



Universidad  
del Atlántico

CÓDIGO: FOR-DO-109

VERSIÓN: 0

FECHA: 03/06/2020

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

Puerto Colombia, 3 de Marzo de 2021

Señores

**DEPARTAMENTO DE BIBLIOTECAS**

Universidad del Atlántico

**Asunto: Autorización Trabajo de Grado**

Cordial saludo,

Yo, **ANNY CECILIA GONZÁLEZ SAUCEDO**, identificado(a) con **C.C. No. 1.045.691.089** de **BARRANQUILLA**, autor(a) del trabajo de grado titulado **MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS COMO BIOINDICADORES DE CALIDAD DEL AGUA EN LA CIÉNAGA DEMALLORQUÍN (ATLÁNTICO – COLOMBIA)** presentado y aprobado en el año **2021** como requisito para optar al título Profesional de **BIÓLOGA**; 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,

Firma *Anny González Saucedo*

**ANNY CECILIA GONZÁLEZ SAUCEDO**

**C.C. No. 1.045.691.089 de BARRANQUILLA**

**DECLARACIÓN DE AUSENCIA DE PLAGIO EN TRABAJO ACADÉMICO PARA GRADO**

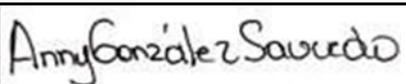
*Este documento debe ser diligenciado de manera clara y completa, sin tachaduras o enmendaduras y las firmas consignadas deben corresponder al (los) autor (es) identificado en el mismo.*

Puerto Colombia, **3 de Marzo de 2021**

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:	<b>MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS COMO BIOINDICADORES DE CALIDAD DEL AGUA EN LA CIÉNAGA DEMALLORQUÍN (ATLÁNTICO – COLOMBIA)</b>
Programa académico:	<b>BIOLOGÍA</b>

Firma de Autor 1:							
Nombres y Apellidos:	<b>ANNY CECILIA GONZÁLEZ SAUCEDO</b>						
Documento de Identificación:	CC	X	CE		PA	Número:	<b>1.045.691.089</b>
Nacionalidad:					Lugar de residencia:		
Dirección de residencia:							
Teléfono:					Celular:	<b>3126045849</b>	



**FORMULARIO DESCRIPTIVO DEL TRABAJO DE GRADO**

<b>TÍTULO COMPLETO DEL TRABAJO DE GRADO</b>	<b>MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS COMO BIOINDICADORES DE CALIDAD DE AGUA EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN (ATLÁNTICO – COLOMBIA)</b>
<b>AUTOR(A) (ES)</b>	<b>ANNY CECILIA GONZÁLEZ SAUCEDO</b>
<b>DIRECTOR (A)</b>	<b>KARINA CASTELLANOS ROMERO</b>
<b>CO-DIRECTOR (A)</b>	<b>YAMILETH DOMÍNGUEZ HAYDAR</b>
<b>JURADOS</b>	<b>MELISA EYES ESCALANTE MARÍA INÉS MORENO PALLARES</b>
<b>TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE PROGRAMA</b>	<b>BIÓLOGA</b>
<b>PREGRADO / POSTGRADO</b>	<b>BIOLOGÍA</b>
<b>FACULTAD</b>	<b>PREGRADO</b>
<b>SEDE INSTITUCIONAL</b>	<b>CIENCIAS BÁSICAS</b>
<b>AÑO DE PRESENTACIÓN DEL TRABAJO DE GRADO</b>	<b>UNIVERSIDAD DEL ATLÁNTICO SEDE NORTE</b>
<b>NÚMERO DE PÁGINAS</b>	<b>2021</b>
<b>TIPO DE ILUSTRACIONES</b>	<b>116</b>
<b>MATERIAL ANEXO (VÍDEO, AUDIO, MULTIMEDIA O PRODUCCIÓN ELECTRÓNICA)</b>	<b>NO APLICA</b>
<b>PREMIO O RECONOMIENTO</b>	<b>NO APLICA</b>

**MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS COMO BIOINDICADORES DE  
CALIDAD DEL AGUA EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN (ATLÁNTICO –  
COLOMBIA)**

**ANNY CECILIA GONZÁLEZ SAUCEDO**



**UNIVERSIDAD DEL ATLÁNTICO  
FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS  
PROGRAMA DE BIOLOGÍA  
BARRANQUILLA**

**2021**

**MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS COMO BIOINDICADORES DE  
CALIDAD DEL AGUA EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN (ATLÁNTICO –  
COLOMBIA).**

**ANNY CECILIA GONZÁLEZ SAUCEDO**

**Trabajo de grado para optar el título de Bióloga**

**Directora**

**Karina Castellanos Romero Ph. D**

**Codirectora**

**Yamileth Domínguez Haydar Ph. D**

**UNIVERSIDAD DEL ATLÁNTICO  
FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS  
PROGRAMA DE BIOLOGÍA  
BARRANQUILLA**

**2021**

**Nota de aceptación**

---

---

---

---

---

---

---

**Firma del presidente del jurado**

---

**Firma del jurado**

---

**Firma del jurado**

**Barranquilla, 28 de enero de 2021**

## **DEDICATORIA**

*A la Luz de mi vida, mi madre, por ser mi guía, mi apoyo, y la fuerza que me impulsa día a día a luchar por mis sueños.*

*A mi tía y a José David por estar siempre y nunca dejarme desfallecer.*

*A mi abuela por ser el ángel que desde el cielo me cuida.*

*¡Los amo!*

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco a Dios y a la vida por permitirme cumplir este gran logro.

A mi madre porque a pesar de todo siempre estuvo apoyándome y dándome fuerzas.

A las profesoras Karina Castellanos y Yamileth Domínguez por creer en mí y guiarme en la elaboración de mi trabajo.

Al profesor Rodian por asesorarme en la metodología estadística.

A mi compañero Orneys Ospino y los señores Luis Ávila y Leonardo Barranco por su gran colaboración en la fase de campo.

A la Entidad Pública Ambiental Barranquilla Verde por la financiación de este trabajo.

A Lina Escobar, Luz De la Ossa, Carlos Altamar y Lindys Miranda por ser los principales protagonistas de los mejores recuerdos de mi etapa universitaria.

A la Universidad del Atlántico por permitirme ser una profesional.

Y a cada una de esas personas que de alguna u otra forma me ayudaron en este largo caminar.

**¡GRACIAS!**

## RESUMEN

Debido a la problemática de contaminación que viene presentando la Ciénaga de Mallorca (CM) en los últimos años, se han realizado numerosos estudios para conocer el estado actual de su calidad de agua, sin embargo, son pocos los que han incluido comunidades biológicas como los macroinvertebrados acuáticos (MA) para conocer las alteraciones que allí se presentan, ya que estos permiten tener una aproximación más real de las condiciones de un ecosistema teniendo en cuenta que cualquier cambio en las condiciones del ecosistema, será reflejado en la estructura y composición de esta comunidad.

Con el objetivo de evaluar el potencial de los MA presentes en la CM como indicadores de calidad de agua, se realizaron seis muestreos mensuales (julio - diciembre) en seis estaciones abarcando diferentes zonas del sistema (entradas de afluentes, intercambio de agua con el mar y cercanas a poblaciones humanas). En cada estación se tomaron muestras de variables fisicoquímicas (*in situ* y *ex situ*) y tres muestras de sedimento para la obtención de MA. Se recolectaron en total 381 individuos distribuidos en cuatro clases, siete órdenes y ocho familias (Veneridae, Mytilidae, Solecurtidae, Neritidae, Nassariidae, Melongenidae, Palaemonidae y Eunicidae), las familias Veneridae y Mytilidae fueron las más abundantes durante todos los muestreos.

Para conocer la calidad del agua se usó la metodología del índice BMWPL (*Biological Monitoring Working Party* para sistemas lenticos de latitudes bajas); debido que este índice está adaptado para sistemas lénticos con características diferentes a las de la CM, fue necesario darles valor a las familias de MA presentes en este cuerpo de agua; para lo cual se tuvieron en cuenta las relaciones con las variables fisicoquímicas y los índices de contaminación ICOPH, ICOSUS e ICOMO, la distribución de estas en los diferentes rangos de las variables fisicoquímicas, así como también su distribución en tiempo y espacio.

Como resultado se obtuvo que los MA presentes en la CM indican cambios en variables como transparencia, profundidad, sólidos suspendidos totales (SST) y turbidez. En cuanto a la calidad de agua, la ciénaga fue clasificada por el BMWPCM (*Biological Monitoring Working Party* para la Ciénaga de Mallorca) con un puntaje de 45 que corresponde a aguas contaminadas.

**Palabras claves:** Laguna costera, bioindicación, macroinvertebrados, calidad biológica del agua, contaminación.

## TABLA DE CONTENIDO

<b>INTRODUCCION.....</b>	<b>1</b>
<b>2. MARCO REFERENCIAL.....</b>	<b>4</b>
2.1. Bioindicación.....	4
2.2. Macroinvertebrados acuáticos (MA) indicadores de calidad de agua .....	5
2.3. Calidad biológica del agua .....	7
2.4. Lagunas costeras - estuarinas.....	8
2.5. Estado del arte.....	8
<b>3. OBJETIVOS .....</b>	<b>12</b>
3.1 General .....	12
3.2 Específicos .....	12
<b>4. MATERIALES Y MÉTODO .....</b>	<b>13</b>
4.1. Área de estudio .....	13
4.2. Selección y ubicación de las estaciones de muestreo .....	14
4.3. Recolección de información.....	17
4.4 Fase de laboratorio .....	17
4.5 Análisis de datos .....	18
<b>5 RESULTADOS .....</b>	<b>21</b>
<b>5.1 CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS.....</b>	<b>21</b>
<b>5.2 MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS.....</b>	<b>41</b>
<b>5.3 VALORACIÓN DE LAS FAMILIAS DE MACROINVERTEBRADOS     ACUÁTICOS PRESENTES EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN .....</b>	<b>49</b>
5.3.1 Relación entre variables fisicoquímicas y biológicas.....	49

<b>5.3.2 Selección de variables fisicoquímicas determinantes para los atributos biológicos .....</b>	<b>52</b>
<b>5.3.3 Contaminación del agua de la Ciénaga de Mallorcaín.....</b>	<b>54</b>
<b>5.3.4 Puntuaciones preliminares de cada una de las familias.....</b>	<b>57</b>
<b>5.4. CALIDAD DEL AGUA EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN MEDIANTE LA VALORACIÓN PRELIMINAR DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS..</b>	<b>63</b>
<b>6. DISCUSIÓN.....</b>	<b>65</b>
<b>7. CONCLUSIONES.....</b>	<b>74</b>
<b>8. RECOMENDACIONES .....</b>	<b>76</b>
<b>9. REFERENCIAS .....</b>	<b>77</b>
<b>10. ANEXOS.....</b>	<b>88</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Mapa de la Ciénaga de Mallorquín con la ubicación de las estaciones de muestreo. Fuente: Google maps (2019). .....	13
<b>Figura 2.</b> Panorámicas de cada una de las estaciones de muestreo. A. Estación 1, B. Estación 2, C. Estación 3, D. Estación 4, E. Estación 5 y F. Estación 6.....	16
<b>Figura 3.</b> Promedios de temperatura en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).....	21
<b>Figura 4.</b> Variación de la temperatura en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$ valor) = 0,009 (a-b) y 0,02 (a-b). Post-hoc: Prueba de Dunn .....	22
<b>Figura 5.</b> Promedios de profundidad en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).....	22
<b>Figura 6.</b> Variación de la profundidad en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$ valor) = <0,0001 (a-b, a-c, c-b) y 0,16. Post-hoc: Prueba de Tukey.....	23
<b>Figura 7.</b> Promedios de transparencia en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).....	24
<b>Figura 8.</b> Variación de la transparencia en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$ valor) = <0,0001 (a-b) y 0,96. Post-hoc: Prueba de Tukey. ....	24
<b>Figura 9.</b> Promedios de SST en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).....	25
<b>Figura 10.</b> Variación de los SST en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$ valor) = 0,0027 (a-b) y 0,49. Post-hoc: Prueba de Tukey. ....	25
<b>Figura 11.</b> Promedios de turbidez en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).....	26
<b>Figura 12.</b> Variación de la turbidez en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$ valor) = 0,06 y 0,64. Post-hoc: Prueba de Dunn.....	27
<b>Figura 13.</b> Promedios de salinidad en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).....	27
<b>Figura 14.</b> Variación de la salinidad en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$ valor) = 0,03 (a-b) y 0,002 (b-a). Post-hoc: Prueba de Dunn. ....	28
<b>Figura 15.</b> Promedios de conductividad en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).....	29

<b>Figura 16.</b> Variación de la conductividad en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$ valor) = 0,03 (a-b) y 0,002 (b-a). Post-hoc: Prueba de Dunn.....	29
<b>Figura 17.</b> Promedios de pH en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).....	30
<b>Figura 18.</b> Variación de pH en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$ valor) = 0,04 (a-b) y 0,004 (a-b). Post-hoc: Prueba de Tukey. ....	31
<b>Figura 19.</b> Promedios de OD en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre). ....	31
<b>Figura 20.</b> Variación del OD en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$ valor) = 0,41 y 0,0003 (a-b). Post-hoc: Prueba de Dunn. ....	32
<b>Figura 21.</b> Promedios de demanda bioquímica de oxígeno las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).....	32
<b>Figura 22.</b> Variación de la DBO <sub>5</sub> en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$ valor) = 0,35 y 0,23. Post hoc: Prueba de Tukey. ....	33
<b>Figura 23.</b> Promedios de nitratos en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre). ....	34
<b>Figura 24.</b> Variación de los nitratos en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$ valor) = 0,97 y <0,0001 (a-b). Post-hoc: Prueba de Dunn. ....	34
<b>Figura 25.</b> Promedios de nitritos en estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) (A) y tiempo de muestreo (B). las estaciones durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre). ....	35
<b>Figura 26.</b> Variación de los nitritos en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$ valor) = 0,85 y 0,009 (a-b). Post-hoc: Prueba de Dunn. ....	35
<b>Figura 27.</b> Promedios de fosfatos en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre). ....	36
<b>Figura 28.</b> Variación de los fosfatos en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$ valor) = 0,96 y <0,0001 (a-b, b-a). Post-hoc: Prueba de Tukey. ....	36
<b>Figura 29.</b> Promedios de coliformes totales en las estaciones (E1, E2, E3, E4 E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre). ....	37
<b>Figura 30.</b> Variación de coliformes en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$ valor) = 0,49 y 0,32. Post hoc: Prueba de Tukey. ....	38

<b>Figura 31.</b> Familias reportadas: A. Veneridae ( <i>Protothaca</i> ), B. Veneridae ( <i>Anomalocardia</i> ), C. Solecurtidae ( <i>Tagelus plebeius</i> ), D. Mytilidae ( <i>Mytilus</i> ), E. Melongenidae ( <i>Melongena</i> ), F. Neritidae ( <i>Neritina</i> ), G. Nassariidae ( <i>Nassarius</i> ), H. Palaemonidae, I. Eunicidae. Fotos: González-Saucedo. ....	42
<b>Figura 32.</b> Distribución de las familias de MA por estaciones de muestreo. ....	43
<b>Figura 33.</b> Composición y estructura de la comunidad de MA por estaciones de muestreo para cada uno de los meses. A. Julio, B. Agosto, C. Septiembre, D. Octubre, E. Noviembre y F. Diciembre. ....	45
<b>Figura 34.</b> Análisis de similitud de Jaccard (A) y Bray-Curtis (B) en las estaciones. ....	48
<b>Figura 35.</b> ACP entre variables fisicoquímicas y atributos biológicos en los meses de muestreo (julio-diciembre).....	52
<b>Figura 36.</b> ACP entre variables fisicoquímicas y atributos biológicos en las estaciones de muestreo. ....	53
<b>Figura 37.</b> Tabla de distribución de las familias de MA en los rangos de las variables fisicoquímicas. ....	58
<b>Figura 38.</b> Distribución de las familias de MA de acuerdo con el número de estaciones ocupadas. ....	59
<b>Figura 39.</b> Distribución de las familias de MA de acuerdo con el número de meses ocupados. ....	60

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Métodos y equipos para la determinación de variables fisicoquímicas. ...	18
<b>Tabla 2.</b> Valores de las medias, desviación estándar, mínimos y máximos de las variables fisicoquímicas de las seis estaciones de muestreo en la Ciénaga de Mallorcaín. ....	39
<b>Tabla 3.</b> Distribución de las familias encontradas en la CM. ....	41
<b>Tabla 4.</b> Diferencias significativas de la comunidad de MA en las estaciones de muestreo. ....	43
<b>Tabla 5.</b> Valores de índices de diversidad por estaciones de muestreo. ....	47
<b>Tabla 6.</b> Valores de índices de diversidad por meses de muestreo. ....	47
<b>Tabla 7.</b> Correlaciones lineales significativas ( $\geq 50\%$ ) directas e inversas entre variables fisicoquímicas de la Ciénaga de Mallorcaín. ....	49
<b>Tabla 8.</b> Correlaciones lineales significativas ( $\geq 50\%$ ) directas entre las familias de MA y las variables fisicoquímicas. ....	50
<b>Tabla 9.</b> Correlaciones lineales significativas ( $\geq 50\%$ ) directas entre las familias de MA de la Ciénaga de Mallorcaín. ....	50
<b>Tabla 10.</b> Correlaciones lineales significativas ( $\geq 50\%$ ) directas e inversas entre atributos biológicos, familias de MA y variables fisicoquímicas de la Ciénaga de Mallorcaín. ....	51
<b>Tabla 11.</b> Clasificación de la contaminación de acuerdo a los ICO (índices de contaminación). Fuente: Ramírez <i>et al.</i> , 1999. ....	54
<b>Tabla 12.</b> Valores de los índices de contaminación por meses y estación. ....	55
<b>Tabla 13.</b> Correlaciones lineales significativas ( $\geq 50\%$ ) inversas entre ICOS, atributos biológicos y familias de MA de la Ciénaga de Mallorcaín. ....	56
<b>Tabla 14.</b> Resultados de correlaciones significativas (Spearman, $p < 0,005$ ) entre las familias y las variables fisicoquímicas determinantes para la distribución espacio-temporal de la comunidad de MA. ....	57

<b>Tabla 15.</b> Clasificación de las estaciones y los meses de muestreo con base en los índices de contaminación y las familias presentes. Azul: Ninguna, Verde: Baja, Naranja: Alta, Rojo: Muy alta. ....	61
<b>Tabla 16.</b> Valoración propuesta para las familias de macroinvertebrados, indicadoras de calidad de agua en la Ciénaga de Mallorcaín.....	62
<b>Tabla 17.</b> Puntuación preliminar para las familias de MA presentes en la Ciénaga de Mallorcaín. ....	63
<b>Tabla 18.</b> Clasificación de calidad de agua para sistemas lénticos. ....	63
<b>Tabla 19.</b> Puntuación total para cada estación.....	64
<b>Tabla 20.</b> Puntuación total para cada mes de muestreo. ....	64

## LISTA DE ANEXOS

<b>ANEXO 1.</b> Valor de las familias de macroinvertebrados acuáticos identificados en sistemas lénticos de latitudes bajas.....	88
<b>ANEXO 2.</b> Tabla de registro con las familias y las abundancias por estación y meses de muestreo.....	89
<b>ANEXO 3:</b> Valores p del análisis de varianza (ANOVA) para determinar diferencias significativas espaciales y temporales de cada una de las variables fisicoquímicas (Valores p < 0,05 indican diferencias estadísticamente significativas) .....	90
<b>ANEXO 4.</b> Resultados de los índices de similitud entre las estaciones de muestreo. ....	91
<b>ANEXO 5.</b> Valores obtenidos a partir del índice de correlación de Spearman entre variables fisicoquímicas y biológicas. ....	92
<b>ANEXO 6.</b> Porcentajes de varianza del análisis de componentes principales (ACP). ....	96
<b>ANEXO 7.</b> Límites máximos permisibles de las variables fisicoquímicas según la resolución 258 de 2011 de la CRA. ....	98
<b>ANEXO 8.</b> Histórico de las variables fisicoquímicas determinadas en la Ciénaga de Mallorquín (2011-2015). Tomado de UNIATLÁNTICO - Barranquilla Verde, 2018. ....	99
<b>ANEXO 9.</b> Metodología usada para la recolecta de los datos en campo. ....	101
<b>ANEXO 10.</b> Histórico de precipitaciones por meses durante diez años. Fuente IDEAM .....	102

## INTRODUCCION

En Colombia, los ecosistemas acuáticos son sometidos a perturbaciones causadas por actividades antrópicas tales como la deforestación, la sobreexplotación de los recursos y la descarga de residuos sólidos de origen doméstico e industrial; actividades consideradas como las principales fuentes de perturbación y/o contaminación (García-Alzate *et al.*, 2007) que causan variaciones en las condiciones fisicoquímicas y biológicas (Román-Valencia y Perdomo, 2004).

La Ciénaga de Mallorquín (CM) no ha estado exenta de estas problemáticas, y la contaminación ha sido una de las principales causas del deterioro en la calidad del agua, esta es relacionada directamente con el aumento indiscriminado de las poblaciones alrededor de este ecosistema, las cuales hacen uso de la ciénaga como el destino final de los desechos provenientes de las actividades domésticas e industriales, generando alteraciones a nivel ecológico, socioeconómico y de salubridad (Marín *et al.*, 2001).

Otro de los factores responsables de la actual degradación de la CM, es el antiguo basurero ubicado en el barrio de Las Flores; aunque actualmente se encuentra cerrado, los lixiviados que continúan emanando de dicho lugar producen modificaciones importantes en las condiciones naturales del área; la cual es la zona más contaminada y peligrosa para el desarrollo de la vida acuática (León-Luna y Padilla, 2008).

La CM además de sufrir una fuerte presión antrópica, es afectada por la llegada de las aguas afluentes; las cuales aportan la mayor parte del material sedimentario que llega al sistema, influyendo en variables como conductividad y oxígeno disuelto. Además de aumentar los valores de nutrientes, materia orgánica, y contribuir a la colmatación de este cuerpo de agua por el arrastre de material particulado de diámetro bajo, el cual al llegar al sistema se deposita en el fondo sin posibilidad de ser arrastrado fuera de este (UNIATLÁNTICO - Barranquilla Verde, 2018).

Al ser la CM una laguna costera, tiene como característica principal poseer una fauna única, diversa y apetecida por el hombre (Arrieta y De la Rosa, 2003), razón por la cual representa para las comunidades cercanas una de las principales fuentes de alimentación y desarrollo económico (Díaz-Gaxiola *et al.*, 2012), además, reúne importantes valores estéticos, culturales, recreativos, científicos y de conservación (Sánchez - Fernández *et al.*, 2007); es por tal motivo, que los esfuerzos realizados por las distintas entidades ambientales para conocer el estado de la calidad de agua de este ecosistema con el fin de su declaratoria como área protegida, han ido en aumento; sin embargo, en la mayoría de estos estudios las evaluaciones fueron realizadas solo en base de análisis fisicoquímicos, que si bien ofrecen un diagnóstico de las condiciones ambientales momentáneas, no detectan los cambios en el tiempo, por lo que se hace necesario incluir en estos monitoreos comunidades biológicas como los MA, que permitan tener una aproximación más real de las condiciones de un ecosistema (Castillo *et al.*, 2006).

La preferencia por este grupo en específico se debe a las ventajas que lo diferencian de otros, tales como: su sedentarismo, ciclos de vida, y alta sensibilidad (Reece y Richardson, 2000), además de que al estar adaptados a determinadas exigencias ambientales, cualquier cambio provocado en estas condiciones será reflejado en la estructura comunitaria, las especies dominantes, la abundancia y la diversidad de especies (Zalmon *et al.*, 2011).

