5 Impacto	1/5 Control 1/5 Impacto

Teniendo en agosto 2024 la menor cantidad de sitios aptos, es decir con valores de UFC/100 ml menores a 200, con solo tres sitios, mientras que, en octubre 2023, marzo y mayo 2024 todos los sitios se encontraban por debajo de las 200 UFC/100 ml. En el último muestreo se presentó el valor más alto de 628 en el sitio control LN5, el cuál presenta mucha variabilidad en muchos otros parámetros y se encuentra en la zona norte de manglares, en canal Calinda, cerca de la entrada de mar y zonas con presuntas descargas de agua subterráneas, lo que podría explicar su resultado tan alto en un muestreo en el que evidentemente se presentan condiciones de contaminación bacteriológica en casi todo el SLN aún en múltiples puntos lejos de la zona de obras del PVN. Los EF presentaron diferencias significativas únicamente en dos de los seis muestreos, aunque obteniéndose consistentemente los valores más altos en los puntos impacto, como se puede observar en la Figur3.35 . De manera visual es posible observar el avance de las obras del puente con los puntos atípicos de mayor presencia de EF, posiblemente por la re-suspensión de sedimento generada por las obras.

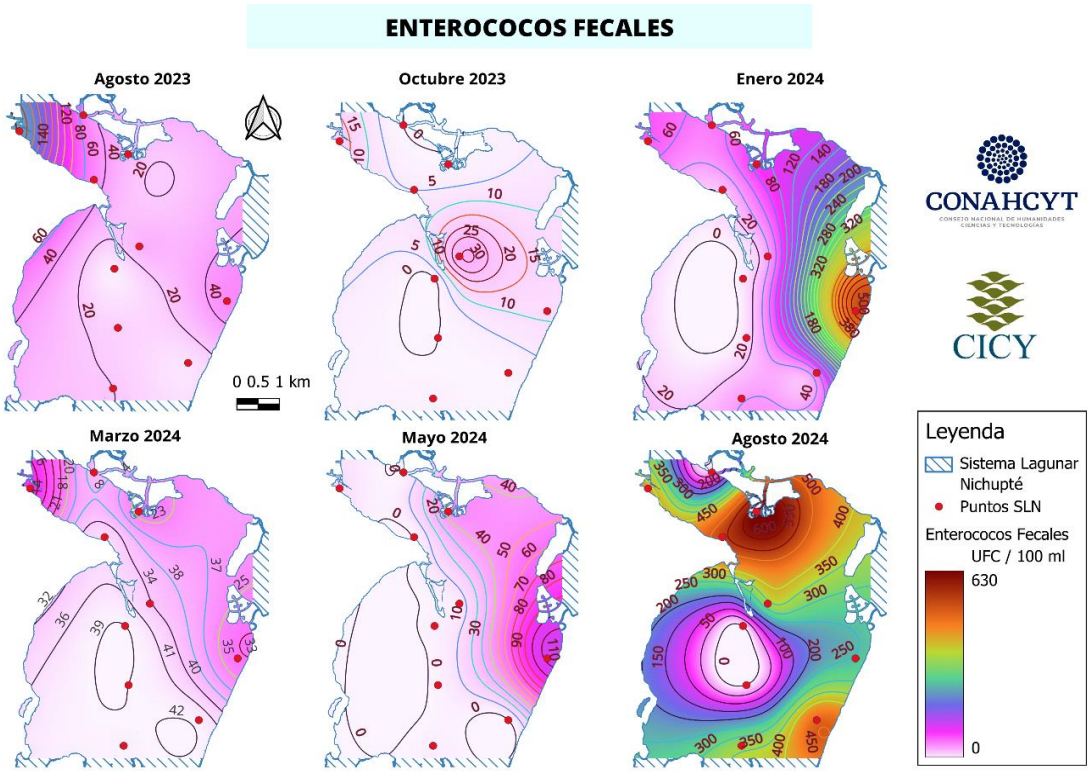


Figura 3.34 Isogramas enterococos fecales.

Los enterococos fecales son conocidos por diferir a los coliformes totales respecto a su alta resistencia a factores externos, como la desecación, congelación y alta salinidad, por lo que suelen ser considerados los mejores indicadores para agua salobre y salada, así como para un

análisis de mayor temporalidad (Larrea-Murrell et al., 2013). Hablándonos así de lo que ocurren en las semanas previas al muestreo en el SLN a diferencia de los EF, los cuales han sido reportados en altas concentraciones únicamente en la zona oeste (CONAGUA, 2021), adjudicable a las descargas de agua subterránea recientes (Carbajal, 2009).

En el último muestreo se presentan los valores más bajos de salinidad y más altos de alcalinidad con respecto a los otros muestreos, lo que sugiere un mayor aporte de agua subterránea y menor de agua de mar con respecto a los otros muestreos, mismos muestreo en el que se presentan los valores más altos de contaminación fecal en casi todos los puntos, sugiriendo que la alta carga bacteriológica de este último muestreo podría ser aportada principalmente por contaminación que venga de la zona urbana de Cancún, que por infiltración, termine en el agua subterránea y se desplace contaminando al SLN. Con base en estos resultados, se sugiere un estudio mayor de la calidad del agua en las descargas de agua dulce más grandes y se propone como estudio a futuro la cuantificación de ambas metodologías de cuantificación de bacterias indicadoras (coliformes fecales y enterococos fecales) con la hipótesis de que podría conocerse la temporalidad aproximada de los eventos de mayor aporte de contaminación fecal con base a la abundancia de ambos grupos, en donde la presencia de EF y CF hablaría de ingreso reciente de contaminación por las fuentes y agua subterránea y la presencia de EF y ausencia de CF hablaría de contaminación anterior acumulada (Mora et al., 1990).

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) es una medida para la cantidad de oxígeno consumido por los microorganismos descomponedores de la materia orgánica en el agua, relacionada a la cantidad de oxígeno disuelto utilizado para descomponer esta materia orgánica lista para ser oxidada en un periodo definido de cinco días, representando así la respiración fitoplanctónica (Boyd, 2019). A diferencia de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), la cual cuantifica todo el oxígeno disuelto necesario para degradar la materia orgánica independientemente de la vía por la que esta se degrade y, por lo tanto, sus resultados nos hablan más de la materia orgánica oxidable total en la muestra. Ambas son muy útiles para medir la contaminación en el agua, la relación DBO: DQO es indicadora de la biodegradabilidad del agua, en donde si el radio de esta relación es muy alto significa una muy baja biodegradabilidad y si es muy bajo (<0.1) entonces significa exceso de materia orgánica difícil de biodegradar y que puede ser tóxica (Bader et al., 2022). En este caso en todos los muestreos la relación presentó valores muy bajos con respecto a lo esperado en un cuerpo costero, con una media de 0.0356

consecuencia de la alta cantidad de materia orgánica presente, la baja importancia del factor biológico para descomponer esta materia por ausencia o por residuos que inhiban la actividad metabólica de los microorganismos provocando que sea tóxica en el tratamiento de agua (Bader et al., 2022). No se observan diferencias significativas entre los grupos control e impacto en ningún muestreo.

A pesar de esta aparente relación tan pequeña DBO;DQO, en este estudio, se encontraron valores más altos de DBO_5 que en estudios anteriores, en donde los valores máximos reportados no habían excedido los 2 mg/L (González, 1989; Valdes-Lozano, 2006), mientras que en este estudio se reportaron valores máximos de hasta 9.6 mg/L en octubre 2023, es decir, casi cinco veces el valor máximo reportado en estudios anteriores, indicando cambios en el metabolismo del ecosistema, al haber mayor respiración. Por otro lado, la DQO presenta valores mucho menores a los máximos de más de 2500 mg/L reportados en el estudio de González (1989), habiendo máximos de 930 mg/L en este estudio, presentando una mayor estabilidad entre sitios y teniendo diferencias mayores entre temporadas, lo que indica que en los cuerpos mayores de agua del SLN como en LN (en donde se llevó a cabo este estudio), existe una mayor estabilidad de estos parámetros indicadores de materia orgánica y que su mayor variabilidad podría estar relacionada a eventos especiales (naturales o antrópicos) o a sitios específicos del sistema lagunar. El evento de Mayo 2024 se presenta como el único muestreo con diferencias significativas entre grupos control e impacto en ambos parámetros, resultado que podría tener su explicación en el comportamiento estable de factores externos que permitiendo destacar los valores elevados de algunos sitios impacto.

De las diferencias estadísticas entre los grupos

El Análisis de Componentes Principales (PCA por sus siglas en inglés), se llevó a cabo considerando todos los parámetros cuantificados en agua con el fin de identificar cuáles fueron los que tuvieron un mayor y un menor aporte a las diferencias de las varianzas de los datos evidenciadas en los componentes. Si bien el aporte de sus principales dos dimensiones (40.5%) parecería ser un porcentaje no elevado, para este estudio, la gran cantidad de variables y los muchos factores a considerar, se asume como un buen valor que permite observar patrones generales en puntos y parámetros analizados. En la Figura 3.36 es posible observar como las dimensiones del PCA (Dim 1 y Dim 2) no tienen una dominancia marcada y por lo tanto no representan un porcentaje tan alto, seguidas muy de cerca por las siguientes dimensiones, que

también aportan una cantidad significativa de varianza. Esto podría tener su explicación en la complejidad del SLN, influenciado por múltiples variables y factores (naturales y antrópicos) con un peso relevante. La separación clara de los grupos no es posible de observar, ya que las elipses se encuentran superpuestas y con una gran variabilidad dentro de los grupos; sin embargo, si es posible observar algunos patrones de distribución diferentes entre grupos. Los puntos correspondientes al grupo control se concentran mayormente en la región central del gráfico, mientras que los puntos del grupo impacto se encuentran más dispersos, indicando una mayor variabilidad en los valores de los puntos impacto.

