

**AUTORIZACIÓN DE LOS AUTORES PARA LA CONSULTA, LA
REPRODUCCIÓN PARCIAL O TOTAL, Y PUBLICACIÓN ELECTRÓNICA DEL
TEXTO COMPLETO**

Puerto Colombia, **04 de abril de 2022**

Señores

DEPARTAMENTO DE BIBLIOTECAS

Universidad del Atlántico

Barranquilla

Asunto: Autorización Trabajo de Grado

Cordial saludo,

Yo, **ORNEIS ORLANDO OSPINO MARTINEZ.**, identificado(a) con **C.C. No. 1045732306** de **BARRANQUILLA**, autor(a) del trabajo de grado titulado **COLIFORMES TOTALES COMO INDICADORES DE CONTAMINACIÓN EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN, ATLÁNTICO-COLOMBIA.** presentado y aprobado en el año **2022** como requisito para optar al título Profesional de **BIOLOGO.**; autorizo al Departamento de Bibliotecas de la Universidad del Atlántico para que, con fines académicos, la producción académica, literaria, intelectual de la Universidad del Atlántico sea divulgada a nivel nacional e internacional a través de la visibilidad de su contenido de la siguiente manera:

- Los usuarios del Departamento de Bibliotecas de la Universidad del Atlántico pueden consultar el contenido de este trabajo de grado en la página Web institucional, en el Repositorio Digital y en las redes de información del país y del exterior, con las cuales tenga convenio la Universidad del Atlántico.
- Permitir consulta, reproducción y citación a los usuarios interesados en el contenido de este trabajo, para todos los usos que tengan finalidad académica, ya sea en formato CD-ROM o digital desde Internet, Intranet, etc., y en general para cualquier formato conocido o por conocer.

Esto de conformidad con lo establecido en el artículo 30 de la Ley 23 de 1982 y el artículo 11 de la Decisión Andina 351 de 1993, "Los derechos morales sobre el trabajo son propiedad de los autores", los cuales son irrenunciables, imprescriptibles, inembargables e inalienables.

Atentamente,



ORNEIS ORLANDO OSPINO MARTINEZ.

C.C. No. 1045732306 de BARRANQUILLA

DECLARACIÓN DE AUSENCIA DE PLAGIO EN TRABAJO ACADÉMICO PARA GRADO


Este documento debe ser diligenciado de manera clara y completa, sin tachaduras o enmendaduras y las firmas consignadas deben corresponder al (los) autor (es) identificado en el mismo.

Puerto Colombia, **04 de abril de 2022**

Una vez obtenido el visto bueno del director del trabajo y los evaluadores, presento al **Departamento de Bibliotecas** el resultado académico de mi formación profesional o posgradual. Asimismo, declaro y entiendo lo siguiente:

- El trabajo académico es original y se realizó sin violar o usurpar derechos de autor de terceros, en consecuencia, la obra es de mi exclusiva autoría y detento la titularidad sobre la misma.
- Asumo total responsabilidad por el contenido del trabajo académico.
- Eximo a la Universidad del Atlántico, quien actúa como un tercero de buena fe, contra cualquier daño o perjuicio originado en la reclamación de los derechos de este documento, por parte de terceros.
- Las fuentes citadas han sido debidamente referenciadas en el mismo.
- El (los) autor (es) declara (n) que conoce (n) lo consignado en el trabajo académico debido a que contribuyeron en su elaboración y aprobaron esta versión adjunta.

Título del trabajo académico:	COLIFORMES TOTALES COMO INDICADORES DE CONTAMINACIÓN EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN, ATLÁNTICO-COLOMBIA.
Programa académico:	BIOLOGIA

Firma de Autor 1:							
Nombres y Apellidos:	Orneis Orlando Ospino Martínez						
Documento de Identificación:	CC	X	CE		PA	Número:	1045732306
Nacionalidad:	COLOMBIANO				Lugar de residencia:	SOLEDAD-ATLANTICO	
Dirección de residencia:	CARRERA 15F #60B-03						
Teléfono:	3057879081			Celular:	3057879081		

FORMULARIO DESCRIPTIVO DEL TRABAJO DE GRADO

TÍTULO COMPLETO DEL TRABAJO DE GRADO	COLIFORMES TOTALES COMO INDICADORES DE CONTAMINACIÓN EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN, ATLÁNTICO-COLOMBIA.
AUTOR(A) (ES)	ORNEIS ORLANDO OSPINO MARTINEZ
DIRECTOR (A)	IVAN MARTÍN LEÓN LUNA
CO-DIRECTOR (A)	
JURADOS	ANA DE LA PARRA GUERRA ARACELLY CASELLES OSORIO
TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE	BIOLOGO
PROGRAMA	BIOLOGÍA
PREGRADO / POSTGRADO	PREGRADO
FACULTAD	CIENCIAS BÁSICAS
SEDE INSTITUCIONAL	SEDE NORTE
AÑO DE PRESENTACIÓN DEL TRABAJO DE GRADO	2022
NÚMERO DE PÁGINAS	97
TIPO DE ILUSTRACIONES	Mapas, tablas, gráficos y fotografías.
MATERIAL ANEXO (VÍDEO, AUDIO, MULTIMEDIA O PRODUCCIÓN ELECTRÓNICA)	NO APLICA
PREMIO O RECONOCIMIENTO	No Aplica



**COLIFORMES TOTALES COMO
INDICADORES DE CONTAMINACIÓN EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN,
ATLÁNTICO-COLOMBIA**



ORNEIS ORLANDO OSPINO MARTINEZ

**INFORME FINAL COMO REQUISITO PARCIAL PARA OPTAR EL TÍTULO DE
BIÓLOGO**

**UNIVERSIDAD DEL ATLÁNTICO
FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS
PROGRAMA DE BIOLOGÍA
PUERTO COLOMBIA
2022**



**COLIFORMES TOTALES COMO
INDICADORES DE CONTAMINACIÓN EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN,
ATLÁNTICO-COLOMBIA**



ORNEIS ORLANDO OSPINO MARTINEZ

**SEMILLERO DE ESTUDIOS MARINOS COSTEROS (SEMARCO). UNIVERSIDAD
DEL ATLÁNTICO
INFORME FINAL COMO REQUISITO PARCIAL PARA OPTAR EL TÍTULO DE
BIÓLOGO**

**Director:
IVAN MARTÍN LEON LUNA PhD.**

**UNIVERSIDAD DEL ATLÁNTICO
FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS
PROGRAMA DE BIOLOGÍA
PUERTO COLOMBIA
2022**

NOTA DE ACEPTACION

DIRECTOR(A)

JURADO(A)S

DEDICATORIA

Quiero dedicar este trabajo a mis padres Orneis Ospino y Elena Martínez por brindarme todo su apoyo, paciencia, amor y por creer en mí.

AGRADECIMIENTOS

A mi madre por todo el apoyo moral y financiero durante mi pregrado.

A mi profesor Iván León Luna por todas sus enseñanzas y valiosos aportes para este trabajo.

A mi profesora Karina Castellanos por toda su colaboración material, intelectual y económica.

A todos los profesores que me enseñaron durante mi proceso formativo en la Universidad del Atlántico.

A mis colegas de profesión y amigos Miguel Ángel Stand y Anny Gonzales por su enorme colaboración para la recolección de datos y análisis de los resultados

A mis amigos y amigas por todo su apoyo a lo largo de la carrera.

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN.....	15
2. MARCO DE REFERENCIA.....	16
2.1. <i>Coliformes como indicadores de calidad de agua</i>	16
2.2 <i>Coliformes como agentes de estudio</i>	17
2.3 <i>Estado ecológico de la Ciénaga de Mallorca</i>	18
3. MARCO TEÓRICO.....	19
3.1. <i>Bacterias coliformes</i>	19
3.2 <i>Análisis microbiológico y bioindicadores de contaminación del agua.</i>	19
3.3 <i>Índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO)</i>	20
3.4 <i>Laguna costera estuarina</i>	22
4. OBJETIVOS	23
4.1. <i>Objetivo general</i>	23
4.2. <i>Objetivos específicos</i>	23
5. MATERIAL Y MÉTODOS.....	24
5.1 <i>Área de estudio</i>	24
5.1.2 <i>Generalidades Ciénaga de Mallorca</i>	25
5.1.3 <i>Estaciones de muestreo</i>	26
5.2 <i>Procedimiento de campo</i>	27
5.3 <i>Procedimiento de laboratorio</i>	28
5.4 <i>Tratamiento de datos</i>	28
6. RESULTADOS	30
6.1 FACTORES FÍSICO-QUÍMICOS, <i>In Situ</i>	30
6.1.1 <i>Profundidad (m)</i>	30

6.1.2 <i>Temperatura (°C)</i>	32
6.1.3 <i>Salinidad (PSU)</i>	34
6.1.4 <i>pH</i>	36
6.1.5 <i>Oxígeno disuelto (mgL-1)</i>	38
6.1.6 <i>porcentaje de saturación de oxígeno</i>	40
6.1.7 <i>Conductividad (S/m)</i>	42
6.1.8 <i>Transparencia (cm)</i>	44
6.2 FACTORES FÍSICO-QUÍMICOS, Ex Situ	46
6.2.1 <i>Solidos suspendidos totales SST (mg/L)</i>	46
6.2.2 <i>Turbidez (NTU)</i>	48
6.2.3 <i>Demanda biológica de Oxígeno (mgO₂/L)</i>	49
6.2.5 <i>Nitratos (mg/L)</i>	52
6.2.4 <i>Nitritos (mg/L)</i>	54
6.2.6 <i>Ortofosfatos (mg/L)</i>	56
6.2.7 <i>Coliformes totales (NMP)</i>	58
6.3 INDICE DE CONTAMINACION POR MATERIA ORGANICA (ICOMO)	61
7. DISCUSIÓN	64
7.1 <i>variaciones de los Factores fisicoquímicos In-Situ</i>	64
7.1.1 <i>Variación de la profundidad</i>	64
7.1.2 <i>Variación de la temperatura</i>	65
7.1.3 <i>Variación de la salinidad</i>	65
7.1.4 <i>Variación del pH</i>	66

<i>7.1.5 Variación del Oxígeno disuelto</i>	66
<i>7.1.7 Variación de la conductividad</i>	67
<i>7.1.8 Variación de la transparencia</i>	68
<i>7.2 Variación de los Factores fisicoquímicos y biológicos Ex-Situ</i>	69
<i>7.2.1 Variación de los Sólidos Suspendidos Totales (SST)</i>	69
<i>7.2.2 Variación de la turbidez</i>	69
<i>7.2.3 Variación de la demanda biológica de oxígeno</i>	70
<i>7.2.4 Variación de los nitratos</i>	71
<i>7.2.5 Variación de los nitritos</i>	72
<i>7.2.6 Variación de los Fosfatos</i>	72
<i>7.2.7 Variación de los coliformes totales</i>	73
7.3 Comportamiento histórico de algunos parámetros fisicoquímicos a través del tiempo	74
7.4 Análisis de Correlación de Spearman y análisis de componentes principales	77
7.5 Análisis del comportamiento del índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO) para la CM	81
8. CONCLUSIONES	82
9. RECOMENDACIONES	83
10. LITERATURA CITADA	84
ANEXOS	92

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Escala de valores del índice ICOMO.....	21
Tabla 2. Valores mínimos y máximos (entre paréntesis), media y desviación estándar de los parámetros fisicoquímicos del agua superficial en la CM. DS= Desviación estándar.....	60
Tabla 3. Valores del ICOMO obtenidos a partir del programa ICATEST 1.0 V para cada estación y temporalidad muestreados. * Color azul (ninguna contaminación) *Color verde (poca contaminación) * Color amarillo (contaminación media) * color naranja (alta contaminación) * Color rojo (muy alta contaminación).....	62
Tabla 4. Datos comparativos de algunos parámetros físicos químicos (T °C, Salinidad, OD, pH) y elementos nutritivos (Nitratos NO ₃ , Fosfatos PO ₄) datados de múltiples estudios efectuados en diferentes épocas, en el agua superficial en la CM. Tomado por Pino (2005) y este trabajo.	76
Tabla 5. Coeficiente de correlación de Spearman (valores), el (*) significa que la correlación es significativa en el nivel 0,05 (bilateral) y (**) significa que la correlación es significativa en el nivel 0,01 (bilateral).....	77
Tabla 6. Objetivos de calidad para el quinquenio 2011- 2020 para las cuencas y tramos calificados como clase I en la matriz de zonificación ambiental de cuencas y tramos del artículo primero. Fuente: Resolución 258 de 2011 de la CRA citando en Benavides Barrios, L. J. (2019).....	97

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica de la CM y estaciones de muestreo: 1 (estación Arroyo León), 2 (estación La Barra), 3 (estación Box Culvert), 4 (estación Palafitos), 5 (estación Punta Félix), 6 (estación las Salinas).....	24
Figura 2. Promedios de profundidad en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culvert, Palafitos, Punta Félix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.	30
Figura 3. Variación de la profundidad en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). ANOVA con nivel de significancia (p valor) = 0,975 para (A) y (p valor) = 0,000 para (B). Post-hoc: test de Duncan. ...	31
Figura 4. Promedios de temperatura en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta Félix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.	32
Figura 5. Variación de la temperatura en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). ANOVA con nivel de significancia (p valor)= 0,000 para (A) y (p valor)= 0,02 para (B). Post-hoc: test de Duncan.	33
Figura 6. Promedios de salinidad en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta Félix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.	34
Figura 7. Variación de la salinidad en el tiempo de muestreo (A) y por estaciones (B). Test de Kruskal-Wallis con nivel de significancia (p valor)= 0,003 para (A) y (p valor)= 0,03 para (B). Post-hoc: test de Games-Howell.....	35
Figura 8. Promedios de pH en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.	36
Figura 9. Variación del pH en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). ANOVA con nivel de significancia (p valor)= 0,004 para (A) y (p valor)= 0,045 para (B). Post-hoc: test de Duncan.	37
Figura 10. Promedios de oxígeno disuelto en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.	38
Figura 11. Variación del Oxígeno disuelto en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). ANOVA con nivel de significancia (p valor)= 0,000 para (A) y (p valor)= 0,546 para (B). Post-hoc: test de Duncan.	39
Figura 12. Promedios de porcentaje de saturación de oxígeno en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta Félix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.	40
Figura 13. Variación del % de saturación de oxígeno en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). ANOVA con nivel de significancia (p valor)= 0,000 para (A) y (p valor)= 0,529 para (B). Post-hoc: test de Duncan.	41

<u>Figura 14.</u> Promedios de la conductividad en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.....	42
<u>Figura 15.</u> Variación de la conductividad en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor)= 0,002 para (A) y (p valor)= 0,056 para (B). Post-hoc: test de Games-Howell.....	43
<u>Figura 16.</u> Promedios de la transparencia en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.....	44
<u>Figura 17.</u> Variación de la transparencia en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor)= 0,927 para (A) y (p valor)= 0,000 para (B). Post-hoc: test de Games-Howell.....	45
<u>Figura 18.</u> Promedios de los SST en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.....	46
<u>Figura 19.</u> Variación de los SST en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor)= 0,534 para (A) y (p valor)= 0,003 para (B). Post-hoc: test de Games-Howell.....	47
<u>Figura 20.</u> Promedios de la turbidez en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta Félix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.....	48
<u>Figura 21.</u> Variación de la turbidez en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor = 0,646 para (A) y (p valor)= 0,005 para (B). Post-hoc: test de Games-Howell.....	49
<u>Figura 22.</u> Promedios de la DBO ₅ en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.....	50
<u>Figura 23.</u> Variación del DBO en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor= 0,003 para (A) y (p valor)= 0,422 para (B). Post-hoc: test de Games-Howell.....	51
<u>Figura 24.</u> Promedios de las concentraciones de nitratos en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta Félix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.	52
<u>Figura 25.</u> Variación de las concentraciones nitritos en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor)= 0,000 para (A) y (p valor)= 0,997 para (B).	53
<u>Figura 26.</u> Promedios de los nitritos en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante 2019.	54

<u>Figura 27.</u> Variación de las concentraciones nitritos en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor)= 0,01 para (A) y (p valor)= 0,619 para (B). Post-hoc: test de Games-Howell.	55
<u>Figura 28.</u> Promedios de las concentraciones de ortofosfatos en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culvert, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.	56
<u>Figura 29.</u> Variación de las concentraciones de fosfatos en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor = 0,000 para (A) y (p valor = 0,595 para (B). Prueba post-hoc de Games-Howell.	57
<u>Figura 30.</u> Promedios de los coliformes en NMP en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta Félix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.	58
<u>Figura 31.</u> Variación de las concentraciones de coliformes en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor = 0,024 para (A) y (p valor)= 0,145 para (B).	59
<u>Figura 32.</u> Grado de contaminación en cada estación durante el mes de julio.	62
<u>Figura 33.</u> Grado de contaminación en cada estación durante el mes de agosto.	62
<u>Figura 34.</u> Grado de contaminación en cada estación durante el mes de septiembre.	63
<u>Figura 35.</u> Grado de contaminación en cada estación durante el mes de octubre.	63
<u>Figura 36.</u> Grado de contaminación en cada estación durante el mes de noviembre.	63
<u>Figura 37.</u> Grado de contaminación en cada estación durante el mes de diciembre.	64
<u>Figura 38.</u> Análisis de componentes principales donde se evidencian las posibles relaciones entre los diversos parámetros fisicoquímicos/biológicos medidos.	78
<u>Figura 39.</u> Comportamiento de los promedios de las precipitaciones durante la última década.	93

RESUMEN

En este trabajo se evaluó el grado de contaminación microbiológica de la Ciénaga de Mallorquín, tomando como indicador biológico la concentración de coliformes totales presentes en dicho ecosistema durante dos épocas climáticas (lluviosa y no lluviosa). Para esto, se tomaron muestras de agua subsuperficial en seis (6) estaciones seleccionadas de acuerdo con la influencia de los tensores ambientales (estación Arroyo León, estación La Barra, estación Box culvert, estación Palafitos, estación Punta Félix y estación Las Salinas). Las muestras fueron refrigeradas a una temperatura entre 2°C-10°C y almacenadas hasta su posterior análisis en el laboratorio. Se usó la técnica de dilución en tubos múltiples para la detección y conteo mediante el método del número más probable. Se hizo un análisis estadístico pertinente a los valores de las variables fisicoquímicas (oxígeno disuelto, temperatura, pH, potencial redox, turbidez, DBO₅ y DQO) y bacteriológicas (NMP) con el fin de determinar el comportamiento de los datos y así evaluar la posible asociación entre cada uno de ellos. Se usó el software ICATEST 1.0V para el análisis microbiológico. Se encontró contaminación por bacterias coliformes (38709,28 ±23147,56 NMP). Por su parte, el índice de contaminación por materia Orgánica (ICOMO) indico que el estado actual de contaminación orgánica y microbiológica corresponde a un rango medio valor 0,5 con tendencia en algunas estaciones como arroyo León, Las salinas y Palafitos a un grado alto de contaminación. Los sectores con mayor grado de contaminación fueron las estaciones Las Salinas y Arroyo León, teniendo como principales fuentes de contaminación las cargas provenientes del arroyo León, así como las provenientes de las escorrentías como resultado de la actividad antrópica desarrollada por los asentamientos urbanos en la periferia de la ciénaga.

Palabras clave: *calidad de agua, coliformes, contaminación, chromocult, NMP, tensores ambientales, índice de contaminación.*

1. INTRODUCCIÓN

La Ciénaga de Mallorquín (CM) debido a su ubicación geográfica y propiedades geofísicas es reconocida como una laguna costera estuarina- por los aportes del arroyo León, agua marina que proviene del Mar Caribe y a su conexión indirecta con el río Magdalena, por ello se considera un ecosistema altamente dinámico (Decreto 3888, 2009 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial). Sin embargo, estos factores también representan una causal de contaminación para dicho ecosistema, por el aporte de aguas servidas y de carga sedimentaria del arroyo León y el río Magdalena. Además, la CM se encuentra sometida a una fuerte presión antrópica. Sus orillas están ocupadas por asentamientos humanos (barrios Las Flores y La Playa) que tienen una deficiente infraestructura de alcantarillado para tratar las aguas servidas y otros como el barrio palafítico llamado Amarillo, cuyos habitantes utilizan las aguas de la CM como destino final de sus aguas residuales y productos de sus excretas (Franco & León, 2010). Asimismo, existe un permanente vertimiento de lixiviados del antiguo botadero de basuras de Barranquilla en zonas aledañas a la laguna costera, y emisarios de la zona industrial adyacente a la ciénaga. Esta situación genera un problema de contaminación diversa, especialmente orgánica y microbiológica (Padilla & León, 2006). Como consecuencia de esto, un gran número de bacterias patógenas y virus, como *Streptococcus*, *Staphylococcus*, *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio*, virus de la hepatitis y la poliomielitis son descargados (Cortés, 2003). De esta manera, La contaminación orgánica, industrial y agrícola constituye hoy en día la principal causa de los fenómenos de eutrofización en este tipo de ecosistemas (lagos, embalses y estuarios) siendo particularmente en los trópicos más agudizado dicho problema donde hay muy poco o ningún control de los aportes de contaminantes a estos ecosistemas (Roldán, 1992).

La presencia de bacterias coliformes es indicador biológico de contaminación, las concentraciones de coliformes totales y fecales ofrecen información sobre el grado de contaminación de los cuerpos de agua. Generalmente, este tipo de bacterias se encuentran en mayor proporción tanto en la capa superficial del agua como en los sedimentos del fondo (Munn, 2004). La contaminación por coliformes es considerada uno de los principales riesgos sanitarios en el agua, puesto que al ser residentes naturales del suelo y el agua las concentraciones de coliformes suelen ser moderadas en ambientes poco contaminados.

2. MARCO DE REFERENCIA

2.1. *Coliformes como indicadores de calidad de agua*

Las bacterias denominadas coliformes son propias de la materia fecal, sin embargo, debido a su capacidad de supervivencia y de reproducción fuera del intestino hace posible que se observen en el agua potable (Camacho *et al.*, 2009). El control sanitario de riesgos microbiológicos en un cuerpo de agua como la CM es muy importante, debido a que “constituye una medida sanitaria básica para mantener un grado de salud adecuado en la población” (Marín *et al.*, 2005). Dado la importancia ecológica y social que tiene la CM como ecosistema que sirve de hábitat para el refugio, la alimentación y la reproducción de muchas especies, además de ser la fuente de sustento de las poblaciones adyacentes a esta ciénaga que subsisten de la comercialización y el consumo de la fauna íctica de la misma (Fuentes *et al.*, 2018).

De acuerdo con estudios realizados previamente en la CM “los sedimentos están mayormente constituidos por fango y presentaron fuerte acumulación de materia orgánica” (Franco & León, 2010). Esta situación de acumulación de materia orgánica representa un riesgo para las personas que consuman los recursos pesqueros de la CM, ya que podrían estar contaminadas con bacterias potencialmente patógenas, lo cual podría traer consecuencias más adelante en la salud de los habitantes del sector, ocasionando un impacto negativo desde el punto de vista socio-económico y de salud pública. Sin embargo, es importante recalcar que, aunque se reconoce que la identificación de este grupo bacteriano en el agua es un elemento crítico para evaluar el riesgo de enfermedades que se encuentren relacionadas al consumo de la misma, hasta ahora no existe una relación simple entre el nivel de coliformes en el agua, la presencia de microorganismos patógenos y el riesgo de enfermedades (Hunter *et al.*, 2000).

El propósito central de este estudio fue obtener información para evaluar el estado actual de la contaminación de la CM en función de las bacterias coliformes y la posible asociación con los parámetros fisicoquímicos (oxígeno disuelto, temperatura, pH, potencial redox, turbidez, DBO₅ y DQO).

2.2 Coliformes como agentes de estudio

Desde principios del siglo XX se han realizado estudios sobre los factores que afectan el grado de calidad del agua, los países industrializados establecieron criterios y normas regionales y nacionales con el fin de evaluar la calidad físico-química y microbiológica de las aguas, sin embargo, este siempre estuvo orientado para determinar la calidad del agua destinada al consumo humano (Mora, 2005). De esta manera se hizo cada vez más común el uso de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos estandarizados para determinar la calidad del agua. No obstante, hoy en día se plantean índices biológicos que fundamental y esencialmente mejoran, complementan y sustentan los parámetros de calidad dulceacuícola (Samboni *et al.*, 2007). Los aspectos biológicos han adquirido una creciente importancia en el estudio de los sistemas acuáticos pues “brindan información de la calidad del ambiente y sobre todo de las condiciones actuales de un organismo o ecosistema”(Environment Agency, 2008). Peces, algas, protozoos y otros grupos de organismos han sido recomendados para valorar la calidad del agua. (González *et al.*, 2014)

En el marco del emplazamiento de coliformes como indicadores en Colombia, desde el año 1984 se encuentra contemplado en el decreto 1594 la medición de estos microorganismos, estando de esta manera a cargo de las corporaciones autónomas regionales y las de desarrollo sostenible, las cuales hacen evaluaciones periódicas de los parámetros fisicoquímicos dentro de los cuales se encuentran dicho grupo, sin embargo, estos estudios se limitan a ser de nivel técnico y se realizan con el fin de evaluar si las aguas cumplen con los límites expuestos en las normativas establecidas.

Por su parte el índice de Contaminación por Materia Orgánica ICOMO, fue diseñado e implementado por Ramírez *et al.* (1997) en lo que corresponde a Colombia, también ha sido citado y aplicado numerosas veces a nivel nacional y regional enfocándose particularmente en cuerpos de agua receptores de vertimientos de aguas residuales.

2.3 Estado ecológico de la Ciénaga de Mallorquín

En lo que respecta a la CM se han realizado múltiples trabajos e informes sobre su estado ecológico actual., enmarcados en proyectos de descripción general, condiciones ecológicas de la región y proyectos diseñados sobre la ecorregión como es el caso del proyecto “Sistema Delta Estuarino del Río Magdalena, Ciénaga Grande de Santa Marta,” realizado por el ministerio de ambiente en colaboración con RAMSAR-CORPAMAG – UNINORTE en el año 2001.

La mayoría de los estudios aplicados sobre la CM coinciden en detectar como una grave problemática, el vertimiento de desechos líquidos y sólidos sobre la ciénaga ya sea por la misma población aledaña a la ciénaga tanto como por los cuerpos de agua que lo alimentan, sin embargo, se ha hecho mayor énfasis en lo que respecta al tema de los metales pesados (Padilla & León, 2006; Franco & León 2010). En lo que corresponde a estudios microbiológicos y calidad del agua en la mayor parte de información recopilada corresponde a informes técnicos realizados por la CRA desde el año 1995 hasta la fecha. Las deficiencias en el alcantarillado de los asentamientos humanos adyacentes a la CM ha causado un deterioro de la calidad microbiológica del agua, Los registros obtenidos por la REDCAM (Red de Calidad Ambiental Marina) del INVEMAR 2018 muestran concentraciones de coliformes fecales del orden de 24.000 NMP /100 mL y los límites permisibles para consumo humano (sin que esta se destine para ese uso) y contacto directo recreativo son de 1000 y 200 NMP/100 mL respectivamente, según el decreto 1594 del ministerio de agricultura expedido en el año 1984 (valores reafirmados en la resolución 1930 de 2010 por el cual fue derogado), con lo cual nos permite tener una idea de la magnitud del problema.