Esta comunidad también es la encargada de realizar importantes funciones ecológicas dentro de los ecosistemas, en las lagunas costeras se conoce que es la principal responsable de funciones como la descomposición del detritus y la aceleración de la transferencia de nutrientes hacia el ambiente marino y zonas adyacentes (Pech *et al.*, 2015), por lo que el conocimiento de la composición taxonómica y las características de esta comunidad en ecosistemas como la CM que presentan un inminente deterioro y un alto grado de contaminación, pueden ser utilizados como indicativo del estado de la calidad del agua.

Teniendo en cuenta la capacidad bioindicadora de esta comunidad, se utilizó como base para la realización de distintos índices a partir de los cuales se puede estimar el estado de la calidad del agua, en Colombia uno de los más usados es el BMWP/Col (*Biological Monitoring Working Party* para Colombia) (Roldán–Pérez, 2016). Para sistemas lénticos, el estado de la calidad del agua puede ser estimada a partir del índice BMWPL (*Biological Monitoring Working Party* para sistemas lénticos de latitudes bajas), siendo más preciso y sensible que el BMWP/Col ya que fue realizado en base a las condiciones de aumento y disminución del espejo de agua que se dan en estos sistemas, consecuencia de los periodos de lluvia y sequía en la región (Castellanos-Romero *et al.*, 2017).

En el presente trabajo se pretende conocer la comunidad de MA de la CM y su potencial como indicadores de calidad de agua, teniendo en cuenta que su estructura y composición difieren de otros cuerpos de agua lénticos, esto con el fin de emplear un BMWPCM (*Biological Monitoring Working Party* para la Ciénaga de Mallorquín) preliminar, que permita presentar de una forma más simple y precisa la información sobre el estado del agua de este ecosistema.

## **PREGUNTA PROBLEMA**

¿Cuáles son los macroinvertebrados acuáticos indicadores de calidad de agua en la Ciénaga de Mallorquín, Atlántico, Colombia?

## **2. MARCO REFERENCIAL**

### **2.1. Bioindicación**

La bioindicación es definida por Bohórquez y Ardila (1996) como el mecanismo que hace uso del componente biótico como revelador certero de las condiciones ambientales de un ecosistema acuático. Esta ha sido utilizada constantemente a lo largo de la historia de la humanidad, la cual hace uso de elementos del ambiente como indicadores de recursos para la supervivencia o para intentar conocer los cambios que se dan en la naturaleza producto de las actividades humanas (Guillot, 1997).

Para Roldán-Pérez (1999), un organismo es considerado bioindicador cuando se encuentra invariablemente en un ecosistema de características definidas y cuando su población es porcentualmente o similar al resto de organismos con los que comparte el mismo hábitat, para Morais y colaboradores (2009) los bioindicadores son organismos o comunidades que a través de su presencia indican el nivel de preservación o el estado de un hábitat.

Roldán-Pérez (2003) afirma que “cuando se habla de características ideales de un bioindicador, se observa que solo unos pocos organismos podrían estrictamente satisfacer estos requerimientos” y que además “para definir un bioindicador de calidad de agua, primero debe conocerse la flora y fauna acuática de la región de estudio”. Zúñiga de Cardozo y Caicedo (1997), exponen que el bioindicador ideal es aquel que tiene tolerancias ambientales estrechas, es decir, son sensibles a las alteraciones de los factores físicos y químicos del medio en el que viven.

Dentro de los organismos que han sido considerados como bioindicadores encontramos bacterias, protozoos, algas, macrófitas, peces y macroinvertebrados; sin embargo, Prat (1998) considera a estos últimos como los mejores indicadores de calidad de agua debido a las ventajas que poseen a diferencia de los otros grupos, como son un mayor nivel de sensibilidad, bajos costos y métodos simples de muestreo y análisis.

## 2.2. Macroinvertebrados acuáticos (MA) indicadores de calidad de agua

Como MA se definen a todos aquellos organismos que viven en el fondo de ríos y cuerpos de agua lénticos, adheridos a rocas, troncos o vegetación sumergida, y que poseen un tamaño entre 0.5 a 5 mm; por lo que pueden ser observados a simple vista, dentro de este grupo encontramos poríferos, hidozoos, turbelarios, anélidos como los hirudíneos, además insectos, arácnidos, crustáceos, y bivalvos (Roldán-Pérez, 2016), las principales razones por las que estos son considerados bioindicadores son muchas, entre estas Rosenberg y Resh (1993) destacan: su presencia en todos los sistemas acuáticos continentales, su naturaleza sedentaria, los muestreos y el análisis de las muestras pueden ser realizados con equipos simples y de bajos costos, y por último, la disponibilidad de métodos e índices para el análisis de los datos.

La utilización de esta comunidad como bioindicadores de calidad de agua empezó hace más de 100 años en Europa y hoy en día representan una herramienta muy útil y de bajo costo, esto debido a que a diferencia de los análisis fisicoquímicos que muestran condiciones ambientales del momento, esta comunidad es capaz de mostrar los cambios a través del tiempo, permitiendo la opción de comparar condiciones pasadas y actuales (Springer, 2010). Su uso como bioindicadores de calidad de agua se basa en el hecho de que cualquier cambio en las condiciones ambientales será reflejado en la estructura y composición de esta comunidad (Roldán-Pérez, 1992), por lo que el empleo de MA es la mejor metodología para detectar alteraciones tempranas en los ecosistemas (Segnini, 2003).

Debido a su característica bioindicadora, esta comunidad ha sido utilizada como base principal para la realización y aplicación de distintos índices de calidad de agua (Alonso-Fernández y Camargo, 2005), uno de los más usados es el BMWP (*Biological Monitoring Working Party*); este se estableció por primera vez en Inglaterra en 1970 como un método sencillo y rápido para evaluar calidad de agua haciendo uso de MA, teniendo como ventajas el ser económico y el corto tiempo que se debe invertir para realizarlo, además de que solo requiere llegar hasta el

nivel taxonómico de familia y los datos son cualitativos (presencia/ ausencia), el puntaje va de 1 a 10 teniendo en cuenta la tolerancia a la contaminación, siendo la puntuación mayor para las familias más sensibles y uno para las más tolerantes, obteniendo el total del índice de la suma de los puntajes de cada una de las familias (Roldán-Pérez, 2016).

Debido al gran auge que tuvo este índice se le han realizado adaptaciones en diferentes países, en Colombia fue adaptado por primera vez para el Departamento de Antioquia por Roldán-Pérez en 1999, años más tardes en 2003 este mismo autor hace la adaptación para Colombia. Recientemente en 2017, Castellanos-Romero y colaboradores realizan una nueva adaptación de este índice para sistema lénticos, que a diferencia de los sistemas lóticos presentan una fauna muy variada debido a la heterogeneidad de los sustratos, estos albergan una fauna poco variada encontrándose principalmente en el área litoral y en las raíces de plantas flotantes, ya que las zonas profundas por lo general ofrecen condiciones estresantes por falta de oxígeno y acumulación de gases tóxicos (Álvarez-Arango, 2005). Son estas características de los sistemas lénticos las que conllevan a que los MA se distribuyan en rangos temporales y espaciales diferentes a los establecidos para los sistemas lóticos (Wing, 2008).

Teniendo en cuenta que la comunidad de macroinvertebrados responde de distintas formas a la contaminación, Metcalf (1989) propone tres enfoques para evaluar la respuesta de esta comunidad, estos son: índice sapróbico, de diversidad y el biológico, el primero hace uso de todos los organismos acuáticos como bioindicadores teniendo en cuenta además aspectos fisicoquímicos como  $DBO_5$ ,  $NH_4N$  y oxígeno disuelto, la principal desventaja de este es que los organismos usados como bioindicadores deben emplearse a nivel de especie, información que en muchos países del mundo es escasa; en cuanto al índice de diversidad se incluyen tres componentes: riqueza, equidad y un indicativo de abundancia que en el caso de los macroinvertebrados el más usado es la densidad, y por último, el

biológico que está basado en la combinación de una medida cuantitativa de diversidad y la información cualitativa sobre la sensibilidad ecológica de los taxones.

### **2.3. Calidad biológica del agua**

La evaluación de la calidad del agua mediante el estudio de la estructura y composición de organismos es definida como calidad biológica del agua; sin embargo, el termino calidad no posee un concepto absoluto, por el contrario, es relativo ya que depende de la utilización del recurso, como por ejemplo, las aguas con concentración fecal bajo ningún criterio son apropiadas para el consumo humano; no obstante, por su alto contenido en materia orgánica podría ser usada para el riego de plantas ornamentales, del mismo modo, aguas de alta montaña que por lo general se asocian con pureza y buena calidad, podrían ser poco apropiadas para calmar la sed por su bajo contenido en sales y bajo pH confiriéndole un carácter corrosivo al esmalte dental (Alba-Tercedor 1996), por lo que bajo estas consideraciones se puede decir que un agua está contaminada cuando se afecta su uso real o potencial (Barrenechea *et al.*, 2004).

Debido a la necesidad de evaluar la calidad del agua, se han desarrollado los índices de calidad de agua -ICA-; los cuales surgen como una herramienta simple para la evaluación del recurso hídrico, estos son definidos como una expresión simple que se deriva de un conjunto más o menos complejo de parámetros que son usados para expresar la calidad del agua (Nasiri *et al.*, 2007). La valoración de esta calidad es entendida como la evaluación de su naturaleza química, física y biológica en relación con la calidad natural, los efectos antrópicos y su posible uso (Prat, 1998).

Además de los ICA, se han desarrollado otros índices para la evaluación de la calidad de agua, los índices de contaminación -ICO- ; estos fueron realizados por Ramírez y colaboradores en los años de 1997 y 1999 y consisten en la detención de diferentes tipos de contaminación (pH, sólidos suspendidos, temperatura, materia orgánica, mineralización y trófica), la clasificación de estos se hace en cinco

categorías (ninguna, baja, media, alta y muy alta) teniendo en cuenta diferentes rangos que van desde cero hasta uno.

Por otra parte se encuentran los índices bióticos, estos son herramientas de evaluación que permiten transformar información compleja de comunidades biológicas, a una escala lineal que facilita su interpretación en un contexto de manejo ambiental (Pérez-Schultheiss, 2013), presentando de una forma más simple y precisa la información sobre la calidad del agua (Salusso y Moraña, 2002).

Prat (2008 en González Meléndez *et al.*, 2013) define los índices bióticos como “aquellos que establecen la calidad biológica del agua expresada en forma de un valor numérico que sintetiza las características de las especies presentes en una muestra”.

#### **2.4. Lagunas costeras - estuarinas**

Son cuerpos de aguas pocos profundos que tienen como característica la mezcla de agua marina y dulce, la primera a través de una barra de arena, de tal forma que su comunicación con el mar puede ser permanente o temporal y la segunda, por medio de flujos de aguas provenientes de ríos, arroyos o quebradas, siendo esta particularidad la que permita poseer una fauna diversa (de origen marino y dulceacuícola). Debido a su alta variabilidad ambiental y productividad sirven como sitio de crianza de muchas especies de peces, moluscos, bivalvos, entre otros, que encuentran refugio y alimento (Day *et al.*, 1985).

#### **2.5. Estado del arte**

En Colombia, los primeros trabajos de bioindicación fueron realizados en el Departamento de Antioquia, uno de los primeros fue ejecutado por Roldán-Pérez y colaboradores (1973) en el Río Medellín, su principal objetivo era conocer las causas de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica, como resultados encontraron que efectivamente la contaminación generaba cambios en la estructura y composición de las comunidades.

Perez y Roldán-Pérez en 1978 evaluaron los niveles de contaminación por detergentes y su influencia en las comunidades bentónicas del Río Rionegro, en sus resultados encontraron diferencias en la composición y estructura de la comunidad de acuerdo a la contaminación, en aguas muy contaminadas dominaron las poblaciones de anélidos, en aguas medianamente contaminadas poliquetos y moluscos, y en aguas claras efemerópteros, plecópteros, tricópteros y hemípteros, concluyendo que existía alta correlación entre la concentración del detergente y la estructura y composición de la comunidad, ya que donde la concentración del detergente era alta, la diversidad tendía a disminuir debido a la dominancia de los grupos adaptados a estas condiciones.

En 1999 Roldán-Pérez adapta el índice BMWP para el Departamento de Antioquia, basándose en que la fauna encontrada en el país era diferente a la de Europa, por lo que no se podría hacer uso del índice sin antes conocer la fauna existente, sus exigencias ecológicas y su distribución geográfica, posteriormente fue desarrollado el BMWP/Col basado en el BMWP/A por este mismo autor en el 2003.

Una de las nuevas adaptaciones de este índice fue hecha por Castellanos-Romero y colaboradores en 2017; los cuales realizaron un trabajo en el Embalse del Guajáro (Atlántico) desarrollando el BMWP para sistemas lenticos de latitudes bajas (BMWPL), en éste la clasificación de las familias fue dada a partir de ocho hasta uno argumentando que las familias valoradas con nueve (9) y 10 son estenotolerantes y solo emergen en aguas transparentes (Anexo 1).

En el Departamento del Atlántico, Castellanos-Romero (2009) realizó un trabajo sobre la evaluación de la calidad del agua en sistemas lénticos mediante el uso de macroinvertebrados como bioindicadores, este trabajo fue realizado en el Complejo Cenagoso de Malambo (CCM), y se encontró que las principales diferencias en los valores de los parámetros fisicoquímicos evaluados se deben al periodo de estiaje o vaciado, lo que además genera cambios en la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, encontrándose una mayor diversidad y abundancia en tiempos de lluvia y una menor diversidad y aumento en la

abundancia de organismos adaptados a condiciones generadas en el periodo de estiaje, concluyendo que en los dos periodos evaluados la comunidad varia su composición y estructura basada en las condiciones ambientales.

En 2018, Castellanos-Romero y colaboradores evaluaron la calidad del agua en el CCM haciendo una comparación de los índices ISCA basado en fisicoquímicos y  $BMWP_L$  para analizar la aplicabilidad de macroinvertebrados como bioindicadores en sistemas lénticos, de este obtuvieron como resultados que el ISCA ubicó al CCM con una calidad de agua aceptable, mientras que el  $BMWP_L$  lo ubicó en el rango de aguas fuertemente contaminadas, así como también que mientras el ISCA variaba de acuerdo al vaciado y llenado del espejo del agua, el  $BMWP_L$  no lo hacía siendo más sensible a las perturbaciones que afectaban el sistema, concluyendo que se reafirmaba la aplicabilidad del  $BMWP_L$  para los sistemas lénticos de tierras bajas.

Recientemente en 2019, Ramos-Cano realizó un trabajo en el Embalse el Guajáro (EEG) y la Ciénaga el Jobo (CJ), el cual tenía como objetivo determinar la calidad ecológica del agua aplicando el índice de calidad ecológica ( $ICE_{mae}$ ) con base en macroinvertebrados acuáticos, en este también aplicó los índices  $BMWP/Col$  y  $BMWP_L$  para establecer el grado de asociación de estos con el  $ICE_{mae}$ . Obtuvo como resultados que en el EEG la calidad ecológica del agua obtenida a partir del  $ICE_{mae}$  era crítica en las zonas norte y centro, mientras que en la parte sur las estaciones presentaron una calidad regular, el  $BMWP/Col$  lo clasificó con una calidad de buena a regular y el  $BMWP_L$  en condiciones críticas y muy críticas, en cuanto a la CJ el  $ICE_{mae}$  lo clasificó en condiciones críticas en la mayoría de sus estaciones exceptuando la dos, el  $BMWP/Col$  con calidad buena y aceptable y el  $BMWP_L$  en condiciones críticas. Al relacionar los índices  $ICE_{mae}$  y  $BMWP/Col$  encontró que no existían relaciones significativas debido a las diferencias en las puntuaciones de las familias, ya que el primero es para sistemas lénticos y el otro fue diseñado para sistemas lóticos, así como tampoco encontró relación entre el  $ICE_{mae}$  y  $BMWP_L$  aun cuando ambos fueron adaptados a sistemas lénticos siendo la principal diferencia

el empleo de las abundancias para el ICE<sub>mae</sub>, sin embargo, coinciden en clasificar a la CJ en condiciones críticas.

En cuanto a la Ciénaga de Mallorquín, la mayoría de trabajos realizados son basados en la comunidad íctica, caracterización de la calidad del agua con base de análisis fisicoquímicos y el análisis de metales pesados, dentro de estos es relevante el informe realizado por la CRA en 2014 en el cual evaluaron la calidad del agua del sistema con la aplicación de índices de contaminación (ICOpH, ICOSUS e ICOMO) y variables biológicas, obtuvieron como resultados que el ICOpH clasificó a la ciénaga con contaminación indetectable, el ICOSUS con aguas de mediana a alta y contaminación y el ICOMO con contaminación baja. En cuanto a los macroinvertebrados acuáticos encontraron en total 26 individuos distribuidos en los órdenes Oligochaeta, Mesogastropoda y Amphipoda, siendo los primeros indicadores de aguas muy contaminadas y los que presentaron la mayor distribución y el mayor número de individuos.

Aguilera y Andrade en 2015 realizaron un estudio con el cual pretendían conocer los moluscos bentónicos asociados a los sedimentos, como resultados encontraron que la clase Bivalvia fue la que presentó un mayor número de individuos, siendo las especies *Corbula caribea* y *Mytilus edulis* las más representativas con un 45,5% y 23,6% respectivamente, además encontraron que el sustrato de preferencia por los moluscos fue la arena.

En 2019, Benavides realiza un trabajo que tenía como objetivo principal identificar la influencia de la calidad del agua del Arroyo León (AL) sobre la calidad del agua de la CM haciendo uso de los índices ICA (Índices de Calidad de Agua) e ICAM (Índice de Calidad Marina) además de variables fisicoquímicas, sus resultados mostraron que el AL desde su origen hasta su desembocadura en la CM presenta una calidad de agua “mala”, por otra parte, la CM presentan una calidad de agua “pésima” en el 50% de su extensión, “inadecuada” en un 22% y “aceptable” en el 28% restante, concluyendo que el AL es uno de los principales factores que afectan la calidad de agua en la CM.

### 3. OBJETIVOS

#### 3.1 General

Evaluar los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua en la Ciénaga de Mallorquín.

#### 3.2 Específicos

- Determinar la composición de los macroinvertebrados acuáticos presentes en la Ciénaga de Mallorquín.
- Asignar valor a las familias de macroinvertebrados acuáticos presentes en la CM con base a sus relaciones con variables fisicoquímicas, índices de contaminación ICOpH, ICOSUS e ICOMO y su distribución espacio-temporal.
- Estimar la calidad del agua en la Ciénaga de Mallorquín con el uso del índice biótico  $BMWP_{CM}$  (*Biological Monitoring Working Party* para la Ciénaga de Mallorquín).

## 4. MATERIALES Y MÉTODO

### 4.1. Área de estudio

La CM es una laguna costera con características estuarinas (Gutiérrez, 1986) ubicada al noroeste del Departamento del Atlántico entre Barranquilla y Puerto Colombia ( $11^{\circ} 05' 55'' - 08' 54''$  N y  $74^{\circ} 51' 00'' - 53' 28''$  W) (Figura 1), limita al norte con el Mar Caribe de manera natural y artificial durante cualquier época del año cuando los habitantes abren una o varias bocas a través de la barra de arena, al sur con la carretera que comunica al corregimiento de La Playa con el barrio Las Flores, al oriente con el Río Magdalena por medio de dos tubos que atraviesan el tajamar occidental y al occidente con las ciénagas Los Manatíes y El Rincón (CRA, 1998).



**Figura 1.** Mapa de la Ciénaga de Mallorca con la ubicación de las estaciones de muestreo. Fuente: Google maps (2019).

Posee forma triangular, un área superficial de 9 km<sup>2</sup>, profundidad promedio de 0,70 m y sustrato predominante arenoso-fangoso (Arrieta y De la Rosa, 2003), se encuentra rodeada por llanuras de inundación, arenales y dunas con la presencia de especies de manglar como: *Rhizophora mangle* (Mangle rojo), *Avicennia germinans* (Mangle negro) y *Laguncularia racemosa* (mangle amarillo). Presenta un bosque muy seco tropical (bms-T), con un breve periodo seco de julio a agosto, un periodo de fuertes lluvias de septiembre a diciembre y un periodo seco de enero a abril (Viloria, 1989) su temperatura oscila entre 25° y 30°C, siendo las mínimas de 24°C y las máximas de 34°C (Valdés y Muñoz, 2005).

#### **4.2. Selección y ubicación de las estaciones de muestreo**

Se seleccionaron en total seis estaciones de muestreo (Figura 1); las cuales fueron escogidas considerando lo establecido por las entidades ambientales para el monitoreo de este cuerpo de agua, comprendiendo zonas de variantes morfológicas del sistema que pueden influir en la dinámica limnológica del mismo (UNIATLÁNTICO - Barranquilla Verde, 2018). A continuación, se describe las ubicaciones y características de cada una de las estaciones:

**4.2.1. Estación 1 (Arroyo León):** Se encuentra ubicada en las coordenadas 11°02'42.3" N, 74°51'57.5" O, es la principal entrada del Arroyo León a la CM, se caracteriza por presentar abundante vegetación acuática, comunidad de mangle conservada (*Rhizophora mangle*), aguas bastante turbias y olor fétido (Figura 2A).

**4.2.2. Estación 2 (La Barra):** Ubicada en las coordenadas 11° 03'15.90" N, 74°50'27.00" O es la entrada de agua de mar al sistema siempre y cuando la barra de arenas esté abierta, se caracteriza por presencia abundante de aves, comunidad de mangle conformada por las especies *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*, aguas claras y sustrato arenoso (Figura 2B).

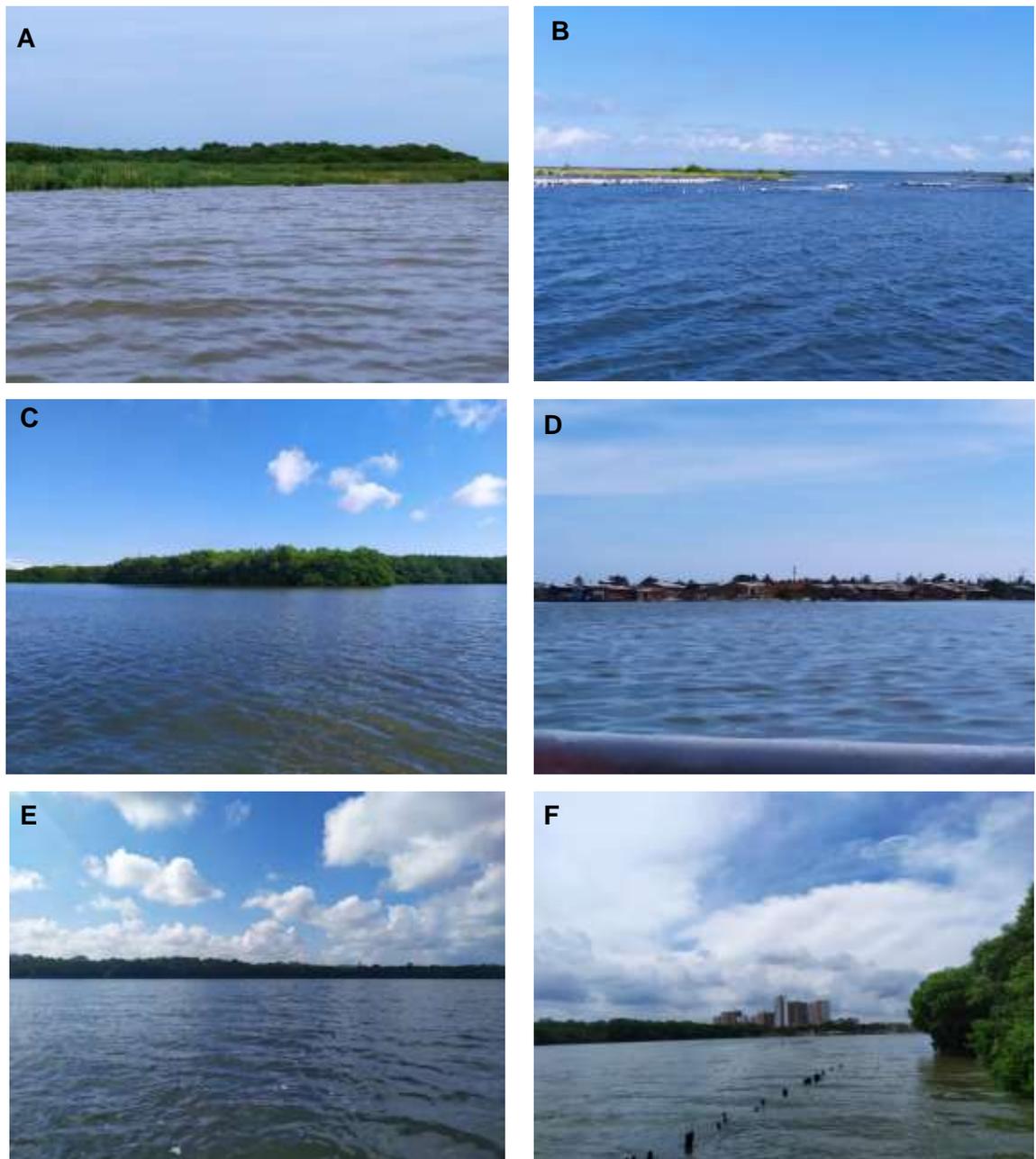
**4.2.3 Estación 3 (Box Coulvert):** Se ubica en las coordenadas 11°02'14.45" N, 74°50'30.99" O entrada constante del Río Magdalena, se caracteriza por presentar

aguas con una alta carga sedimentaria y presencia abundante de *Laguncularia racemosa* (Figura 2C).