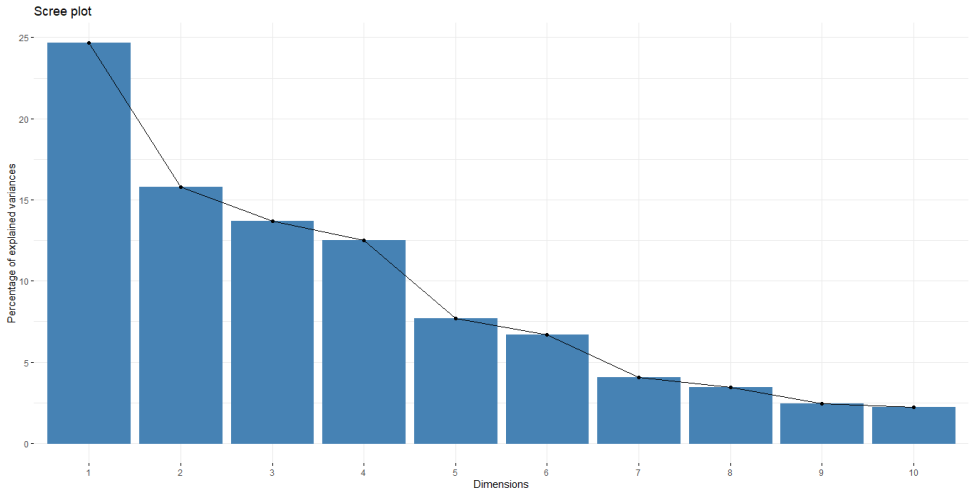


Figura 3.35. Dimensiones del PCA.

La contribución de las variables en el PCA, donde se encuentran valores de contribución altos en parámetros como el amonio, los ortofosfatos, nitritos, nitrógeno total, DBO_5 y DQO (estas últimas dos en menor magnitud) y todas bastante bien agrupadas, lo que sugiere que estos parámetros podrían estar asociados y relacionados a sitios impacto (los cercanos a la obra del PVN). Por otro lado, el eje DIM 2, se ve compuesto en mayor magnitud por parámetros como la dureza, salinidad, solidos suspendidos, OD, que podrían asociarse más a procesos de variabilidad natural, y que se agrupan en donde hay puntos control en mayor medida. De manera general, este análisis multivariado nos permite identificar como se agrupan aquellas variables que se pueden considerar indicadoras de impacto antrópico de acuerdo a los datos obtenidos, en donde, si bien no se observa una separación explicita de los grupos en las elipses, si es posible observar el mayor aporte de ciertos parámetros a las dos dimensiones graficas en el PCA y relacionarlo con los grupos control e impacto.

De los mismos parámetros de calidad del agua se llevaron a cabo pruebas de correlación de Spearman. Es posible observar múltiples correlaciones de interés que nos podrían ayudar a entender mejor el comportamiento de estos parámetros en ambientes similares en la región. Primero, entre los nutrientes existen algunas correlaciones positivas entre NH_4 con NO_2, NO_3 con SiO_2, explicables de acuerdo a la estacionalidad, con datos atípicos altos en donde aumentaban de manera general todos los nutrientes. El NH_4 también presenta una ligera correlación positiva con la alcalinidad, la cual, al estar relacionada a las descargas de agua subterranea (Carbajal, 2009) podría explicar parte del NH_4 reportado, cuyo origen sea de las descargas de agua subterránea. La DBO_5 presenta una correlación negativa con los NO_3^-, lo cual podría explicar la existencia de un proceso de desnitrificación constante en el SLN, convirtiendo los nitratos en formas gaseosas de nitrógeno, aumentando la demanda de oxígeno de los microorganismos para llevar a cabo este proceso (Boyd, 2019). Se han identificado casos en los que el proceso de desnitrificación aumenta del 20% al 100% cuando la DBO aumenta de 1 a 10 mg/L (Downing y Nerenberg, 2008). Este resultado brinda un mayor contexto y explicación de la ausencia de nitratos.

La dureza y la alcalinidad presentan una correlación negativa muy fuerte, hablandonos de los diferentes origenes del agua ya mencionados en Nichupté y en donde, a mayores alcalinidades por aporte de agua subterránea, menor dureza, y viceversa. Además la alcalinidad tiene una correlación negativa muy alta no solo con la dureza, si no también con los solidos disueltos y la salinidad, demostrando de nuevo que los valores altos de la alcalinidad están relacionados a una

fuente que no es agua de mar, mientras que la dureza presenta correlaciones positivas de casi 1 con la salinidad y el total de solidos disueltos por su origen marino. El sílice presenta una ligera correlación negativa con la DQO y los enterococos fecales (EF), así como una correlación positiva con OD; esta diferencia podría tener su origen de sus resultados altos de estos parámetros (DQO y EF), correlación que sugiere impacto antrópico y avances en la construcción del PVN. El oxígeno no parece seguir este patrón y pareciera tener valores altos asociados a otros factores, como el origen del agua o la reoxigenación por efecto del viento. Los EF presentan una correlación negativa con el pH y el OD; existen estudios que demuestran que las bacterias del grupo *Enterococcus faecalis* tienen una mejor respuesta metabólica ante condiciones sin oxígeno, comportandose como anaerobicas facultativas (Portela et al., 2014), lo que podría hacer que, en condiciones de menor oxigeno disuelto en el agua, las bacterias puedan ser mas resistentes y detectables.

Varios de los parámetros analizados adjudicables a contaminación antrópica indican una correlación entre si, sugiriendo que el agua está influenciada por este impacto, mientras que los parámetros relacionados al origen del agua también muestran correlaciones con ciertos parámetros que los afectan y algunos que podrían ser contaminantes que dependen de ellos.

SEDIMENTOS Y MATRÍZ VEGETAL

En cuanto a los resultados de sedimento y matriz vegetal, de los cuales, se hicieron muestreos inicial y final (agosto 2023 y 2024), se destacan cambios significativos entre los grupos control e impacto en algunos parámetros. El pH en sedimento presentó un descenso en agosto 2024 con respecto a agosto 2023, pasando de una media de 8.35 a 7.19, al mismo tiempo que la materia orgánica (MO), presentó un aumento significativo ($p = 0.00015$), pasando de 17.93% a 39.38%. Esto podría indicar un proceso de acidificación asociado a un aumento de materia orgánica, vinculada a una mayor actividad microbiana que genera ácidos orgánicos como subproductos (Mitsch y Gosselink, 2015). Adicionalmente, los sitios impacto presentan consistentemente mayores porcentajes de materia orgánica que los sitios control en ambos muestreos, sugiriendo un mayor aporte de en estos puntos potencialmente avances de la obra del PVN reflejado como

re-suspensión de sedimentos y aporte de nueva materia orgánica. Aun así, la heterogeneidad

espacial en el aporte de materia orgánica también es evidente, teniendo valores desde 7.52% hasta extremos de más de 50%. Como consecuencia de la acidificación del sedimento, se podría tener una mayor liberación de metales al agua, ya que muchos metales son más estables en pH básicos que ácidos en el sedimento (Gambreel et al., 1991, Zhang et al., 2014) Afectando así de manera negativa a todo el ecosistema (De Lacerda, 1994).

Metales

De los metales estudiados, 12 fueron detectados en al menos un punto. De los cinco metales previamente reportados (Pb, Cd, Fe, Zn, Cr), solo cuatro pudieron ser cuantificados y no presentaron diferencias significativas entre grupos control e impacto, aunque si se observó un aumento en el segundo muestreo (agosto 2024), en donde el más significativo fue el del zinc, pasando de un promedio de 2.5 mg/L en 2023 a 5.75 mg/L en 2024, en donde además hay un aumento en la diferencia de los puntos impacto a los control y presentando su máximo en LN4 2024 con 29.1 mg/L, muy arriba del máximo del muestreo anterior de 4.4 en el mismo punto LN4 en 2023.