3. MARCO TEÓRICO

3.1. *Bacterias coliformes*

En el año 1885, Theodore von Escherich aisló de heces humanas bacterias que se encontraban de forma constante y abundante, por lo cual las llamó "organismos característicos de las heces humanas", designándolas con el nombre de *Bacterium coli commune* y *Bacterium lactis aerogenes*, posteriormente, se demostró que en realidad se trata de un conjunto bacteriano de especies (López et al., 2004). El término coliformes se designa a un grupo de bacterias las cuales comparten ciertas características bioquímicas en común y que poseen importancia relevante como indicadores de contaminación del agua y los alimentos (Flores, 2010). El grupo de bacterias coliformes totales comprende todos los bacilos Gramnegativos aerobios o anaerobios facultativos, no esporulados, que fermentan la lactosa con producción de gas en un lapso máximo de 48 h. a $35^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$. Este grupo se encuentra conformado por 4 géneros principalmente: *Enterobacter*, *Escherichia*, *Citrobacter* y *Klebsiella* (Camacho et al., 2009). Este grupo no incluye una especie determinada, sin embargo, la más prominente es *Escherichia coli*, siendo la denominación coliforme originaria "con forma de Coli".

El grupo coliforme es constante, abundante y se podría decir que se encuentra en mayor proporción en muestras de materia fecal, sin embargo, estos poseen características de sobrevivencia y la capacidad para multiplicarse fuera del intestino, por lo cual también pueden observarse en aguas potables. El grupo coliformes se utiliza como indicador de contaminación fecal en agua; "acorde mayor sea el número de coliformes en agua, mayor será la probabilidad de estar frente a una contaminación reciente." (Camacho et al., 2009).

3.2 *Análisis microbiológico y bioindicadores de contaminación del agua.*

Se puede definir el análisis microbiológico como "el conjunto de operaciones encaminadas a determinar los microorganismos presentes en una muestra problema de agua" (Obón, 2002).

Actualmente existen referencias con respecto a los organismos bioindicadores de contaminación, en este caso se utilizan las bacterias coliformes las cuales nos pueden ofrecer una idea de que tan contaminado con materia orgánica de tipo fecal se encuentra un cuerpo de agua. Adicionalmente, estos organismos son fáciles de detectar y enumerar en el agua. La presencia de bacterias de tipo coliforme en muestras de agua cruda, indica la existencia de fallas en la eficacia de tratamiento de aguas residuales, integridad, sistema de distribución (alcantarillado) y por tanto es una evidencia de contaminación de diferentes orígenes: suelo, superficies de agua dulce y tracto digestivo

(Organización Panamericana de la Salud, 1984)

De acuerdo con los parámetros establecidos ninguna muestra de agua podrá contener *E. coli* en 100 cm³, independiente al tipo de análisis utilizado. Anexo a esto también se recomienda utilizar la determinación de microorganismos mesófilos, cuyo valor máximo será de 100 UFC/100 cm³.

Es importante recalcar que, aunque se reconoce que la determinación de la densidad de estas bacterias en un cuerpo de agua es un elemento importante para evaluar la posibilidad de riesgo de enfermedades relacionadas al consumo de la misma, no existe evidencia de una correlación entre las concentraciones coliformes en el agua y la presencia de patógenos en la misma (Perdomo *et al.*, 2001)

3.3 Índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO)

Este índice se constituye por diferentes variables fisicoquímicas y una microbiológica, los cuales son: demanda bioquímica de Oxígeno (DBO₅), porcentaje de saturación del oxígeno disuelto y coliformes totales, que en conjunto evidencian los efectos de la contaminación orgánica de acuerdo a una escala consensuada (Valverde et al., 2012). El valor del índice es determinado a partir de la siguiente expresión matemática:

$$ICOMO = \frac{1}{3}(I_{DBO} + I_{Coliformes} + I_{Oxigeno\%})$$

Donde:

$$I_{DBO} = -0.005 + 0.70 \text{Log}_{10} DBO \left(\frac{mg}{L} \right)$$

DBO > 30 mg/L = 1

DBO < 2 mg/L = 0

$$I_{Coliformes\ Totales} = -1.44 + 0.56 \text{Log}_{10} Col. Tot \left(\frac{NMP}{100\ ml} \right)$$

Coliformes totales > 20.000 (NMP/100 ml) = 1

Coliformes totales < 500 (NMP/100 ml) = 0

$$I_{Oxigeno\%} = 1 - 0.01 \text{Oxigeno\%}$$

Oxígenos (%) mayores a 100% tienen un índice de oxígeno de 0.

(Ramírez, A. 1988. Como se citó en Cañas, J. 2010).

Con estos datos se obtiene un valor entre los rangos de 1 y 0, indicando de manera cualitativa el grado de contaminación del cuerpo de agua, de modo que para cada rango se clasifica por medio de colores, el azul indica calidad “muy buena”, verde calidad “buena”, amarillo calidad “media”, naranja calidad “mala” y por último el rojo calidad “pésima” (Tabla 1).

Tabla 1. Escala de valores del índice ICOMO.

Escala del índice ICOMO	Grado de contaminación	
	Concentración	Indicador
0-0.2	Ninguna	Muy Buena
0.2-0.4	Bajo	Buena
0.4-0.6	Medio	Media
0.6-0.8	Alto	Mala
0.8-1	Muy Alto	Pésima

*Nota: * Rango de valores para cada una de las concentraciones e indicadores que miden el grado de contaminación para el ICOMO, adoptado por “Ramírez et al. (1997)” por Cuintaco D & Robayo T, 2019.*

3.4 Laguna costera estuarina

Los ecosistemas lagunares-estuarinos son cuerpos de aguas pocos profundos que se caracterizan por la mezcla de aguas marinas y dulce provenientes de flujos de aguas continentales procedentes de ríos, arroyos o quebradas, y flujos marinos a través de una barra de arena, de tal forma que su comunicación con el mar puede ser permanente o temporal. Esta particularidad le permite que su fauna sea diversa (de origen marino y dulceacuícola), y apetecida por el hombre debido a su fácil extracción del medio, exquisitez y variedad (Day *et al.*, 1989).

Estos ecosistemas se caracterizan por presentar volúmenes variables dependiendo en gran medida de las condiciones climáticas e hidrológicas, con temperaturas y salinidades inconstantes, alta turbidez y topografía irregular (Yáñez- Arancibia, 1986).

Las lagunas costeras proporcionan importantes servicios ecosistémicos, tales como la regulación de desequilibrios y perturbaciones, el reciclaje de nutrientes a través de los ciclos biogeoquímicos además de servir como hábitats de refugio de diversos organismos, de los cuales un número considerable reviste interés comercial. Dichos ecosistemas, por su belleza paisajística y condiciones naturales, son utilizados además como centros de recreación y esparcimiento (Marín, 2000). Por ello, dentro de los estudios que se vienen desarrollando en las zonas costeras colombianas desde hace aproximadamente 15 años, se ha creído oportuno divulgar los resultados en cuanto a la naturaleza e importancia de las lagunas costeras (llamadas localmente ciénagas) (Álvarez *et al.*, 2003)

4. OBJETIVOS

4.1. *Objetivo general*

Evaluar el grado de contaminación mediante el análisis del grupo bacteriano Coliformes y su relación con los factores fisicoquímicos a nivel espacial y temporal en la Ciénaga de Mallorquín, Atlántico, Colombia.

4.2. *Objetivos específicos*

- ❖ Estimar la concentración de coliformes totales en las aguas superficiales de la Ciénaga de Mallorquín.
- ❖ Determinar la diferencia espacial y temporal en las concentraciones de coliformes totales en aguas superficiales y los factores fisicoquímicos de la Ciénaga de Mallorquín.
- ❖ Determinar la relación entre los factores fisicoquímicos y las concentraciones de coliformes totales en la Ciénaga de Mallorquín.
- ❖ Estimar el grado de contaminación de acuerdo con el índice de contaminación por materia orgánica en la Ciénaga de Mallorquín.
- ❖ Evidenciar el estado ecológico de la Ciénaga de Mallorquín en función de las diferencias espaciales y temporales correspondientes a los coliformes totales, los factores fisicoquímicos y el índice de contaminación por materia orgánica.

5. MATERIAL Y MÉTODOS

5.1 Área de estudio

La CM se encuentra ubicada en el Centro de la costa Norte de Colombia, entre el meridiano $74^{\circ}52'00''$ de longitud oeste y el paralelo $11^{\circ}05'00''$ de latitud norte. Hace parte de los 2250km^2 de la llanura aluvial septentrional inundable del Río Magdalena (Galvis *et al.*, 1992). Su forma es irregular e imprecisa, con un área interior de 2400 ha aproximadamente. Limita al norte con el Mar Caribe de manera natural, al sur con la carretera Circunvalar que comunica con los barrios de La Playa y Las Flores, al oriente conecta con el río Magdalena por medio de dos tubos artificiales que atraviesan el tajamar occidental, y al occidente limita con la desembocadura del arroyo Grande (CORMAGDALENA-CRA-UNINORTE, 1998).

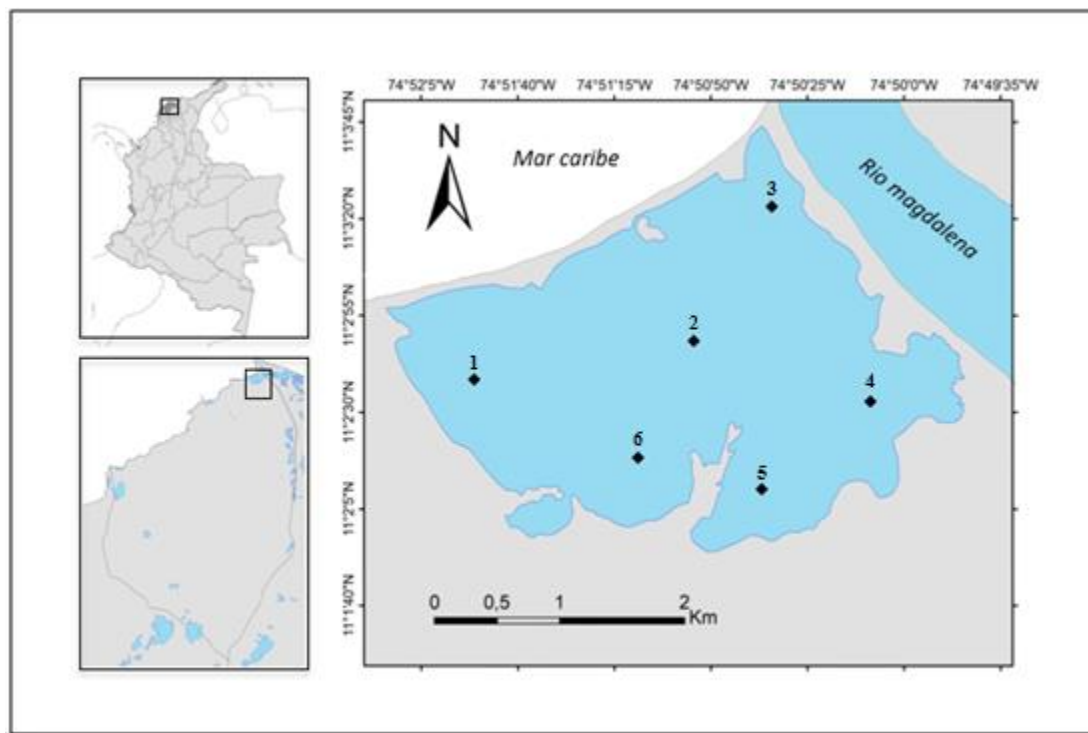


Figura 1. Ubicación geográfica de la CM y estaciones de muestreo: 1 (estación Arroyo León), 2 (estación La Barra), 3 (estación Box Culvert), 4 (estación Palafitos), 5 (estación Punta Félix), 6 (estación las Salinas).

5.1.2 Generalidades Ciénaga de Mallorquín

Correspondiente a los aspectos geomorfológicos de la Ciénaga, estos son propios a los procesos geológicos de la evolución geotectónica de la Costa del Caribe Colombiana, el cual se encuentra constituido por una gran variedad de formaciones que detallan dos tipos particulares de formaciones básicas: calizas arrecifales y depósitos de playa, siendo de sustrato predominante Arenoso-Fangoso (Molina et al., 1999).

La CM posee un ciclo de apertura y cierre del fragmento de tierra más próximo al río- mar Caribe (conocido coloquialmente como la barra). Dicha apertura depende de los vientos y los regímenes de pluviosidad a la que está expuesta, en función de estos factores meteorológicos se puede comportar como una laguna costera cerrada o una laguna costera parcialmente cerrada (Molina et al., 1999).

La CM tiene una profundidad media de 0,9 metros, sin embargo, durante el periodo de lluvioso puede alcanzar profundidades cercanas al metro y medio, mientras que en el periodo seco la profundidad puede llegar a los 0.7 m, presentando un clima típico seco tropical el cual se encuentra dividido en dos breves períodos: de enero a abril y de julio a agosto, y un período de lluvias de septiembre a diciembre. (Colina & Luna, 2017).

La CM funciona como laguna costera después de que en 1935 con la construcción de los tajamares se modificara el régimen estuarios dada su conexión y dependencia con el río Magdalena (Benavides, 2019), Por esta razón comenzaron los problemas, pues el intercambio de agua necesario se rompió causando graves consecuencias en la vida acuática y la acumulación de contaminantes y procesos de sedimentación, teniendo en cuenta la dinámica natural de la costa, se percibe un retroceso importante de la línea de costa producto de los tajamares que apuntan que la ciénaga pueda desaparecer (Pino, 2005).

estudios recientes como el expuesto por Mangones & León (2014) describen la situación de entrada de nutrientes inorgánicos en grandes cantidades, especialmente fosforo y nitrógeno proveniente de fuentes alóctonas, causantes del fenómeno de eutrofización. Esto es debido a la falta de sistemas adecuados de tratamiento de aguas residuales, principalmente aquellas provenientes del sur occidente de la ciudad y

de los municipios ubicados en la parte alta y media de la cuenca del arroyo León, así como los vertimientos dispersos de La Playa y sectores aledaños que causan la gran cantidad de entrada de material orgánico procedentes de las descargas domésticas a la CM (Uribe, 2006).

5.1.3 Estaciones de muestreo

Las estaciones de muestreo se seleccionaron de acuerdo con la influencia de los diferentes tensores ambientales, ubicando 6 estaciones sobre la extensión de la ciénaga.

Estación 1 (Arroyo León): se encuentra ubicado en las coordenadas 11°02'42. 3° N, 74°51'57.5" O, siendo este el punto donde desemboca el arroyo León sobre la CM, este se caracteriza por su abundante vegetación acuática y la presencia de una comunidad de mangle (*Rhizophora mangle*), sus aguas tienen a ser particularmente turbias y de olor fétido.

Estación 2 (la Barra) se encuentra ubicado en las coordenadas 11°03'15. 90° N, 74°50'27.00" O, es la principal conexión de la ciénaga con el mar Caribe, sin embargo, esta no es permanente, se caracteriza por poseer sustrato arenoso, aguas claras y alta presencia de aves, se puede reconocer una comunidad de mangles conformada por las especies *Rhizophora mangle*, *Laguncularia recemosa* y *Avicennian germinans*.

Estación 3 (Box Culverts) se encuentra ubicado en las coordenadas 11°02'14.45" N, 74°50'30.99" O, se caracteriza por ser el lugar de contacto entre la CM y el río Magdalena de manera artificial, presenta abundante vegetación conformada por mangles en muy buen estado de conservación.

Estación 4 (Palafitos) localizada en las coordenadas 11°02'31.1" N, 74°50'01.37" O, es un punto de contacto importante del ecosistema con la sociedad humana, recibe aguas residuales de las zonas de invasión ubicadas sobre el margen de la Ciénaga, presenta aguas turbias y de olor fétido.

Estación 5 (Punta Félix) ubicada en las coordenadas 11°02'10.84" N, 74°50'36.89" O, se caracteriza por una comunidad de mangles bien establecida, sin embargo, se encuentra en las inmediaciones del antiguo botadero de basura de Barranquilla y muy cerca al área industrial que bordea la vía Circunvalar. Sus aguas son relativamente claras.

Estación 6 (Las Salinas) se encuentra ubicada en las coordenadas 11°02'09.72" N, 74°51'26,67" O, su principal característica son las aguas verdosas y el olor fétido, presenta comunidad de mangles, especies *Rhizophora mangle*, *Laguncularia recemosa* y *Avicennian germinans*

5.2 Procedimiento de campo

Se realizaron seis muestreos para la obtención de las muestras de agua, los cuales se hicieron durante un periodo de 6 meses (julio, agosto, septiembre, octubre, noviembre, diciembre) escogidos de acuerdo a una curva de precipitación multianual (Anexo 1), con el fin abarcar los dos periodos climáticos (lluvioso/no lluvioso).

Para la recolecta de las muestras se establecieron 6 estaciones (figura 1), en cada una se tomaron las muestras de agua usando una botella de vidrio previamente esterilizada con capacidad no inferior a 100 mL. Se realizaron dos repeticiones de muestras de agua por cada una de las estaciones. Posteriormente, se taparon los envases y se les puso el material protector (papel) ajustado con la cuerda, previamente rotulados y conservadas a 4°C, hasta su posterior tratamiento en el laboratorio. Cabe mencionar, que a las muestras de agua se les adicionaron 0.10 mL de EDTA al 15%, con el fin de prevenir la inhibición del crecimiento microbiológico por posible presencia de alto contenido de metales como cobre, zinc o níquel entre otros. Finalmente, se refrigeraron a una temperatura entre 2°C-10°C, para reducir al mínimo la posibilidad de cambio durante el almacenamiento y el transporte (Navarro, M. 2007).

Se realizo la medición de los factores fisicoquímicos (oxígeno disuelto, temperatura, pH, salinidad y conductividad) de forma *in-situ* con un equipo multiparámetro marca HANNA referencia hi 9829 (Anexo 3, límite de cuantificación) , a excepción de la DBO₅, los fosfatos, los nitratos, los nitritos, la turbidez y los sólidos suspendidos totales, los cuales fueron medidos en el laboratorio de acuerdo a las metodologías establecidas en el *Standard Methods 23RD EDITION* (Anexo 4), a partir de muestras de agua contenidas en frascos con capacidad no inferior a 100 ml.

La profundidad y transparencia fueron medidos con el disco Secchi y una vara métrica respectivamente.

5.3 Procedimiento de laboratorio

Para la efectiva detección y la numeración de los coliformes totales en las muestras de agua se utilizó la metodología establecida por el Standard methods 23RD edition (2017) sección SM 9221-B/Fermentación en tubos múltiples y tomando como base la norma ISO/TR 13843:2017 “Requirements for Establishing performance Characteristics of Quantitative Microbiological Methods.”. El método consta de dos pruebas, una prueba preliminar presuntiva y una prueba confirmativa, la prueba preliminar consiste en la inoculación de los microorganismos a partir de la muestra en una serie de tubos con caldo lauril sulfato de sodio agregando diluciones adecuadas del agua de la muestra (10 mL), dejando incubar los microorganismos en los tubos a $37 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$ por un periodo de 24 a 48 horas, observando posteriormente la producción de ácido y gas como criterio principal de la técnica para determinar la presencia o la ausencia de coliformes; el caldo lauril sulfato de sodio permite la recuperación de los microorganismos dañados que se encuentren presentes en la muestra y que sean capaces de utilizar a la lactosa como fuente de carbono (Camacho *et al.*, 2009 citado en Fernández, 2017).

La prueba confirmativa consistió en la siembra con asas bacteriológicas de los tubos positivos (presencia de gas y ácido) en tubos con 10 mL de caldo lactosa verde brillante bilis 2% el cual es un medio selectivo que solo permite el crecimiento de microorganismos tolerantes a las sales biliares, inhibiendo de esta manera otros microorganismos diferentes a las bacterias coliformes, confirmando posteriormente como positivos aquellos tubos donde se registró crecimiento y producción de gas después del tiempo de incubación (24 a 48 h), los resultados fueron expresados en NMP/100 mL de agua.

5.4 Tratamiento de datos

Se realizó un análisis estadístico descriptivo para cada uno de los factores fisicoquímicos y bacteriológicos medidos, con el cual se estimaron valores mínimos, máximos, promedios y coeficientes de variación.

Para establecer si los datos registrados de los factores fisicoquímicos y concentraciones bacteriológicas cumplen con los supuestos de normalidad y homocedasticidad, se les aplicó el test de normalidad

Shapiro-Wilk. Para aquellos casos en donde se presentó una distribución paramétrica se realizó un ANOVA de una vía y para aquellos casos en donde se presentó una distribución no paramétrica se realizó un test Kruskal-Wallis con el fin de determinar si existen diferencias significativas entre cada uno de los grupos de datos temporales y espaciales medidos. Para determinar la posible asociación entre las variables microbiológicas y las variables fisicoquímicas medidas se realizó un análisis de correlación de Spearman y un ACP de confirmación.

Para evaluar el grado de contaminación microbiológica se aplicó el software ICATEST 1.0V el cual de acuerdo a valores de número más probable (NMP) definirá a la CM en uno de los 6 estados de calidad de agua.

6. RESULTADOS

6.1 FACTORES FÍSICO-QUÍMICOS, *In Situ*

6.1.1 Profundidad (m)

La determinación de la profundidad de un cuerpo de aguas es importante para los estudios limnológicos, porque muestran las variaciones morfológicas del mismo y como se llevan a cabo los procesos fisicoquímicos propios de dicho ecosistema.

La profundidad osciló entre 0.42 m y 1.63 m, con un valor medio de $0,94 \pm 0,51$ (tabla 2) la zona más profunda se encontró en la estación 4 (Box Culvert) y la zona menos profunda correspondió a la estación 6 (Salinas), durante el mes de julio (figura 2).

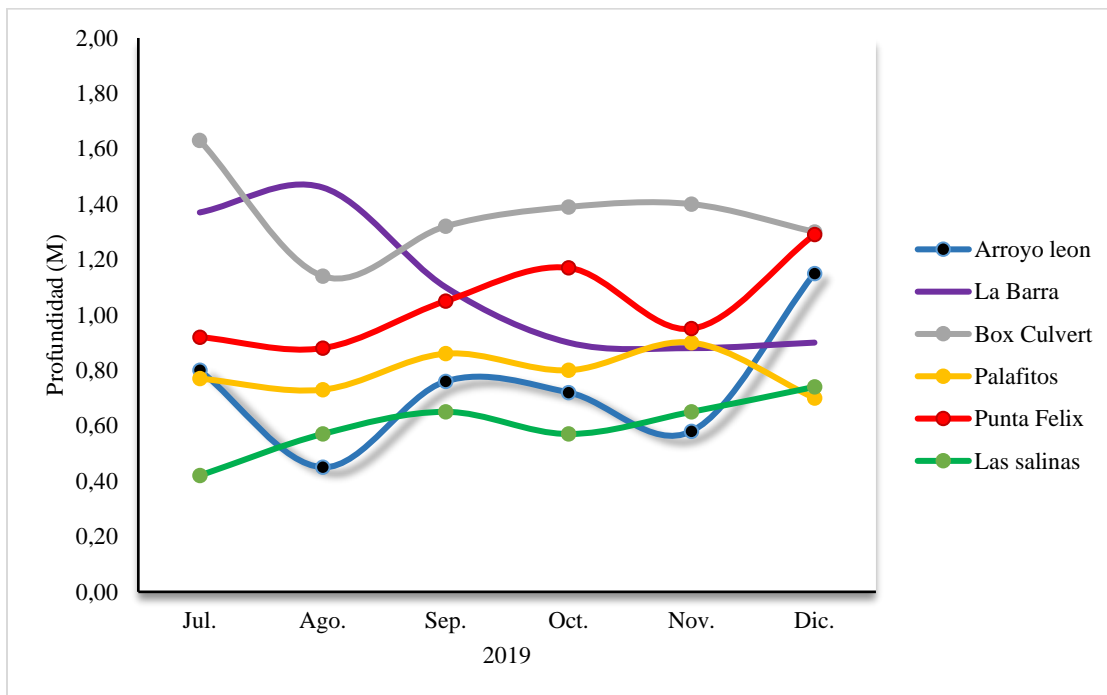
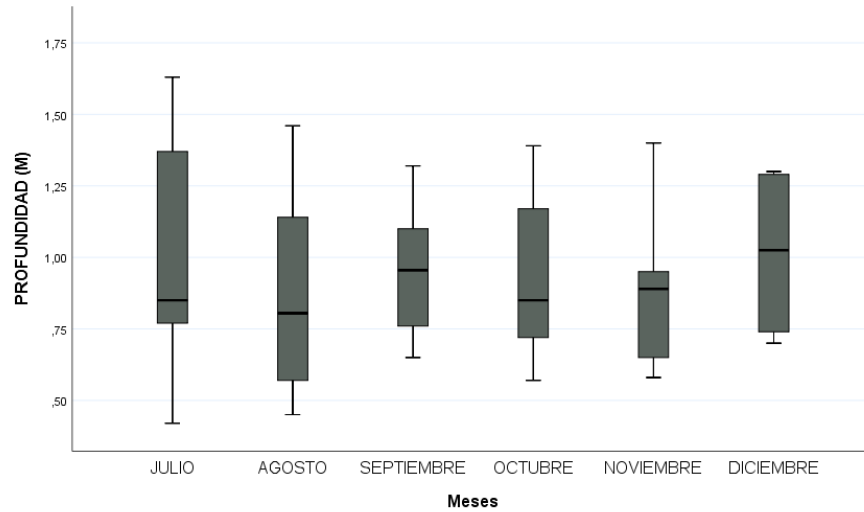


Figura 2. Promedios de profundidad en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culvert, Palafitos, Punta Félix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.

En relación al análisis de varianzas la profundidad no presento diferencias significativas temporalmente ($p= 0,975$) (Figura 3A), sin embargo, si hubo diferencias significativas espacialmente ($p=0,000$) (figura 3B), agrupándose en 3 subconjuntos de acuerdo a la prueba post-hoc de Duncan) hallándose la diferencia entre la estación Box Culvert y las estaciones Arroyo León y las Salinas.

A



B

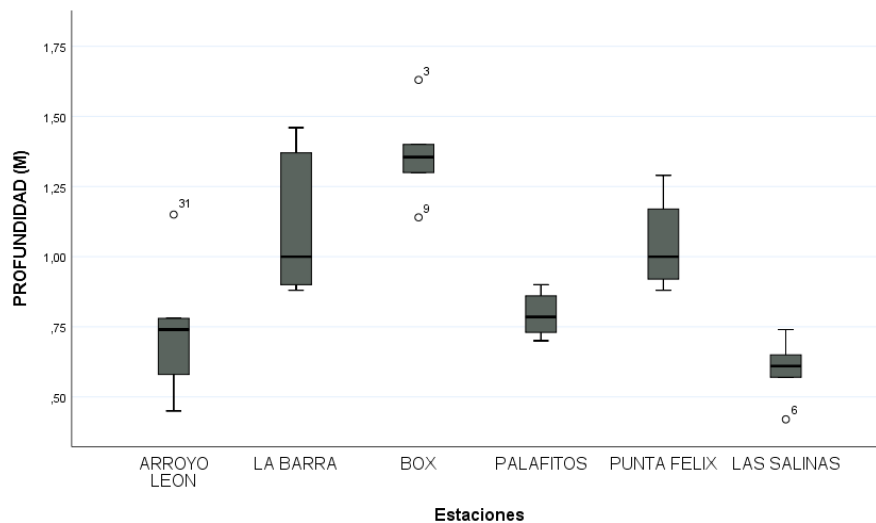


Figura 3. Variación de la profundidad en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). ANOVA con nivel de significancia (p valor) = 0,975 para (A) y (p valor) = 0,000 para (B). Post-hoc: test de Duncan.