**4.2.4. Estación 4 (Palafitos):** Localizada en las coordenadas 11°02'31.1" N, 74°50'01.37" O, recibe aguas residuales proveniente de las invasiones cercanas, presenta aguas turbias y olor fétido (Figura 2D).

**4.2.5. Estación 5 (Punta Félix):** Se localiza en las coordenadas 11°02'10.84" N, 74°50'36.89" O, presenta una comunidad de mangle bien establecida y asociada a la ciénaga conformada principalmente por *Rhizophora mangle* y en una menor proporción por *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*, aguas claras (Figura 2E).

**4.2.6 Estación 6 (Las Salinas):** Ubicada en las coordenadas 11°02'09.72" N, 74°51'26.67" O, se caracteriza por presentar aguas de color verde, olor fétido y una comunidad de mangle abundante y bien establecida encontrando las especies *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans* (Figura 2F).



**Figura 2.** Panorámicas de cada una de las estaciones de muestreo. A. Estación 1, B. Estación 2, C. Estación 3, D. Estación 4, E. Estación 5 y F. Estación 6.

### **4.3. Recolección de información**

Se realizaron muestreos mensuales durante seis meses (julio-diciembre del 2019) abarcando meses de bajas y altas precipitaciones; en cada una de las estaciones se hizo recolecta de MA y determinación de variables fisicoquímicas tanto *in situ* como *ex situ*. A continuación, se describe la metodología empleada.

#### **4.3.1. Recolecta de macroinvertebrados acuáticos**

La recolecta de los MA fue realizada en el sedimento, para esto se hizo uso de una draga pequeña tipo Ekman de 6 pulg<sup>3</sup> la cual fue lanzada tres veces por estación para tener una mayor representación de la muestra. El sedimento recolectado fue almacenado en bolsas ziploc para luego ser filtrado haciendo uso de un tamiz con ojo de malla de 500 µm, los organismos encontrados fueron almacenados en frascos entomológicos y bolsas ziploc con alcohol al 70% para su posterior identificación en los laboratorios de la Universidad del Atlántico.

#### **4.3.2. Determinación de variables fisicoquímicas**

Se determinaron variables fisicoquímicas *in situ* y *ex situ*, para estas últimas se tomaron muestras de agua superficiales en envases plásticos previamente esterilizados los cuales fueron refrigerados a bajas temperaturas (<6 °C) para disminuir la degradación biológica (Molina-Bolivar, 2017). En la tabla 1 se presentan las metodologías y equipos usados para la determinación de cada una de las variables.

### **4.4 Fase de laboratorio**

La identificación de los individuos de MA recolectados, fue llevada a cabo en los laboratorios de la Universidad del Atlántico mediante la observación de su morfología haciendo uso de un estereoscopio Leica EZ4 e iconografía y claves especializadas propuestas por Diaz-Merlano y Puyana (1994), Sarmiento-Bossio y colaboradores (2009), Hendrickx (1995) y con la ayuda de expertos, hasta llegar al nivel taxonómico más bajo posible.

**Tabla 1.** Métodos y equipos para la determinación de variables fisicoquímicas.

<b>Variab</b> les	<b>Unidad</b>	<b>Método</b>	<b>Equipo</b>
<b><i>In situ</i></b>			
Temperatura	°C	Electrométrico	
Salinidad	UPS	Electrométrico	
Oxígeno disuelto	mg/L	Electrométrico	Sonda multiparamétrica Hanna HI 8929
Conductividad	µS/cm	Electrométrico	
pH		Electrométrico	
Transparencia	cm		Disco Secchi
Profundidad	cm		Vara métrica
<b><i>Ex situ</i></b>			
DBO <sub>5</sub>	mgO <sub>2</sub> /L	SM 5210-B ISO 17289 2014-07-14 / Incubación	
Nitratos	mg/L	SM 4500-NO <sub>3</sub> B / Colorimétrico	
Nitritos	mg/L	SM 4500-NO <sub>2</sub> 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	
Sólidos suspendidos totales	mg/L	SM 2540 D / Gravimetría	

Elaboración propia.

#### 4.5 Análisis de datos

Se realizaron análisis de estadística descriptiva usando medidas de tendencia central (media, mínimos, máximos y desviación estándar) para conocer el comportamiento de los datos. Con cada una de las variables fisicoquímicas se realizaron gráficas de líneas de tendencia que facilitan el análisis de las

fluctuaciones que estas presentaron en las estaciones y en el tiempo de muestreo. Para los MA se realizaron tablas de contingencia que muestran la composición de esta comunidad en la CM y gráficas de barra para mostrar la composición por el tiempo muestreado en cada una de las estaciones, estos análisis fueron realizados haciendo uso del programa Microsoft Excel.

Para establecer diferencias significativas entre las variables fisicoquímicas y la comunidad de MA en las estaciones y los meses de muestreo, se realizaron análisis de varianza de una vía teniendo en cuenta los supuestos de normalidad y homocedasticidad, cuando se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) se aplicó un post-test (Prueba de Dunn o Tukey pareada) para conocer donde se presentaban las diferencias, se usó el software Graphpad Prism.

Con el programa Past, se realizaron índices de Margalef, Dominancia y Equitatividad en las estaciones y en los meses de muestreo para determinar la riqueza y la distribución de las abundancias en las diferentes familias encontradas, también se realizaron dendogramas a partir de los índices de Jaccard y Bray Curtis para conocer la similitud entre estaciones con base a la composición y abundancia de la comunidad de MA.

Para conocer el potencial de los MA como indicadores de calidad de agua en la CM, se hizo uso de la metodología del índice biótico  $BMWP_L$  como base para la establecer un índice  $BMWP_{CM}$  preliminar, esto teniendo en cuenta que las familias encontradas en este cuerpo de agua tienen características diferentes, razón por la cual se les asignó valores de ocho (8) hasta tres (3) y se clasificaron en tres categorías: buena, aceptable y mala (tabla 16).

La valoración de las familias se realizó a partir de un análisis de correlación de Serman con el cual se estableció la relación de la presencia o ausencia de los macroinvertebrados en los rangos de las variables fisicoquímicas, se usó el software Graphpad Prism. Posteriormente se utilizó un análisis de componentes principales (ACP) para buscar un patrón de presencia espacial o temporal de acuerdo con las

variaciones de los factores fisicoquímicos; mediante el software Statgraphics.

Se determinó la contaminación del agua a partir de los índices ICOSUS (Índice de contaminación por sólidos suspendidos), ICOpH (Índice de contaminación por pH) e ICOMO (Índice de contaminación por materia orgánica) en las estaciones y en los meses de muestreo a partir del software ICATEST 1.0 V; además, se realizó una correlación de Spearman con el fin de conocer el efecto que estas tenían sobre la comunidad, se usó el software Graphpad Prism.

Se realizó una tabla en la cual se muestran los rangos de las variables en los que se pueden encontrar a cada una de las familias; también se realizaron gráficas de familias versus el número de estaciones y meses ocupados con el fin de conocer la amplitud en la distribución espacial y temporal, adicional se tuvo en cuenta la clasificación de las estaciones y los meses según los índices de contaminación y que familias se encontraban presentes.

La calidad del agua se determinó a partir de la sumatoria de los puntajes de cada una de las familias.

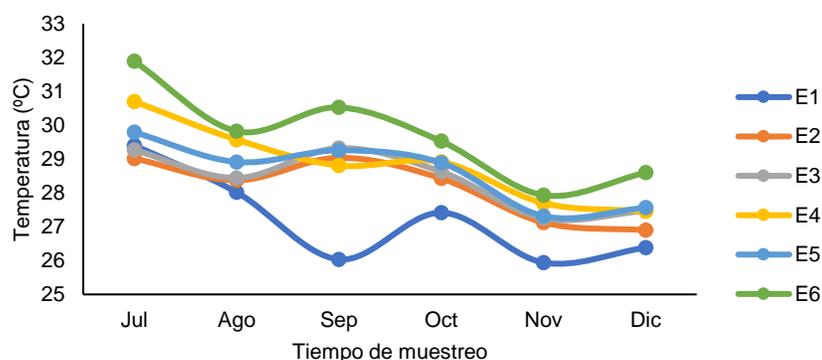
## 5 RESULTADOS

A continuación, se presentan los resultados obtenidos durante seis meses de muestreo de cada una de las variables fisicoquímicas, la comunidad de MA y la calidad del agua de la CM.

### 5.1 CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS

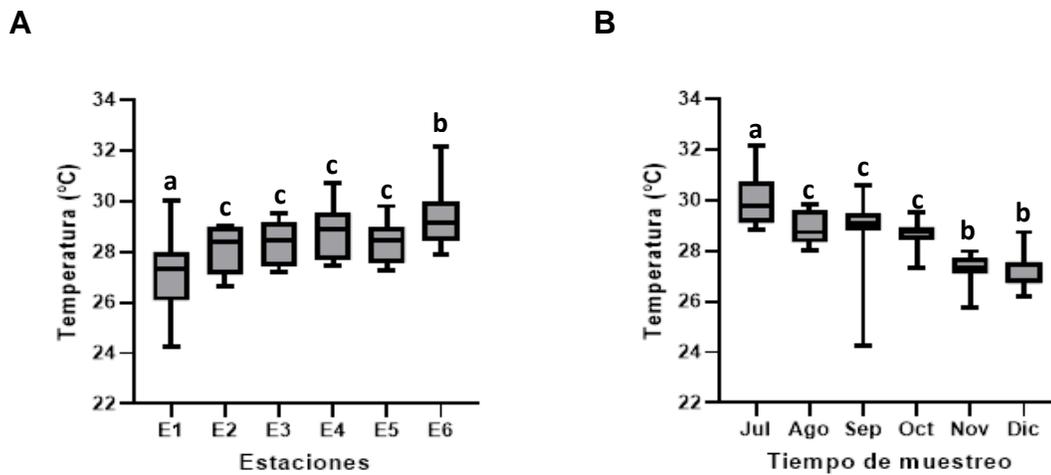
#### 5.1.1 Temperatura del agua

La temperatura del agua presentó un valor promedio general de  $28,3 \pm 1.3$  °C (Tabla 2), con un máximo de 32°C y un mínimo de 26°C correspondientes a E6 y E1 respectivamente. Para los meses muestreados, julio presentó el máximo valor mientras que noviembre el mínimo (Figura 3).



**Figura 3.** Promedios de temperatura en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).

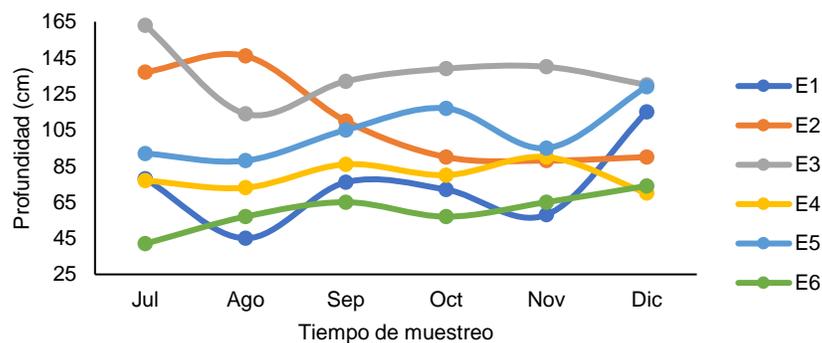
Teniendo en cuenta el análisis de varianza, la temperatura presentó diferencias significativas espacialmente ( $p=0,009$ ) entre E1-E6 (Figura 4A) y temporalmente ( $p=0,02$ ) entre julio y los meses de noviembre y diciembre (Figura 4B).



**Figura 4.** Variación de la temperatura en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$  valor) = 0,009 (a-b) y 0,02 (a-b). Post-hoc: Prueba de Dunn

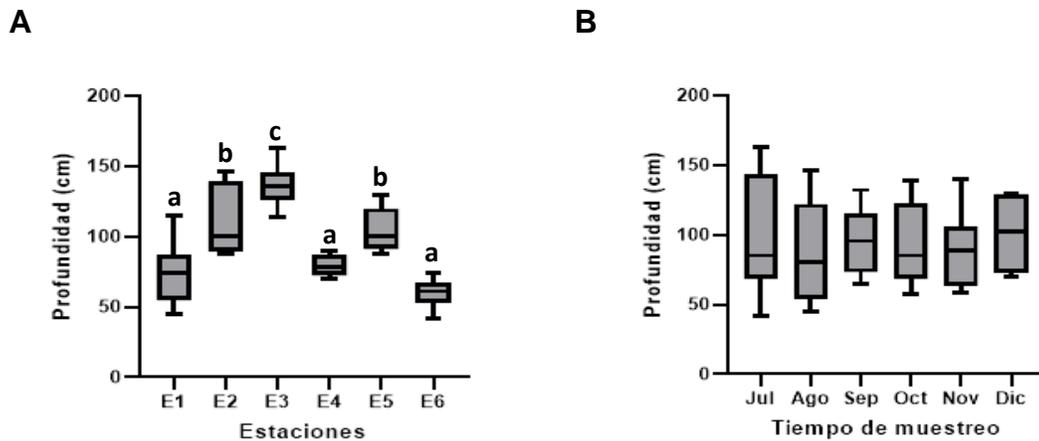
### 5.1.2 Profundidad, transparencia secchi, sólidos suspendidos totales y turbidez

La profundidad registró un valor promedio mínimo de 42 cm correspondiente a la E6, un valor máximo de 163 cm para la E3 y un promedio general de  $94,0 \pm 30,8$ ; temporalmente en el mes de julio se registró el máximo y el mínimo valor promedio para esta variable (Figura 5).



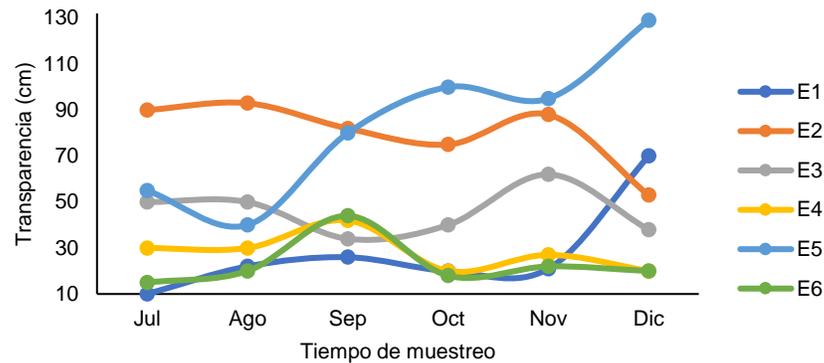
**Figura 5.** Promedios de profundidad en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).

Solo se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,0001$ ) espacialmente, estas se dan entre E1-E2, E1-E3, E2-E6, E3-E4, E3-E5, E3-E6 y E5-E6 (Figura 6A). Se evidencian variaciones en la profundidad y un aumento de ésta que tiene tendencia hacia el norte y noroeste de la ciénaga.



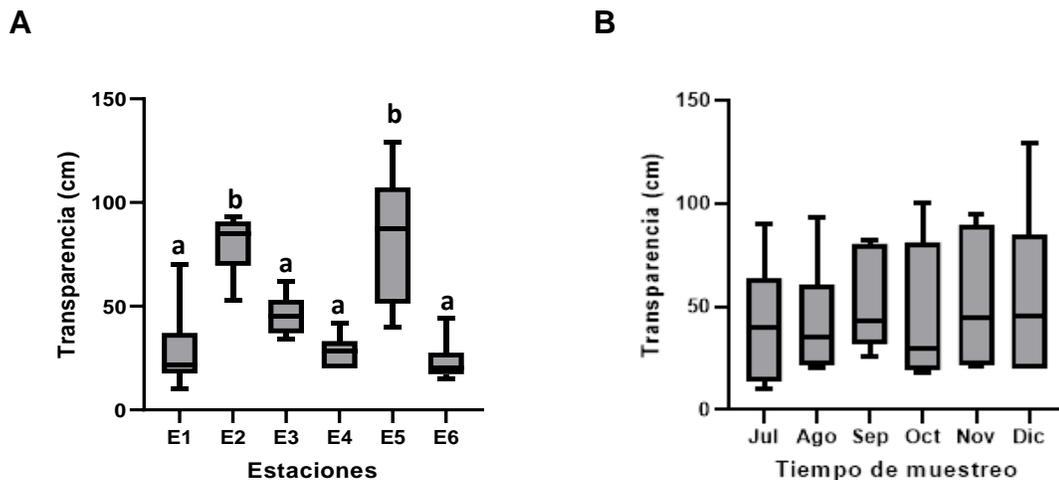
**Figura 6.** Variación de la profundidad en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$  valor) =  $< 0,0001$  (a-b, a-c, c-b) y 0,16. Post-hoc: Prueba de Tukey.

La transparencia secchi presentó un valor promedio general de  $48,1 \pm 30,2$  con un máximo de 129 cm para E5 y un mínimo de 10 cm correspondiente a E1 quien también obtuvo el valor más bajo de profundidad; para los meses de muestreo el máximo valor fue registrado en diciembre y el mínimo para el mes de julio (Figura 7).



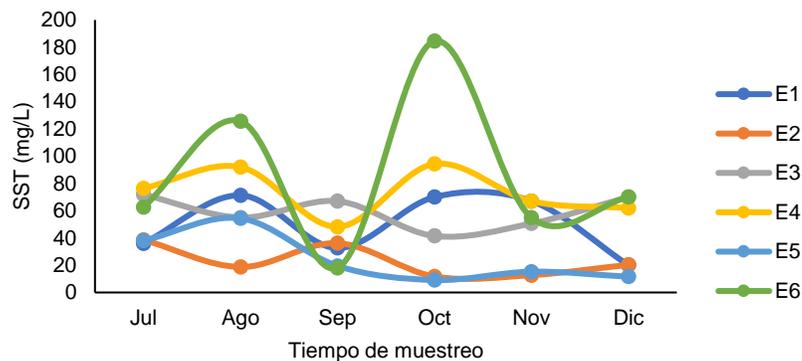
**Figura 7.** Promedios de transparencia en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).

Esta variable presentó un comportamiento similar a la profundidad, las diferencias se dan a nivel espacial ( $p < 0,0001$ ) entre E1-E2, E1-E5, E2-E3, E2-E4, E2-E6, E3-E5, E4-E5 y E5-E6 (Figura 8A) siendo más transparentes aquellas estaciones donde la influencia antrópica es poca.

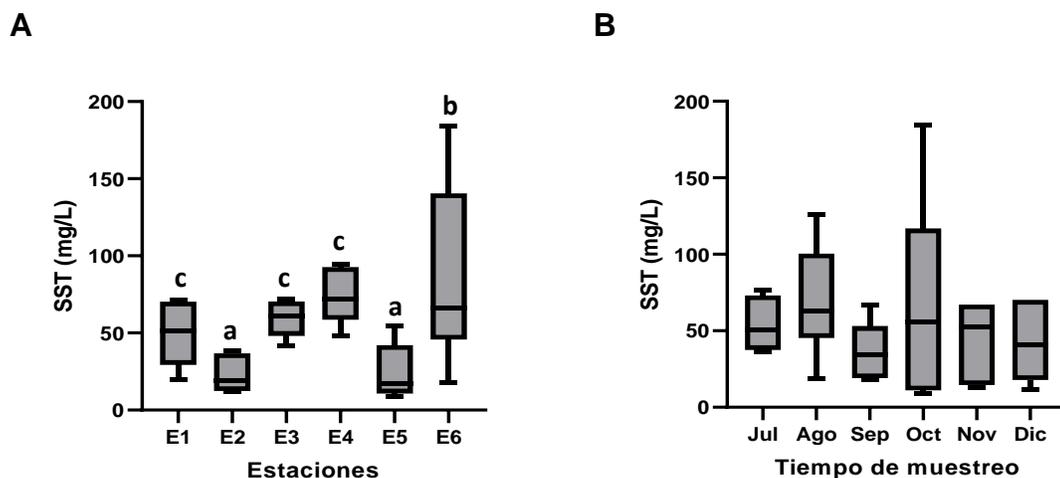


**Figura 8.** Variación de la transparencia en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$  valor) =  $< 0,0001$  (a-b) y 0,96. Post-hoc: Prueba de Tukey.

El valor promedio general para los SST fue de  $52,6 \pm 35,6$  con un valor mínimo de  $9,14 \text{ mg.L}^{-1}$  y un máximo de  $184,4 \text{ mg.L}^{-1}$  correspondientes a E5 y E6 respectivamente; en el tiempo muestreado, el máximo y el mínimo valor fueron registrados para el mes de octubre (Figura 9).



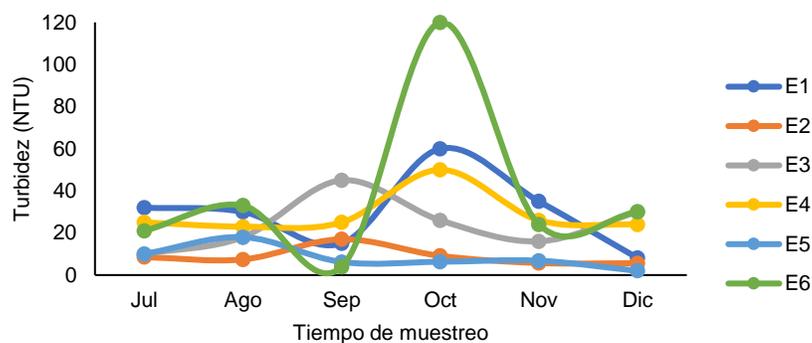
**Figura 9.** Promedios de SST en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).



**Figura 10.** Variación de los SST en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$  valor) = 0,0027 (a-b) y 0,49. Post-hoc: Prueba de Tukey.