De manera similar ocurre con el Fe y el Pb, que presentan un aumento en los puntos impacto con respecto a los controles en 2024, aumento que podría estar relacionado a las obras del PVN al tener en todos los casos los valores más elevados en estos puntos impacto. El Fe, al ser un metal de importancia biológica, no representa riesgo o preocupación, incluso presentando en valores bajos si lo comparamos con otros estudios que analizan Fe en sedimento. Por ejemplo, en diferentes estudios en el Mediterráneo, sus concentraciones varían desde 1.6 hasta 12.1 en % de peso (Hernández-Crespo y Martin, 2015), o en estudios en México que se presentan valores medios de 1.05 % de peso en la laguna El Soldado (Sonora) y 2.76 % de peso en la laguna Lobos en el mismo estado colindando al Golfo de California (González et al., 2018), muy arriba de la media de 0,71% obtenida en este estudio, en donde incluso el valor más grande reportado en sedimento de 1.7% sigue estando por debajo de muchos de estos valores de referencia. Esto podría tener su explicación en el origen del sedimento, el cuál presenta demasiada materia orgánica en su composición y alto contenido de calcio por origen mineral. No obstante, será importante analizar su comportamiento y de haberlo, aumento, ya que los valores altos en algunos sitios podrían adjudicarse en el futuro al tránsito vehicular o degradación de estructuras metálicas. El Zn presenta también bajas concentraciones, aún por debajo del límite de detección en algunos casos, aunque tiene valores mayores en el segundo muestreo (agosto 2024) de hasta

720 mg/kg en LN1 y 1455 mg/kg en LN4, muy por encima de otros reportados en otros estudios en donde se tienen medias de 40 hasta 326 mg/kg. Este elemento tiene una baja toxicidad para el ecosistema, aunque su presencia en lagunas costeras suele estar relacionado al vertido de aguas residuales (De Lacerda, 1994), así como plaguicidas y agentes antimicóticos de la actividad agrícola (Gonzáles et al., 2018).

El Pb y Cd son tóxicos para el ambiente (Solís et al., 2008). El primero fue encontrado en ambos muestreos, con un máximo de 125 mg/kg en LN1 en el segundo muestreo (agosto 2024), seguido de LN6 y LN5, lo que nos podría indicar que el origen podría ser la zona de manglares de zona norte. Por otro lado, el Cd solo fue reportado en el segundo muestreo (agosto 2024), el cual, además de ser tóxico, está relacionado a interacciones de la materia orgánica y a fuentes puntuales, así como su enriquecimiento a actividades urbanas y un mal manejo de residuos (Celis et al., 2022). Los resultados de este metal en los puntos control LN7 y LN8 en cuenca centro podrían tener su explicación en la contaminación que viene por las descargas de agua subterránea, en una temporada que parece presentar una contaminación general en muchos parámetros del agua (elevados EF, nutrientes, DQO, DBO y una alta alcalinidad), no relacionadas a las obras del PVN. Su presencia se relaciona a actividades industriales y en altas concentraciones son causantes de problemas ambientales mayores (De Lacerda, 1994, Bejarano-Ramírez et al., 2017).

En la matriz vegetal, estos metales revelan una distribución diferenciada entre la parte subterránea y aérea dentro de *T. testudinum*. Las concentraciones más altas se obtuvieron en la parte aérea, lo es consistente con otros estudios, concentraciones más altas de metales en las hojas del pasto marino (Solís et al., 2008). La distribución espacial de las concentraciones de metales no pareciera seguir ningún comportamiento descrito antes, presentando valores altos y no detectables en puntos control e impacto y siguiendo únicamente una reducción en los puntos con mayor aporte de agua de mar, lo que nos sugiere que la presencia de metales se relaciona más a procesos ocurriendo en el SLN, derivadas de la escorrentías local de la actividad humana. Los puntos con mayores concentraciones de manera consistente son LN1 y LN4, sitios impacto que podrían estarse viendo afectados por la cercanía con zonas de actividad humana (Malecón Tajamar y boulevard de la Zona Hotelera) o avances de la obra del PVN (Figura). La importancia de la cuantificación de metales en estas matrices recae en que no han sido previamente estudiadas en el SLN, por lo que podrían funcionar como línea base para otras investigaciones,

y en este caso especial se recomienda un seguimiento de los puntos impacto de cuenca norte una vez que esté en funcionamiento el PVN, para identificar potenciales cambios derivados de su funcionamiento y el mayor tránsito de vehículos que son fuente de muchos de estos metales.

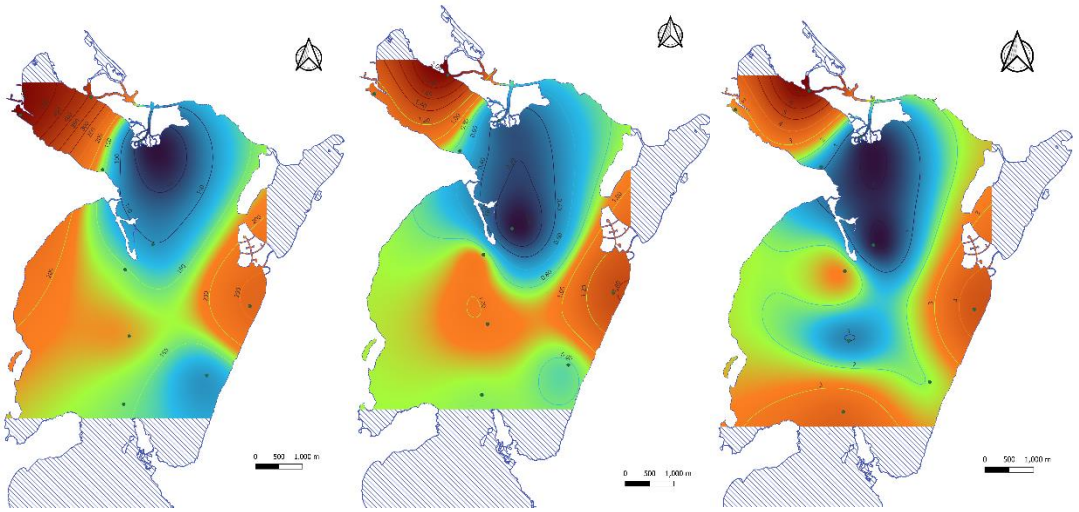


Figura 3.37. Concentraciones de Al, Cr y Zn en agosto 2023.

CAPITULO 4. CONCLUSIONES

- El Sistema Lagunar Nichupté (SLN) presenta una alta heterogeneidad en todas sus matrices en los sitios estudiados. Esto puede deberse a los aportes de agua dulce en un cuerpo principalmente salino. La menor heterogeneidad en una la temporada de seca donde se podría identificar factores ajenos por contaminación o sitios específicos.,
- Los principales cambios observables se presentaron en la cuenca norte, potencialmente atribuible a las obras de construcción del PVN; las cuales presentaron valores altos atípicos a impacto antrópico. Las variables donde se evidenció el aumento fue en los nutrientes y enterococos fecales en agua, el descenso de pH y aumento de MO en sedimento, así como el ligero aumento de metales en sedimento y *Thalassia testudinum.* Algunos sitios presentan una variabilidad natural y potencial contaminación por factores ajenos a la construcción del PVN, en donde las obras se han visto incrementada la variabilidad con respecto al resto del SLN.
- Es posible que la contaminación de todo el SLN esté más relacionada a las descargas de agua subterránea, en contraste como se considera en estudios anteriores que se adjudica más a la actividad turística y zona hotelera. Los grandes florecimientos algales están en gran medida relacionados a estas descargas junto con factores estacionales, por lo que es necesario un mayor estudio a fondo de estas descargas y el origen de su contaminación para evitar una degradación masiva de la calidad del agua y una hipereutrofización.
- El impacto a largo plazo de las obras como el PVN aún es desconocido, la mayor modificación identificada en este estudio se da en las primeras etapas de obra, lo que podría tener su explicación en una re-suspensión de sedimento y movilización del agua por alto flujo de embarcaciones de gran tamaño y maquinaria trabajando en la zona. Se recomiendan estudios que consideren parámetros similares una vez terminada la obra para identificar si estos impactos serán mitigados de manera natural o como podrían cambiar una vez en funcionamiento la obra.

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez-Cadena, J. N., y Segura-Puertas, L. (1997). Zooplankton variability and copepod species assemblages from a tropical coastal lagoon. Gulf and Caribbean Research, 9(4), 345-355.

Bader, A. C., Hussein, H. J., y Jabar, M. T. (2022). BOD: COD Ratio as Indicator for Wastewater and Industrial Water Pollution. Int. J. Spec. Educ, 37(3), 2022.

Bauer-Gottwein, P., Gondwe, B. R., Charvet, G., Marín, L. E., Rebolledo-Vieyra, M., y Merediz-Alonso, G. (2011). the Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. Hydrogeology Journal, 3(19), 507-524.

Bautista, F. (2023). El karst de México. Asociación Mexicana de Estudios Sobre el Karst: Ciudad de México, Mexico.

Bejarano-Ramirez, I., Jurado, J. M., Muñiz-Valencia, R., Alcázar, Á., Ceballos-Magaña, S. G., Olivos-Ortiz, A., y Rangel, O. (2017). Comparative study of As, Cd, Cu, Cr, Mg, Mn, Ni, Pb and Zn concentrations between sediment and water from estuary and port. International Journal of Environmental Science and Technology, 14(6), 1333–1342. doi:10.1007/s13762-016-1235-5

Boyd, C. E. (2019). Water quality: an introduction. Springer Nature.

Burbano-Rosero, Edith. (2022). Colífagos, indicadores virales de riesgo en la gestión del agua, el saneamiento y la seguridad. Revista Investigación en Salud Universidad de Boyacá. 9. 13-26. 10.24267/23897325.1063.