6.1.2 Temperatura (°C)

La temperatura es uno de los parámetros fundamentales a medir ya que no solo nos entrega información con respecto a las relaciones energéticas que se llevan a cabo dentro del cuerpo de agua (Dadon, J. R. 1995). si no también, se encuentra relacionado con las distribuciones de masa de agua y diferenciación de densidades asociadas a procesos de mezcla (Shumilin *et al.*, 1993) regulando indirectamente también procesos esenciales para los seres vivos como la asimilación de nutrientes de acuerdo a la incidencia de luz (Margalef, 1983).

La temperatura subsuperficial del agua fluctuó entre los 25,94 °C y los 31,89 °C con un valor medio de 28,49±0,22 °C (tabla 2) la menor temperatura se registró en la estación 1 (arroyo León) durante el mes de Noviembre y la mayor temperatura se registró en la estación 6 (las salinas) durante el mes de Julio (figura 4).

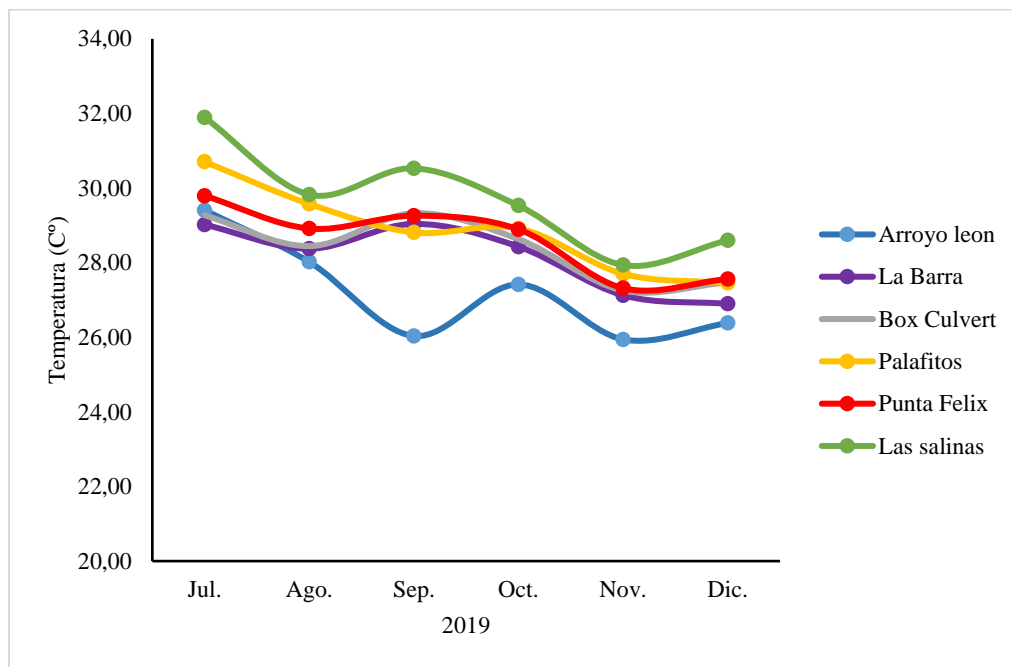
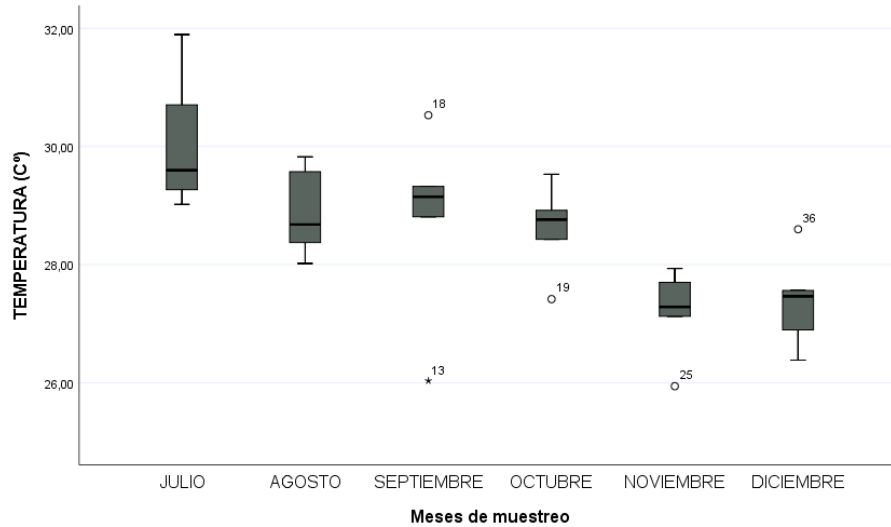


Figura 4. Promedios de temperatura en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta Félix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.

Haciendo énfasis en el análisis de varianzas la temperatura presento diferencias significativas con respecto a la temporalidad ($p= 0,000$) (Figura 5A). Agrupándose en 3 subconjuntos, hallándose la diferencia más amplia entre el mes de julio y los meses de noviembre y diciembre de acuerdo a la prueba post-hoc de Duncan, especialmente también se presentó diferencias significativas ($p=0,02$)

(Figura 5B). Agrupándose en 3 subconjuntos y hallándose la diferencia entre estación Arroyo León y las Salinas de acuerdo a la prueba de Duncan.

A



B

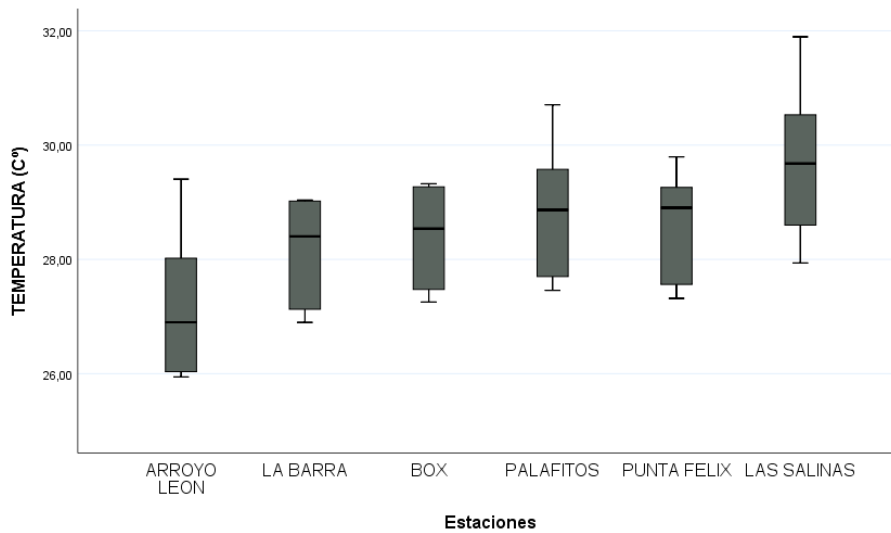


Figura 5. Variación de la temperatura en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). ANOVA con nivel de significancia (p valor)= 0,000 para (A) y (p valor)= 0,02 para (B). Post-hoc: test de Duncan.

6.1.3 Salinidad (PSU)

Se concibe la salinidad como la cantidad total de sales disueltas sobre volumen de agua (Roldán, 1992). Conocer la salinidad tiene una elevada relevancia en la dinámica de los ecosistemas estuarinos, ya que indican la importancia relativa de las fuentes aportantes de agua y tienen un efecto indirecto sobre la diversidad presente en dicho ecosistema.

La salinidad subsuperficial del agua en la Ciénaga estuvo comprendida entre 3,73 y 54,31 PSU con un valor promedio de $20,79 \pm 1,78$ (tabla 2). El valor mínimo de la salinidad corresponde a la estación 1 (arroyo León) durante el mes de Octubre (temporalidad lluviosa), el valor máximo de la salinidad se registró en la estación 2 (La barra) durante el mes de noviembre (temporalidad lluviosa) (figura 6).

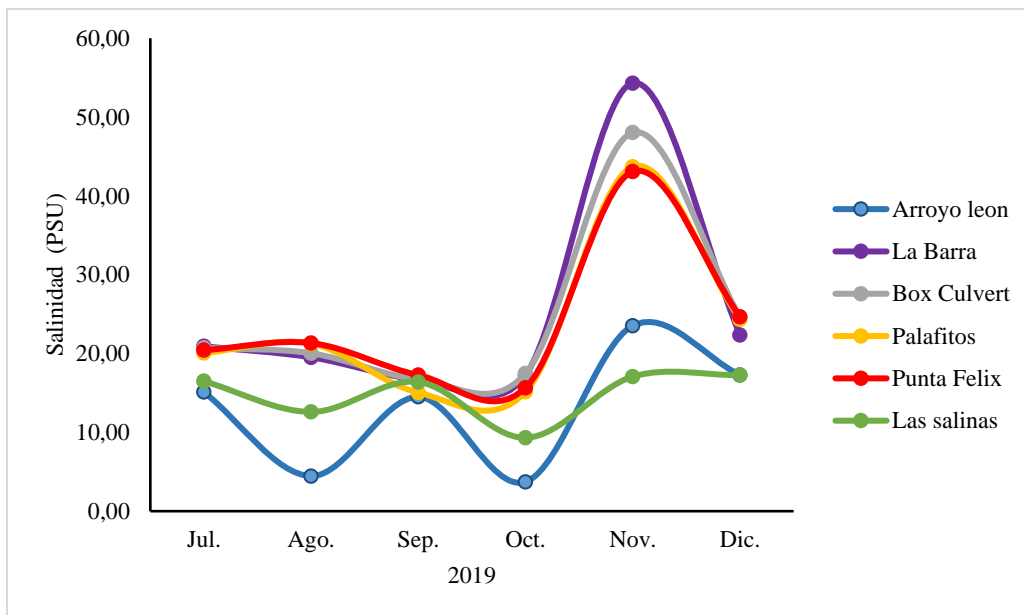
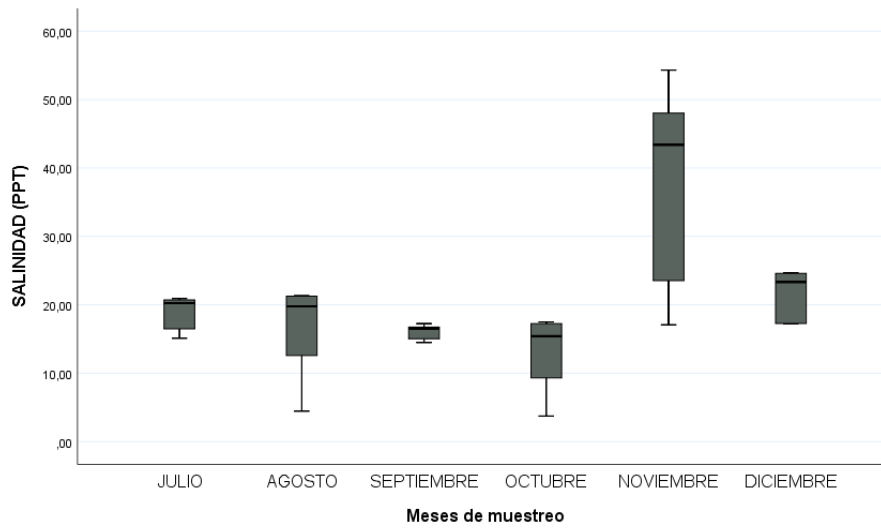


Figura 6. Promedios de salinidad en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palañitos, Punta Félix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.

De acuerdo a la prueba de Kruskal-Wallis para datos no paramétricos, se encontraron diferencias significativas a nivel de temporalidad ($p= 0,003$) hallándose la diferencia entre el mes de octubre y el mes de noviembre (Figura 7A). de igual manera se hallaron diferencias espacialmente ($p= 0,03$) entre la estación salinas y la estación la barra (Figura 7B).

A



B

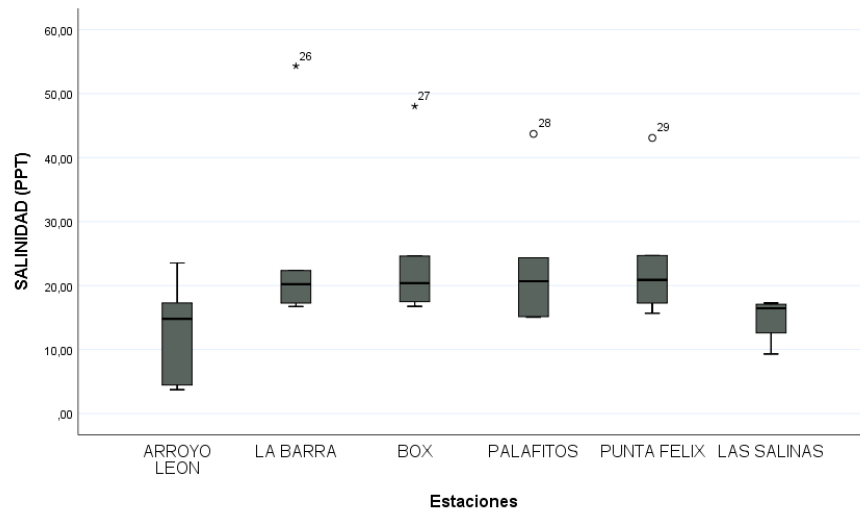


Figura 7. Variación de la salinidad en el tiempo de muestreo (A) y por estaciones (B). Test de Kruskal-Wallis con nivel de significancia (p valor)= 0,003 para (A) y (p valor)= 0,03 para (B). Post-hoc: test de Games-Howell.

6.1.4 pH

El pH en los cuerpos de agua se encuentra profundamente ligado a los cambios de acidez, y alcalinidad, de modo que es un factor abiótico que regula procesos biológicos enzimáticos como lo son la respiración y la fotosíntesis (Roldán, 1992)

Los valores de pH en la CM se encontraron entre 6,53 y 9,10 con un valor medio de 7,49 $\pm 0,09$ (tabla 2), el valor mínimo se registró en la estación 5 (Punta Felix) correspondiente al mes de noviembre (temporalidad lluviosa) y el valor máximo se registró en la estación 6 (las salinas) correspondiente al mes de octubre (temporalidad lluviosa) (figura 8).

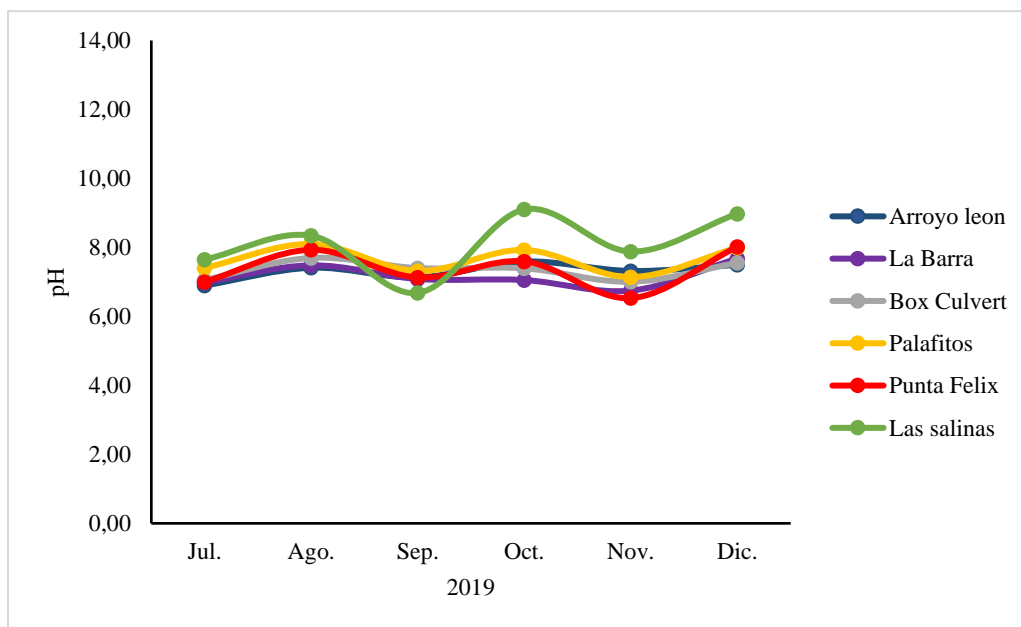
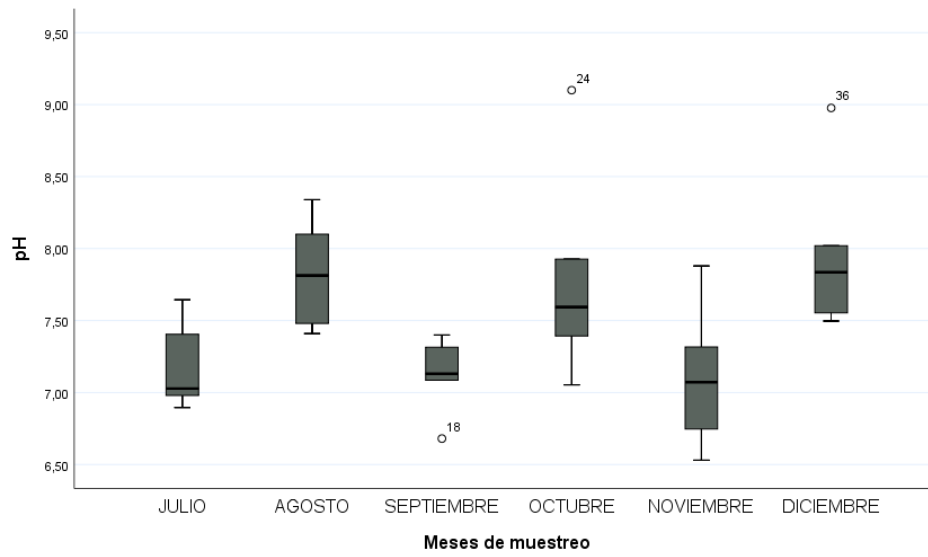


Figura 8. Promedios de pH en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.

De acuerdo al análisis de varianzas se presentaron diferencias significativas entre los meses de muestreo ($p=0,004$) agrupándose en dos subconjuntos hallándose la diferencia particularmente entre los meses de julio, septiembre y noviembre y los meses de agosto octubre y diciembre (Figura 9A). Por su parte a nivel espacial no hallaron diferencias significativas ($p=0,05$) (Figura 9B).

A



B

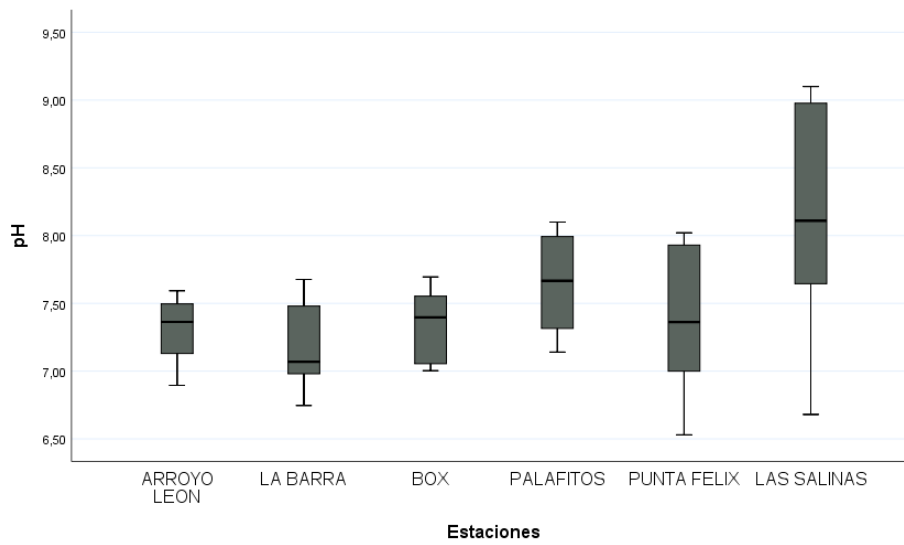


Figura 9. Variación del pH en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). ANOVA con nivel de significancia (p valor)= 0,004 para (A) y (p valor)= 0,045 para (B). Post-hoc: test de Duncan.

6.1.5 Oxígeno disuelto (mgL-1)

El oxígeno disuelto es un componente esencial para que haya un adecuado balance en el metabolismo global del ecosistema acuático (Roldán, 1992), la concentración del oxígeno disuelto suele modificarse como consecuencia de las interacciones con otros componentes de dichos ecosistemas, como lo son el sedimento, la materia orgánica y la biota (Portnoy, 1991) y suele utilizarse comúnmente en conjunto con otros factores para determinar la calidad del agua (Ramírez *et al.*, 1997).

El oxígeno disuelto fluctuó entre 0,71 y 10,48 mg/L con un valor medio de $4,75 \pm 0,44$ mg/L (Tabla 2). El valor mínimo se registró en la estación 1 (Arroyo León) durante al mes de octubre y el valor máximo se registró en la estación 6 (Las Salinas) durante el mes de agosto (figura 10).

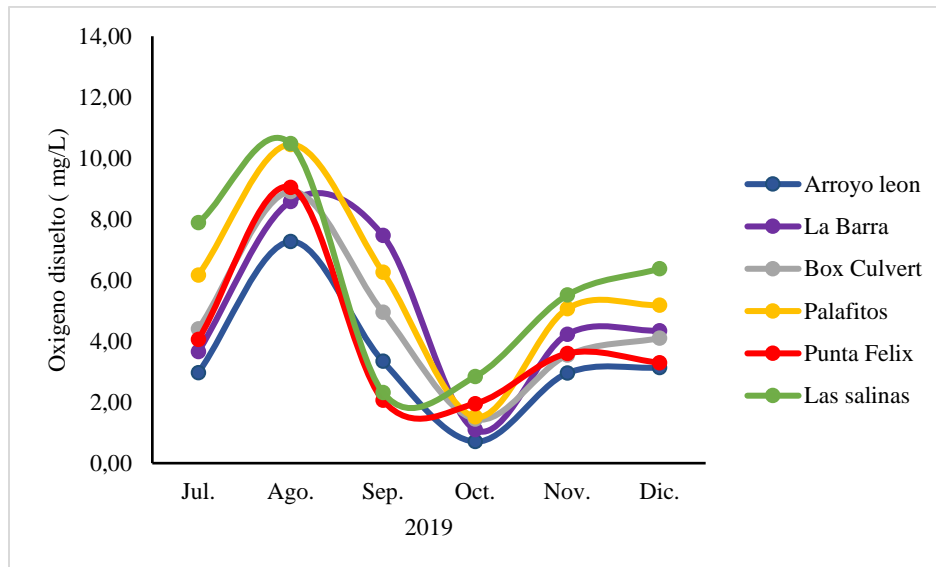
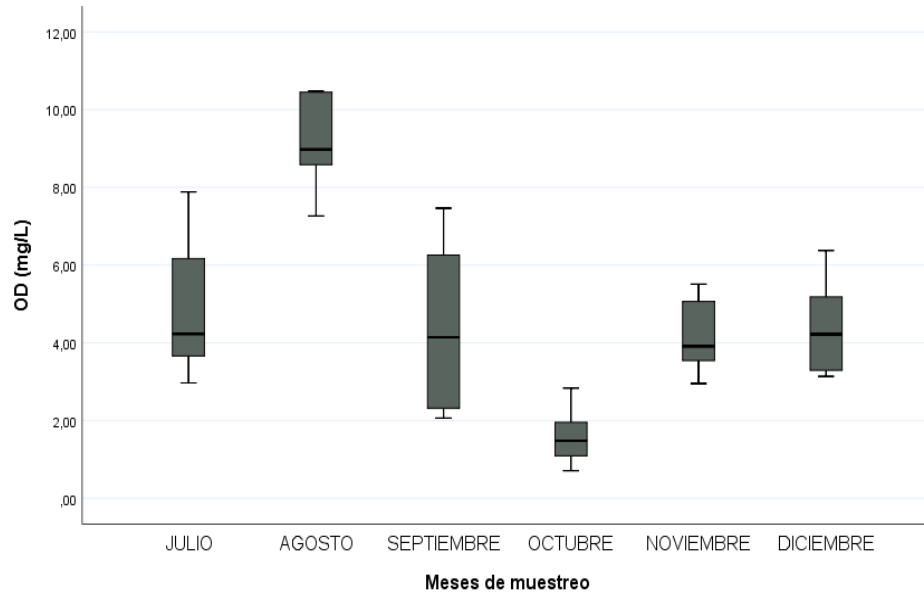


Figura 10. Promedios de oxígeno disuelto en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.

De acuerdo al análisis de varianza se encontraron diferencias significativas a nivel temporal (p valor=0,000) (Figura 11A) agrupándose en 3 subconjuntos y encontrándose la diferencia principalmente entre el mes de agosto y el mes de octubre y a nivel espacial no se encontraron diferencias significativas (p valor= 0,546) entre las estaciones muestreadas (Figura 11B).

A



B

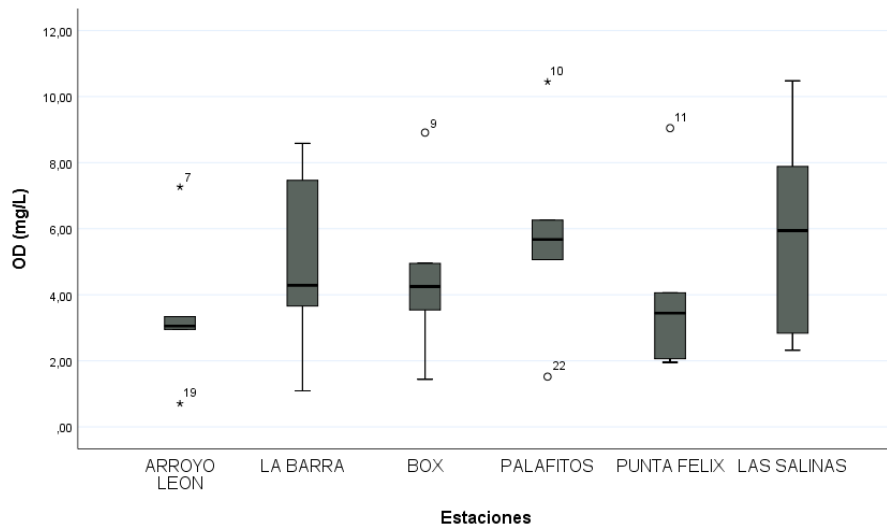


Figura 11. Variación del Oxígeno disuelto en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). ANOVA con nivel de significancia (p valor)= 0,000 para (A) y (p valor)= 0,546 para (B). Post-hoc: test de Duncan.

6.1.6 porcentaje de saturación de oxígeno

El oxígeno en un cuerpo de agua también se suele expresar en porcentaje de saturación, este parámetro es usado ampliamente en los índices para determinar calidad del agua, porque da una idea cualitativa de cómo es el comportamiento de la dinámica de la ciénaga en función del oxígeno para la oxidación de materia orgánica. (Lecca *et al.* 2014).

El porcentaje de saturación de oxígeno en el agua superficial presentó valores entre 9,17 y 154,85 % con un valor medio de $68,45 \pm 6,38$ (Tabla 2). El valor mínimo se registró en la estación 1 (Arroyo León) durante el mes de octubre (temporalidad lluviosa) y el valor máximo se registró en la estación 4 (Palafitos) durante el mes de agosto (temporalidad seca) (figura 12).