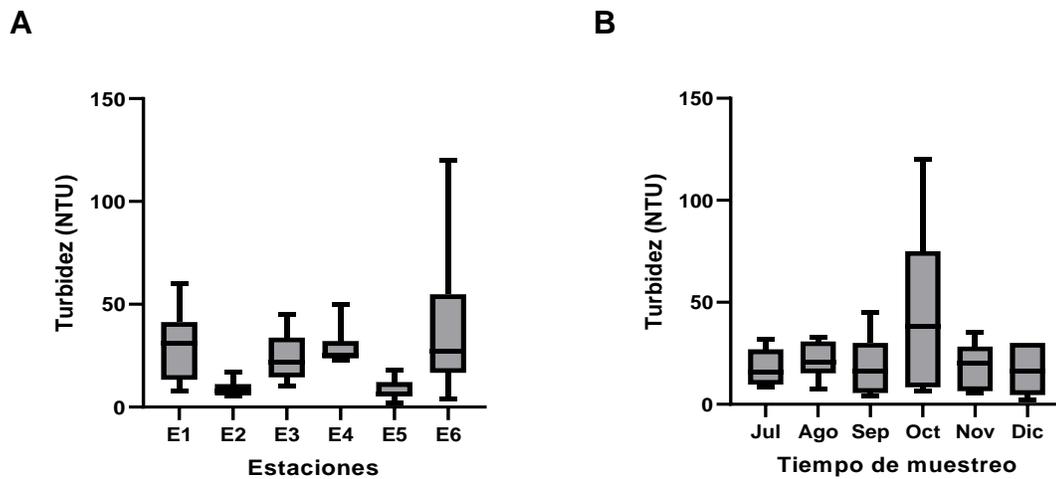
Según el análisis de varianza, existen diferencias significativas entre E2-E6 y E5-E6 (Figura 10A). Se observa una relación directa de esta variable con la transparencia secchi, ya que las estaciones menos transparentes presentaron los valores más altos de SST.

La turbidez presentó un valor mínimo promedio de 2 NTU en E5 y un valor máximo de 120 NTU en E6 con un promedio general de  $23,1 \pm 21,5$ . Para el tiempo de muestreo en el mes de octubre se registró el máximo valor mientras que en diciembre el mínimo (Figura 11).



**Figura 11.** Promedios de turbidez en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).

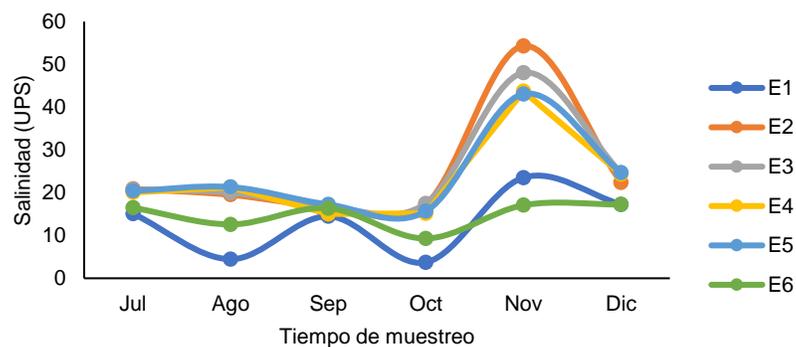
En base al análisis estadístico no existen diferencias significativas para la turbidez ni en tiempo, ni espacio ( $p > 0,005$ ) (Figura 12).



**Figura 12.** Variación de la turbidez en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$  valor) = 0,06 y 0,64. Post-hoc: Prueba de Dunn.

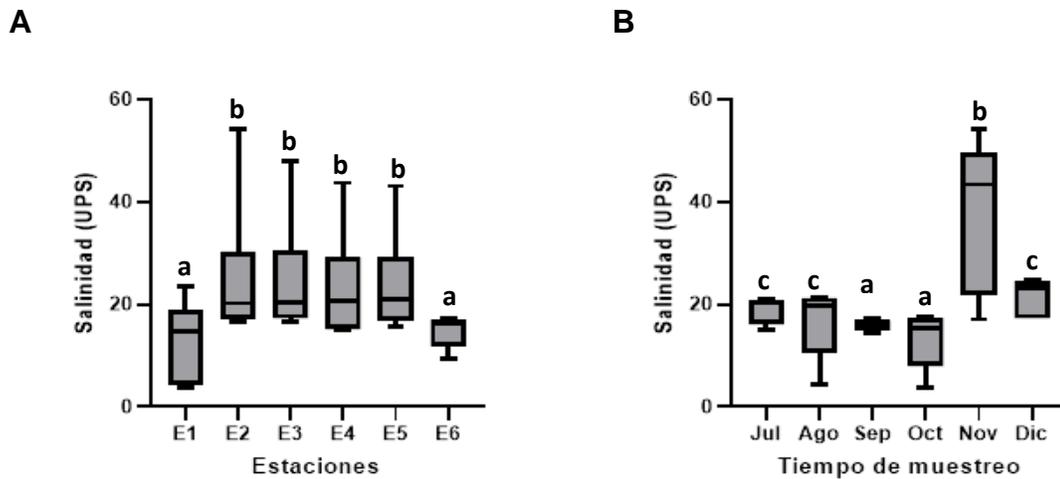
### 5.1.3 Salinidad, conductividad y pH

La salinidad presentó un valor mínimo de 3,7 UPS en E1 y un valor máximo de 54,3 UPS en E2, su valor promedio general fue de  $20,8 \pm 10,7$ . Con respecto al tiempo muestreado para el mes de noviembre se registró el máximo valor y para octubre el mínimo (Figura 13).



**Figura 13.** Promedios de salinidad en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).

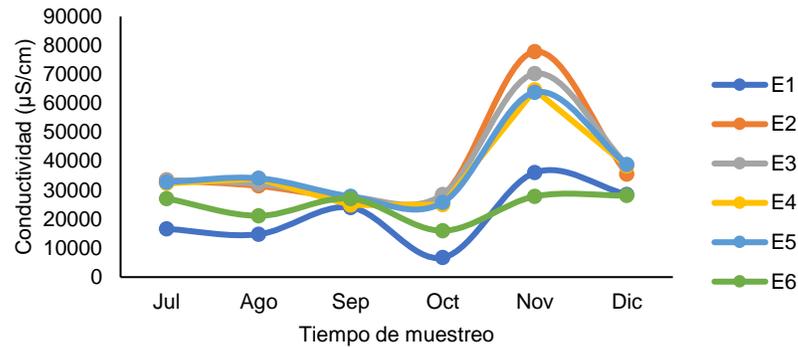
Según el análisis realizado, se presentan diferencias significativas tanto en tiempo como en espacio, estas se dan entre las E6 y E1 con las estaciones restantes (Figura 14A), y entre noviembre con los meses de septiembre y octubre (Figura 14B).



**Figura 14.** Variación de la salinidad en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$  valor) = 0,03 (a-b) y 0,002 (b-a). Post-hoc: Prueba de Dunn.

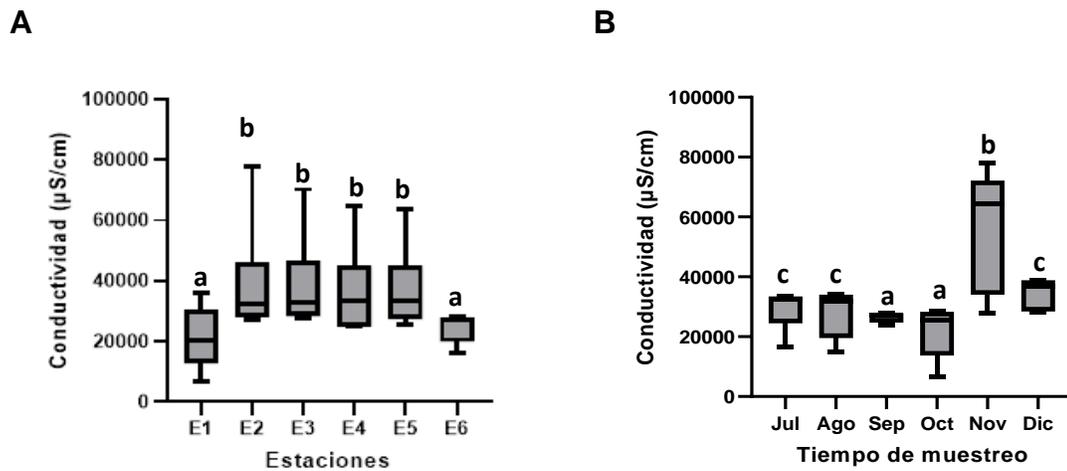
La conductividad registró un valor mínimo promedio de  $6722 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  correspondiente a E1 y un máximo de  $77860 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  en E2, su valor promedio general fue de  $32834 \pm 14851$ .

Temporalmente en el mes de noviembre se registró el máximo valor y en octubre el mínimo (Figura 15).



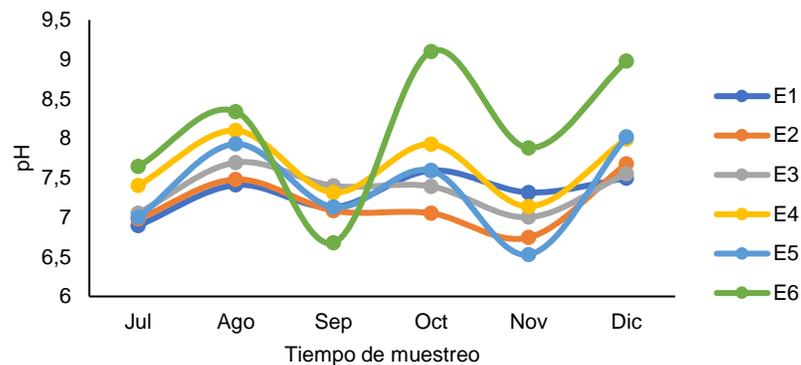
**Figura 15.** Promedios de conductividad en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).

Para esta variable se presentaron diferencias significativas en espacio ( $p=0,03$ ) las cuales se dan entre E6 y E1 con respecto a las estaciones restantes (Figura 16A) y en el tiempo ( $p=0,0023$ ) entre septiembre - noviembre y octubre - noviembre (Figura 16B), resultados que se relacionan con lo obtenido para la salinidad.



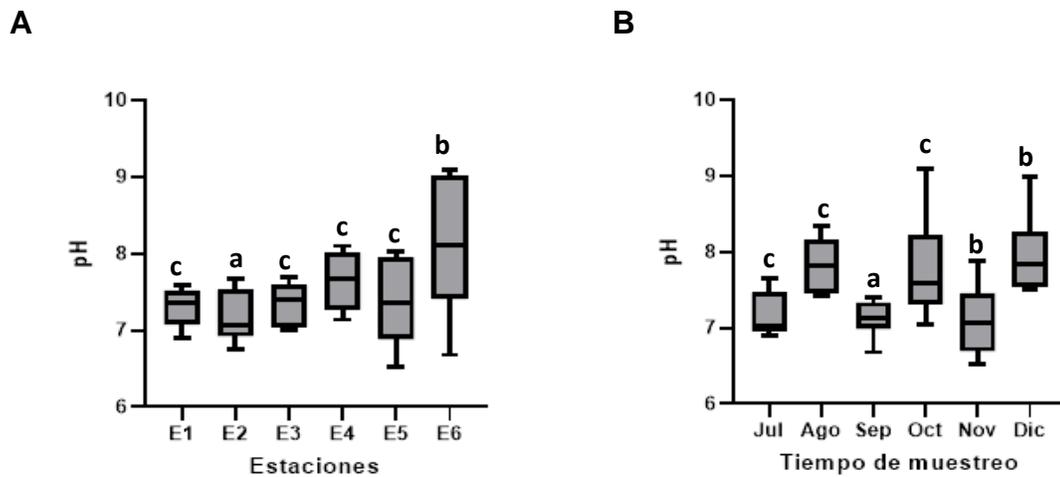
**Figura 16.** Variación de la conductividad en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$  valor) = 0,03 (a-b) y 0,002 (b-a). Post-hoc: Prueba de Dunn.

El valor mínimo registrado para el pH fue de 6,8 en E5 y el máximo de 9,1 para E6, de forma general mostró un comportamiento que tiende a ser básico con un promedio de  $7,5 \pm 0,6$ . En el tiempo de muestreo el valor máximo fue para el mes de octubre y el mínimo para noviembre (Figura 16).



**Figura 17.** Promedios de pH en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).

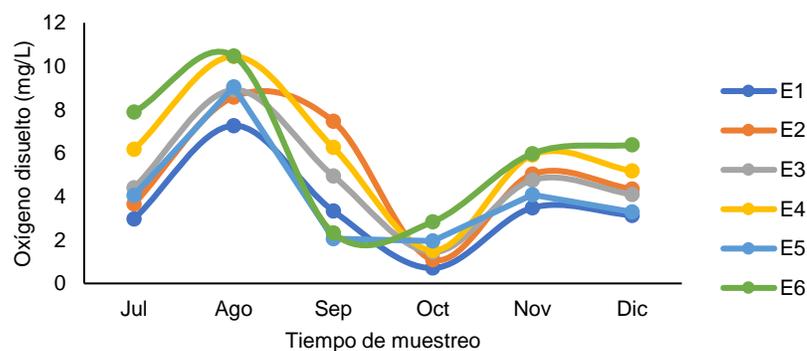
Para el pH también se encontraron diferencias tanto en tiempo como en espacio, estas fueron significativas entre E2-E6 (Figura 17A) y entre septiembre con los meses de noviembre y diciembre (Figura 17B)



**Figura 18.** Variación de pH en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$  valor) = 0,04 (a-b) y 0,004 (a-b). Post-hoc: Prueba de Tukey.

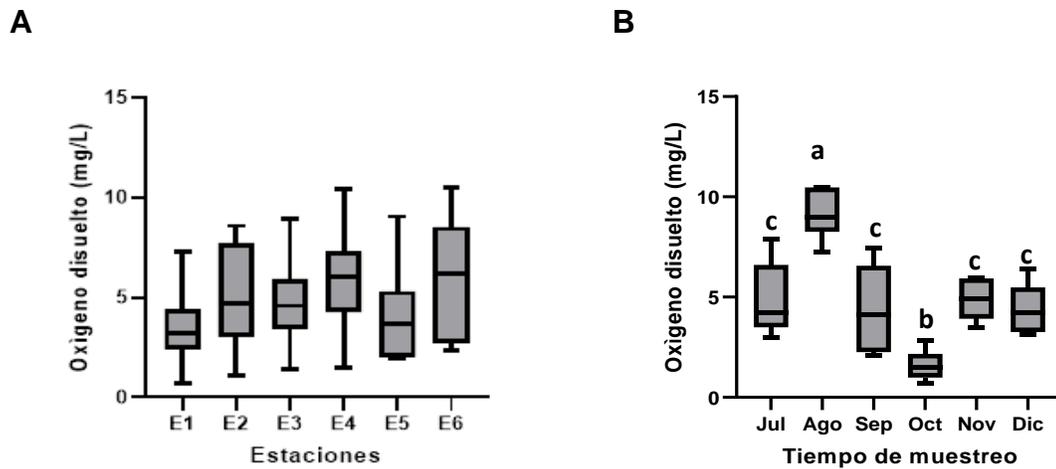
#### 5.1.4 Oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno

El oxígeno disuelto (OD) presentó valores entre 0,7 y 10,47 mg.L<sup>-1</sup> correspondientes a E1 y E6 respectivamente, su promedio general fue de 4,9±2,6. Temporalmente el máximo valor correspondió al mes de agosto y el mínimo a octubre (Figura 19).



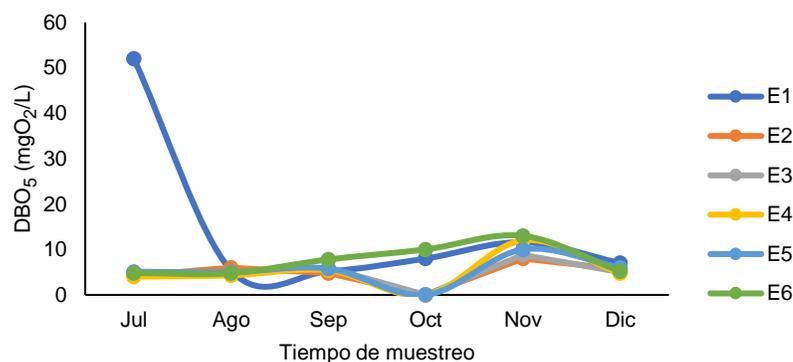
**Figura 19.** Promedios de OD en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).

El OD solo presentó diferencias significativas en el tiempo de muestreo ( $p=0,0003$ ) las cuales se dieron entre los meses de agosto y octubre (Figura 20B).



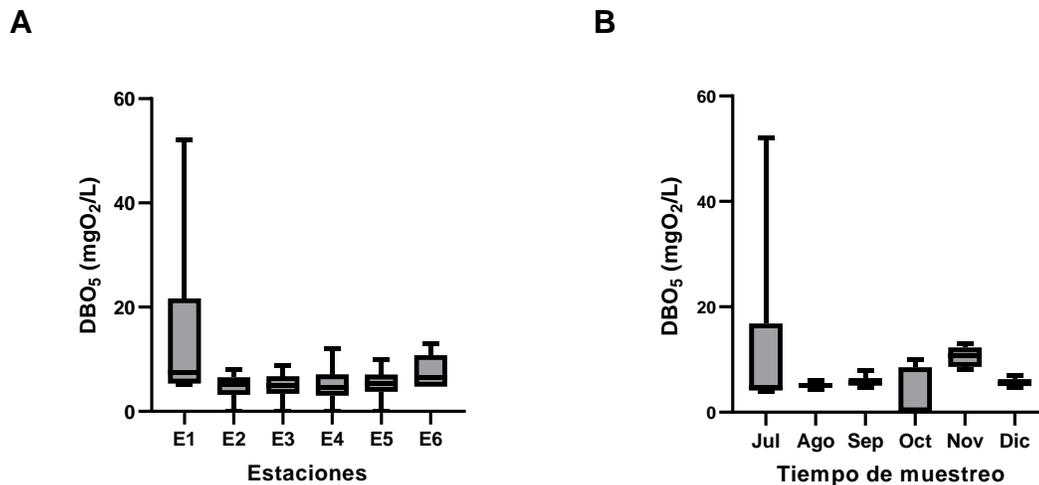
**Figura 20.** Variación del OD en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$  valor) = 0,41 y 0,0003 (a-b). Post-hoc: Prueba de Dunn.

Para la  $DBO_5$  el valor promedio general fue de  $7,09 \pm 8,3$ , su valor mínimo promedio fue de  $0 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  en las estaciones 2-5 y el máximo de  $52 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  en E1, durante el tiempo muestreado el valor máximo se registró en el mes de julio y el mínimo para octubre (Figura 21).



**Figura 21.** Promedios de demanda bioquímica de oxígeno las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).

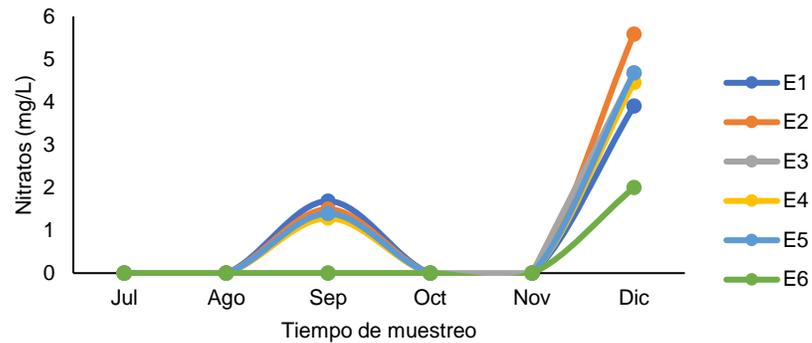
No se encontraron diferencias significativas ni en tiempo ni espacio para esta variable, aun cuando en E1 durante el mes de julio se registró el valor más alto del muestreo (Figura 22).



**Figura 22.** Variación de la DBO<sub>5</sub> en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$  valor) = 0,35 y 0,23. Post hoc: Prueba de Tukey.

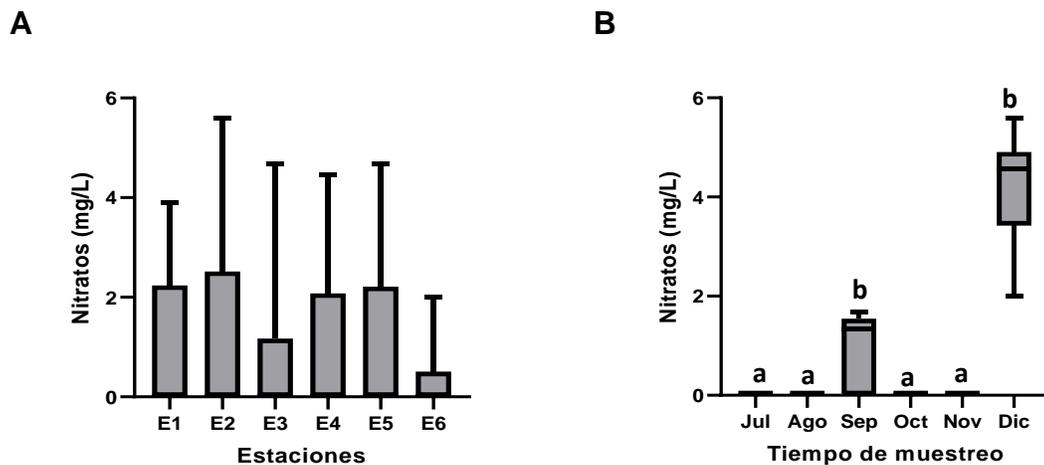
### 5.1.5 Nitratos, nitritos y fosfatos

Nitratos presentó un valor promedio general de  $0,9 \pm 17$ , un mínimo de  $0 \text{ mg.L}^{-1}$  en todas las estaciones para los meses de julio, agosto, octubre y noviembre y un máximo de  $5,5 \text{ mg.L}^{-1}$  correspondiente a E2, temporalmente los máximos valores se registraron en el mes de diciembre (Figura 23).



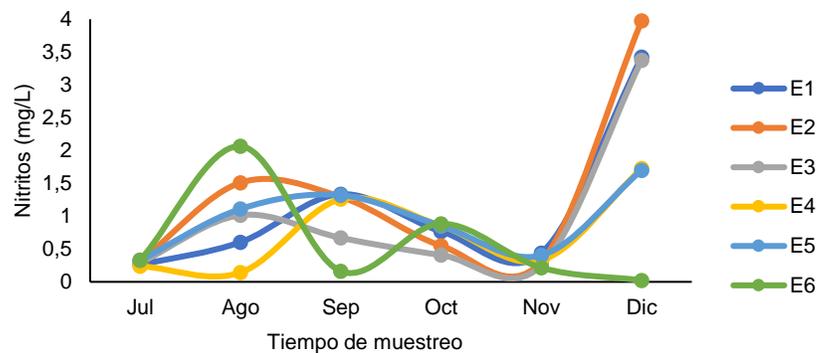
**Figura 23.** Promedios de nitratos en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).

Según el análisis se presentan diferencias significativas a nivel espacial ( $p < 0,0001$ ) entre julio-diciembre, agosto-diciembre, octubre-diciembre y noviembre diciembre (Figura 24B) las cuales eran de esperarse ya que solo en dos meses se encontraron valores por encima del límite cuantificable.



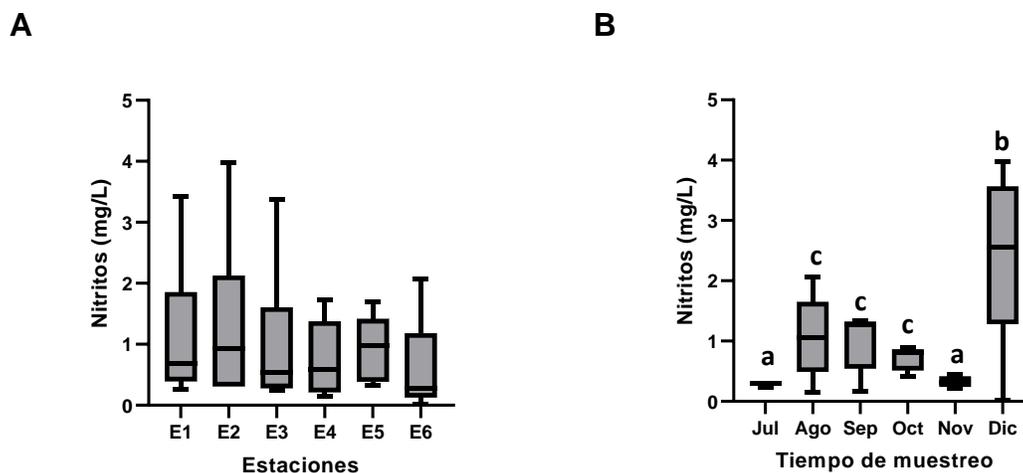
**Figura 24.** Variación de los nitratos en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$  valor) = 0,97 y  $< 0,0001$  (a-b). Post-hoc: Prueba de Dunn.