Cabral, A., Bercovich, M. V., y Fonseca, A. (2019). Implications of poor-regulated wastewater treatment systems in the water quality and nutrient fluxes of a subtropical coastal lagoon. Regional Studies in Marine Science, 100672. doi:10.1016/j.rsma.2019.100672

Calderón-Maya, J. R., y Orozco-Hernández, M. E. (2009). Planeación y modelo urbano: el caso de Cancún, Quintana Roo. Quivera Revista de Estudios Territoriales, 11(2), 18-34.

Carbajal, N., Gaviño, J., y Galicia, M. A. (2007). Dynamics and contaminants in the coastal lagoon system of Nichupte-Bojórquez located in the Peninsula of Yucatan, Mexico. In AGU Spring Meeting Abstracts (Vol. 2007, pp. OS33C-03).

Carbajal Pérez, N. 2009. Hidrodinámica y transporte de contaminantes y sedimentos en el Sistema Lagunar de Nichupté-Bojórquez, Quintana Roo. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C. Informe

Celis-Hernandez, O., Giron-Garcia, M. P., Ontiveros-Cuadras, J. F., Canales-Delgadillo, J. C., Pérez-Ceballos, R. Y., Ward, R. D., ... y Merino-Ibarra, M. (2020). Environmental risk of trace elements in mangrove ecosystems: An assessment of natural vs oil and urban inputs. Science of the Total Environment, 730, 138643.

Celis-Hernández, O., Ontiveros-Cuadras, J. F., Ward, R. D., Girón-García, M. P., Pérez-Ceballos, R. Y., Canales-Delgadillo, J. C., ... y Merino-Ibarra, M. (2022). Biogeochemical behaviour of cadmium in sediments and potential biological impact on mangroves under anthropogenic influence: A baseline survey from a protected nature reserve. Marine Pollution Bulletin, 185, 114260.

Cejudo, E., Acosta-González, G., Ortega-Camacho, D., y Ventura-Sanchez, K. (2021). Water quality in natural protected areas in Cancun, Mexico: A historic perspective for decision makers. Regional Studies in Marine Science, 48, 102035.

Chollett, I., Mumby, P. J., Müller-Karger, F. E., y Hu, C. (2012). Physical environments of the Caribbean Sea. Limnology and Oceanography, 57(4), 1233-1244.

COFEPRIS (2019). MANUAL OPERATIVO: MONITOREO DE AGUA DE CONTACTO PRIMARIO EN EL AGUA DE MAR DE PLAYAS Y CUERPOS DE AGUA DULCE. Secretaría de Salud. Gobierno de México.

Comisión Nacional del Agua, CONAGUA (2020). Calidad del agua. SEMARNAT. Extraído de: https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/compendio_2020/dgeiawf.semarnat.gob.mx_8080/approot/dgeia_mce/html/RECUADROS_INT_GLOS/D3_AGUA/D3_AGUA04/D3_R_AGUA05_01.htm

Comisión Nacional del Agua, CONAGUA (2021). Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua 2012-2021, Quintana Roo.

Comisión Nacional del Agua, CONAGUA (2022). Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento edición 2022. México.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (2015). Programa de manejo, Area de protección de flora y fauna manglares de Nichupté. SEMARNAT. Gobierno de México.

Conley, D. J. (2002). Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical silica cycle. Global Biogeochemical Cycles, 16(4), 68-1.

Collado-Vides, L., Gonzalez-Gonzalez, J., y Ezcurra, E. (1995). Patrones de distribución ficoflorística en el sistema lagunar de Nichupté, Quintana Roo, México. Acta Botánica Mexicana, (31), 19-32.

Cravo, A., Fernandes, D., Damião, T., Pereira, C., y Reis, M. P. (2015). Determining the footprint of sewage discharges in a coastal lagoon in South-Western Europe. Marine Pollution Bulletin, 96(1-2), 197–209. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.05.029

Dahiru T. (2008). P - value, a true test of statistical significance? A cautionary note. Annals of Ibadan postgraduate medicine, 6(1), 21–26. https://doi.org/10.4314/aipm.v6i1.64038

De Lacerda, L. D. (1994). Biogeochemistry of heavy metals in coastal lagoons. In Elsevier Oceanography Series (Vol. 60, pp. 221-241). Elsevier.

Dobbs, R. A., y Williams, R. T. (1963). Elimination of Chloride Interference in the Chemical Oxygen Demand Test. Analytical chemistry, 35(8), 1064-1067.

Downing, L. S., y Nerenberg, R. (2008). Effect of bulk liquid BOD concentration on activity and microbial community structure of a nitrifying, membrane-aerated biofilm. Applied Microbiology and Biotechnology, 81(1), 153–162. doi:10.1007/s00253-008-1705-x

EPA. United States Environmental Protection Agency (1996). Method 3052: Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices.

EPA. United States Environmental Protection Agency (1983). EPA 600f4-79f020: Methods for chemical analysis of water an wastes. Washington, DC.

EPA. United States Environmental Protection Agency (2006). Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils

Estrada Medina, H., Jiménez Osornio, J. J., Álvarez Rivera, O., y Barrientos Medina, R. C. (2019). El karst de Yucatán: su origen, morfología y biología. Acta universitaria, 29.

FSIDA. Fondo Sectorial de Investigación y Desarrollo sobre el Agua (2012). Primer informe de validación en campo humedales zona costera norte de Quintana Roo (Sistema Lagunar nichupté). Proyecto 84369 CONACyT-CONAGUA 2011.

González, H. H. V., Lizárraga, J. A. A., Hernández, J. G., Salgado, R. A. M., Savín, T. Z., y Rodríguez, L. C. M. (2018). Calidad de sedimentos asociada a actividades antrópicas en lagunas costeras semiáridas subtropicales de la costa central este del Golfo de California.

González, L. A. (1989). Hidrología y nutrientes de la Laguna Bojórquez (Doctoral dissertation, Tesis de Maestría (Oceanografía. Biológica y Pesquera), UACPyP-CCH. Universidad Nacional Autónoma de México).

Hernández Terrones L., Almazán-Becerril A. Ortega Camacho D., Escobar Morales S., Irola Sansores E.D., Delgado Pech B., (2013). Contaminación en sitios específicos del sistema lagunar Nichupté. Reporte final. Centro de investigación científica de Yucatán, A.C. Unidad de ciencias del agua.

Hernández-Terrones, L., Rebolledo-Vieyra, M., Merino-Ibarra, M., Soto, M., Le-Cossec, A., y Monroy-Ríos, E. (2011). Groundwater pollution in a karstic region (NE Yucatan): baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. Water, Air, y Soil Pollution, 218, 517-528.

Hernández-Crespo, C., y Martín, M. (2015). Determination of background levels and pollution assessment for seven metals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Fe, Mn) in sediments of a Mediterranean coastal lagoon. CATENA, 133, 206–214. doi:10.1016/j.catena.2015.05.013

Herrera-Silveira, J. A. (2006). Lagunas Costeras de Yucatán (SE, México) Investigación, Diagnóstico y Manejo. ECOTROPICOS 19 (2): 94-108 2006, 19(2), 94-108.

INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. (2017). Anuario estadístico y geográfico de Quintana Roo 2017.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2023). Archivo histórico de localidades geoestadísticas. México.

Judd, D R., and Fainstein S., eds (1999). The tourist city. Yale University Press.

Kjerfve, B. (1994). Coastal lagoons. In Elsevier oceanography series (Vol. 60, pp. 1-8). Elsevier.

Martel, A. (2004). Capítulo 1: Aspectos fisicoquímicos de la calidad del agua. VARGAS, L. Tratamiento de agua para consumo humano. CEPIS/OPS.

Medina-Galván, J., Audelo-Naranjo, J. M., y Arreola-Lizárraga, J. A. (2019). Importancia del monitoreo de procesos biogeoquímicos en lagunas costeras: Área Natural Protegida estero El Soldado como estudio de caso. Investigación y Ciencia, 27(77), 12-18.

Méndez Delgado L. A. (1998). Análisis Físico - Químico, Bacteriológico del Agua en el Sistema Lagunar Nichupté, Cancún, Quintana Roo; FONATUR; México.

Merino, M., Czitrom, S., Jordán, E., Martin, E., Thomé, P., y Moreno, O. (1990). Hydrology and rain flushing of the Nichupté lagoon system, Cancún, Mexico. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 30(3), 223-237.

Merino, M., González, A., Reyes, E., Gallegos, M., y Czitrom, S. (1992). Eutrophication in the lagoons of Cancún, México. In Marine Coastal Eutrophication (pp. 861-870). Elsevier.

Meteored (2024). Histórico del clima en Cancún. Extraído de https://www.meteored.mx/cancun/historico

Mitsch, W. J., y Gosselink, J. G. (2015). Wetlands. John Wiley y Sons.

Mora D., Rojas J., González E. y Coto M. (1990). El grupo coliforme: importancia como indicador sanitario en los abastecimientos de agua de consumo humano. Tecnología en marcha. Vol 10, no 1. P68-77.

Larrea-Murrell, J. A., Rojas-Badía, M. M., Romeu-Álvarez, B., Rojas-Hernández, N. M., y 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.

Paytan, A., y McLaughlin, K. (2007). The oceanic phosphorus cycle. Chemical reviews, 107(2), 563-576.

Portela, C. A., Smart, K. F., Tumanov, S., Cook, G. M., y Villas-Bôas, S. G. (2014). Global metabolic response of Enterococcus faecalis to oxygen. Journal of bacteriology, 196(11), 2012-2022.