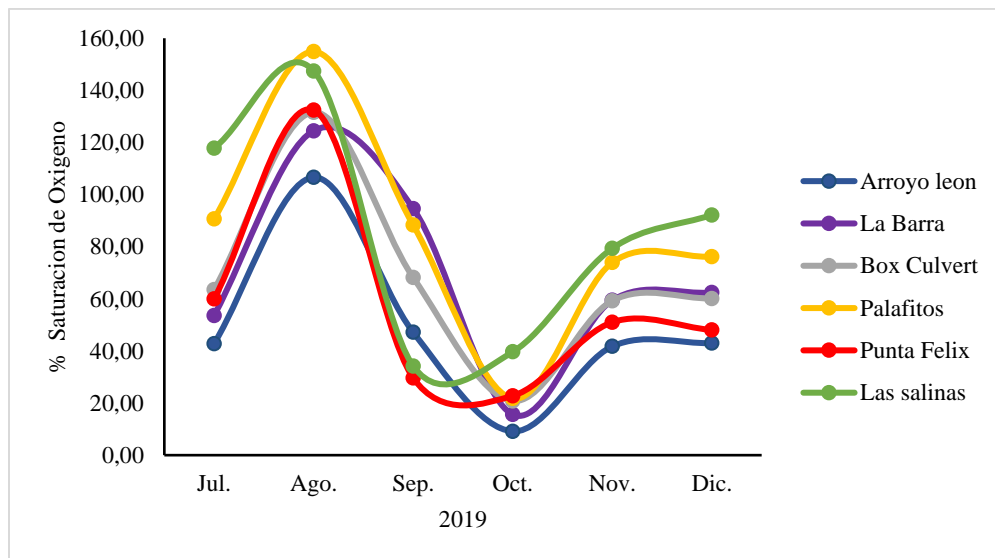
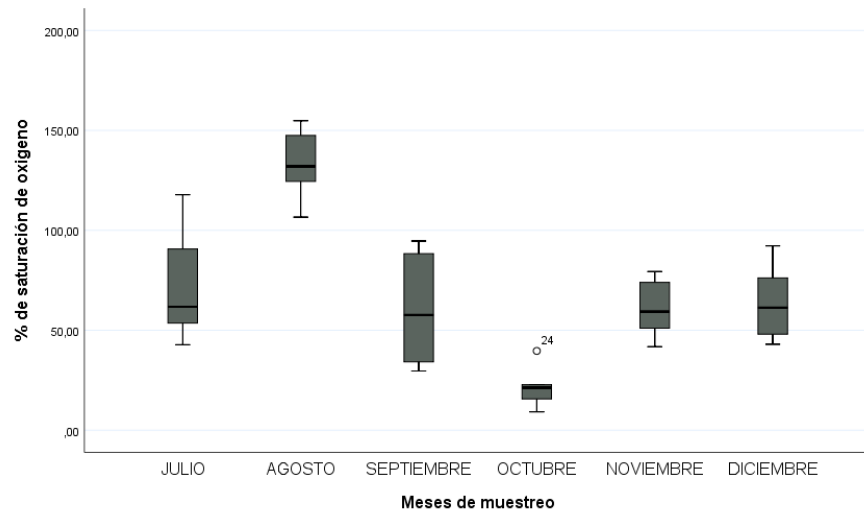


Figura 12. Promedios de porcentaje de saturación de oxígeno en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta Félix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.

De acuerdo al análisis de varianza se presentaron diferencias significativas temporalmente (p valor=0,000) (Figura 13A). Estos se agruparon en 3 subconjuntos de acuerdo al post-hoc de Duncan, presentándose esta diferencia particularmente entre el mes de agosto y el mes de octubre, con respecto al análisis de varianza a nivel espacial no se halló diferencias significativas (p valor=0,529) entre las estaciones muestreadas (Figura 13B).

A



B

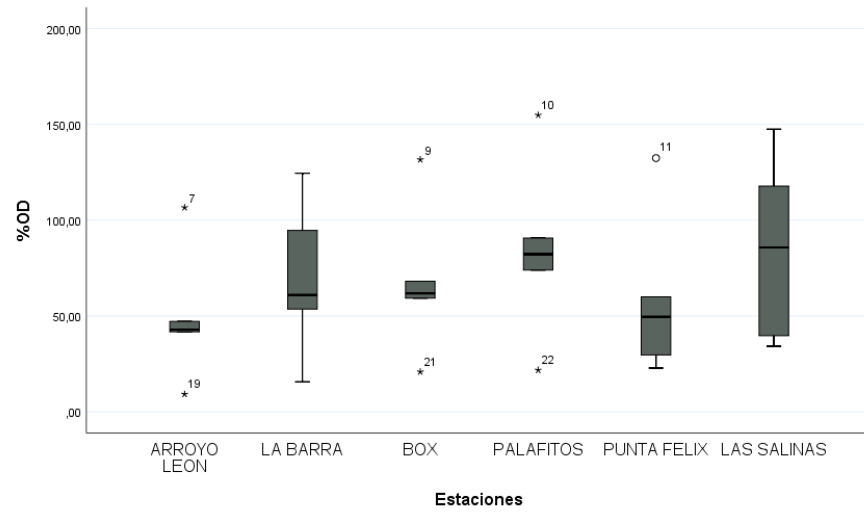


Figura 13. Variación del % de saturación de oxígeno en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). ANOVA con nivel de significancia (p valor)= 0,000 para (A) y (p valor)= 0,529 para (B). Post-hoc: test de Duncan.

6.1.7 Conductividad (S/m)

Este parámetro es medido de manera regular en estudios en cuerpos de agua ya que ofrece una información general de las concentraciones de sales e iones (sales disociadas) presentes en el agua, de esta manera se obtiene una idea del tipo de sustrato geológico por el cual transcurre el agua o si a su vez se están depositando estos iones a partir de una fuente externa.

La conductividad en la CM fluctuó entre 6722,33 y 77860,00 S/m con un valor medio de 32834,36±2475,21 S/m (Tabla 2). El valor mínimo se registró en la estación uno (Arroyo León) para el mes de octubre (temporalidad lluviosa) y el valor máximo se registró en la estación dos (La barra) para el mes de noviembre (temporalidad lluviosa) (figura 14).

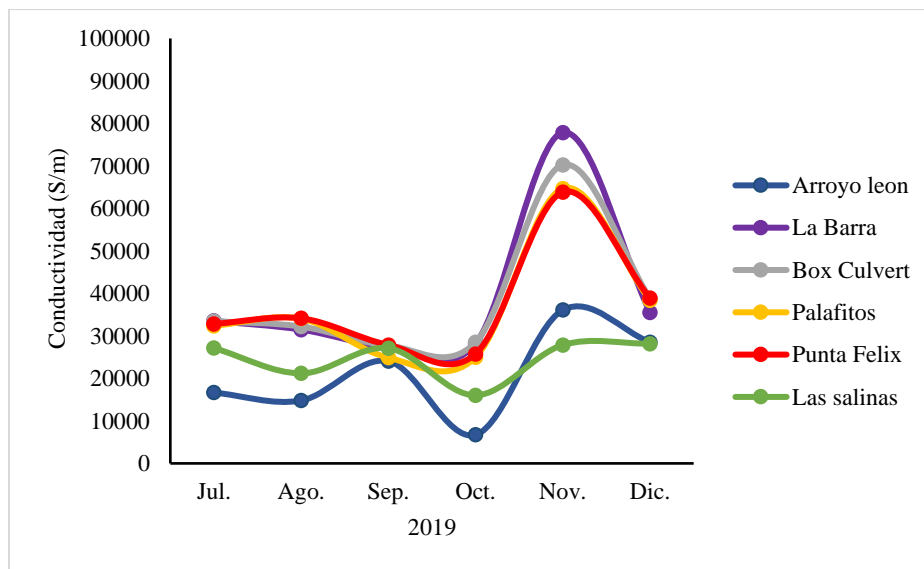
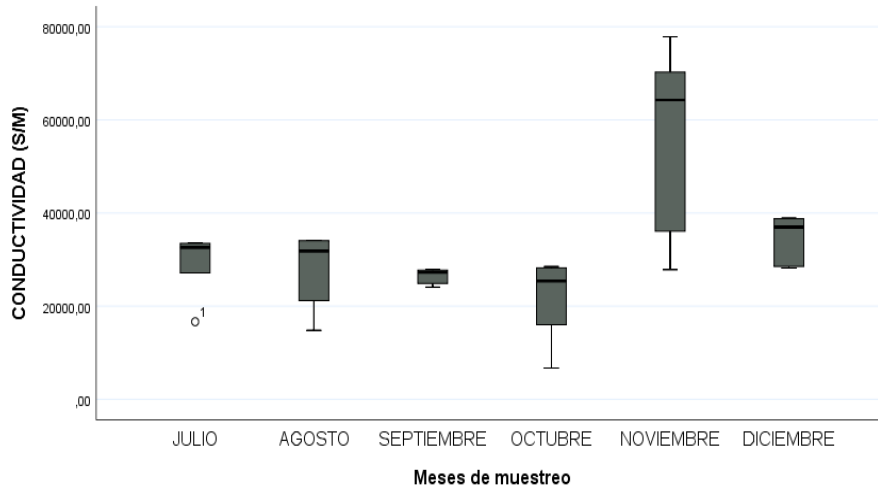


Figura 14. Promedios de la conductividad en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.

En relación al análisis Kruskal-Wallis para datos no paramétricos se presentaron diferencias significativas entre los meses de muestreo (p valor= 0,002) (Figura 15A), hallándose particularmente la diferencia entre el mes de octubre y el mes de noviembre de acuerdo al test post-hoc de Games-Howell, con respecto a las estaciones no se presentaron diferencias significativas a nivel espacial (p valor=0,056) (Figura 15B).

A



B

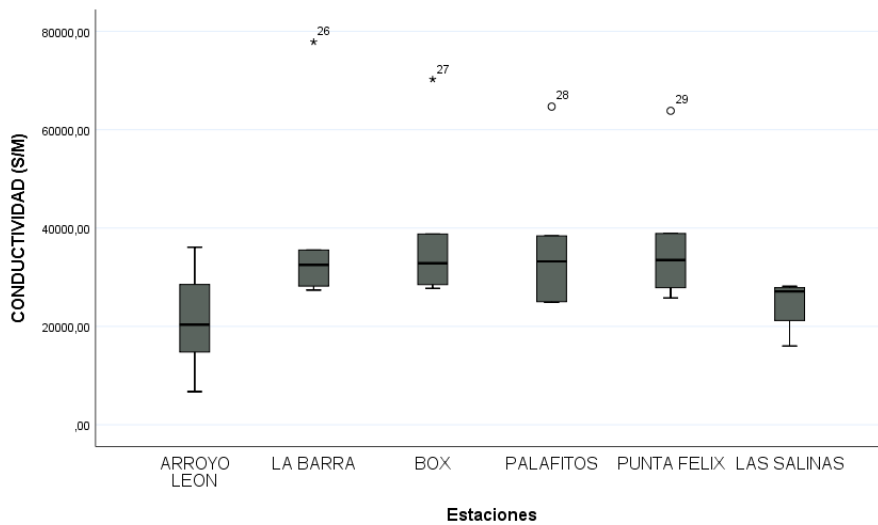


Figura 15. Variación de la conductividad en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor)= 0,002 para (A) y (p valor)= 0,056 para (B). Post-hoc: test de Games-Howell.

6.1.8 Transparencia (cm)

La transparencia es un parámetro fuertemente asociado a la turbidez y a los sólidos en suspensión, es medido recurrentemente en estudios de impacto ambiental en los cuerpos de agua debido a que indica indirectamente el estado trófico del mismo.

Los valores de transparencia en la CM estuvieron entre 10,00 y 129,00 cm con una media de $48,08 \pm 5,04$ cm (Tabla 2). El lugar con la menor profundidad a la que se perdió la transparencia con el disco secchi fue la estación uno (Arroyo León) durante el mes de julio (temporalidad seca) y el lugar con la mayor profundidad a la que se perdió la transparencia fue estación cinco (Punta Félix) durante el mes de diciembre (temporalidad seca) (figura 16).

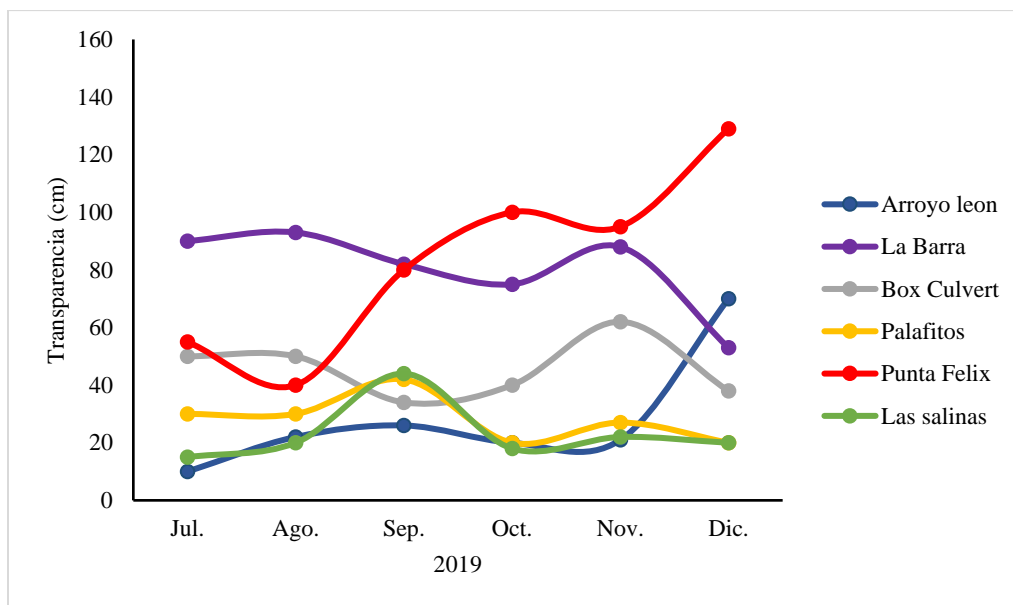
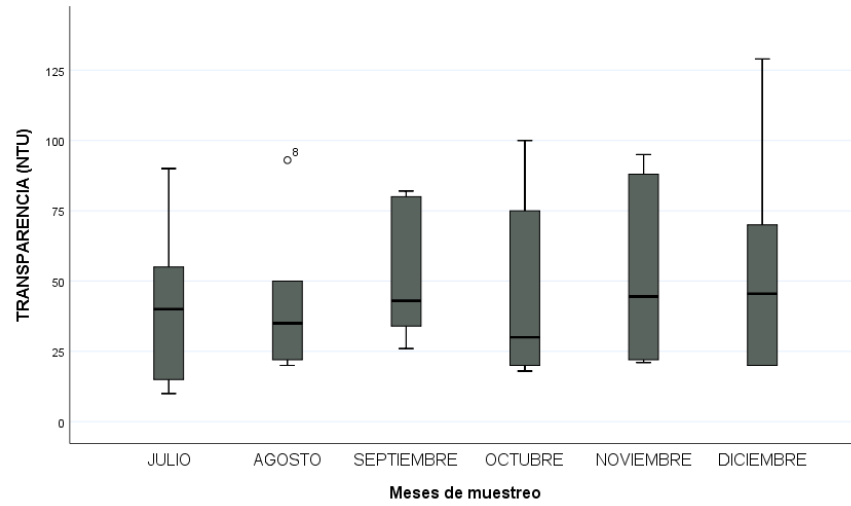


Figura 16. Promedios de la transparencia en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.

A partir del test de Kruskal-Wallis para datos no paramétricos, no se encontraron diferencias significativas a nivel temporal (p valor=0,927) (Figura 17A), sin embargo, sí se halló diferencia significativa a nivel espacial (p valor= 0,000) (Figura 17B), hallándose esta diferencia entre las estaciones Arroyo León, las Salinas y palafitos con respecto a las estaciones Punta Félix y la Barra de acuerdo al test post-hoc de Games-Howell.

A



B

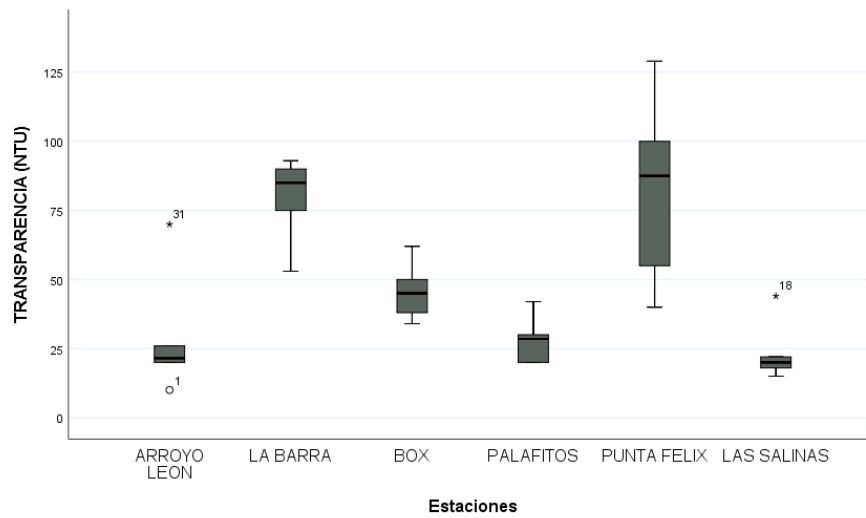


Figura 17. Variación de la transparencia en el tiempo de muestreo (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor)= 0,927 para (A) y (p valor)= 0,000 para (B). Post-hoc: test de Games-Howell.

6.2 FACTORES FÍSICO-QUÍMICOS, *Ex Situ*

6.2.1 Sólidos suspendidos totales SST (mg/L)

Este componente del agua es frecuentemente catalogado como el contaminante más común del mundo (OMS, 1995), debido a que las altas concentraciones de sólidos en suspensión pueden depositarse en el fondo de un cuerpo de aguas creando una capa que puede impedir la transferencia de oxígeno de modo que puede causar efectos adversos cubriendo organismos acuáticos, huevos, o larvas de macroinvertebrados.

Los valores para los SST en la CM fluctuaron entre 9,14 y 184,44 mg/L con una media de $52,63 \pm 5,93$ (Tabla 2). El valor mínimo de SST se registró en la estación cinco (Punta Félix) durante el mes de octubre (temporalidad lluviosa) y el valor máximo se registró en la estación seis (Las Salinas) durante el mes de octubre (temporalidad lluviosa) (figura 18).

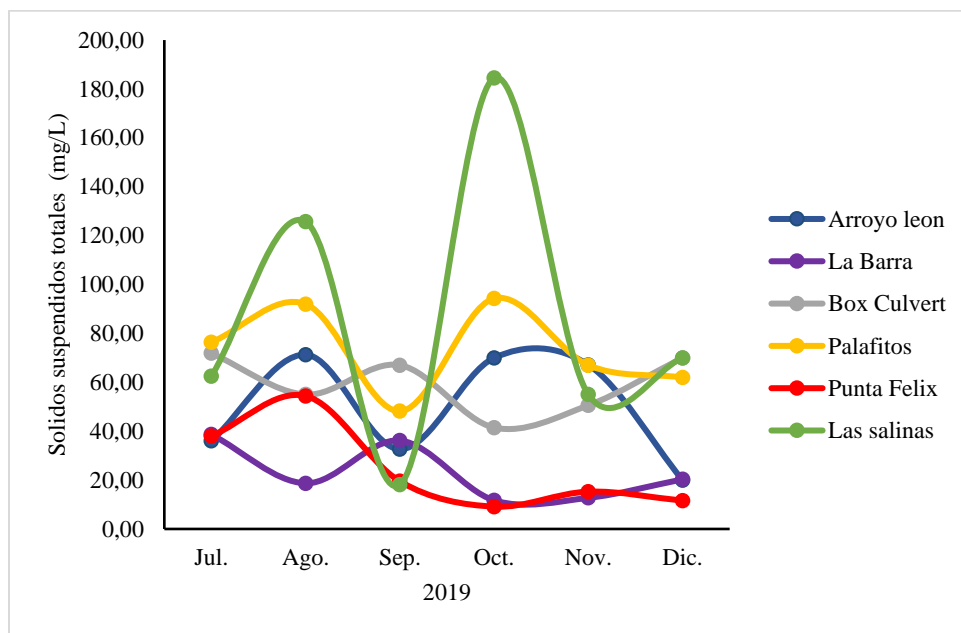
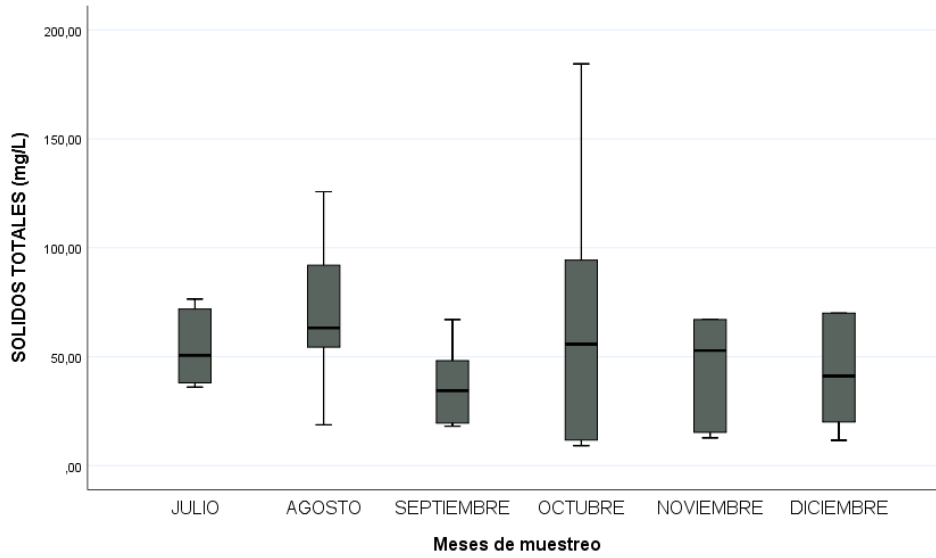


Figura 18. Promedios de los SST en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.

A partir del test de Kruskal-Wallis para datos no paramétricos no se encontraron diferencias significativas a nivel temporal (p valor= 0,534) (Figura 19A). Sin embargo, espacialmente si se presentaron diferencias significativas (p valor=0,003) (Figura 19B), encontrándose las diferencias entre

la estación dos (La Barra) y las estaciones tres y cuatro (Box Culvert y Palafitos) de acuerdo al test post-hoc Games-Howell.

A



B

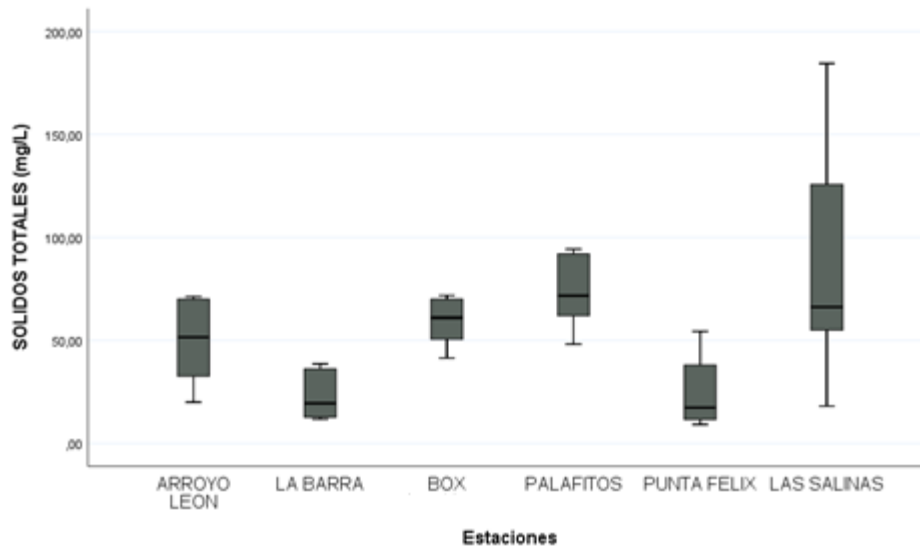


Figura 19. Variación de los SST en el tiempo de muestreo (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor)= 0,534 para (A) y (p valor)= 0,003 para (B). Post-hoc: test de Games-Howell.

6.2.2 Turbidez (NTU)

La medición de la turbidez del agua es uno de los parámetros más importantes en el control de la calidad del agua. Tanto los sólidos como las partículas en suspensión en el agua pueden ser portadores de contaminación microbiológica y también propician la adhesión de metales pesados, compuestos orgánicos tóxicos e incluso pesticidas (Marcó *et al.* 2004).

Los valores de turbiedad en la CM estuvieron comprendidos entre 2,00 y 120,00 NTU con una media de $23,13 \pm 3,58$ NTU (Tabla 2), el valor mínimo se registró en la estación cinco (Punta Feliz) durante el mes de diciembre (temporalidad seca) y el valor máximo se registró en la estación seis (Las Salinas) durante el mes de Octubre (temporalidad lluviosa) (figura 20).

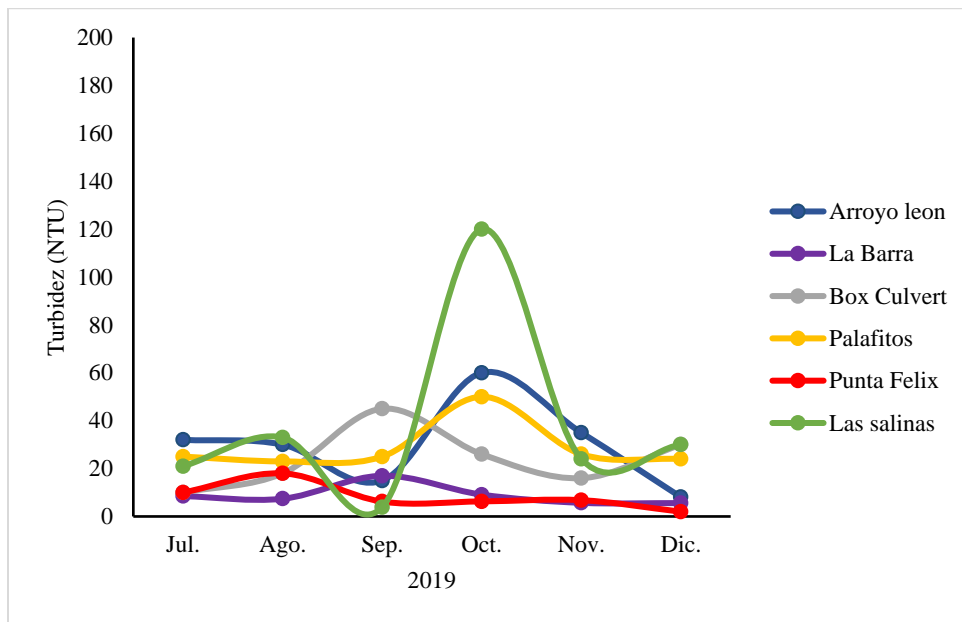
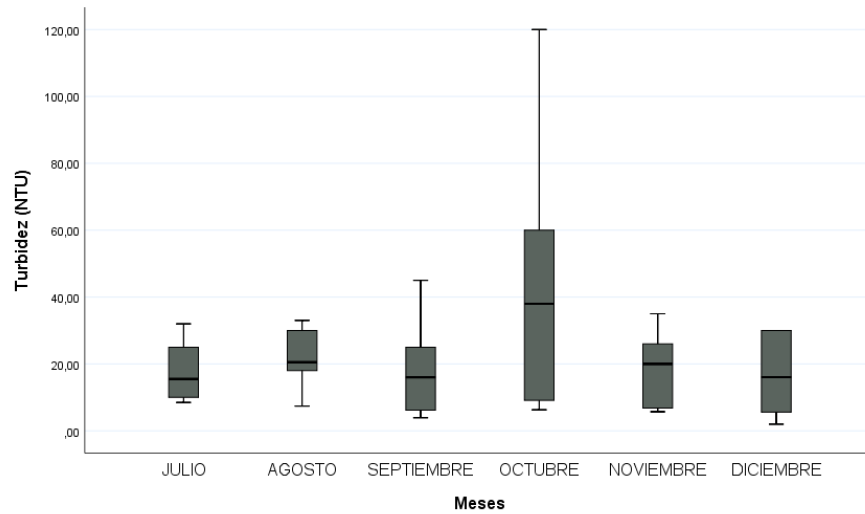


Figura 20. Promedios de la turbidez en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta Félix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.