Nitritos presentó una concentración mínima de  $0,023 \text{ mg.L}^{-1}$  en E6 y una máxima de  $3,9 \text{ mg.L}^{-1}$  en E2, su valor promedio general fue de  $0,97 \pm 0,96$ . Con respecto a los meses, el máximo y mínimo valor se presentaron en diciembre (Figura 25).



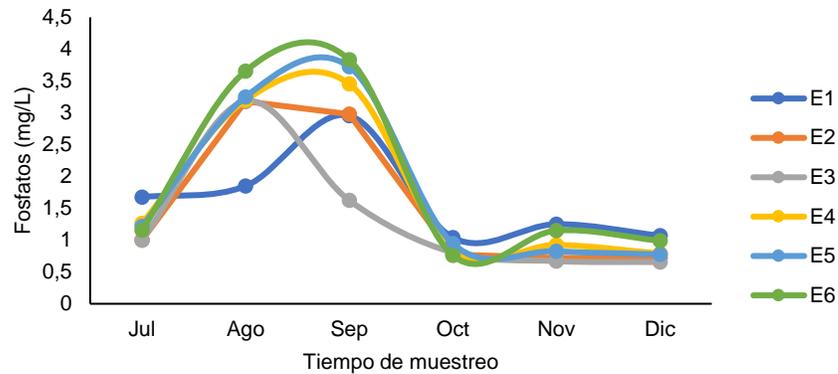
**Figura 25.** Promedios de nitritos en estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) (A) y tiempo de muestreo (B). las estaciones durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).

Para nitritos se encontraron diferencias temporalmente, estas fueron significativas ( $p = 0,009$ ) entre julio-diciembre y noviembre-diciembre (Figura 26B). Siendo diciembre al igual que en nitratos, el mes con la mayor concentración.

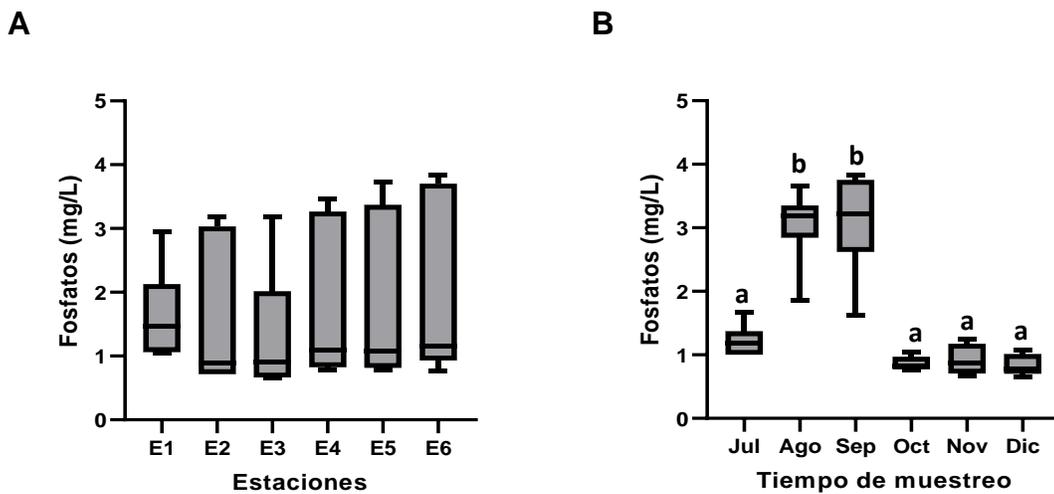


**Figura 26.** Variación de los nitritos en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$  valor) =  $0,85$  y  $0,009$  (a-b). Post-hoc: Prueba de Dunn.

Los fosfatos presentaron un valor promedio general de  $1,7 \pm 1,1$ , con un valor mínimo promedio de  $0,65 \text{ mg.L}^{-1}$  en E3 y un máximo de  $3,8 \text{ mg.L}^{-1}$  en E6. Para los meses de muestreo septiembre presentó el máximo valor y diciembre el mínimo (Figura 27).



**Figura 27.** Promedios de fosfatos en las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).

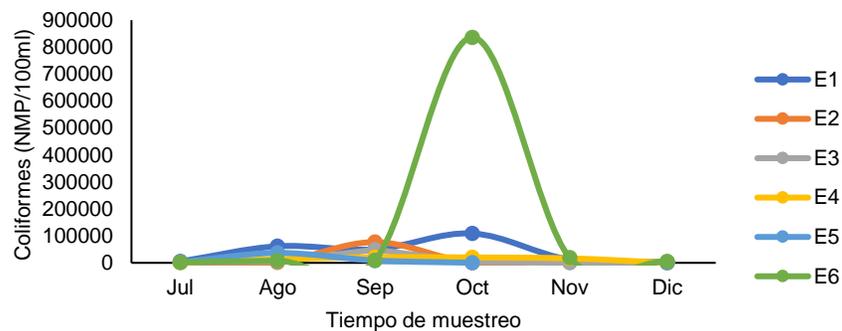


**Figura 28.** Variación de los fosfatos en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$  valor) = 0,96 y  $<0,0001$  (a-b, b-a). Post-hoc: Prueba de Tukey.

Esta variable presentó diferencias significativas ( $p < 0,0001$ ) durante el tiempo de muestreo, las cuales se dieron entre julio-agosto, julio-septiembre, agosto-octubre, agosto-noviembre, agosto-diciembre, septiembre-octubre, septiembre-noviembre y septiembre-diciembre (Figura 28B).

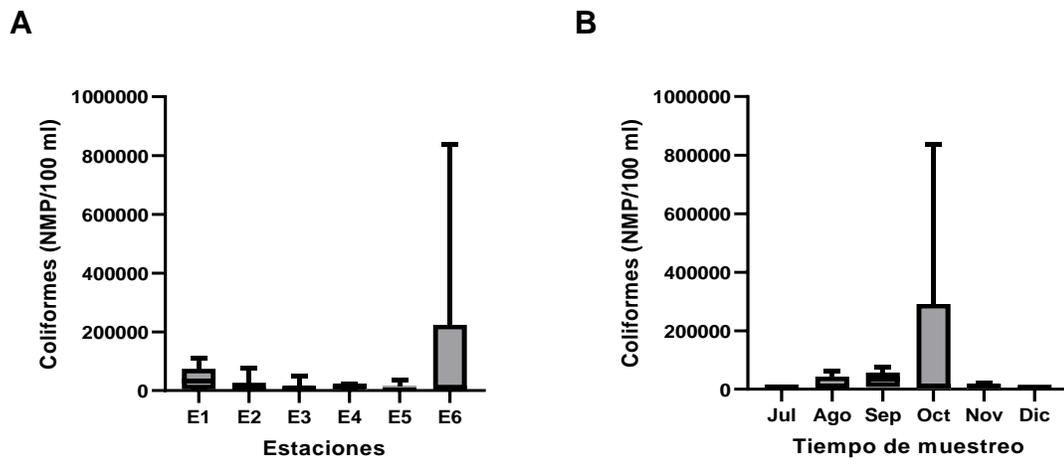
### 5.1.7 Análisis de coliformes

Coliformes presentó valores entre 0 NMP/100 mL y 836000 NMP/100 mL correspondientes a las estaciones 5 y 6 respectivamente, su promedio general fue de  $38709 \pm 138885$ . En cuanto al tiempo muestreado, en octubre se registró el máximo valor y en noviembre el mínimo (Figura 29).



**Figura 29.** Promedios de coliformes totales en las estaciones (E1, E2, E3, E4 E5 y E6) durante el tiempo de muestreo (julio-diciembre).

Según el análisis no se encontraron diferencias significativas ni en tiempo ni espacio para coliformes (Figura 30).



**Figura 30.** Variación de coliformes en estaciones (A) y tiempo de muestreo (B). ANOVA con significancias de ( $p$  valor) = 0,49 y 0,32. Post hoc: Prueba de Tukey.

**Tabla 2.** Valores de las medias, desviación estándar, mínimos y máximos de las variables fisicoquímicas de las seis estaciones de muestreo en la Ciénaga de Mallorca.

Variables	E1				E2				E3			
	Med	DE	Min	Máx	Med	DE	Min	Máx	Med	DE	Min	Máx
pH	7,3	0,3	6,7	7,79	7,2	0,4	6,5	7,92	7,3	0,4	6,65	7,95
OD	3,2	2,1	0,7	8,24	4,7	2,7	1,04	8,78	4,5	2,8	1,38	9,01
Conductividad	21671	12269	2930	38480	40638	19561	27320	81520	39959	16208	24830	72180
Salinidad	13,4	7,9	3,3	27,01	26,4	14,6	16,7	57,48	25,7	11,9	14,7	49,27
Temperatura	27,1	1,4	24,3	30,01	28,0	0,9	26,7	29,04	28,3	0,8	27,2	29,51
Profundidad	74,0	23,7	45,0	115,0	110,2	25,7	88,0	146	136,3	16,1	114,0	163
Transparencia	28,2	21,2	10,0	70,0	80,2	14,8	53,0	93	45,7	10,3	34,0	62
DBO	14,87	18,34	5,2	52	5,72	1,45	0,0	8	5,86	1,73	0,0	8,8
SST	49,51	22,56	20,0	71,30	23,04	11,63	11,7	38,64	59,3	12,2	41,5	71,87
Nitritos	1,14	1,18	0,3	3,42	1,33	1,39	0,31	3,97	1,00	1,20	0,3	3,37
Nitrato	2,79	1,57	0	3,91	3,54	2,89	0,0	5,585	4,68	1,91	0,0	4,679
Ortofosfatos	1,64	0,72	1,0	2,95	1,56	1,18	0,72	3,18	1,32	0,98	0,7	3,18
Turbiedad	30,02	18	8,1	60	8,88	4,22	5,60	17	24,2	12,5	10	45
Coliformes	40228	41717	3410	109200	15269	30459	200	77010	9820	19171	310	48840

Tabla 2. Continuación

E4				E5				E6				General			
Med	DE	Min	Máy	Med	DE	Min	Máy	Med	DE	Min	Máy	Med	DE	Min	Máy
7,7	0,5	6,79	8,26	7,4	0,6	6,3	8,11	8,2	1	6,58	9,17	7,5	1	6,53	9,1
5,5	2,9	1,49	10,48	3,9	2,5	1,94	9,09	5,8	3	1,84	10,67	4,9	3	0,68	10,67
37798	14837	24840	64730	38344	13988	25700	64030	24468	4941	16020	28310	32834	14851	2930	81520
24,2	10,7	15,0	43,74	24,6	10,1	15,7	43,24	14,8	3	9,3	17,37	20,8	11	3,29	57,48
28,7	1,1	27,5	30,72	28,5	0,9	27,3	29,81	29,5	1	27,9	32,15	28,5	1	24,3	32,15
79,3	7,6	70	90	104,3	16,0	88,0	129	60,0	11	42,0	74	94	31	42	163
28,2	8,2	20	42	83,2	32,2	40,0	129	23,2	10	15,0	44	48,1	30	10	129
6,1	3,3	0	12	6,38	2,07	0	10	7,6	3	4,8	13	7,09	8	0	52
73,32	17,9	48,18	94,29	24,65	17,83	9,14	54,4	86,0	59	18,1	184,44	52,6	36	9,14	184,44
0,76	0,64	0,14	1,72	0,95	0,53	0,33	1,7	0,61	1	0	2,065	0,97	1	0,023	3,97
2,87	2,24	0,0	4,453	3,04	2,32	0	4,679	2	1	0	2	0,9	2	0	5,585
1,75	1,24	0,79	3,455	1,79	1,33	0,77	3,725	1,92	1	0,8	3,835	1,7	1	0,655	3,835
28,8	10,42	23,0	50	8,22	5,43	2	18	38,65	41	3,9	120	23,1	21	2	120
12228	9079	310	21050	9726	15529	0	36800	146605	337785	2030	836000	38709	138885	0	836000

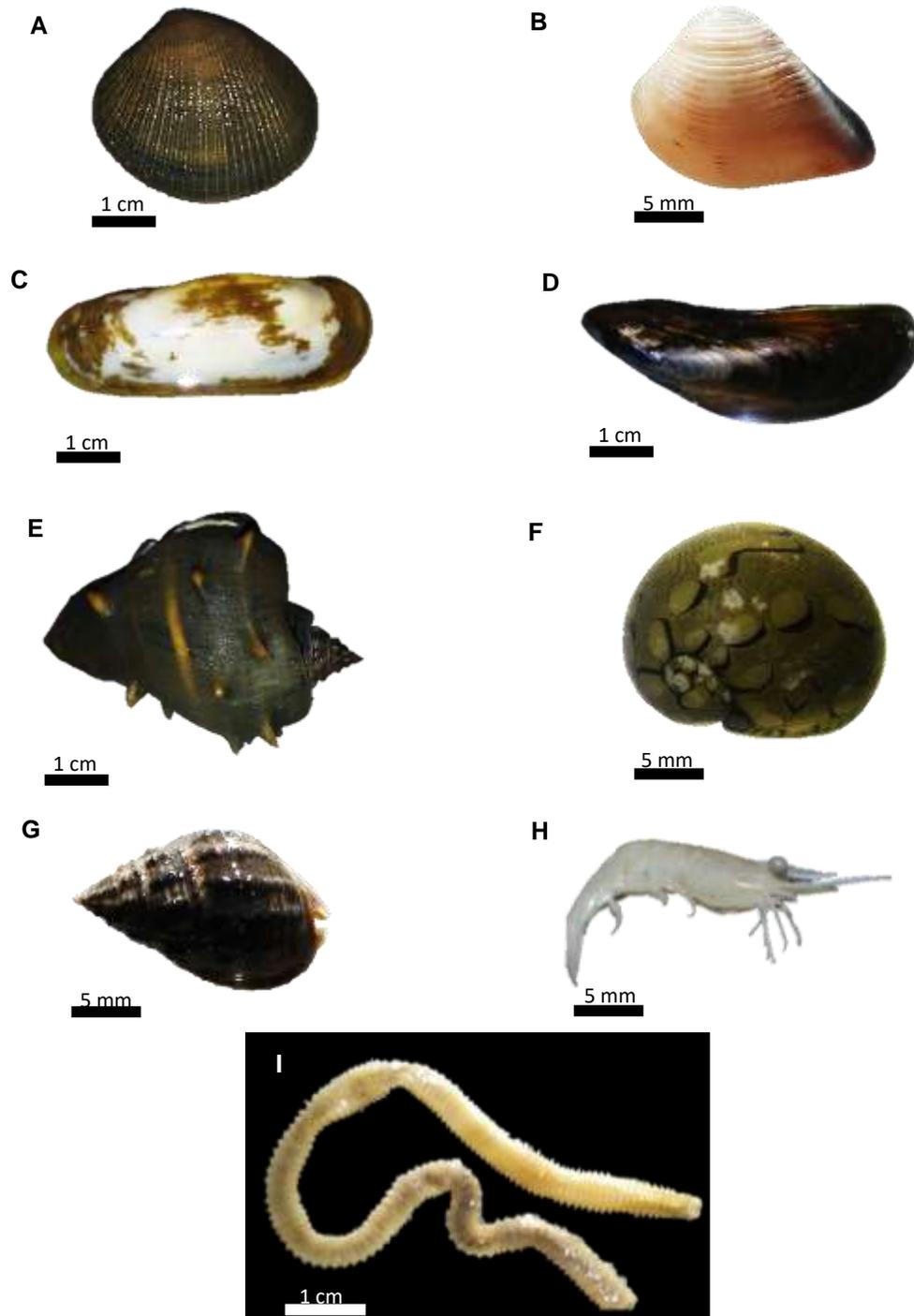
## 5.2 MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS

Durante el periodo muestreado fueron recolectados en total 381 individuos distribuidos en ocho familias pertenecientes a las clases Bivalvia, Gastropoda, Polychaeta y Malacostraca; en la tabla 3 se muestra su distribución.

**Tabla 3.** Distribución de las familias encontradas en la CM.

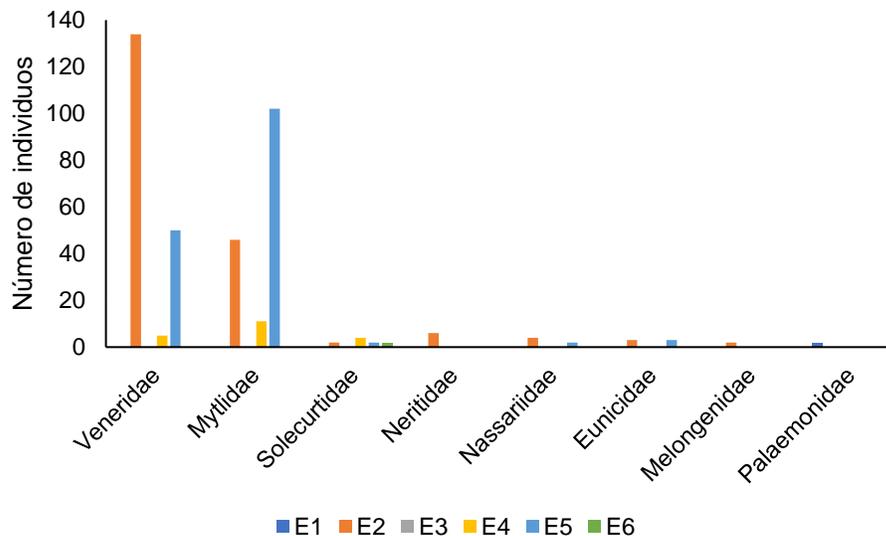
<b>Clase</b>	<b>Orden</b>	<b>Familias</b>
<b>Bivalvia</b>	Mytilida	Mytilidae
	Venerida	Veneridae
	Cardiida	Solecurtidae
<b>Gastropoda</b>	Cycloneritida	Neritidae
	Neogastropoda	Nassariidae
		Melongenidae
<b>Polychaeta</b>	Eunicida	Eunicidae
<b>Malacostraca</b>	Decapoda	Palaemonidae

Las clases Bivalvia y Gastropoda presentaron tres familias cada una, mientras que Polychaeta y Malacostraca una familia; Veneridae fue la familia más abundante con 196 individuos (51% del total), seguida de Mytilidae con 159 (42%), Solecurtidae con siete (2%), Neritidae y Eunicidae con seis (2%), Nassariidae con cinco (1%) y por último, Melongenidae y Palaemonidae con un individuo cada una (0%). En la figura 31 se muestran las imágenes de las familias reportadas.



**Figura 31.** Familias reportadas: A. Veneridae (*Protothaca*), B. Veneridae (*Anomalocardia*), C. Solecurtidae (*Tagelus plebeius*), D. Mytilidae (*Mytilus*), E. Melongenidae (*Melongena*), F. Neritidae (*Neritina*), G. Nassariidae (*Nassarius*), H. Palaemonidae, I. Eunicidae. Fotos: González-Saucedo.

Las estaciones que presentaron el mayor número de individuos y familias durante los muestreos fueron la estación E2 con un total de 194 individuos (51%) y siete familias, le sigue E5 con 169 individuos (44%) y cinco familias, E4 con 16 individuos (4%) y tres familias, E1 y E6 con un individuo (0%) y una familia, y por último, E3 con ningún individuo (0%) (Figura 32).



**Figura 32.** Distribución de las familias de MA por estaciones de muestreo.

Para la comunidad de MA el análisis de varianza mostró diferencias significativas a nivel espacial ( $p=0,0008$ ), estas se presentaron entre E1-E2, E1-E5, E3-E2, E3-E5, E6-E2 y E6-E5 (Tabla 4).

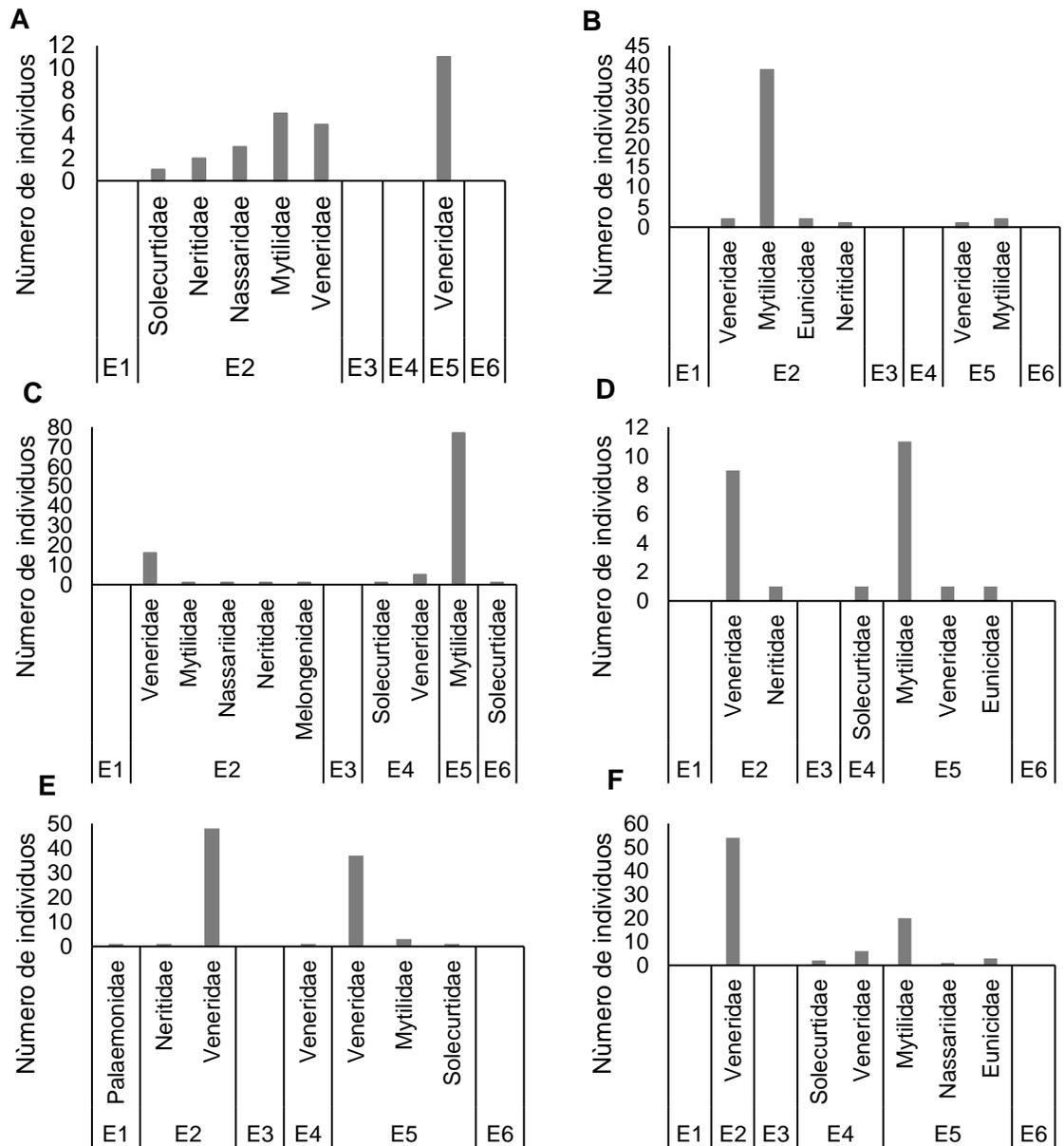
**Tabla 4.** Diferencias significativas de la comunidad de MA en las estaciones de muestreo.