Purnima D, Siddiqi T.O., Ahmad A., Kumar R., Kumar A. (2012). Restructuring BOD : COD Ratio of Dairy Milk Industrial Wastewaters in BOD Analysis by Formulating a Specific Microbial Seed. The Scientific World Journal, vol. 2012, Article ID 105712, 7 pages, 2012. https://doi.org/10.1100/2012/105712

Ramos Martínez, M. F. y Leco T.C. (2022). El Sector Turístico y su Impacto en el Desarrollo Regional de la Riviera Maya y Cancún.

Reyes, E., y Merino, M. (1991). Diel dissolved oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, well-mixed tropical lagoon (Cancun, Mexico). Estuaries, 14, 372-381.

Rodríguez S.A. (2010). La Dureza del Agua. Facultad Regional Bahía Blanca. Universidad Tecnológica Nacional - U.T.N. Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional – edUTecNe.

Romero-Sierra, P., Rivas, D., Almazán-Becerril, A., y Hernández-Terrones, L. (2018). Hydrochemistry and hydrodynamics of a Mexican Caribbean Lagoon: Nichupté Lagoon System. Estuarine, Coastal and Shelf Science. doi:10.1016/j.ecss.2018.10.012

Romero Sierra M. P. (2016). *Variabilidad hidrodinámica de Sistema Lagunar Nichupté, Quintana Roo.* [Tesis para obtener el grado de maestría]. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C.

Salve, P. R., Maurya, A., Wate, S. R., y Devotta, S. (2008). Chemical Composition of Major Ions in Rainwater. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 80(3), 242–246. doi:10.1007/s00128-007-9353-x

Solís, C., Isaac-Olivé, K., Martínez, A., Lavoisier, E., y Ruiz, Z. (2008). Trace metals in the seagrass Thalassia testudinum from the Mexican Caribbean coast. X-Ray Spectrometry: An International Journal, 37(2), 103-106.

Struyf, E., Smis, A., Van Damme, S., Meire, P., y Conley, D. J. (2009). The global biogeochemical silicon cycle. Silicon, 1, 207-213.

SEDUE (1989), ACUERDO por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Aguas CE-CCA-001/89. Diario Oficial de la Federación.

SEMARNAT Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, CONANP Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (2014). Programa de Manejo de Área de Protección de Flora y Fauna Mangalres de Nichupté. México Gobierno de la república. C.P. 14210, México, D. F.

SCT. Secretaria de Infraestructura, Comunicaciones y Transportes (2022). Resumen Ejecutivo Puente Vehicular Nichupté, manifestación de impacto ambiental modalidad regional.

Smayda TJ (1997) Bloom dynamics: physiology, behavior, trophic effects. Limnol Oceanogr 42:1132–1136

Smith, S.V., Camacho Ibar, V., Herrera Silveira, J., Valdés, D., David, L., et al. (1999). Estimating groundwater flow using multiple conservative tracers. In: S. V. Smith, S. Ibarra-Obando, V.F. Camacho-Ibar (Eds.), Comparison of Carbon, Nitrogen and Phosphorous Fluxes in Coastal Lagoons of Central America, LOICZ Reports y Studies No. 15,. Texel, The Netherlands: LOICZ.

Valdes-Lozano, D. S., Chumacero, M., y Real, E. (2006). Sediment oxygen consumption in a developed coastal lagoon of the Mexican Caribbean. Indian Journal of Marine Sciences, 35(3), 227-234.

Weatherspark (2024). El tiempo durante todo el año en cualquier lugar del mundo. Extraído de: https://es.weatherspark.com/

Zhang, C., Yu, Z. G., Zeng, G. M., Jiang, M., Yang, Z. Z., Cui, F., et al. (2014). Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. Environment international, 73, 270-281.

ANEXOS

Anexo 1 – Resultados de muestreos de agua

Primer muestreo

Llevado a cabo el día 23 de agosto del año 2023, se presentan todos los resultados de los análisis realizados en agua en las siguientes tablas, dividiéndolos por tablas de acuerdo a los obtenidos en campo, iones mayores, nutrientes, fisicoquímicos y bacteriológicos con la finalidad de agruparlos de acuerdo a su interés y similitudes de análisis.

Tabla A.1. Parámetros en campo agosto 2023.

Sitio	*Temp.[°C]*	*pH*	*ORP[mV]*	*EC Abs. [µS/cm]*	*TDS [ppt]*	*Sal.[psu]*
Ln1	31.28	7.88	8.81	56165.63	23.08	32.67
Ln2	31.27	8.13	15.17	59862.81	24.60	35.10
Ln3	31.12	8.16	16.51	57833.08	23.83	33.87
Ln4	32.16	8.13	27.35	59523.33	24.10	34.26
Ln5	31.29	7.86	26.92	61157.81	25.13	35.95
Ln6	31.76	8.02	10.78	60006.97	24.46	34.86
Ln7	31.68	8.17	29.67	57093.94	23.30	33.00
Ln8	31.86	8.16	28.50	58086.00	23.64	33.53
Ln9	31.97	8.13	24.44	60099.00	24.41	34.76
Ln10	31.52	8.13	22.48	57995.24	23.74	33.70

Tabla A.2. Balance iónico agosto 2023.

Sitio	*Cloruros*	*Sulfatos*	*Nitratos*	*Suma*	*Calcio*	*Magnesio*	*Sodio*	*Potasio*	*Suma*	*Balance*
	meq/L	**meq/L**	**meq/L**	**Aniones**	**meq/L**	**meq/L**	**meq/L**	**meq/L**	**cationes**	**iónico**
LN1	516.87	93.44	0.05	791.08	20.17	103.1	459.0	9.68	591.9	-14.40
LN2	554.69	90.94	0.00	857.80	22.39	110.0	481.9	10.17	624.4	-15.74
LN3	535.78	84.52	0.00	798.57	23.68	98.3	427.3	8.96	558.2	-17.71
LN4	504.26	95.51	0.00	838.86	24.66	106.7	470.2	9.86	611.4	-15.69
LN5	485.35	81.40	0.00	820.46	24.18	120.6	529.6	11.08	685.5	-8.96
LN6	472.75	76.53	0.05	839.58	22.05	118.8	538.1	11.30	690.3	-9.76
LN7	397.11	82.86	0.04	739.99	19.44	106.2	476.8	10.11	612.6	-9.42
LN8	460.14	95.25	0.00	656.00	21.52	111.2	500.0	10.49	643.2	-0.99
LN9	516.87	95.73	0.04	743.96	21.47	121.1	541.9	11.37	695.8	-3.34
LN10	504.26	94.76	0.04	698.39	19.00	105.6	472.9	10.02	607.4	-6.96

Tabla A.3. Nutrientes agosto 2023.

Sitio	*NH_4 (mg/L)*	*NO_2 (mg/L)*	*PO_4 (mg/L)*	*SiO_2 (mg/L)*
LN1	0.46	<LDM	<LDM	1.79
LN2	0.08	<LDM	<LDM	0.78
LN3	0.07	<LDM	<LDM	1.06
LN4	0.08	<LDM	<LDM	1.36
LN5	0.05	<LDM	<LDM	1.44
LN6	0.15	<LDM	<LDM	1.09
LN7	0.06	<LDM	<LDM	0.75
LN8	0.10	<LDM	<LDM	1.67
LN9	0.05	<LDM	<LDM	1.12
LN10	0.08	<LDM	<LDM	1.09

Tabla A.4. Fisicoquímicos agosto 2023

Sitio	DBO_5 (mg/L)	DQO (mg/L)	Alcalinidad ($mgCaCO_3/L$)	Dureza ($mgCaCO_3/L$)	SST
LN1	6.38	90	148.07	5920.00	1.05
LN2	6.61	105	135.90	6010.00	1.67
LN3	1.34	125.	139.96	5800.00	0.00
LN4	2.18	145	140.97	6060.00	0.00
LN5	2.23	165	130.83	6120.00	0.00
LN6	1.39	210	143.00	6120.00	0.00
LN7	1.4	170	152.13	5640.00	0.00
LN8	0.64	160	147.06	5960.00	0.00
LN9	0.46	170	141.99	6000.00	0.00
N10	1.93	185	144.02	5800.00	0.00

Tabla A.5. Bacteriológicos agosto 2023.

Sitio	Enterococos (UFC/100 ml)
LN1	235
LN2	29
LN3	49
LN4	47
LN5	28
LN6	54
LN7	5
LN8	16
LN9	20
LN10	9

Segundo muestreo

Llevado a cabo el día 27 de octubre del año 2023, se presentan todos los resultados de los análisis realizados en agua en las siguientes tablas, dividiéndolos por tablas de acuerdo a los obtenidos en campo, iones mayores, nutrientes, fisicoquímicos y bacteriológicos con la finalidad de agruparlos de acuerdo a su interés y similitudes de análisis.