A partir del análisis de Kruskal-wallis para datos no paramétricos no se encontraron diferencias significativas a nivel temporal (p valor= 0,646) (Figura 21A). Sin embargo, sí se encontraron diferencias significativas a nivel espacial (p valor=0,005) (Figura 21B), hallándose las diferencias entre las estaciones dos y cinco (la Barra y Punta feliz) con respecto a la estación cuatro (Palafitos) de acuerdo al test post-hoc de Games-Howell.

A



B

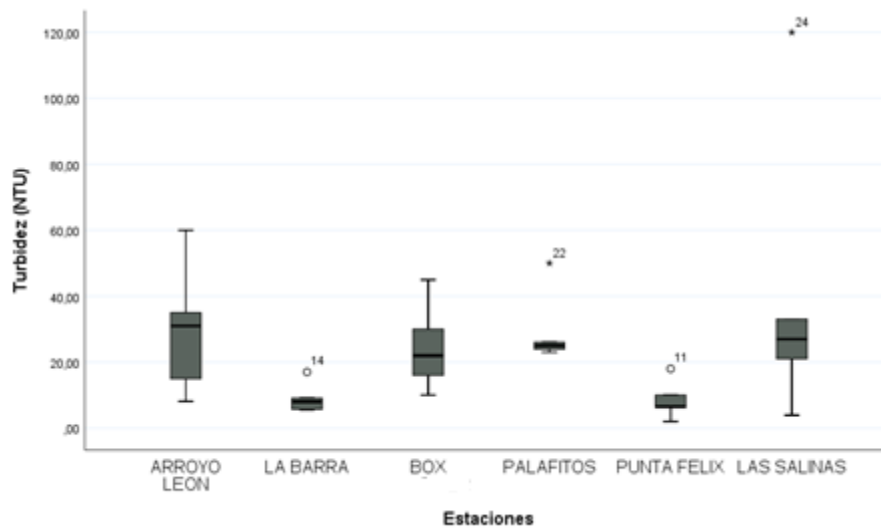


Figura 21. Variación de la turbidez en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor = 0,646 para (A) y (p valor)= 0,005 para (B). Post-hoc: test de Games-Howell.

6.2.3 Demanda biológica de Oxígeno (mgO_2/L)

De acuerdo a Faña (2002) este parámetro es sumamente versátil ya que permite determinar las condiciones de biodegradabilidad y el contenido de sustancias tóxicas en el agua, su determinación en

los estudios de impacto ambiental es importante, ya que permite además calcular las posibles descargas y los efectos de los efluentes domésticos e industriales sobre la calidad de las aguas en los cuerpos receptores.

Los valores de DBO_5 en la CM fluctuaron entre 3,20 y 13,00 mgO_2/L con un valor medio de $6,19 \pm 0,41$ (Tabla 2), el valor mínimo se registró en la estación tres (Box Culvert) durante el mes de octubre (temporalidad lluviosa) y el valor máximo se registró en la estación seis (Salinas) durante el mes de noviembre (temporalidad lluviosa) (figura 22).

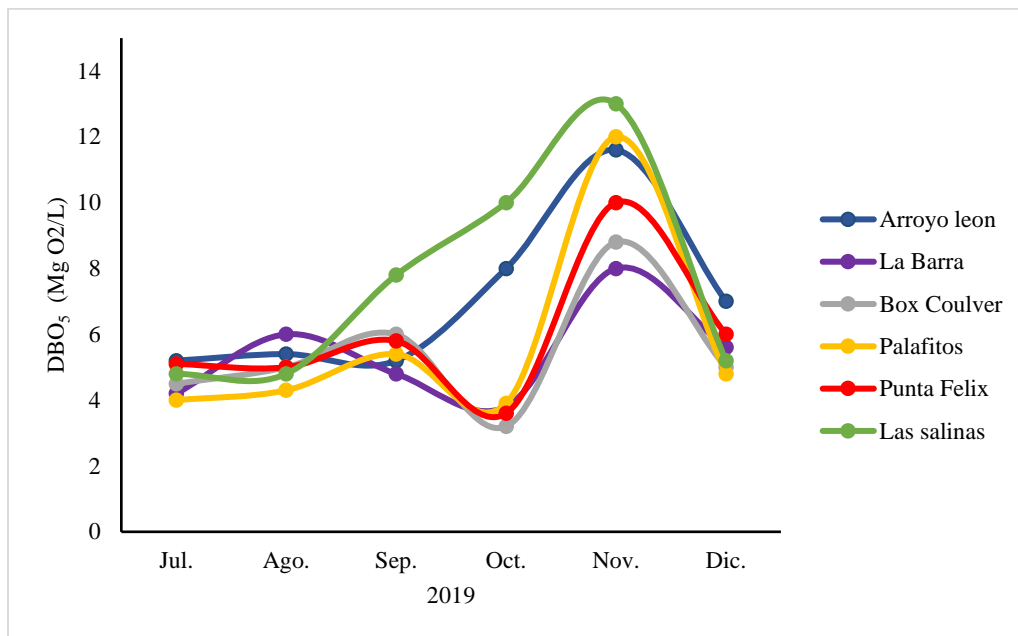
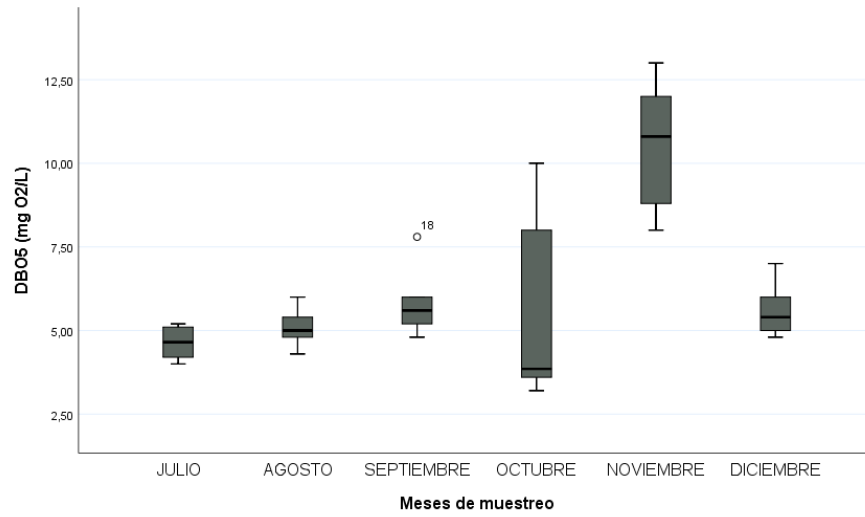


Figura 22. Promedios de la DBO_5 en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.

De acuerdo al test de Kruskal-Wallis para datos no paramétricos, se encontraron diferencias significativas a nivel temporal (p valor= 0,003) (Figura 23A), la diferencia se halló entre el mes de noviembre con respecto a todos los demás meses de muestreo de acuerdo a el test post-hoc de Games-Howell, con respecto al nivel de estaciones no se hallaron diferencias significativas (p valor= 0,422) (Figura 23B).

A



B

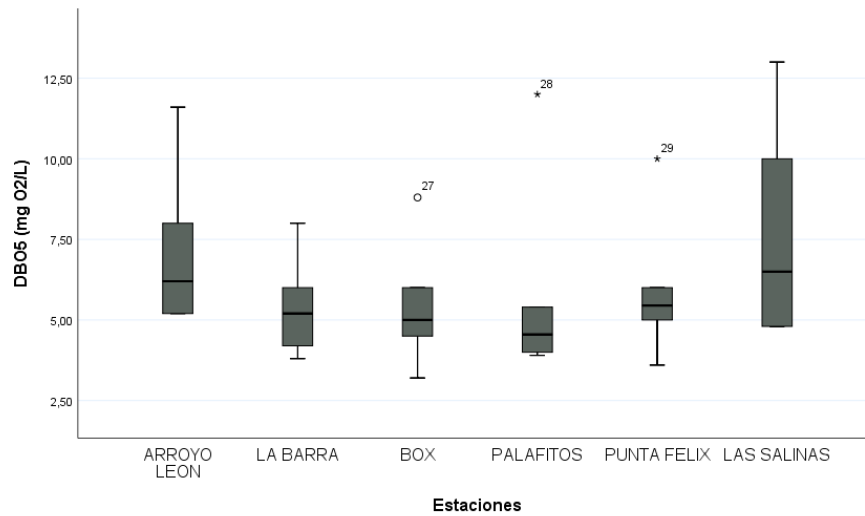


Figura 23. Variación del DBO en el tiempo de muestreo (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor= 0,003 para (A) y (p valor)= 0,422 para (B). Post-hoc: test de Games-Howell.

6.2.5 Nitratos (mg/L)

Tanto los nitratos como los nitritos son compuestos solubles conformados molecularmente por nitrógeno y oxígeno. En el ambiente, el nitrito (NO_2^-) generalmente se convierte a nitrato fácilmente (NO_3^-), lo que significa que el nitrito raramente está presente en el agua, sin embargo, los microorganismos presentes en el suelo, el agua y el drenaje transforman los nitratos en nitritos (Singler y Bauder.2012).

Las concentraciones de nitratos en la CM fluctuaron entre 0 (no identificable por límite de detección y cuantificación) y 5,58 mg/L con un valor medio de $1,12 \pm 0,26$ mg/L (Tabla 2). No se registró presencia de nitratos de acuerdo a límite de detección en múltiples estaciones y en las temporalidades, con respecto al máximo de nitratos se registró en la estación 2 (La Barra) durante el mes de diciembre (figura 24).

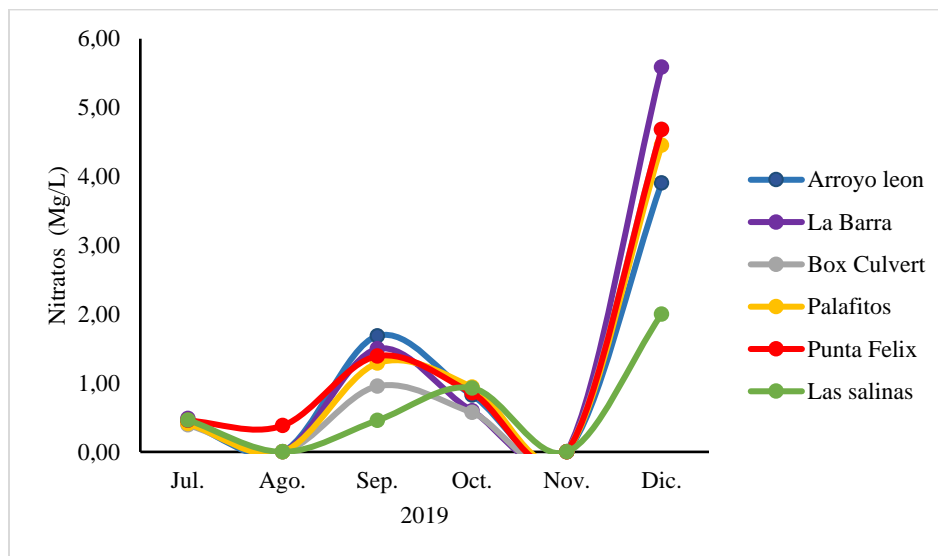
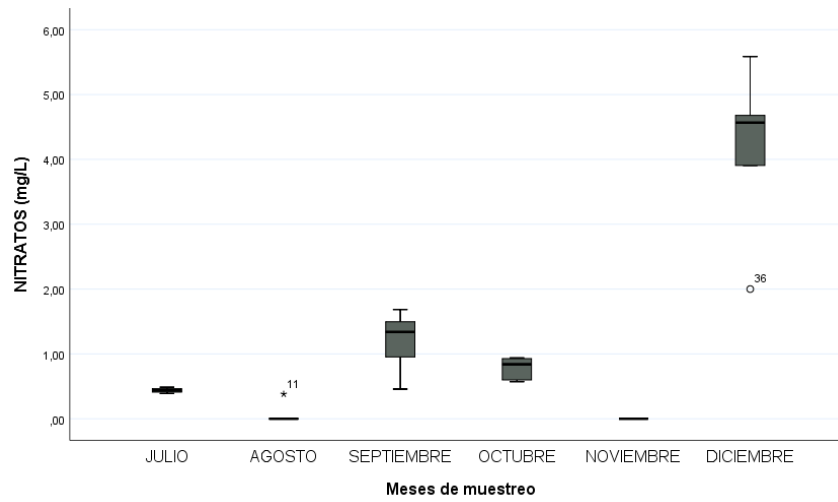


Figura 24. Promedios de las concentraciones de nitratos en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta Félix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.

De acuerdo al test de Kruskal-Wallis para datos no paramétricos existen diferencias significativas entre los meses de muestreo (p valor=0,000) (Figura 25A), no se realizó prueba post-hoc debido a que uno de los grupos (noviembre) tiene menos de dos casos. Sin embargo, no se hallaron diferencias significativas a nivel espacial (p valor=0,997) (Figura 25B).

A



B

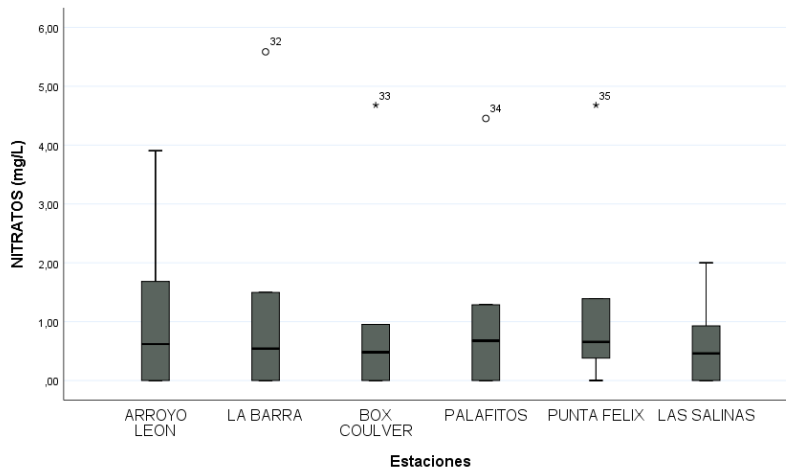


Figura 25. Variación de las concentraciones nitritos en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). Kruskal - Wallis con nivel de significancia (p valor)= 0,000 para (A) y (p valor)= 0,997 para (B).

6.2.4 Nitritos (mg/L)

Los niveles tanto de nitratos como de nitritos en aguas son un indicador importante de la calidad de la misma, “Los nitritos además de ser componentes naturales del agua también suelen formarse durante la biodegradación de nitratos, nitrógeno amoniacal entre otros compuestos orgánicos nitrogenados y se utiliza frecuentemente como indicador de contaminación fecal en aguas naturales” .

Los valores de nitritos en la CM estuvieron entre 0,02 y 3,98 mg/L con un valor medio de $0,97 \pm 0,16$ (tabla 2). El valor mínimo se registró en la estación 6 (Salinas) durante el mes de diciembre (temporalidad seca) y el valor máximo se registró en la estación dos (La Barra) durante el mes de diciembre (temporalidad seca) (figura 26).

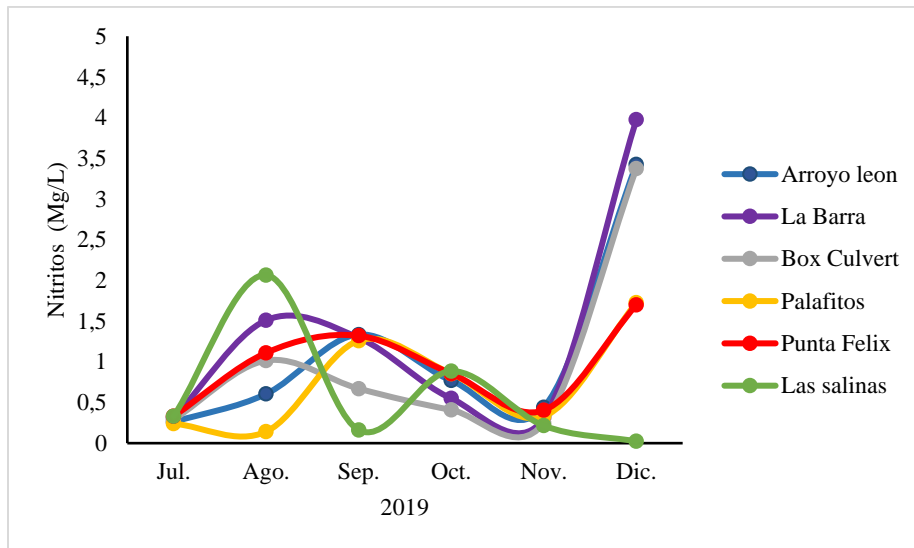
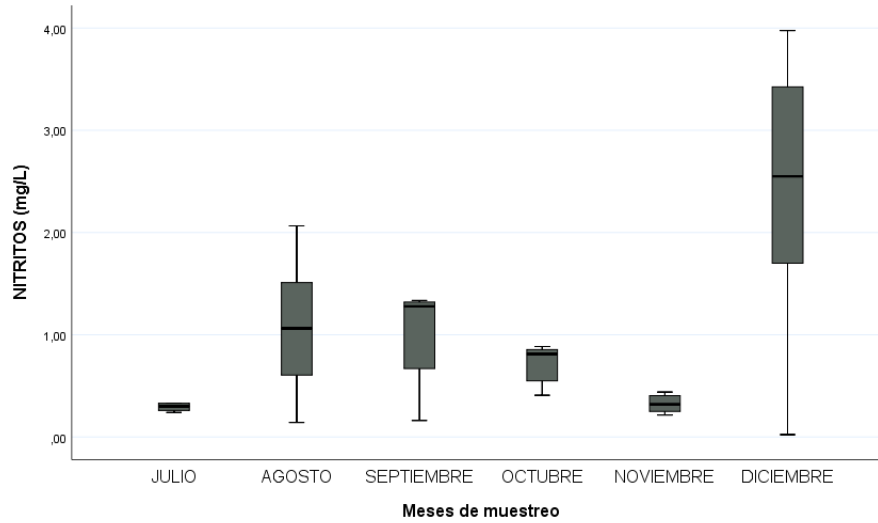


Figura 26. Promedios de los nitritos en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante 2019.

De acuerdo al test de Kruskal-Wallis para datos no paramétricos existen diferencias significativas entre los meses de muestreo (p valor=0,01) (Figura 27A), hallándose la diferencia entre los meses de Julio y noviembre con respecto al mes de octubre de acuerdo al test post-hoc de Games-Howell. Sin embargo, no se hallaron diferencias significativas a nivel espacial (p valor=0,619) (Figura 27B).



B

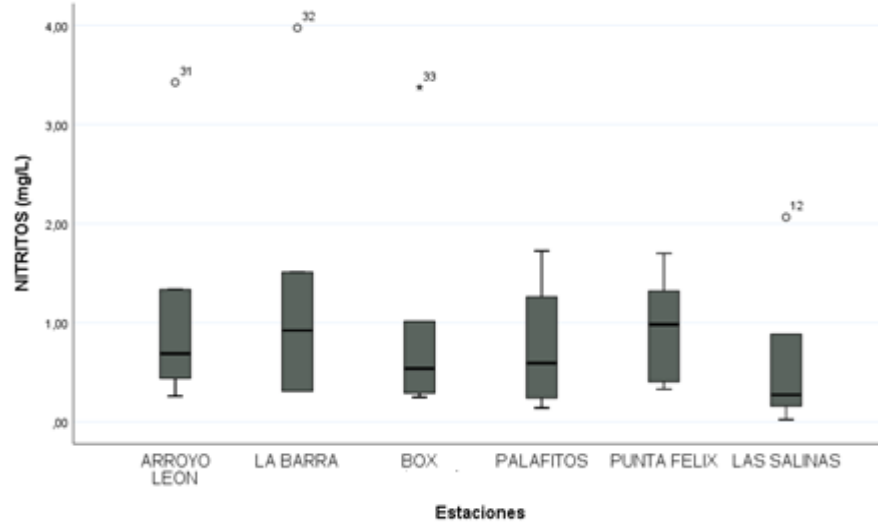


Figura 27. Variación de las concentraciones nitritos en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). Kruskal - Wallis con nivel de significancia (p valor)= 0,01 para (A) y (p valor)= 0,619 para (B). Post-hoc: test de Games-Howell.

6.2.6 Ortofosfatos (mg/L)

El crecimiento de las algas depende en gran medida de las concentraciones de nitrógeno y de fósforo en el agua, en condiciones normales la proporción de nitrógeno suele ser mayor a la del fósforo de modo que este crecimiento se ve condicionado por dicha concentración, cuando las concentraciones de fósforo rebasan los 100 $\mu\text{g/L}$ para el caso de ambientes lénticos, se vuelve un contaminante. (Castro y Melgar, 2005). Las aguas residuales de origen doméstico tienden a incrementar el contenido de fósforo total en los ambientes lóticos y lénticos, debido a que un detergente puede contener hasta un 28% de fósforo, este fósforo es captado por las algas que crecen desmedidamente llevando el cuerpo de agua a la eutrofización (Shock y Shock, 2012).

Las concentraciones de ortofosfatos en la CM se mantuvieron entre 0,66 y 3,83 mg/L con un valor medio de $1,66\pm 0,18$ (Tabla 2). El valor mínimo se registró en la estación tres (Box Culvert) durante el mes de diciembre (temporalidad seca) y el valor máximo se registró en la estación seis (Las Salinas) durante el mes de septiembre (temporalidad lluviosa) (figura 28).

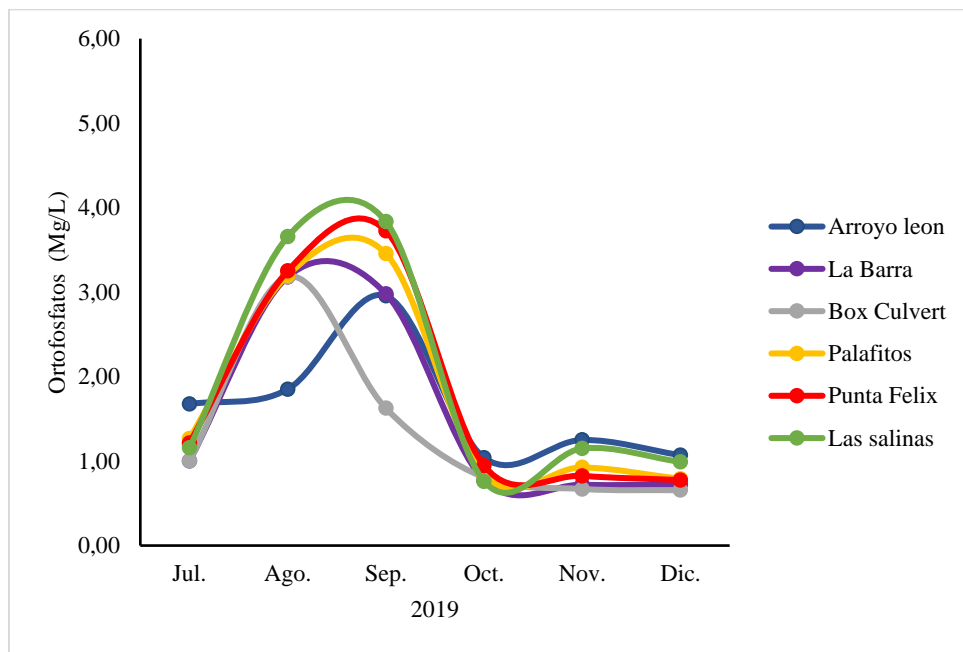
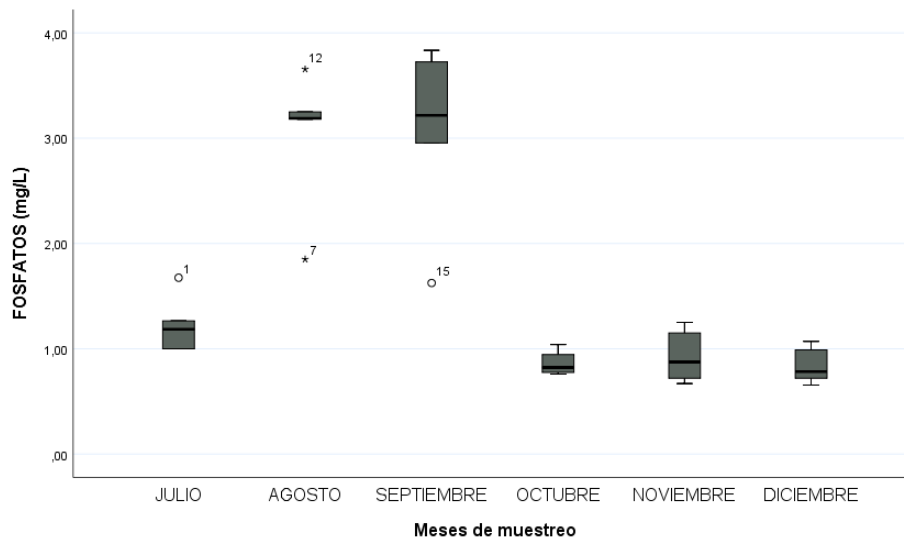


Figura 28. Promedios de las concentraciones de ortofosfatos en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culvert, Palafitos, Punta felix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.

De acuerdo al test de Kruskal-Wallis para datos no paramétricos existen diferencias significativas a nivel temporal (p valor=0,000) (Figura 29A), las diferencias se encuentran particularmente entre los

meses de agosto y septiembre con respecto al resto de meses de muestreo (julio, octubre, noviembre, diciembre) de acuerdo al test post-hoc de Games-Howell. Sin embargo, no se hallaron diferencias significativas a nivel espacial (p valor=0,595) (Figura 29B).

A



B

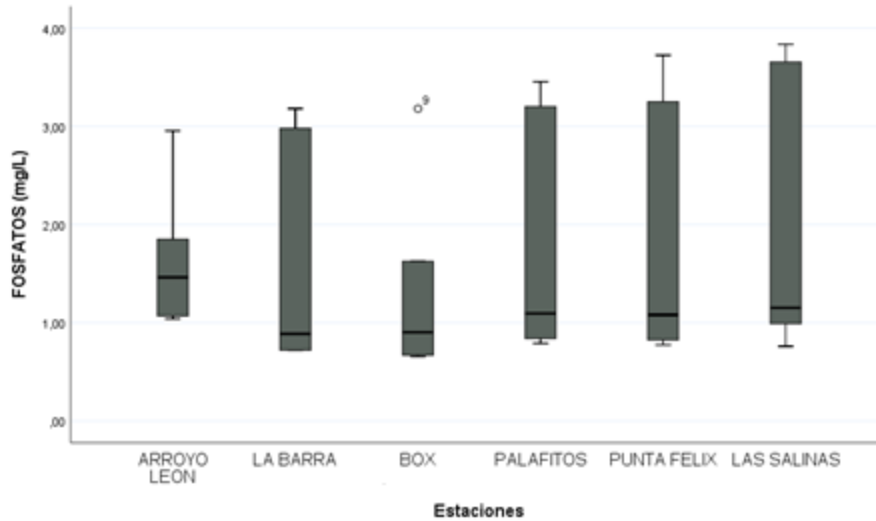


Figura 29. Variación de las concentraciones de fosfatos en el tiempo de muestreo (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor = 0,000 para (A) y (p valor = 0,595 para (B). Prueba post-hoc de Games-Howell.