Estaciones	<i>p</i> valor
E3-E5	0,004
E3-E2	0
E1-E5	0,014
E1-E2	0,002
E6-E5	0,014
E6-E2	0,002

La variación encontrada en las estaciones de muestreo se debe al número de familias y de individuos, difiriendo E1, E3 y E6 de E2 y E5, debido a que en estas tres estaciones la presencia de los individuos fue casi nula a diferencia de E2 y E5 donde se encontró la mayoría.

En la figura 33 se muestra la composición y estructura de la comunidad de MA por estaciones en cada uno de los meses de muestreo; en julio se recolectaron en total 28 individuos (7%) distribuidos en las familias Solecurtidae, Neritidae, Nassariidae, Mytilidae y Veneridae, en E1, E3, E4 y E6 no se encontraron individuos, para E2 se encontraron 17 distribuidos en las familias anteriormente mencionadas, Mytilidae con seis, seguida de Veneridae con cinco, Nassariidae con tres, Neritidae con dos y Solecurtidae con uno, en E5 solo se encontró la familia Veneridae con 10 individuos (Figura 33A), siendo está la familia de mayor abundancia con 15 individuos en total.

En agosto el número de individuos aumento a 47 (12%), estos se distribuyeron en las familias Veneridae, Mytilidae, Eunicidae y Neritidae; al igual que en el muestreo anterior solo en E2 y E5 se encontraron individuos (Figura 33B), en E2 se encontraron las cuatro familias reportadas, Mytilidae con 39 individuos, Veneridae y Eunicidae con dos y Neritidae con uno, en E5 solo se encontraron dos familias, Veneridae con un individuo y Mytilidae con dos. Mytilidae fue la familia más abundante con 41 individuos; para septiembre el número de individuos aumento a 104 (27%) siendo este el muestro con el mayor número de familias y la mayor abundancia, estos se distribuyeron en seis familias: Mytilidae, Veneridae, Solecurtidae, Nassariidae, Melongenidae y Neritidae, en E1 y E3 no se reportaron familias. Para E2 se reportaron cinco familias, Veneridae con 16 individuos, Mytilidae, Nassariidae, Neritidae y Melongenidae con un individuo, en E4 se encontraron dos familias, Veneridae con cinco individuos y Solecurtidae con uno, en E5 y E6 se encontró una familia para cada una, Mytilidae con 77 individuos en E5 y Solecurtidae con un individuo en E6 (Figura 33C); Mytilidae la familia más abundante con 78 individuos.



**Figura 33.** Composición y estructura de la comunidad de MA por estaciones de muestreo para cada uno de los meses. A. Julio, B. Agosto, C. Septiembre, D. Octubre, E. Noviembre y F. Diciembre.

En octubre se recolectaron en total 24 individuos (6%) distribuidos en las familias Eunicidae, Veneridae, Neritidae, Solecurtidae y Mytilidae, se encontraron individuos

en E2, E4 y E5, para E2 se encontraron las familias Veneridae con nueve individuos y Neritidae con uno, en E4 Solecurtidae con un individuo y en E5 Mytilidae con 11, Veneridae y Eunicidae con uno (Figura 33D). Al igual que en los muestreos anteriores, Mytilidae fue la familia más abundante con un total de 11 individuos, seguida de Veneridae con nueve. Para el muestreo de noviembre se recolectaron un total de 92 individuos (24%) los cuales se distribuyeron en las familias Palaemonidae, Neritidae, Veneridae, Mytilidae y Solecurtidae, en E3 y E6 no se encontraron familias; en E1 se encontró la familia Palaemonidae con un individuo, Neritidae y Veneridae en E2 con uno y 48 individuos respectivamente, en E4 Veneridae con uno y en E5 las familias Veneridae con 37, Mytilidae con tres y Solecurtidae con uno (Figura 33E). Veneridae fue la familia más abundante del muestreo con un total de 86 individuos.

Finalmente, en el mes de diciembre fueron encontrados en total 86 individuos (23%) pertenecientes a las familias Eunicidae, Veneridae, Solecurtidae, Mytilidae y Nassariidae, para este mes solo se reportaron familias en E2, E4 y E5, al igual que en el muestreo anterior, Veneridae fue la familia más abundante con un total de 60 individuos, esta se encontró en E2 y E4 con 54 y seis individuos respectivamente, también en E4 se presentó Solecurtidae con dos individuos y por último, en E5 Mytilidae con 20, Eunicidae con tres y Nassariidae con uno (Figura 33F).

En cuanto a los índices de diversidad realizados para la estaciones de muestreo (exceptuando E3; no se encontraron individuos en esta estación), los valores arrojados fueron disimiles (Tabla 5), E1 y E6 presentaron una baja riqueza y una alta dominancia debido a que solo se encontró un individuo en cada una durante todos los muestreos realizados, en E2 y E5 la riqueza fue mayor al igual que la dominancia, destacándose en estas estaciones las familias Mytilidae y Veneridae que presentaron las mayores abundancias y por último, E4 con el valor más alto de equitatividad.

**Tabla 5.** Valores de índices de diversidad por estaciones de muestreo.

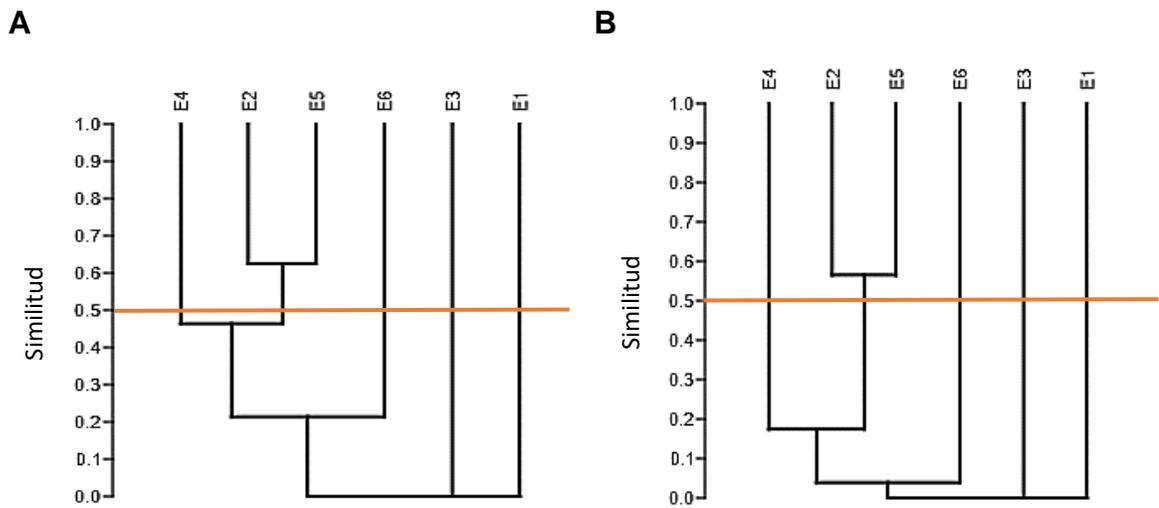
	<b>E1</b>	<b>E2</b>	<b>E4</b>	<b>E5</b>	<b>E6</b>
<b>Margalef</b>	0	<b>1,139</b>	0,6676	<b>0,7911</b>	0
<b>Equitability_J</b>	0	0,4552	<b>0,9078</b>	0,4875	0
<b>Dominance_D</b>	<b>1</b>	<b>0,5349</b>	0,405	<b>0,5206</b>	<b>1</b>

Para los meses de muestreo se destacan julio y octubre con los valores más altos de riqueza y equitatividad, en agosto, septiembre y noviembre se presenta alta dominancia y alta riqueza y en diciembre valores altos de riqueza (Tabla 6).

**Tabla 6.** Valores de índices de diversidad por meses de muestreo.

	<b>Jul</b>	<b>Ago</b>	<b>Sep</b>	<b>Oct</b>	<b>Nov</b>	<b>Dic</b>
<b>Margalef</b>	<b>1,2</b>	<b>0,7792</b>	<b>1,077</b>	<b>1,443</b>	<b>0,8846</b>	<b>0,898</b>
<b>Equitability_J</b>	<b>0,8523</b>	0,3686	0,4179	<b>0,6446</b>	0,2001	0,5261
<b>Dominance_D</b>	0,3903	<b>0,7673</b>	<b>0,6039</b>	0,5	<b>0,8752</b>	0,5427

Con los análisis de similitud de Jaccard y Bray-Curtis (Figura 34) que agrupan teniendo en cuenta la composición y las abundancias de los individuos de una comunidad (Magurran, 1988; Brower y Zar, 1984), se confirman las diferencias encontradas entre las estaciones de muestreo, ya que en ambos análisis solos E2 y E5 presentan una similitud mayor al 50% (Anexo 4).



**Figura 34.** Análisis de similitud de Jaccard (A) y Bray-Curtis (B) en las estaciones.

### 5.3 VALORACIÓN DE LAS FAMILIAS DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS PRESENTES EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN

#### 5.3.1 Relación entre variables fisicoquímicas y biológicas

A partir del índice de correlación de Spearman se establecieron relaciones lineales entre las variables fisicoquímicas y los atributos biológicos, siendo más significativas las encontradas entre la conductividad y la salinidad, lo que nos permite inferir que la salinidad contribuye de forma significativa al incremento de la conductividad; así como que en la CM a medida que aumenta la profundidad a consecuencia del aumento en la columna de agua por las escorrentías resultantes de las precipitaciones; en poco tiempo los materiales que vienen con la remoción se precipitan y las aguas son encontradas más transparentes en algunos puntos de esta; además, teniendo en cuenta que se da la llegada de las aguas afluentes por parte del Arroyo León y el Río Magdalena, se evidencia una relación causa-efecto entre los SST y la turbidez del agua en las estaciones bajo la influencia de estos dos afluentes (E1 y E6).

Por otro lado, se encuentran las relaciones inversas, como las presentadas entre la transparencia con los SST y la turbidez del agua; es decir, que las aguas disminuyen su transparencia cuando aumentan los valores de estas dos variables (Tabla 7).

**Tabla 7.** Correlaciones lineales significativas ( $\geq 50\%$ ) directas en inversas entre variables fisicoquímicas de la Ciénaga de Mallorca.

<b>Variables</b>	<b>Correlación</b>	<b>p valor</b>
<b>Cond-Sal</b>	0,998	0
<b>Prof-Trans</b>	0,728	<0,0001
<b>SST-Tur</b>	0,811	<0,0001
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	0,583	0,0001
<b>Tur-Col</b>	0,534	0,0007
<b>Cond-Col</b>	-0,548	0,0005
<b>Sal-Col</b>	-0,551	0,0004
<b>Trans-SST</b>	-0,737	<0,0001
<b>Trans-Tur</b>	-0,821	<0,0001

En cuanto a las familias y las variables fisicoquímicas, solo se encontraron significativas las relaciones entre la familia Veneridae con la transparencia del agua y los SST, siendo esta última inversa (Tabla 8).

**Tabla 8.** Correlaciones lineales significativas ( $\geq 50\%$ ) directas entre las familias de MA y las variables fisicoquímicas.

Relaciones	Correlación	p valor
Veneridae-Trans	0,509	0,001
Veneridae-SST	-0,50	0,001

Entre las familias de MA todas las relaciones fueron positivas, la mayoría de estas se dieron entre clases diferentes, exceptuando la encontrada entre Nassariidae-Melongenidae ambas pertenecientes a la clase Gastropoda, indicando la ocupación de hábitats similares (Tabla 9).

**Tabla 9.** Correlaciones lineales significativas ( $\geq 50\%$ ) directas entre las familias de MA de la Ciénaga de Mallorca.

Relaciones	Correlación	p valor
Veneridae-Neritidae	0,5537	0,00046
Mytilidae-Nassariidae	0,5250	0,001011
Nassariidae-Melongenidae	0,5432	0,000619

Al relacionar las familias y las variables fisicoquímicas con atributos como la riqueza y la abundancia de la comunidad, se obtienen correlaciones significativas con las familias Mytilidae y Veneridae, lo que podría relacionarse con las abundancias altas de estas dos familias a lo largo de los muestreos. Además, se encontró una relación entre la abundancia y la riqueza con la transparencia del agua, indicando que esta variable sería una de las principales responsables del aumento o disminución de estos atributos y de la distribución de la comunidad; contrario a lo que sucede cuando se aumentan los SST y la turbidez del agua (Tabla 10).

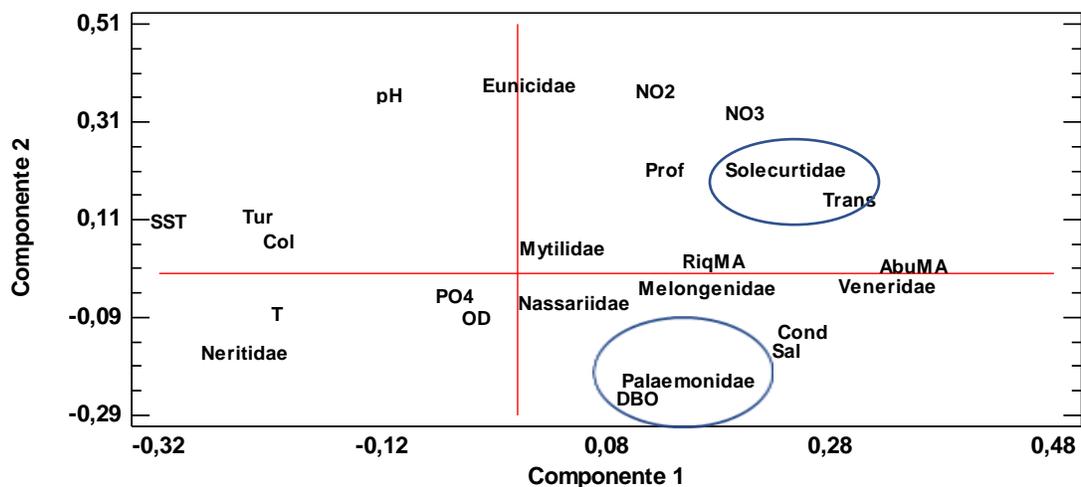
**Tabla 10.** Correlaciones lineales significativas ( $\geq 50\%$ ) directas e inversas entre atributos biológicos, familias de MA y variables fisicoquímicas de la Ciénaga de Mallorquín

<b>Relaciones</b>	<b>Correlación</b>	<b>p valor</b>
<b>RiqMA-Trans</b>	<b>0,600</b>	0,000108
<b>RiqMA-AbuMA</b>	<b>0,906</b>	<0,0001
<b>RiqMA-Neritidae</b>	<b>0,565</b>	0,000332
<b>RiqMA-Nassariidae</b>	0,505	0,001665
<b>RiqMA-Mytilidae</b>	<b>0,667</b>	<0,0001
<b>RiqMA-Veneridae</b>	<b>0,747</b>	<0,0001
<b>AbunMA-Trans</b>	<b>0,615</b>	<0,0001
<b>AbunMA-Mytilidae</b>	<b>0,656</b>	<0,0001
<b>AbunMA-Veneridae</b>	<b>0,745</b>	<0,0001
<b>RiqMA-Tur</b>	-0,501	0,001841
<b>RiqMA-SST</b>	<b>-0,561</b>	0,0003
<b>AbunMA-SST</b>	<b>-0,599</b>	0,000112
<b>AbunMA-Tur</b>	<b>-0,594</b>	0,000133

### 5.3.2 Selección de variables fisicoquímicas determinantes para los atributos biológicos

Para conocer la contribución de cada una de las variables fisicoquímicas sobre la composición, estructura y distribución de la comunidad de MA en la CM, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) por tiempo y espacio a partir del cual se establecieron asociaciones entre los factores fisicoquímicos y los atributos biológicos, esto con el fin de obtener un patrón que indique cuales son las variables que determinan el comportamiento de la comunidad.

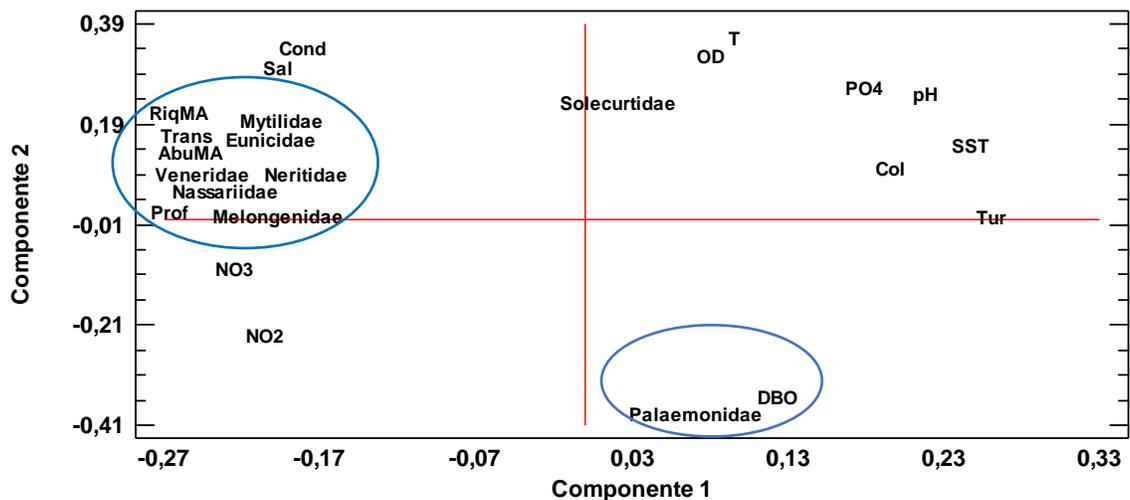
Temporalmente, se observa que las familias de MA tienen requerimientos diferentes, y que pocas presentan asociaciones con las variables fisicoquímicas, entre estas se destacan Solecurtidae que se relaciona con la transparencia y Palaemonidae que lo hace con la DBO<sub>5</sub> (Figura 35).



**Figura 35.** ACP entre variables fisicoquímicas y atributos biológicos en los meses de muestreo (julio-diciembre).

Todo lo contrario, ocurre en las estaciones de muestreo, donde la mayoría de las familias muestran tendencia a relacionarse con la profundidad y la transparencia del agua, y en menor grado con los nitritos y nitratos; exceptuando a Palaemonidae que se relaciona con la DBO<sub>5</sub> (Figura 36).

Al igual que lo encontrado con el índice de correlación, los SST y la turbidez limitan de forma general la comunidad de MA en este cuerpo de agua, ya que afectan atributos como la abundancia y la riqueza tanto en tiempo como en espacio.



**Figura 36.** ACP entre variables fisicoquímicas y atributos biológicos en las estaciones de muestreo.

### 5.3.3 Contaminación del agua de la Ciénaga de Mallorca

La CM fue clasificada como un sistema sin evidentes efectos de contaminación (0,005 y 0,138) por el índice de contaminación por pH (ICOpH) y el índice de contaminación por sólidos suspendidos (ICOSUS), mientras que con el índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO), la contaminación es alta (0,77) de acuerdo a la tabla 11.

**Tabla 11.** Clasificación de la contaminación de acuerdo a los ICO (índices de contaminación). Fuente: Ramírez *et al.*, 1999.

Rangos	Contaminación	Color
0 - 0.2	Ninguna	Azul
>0.2 – 0.4	Baja	Verde
>0.4 - 0.6	Media	Amarillo
>0.6 - 0.8	Alta	Naranja
>0.8 - 1	Muy alta	Rojo

Aunque con ICOpH e ICOSUS no se reflejó contaminación significativa, se evidencian algunas estaciones como E4 y E6 que presentaron contaminación (baja y media) puntualmente en los meses de julio, agosto, octubre y diciembre. La E4 presentó contaminación baja por ICOSUS en los meses de julio, agosto y octubre, mientras que en la E6 la contaminación fue baja por ICOSUS para el mes de agosto, media por ICOpH en diciembre y media para ambos índices en octubre. Si bien el ICOMO clasificó a la CM con contaminación alta, E1 resalta en el mes de octubre con un nivel de contaminación muy alta; con un valor superior a 0,8 (Tabla 12).

Tabla 12. Valores de los índices de contaminación por meses y estación.

Mes/Estación	ICOpH	ICOSUS	ICOMO
Jul-E1	0,002	0,088	0,78
Jul-E2	0,001	0,096	0,43
Jul-E3	0,001	0,196	0,35
Jul-E4	0,004	0,209	0,56
Jul-E5	0,001	0,094	0,43
Jul-E6	0,008	0,168	0,33
Ago-E1	0,004	0,194	0,51
Ago-E2	0,004	0,036	0,38
Ago-E3	0,008	0,145	0,45
Ago-E4	0,042	0,256	0,6
Ago-E5	0,024	0,143	0,58
Ago-E6	0,091	0,357	0,55
Sep-E1	0,002	0,078	0,66
Sep-E2	0,001	0,088	0,5
Sep-E3	0,004	0,181	0,6
Sep-E4	0,003	0,125	0,52
Sep-E5	0,002	0,039	0,66
Sep-E6	0,003	0,034	0,66
Oct-E1	0,007	0,19	0,83
Oct-E2	0,001	0,015	0,28
Oct-E3	0,004	0,104	0,43
Oct-E4	0,024	0,263	0,58
Oct-E5	0,007	0	0,28
Oct-E6	0,578	0,533	0,75
Nov-E1	0,003	0,181	0,69
Nov-E2	0,002	0,018	0,57
Nov-E3	0,001	0,132	0,32
Nov-E4	0,002	0,181	0,6
Nov-E5	0,005	0,026	0,38
Nov-E6	0,02	0,145	0,62
Dic-E1	0,005	0,04	0,55
Dic-E2	0,01	0,041	0,28
Dic-E3	0,006	0,19	0,37
Dic-E4	0,029	0,166	0,22
Dic-E5	0,032	0,015	0,33
Dic-E6	0,475	0,19	0,39

Para conocer el efecto de esta contaminación sobre las familias y los atributos de los MA presentes en la CM, se realizó una correlación de Spearman a partir de la cual se obtuvo que, la contaminación por sólidos suspendidos afecta de manera general la abundancia y la riqueza de esta comunidad y en específico a la familia Veneridae, esto teniendo en cuenta que las relaciones encontradas fueron inversas (Tabla 13).

**Tabla 13.** Correlaciones lineales significativas ( $\geq 50\%$ ) inversas entre ICOS, atributos biológicos y familias de MA de la Ciénaga de Mallorquín.

<b>Relaciones</b>	<b>Correlación</b>	<b>p valor</b>
<b>ICOSUS-RiqMa</b>	-0,566	0,00032
<b>ICOSUS-AbunMA</b>	-0,603	<0,0001
<b>ICOSUS-Veneridae</b>	-0,504	0,00171

### 5.3.4 Puntuaciones preliminares de cada una de las familias

Teniendo en cuenta los análisis anteriormente realizados (Índice de correlación de Spearman y ACP) la comunidad de MA de la CM presenta relación con factores que dependen de la ubicación de las estaciones de muestreo; las cuales a su vez están condicionadas por la llegada de distintos afluentes que como se ha mostrado en diferentes estudios realizados en este cuerpo de agua, son los principales responsables de la variación de los factores fisicoquímicos, que en su mayoría presentan diferencias espaciales (Tabla 14).

En sistemas lénticos como la CM, la profundidad se ha determinado como una de las variables condicionantes en la dinámica del sistema, ya que permite la dilución de los nutrientes y sólidos en la columna de agua, así como también, incide en la concentración y salinización en periodos secos (Ramón y Vargas, 2008).