Tabla A.6. Parámetros en campo octubre 2023

Sitio	*Temp.[°C]*	*pH*	*ORP[mV]*	*EC[µS/cm]*	*EC Abs.[µS/cm]*	*TDS [ppt]*	*Sal.[psu]*
Ln1	27.48	8.01	-1.91	44391.67	46486.33	20.42	28.60
Ln2	27.51	8.10	-2.58	47788.61	50070.28	21.98	31.05
Ln3	27.33	8.15	-8.41	44270.00	46228.48	20.36	28.51
Ln4	28.03	8.12	-31.79	48692.31	51496.92	22.40	31.69
Ln5	28.53	8.10	4.18	56167.92	59942.50	25.84	37.20
Ln6	27.68	7.87	18.73	46649.05	49021.90	21.46	30.22
Ln7	27.85	8.18	-9.21	44468.10	46875.24	20.45	28.64
Ln8	27.68	8.20	-11.40	45672.61	48000.43	21.01	29.51
Ln9	27.74	8.07	-15.75	45615.91	47986.82	20.98	29.47
Ln10	27.49	8.13	-25.39	45853.75	48023.44	21.09	29.65

Tabla A.7. Balance iónico octubre 2023

Sitio	***Cloruros***	***Sulfatos***	***Nitratos***	***Suma***	***Calcio***	***Magnesio***	***Sodio***	***Potasio***	***Suma***	***Balance***
	meq/L	**meq/L**	**meq/L**	**Aniones**	**meq/L**	**meq/L**	**meq/L**	**meq/L**	**cationes**	**iónico**
LN1	415.07	53.22	0.00	471.46	21.68	86.3	398.5	8.57	515.0	4.42
LN2	499.66	66.67	0.00	569.30	22.77	97.4	433.2	8.77	562.1	-0.63
LN3	419.65	61.73	0.00	484.04	20.98	84.1	384.5	7.76	497.4	1.36
LN4	508.13	68.30	0.00	579.23	24.43	89.0	403.2	8.13	524.8	-4.93
LN5	584.85	77.00	0.00	663.97	22.58	109.1	506.2	10.04	647.9	-1.23
LN6	491.32	63.81	0.00	557.98	23.07	96.9	431.1	8.88	560.0	0.18
LN7	472.88	58.88	0.00	534.59	22.17	90.7	414.8	8.04	535.7	0.11
LN8	469.35	56.95	0.00	529.17	22.40	92.2	403.0	8.26	525.8	-0.32
LN9	493.61	61.80	0.00	558.20	22.09	92.9	412.2	8.18	535.3	-2.09
LN10	488.53	64.51	0.00	555.87	23.35	92.0	407.0	8.22	530.5	-2.33

Tabla A.8. Nutrientes octubre 2023.

Sitio	NH_4 (mg/L)	NO_2 (mg/L)	PO_4 (mg/L)	SiO_2 (mg/L)
LN1	0.31	<LDM	<LDM	1.40
LN2	0.13	<LDM	<LDM	1.04
LN3	0.06	<LDM	<LDM	1.39
LN4	0.10	<LDM	<LDM	0.56
LN5	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
LN6	0.12	<LDM	<LDM	1.50
LN7	<LDM	<LDM	<LDM	1.12
LN8	<LDM	<LDM	<LDM	1.79
LN9	<LDM	<LDM	<LDM	0.21
LN10	0.14	<LDM	<LDM	1.61

Tabla A.9. Fisicoquímicos octubre 2023

Sitio	DBO_5 (mg/L)	DQO (mg/L)	Alc ($mgCaCO_3/L$)	Dur ($mgCaCO_3/L$)	SST
LN1	9.10	90.00	161.26	5140.00	0.10
LN2	8.60	15.00	151.12	5520.00	0.10
LN3	9.40	130.00	134.89	5000.00	0.00
LN4	9.60	75.00	141.99	5680.00	0.00
LN5	8.10	40.00	107.51	6720.00	0.00
LN6	8.80	90.00	145.03	5600.00	0.00
LN7	9.00	160.00	144.02	5200.00	0.03
LN8	8.80	280.00	146.05	5300.00	0.03
LN9	8.80	215.00	141.99	5240.00	0.05
N10	8.80	170.00	144.02	5340.00	0.00

Tabla A.10. Bacteriológicos octubre 2023

Sitio	*Enterococos (UFC/100 ml)*
LN1	17.00
LN2	29.00
LN3	5.00
LN4	11.00
LN5	1.00
LN6	0.00
LN7	0.00
LN8	0.00
LN9	2.00
LN10	1.00

Tercer muestreo

A continuación, se presentan los resultados del tercer muestreo, llevado a cabo el día 10 de enero del año 2024 en donde se dividen en cinco tablas de acuerdo a los obtenidos en campo, iones mayores, nutrientes, fisicoquímicos y bacteriológicos con la finalidad de agruparlos de acuerdo a su interés y similitudes de análisis.

Tabla A.11. Parámetros en campo enero 2024

Sitio	Temp.[°C]	pH	ORP[mV]	EC[µS/cm]	EC Abs.[µS/cm]	TDS [ppt]	Sal.[psu]
Ln1	25.75	7.84	-13.50	42888.57	43502.38	19.73	27.56
Ln2	25.67	8.03	-18.56	44894.29	45468.57	20.65	29.01
Ln3	25.82	8.06	-14.52	44590.95	45288.10	20.51	28.78
Ln4	25.73	8.05	-15.58	46286.54	46930.38	21.29	30.01
Ln5	26.09	7.78	6.65	53575.24	54686.19	24.64	35.35
Ln6	25.57	7.98	-10.62	44362.50	44846.50	20.40	28.63
Ln7	25.96	8.05	-12.38	39527.04	40245.19	18.18	25.17
Ln8	25.91	8.10	-16.43	40878.46	41585.00	18.80	26.13
Ln9	25.85647	8.115882	19.40294	43101.176	43802.058	19.82352	27.71373
Ln10	25.52	8.00	-15.28	41323.23	41732.90	19.01	26.45

Tabla A.12. Balance iónico enero 2024

Sitio	Cloruros	Sulfatos	Nitratos	Suma	Calcio	Magnesio	Sodio	Potasio	Suma	Balance
	meq/L	meq/L	meq/L	Aniones	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	cationes	iónico
LN1	491.61	66.61	0.00	561.33	21.88	89.1	398.6	8.14	517.7	-4.04
LN2	510.16	70.80	0.00	583.83	21.95	91.8	408.7	8.36	530.7	-4.76
LN3	490.20	65.96	0.00	559.09	22.76	94.2	418.0	8.48	543.4	-1.42
LN4	539.25	69.73	0.00	611.73	20.79	92.1	421.7	8.35	543.0	-5.95
LN5	619.09	84.21	0.00	705.52	24.09	105.9	476.7	9.71	616.4	-6.74
LN6	511.27	68.89	0.00	583.06	21.51	88.2	393.5	8.24	511.5	-6.54
LN7	436.46	57.44	0.00	497.03	20.69	80.5	353.8	7.09	462.1	-3.65
LN8	448.89	59.24	0.00	511.16	20.54	82.9	363.9	7.32	474.7	-3.70
LN9	476.69	63.05	0.00	542.74	20.85	86.1	378.6	7.82	493.4	-4.76
LN10	453.86	60.49	0.00	517.42	21.02	84.1	371.6	7.51	484.3	-3.31

Tabla A.13. Nutrientes enero 2024.

Sitio	NH_4 (mg/L)	NO_2 (mg/L)	PO_4 (mg/L)	SiO_2 (mg/L)
LN1	1.060	0.009	<LDM	0.746
LN2	0.400	0.009	<LDM	0.116
LN3	0.190	0.010	<LDM	0.169
LN4	0.111	<LDM	<LDM	0.054
LN5	0.163	<LDM	<LDM	<LDM
LN6	0.089	0.005	<LDM	<LDM
LN7	0.157	<LDM	<LDM	0.248
LN8	0.051	<LDM	<LDM	<LDM
LN9	0.079	<LDM	<LDM	0.091
LN10	0.082	<LDM	<LDM	0.029

Tabla A.14. Fisicoquímicos enero 2024

Sitio	DBO_5 (mg/L)	DQO (mg/L)	Alc ($mgCaCO_3/L$)	Dur ($mgCaCO_3/L$)	SST
LN1	2.60	690.000	158.216	5140.00	0.000
LN2	1.60	715.000	146.045	5320.00	0.000
LN3	2.90	845.000	149.088	5120.00	0.000
LN4	2.60	815.000	139.960	5480.00	0.000
LN5	1.40	930.000	112.577	6180.00	0.100
LN6	2.00	35.000	147.059	5200.00	0.000
LN7	2.30	45.000	159.230	4500.00	0.000
LN8	2.10	115.000	154.159	4800.00	0.000
LN9	1.70	200.000	152.130	4920.00	0.000
N10	3.10	80.000	156.187	4820.00	0.000

Tabla A.15. Bacteriológicos enero 2024

Sitio	Enterocos (UFC/100 ml)
LN1	70
LN2	37
LN3	24
LN4	507
LN5	87
LN6	55
LN7	7
LN8	12
LN9	38
LN10	58

Cuarto muestreo

A continuación, se presentan los resultados del cuarto muestreo, llevado a cabo el día 20 de marzo del año 2024 en donde se dividen en cinco tablas de acuerdo a los obtenidos en campo, iones mayores, nutrientes, fisicoquímicos y bacteriológicos con la finalidad de agruparlos de acuerdo a su interés y similitudes de análisis.

Tabla A.16. Parámetros en campo marzo 2024.