6.2.7 Coliformes totales (NMP)

El grupo de bacterias llamados coliformes son por excelencia la entidad biológica medida regularmente para evaluar contaminación asociada a descargas de aguas con excretas en cuerpo de agua, el número de coliformes en una muestra se usa como criterio de contaminación y por lo tanto de calidad sanitaria de la misma. De igual manera, suele utilizarse común y conjuntamente con otras variables en índices de calidad y contaminación debido a su fácil, rápido y económico aislamiento, cuantificación e identificación (Ríos *et al.*, 2017).

Los valores de coliformes fecales en la CM fluctuaron entre 1,00 y 836000,00 NMP con una media de $38709,28 \pm 23147,56$ (Tabla 2). El valor mínimo se registró en la estación cinco (Punta Félix) durante el mes de noviembre (temporalidad lluviosa) y el valor máximo se registró en la estación seis (Las Salinas) durante el mes de octubre (temporalidad lluviosa) (figura 30).

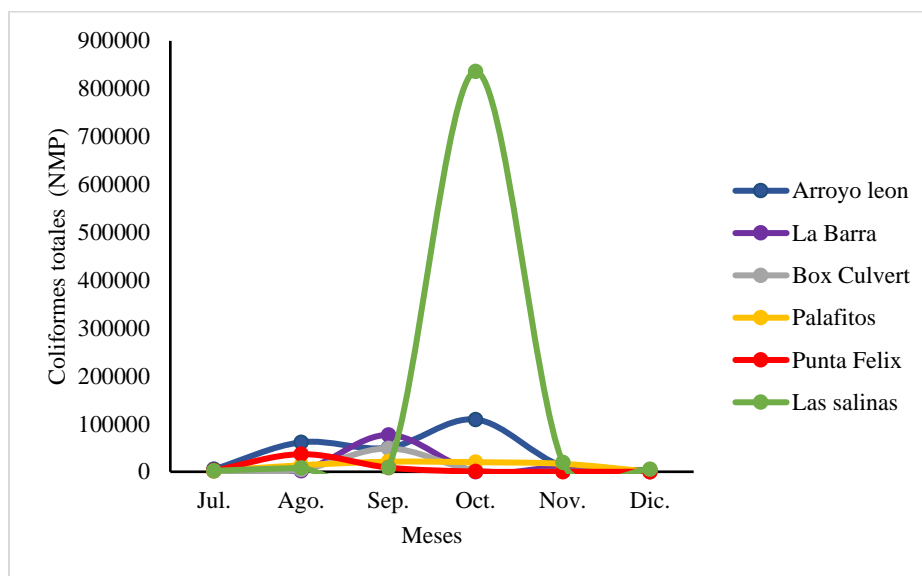
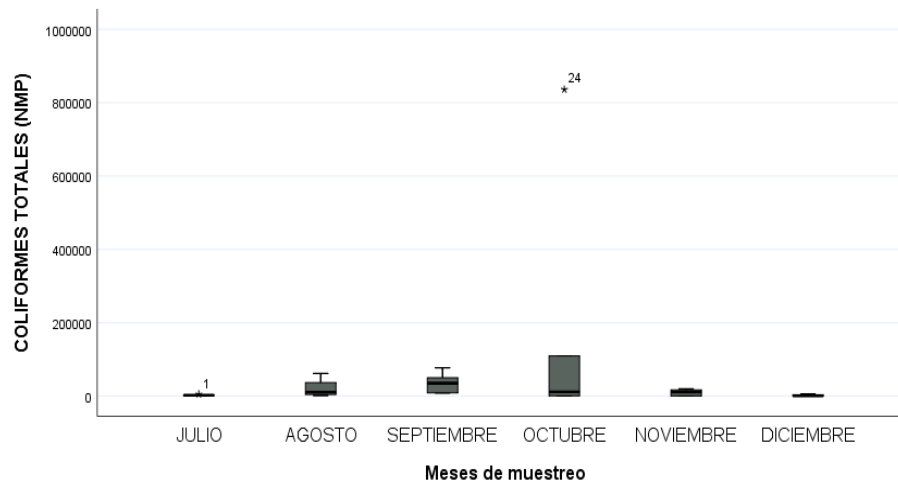


Figura 30. Promedios de los coliformes en NMP en las estaciones (Arroyo león, La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta Félix, las salinas) con respecto a los meses de muestreo durante el año 2019.

De acuerdo al test de Kruskal-Wallis para datos no paramétricos existen diferencias significativas a nivel temporal (p valor=0,024) (Figura 31A). Sin embargo, no se hallaron diferencias significativas a nivel espacial (p valor=0,145) (Figura 31B).

A



B

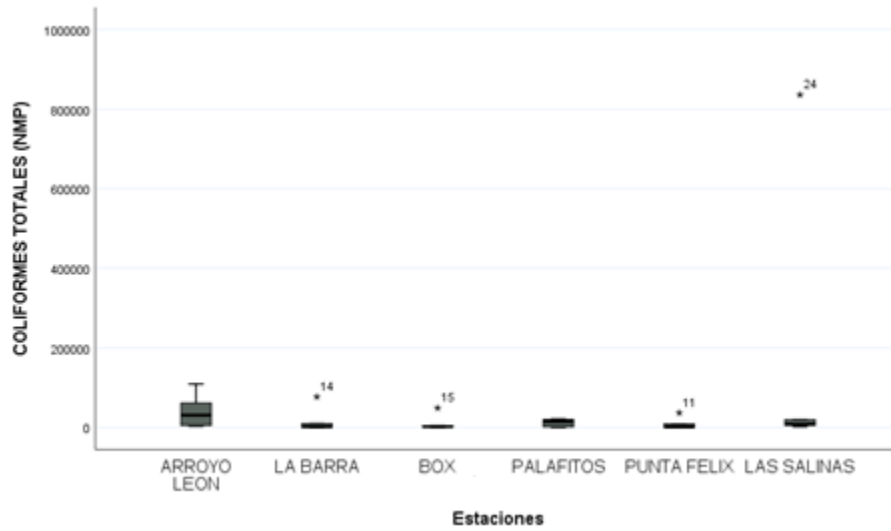


Figura 31. Variación de las concentraciones de coliformes en el tiempo de muestre (A) y por estaciones (B). Kruskal -Wallis con nivel de significancia (p valor = 0,024 para (A) y (p valor)= 0,145 para (B).

Tabla 2. Valores mínimos y máximos (entre paréntesis), media y desviación estándar de los parámetros fisicoquímicos del agua superficial en la CM. DS= Desviación estándar.

Variable	Mínimo	Máximo	Media DS
Profundidad (m)	0,42	1,63	0,94±0,05
Temperatura (°C)	25,94	31,89	28,49±0,22
Salinidad (UPS)	3,73	54,31	20,79±1,78
pH	6,53	9,10	7,49±0,09
Oxígeno disuelto (mgL-1)	0,71	10,48	4,75±0,44
% Oxígeno disuelto	9,17	154,85	68,45±6,38
Transparencia (NTU)	10,00	129,00	48,08±5,04
Conductividad (S/M)	6722,33	77860,00	32834,36±2475,21
DBO (mg O2/L)	3,20	13,00	6,19±0,41
SST (mg/L)	9,14	184,44	52,63±5,93
Nitritos (mg/L)	0,02	3,98	0,97±0,16
Nitratos (mg/L)	0,00	5,58	1,12±0,26
Ortofosfatos (mg/L)	0,66	3,83	1,66±0,18
Turbiedad (NTU)	2,00	120,00	23,13±3,58
Coliformes totales (NMP/100 mL)	1,00	836000,00	38709,28±23147,56

6.3 INDICE DE CONTAMINACION POR MATERIA ORGANICA (ICOMO)

La variación temporal y espacial de los resultados correspondientes al cálculo del Índice ICOMO se expresa en la tabla 3, hallándose que en la mayoría de los casos este grado de contaminación por materia orgánica se encuentre por encima del valor 0,5 indicando que suele ser una contaminación media a pésima de acuerdo a la escala establecida por Ramírez *et al.* (1997), sin embargo, se observó que no presenta una homogeneidad con respecto a dicho grado de contaminación, si no que este suele variar de acuerdo a la estación y temporalidad de muestreo.

Durante el mes de Julio (temporalidad seca) el grado de contaminación fue media para las estaciones de arroyo Leon, La barra y punta Félix y baja para las estaciones Box Culverts, Palafitos y Las Salinas (figura 32).

Correspondiente al mes de Agosto (temporalidad seca) el grado de contaminación fue alta para la estación Palafitos, media para las estaciones Arroyo León, Box Culverts, punta Felix y Las Salinas y baja para la estación La Barra (figura 33).

Durante el mes de Septiembre (temporalidad lluviosa) el grado de contaminación fue alto para las estaciones Arroyo León, Box Culverts, Punta Félix y Las Salinas y medio para las estaciones La Barra y Palafitos (figura 34).

Para el mes de Octubre (temporalidad lluviosa) el grado de contaminación fue muy alto para la estación Arroyo León, alto para las estaciones Palafitos y Las Salinas y Bajo para las estaciones La Barra y Punta Felix (figura 35).

Correspondiente al mes de Noviembre (temporalidad lluviosa) el grado de contaminación fue alto para la estación Arroyo León, Palafitos y Las Salinas medio para la estación la Barra y bajo para la estación Box Culverts y punta Félix (figura 36).

Durante el mes de Diciembre (temporalidad seca) el grado de contaminación fue alto para la estación Arroyo León y baja para las estaciones La Barra, Box Culverts, Palafitos, Punta Félix y Las Salinas (figura 37).

Tabla 3. Valores del ICOMO obtenidos a partir del programa ICATEST 1.0 V para cada estación y temporalidad muestreados. * Color azul (ninguna contaminación) *Color verde (poca contaminación) * Color amarillo (contaminación media) * color naranja (alta contaminación) * Color rojo (muy alta contaminación).

	Arroyo León	La Barra	Box Culverts	Palafito	Punta Félix	Las Salinas
JULIO	0,55	0,43	0,35	0,27	0,43	0,33
AGOSTO	0,51	0,38	0,45	0,60	0,58	0,54
SEPTIEMBRE	0,66	0,49	0,60	0,52	0,65	0,66
OCTUBRE	0,83	0,4	0,53	0,70	0,39	0,75
NOVIEMBRE	0,70	0,56	0,33	0,6	0,38	0,63
DICIEMBRE	0,55	0,283	0,37	0,22	0,33	0,39

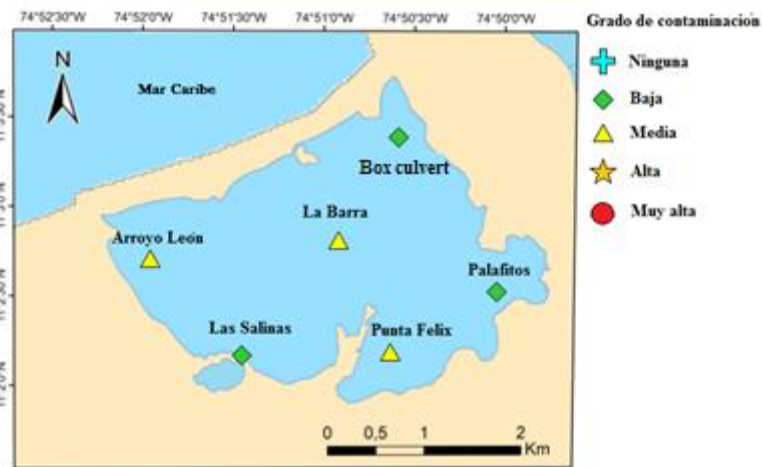


Figura 32. Grado de contaminación en cada estación durante el mes de julio.

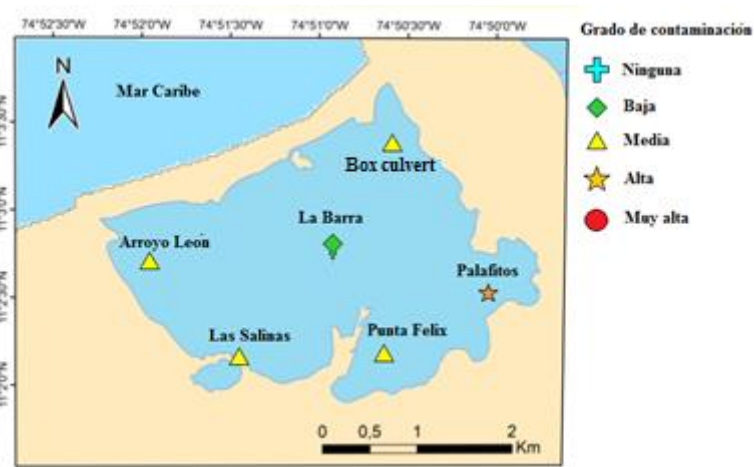


Figura 33. Grado de contaminación en cada estación durante el mes de agosto.

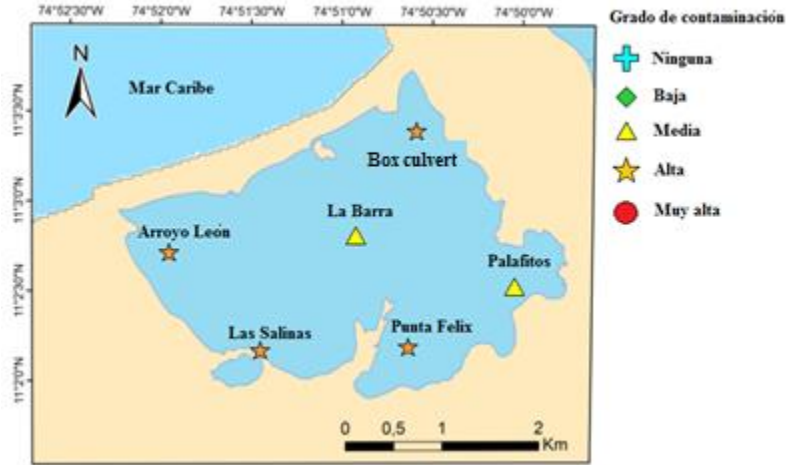


Figura 34. Grado de contaminación en cada estación durante el mes de septiembre.

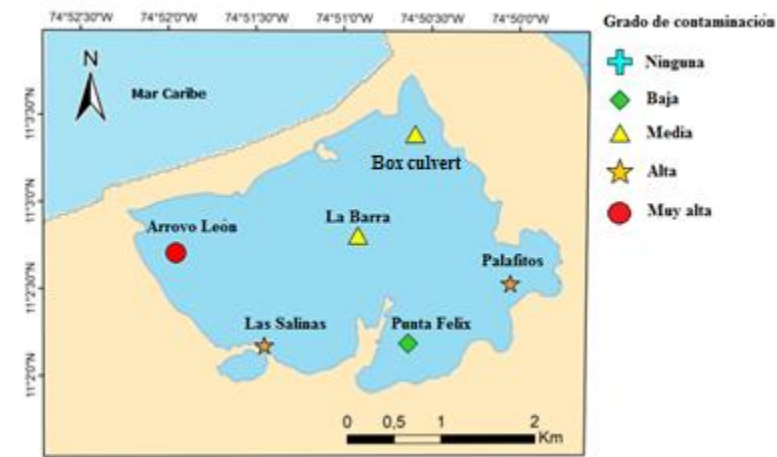


Figura 35. Grado de contaminación en cada estación durante el mes de octubre.

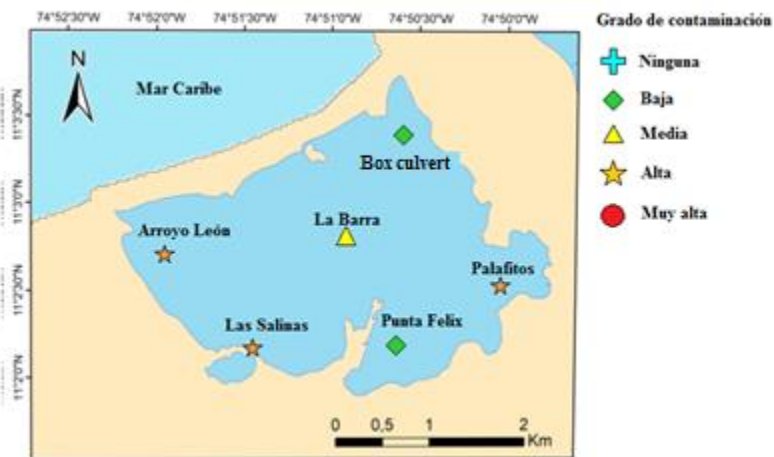


Figura 36. Grado de contaminación en cada estación durante el mes de noviembre.

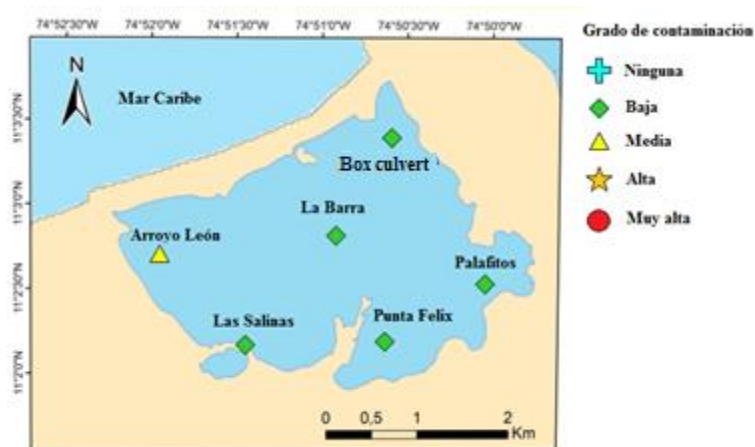


Figura 37. Grado de contaminación en cada estación durante el mes de diciembre.

7. DISCUSIÓN

7.1 variaciones de los Factores fisicoquímicos In-Situ

7.1.1 Variación de la profundidad

De acuerdo con lo medido para cada una de las estaciones en la CM los límites inferiores y superiores (Figura 2), contrastan con lo expuesto en estudios anteriores, como los estudios realizados por Corrales & Redondo (2008) quienes señalan una profundidad entre 0.60 – 1.20m en la CM, al igual que Ramos & Vargas (2008) y Mangones & León (2014), estudios en los cuales se mantienen los mismos rangos de profundidad; esta mayor profundidad para algunas estaciones (específicamente las estaciones la Barra y Box Culvert) puede deberse a las actividades de dragado realizadas en los años recientes en la ciénaga (2012-2016) así como la instalación de los llamados BOX CULVERT los cuales conectan a la ciénaga directamente con el Río Magdalena, lo cual ha tenido una fuerte influencia sobre el comportamiento de la profundidad y el depósito de sedimentos, presentándose que la variación en la profundidad de la ciénaga no se comporte de manera estacional (Figura 3A) sino más bien variando de acuerdo a la proximidad con la ubicación de dichos dragados y a sus fuentes aportantes de aguas (Figura 3B).

7.1.2 Variación de la temperatura

La temperatura en la CM varía muy poco, alrededor de 1 C° a lo largo de los meses muestreados (Figura 4), esto concuerda con lo registrados por otros autores (García & Luque, 2008; Ramos & Vargas, 2008; Mangones & León, 2014), quienes coinciden en presentar una temperatura homogénea para el cuerpo de agua. La temperatura para este cuerpo de agua se encuentra particularmente condicionada por las temporalidades así como la presencia de los vientos alisios y los vientos locales (también llamadas brisas decembrinas) los cuales tienen una fuerte influencia sobre los ecosistemas acuáticos continentales del Caribe Colombiano (CIOH, 2010), especialmente la CM al ser un cuerpo de agua con poca profundidad, esta hipótesis se ve reforzada por los datos obtenidos para cada uno de los meses muestreados y el análisis de varianza (Figura 5A), los cuales indican que para el mes de noviembre (temporalidad lluviosa) fue el mes en el cual se registraron los menores valores de temperatura, siendo para este caso que posiblemente la presencia de nubosidades haya impedido que la radiación solar llegase hasta el cuerpo de agua y las precipitaciones enfriaran la misma. Por su parte durante el mes de julio se registraron los mayores valores de temperatura posiblemente como consecuencia de la temporalidad que se caracterizó por ser un periodo seco y de poca aireación permitiendo que la radiación llegue con más intensidad a la superficie del agua, sin embargo, se reconoce que el mes de julio históricamente para el departamento del atlántico es un mes en el cual se produce un evento climatológico conocido como “veranillo de San Juan”, el cual es un fenómeno que se caracteriza por la ausencia de lluvia durante un breve periodo de tiempo en la temporalidad invernal (ANEXO 1).

7.1.3 Variación de la salinidad

La CM al ser un cuerpo de agua que se caracteriza como una laguna costera estuarina presenta un comportamiento en la salinidad típico de estos ecosistemas, la conexión con el mar puede ser permanente o efímera, de modo que no hay restricciones para los valores de la salinidad en el interior. (Lankford, 1977). Para el caso de la CM esta posee una barra natural y su conexión con el mar Caribe es inconstante de modo que los valores en la salinidad también lo son. Los cambios en la salinidad nivel temporal vienen dados durante la temporada lluviosa particularmente durante el mes de noviembre (Figura 7A), este aumento en la salinidad probablemente sea consecuencia de la apertura de

la barra, permitiendo la entrada de agua salada proveniente del mar Caribe. sin embargo, este aumento en la salinidad no se da de forma homogénea en la Ciénaga registrándose valores altos de la salinidad solo para aquellas estaciones de muestreo que presentan proximidad a dicha barra como La Barra, Box Culvert y relativamente cerca Palafitos y Punta Félix (figura 6), pero manteniéndose estos niveles de salinidad o inclusive disminuyendo para aquellas estaciones que se encuentran más alejadas y que a su vez poseen en su proximidad otra fuente de agua dulce como es el caso de la estación Las Salinas y arroyo León (figura 7B).

7.1.4 Variación del pH

Durante el periodo de muestreo se registró un pH ligeramente básico en la CM, se puede apreciar que dicha tendencia a la basicidad va dirigida tanto para las estaciones como para las temporalidades (Figura 8). Esto concuerda con estudios anteriores realizados en este ecosistema como Ramos & Vargas, (2008) y Corrales & Redondo (2008) los cuales también encontraron valores similares de pH para temporalidad lluviosa. Este comportamiento homogéneo con respecto a la basicidad a nivel espacial en el pH (Figura 9B), probablemente se encuentra asociado a la influencia de las aguas marinas y el origen marino de los sedimentos, sin embargo el pH si presento algunos cambios con respecto a la temporalidad (Figura 9A), hallándose que en el mes de Junio hubo un leve descenso en los valores de pH <7,5 en toda el área de la ciénaga, esto puede deberse a fenómenos de vaciamiento y entrada de agua del rio magdalena a la ciénaga (Mangones & León, 2014).

7.1.5 Variación del Oxígeno disuelto

El comportamiento del oxígeno disuelto indica que existe un déficit del mismo sobre toda la extensión de la ciénaga, esta afirmación se sustenta en el hecho de que la resolución 258/11 de la CRA establece como criterio para la calidad del agua valores de concentración de OD superiores a 3 mg/L, sin embargo, aunque el mayor valor registrado de oxígeno disuelto fue de 10,48 mg/L, un gran porcentaje de las estaciones presentaron valores de OD por debajo de 3 mg/L (28% o 10/28 de las estaciones muestreadas), esta situación de déficit se agrava considerando el decreto 1076 DE 2015, artículo transitorio 2.2.3.3.9.10 expedido por la presidencia de la república a través del departamento

administrativo de funciones públicas, el cual indica un valor de concentración >4 mg/L como criterio de calidad para la conservación de la fauna y la flora, valor que solo cumple el 55,5% de las estaciones muestreadas (20 de 36 estaciones).

Estudios realizados por Padilla, (2005); Franco, (2007); Corrales y Redondo, (2008); muestran que los valores de oxígeno disuelto durante la década del 2000-2010 se encontraron entre 4,81 y 9,87 mg/L (Tabla 4), valores que se consideran dentro del rango aceptable para la calidad del agua establecida por las normativas colombianas (Anexo 5), sin embargo, en el estudio realizado por Mangones & León (2014) se evidencia una disminución en las concentraciones de OD (entre 2.67 y 4.6) finalizando con este trabajo en el cual se registraron valores entre 0,71 y 10,48 mg/L, evidenciando de esta manera una disminución considerable en las concentraciones de OD para la segunda década del siglo XXI.

Este déficit en el oxígeno disuelto puede atribuirse particularmente al consumo del oxígeno por parte de bacterias heterotróficas aeróbicas, las cuales utilizan la materia orgánica disuelta y suspendida como alimento para satisfacer sus requerimientos de energía con su oxidación a dióxido de carbono (Herbert, 1999). Materia orgánica que estaría integrándose al cuerpo de agua como consecuencia de los aportes realizados por el río Magdalena y el Arroyo León. Este fenómeno se vería acentuado durante el periodo lluvioso comprendido entre los meses de septiembre-noviembre (Anexo 1), temporalidades en las cuales se ve aumentado el caudal de estos afluentes además del aporte de materia orgánica realizado por los procesos de escorrentía y lavado del terreno aledaño realizado por la lluvia, provocando como consecuencia final la proliferación excesiva de estas bacterias y por consiguiente el consumo del oxígeno disuelto disponible en el agua.

7.1.7 Variación de la conductividad

La conductividad presenta una variación muy similar al presentado por la salinidad (Figura 14), esto es natural ya que la conductividad por sí misma es utilizada recurrentemente como medida indirecta de la Salinidad (Heurteraux, 1988), las fluctuaciones en la CM para la conductividad es influenciada particularmente por las temporalidades, la CM al ser un cuerpo de agua catalogada como una laguna costera estuarina con una barra arenosa las cuales se caracterizan porque la entrada de agua de mar es estacionaria (Yáñez- Arancibia, 1986) provocan que la salinidad y por lo tanto la conductividad sean inconstante, esto se ve reflejado en el test de Kruskal-Wallis (Figura 15A) el cual indica que en el mes de Noviembre los niveles de Conductividad aumentaron considerablemente en relación a los otros

meses muestreados, esto probablemente como consecuencia del aumento en las precipitaciones y la apertura de la barra que conecta a la ciénaga con el mar Caribe, en contraste con esto, a nivel espacial aunque si existen variaciones en la conductividad en relación con la cercanía a dicha barra, no son tan evidentes estadísticamente y por lo tanto no tiene una relevancia significativa (Figura 15B).

7.1.8 Variación de la transparencia

La claridad del agua es la primera propiedad percibida por los usuarios, esta se encuentra relacionada con dos parámetros que indican indirectamente el estado trófico del cuerpo de agua: transparencia y Turbidez, ha sido utilizada muy frecuentemente para determinar la contaminación en cuerpos de agua (Matthews, 2011). De acuerdo con la escala propuesta por Roldán (2003), dado el comportamiento de la transparencia en la CM se puede catalogar el agua de la misma como turbia, esta afirmación se encuentra soportada debido a que los valores de transparencia para la mayoría de estaciones y en casi todas las temporalidades se encontraron entre 10 y 50 cm (Figura 16), este patrón de comportamiento se mantiene salvo para las estaciones la Barra y Punta Félix los cuales si presentaron valores superiores a 60 cm de profundidad para la transparencia, con base en esto y respaldado por el test de Kruskal-Wallis se puede afirmar que la transparencia en la CM se encuentra fuertemente influenciada por los tensores ambientales, particularmente por las fuentes aportantes de agua a esta ciénaga (Figura 17B), observándose que los menores valores de transparencia fueron registrados para las estaciones que presentaron dichas fuentes de agua en su proximidad: Box Colverts y palafitos cerca al Rio Magdalena y las estaciones Salinas y arroyo León cerca a la fuente de agua con el mismo nombre, y la mayor profundidad de transparencia para la estación la Barra teniendo en su proximidad al rio Magdalena. Sin embargo, no se halló evidencia que pueda relacionar de alguna forma la transparencia y la temporalidad ya que presento diferencias significativas durante los meses de muestreo (Figura 17A), siendo Punta Félix la única estación que vario con respecto a la temporalidad, estación que se caracteriza por ser aquella que se encuentra más distanciada de todas las fuentes de agua anteriormente mencionadas.