**Tabla 14.** Resultados de correlaciones significativas (Spearman,  $p < 0,005$ ) entre las familias y las variables fisicoquímicas determinantes para la distribución espacio-temporal de la comunidad de MA.

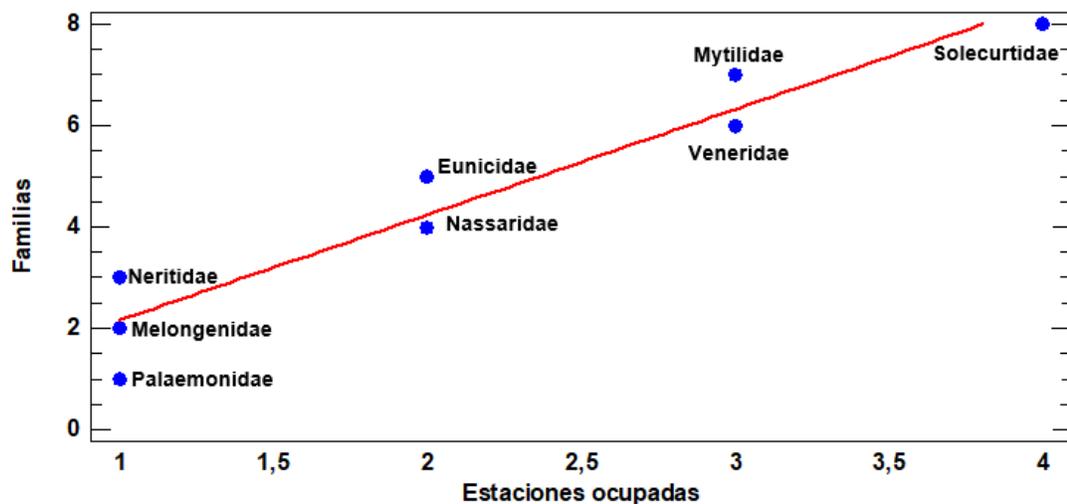
Familias	Prof	Transp	SST	Tur
<b>Solecurtidae</b>	-0,08564	0,040826	-0,07937	-0,08695
<b>Neritidae</b>	0,29224	0,47669	-0,38284	-0,33572
<b>Nassariidae</b>	0,29765	0,41093	-0,24256	-0,27485
<b>Mytilidae</b>	0,34877	0,45754	-0,30161	-0,33626
<b>Veneridae</b>	0,2148	<b>0,50851</b>	<b>-0,50013</b>	-0,4552
<b>Melongenidae</b>	0,10581	0,18741	-0,08953	-0,0407
<b>Eunicidae</b>	0,35343	0,46996	-0,43934	-0,3943
<b>Palaemonidae</b>	-0,21976	-0,15482	0,12208	0,21979

En la figura 37, se muestran los rangos de las variables fisicoquímicas y la distribución de las familias de MA dentro de estos, siendo esta la base a partir de la cual se pueda dar una valoración inicial de la calidad del agua de este cuerpo de agua usando estas familias en la aplicación preliminar del BMWP<sub>CM</sub> (*Biological Monitoring Working Party* para la Ciénaga de Mallorquín).



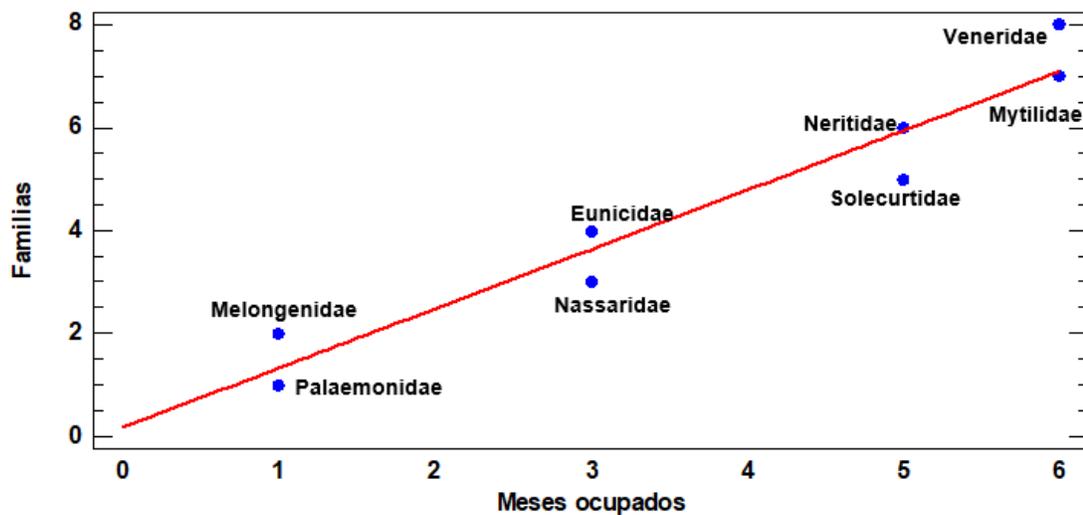
Como información complementaria para asignar valor a cada una de las familias, se tuvieron en cuenta el número de estaciones y meses que estas ocuparon, ya que al presentar una amplia distribución tanto en tiempo como en espacio, infiere que han desarrollado estrategias que les permiten permanecer bajo condiciones cambiantes en el sistema, razón por la cual no resultarían los mejores indicadores, ya que la estabilidad de sus condiciones los convierte en organismos que uniformizan el sistema (Castellanos-Romero, 2009).

De acuerdo con lo anterior, especialmente las familias Melongenidae, Neritidae y Palaemonidae resultarían los mejores indicadores de calidad del agua en la CM, ya que están restringidas a una sola estación, caso contrario ocurre con Solecurtidae que se encuentra distribuida en cuatro de las seis estaciones muestreadas (Figura 38).



**Figura 38.** Distribución de las familias de MA de acuerdo con el número de estaciones ocupadas.

Temporalmente Melongenidae y Palaemonidae se mantienen como los mejores indicadores, sin embargo, la distribución de las familias cambia un poco, pues Eunicidae y Neritidae disminuirían su valor como indicadores dado que fueron encontradas en tres y cinco ocasiones respectivamente; por otra parte, Solecurtidae que fue la familia con la distribución más amplia espacialmente, en este caso resultaría mejor indicadora que Veneridae y Mytilidae quienes tuvieron presencia en todos los meses de muestreo (Figura 39).



**Figura 39.** Distribución de las familias de MA de acuerdo con el número de meses ocupados.

Si se tiene en cuenta además la clasificación de los índices de contaminación por estación y meses de muestreo (Tabla 15), es evidente que la comunidad de MA en la CM se encuentra adaptada a condiciones de contaminación alta y muy alta por materia orgánica, razón por la cual no se asignaran valores de nueve 9 y 10. La familia Solecurtidae es la única que se encuentra presente en E6 donde la contaminación por sólidos suspendidos totales es baja y, teniendo en cuenta que los SST es una de las variables limitantes para la comunidad, esta familia tendría la valoración más baja.

**Tabla 15.** Clasificación de las estaciones y los meses de muestreo con base en los índices de contaminación y las familias presentes.  
Azul: Ninguna, Verde: Baja, Naranja: Alta, Rojo: Muy alta.

Estaciones	Índices de contaminación			Familias
	ICOpH	ICOSUS	ICOMO	
E1 Arroyo León				Palaemonidae
E2 La Barra				Solecurtidae, Neritidae, Nassariidae, Veneridae, Mytilidae, Melongenidae, Eunicidae
E3 Box Coulvert				
E4 Palafitos				Solecurtidae, Veneridae, Mytilidae
E5 Punta Félix				Solecurtidae, Nassariidae, Veneridae, Mytilidae, Eunicidae
E6 Las Salinas				Solecurtidae
Meses	ICOpH	ICOSUS	ICOMO	
Julio				Solecurtidae, Neritidae, Nassariidae, Mytilidae, Veneridae
Agosto				Neritidae, Veneridae, Mytilidae, Eunicidae
Septiembre				Solecurtidae, Neritidae, Nassariidae, Mytilidae, Veneridae
Octubre				Solecurtidae, Neritidae, Eunicidae, Mytilidae, Veneridae
Noviembre				Solecurtidae, Neritidae, Palaemonidae, Mytilidae, Veneridae
Diciembre				Solecurtidae, Nassariidae, Eunicidae, Mytilidae, Veneridae

Con base en la distribución de las familias, los rangos de las variables y la clasificación de los índices de contaminación por espacio y tiempo, se propone la siguiente tabla de valoración (Tabla 16) para algunas familias que presentan un rango bajo de tolerancia (estenotolerantes), por lo que resultarían como las mejores indicadoras; las familias restantes presentan una amplia distribución en espacio y tiempo, por esta razón no serían las mejores indicadoras.

**Tabla 16.** Valoración propuesta para las familias de macroinvertebrados, indicadoras de calidad de agua en la Ciénaga de Mallorquín.

<b>Variables limitantes</b>	<b>Familia</b>	<b>Calidad del agua</b>	<b>Valor</b>
<b>Profundidad y transparencia</b>	Palaemonidae	Mala	4
	Melongenidae	Buena	8
	Eunicidae	Buena	7
<b>Sólidos suspendidos totales y turbidez</b>	Nassariidae	Buena	7
	Neritidae	Aceptable	6

#### 5.4. CALIDAD DEL AGUA EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN MEDIANTE LA VALORACIÓN PRELIMINAR DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS

Con base en el trabajo realizado por Castellanos-Romero y colaboradores (2017) y las valoraciones establecidas en la tabla 16, se presenta a continuación la tabla 17 con las puntuaciones para todas las familias.

**Tabla 17.** Puntuación preliminar para las familias de MA presentes en la Ciénaga de Mallorca.

<b>Familias</b>	<b>Valor</b>
<b>Melongenidae</b>	8
<b>Eunicidae</b>	7
<b>Nassariidae</b>	7
<b>Neritidae</b>	6
<b>Mytilidae</b>	5
<b>Veneridae</b>	5
<b>Palaemonidae</b>	4
<b>Solecurtidae</b>	3

Al realizar la sumatoria de los puntajes de cada una de las familias presentes en este cuerpo de agua se obtuvo un puntaje de 45 a partir del cual se clasifica a la CM en la Clase III que corresponde a aguas contaminadas, esto teniendo en cuenta la tabla 18.

**Tabla 18.** Clasificación de calidad de agua para la Ciénaga de Mallorca

<b>Clase</b>	<b>Valor</b>	<b>Significado</b>	<b>Color</b>
<b>I</b>	≥ 100 - 80	Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	
<b>II</b>	60-80	Evidentes algunos efectos de contaminación	
<b>III</b>	40-60	Aguas contaminadas	
<b>IV</b>	20-40	Aguas muy contaminadas	
<b>V</b>	≤ 20	Aguas fuertemente contaminadas	

Las estaciones de muestreo (Tablas 19) fueron clasificadas en su mayoría en la Clase V, aguas fuertemente contaminadas, exceptuando E2 y E5 que se encuentran

clasificadas en las clases III y IV respectivamente, que corresponden a aguas contaminadas y muy contaminadas.

**Tabla 19.** Puntuación total para cada estación.

Familias	E1	E2	E3	E4	E5	E6
<b>Palaemonidae</b>	4					
<b>Solecurtidae</b>		3		3	3	3
<b>Veneridae</b>		5		5	5	
<b>Mytilidae</b>		5		5	5	
<b>Melongenidae</b>		8				
<b>Eunicidae</b>		7			7	
<b>Neritidae</b>		6				
<b>Nassariidae</b>		7			7	
<b>Total</b>	4	41	0	13	26	3

Para el tiempo de muestreo (Tabla 20) todos los meses presentaron aguas muy contaminadas, por lo que en términos generales se evidencia que el agua muestra efectos de contaminación, pero que estos no impiden el desarrollo de la vida en la CM para aquellas familias euritolerantes a estas condiciones.

**Tabla 20.** Puntuación total para cada mes de muestreo.

Familias	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
<b>Palaemonidae</b>					4	
<b>Solecurtidae</b>	3		3	3	3	3
<b>Veneridae</b>	5	5	5	5	5	5
<b>Mytilidae</b>	5	5	5	5	5	5
<b>Melongenidae</b>			8			
<b>Eunicidae</b>		7		7		7
<b>Neritidae</b>	6	6	6	6	6	
<b>Nassariidae</b>	7		7			7
<b>Total</b>	26	24	34	27	24	26

## 6. DISCUSIÓN

En la CM la mezcla de aguas por parte del Río Magdalena, Mar Caribe y las escorrentías del Arroyo León, hacen de este cuerpo de agua un sistema con una alta variabilidad en sus factores fisicoquímicos y biológicos, presentándose entre estas diferencias espaciales y temporales.

La temperatura del agua mostró diferencias espacialmente significativas ( $p=0,009$ ) entre E1 y E6; presentando esta variable un incremento ordinal de acuerdo al recorrido de las estaciones, lo que coincide con el aumento de la radiación solar la cual es mayor hacia el final del muestreo, hecho considerado por Castellanos-Romero (2009) y Springer (2010) como cambios naturales de un sistema, para un ciclo diario de la incidencia de la radiación solar sobre el espejo del agua.

Así mismo es explicado el comportamiento similar que se presenta para el tiempo de muestreo, donde las diferencias significativas ( $p=0,02$ ) se dan entre julio y los meses de noviembre y diciembre, presentando julio los valores máximos para esta variable ya que es uno de los meses donde hay bajas precipitaciones en la región, y en los que además se da la disminución en gran parte del espejo de agua por efectos de evaporación.

En este trabajo la profundidad fue menor en comparación del promedio general encontrado por Mangones y Luna (2017) de  $1,02 \pm 0,35$ . En la CM esta variable se relaciona directamente con la llegada de las aguas afluentes y los periodos de lluvia y sequía; razón por la cual, las principales diferencias significativas ( $p<0,0001$ ) se dan entre las estaciones de muestreo, siendo más profundas aquellas que tienen una conexión directa con los afluentes.

Sin embargo, aun cuando E1 es la principal entrada del Arroyo León, difiere de E2 y E3 que presentan profundidades constantes en todos los meses de muestreo, esto puede ser explicado teniendo en cuenta que el Arroyo León provee agua a la CM

esporádicamente cuando aumentan las precipitaciones, pero además, llega al sistema con una alta carga sedimentaria la cual causa la colmatación de la ciénaga en este punto confiriéndole una baja profundidad (UNIATLÁNTICO - Barranquilla Verde, 2018). Temporalmente para esta variable autores como Ramos y Vargas (2008) tampoco han encontrado diferencias significativas.

Ramos-Cano (2019) y Zabala (2017) exponen la relación existente entre la profundidad y la transparencia, resultado que se confirma en este trabajo con el índice de correlación (IC) a partir del cual se obtuvo una relación significativa directa entre estas dos variables (IC=0,728,  $p<0,0001$ ).

La transparencia del agua presentó diferencias significativas ( $p<0,0001$ ) a nivel espacial entre las estaciones con bajas (E1, E4 y E6) y altas profundidades (E2 y E5), ya que cuando la profundidad disminuye, los movimientos en el agua por acción de los vientos resuspenden el material que se encuentra en la interfase agua-sedimento, disminuyendo la transparencia del agua (Castellanos-Romero et al., 2017; Conde y Rodríguez, 2002).

La E3 a pesar de ser una de las estaciones con mayor profundidad, presentó baja transparencia, esto debido al arrastre de grandes cantidades de sedimento por parte del Río Magdalena que llegan a esta estación (CRA, 2005).

Los SST presentaron diferencias significativas ( $p=0,0027$ ) espacialmente entre las estaciones con los mayores (E2 y E5) y menores valores de transparencia (E1, E4 y E6), evidenciando la relación inversa (IC= -0,737,  $p<0,0001$ ) que existe entre estas dos variables; además, del impacto que tienen las aguas residuales sobre los SST, ya que las estaciones con los valores más altos de esta variable, son receptoras directa o indirectamente de este tipo de descargas (Benavides-Barrios, 2019). En base a la escala propuesta por CONAGUA (2015), estas estaciones se clasifican como aguas contaminadas ( $>150\leq 400$  mg de SST/L) y con indicio de contaminación ( $>75\leq 150$  mg/L).

Aunque la turbidez no presentó diferencias significativas ni en tiempo ni espacio ( $p=0,64$  y  $0,06$  respectivamente), los resultados de esta variable coinciden con lo de los SST donde la E6 también presenta los valores más altos.

Teniendo en cuenta la relación directa encontrada entre la salinidad y la conductividad a partir del índice de correlación ( $IC=0,99$ ,  $p=0$ ), se analizarán estas dos variables en conjunto, ya que además, ambas presentaron las mismas diferencias significativas en tiempo y espacio ( $p=0,002$  y  $0,03$ ). El comportamiento presentado para estas variables se relaciona con el ingreso de aguas provenientes del Río Magdalena, Arroyo León y el Mar Caribe, observándose los menores valores en las estaciones que se encuentran distante de la entrada de agua de mar al sistema o que reciben afluentes de agua dulce (Mangones y León-Luna, 2014; Quiceno y Palacio, 2008).

En cuanto a la temporalidad, los elevados valores en el mes de noviembre se deben a la entrada de agua por parte del Mar Caribe, ya que la barra se encontraba abierta para este mes y las precipitaciones habían disminuido al momento de realizar el muestreo.

La CM se ha caracterizado por presentar un pH básico de  $7,5 - 8,5$  (CRA, 2012), valores coincidentes con el promedio general de  $7,5 \pm 0,6$  encontrado en este trabajo; la mayoría de las estaciones presentaron un pH dentro del rango permisible para la preservación de flora y fauna en aguas marinas y estuarinas ( $6,5 - 8,5$ ) según el decreto 1594 de 1984 del Ministerio de Salud (RedCam, 2016), razón por la cual las diferencias significativas espaciales ( $p=0,04$ ) y temporales ( $p=0,004$ ) presentadas para esta variable, son producto de los valores de pH superiores a  $8,5$  encontrados en E6 para el mes de diciembre, lo que podría estar relacionado con actividad fotosintética por parte del fitoplancton que favorecen el aumento de esta variable (Mvungi et al., 2012), tendiendo entonces el pH a la alcalinidad, por el aumento de los carbonatos y bicarbonatos producto de la disminución de  $CO_2$  libre en el agua (Roldán-Pérez, 2012).

El oxígeno disuelto en este cuerpo de agua se ha caracterizado por presentar valores mayores a 4 mg.L<sup>-1</sup>; sin embargo, conociendo la problemática de contaminación que afecta a este ecosistema, se esperaría que esta variable se encontrará por debajo del límite permitido en aquellas estaciones que se encuentran directamente afectadas por las actividades antrópicas, pero teniendo en cuenta que existen diferentes fuentes de oxígeno tales como la precipitación pluvial, la difusión del aire en el agua, la fotosíntesis, los afluentes y la agitación moderada (Roldán y Ramírez, 2008) las diferencias entre las estaciones no fueran significativas ( $p=0,41$ ).

En cuanto al tiempo de muestreo, las diferencias ( $p=0,0003$ ) encontradas se dan entre agosto y octubre que son meses que comprenden bajas y altas precipitaciones, las cuales tienen una influencia directa sobre los vientos que son una de las principales fuentes de oxígeno en cuerpos de agua con baja profundidad como lo es la CM (Castellanos-Romero *et al.*, 2017).

Si bien no se encontraron diferencias significativas para la DBO<sub>5</sub> ni en tiempo ( $p=0,23$ ) ni espacio ( $p=0,35$ ), se evidencia que E1 en el muestreo del mes de julio sobrepasan el límite de 3 - 6 mg.L<sup>-1</sup>, clasificando a esta zona como aguas de calidad dudosa relacionadas con la acumulación de material de tipo alóctono (CRA, 2012), que en este caso sería llevado hasta el sistema con la llegada de las aguas provenientes del Arroyo León. Este resultado ha sido encontrado de manera consecutiva (CRA, 2012; EPA Barranquilla Verde, 2015; UNIATLÁNTICO - Barranquilla Verde, 2018).

Los nitratos y nitritos presentaron diferencias significativas temporalmente ( $p<0,0001$  y  $0,009$  respectivamente) debido a los valores elevados encontrados en el mes de diciembre para ambas variables; según Mangones y León-Luna (2014) la presencia de nitratos sugiere una posible utilización y degradación de la materia orgánica. Así mismo, Roldán-Pérez (2012) afirma que la presencia de nitritos en un sistema sugiere contaminación por materia orgánica y/o procesos de reducción, lo que podría indicar que en la CM para el mes de diciembre se estarían llevando a cabo procesos de degradación de materia orgánica presente en el ecosistema

desde los meses anteriores, ya que durante los meses de mayor precipitación se aumenta la llegada de las aguas provenientes del Río Magdalena y del Arroyo León.

Los fosfatos mostraron diferencias significativas temporalmente ( $p < 0,0001$ ) entre meses de bajas y altas precipitaciones, presentando los primeros los valores más elevados de esta variable, resultado que coincide con el estudio de RedCam (2011) donde la CM presentó los valores más altos de fosfatos durante los meses de bajas precipitaciones, hecho que podría relacionarse con la disminución en la profundidad que afectaría la efectiva disolución de nutrientes y sólidos (Ramón y Vargas, 2008). Teniendo en cuenta la resolución 258 de 2011 expedida por la CRA, este cuerpo de agua presenta niveles elevados de fosfatos que podrían indicar que sus aguas presentan un posible proceso de eutrofización (Corrales y Redondo, 2008; Ramon y Vargas, 2008).

Los coliformes no presentaron diferencias significativas ni en tiempo ( $p=0,32$ ) ni espacio ( $p=0,49$ ), y a diferencia de estudios anteriores (CRA, 2012), la zona cercana a la desembocadura del Arroyo León (E1) no presentó los valores más elevados, sino en la E6 que se encuentra rodeada por asentamientos urbanos (Barrio La Playa), quienes utilizan este cuerpo de agua para la disposición de residuos sólidos y la eliminación de aguas residuales (Gómez *et al.*, 2014).

Aun cuando en la E6 se encontró el valor más elevado para esta variable, la mayoría de las estaciones muestreadas no cumplen con lo establecido por la CRA en la resolución 258/2011 ya que sus valores son mayores a 5000 NMP/100 ml.

Al comparar los resultados de este trabajo con los estudios realizados por la CRA y EPA Barranquilla Verde, antes Damab (Anexo 8), podemos destacar que variables como temperatura, oxígeno disuelto y pH, de forma general registran valores históricos que se han mantenido dentro de los límites permitidos desde el año 2012 hasta el presente; con excepciones en algunas estaciones como son Arroyo León y las cercanas al corregimiento La Playa.

Por otro lado, variables como  $DBO_5$ , coliformes totales y SST, que si bien han registrado desde antes valores que no cumplen con los criterios y metas de estas entidades, con los años han ido en aumento haciendo más crítica la situación de este cuerpo de agua como consecuencia de la alta carga sedimentaria y de materia orgánica que este sistema vienen soportando desde hace mucho tiempo, siendo estas las principales problemáticas que afectan la calidad del agua en la CM.

La conductividad y la salinidad son variables que no han sido monitoreadas por la CRA, pero si por Barranquilla Verde; en un reciente estudio realizado en 2018 por esta entidad en conjunto con la Universidad del Atlántico, los valores de conductividad y salinidad fueron bajos a diferencia de los encontrados en este trabajo, lo que podría atribuirse a la disminución de la profundidad que en este cuerpo de agua ha venido presentando en los últimos años.

En cuanto a la comunidad de MA, esta estuvo conformada principalmente por la clase Bivalvia la cual presentó el mayor número de individuos, estos resultados son similares a lo encontrado por Aguilera y Andrade (2015) en el mismo cuerpo de agua, y por autores como Quiceno-Palacio (2008), Cedeño y colaboradores (2010) y Acosta y colaboradores (2014) en cuerpos de agua con características similares al del presente estudio.