Sitio	Temp.[°C]	pH	ORP[mV]	EC[µS/cm]	EC Abs.[µS/cm]	TDS [ppt]	Sal.[psu]
Ln1	28.50	7.77	-22.98	42530.48	43610.00	19.56	27.29
Ln2	28.20	8.11	-34.88	46906.00	47461.50	21.57	30.46
Ln3	28.07	8.22	-46.37	49437.27	50374.09	22.74	32.30
Ln4	28.59	8.21	-45.08	50370.48	50754.29	23.17	33.00
Ln5	27.90	7.87	-17.76	53855.50	53830.00	24.77	35.59
Ln6	28.88	8.07	-3.24	49134.50	49911.50	22.60	32.08
Ln7	28.76	8.25	-46.66	48968.00	50175.50	22.52	31.95
Ln8	28.65	8.24	-47.94	48048.50	48716.00	22.10	31.29
Ln9	28.37	8.24	-49.93	45771.74	46283.04	21.05	29.64
Ln10	28.71	8.23	-48.26	49670.95	50293.81	22.85	32.48

Tabla A.17. Balance iónico marzo 2024.

Sitio	*Cloruros*	*Sulfatos*	*Nitratos*	*Suma*	*Calcio*	*Magnesio*	*Sodio*	*Potasio*	*Suma*	*Balance*
	meq/L	**meq/L**	**meq/L**	**Aniones**	**meq/L**	**meq/L**	**meq/L**	**meq/L**	**cationes**	**iónico**
LN1	464.94	62.13	0.00	530.33	18.17	82.1	373.2	7.35	480.8	-4.90
LN2	491.06	53.77	0.00	547.83	19.55	90.9	409.4	8.18	528.1	-1.84
LN3	508.01	53.78	0.00	564.42	19.97	95.9	434.2	8.63	558.7	-0.51
LN4	541.83	49.78	0.00	594.16	19.98	98.0	438.9	8.68	565.5	-2.47
LN5	600.99	82.19	0.00	685.49	20.96	105.3	475.3	9.44	611.0	-5.74
LN6	551.48	74.94	0.00	629.06	20.12	94.9	428.8	8.45	552.3	-6.49
LN7	552.49	77.11	0.00	632.23	19.71	95.4	426.2	8.40	549.7	-6.98
LN8	541.89	66.73	0.00	611.32	19.27	89.8	407.8	8.00	524.9	-7.61
LN9	516.32	65.88	0.00	585.08	21.15	100.2	449.9	9.00	580.2	-0.42
LN10	562.46	79.06	0.00	644.15	20.35	97.0	438.0	8.81	564.2	-6.62

Tabla A.18. Nutrientes marzo 2024.

Sitio	NH_4 (mg/L)	NO_2 (mg/L)	PO_4 (mg/L)	SiO_2 (mg/L)
LN1	1.704	0.011	<LDM	1.757
LN2	0.534	0.006	<LDM	0.846
LN3	0.079	<LDM	<LDM	0.456
LN4	0.080	<LDM	<LDM	0.625
LN5	0.110	0.003	<LDM	<LDM
LN6	0.127	0.006	<LDM	0.506
LN7	0.109	<LDM	<LDM	0.706
LN8	0.120	<LDM	<LDM	1.069
LN9	<LDM	<LDM	<LDM	0.986
LN10	<LDM	<LDM	<LDM	0.948

Tabla A.19. Fisicoquímicos marzo 2024.

Sitio	DBO_5 (mg/L)	DQO (mg/L)	Alc ($mgCaCO_3/L$)	Dur ($mgCaCO_3/L$)	SST
LN1	2.90	156.000	163.287	5100.00	0.222
LN2	2.90	360.000	150.102	5680.00	0.100
LN3	3.70	504.000	131.846	5880.00	0.105
LN4	4.30	344.000	127.790	6120.00	0.100
LN5	2.90	496.000	115.619	6540.00	0.000
LN6	4.90	288.000	132.861	6260.00	0.000
LN7	3.70	184.000	131.846	6140.00	0.000
LN8	4.60	80.000	134.889	5920.00	0.000
LN9	3.50	38.000	144.017	5660.00	0.000
N10	4.50	279.000	131.846	6020.00	0.000

Tabla A.20. Bacteriológicos marzo 2024.

Sitio	Enterocos (UFC/100 ml)
LN1	96
LN2	19
LN3	12
LN4	58
LN5	53
LN6	27
LN7	0
LN8	0
LN9	2
LN10	3

Quinto muestreo

A continuación, se presentan los resultados del quinto muestreo, llevado a cabo el día 29 de mayo del año 2024, en donde se dividen en cuatro tablas, una tabla los obtenidos en campo, en otra los de la composición biogeoquímica de iones mayores, otra de los nutrientes cuantificados y el resto de parámetros en otra cuarta tabla.

Tabla A.21. Parámetros en campo mayo 2024.

Sitio	Temp.[°C]	pH	ORP[mV]	EC[µS/cm]	EC Abs.[µS/cm]	TDS [ppt]	Sal.[psu]
Ln1	30.88	7.98	-19.52	47192.00	52464.50	21.71	30.51
Ln2	30.97	8.13	-17.08	50928.00	56704.50	23.42	33.23
Ln3	31.70	8.17	-12.47	51431.00	57981.00	23.66	33.57
Ln4	31.98	8.20	-6.79	53588.10	60700.95	24.65	35.15
Ln5	30.88	7.97	-6.75	52285.50	58128.50	24.05	34.23
Ln6	31.27	7.99	-12.65	47214.50	52838.00	21.72	30.51
Ln7	31.52	8.18	-1.25	50284.00	56515.50	23.13	32.73
Ln8	32.22	8.18	-7.16	53102.38	60390.48	24.42	34.78
Ln9	32.22	8.18	-7.16	53102.38	60390.48	24.42	34.78
Ln10	31.95	8.21	-11.96	54230.00	61389.00	24.94	35.62

Tabla A.22. Balance iónico mayo 2024.

Sitio	*Cloruros*	*Sulfatos*	*Nitratos*	*Suma*	*Calcio*	*Magnesio*	*Sodio*	*Potasio*	*Suma*	*Balance*
	meq/L	**meq/L**	**meq/L**	**Aniones**	**meq/L**	**meq/L**	**meq/L**	**meq/L**	**cationes**	**iónico**
LN1	561.68	67.59	0.00	632.52	27.78	93.3	442.8	8.64	572.5	-4.98
LN2	585.64	70.34	0.00	658.69	23.27	100.4	456.8	9.22	589.7	-5.53
LN3	576.15	67.18	0.00	646.09	22.25	106.3	484.3	9.65	622.5	-1.86
LN4	596.42	68.15	0.00	667.29	25.04	114.5	521.5	10.32	671.3	0.30
LN5	650.82	65.48	0.00	719.22	24.88	110.8	503.8	9.95	649.4	-5.10
LN6	574.97	73.45	0.00	651.82	21.10	93.7	423.6	8.37	546.8	-8.77
LN7	630.64	87.95	0.00	721.70	22.98	103.0	465.0	9.22	600.2	-9.19
LN8	662.68	91.25	0.00	756.81	24.63	110.7	504.6	10.02	649.9	-7.60
LN9	684.67	89.59	0.00	777.05	23.28	115.6	530.5	10.58	680.0	-6.66
LN10	677.71	81.29	0.00	761.69	23.83	112.9	515.6	10.37	662.7	-6.95

Tabla A.23. Nutrientes mayo 2024.

Sitio	NH_4 (mg/L)	NO_2 (mg/L)	PO_4 (mg/L)	SiO_2 (mg/L)
LN1	2.920	0.019	0.256	1.781
LN2	0.079	<LDM	<LDM	0.579
LN3	2.163	<LDM	0.107	0.948
LN4	0.054	<LDM	0.005	0.568
LN5	0.616	<LDM	<LDM	0.149
LN6	0.825	0.019	<LDM	3.188
LN7	17.898	<LDM	0.137	0.848
LN8	0.13	<LDM	<LDM	0.739
LN9	0.052	<LDM	<LDM	0.499
LN10	1.190	<LDM	<LDM	0.606

Tabla A.24. Fisicoquímicos mayo 2024.

Sitio	DBO_5 (mg/L)	DQO (mg/L)	Alc ($mgCaCO_3/L$)	Dur ($mgCaCO_3/L$)	SST
LN1	5.800	278.000	165.315	5600.000	0.000
LN2	6.800	486.000	137.932	5720.000	0.000
LN3	6.000	448.000	139.960	6080.000	0.000
LN4	7.000	548.000	137.932	5880.000	0.000
LN5	7.400	584.000	148.074	6160.000	0.000
LN6	7.500	482.000	172.415	5680.000	0.000
LN7	7.500	550.000	158.216	6040.000	0.000
LN8	7.500	548.000	146.045	6700.000	0.000
LN9	7.900	604.000	141.988	6800.000	0.000
N10	7.200	558.000	136.917	6480.000	0.000

Tabla A.25. Bacteriológicos mayo 2024.

Sitio	*Enterocos (UFC/100 ml)*
LN1	10
LN2	6
LN3	1
LN4	112
LN5	42
LN6	2
LN7	3
LN8	2
LN9	3
LN10	0

Sexto muestreo

A continuación, se presentan los resultados del sexto muestreo, llevado a cabo el día 7 de agosto del año 2024, en donde se dividen en cuatro tablas, una tabla los obtenidos en campo, en otra los de la composición biogeoquímica de iones mayores, otra de los nutrientes cuantificados y el resto de parámetros en otra cuarta tabla.