7.2 Variación de los Factores fisicoquímicos y biológicos Ex-Situ

7.2.1 Variación de los Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Los valores de SST presentaron un comportamiento muy similar entre todos los meses de muestreo para cada una de las estaciones (Figura 19A), sin embargo, es importante resaltar que para la mayoría de temporalidades y estaciones muestreadas el valor de SST fue superior a 30 mg/L, valor criterio establecido por la CRA en la resolución 258/11 para la calidad del agua en este tipo de ecosistemas, siendo de esta manera que se presentaron diferencias entre cada una de las estaciones muestreadas (Figura 18), estas diferencias se acentúan principalmente entre las estaciones que se encuentran cercanas al mar Caribe (estaciones La Barra y Punta Félix) con respecto a aquellas estaciones que se encuentran en la periferia de la CM y el Río Magdalena (estación Box Culvert) o cerca de los asentamientos humanos como el barrio Amarillo (Palafitos) y la Cangrejera (Arroyo León y Las Salinas), siendo las estaciones La Barra y Punta Félix aquellas estaciones con la mayoría de valores de SST inferiores a 30 mg/L, en contraste con los valores registrado para el resto de estaciones, las cuales presentaron valores superiores a 30 mg/L durante casi todas las temporalidades. Estudios realizados por Benavides (2019) en colaboración con la Universidad del Norte indican que para la misma fecha en que se realizaron los muestreos de este trabajo, en el Arroyo León se registraron valores de SST superiores a los 150 mg/L, llegando a la conclusión que “son aguas superficiales de mala calidad con descargas de aguas residuales crudas y agua con alto contenido de material suspendido” (CONAGUA, 2018), esto indica que la CM se enfrenta una situación de grandes descargas de aguas residuales, particularmente provenientes del Arroyo León, el Río Magdalena y las zonas residenciales aledañas.

7.2.2 Variación de la turbidez

La turbidez en la CM presentó un comportamiento muy similar al presentado por los sólidos en suspensión, presentando valores superiores a 20 NTU para casi la totalidad de las estaciones salvo la Barra y Punta feliz (Figura 20) esto ocurre ya que ambos parámetros se encuentran intrínsecamente relacionados (Tabla 5), la turbidez al igual que los sólidos en suspensión constituyen un indicador general e indirecto de la calidad del agua ya que no entregan información sobre un contaminante en específico (Lenntech, 2009; Moreira et al., 2009). El comportamiento de la turbidez al igual que los sólidos totales en suspensión parece estar fuertemente influenciado por las fuentes aportantes de agua,

presentándose que aquellas estaciones que se encontraron en las inmediaciones de fuentes aportantes como el Río Magdalena y el Arroyo León (estaciones Palafitos, Box Culverts, Las Salinas y Arroyo León) presentaron los valores más altos de NTU en contraste con aquellas estaciones que se encuentran más distanciadas de dichas fuentes o que se encuentran influenciadas por alguna otra fuente de aguas como lo es el Mar Caribe (estaciones La Barra y Punta Félix) las cuales presentaron los valores más bajos de NTU (Figura 21B), sin embargo, a pesar de que no existe una relación evidente entre la temporalidad y el comportamiento de la turbiedad de acuerdo al test de Kruskal-Wallis (Figura 21A) se puede observar que los mayores valores de turbiedad así como los mínimos se presentaron durante la época lluviosa, dándole de esta manera mayor soporte a la hipótesis de que el comportamiento y la presencia de contaminantes en la CM fluctúan en función de las descargas de material provenientes de las fuentes aportantes de agua.

7.2.3 Variación de la demanda biológica de oxígeno

Los valores del DBO₅ para un buen porcentaje de estaciones muestreadas (25% del total) estuvieron igual o superiores a 7 mgO₂/L, (Figura 22), este valor se encuentra establecido de acuerdo a la resolución 258/11 de la CRA como el límite de calidad admisible para este tipo de ecosistema, este comportamiento del DBO₅ nos indica que en la ciénaga se está presentando una problemática de alta presencia de material orgánico en descomposición, situación que favorece el crecimiento de determinadas bacterias y hongos, produciendo como consecuencia que el oxígeno utilizado para la oxidación de dicha materia orgánica, consuma el oxígeno utilizado para el desarrollo de la fauna y flora acuática (Lecca, 2014), sin embargo, de acuerdo con los valores observados esto no ocurre de manera simultánea y homogénea en la ciénaga, ya que a nivel temporal existen diferencias significativas entre los meses con respecto a dichos valores de DBO₅ (figura 23A), particularmente entre los meses de sequía (julio, agosto, diciembre) en comparación con los meses de lluvia (septiembre, octubre, noviembre), dándose que durante la temporalidad lluviosa se presentaron los mayores valores de DBO₅ registrados, en especial durante el mes de noviembre, temporalidad que coincide con la época de mayores precipitaciones para este año. De igual manera, aunque no se hallaran diferencias significativas a nivel espacial de acuerdo al test de Kruskal-Wallis (figura 23B), Las estaciones con las concentraciones más elevadas de DBO₅ coinciden con la presencia de

asentamientos urbano y proximidad a fuentes aportantes de agua (Estaciones Arroyo León y Las Salinas), esto probablemente ocurre como consecuencia del efecto de arrastre que tienen escorrentías sobre los componentes del suelo, dejando en evidencia la problemática con el manejo de residuos sólidos por parte de las comunidades aledañas, además de las altas descargas de materia orgánica del arroyo León.

7.2.4 Variación de los nitratos

El nitrato es un contaminante comúnmente asociado a aguas que han entrado en contacto con fertilizantes, estiércol ó compost y pozos sépticos, generalmente “indican el uso desproporcionado de abonos nitrogenados y su posterior arrastre por las aguas de lluvia o riegos presentándose como consecuencia de la descarga de efluentes” (Boards, 2013). La CRA en la resolución 258/11 estableció que el valor límite permisible para este tipo de ecosistemas es de <1 mg/L, sin embargo, en la CM se registraron valores superiores a este en múltiples estaciones de muestreo para diferentes temporalidades, particularmente el mes de septiembre (temporalidad lluviosa) y el mes de diciembre (temporalidad seca) (Figura 24), esto indica que probablemente no solo existe aporte de estos agentes contaminantes por parte del arroyo león y el rio magdalena, sino también por parte de los aportes de agua marina, al ser el agua marina de esta zona influenciada continuamente por las cargas procedentes del rio magdalena el cual se encuentra en las inmediaciones de la ciénaga además de las poblaciones que se encuentran sobre el margen del mar Caribe en el departamento del Atlántico, esta afirmación se sustenta bajo el hecho de que no existieron diferencias significativas a nivel espacial (figura 25B), pero si existiendo diferencias a nivel temporal (Figura 25A) aumentando casi que equitativamente para todas las estaciones durante el mes de diciembre, siendo los valores de nitrato levemente menor para las estaciones expuestas a altas cargas de materia orgánicas como lo son la estación Arroyo León y Las salinas, ocurriendo esto como consecuencia de la ralentización en el proceso de oxidación al ser lugares con muy poco oxígeno y por lo tanto un ambiente sumamente reductor, esta situación de aporte diferencial de nutrientes en exceso de acuerdo a los tensores ambientales es una situación que se viene agravando particularmente durante la última década, ya que de acuerdo a estudios realizados por

Mangones & León (2014) se evidencian valores de nitratos en agua de hasta 5,88 mg/L, valores que se han mantenido hasta la fecha de realización de este trabajo.

7.2.5 Variación de los nitritos

El comportamiento de los nitritos en la CM es muy similar al presentado por los nitratos, sin embargo el valor máximo registrado para todas las temporalidades y estaciones de muestreo no superó los 3.98 mg/L, (Figura 26), indicando que aparentemente no existe una problemática ambiental con respecto a este componente químico, ya que no supera los 10 mg/L establecidos en la resolución 258/11 de la CRA como límite permisible para este tipo de ecosistemas, sin embargo al ser este un agente químico que se encuentra entre un estado intermedio de oxidación entre el amoníaco y el nitrato es probable que se esté ralentizando el proceso como consecuencia de las bajas concentraciones de oxígeno presente en el agua, dándose que en aguas superficiales, bien oxigenadas, los valores del nitrito no suelen superar los 0.1 mg/L (Stumm & Morgan, 2012). Esta situación probablemente se ve acentuada por las grandes descargas de material orgánico provenientes de las fuentes aportantes de agua, afirmación que se ve soportada por el comportamiento de los nitratos además de la variación de los nitritos a nivel temporal (figura 27A) registrándose los mayores niveles de nitritos para las temporalidades justamente después de las lluvias, pero presentado poca variación con respecto al comportamiento espacial (figura 27B).

7.2.6 Variación de los Fosfatos

Los valores de fosfatos en la CM superan ampliamente el valor límite establecido para este ecosistema por la CRA en la resolución 258 de 2011, $\leq 0,1$ mg/L, siendo que el valor mínimo fue de 0,66 y llegando hasta el valor máximo 3,83 mg/L en algunas estaciones (Figura 28), estos datos sugieren un origen antropogénico de fosfatos en las aguas superficiales de la CM, idea que se ve reforzada por el trabajo realizado por Mangones & León (2014) en el cual se evidencia que los valores de los nutrientes, particularmente de fosfatos como de nitratos superan ampliamente los valores límites establecidos por la CRA en la resolución 258/11 y que este aporte de nutrientes de origen alóctono podría estar provocando cambios en el estado trófico en la CM, situación que se vería intensificada desde hace varios años, tal como se ve expuesto en los estudios realizados por Corrales & Redondo (2008) en el

cual se evidencia un aumento considerable en dichos valores y Ramos & Vargas (2008) indican que la CM está en un avanzado proceso de eutrofización. Esto ocurre probablemente por el hecho de ser el fosfato un nutriente limitante del crecimiento del plancton en aguas loticas, al encontrarse en exceso esto lleva a un crecimiento desmedido del mismo provocando a su vez que se presenten esas situaciones puntuales de hipoxia en algunas estaciones de muestreo. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, este aumento en los niveles de fosfato es el reflejo de los deficientes sistemas de depuración de aguas residuales, con lo cual los elevados valores corresponderían principalmente a productos de limpieza, en particular de detergentes, productos que probablemente provienen de las diferentes fuentes de descargas de aguas ya que estos valores se ven acentuados a principios y durante las temporadas lluviosas (agosto y septiembre) en contraste con las temporalidades secas (Figura 29A). Es importante también resaltar que a pesar de que no se registraron diferencias significativas a nivel espacial de acuerdo al test de Kruskal-Wallis (Figura 29B) si se puede observar que las mayores concentraciones de fosfatos se dieron en aquellas estaciones que se encuentran en el área de influencia antrópica como las estaciones arroyo León, las Salinas y punta Félix, cuya ubicación se encuentra en la periferia de los asentamientos suburbanos palafitos y la cangrejera demás del arroyo León, concordando de esta manera con los trabajos mencionados anteriormente sobre el estado actual del comportamiento de los nutrientes en la CM.

7.2.7 Variación de los coliformes totales

Para la CM los valores encontrados de este parámetro son elevados. La resolución 258/2011 de la CRA, establece como condición de calidad para cuerpos de agua clase III un valor < 15000 NMP/100mL para coliformes totales, hallándose que ninguna de las estaciones cumple los requerimientos mínimos o criterio de calidad estipulado, ya que por lo menos en alguno de los meses muestreados para todas las estaciones (en particular los meses de temporalidad lluviosa) se superó dicho valor (Figura 30). Es importante resaltar, que el comportamiento de dichos valores varía principalmente en función de la temporalidad, ya que los valores más altos de concentración de coliformes en la ciénaga se presentaron durante la época lluviosa (septiembre octubre y noviembre), evidenciándose también a partir del test de Kruskal-Wallis que estos meses en particular presentaron diferencias significativas ($p \text{ valor}=0,024$) con respecto al resto de meses muestreados (junio, agosto,

Diciembre) los cuales se caracterizaron por ser meses de relativa sequía (figura 31A). Estudios realizados por Benavides (2019) sobre el arroyo León, el cual se caracteriza por ser el drenaje fluvial del sur occidente de barranquilla y una de las principales fuentes aportantes de agua a la ciénaga indican que para la misma temporalidad los valores de Coliformes en el Arroyo león fueron incluso mucho más elevados, llegando a superar los 7.000.000 NMP/ 100 mL durante el mes de octubre, y que reducen hasta un valor máximo de 800.000 NMP/ 100mL en las zonas de mayor influencia del arroyo sobre la ciénaga como lo son las estaciones las salinas y arroyo León. Por su parte el test de Kruskal-Wallis indica que no existen diferencias espaciales con respecto a las concentraciones de coliformes (Figura 31B). Sin embargo, esto probablemente ocurre debido a que a pesar de que el arroyo León es la fuente con mayor aporte de contaminantes a la ciénaga, también existe un significativo aporte de contaminantes tanto químicos como microbiológicos por parte de las otras fuentes aportantes de agua como lo son el río Magdalena y el Mar Caribe.

7.3 Comportamiento histórico de algunos parámetros fisicoquímicos a través del tiempo

En la tabla (tabla 4), se puede evidenciar como se fueron dando los cambios en algunos de los factores fisicoquímicos y nutritivos medidos con más regularidad en múltiples estudios en la CM a través del tiempo. Se evidencia que desde el año 1993 hasta el presente años algunos factores físicos y químicos han tenido poca variación, tal es el caso de la temperatura, la salinidad y el pH, los cuales se han mantenido dentro de un mismo rango de valores salvo contados casos excepcionales. Sin embargo, los valores de oxígeno disuelto durante la última década han tenido una disminución considerable, teniendo en cuenta los valores mínimos registrados para las décadas del 1990-2010 los cuales mantuvieron entre 4,21 y 5,87 mg/L en contraste con los registrados para la década del 2010-2020 en los cuales se registraron valores de 2,67 hasta 0,71 mg/L para algunas estaciones puntuales. Los elementos nutritivos por su parte, se observa una tendencia al aumento en los niveles de concentración especialmente en el caso de los fosfatos, valores que indican inestabilidad y anormalidad en el ecosistema de acuerdo a la resolución 258/11 de la CRA y a la normatividad colombiana vigente en la resolución 1930/2010 (valores expuestos en la resolución 1594/84). Este aumento considerable en las concentraciones de nutrientes se encuentra principalmente asociado al enorme desarrollo urbano que ha

tenido la ciudad de Barranquilla y su área metropolitana durante las últimas décadas, el cual fue de 9 a 17 mil hectáreas construidas en el transcurso de 30 años, lo que representa un crecimiento del 91,2% desde 1991 hasta el 2021 de acuerdo al atlas de expansión urbana (DNP, 2017), situación que tiene un fuerte impacto sobre las fuentes aportantes de agua, en particular el río Magdalena y el Arroyo León, el cual como se mencionó anteriormente es el drenaje fluvial del sur occidente de Barranquilla y se ha convertido en la primera fuente aportante de contaminantes, ya que enormes cantidades de aguas residuales domésticas e industrial son vertidas a este cuerpo pluvial que tiene como último destino receptor la CM provocando que las interacciones químicas que se desarrollen alteren la solubilidad del oxígeno en el agua y las concentraciones por consumo de la misma debido a la actividad metabólica para la transformación de la materia orgánica, exponiendo de esta manera a la biota acuática y paulatina modificación de su hábitat.

Tabla 4. Datos comparativos de algunos parámetros físicos químicos (T °C, Salinidad, OD, pH) y elementos nutritivos (Nitratos NO₃, Fosfatos PO₄) datados de múltiples estudios efectuados en diferentes épocas, en el agua superficial en la CM. Tomado por Pino (2005) y este trabajo.

Variable	Uninorte (1993)	Ecoforest- CRA (1997)	Invemar 2001- 2004 REDCAM	Franco 2007	Ramos y Vargas 2008	Corrales y Redondo 2008	Mangones & León 2014.	Este trabajo 2019
T °C	(25 -28)	26	(27-31.4)	20.30- 31.10	(28.6-32.4)	(26.1-26.4)	(24 – 30)	(25,94 - 31,89)
(Ups)	(32 – 49)	25,23	(3.27 – 34.5)	20- 42		(30.31)	(20 - 32)	(3,73 y 54,31)
pH	(7.34 – 9.43)	8.10	(7.03 – 8.4)	8.40- 930	(7.81-8.7)	(8.04-8.06)	(7.15 – 8.78)	(6,53 y 9,10)
OD (mg/l)		5.4	(5.81 – 9.87)		(4.81-4.21)	6.7-7.1	(2.67 – 4.6)	(0,71 y 10,48)
NO₃⁻ (mg l⁻¹)	(0.08 – 0.22)	<u>10.0</u>	(0.0021- 1.005)				(2.15 – 5.88)	(0 - 5,58)
PO₄⁻ (mg l⁻¹)		<u>1</u>	(<u>0.0094</u> – <u>0.59</u>)		(0.004- 0.1)	(0.0148-0.0308)	(0.06 – 2.12)	(0,66 y 3,83)

__Los valores subrayados indican anormalidad o inestabilidad en el sistema acuático según Pino.

7.4 Análisis de Correlación de Spearman y análisis de componentes principales

Tabla 5. Coeficiente de correlación de Spearman (valores), el (*) significa que la correlación es significativa en el nivel 0,05 (bilateral) y (**) significa que la correlación es significativa en el nivel 0,01 (bilateral)

Rho de Spearman	pH	%OD	OD (mg/L)	UCTIVIDAD (S/M)	SALINIDAD (PPT)	TEMPERATURA (C°)	PROFUNDIDAD (M)	PARENCIA (NTU)	DBO5 (mg O2/L)	OS TOTAL ES	NITRITOS (mg/L)	NITRATOS (mg/L)	FOSFATOS (mg/L)	TURBIDEZ (NTU)	ORMOS TOTAL
pH	1,000														
%OD	,342*	1,000													
OD (mg/L)	0,326	,997**	1,000												
CONDUCTIVIDAD (S/m)	-0,164	0,148	0,136	1,000											
SALINIDAD (PPT)	-0,183	0,130	0,117	,998**	1,000										
TEMPERATURA (C°)	0,053	0,227	0,221	-,398*	-,382*	1,000									
PROFUNDIDAD (m)	-,335*	-0,140	-0,147	,433**	,441**	-0,155	1,000								
TRANSPARENCIA (cm)	-,426**	-0,127	-0,120	,451**	,446**	-0,207	,728**	1,000							
DBO5 (mg O2/L)	-0,125	-0,091	-0,089	0,148	0,146	-,450**	-0,157	-0,016	1,000						
SOLIDOS TOTALES (mg/L)	,494**	,350*	,332*	-0,206	-0,215	0,297	-,409*	-,737**	-0,112	1,000					
NITRITOS (mg/L)	0,326	-0,009	0,002	-0,074	-0,088	-0,328	0,160	0,161	-0,031	-0,161	1,000				
NITRATOS (mg/L)	0,218	-0,322	-0,320	-0,159	-0,166	-0,102	0,139	0,033	-0,201	-0,171	,514**	1,000			
FOSFATOS (mg/L)	-0,030	,392*	,403*	-,447**	-,445**	,458**	-0,251	-0,109	-0,061	0,069	-0,012	-0,252	1,000		
TURBIDEZ (NTU)	,377*	0,087	0,078	-,408*	-,405*	0,160	-,423*	-,821**	-0,012	,811**	-0,084	-0,077	0,038	1,000	
COLIFORMES TOTALES (NMP)	0,142	0,086	0,105	-,548**	-,553**	0,135	-,448**	-,460**	0,247	,405*	-0,033	-0,087	,458**	,534**	1,000

Tratándose de un estudio particularmente enfocado en los coliformes como indicadores de contaminación y siendo este uno de los objetivos específicos de este trabajo se revisó el nivel de correlación que tienen los diferentes parámetros medidos con respecto a este grupo bacteriano. Como se puede apreciar de acuerdo al valor conocido como coeficiente de correlación de Spearman, existe una correlación significativa y positiva de los coliformes totales con los sólidos totales a nivel de significancia $P < 0,05$ de igual manera con la turbidez a nivel de significancia de $P < 0,01$. Por otro lado existe una correlación significativa negativa de los coliformes con la conductividad, salinidad, profundidad y transparencia a nivel de significancia $P < 0,01$ respectivamente.

A partir del análisis de componentes principales se evidencia y confirma tanto la correlación positiva entre los datos muestreados para los coliformes totales con la turbidez y los sólidos totales como la correlación negativa entre los coliformes totales con la transparencia, profundidad, conductividad y

salinidad. Sin embargo, para el análisis de componentes principales no es tan evidente la correlación entre los coliformes y el resto de los parámetros medidos.

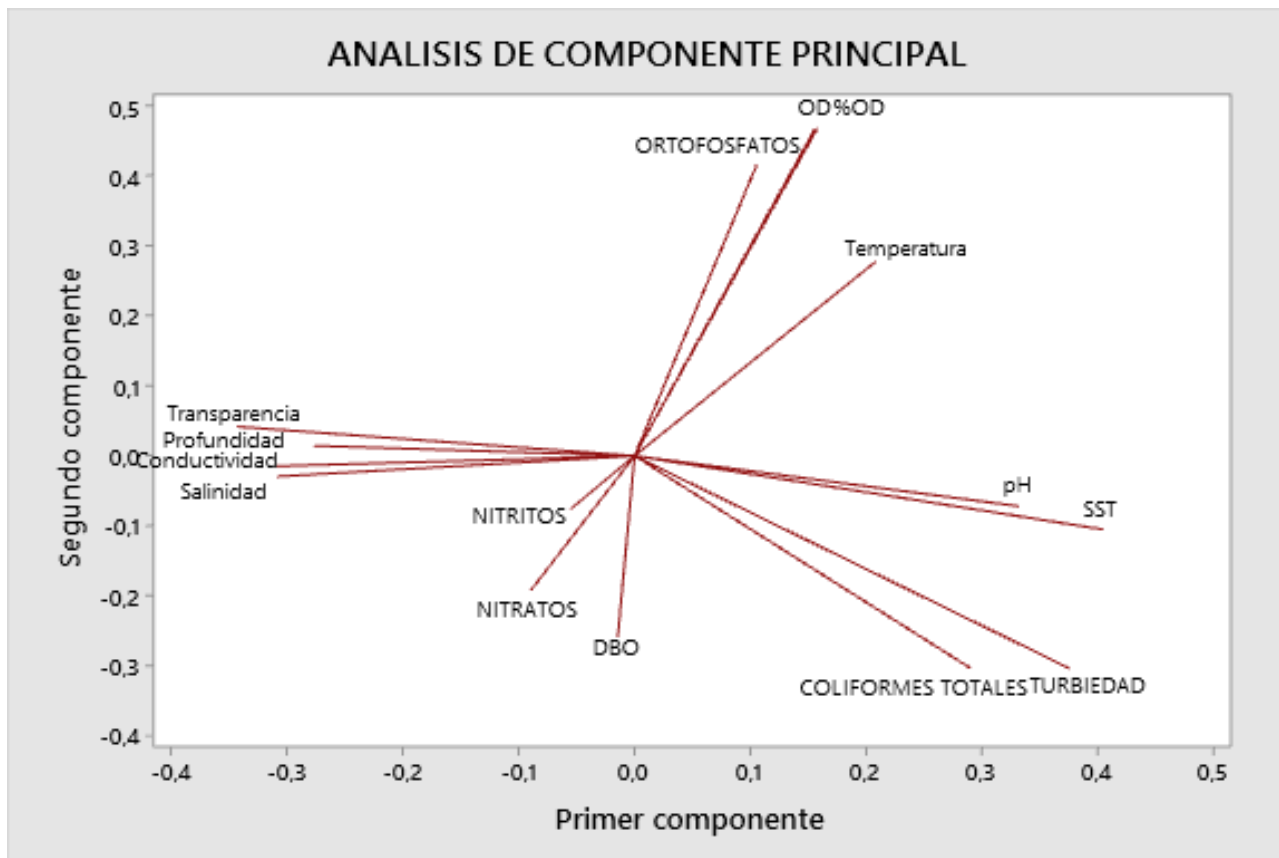


Figura 38. Análisis de componentes principales donde se evidencian las posibles relaciones entre los diversos parámetros físico-químicos/biológicos medidos.

La asociación tan estrecha que poseen los coliformes con la turbidez y los sólidos totales está fuertemente fundamentada, la turbidez usualmente es un indicador de la presencia de sustancias coloidales, minerales y orgánicas en los cuerpos de agua, razón por la cual frecuentemente está asociada a la contaminación (Miljojkovic, 2019). De igual manera, es sabido que altas concentraciones de sólidos en suspensión pueden tener un efecto de protección sobre los microorganismos, permitiendo que estos pueden permanecer con vida por más tiempo y proliferar (World Health Organization, 2017). Realizando una asociación con lo observado para las concentraciones de coliformes, Sólidos totales y turbidez para cada una de las estaciones (figura 19) es importante resaltar que aquellas estaciones en

donde se presentó una mayor concentración de coliformes (Arroyo León y Las Salinas) también fueron aquellas en donde se presentaron mayores niveles de turbidez y Sólidos totales, esta misma situación se presentó a nivel temporal, observándose que durante las épocas lluviosas aumentaron considerablemente tanto las concentraciones de coliformes como la turbidez y los sólidos totales para las estaciones Arroyo León, Las Salinas y Palafitos, poniendo en evidencia en primer lugar desde el punto de vista de la problemática ambiental la enorme influencia que tienen las descargas de aguas del arroyo León y las actividades antrópicas en las áreas urbanas subnormales Palafitos y Cangrejera, pero también confirmando desde el punto de vista de la investigación científica lo propuesto por McJunkin (1988), quien recomendó usar la turbidez como un indicador cualitativo indirecto de un posible riesgo de contaminación microbiológica en aguas superficiales.

Con respecto a la correlación negativa que se observó de los coliformes con la salinidad, conductividad, profundidad y transparencia, este comportamiento de asociación inversamente proporcional ha sido datado frecuentemente. Autores como Solic y Krstulovic (1992), consideraron la salinidad como un factor importante a tener en cuenta al estimar la capacidad de supervivencia de los coliformes, especialmente en ambientes con marcadas fluctuaciones de salinidad como es el caso de las lagunas y los estuarios. Por su parte autores como Eyre & Balls (1999) señalaron que el grado de salinidad puede influir sobre la distribución de los organismos en ambientes acuáticos. Esta situación se puede evidenciar para el caso de la CM en las estaciones de muestreo La Barra y Box Culverts (Figura 6), lugares donde se registraron los mayores niveles de salinidad y a su vez las menores concentraciones de Coliformes, especialmente durante las temporalidades lluviosas, circunstancia que provoca la conexión entre el Mar Caribe y La Ciénaga dando lugar a la mezcla de sus aguas y siendo estas las estaciones de muestreo que se encuentran más cercanas a donde se presenta dicho evento, actuando la salinidad de esta manera como un posible limitante para la supervivencia y la proliferación de las bacterias coliformes. Por su parte, la conductividad al ser un parámetro intrínsecamente relacionado con la salinidad (Rho de Spearman= 0.998) es natural que presente el mismo comportamiento para con las bacterias coliformes.