Tabla A.26. Parámetros en campo agosto 2024.

Sitio	**Temp.[°C]**	**pH**	**ORP[mV]**	**EC[µS/cm]**	**EC Abs.[µS/cm]**	**TDS [ppt]**	**Sal.[psu]**
Ln1	32.65	8.01	40.04	44620.50	51102.50	20.52	28.59
Ln2	32.06	8.12	38.93	44063.48	49974.35	20.27	28.21
Ln3	32.36	8.26	37.71	44632.73	50877.27	20.53	28.61
Ln4	31.73	8.29	29.69	41506.19	46811.90	19.09	26.40
Ln5	31.47	7.87	50.06	46057.62	51714.76	21.18	29.66
Ln6	32.22	8.17	41.64	45119.52	51308.57	20.75	28.96
Ln7	32.66	8.25	35.03	38469.52	44067.14	17.69	24.23
Ln8	32.48	8.25	33.77	38464.29	43930.95	17.69	24.23
Ln9	32.49	8.27	32.91	39472.50	45092.50	18.16	24.94
Ln10	32.08	8.29	34.04	39786.11	45135.56	18.30	25.17

Tabla A.27. Balance iónico agosto 2024.

Sitio	*Cloruros*	*Sulfatos*	*Nitratos*	*Suma*	*Calcio*	*Magnesio*	*Sodio*	*Potasio*	*Suma*	*Balance*
	meq/L	**meq/L**	**meq/L**	**Aniones**	**meq/L**	**meq/L**	**meq/L**	**meq/L**	**cationes**	**iónico**
LN1	468.62	62.47	0.00	533.71	19.67	79.3	373.6	7.04	479.5	-5.35
LN2	476.90	75.19	0.00	554.59	20.08	81.3	381.0	7.19	489.6	-6.22
LN3	470.29	66.01	0.00	538.73	19.35	77.4	368.7	7.10	472.6	-6.54
LN4	485.66	64.81	0.00	553.00	19.57	75.8	356.5	6.77	458.6	-9.33
LN5	500.79	76.56	0.00	579.85	19.61	79.5	373.7	7.27	480.0	-9.42
LN6	505.51	80.36	0.00	588.23	20.08	81.1	377.6	7.06	485.9	-9.53
LN7	398.50	59.54	0.00	460.76	17.80	67.1	361.4	5.83	452.1	-0.95

LN8	400.23	64.72	0.00	467.67	18.24	64.5	350.3	5.50	438.6	-3.21
LN9	415.01	57.68	0.00	475.71	17.31	59.9	330.9	5.15	413.2	-7.03
LN10	422.18	62.55	0.00	487.38	18.35	69.1	370.8	6.01	464.3	-2.42

Tabla A.28. Nutrientes agosto 2024.

Sitio	NH_4 (mg/L)	NO_2 (mg/L)	PO_4 (mg/L)	SiO_2 (mg/L)
LN1	0.952	<LDM	<LDM	0.85
LN2	0.567	<LDM	<LDM	0.42
LN3	0.062	<LDM	<LDM	0.18
LN4	0.096	<LDM	<LDM	0.36
LN5	0.086	<LDM	<LDM	0.12
LN6	0.204	<LDM	<LDM	0.45
LN7	0.036	<LDM	<LDM	0.47
LN8	0.152	<LDM	<LDM	0.09
LN9	0.165	<LDM	<LDM	0.37
LN10	0.111	<LDM	<LDM	0.31

Tabla A.29. Fisicoquímicos agosto 2024.

Sitio	DBO_5(mg/L)	DQO (mg/L)	Alc ($mgCaCO_3$/L)	Dur ($mgCaCO_3$/L)	SST
LN1	5.90	543.55	162.27	5120.00	0.10
LN2	5.10	539.56	152.13	5180.00	0.00
LN3	5.10	583.14	148.07	5260.00	0.00
LN4	5.10	600.36	155.17	4800.00	0.10
LN5	5.30	590.76	151.12	5440.00	0.00
LN6	5.70	600.78	144.02	5280.00	0.00
LN7	4.70	574.61	166.33	4480.00	0.00
LN8	4.80	570.67	166.33	4440.00	0.00
LN9	5.20	514.34	185.60	4100.00	0.00
N10	5.50	569.25	162.27	4620.00	0.00

Tabla A.30. Bacteriológicos agosto 2024.

Sitio	Enterocos (UFC/100 ml)
LN1	414.00
LN2	534.00
LN3	334.00
LN4	254.00
LN5	628.00
LN6	36.00
LN7	3.00
LN8	2.00
LN9	334.00
LN10	481.00

Anexo 2 – Análisis estadísticos

VALORES P DE PRUEBA MANN-WHITNEY

Agua

Tabla A.31. P valor Mann-Whitney agua.

Muestreo	NO_2	NO_3	NH_4	PO_4	SIO_2	NT	ALK	DU	DBO	DQO	EF	SST	T
1		0.36	0.12		1.00		1.00	0.42	0.18	0.49	0.07	0.03	0.38
2			0.06		0.67	0.70	0.04	1.00	0.49	0.17	0.35	0.22	0.27
3	0.23		0.04		0.75	0.51	0.48	0.11	0.91	1.00	0.26	0.54	0.11
4	0.05		0.07		0.91	0.24	0.33	0.76	1.00	0.76	0.04	0.15	0.76
5	0.18		0.31	0.35	0.22	0.69	1.00	0.02	0.06	0.02	0.60		0.35
6			0.31		0.31	0.17	0.07	0.15	0.53	0.55	0.92	0.18	0.69

Tabla A.32. P valor Mann-Whitney agua tabla 2.

Muestreo	TDS	CE	Sal	pH	Redox	OD	Ca (	Mg	Na	K	Cl	SO4
1	0.83	0.83	0.83	0.38	0.02	0.02	1.00	1.00	1.00	1.00	0.42	0.38
2	1.00	1.00	1.00	0.03	0.07	0.38	1.00	0.67	0.67	0.12	0.83	0.83
3	0.35	0.35	0.35	0.35	1.00	0.35	0.76	0.48	0.35	0.48	0.11	0.11
4	0.61	0.61	0.61	0.07	0.07	0.48	0.35	0.26	0.35	0.26	0.17	0.11
5	0.22	0.22	0.22	0.42	0.06	0.84	0.84	0.15	0.15	0.15	0.01	0.15
6	0.15	0.15	0.15	0.84	0.55	0.02	0.03	0.06	0.22	0.15	0.10	0.22

Sedimento fisicoquímicos

Tabla A.33. P valor fisicoquímicos.

Muestreo	MO	pH	CE
1	0.22	0.10	0.80
2	0.15	0.42	0.69

Sedimento metales

Tabla A.34. P valor Mann-Whitney sedimento.

Muestreo	Al	Ba	Pb	Br	Cr	Cd	Co	Fe	Cu	Li	Mn	Mo	Ni	Ti	As	Zn
1	0.15	0.69	1.00	0.18	0.55			0.69		0.15	0.42	0.80			0.18	0.69
2	0.21	0.04	0.72	0.69	0.69	0.18		0.55		0.46		0.07			0.83	0.22

Planta Aéreo metales

Tabla A.35. P valor Mann-Whitney Hoja.

Muestreo	Al	Ba	Pb	Br	Cr	Cd	Co	Fe	Cu	Li	Mn	Mo	Ni	Ti	As	Zn
1	0.86	0.39	0.27	0.40	0.06	0.11		0.63		0.86	0.86	0.20	1.00		0.85	0.86
2	1.00		0.24	0.06		0.70		0.86		0.39	0.72	0.85	1.00		0.39	0.23

Planta subterráneo metales

Tabla A.36. P valor Mann-Whitney raíz.

Muestreo	Al	Ba	Pb	Br	Cr	Cd	Co	Fe	Cu	Li	Mn	Mo	Ni	Ti	As	Zn
1	1.00		0.28	0.86	0.24	0.20		0.40		0.05		0.11			0.20	0.63
2	0.86		0.86	0.06	0.04			0.40				0.12			0.56	0.23

KRUSKAL WALLIS POR PARÁMETROS AGUA

Tabla A.37. P valor Kruskall Wallis agua.

Parámetro	P_value	Parámetro	P_value
NO_2	0.02459831	TDS	8.59E-07
NO_3	2.65E-07	CE	8.59E-07
NH_4	0.36236211	SAL	7.41E-07
PO_4	0.00079604	pH	0.00994484
SiO_2	1.44E-05	OR	4.88E-09
NT	0.00016626	OD	7.09E-07
ALK	0.00214772	Ca	2.72E-07
DUR	2.17E-06	Mg	2.03E-08
DBO5	1.23E-10	Na	6.62E-08
DQO	3.36E-05	K	1.83E-08
EF	0.0002441	Cl	5.04E-06
SS	0.14193375	SO4	3.46E-05
T	3.36E-10		

SEDIMENTO FISICOQUÍMICOS

Tabla A.38. P valor Kruskall Wallis sedimento.

Parámetro	P valor
MO	0.00015
CE	0.00015
pH	0.1048