La profundidad de acuerdo al análisis tiene una relación inversamente proporcional con los coliformes, sin embargo, no necesariamente se debe a que la profundidad tenga un impacto directo sobre la capacidad de supervivencia de los coliformes, ya que no se tomaron múltiples muestras sobre la columna de agua, sino más bien a los otros parámetros que tienen una relación directa con la profundidad como la salinidad (Rho de Spearman= 0,441) y la conductividad (Rho de Spearman= 0,43) parámetros que si tienen una influencia directa sobre la persistencia de los coliformes de acuerdo a como se mencionó anteriormente. Esto se evidencia en el comportamiento de la profundidad con respecto a dichos parámetros (Figura 1), se observa que la profundidad, así como la salinidad y la conductividad aumentan en función a la cercanía con el mar Caribe y el río Magdalena.

En relación a la correlación negativa de los coliformes con la transparencia, algunas investigaciones han demostrado que la radiación solar tiene una alta incidencia sobre la supervivencia de las mismas, trabajos como el realizado por Fujioka *et al.*, (1981) indican que los coliformes en ausencia de luz pueden sobrevivir durante días incluso en aguas con altas concentraciones de sal, sin embargo, en presencia de la radiación solar estos sobreviven de 30-90 minutos, siendo procesos fotobiológicos (daño al ADN) y foto oxidación (oxidación de componentes celulares) las principales causas de la muerte celular bacteriana (Whitman *et al.*, 2004). Posiblemente sea esta una de las razones junto al hecho de ser la transparencia un parámetro antítesis a la turbidez y los sólidos suspendidos totales (factores que tienen una correlación positiva significativa con los coliformes por razones anteriormente mencionadas), por la cual en las estaciones de muestreo con valores más altos de transparencia como es el caso de La Barra, Punta Félix y Box Culverts (figura 15) tengan menores concentraciones de bacterias coliformes.

7.5 Análisis del comportamiento del índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO) para la CM

Como se evidencia en los 6 meses de seguimiento para cada una de las estaciones existe un detrimento importante en la calidad de agua de la CM, el índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO) nos indica que particularmente en la estación de muestreo Arroyo León fue en donde se presentaron los mayores valores y el mayor deterioro de la calidad de la misma, no habiéndose presentado en ninguna de las temporalidades una calidad de agua por debajo de una contaminación media, esto corrobora lo presentado por Benavides (2019) en su trabajo sobre la influencia de dicho Arroyo sobre la contaminación en la CM ya que expone el enorme aporte de contaminantes tanto en componentes químicos como en biológicos en una temporalidad inmediatamente anterior a la que se realizó este trabajo y de igual manera trabajos anteriores en los que se viene datando el comportamiento e influencia de este arroyo y las descargas sobre el mismo como las realizadas por la EDAR el Pueblo que eventualmente tienen como destino la CM, también es importante resaltar como influyen las temporalidades sobre dicha contaminación, hallándose que durante las temporalidades lluviosas se presentaron valores mayores para el ICOMO y por lo tanto una mayor contaminación en contraste con la temporalidad seca, evidenciándose nuevamente el efecto de arrastre, remoción y percolación que tienen las escorrentías, mostrándose de esta manera la relevancia de dicho proceso el cual puede estar fuertemente condicionada por la abundancia de precipitaciones (Okochi *et al.*, 1996). Este contraste se puede observar especialmente en las estaciones Palafito y Las Salinas, lugares en los cuales en su proximidad se encuentran asentamientos urbanos marginales carentes de sistemas de alcantarillado, siendo estos contaminantes (tanto químicos como microbiológicos) arrastrados por las lluvias convirtiéndose de esta manera en el reflejo de la actividad antrópica en las inmediaciones de la ciénaga.

8. CONCLUSIONES

1. Los coliformes totales presentaron una correlación positiva significativa ($p < 0,05$) con la turbiedad y los sólidos suspendidos totales y negativa con la salinidad, conductividad y profundidad.
2. La CM presentó un ICOMO de grado MEDIO de contaminación (0,5).
3. La calidad del agua estuvo particularmente condicionada por los tensores ambientales y las fuentes aportantes de aguas y contaminantes (Lixiviados y escorrentías) y las temporalidades (lluviosa y sequía).
4. Las principales fuentes de contaminación en la CM, tanto microbiológica como química, son el Arroyo León y los barrios subyacentes La playa y Palafitos, probablemente debido a que poseen un deficiente sistema de depuración de las aguas residuales, los cuales aportan una considerable cantidad de elementos fosfatados, nitrogenados de materia orgánica, que se incrementan en las épocas lluviosas.

9. RECOMENDACIONES

Con el fin de tener un conocimiento más amplio con respecto a la dinámica las variables fisicoquímicas y microbiológicas en la CM, así como para garantizar que las sustancias químicas de las aguas de desecho vertidas en la ciénaga, estén dentro de los límites permitidos por la normativa legal se recomienda realizar monitorios constantes a estos mismos en las estaciones seleccionadas de acuerdo a los sensores ambientales anteriormente seleccionados.

Así como el ICOMO resulto ser una herramienta muy útil para poder determinar el grado de contaminación por materia orgánica en la CM es importante también poner en uso otros Índices de contaminación tales como el ICOSUS, ICOMI e ICOTRO los cuales pueden permitir develar la verdadera situación de contaminación bajo la que se encuentra este cuerpo de agua, ya que las variables fisicoquímicas y microbiológicas por si solas no permiten tener una panorámica completa del estado actual de la Ciénaga.

Se debe exigir a las entidades competentes realizar un tratamiento adecuado de las aguas residuales de los sectores de los barrios La playa y Las flores antes de ser vertidos a la ciénaga, así como una mejora al sistema de tratamientos encargados de las aguas procedentes del arroyo León con el fin de disminuir las cargas contaminantes del mismo.

Eliminar las cargas contaminantes procedentes de los asentamientos precarios tales como Palafitos y La cangrejera mediante programas sociales y de reubicación que permitan a los habitantes de estas zonas mejorar su calidad de vida. De igual manera es importante impedir la construcción de zonas habitacionales en las cercanías de la ciénaga, así como del Arroyo León.

Realizar programas de concientización a las personas que habiten las cercanías de la ciénaga, así como la cuenta del arroyo León, de modo que se les advierta sobre los daños ecológicos y de posible salud pública que provoca el vertimiento de basuras a estos cuerpos de agua.

10. LITERATURA CITADA

- Alvarez, L., Mendoza Mazzeo, L. A., & Vernet, G. (2003). Factores de formación de las lagunas costeras del suroeste del Caribe colombiano. *Acta Cient. Venez*, 180-188.
- Benavides Barrios, L. J. (2019). Análisis de la influencia de la calidad del agua del arroyo León en la calidad del agua de la Ciénega de Mallorquín (Master's thesis, Universidad del Norte).
- Boards, W. (2013). Recursos para Agricultores–Nitrato en el agua.
- Cañas Arias, J. S. (2014). Determinación y evaluación de índices de contaminación (ICOS) en cuerpos de agua.
- Camacho, A., Giles, M., & Ortigón, A. (2009). Método para la determinación de bacterias coliformes, coliformes fecales y *Escherichia coli* por la técnica de diluciones en tubo múltiple (Número más Probable o NMP). Facultad de Química, UNAM. 17p.
- Castro, L., & Melgar, R. (2005). Rocas Fosfóricas. Capítulo Introductorio. In Nielson H. y Sarudiansky R. (Eds.), *Minerales para la Agricultura en Latinoamérica*. (p. Capítulo III:39-61). Buenos Aires.: CYTED y CEPS.
- César Alberto González Zuarth, Adriana Vallarino, Juan Carlos Pérez Jiménez, Antonio M. Low Pfeng. (2014). *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México : El Colegio de la Frontera Sur : Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.
- Colina, J. I. R., & Luna, I. M. L. (2017). Diseño y cálculo de módulos para el restablecimiento hidrodinámico de la ciénega de mallorquín. *Ciencia e Ingeniería*, 4(2), 12-12.
- CONAGUA. (2018). Medición de la calidad del agua. fao.org. Obtenido de 2010: https://coin.fao.org/coin-static/cms/media/6/12859463663950/10.cna-medicion-calidad_24ago10.pdf

CORMAGDALENA-CRA-Uninorte. (1998). Estudio de factibilidad de la recuperación de la ciénaga de mallorquín. Inf. Ejecutivo, Corporación Autónoma Regional del Atlántico, Barranquilla, 254 p.

Corrales M, & Redondo J. 2008. Determinación de los metales pesados (Fe, Mn, Cr, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb) en un especie de interés comercial de camarón (*Litopenaeus schimitti*) en la ciénaga de Mallorquín departamento del atlántico. Tesis de pregrado. Barranquilla- Atlántico, Universidad del Atlántico, Facultad ciencias Básicas. Pág 1-134.

Dadon, J. R. (1995). Calor y temperatura en cuerpos lenticos. Ecosistemas de aguas continentales: metodología para su estudio, 2.

Day, J. H., Chadwick, H., Day Jr, J. W., Hall, C. A., Kemp, W. M., Kemp, W. M., & Yáñez-Arancibia, A. (1989). Estuarine ecology. John Wiley & Sons.

Decreto Número 3888. (2009). Humedales de interés internacional: Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. República de Colombia.

Del C Cortés-Lara, M. (2003). Importancia de los coliformes fecales como indicadores de contaminación en la Franja Litoral de Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit. Revista Biomédica, 14(2), 121-123.

DNP-DANE (2017). Atlas de expansión urbana del área metropolitana de Barranquilla.

Environment Agency. (2008). Science report: Review and implementation study of biomonitoring for assessment of air quality outcomes. Bristol: Environmental Agency.

Eyre, B., & Balls, P. (1999). A comparative study of nutrient behavior along the salinity gradient of tropical and temperate estuaries. Estuaries, 22(2), 313-326.

FAÑA, B. (2002). Evaluación rápida de la Contaminación Hídrica. Grupo Hidro-Ecologico Nacional Inc. Ediciones GHeN.

Federation, W. E., & American Public Health Association. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA.

- Flores González, C. D. (2010). Estudio de la inocuidad de los sorbetes artesanales comercializados en las zonas de Soyapango, Mejicanos y Zonas del centro de la Ciudad de San Salvador (Doctoral dissertation, Universidad de El Salvador).
- Franco B. A. 2007. Determinación de la concentración de los metales pesados (Pb, Cd, Cu, Zn) en los sedimentos y en organismo de interés comercial (*Corbula cribae*) d'orbigny (1842) de la zona superficial submareal de la Ciénaga de Mallorquín. Atlántico. Tesis de pregrado. Barranquilla-Atlántico, Universidad del Atlántico, Facultad ciencias Básicas. Pág. 17.
- Franco, A. J., & León-Luna, I. M. (2010). Geoquímica y concentraciones de metales pesados en un organismo de interés comercial (*Corbula caribaea*. D'orbigny, 1842) en la zona submareal superficial de la Ciénaga de Mallorquín-Atlántico. Boletín Científico CIOH, (28), 69-83.
- Fuentes Gándara, F. A., Pinedo Hernandez, J. J., & Marrugo Negrete, J. L. (2018). Metales pesados en especies ícticas de la ciénaga de Mallorquín, Colombia.
- Fujioka, R. S., Hashimoto, H. H., Siwak, E. B., & Young, R. H. (1981). Effect of sunlight on survival of indicator bacteria in seawater. *Applied and environmental microbiology*, 41(3), 690-696.
- Galvis, O., Téllez. S., & Lora, A. (1992). Contribución al conocimiento de las características medio-ambientales de la ciénaga de Mallorquín. VIII Semin. Nac. Cien. Tecnol. Mar. CCO, Bogotá, 1, 483-489.
- García G, y Luque C, M. 2008. Análisis de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb y Zn) en el tejido muscular de la mojarra rayada *Eugerres plumieri* y en la lisa *Mugiliclis* de la Ciénaga de Mallorquín- Atlántico. Tesis de pregrado. Barranquilla- Atlántico, Universidad del Atlántico, Facultad ciencias Básicas. Pág 1-70
- Herbert, R.A. (1999). Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews* 23, 563-590.
- Heurteaux, P. (1988). Mesure de la salinité des eaux naturelles en hydrologie et en hydrobiologie. Essai pour une standardisation de l'expression des résultats. *Ecologia mediterranea*, 14(3), 149-166.

Hunter, C., Perkins, J., Tranter, J., & Hardwick, P. (2000). Fecal bacteria in the waters of an upland area in Derbyshire, England: The influence of agricultural land use (Vol. 29, No. 4, pp. 1253-1261). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.

ISO 13843:2017 Water Quality - Requirements for Establishing performance Characteristics of Quantitative Microbiological Methods.

Lankford, R. R. (1977). Coastal lagoons of Mexico their origin and classification. In *Estuarine processes* (pp. 182-215). Academic Press.

Larrea, J., Rojas, M., Heydrich, M., Romeu, B., Rojas, N., & Lugo, D. (2009). Evaluación de la calidad microbiológica de las aguas del Complejo Turístico Las Terrazas, Pinar del Río (Cuba). *Hig San Ambient*, 9, 492-504.

Larrea-Murrell, J. A., Rojas-Badía, M. M., Romeu-Álvarez, B., Rojas-Hernández, N. M., & Heydrich-Pérez, M. (2013). Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas: revisión de la literatura. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 44(3).

Lecca, E. R., & Lizama, E. R. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data*, 17(1), 71-80.

Lenntech, B. V. (2009). FAQ de la evaluación de la calidad del agua. Agua residual & purificación del aire Holding B. V. <http://www.lenntech.es/la-evaluacion-de-la-calidad-aguafaq-calidad-agua>. Consultado el 23 de agosto de 2010.

López, S., Calderón, V., Videá, T., Ávila, J. & Mejía, T. (2004). Manual de procedimientos de Bacteriología Médica. (Ed), República de Nicaragua. MINSA- CNDR. C. 17. Pág. 314-324.

Mangones, A., & León, I. (2014). Elementos nutritivos la clorofila a y su relación con las variables físico químicas en la Ciénaga de Mallorquín, Colombia. *Bol. Inst. Oceanogr*, 2(53), 127–141.

Marcó, L., Azario, R., Metzler, C., & García, M. D. (2004). La turbidez como indicador básico de calidad de aguas potabilizadas a partir de fuentes superficiales. Propuestas a propósito del estudio del

sistema de potabilización y distribución en la ciudad de Concepción del Uruguay (Entre Ríos, Argentina). *Higiene y Sanidad ambiental*, 4(11).

Margalef, Ramón. (1983). *Limnología*. Edición Omega, S.A/ Barcelona.

Marín Zambrana B G. (2000). Estados de los estuarios y lagunas costeras en Colombia año 2000. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “INVEMAR” Pág 70-83.

Marín, B., Vivas, J., Troncoso, W., Acosta, J. A., Vélez, A. M., Betancourt, J., ... & Cadavid, B. C. (2005). Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el Caribe y Pacífico Colombiano red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia. Diagnóstico Nacional y Regional.

Matthews, M.W. 2011. A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*, 32(21).

McJunkin, F. E. (1988). *Agua y salud humana*. EDITORIAL LIMUSA, SA de CV.

Miljojkovic, D., Trepsic, I., & Milovancevic, M. (2019). Assessment of physical and chemical indicators on water turbidity. *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications*, 527, 121171.

Mora, A. D. (2005). Evolución de las guías microbiológicas de la OMS para evaluar la calidad del agua para consumo humano 1984-2004. Laboratorio Nacional de Aguas. Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados, Costa Rica.

Moreira, J. M., Carpintero, I. R., Crespo, R., Montoya, I., Pino, I., & Rodríguez, A. (2009). Generación de indicadores para el seguimiento de la calidad de las aguas litorales. Evolución de la turbidez en la desembocadura del río Guadalquivir. *Memorias del XIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección*. Calatayud. 23-26 de septiembre de 2009, pp197- 200.

Munn, C. B. (2004). *Marine Microbiology: ecology and applications*. New York: BIOS Scientific Publisher.

Navarro, M. (2007). Determinación de Coliformes totales y E. Coli de aguas mediante la técnica de sustrato definido, colilert por el método de Numero Más Probable. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales IDEAM, Colombia.

- Obón, J. (2002). Análisis microbiológico del agua. Departamento de Ingeniería Química y Ambiental de la Universidad Politécnica de Cartagena. Colombia.
- Okochi, H., Kajimoto, T., Arai, Y., & Igawa, M. (1996). Effect of acid deposition on urban dew chemistry in Yokohama, Japan. *Bulletin of the Chemical Society of Japan*, 69(11), 3355-3365.
- O.M.S., O.M (1995). Guías para la calidad del agua potable. Organization of American States, General secretariat.
- Organización Panamericana de la Salud (1984). Guías para la calidad del agua potable. Volumen 2.
- Padilla, K., & Leon, I. (2006). Geoquímica y contaminación por metales pesados (Fe, Cu, Pb y Zn) en sedimentos superficiales intermareales y submareales en la ciénaga de mallorquín Universidad del Atlántico, Barranquilla, Colombia.
- Padilla, S, K. (2005). Formas químicas de los metales Pesados (Fe, Pb, Zn, Cu) y su relación con los macro invertebrados bentónicos asociados al sedimento superficial de la Ciénaga de Mallorquín. Tesis de pregrado. Barranquilla- Atlántico, Universidad del Atlántico, Facultad ciencias Básicas. Pág 5 -101.
- Perdomo, G. & Gómez, M. (2000). Estatuto de aguas para el área de jurisdicción de la corporación autónoma regional del Tolima. 3° ed. Ibagué: CORTOLIMA, 2000. p. 21-28
- Perdomo, C. H., Casanova, O. N., & Ciganda, V. S. (2001). Contaminación de aguas subterráneas con nitratos y coliformes en el litoral sudoeste del Uruguay. *Agrociencia-Sitio en Reparación*, 5(1), 10-22.
- Pino, J. (2005). Síntesis de la situación actual de la Ciénaga de Mallorquín con énfasis en la contaminación. Corporación Autónoma Regional del Atlántico.
- Portnoy, J. (1991). Summer oxygen depletion in a Diked New England estuary. *Estuaries*. 14(2): 122-129.
- Ramírez, A. R. R. V. G., Restrepo, R., & Viña, G. (1997). Cuatro índices de contaminación para caracterización de aguas continentales. Formulaciones y aplicación. *CT&F-Ciencia, Tecnología y Futuro*, 1(3), 135-153.

Ramos, C. & Vargas, O. 2008. Producción fitoplanctónica de la Ciénaga de Mallorquín. – Atlántico entre los meses de septiembre a noviembre del 2007. Tesis de pregrado. Barranquilla- Atlántico, Universidad del Atlántico, Facultad ciencias Básicas.

Resolucion 258 del 2011 [CORPORACION AUTONOMAREGIONAL DEL ATLANTICO]. Por la cual se establecen de objetivos de calidad para las cuencas hidrográficas de la jurisdicción para el periodo 2011-2020.

Samboni Ruiz, N. E., Carvajal Escobar, Y., & Escobar, J. C. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e investigación*, 27(3), 172-181.

Ríos Tobón, S., Agudelo Cadavid, R. M., & Gutiérrez Builes, L. A. (2017). Patógenos e indicadores microbiológicos de calidad del agua para consumo humano.

Roldán, G. (1992). *Fundamentos de limnología neotropical*, Colombia. Universidad de Antioquia, Medellín, 522 p

Roldán-Pérez, G. (2003). *Bioindicación de la calidad de agua en Colombia: propuesta para el uso del método bmwp Col.* Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia.

Shock, C. C., & Shock, C. B. (2012). Research, Extension, and Good Farming Practices Improve Water Quality and Productivity. *Journal of Integrative Agriculture*, 11(1), 14-30. [Links]

Shumilin, E., V. Anikiev, N. Goryachev, A. Kassatkina & S. Fazlullin. 1993. Estimation of the role biogeochemical barriers in trace metal migration in the river -sea system. *Mar. Chem.* 43: 217-224.

Singler & Bauder. (2012). *Nitrato y Nitrito*. Estados Unidos: Universidad Estatal de Montana. [On line] s.f. Disponible en <https://goo.gl/rjwCCB>

SOLIC M., KRSTULOVIC N. (1992) . Separate and combinate effects of solar radiation, temperature, salinity and pH on the survival of faecal coliforms in seawater. *Mar. Pollut. Bull.*, 24 (8): 411-416.

Stumm, W., & Morgan, J. J. (2012). *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters* (Vol. 126). John Wiley & Sons.

- Suarez, K. (2015). Validación del método filtración por membrana para análisis microbiológico de Coliformes Totales y *Escherichia coli* en aguas marinas. Bol. Cient. CIOH, 33, 215-220.
- Uribe, C. (2006). Plan de ordenamiento y manejo de la cuenca hidrográfica de la Ciénaga de Mallorca. Programa Cooperativo Interinstitucional Para el Ordenamiento, Manejo y Administración de la Cuenca Hidrográfica de la Ciénaga de Mallorca Barranquilla, 732p.
- USEPA, M. (2002). Implementation guidance for ambient water quality criteria for bacteria. Draft. Office of Water, USEPA, Washington, DC.
- Whitman, L. Nevers, M., Korinek, G. & Byappanahalli, N. (2004). Solar and temporal effects of *Escherichia coli* concentration at a Lake Michigan swimming beach. Applied and Environmental Microbiology 70: 4276-4285.
- World Health Organization. (2017). Water quality and health-review of turbidity: information for regulators and water suppliers.
- Yáñez- Arancibia, (1986). Ecología de la zona costera. A.G.T editor S.A. México. 189 p.

ANEXOS

ANEXO 1. Valores promedio de precipitaciones multianual-mensual en mm/s para la última década. Fuente IDEAM.

Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
0,7	1,1	1,5	11,2	99,4	69,7	50,6	90,6	151,4	161,9	103,5	32

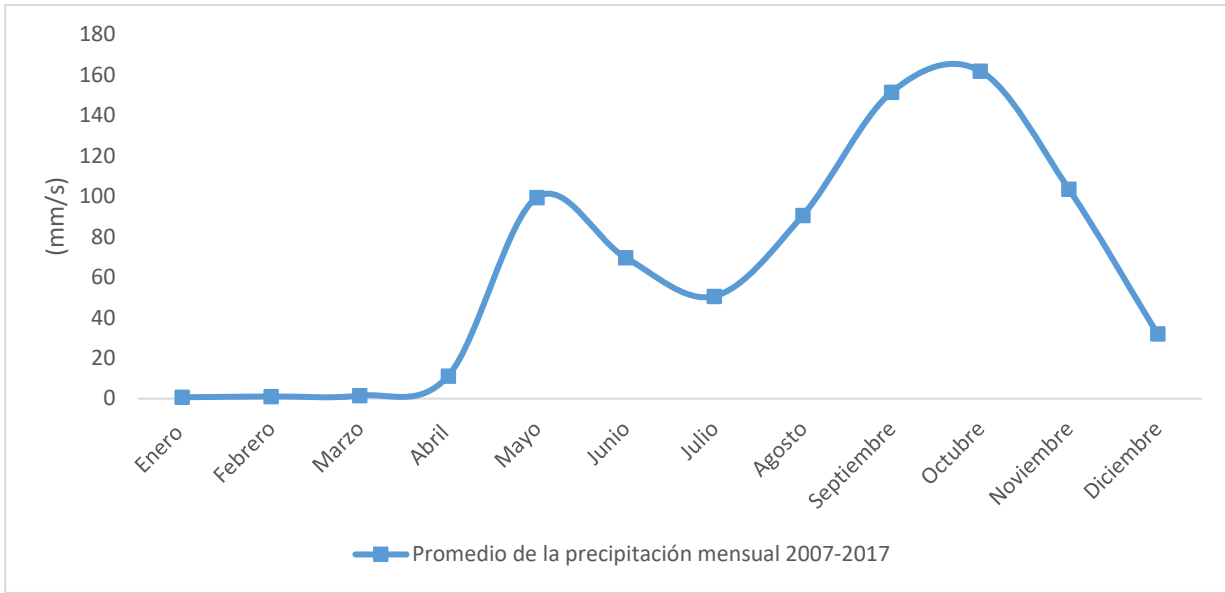


Figura 39. Comportamiento de los promedios de las precipitaciones durante la última década.

ANEXO 2 Fotografías de las estaciones de muestreo seleccionadas.



Estación de muestreo desembocadura Arroyo León.



Estación de muestreo La Barra.



Estación de muestreo Las Salinas.



Estación de Muestreo Palafitos.



Estación de muestreo Box Culvert



Estación de muestreo Punta Félix

ANEXO 3. Medición de parámetros in Situ y toma de muestras para laboratorio.



Medición de variables In-situ



Almacenamiento de muestras a temperatura 2°C

Anexos 3. Límite de cuantificación sonda multiparamétrica Hanna hi 9829.

Variable	Unidad	límite de cuantificación	Método	Equipo
Temperatura	°C	-5.00 a 55.00°C	Electrométrico	
Salinidad	UPS	0.00 a 70.00 PSU	Electrométrico	
Oxígeno Disuelto	mg/L	0.00 a 50.00 ppm	Electrométrico	Sonda multiparamétrica Hanna HI 9829
Conductividad	μS/cm	0 a 200 mS/cm	Electrométrico	
pH		0.00 a 14.00 pH	Electrométrico	
			Electrométrico	

Anexos 4. Metodología utilizada para medición de parámetros *ex-situ*.

Variable	Unidad	Método
DBO ₅	mgO ₂ /L	SM 5210-B ISO 17289 2014/07/14 – Incubación
Nitratos	mg/L	SM 4500-NO ₃ B/ Colorimétrico
Nitritos	mg/L	SM 4500-NO ₂ B/ Colorimétrico
Fosfatos	mg/L	SM 4500-P E/ Espectrofotométrico
Coliformes	NMP/100 ml	SM 9221-B/ Fermentación en tubos múltiples
Turbidez	NTU	SM 2130-B/ Nefelométrico
Solidos suspendidos totales	Mg/L	SM 2540-D/ Gravimetría

ANEXO 5. Objetivos de calidad para el quinquenio 2011- 2020 para las cuencas y tramos calificados como clase I en la matriz de zonificación ambiental de cuencas y tramos del artículo primero. Fuente: Resolución 258 de 2011 de la CRA citando en Benavides Barrios, L. J. (2019).

PARÁMETRO	EXPRESADO COMO	LÍMITES DE CONTROL	OBSERVACIONES
Parámetros orgánicos			I. Los valores y límites indicados quedan supeditados a la reglamentación de límites permisibles que se hagan del decreto 3930 de 2010.
DBO5	mg/L	<7	
Oxígeno Disuelto	mg/L	>3	
Grasas v aceites	mg/L	<10	
Parámetros microbiológicos			
Coliformes totales	NMP/ 100mL	<5000	
Coliformes fecales	NMP/ 100mL	<2000	
Sólidos			
Sólidos flotantes	Presencia	Ausentes	
Sólidos suspendidos totales- SST	mg/L	<30	
Nutrientes			
Nitratos	mg/L	<1	
Nitritos	mg/L	<10	
Nitrógeno amoniacal	mg/L	<0,5	
Fosforo orgánico	mg/L	<0,1	
Otros parámetros			
pH	U pH	7-9	
Temperatura del agua	°C	<40	
Olores ofensivos	Presencia	Ausentes	