Veneridae y Mytilidae fueron las familias más abundantes, igual a lo encontrado por Prieto y colaboradores (2006) en la laguna de Bocaripo en Venezuela; estuvieron presente en todos los meses de muestreo y compartieron las mismas estaciones (E2, E4 y E5), lo que podría sugerir la incidencia de estas familias en las diferencias encontradas entre las estaciones de muestreo ( $p=0,0008$ ), así como también en la similitud presentada entre E2 y E5 ya que representan el 93% del total de los individuos, esto es confirmado con el índice de correlación, donde Veneridae ( $IC=0,747$ ,  $p<0,0001$ ) y Mytilidae ( $IC=0,667$ ,  $p<0,001$ ) presentan una relación significativa con atributos de la comunidad como la riqueza y la abundancia.

La alta abundancia de ambas familias se debe a su amplia diversidad la cual es relacionada con las adaptaciones que presentan para grandes cantidades de hábitats (Cantera, 1991), además de que al formar bancos con elevada densidad de organismos pueden llegar a ser superiores sobre otros individuos de la comunidad bentónica (Rodrigues et al., 2010).

Teniendo en cuenta los índices de diversidad realizados, la diversidad de MA en la CM es baja, debido a la dominancia de ciertas familias en E1, E6, E2 y E5 y en los meses de agosto y noviembre, lo cual influye en la distribución equitativa de las abundancias en la comunidad. Según Margalef (1995) si en una comunidad existe una especie dominante en número sobre otra, la diversidad será baja.

Este mismo autor expone que las fluctuaciones periódicas en el ambiente intervienen en la composición de la fauna, es decir, que las muestras obtenidas en un momento dado comprenden individuos favorecidos en aquel instante, y por ende, tendrán abundancias altas. Autores como Pérez y Victoria (1977), Reyes y Campos (1992) y Márquez y Jiménez (2012) han encontrado que, en lagunas costeras como la CM las diferencias en la riqueza de la comunidad entre los meses de muestreo se deben a cambios en la salinidad, presentando una mayor diversidad aquellos meses donde los valores de esta variable son bajos, ya que no habrá predominancia de aquellas especies adaptadas a altas salinidades.

Los valores de diversidad en las estaciones de muestreo pueden ser relacionados con los resultados obtenidos a partir de la correlación y el ACP, donde las variables profundidad, transparencia, SST y turbidez son determinantes en la distribución, presencia y ausencia de las familias, razón por la cual E2 y E5 presentaron los mayores valores de riqueza dado que fueron las estaciones con los valores más altos de profundidad y transparencia, presentando esta última una correlación positiva con la riqueza (IC=0,6,  $p<0,001$ ) y la abundancia de la comunidad (IC=0,61,  $p<0,0001$ ), caso contrario ocurre en E1 y E6 donde los valores de SST y turbidez fueron mucho más altos y, teniendo en cuenta la relación inversa (IC= -0,59,  $p<0,0001$ ) que estas variables presentaron con la riqueza y la abundancia, la

comunidad de MA disminuirá, ya que algunos organismos no toleran estas condiciones, impidiendo incluso su desarrollo (Cedeño *et al.*, 2010).

En base a lo anterior, se determinó que la comunidad de MA de la CM es potencialmente indicadora de cambios en las variables anteriormente mencionadas, variando su composición de acuerdo a las condiciones espaciales; teniendo en cuenta que en este trabajo las variaciones de estos factores se dan a nivel espacial; además, se determina que la mayoría de las familias de MA de este cuerpo de agua no son indicadoras de contaminación por materia orgánica, ya que contrario a lo que se esperaba, solo una familia (Palaemonidae) presentó relación con variables como DBO<sub>5</sub> y el ICOMO. Sin embargo, el resultado obtenido con el ICOMO confirma el mal estado en el que se encuentra la ciénaga, dejando en claro que las condiciones actuales de este cuerpo de agua no permiten que sea usado como sitio de recreación y mucho menos como fuente de alimentación.

Teniendo en cuenta que los moluscos fueron el grupo con el mayor número de familias presentes en la ciénaga y que además presentaron el mayor número de familias determinadas como estenotolerantes, se podría definir a este grupo como los mejores indicadores en este cuerpo de agua. Diferentes autores exponen que son varias las razones por las que se podrían seleccionar a los moluscos como indicadores, dentro de estas destacan ser organismos sésiles o con baja movilidad, alta resistencia a las perturbaciones y a la contaminación, corta duración de su ciclo de vida, amplia distribución y abundancia, fácil de muestrear, capacidad de filtrar grandes volúmenes de agua y la capacidad de acumular sustancias tóxicas (Acosta *et al.*, 2014; Alonso y Camargo, 2005; Bell, 1998)

En cuanto a la calidad de agua evaluada con el índice BMWP<sub>CM</sub> (*Biological Monitoring Working Party* para la Ciénaga de Mallorquín), se obtienen resultados generales de aguas contaminadas, lo cual era de esperarse teniendo en cuenta el historial de contaminación que ha venido presentando este cuerpo de agua y que ha sido relacionado principalmente con la llegada del Arroyo León, Río Magdalena y las comunidades asentadas alrededor de la ciénaga (Benavides, 2019). A pesar

de esta problemática, en la CM aún es posible el desarrollo de diversos grupos de organismos, entre estos los MA, los cuales encuentran en este cuerpo de agua condiciones como suelos arenosos-fangosos utilizados por los bivalvos para enterrarse (Rodrigues *et al.*, 2010), espacios abiertos y las raíces del manglar usadas como sustrato (Reyes y Campo, 1992).

Al observar en detalle las condiciones espaciales (Tabla 18), son las estaciones cercanas a Arroyo León, Río Magdalena y las comunidades aledañas (E1, E3, E4 y E6) las clasificadas con aguas fuertemente contaminadas, confirmando la incidencia que estos presentan sobre las condiciones actuales de la CM, por otra parte, E5 es clasificada con aguas muy contaminadas, lo que podría relacionarse con el problema de contaminación orgánica que se presenta en esta zona producto de los lixiviados del antiguo basurero del barrio Las Flores (León-Luna y Franco, 2010).

La ausencia total de familias en E3, puede ser explicada con la llegada de sedimentos que se dan en este punto, al acumularse en el fondo, hacen que la capa de sedimento aumente; esto posiblemente impidió que la draga usada llegara hasta donde se podrían encontrar algunos individuos.

## 7. CONCLUSIONES

Las variables fisicoquímicas presentaron de forma general un comportamiento similar a los estudios antes realizados en este cuerpo de agua, encontrándose dentro de los límites permitidos; exceptuando variables como conductividad, salinidad, coliformes totales, DBO<sub>5</sub>, SST y turbidez que han presentado un aumento a lo largo del tiempo consecuencia de la disminución en la profundidad y de la llegada de aguas residuales y material alóctono por parte de las comunidades y el Arroyo León.

La comunidad de MA de la CM está compuesta por ocho familias, la mayoría de estas pertenecientes al grupo de los Moluscos. La presencia, ausencia y distribución de estas familias, varía de acuerdo a las condiciones espaciales, las cuales a su vez dependen de la llegada de las aguas por parte de Arroyo León, Río Magdalena y el Mar Caribe.

Las familias encontradas en este cuerpo de agua son indicadoras de cambios en variables como profundidad, transparencia, SST y la turbidez del agua, ya que estas son determinantes en el comportamiento de atributos como la abundancia y la riqueza de la comunidad.

La evaluación de la calidad del agua usando las valoraciones preliminares de las familias para la construcción del BMWP<sub>CM</sub> (*Biological Monitoring Working Party* para la Ciénaga de Mallorquín), clasifica de forma general este sistema, en la Clase III (puntaje de 45) que corresponde a aguas contaminadas; siendo notoria la diferencia que se presenta a nivel espacial debido a la incidencia que tienen el Arroyo León, Río Magdalena y las comunidades aledañas a la ciénaga, presentando las estaciones cercanas a estos puntos condiciones críticas de contaminación.

Con los índices de contaminación se confirma que la contaminación por materia orgánica afecta de manera general a la CM, siendo esta clasificada como alta para todo el sistema.

Finalmente, la CM presenta un inminente deterioro en su calidad de agua, la cual se relaciona con la cantidad de materia orgánica que llega a este cuerpo de agua; aun cuando variables como  $DBO_5$  y el ICOMO no hayan sido determinantes sobre la comunidad. No obstante, la CM cuenta con condiciones que permiten el desarrollo de la vida, por lo que se hace necesario implementar medidas a través de las cuales se recupere este cuerpo de agua teniendo en cuenta el valor cultural, ecológico y económico que este representa para el Departamento del Atlántico.

## 8. RECOMENDACIONES

Ampliar el conocimiento de la comunidad de MA en la CM seleccionando un mayor número de estaciones e incluyendo muestreos tipo *lifting* en las raíces de las especies de manglar presentes en el ecosistema.

Además de las variables fisicoquímicas, relacionar el sedimento con la presencia y/o ausencia de los individuos de la comunidad de MA teniendo en cuenta la diferencia entre biotopos.

Teniendo en cuenta el problema de sedimentación que se presentan en algunos puntos de la ciénaga, se recomienda hacer uso de instrumentos que tengan una mayor perforación en la capa de sedimento.

Completar la información de la dinámica del cuerpo de agua y la comunidad de MA en un ciclo hidrológico completo, realizando campañas de muestreo en meses donde se abarque la época seca.

Realizar trabajos en ecosistemas con características similares que permitan conocer las familias de MA que conforman esta comunidad, con el fin de obtener una tabla de valoración completa a partir de la cual se pueda estimar la calidad del agua en estos sistemas

## 9. REFERENCIAS

- Acosta, V., Betancourt, R. y Prieto, A. (2014). Estructura comunitaria de bivalvos y gasterópodos en raíces del mangle rojo *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) en isla Larga, bahía de Mochima, Venezuela. *Revista Biología Tropical*, 62(2), 551-565.
- Aguilera, A. y Andrade, E. (2015). Moluscos bentónicos asociados a los sedimentos de la Ciénaga de Mallorquín, Atlántico-Colombia. Tesis de grado. Universidad del Atlántico
- Alba-Tercedor., J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua de los ríos. VI. Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA). Vol. II. 203-213.
- Alonso, A. y Camargo, J. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*, 14 (3), 87-99.
- Álvarez-Arango, L. (2005). Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Instituto de investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá, D.C.
- Araújo, M. y Barreira, C. (2004) Distribuição espacial de *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791) (Mollusca, Bivalvia, Veneridae) na praia do Canto da Barra, Fortim, Ceará, Brasil. *Boletín Técnico-Científico do CEPENE*, 12(1), 11-21.
- Arrieta, L. y De La Rosa, J. (2003). Comunidad íctica de la ciénaga de Mallorquín, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 32, 231-242.
- Barrenechea, A., Maldonado, V., y Aurazo, M. (2004). Aspectos fisicoquímicos de la calidad del agua. In *Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual I: teoría. Tomo I* (pp. 2-56). CEPIS.
- Bell, K (1998). Environmental performance indicators. Wellington: Ministry for the Environment. 20p.

- Benavides-Barrios, L. (2019). Análisis de la influencia de la calidad del agua del Arroyo León en la calidad del agua de la Ciénaga de Mallorquín. Tesis de Maestría, Universidad del Norte.
- Boehs, G., Monteiro, T. y Da Cruz-Kaleb, A. (2004). Composition and distribution of benthic molluscs on intertidal flats of Paranaguá Bay (Paraná, Brazil). *Scientia Marina*, 68(4), 537-543.
- Bohórquez, A. y Ardila, J. (1996). Contribución a la evaluación limnológica de la zona Alta del Río Bogotá: Factores Físicoquímicos. En: Revista Científica UNINCCA. Bogotá (Col.). 2(1). 35-47.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.*, 51, 495-523.
- Bossio, V., Gutiérrez, L. y Daccarett, E. (2009). Catálogo de moluscos del litoral marino en el Departamento del Atlántico. Primera edición, Barranquilla, Colombia.
- Brower, J. E. y Zar, J. H. (1984). Field and laboratory methods for general ecology. Wm. C. Brown Co. Dubuque, Iowa. 226
- C. A. R. DEL, & C.R.A. (2011). Caracterización físicoquímica de los vertimientos de aguas residuales hacia los cuerpos de agua del Departamento Del Atlántico y monitoreo de la calidad y estado actual de las fuentes hídricas del Departamento Año 2011. Informe Técnico, 1–293. Retrieved from [http://www.crautonomia.gov.co/documentos/pomcas/Recurso Hidrico/INFORME FINAL](http://www.crautonomia.gov.co/documentos/pomcas/Recurso_Hidrico/INFORME_FINAL).
- Cantera, J.R. (1991). Shallow-water venerid clams (Bivalvia: Veneridae) from the pacific coast of Colombia. *The Veliger*, 34: 78-84.
- Castellanos-Romero, K, Pizarro Del Río, J, Cuentas Villarreal, K, Costa Anillo, J C, Pino Zarate, Z, Gutierrez, L C y Arboleda Valencia, J. W. (2017). Lentic water quality

characterization using macroinvertebrates as bioindicators: An adapted BMWP index. *Ecological Indicators*, 72, 53–66.

Castellanos-Romero, K. (2009). Evaluación de la calidad del agua en sistemas lenticos mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores. Tesis de posgrado, Universidad de Cartagena.

Castellanos-Romero, K., Costa-Anillo, J. C., Osman-Roa, M., Franco, O. L., & Arboleda-Valencia, J. W. (2018). Evaluación de calidad de aguas lenticas con el uso de los índices ISCA y BMWPL. *Miembros activos INVAVET*, 40.

Castillo, L., Martínez, E., Ruepert, C., Savage, C., Gilek, M., Pinnock, M. y E. Solis. (2006). Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. *Science of the Total Environment*, 15 p.

Cedeño, J., Jiménez-Prieto, M. y Allen, T. (2010). Abundancia y riqueza de moluscos y crustáceos asociados a las raíces sumergidas del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en la laguna de Bocaripo, Sucre, Venezuela. *Revista Biología Tropical*, 58(3), 213-226.

CONAGUA – Comisión Nacional del Agua. (2015). Monitoreo calidad del agua: escalas de clasificación de la calidad del agua superficial. Disponible desde internet en: <http://files.conagua.gob.mx/transparencia/CalidaddelAgua.pdf>.

Conde, D., R. Arocena y Rodríguez-Gallego, L. (2002). Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes algunas problemáticas y desafíos para la gestión (I y II). *AMBIOS* 3: 5-9.

Corporación Autónoma Regional del Atlántico -CRA, Grupo de Investigación Tecnología del Agua. Universidad del Norte (2005) Análisis sobre el manejo integrado del Recurso Hídrico en la Ciénaga de Mallorquín.

Corporación Autónoma Regional del Caribe. (1998). Ciénaga de Mallorquín. Resumen ejecutivo, Barranquilla, p.12.

Corrales, M. y Redondo, J. (2008). Determinación de los metales pesados (Fe, Mn, Cr, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb) en una especie de interés comercial de camarón (*Litopenaeus schimitti*) en la Ciénaga de Mallorquín Departamento del Atlántico. Trab. Grad. Ciencias Básicas. Universidad del Atlántico. Barranquilla, Colombia. 1-134 pp.

CRA, C. A. R. del A. (2012). Departamento del Atlántico y monitoreo de fuentes hídricas del departamento. Corporación Autónoma Regional del Atlántico. Informe Técnico, 1–541.

CRA, C. A. R. del A. (2014). De algunos cuerpos de agua lénticos del Departamento del Atlántico informe final. *Informe Técnico*.

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.

Díaz-Gaxiola, J., Rojo-Martínez, G. y Martínez-Ruiz, R. (2012). Biodiversidad de macroinvertebrados asociados al ecosistema de manglar de la bahía de Ohuira y Topolobampo, Sinaloa, México. *Recursos naturales y sistemas productivos*, 21.

Díaz, J. y Puyana, M. (1994). Moluscos del Caribe Colombiano: Un catálogo ilustrado. Colciencias, Santafé de Bogotá.

León- Luna, I y Franco, A. (2010). Geoquímica y concentraciones de metales pesados en un organismo de interés comercial (*Corbula caribea*. D' orbigny, 1842) en la zona submareal superficial de la Ciénaga de Mallorquín-Atlántico. *Boletín científico CIOH*, 28, 69-83.

García-Álzate, C., Román-Valencia, C., Vanegas-Ríos, A., & Arcila-Mesa, D. (2007). Análisis fisicoquímico y biológico comparado en dos quebradas de alta montaña neotropical. *Revista de Investigaciones de la Universidad del Quindío*, 17, 57-80

Gómez, L., Márquez, D., Martínez, C., Otero, S., Pabón, M. y Pabón, N. (2014). Implicaciones sanitarias de la contaminación en la ciénaga de Mallorquín Barranquilla. *Revista Salud en Movimiento*, 6(1), 11-22.

González-Meléndez, V., Caicedo-Quintero, O. y Aguirre-Ramírez, N. (2013). Aplicación de los índices de Calidad de Agua NSF, DINIUS y BMWP en la quebrada La Ayurá, Antioquia, Colombia. *Revista Gestión y Ambiente*, 16 (1), 97-108.

Guillot, G. (1997). Bioindicación: algunas consideraciones y reflexiones generales. En: Seminario invertebrados acuáticos y su utilización en estudios ambientales, Bogotá, 169-182

Gutiérrez, E. (1986). Evaluación ambiental preliminar laguna costera Mallorquín y Puerto Colombia, 1-4.

Hendrickx, M, E. (1995) Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca: Camarones. Vol 1, 418-536.

León-Luna, I. y Padilla K. (2008). Geoquímica y contaminación por metales pesados (Fe, Cu, Pb y Zn) en sedimentos intermareales y submareales de la Ciénaga de Mallorquín. Memorias del III Simposio Internacional de Medio Ambiente. La Habana Cuba.

Magurran, A. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princenton Univ. Londres, 179.

Mangones, A., y León-Luna, I. (2017). Elementos nutritivos la clorofila a y su relación con las variables físico químicas en la Ciénaga de Mallorquín, Colombia. Boletín Instituto Oceanográfico, Venezuela, 53(2), 127–141.

Margalef, R. (1995). Ecología. Omega, Barcelona, España. 961 p.

Marín, B., Garay, J. y Vélez, A. M. (2001). Contaminación marino-costera en Colombia, p101-129. *INVEMAR (Ed). Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia*.

Márquez, B. y Jiménez, M. (2012). Moluscos asociados a las raíces sumergidas del mangle rojo *Rhizophora mangle*, en el Golfo de Santa Fe, Estado de Sucre, Venezuela. *Revista Biología Tropical*, 50(3/4), p 1101-1112.

Metcalf, J. L. 1989, "Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status I, Europe", *Environ. Pollut.*, 60:101-139.

Molina-Bolívar, G. (2017). Malacofauna y Carcinofauna asociada a *Rhizophora mangle* (L, 1753) en un estuario: río Ranchería, La Guajira, Colombia. *Revista posgrado y Sociedad*, 15(1), 27-38.

Morais, S., Palau, A. y Silva, P. (2009). Aplicação de métodos físicos, químicos e biológicos na avaliação da qualidade das águas em áreas de aproveitamento hidrelétrico da bacia do rio São Tomás, município de Rio Verde Goiás. *Sociedade & Natureza, Uberlândia*, 21 (3), p. 392-412.

Mvungi, E. F., Lyimo, T. J., Björk, M. (2012). When *Zostera marina* is intermixed with *Ulva*, its photosynthesis is reduced by increased pH and lower light, but not by changes in light quality. *Aquatic Botany*. 102: 44–49

Nasiri, F., Maqsood, I., Huang, G., & Fuller, N. (2007). Water quality index: A fuzzy river-pollution decision support expert system. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 133(2), 95-105.

Nelson J. (2006). *Fishes of the world*. 4th eds. John Wiley y Sons, Inc (Eds). USA. 601 pp.

Pavé, P. y Marchese, M. (2005). Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral*, 15, p. 183 – 197.

Pech, D., Zetina, S. B. B., Hernández, A. L., Núñez-Lara, E., y Rodríguez-Pliego, P. (2015). Los macro invertebrados bentónicos de laguna de Términos: ¿Cuántos son y cómo se distribuyen?, 167-180.

Pérez, G., y Roldán, G. (1978). Niveles de contaminación por detergentes y su influencia en las comunidades bénticas del río Rionegro. *Actualidades Biológicas*, 7(24), 27-36.

Pérez, M. y Victoria, C. (1977). Diversidad y macrofauna de la comunidad de las raíces sumergidas del mangle rojo en la Bahía de Cartagena y la Ciénaga de Los Vásquez. Trabajo de Grado, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 68 p.

Pérez-Schultheiss, J. (2013). Implementación del índice biótico AMBI en la evaluación ambiental de la acuicultura: una oportunidad para el desarrollo de la taxonomía en Chile. *Boletín de Biodiversidad de Chile*, 8, 1-4.

Prat, N. (1998). "Los bioindicadores de la calidad de agua", Manuscritos del curso bioindicadores de la calidad del agua, Medellín, Universidad de Antioquia.

Prieto, A., Cruz, T., Ruiz, L. y García, N. (2006). Moluscos asociados a sustratos someros en la Laguna de Bocaripo, Estado Sucre, Venezuela. *Bol. Centro Invest. Biol.*, 40(1).

Quiceno, P. y Palacio, J. (2008). Aporte al conocimiento de los macroinvertebrados asociados a las raíces del Mangle (*Rizophora mangle*) en la ciénaga la Boquilla, municipio de San Onofre, Sucre. *Gestión y ambiente*, 11(3), 67-78.

Ramírez, A, Restrepo, R, y Cardeñosa, M. (1999). Índices de contaminación para caracterización de aguas continentales y vertimientos. Formulación. *CT&F - Ciencia, Tecnología y Futuro*, 1(5), 88-99.

Ramírez, A., Restrepo, R. y Viña, G. (1997). Cuatro índices de contaminación para caracterización de aguas continentales. Formulación y aplicación. *Ciencia, Tecnología y Futuro*, 1 (3):135 - 153.

Ramos J y Vargas K. (2008). Producción primaria fitoplanctónica de la Ciénaga de Mallorquín - Atlántico entre los meses de septiembre a noviembre de 2007. Tesis de grado. Universidad del Atlántico, Facultad de Ciencias Básicas, Programa de Biología, Barranquilla. 77p.

Ramos-Cano, J. (2019). Calidad ecológica de zonas inundables del bajo Río Magdalena, subcuenca Canal del Dique, aplicando el índice de calidad ecológica

con base en macroinvertebrados acuáticos (ICE<sub>mae</sub>). Tesis de maestría, Universidad del Atlántico.

RedCam. (2011). Diagnóstico y Evaluación de la Calidad Ambiental Marina en el Caribe y Pacífico Colombiano.

RedCam. (2016): Diagnóstico y Evaluación de la Calidad Ambiental Marina en el Caribe y Pacífico Colombiano.

Reece, P. Y & Richardson, S. (2000). Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystem at risk. Pp. 549-552 in L.M. Dearling (ed): Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk, Kamloops, 15-19.

Reyes, R. y Campos, N. (1992). Moluscos, Anélidos y Crustáceos asociados a las raíces de *Rhizophora mangle*, en la región de Santa Marta, Caribe Colombiano. *Caldasia* 17 (1), 133-148.

Rodrigues, A. (2009). Ecologia populacional do molusco bivalve *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791) (Bivalvia, Veneridae) em praias da região estuarina do Rio Apodi-Mossoró/RN. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Rio Grande do Norte.

Rodrigues, A., Borges-Azevedo, C. y Henry-Silva, G. (2010). Aspectos da biologia e ecologia do molusco bivalve *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791) (Bivalvia, Veneridae). *Revista Brasileira de Biociencias*, 8(4), 377-383.

Roldán, G. y Ramírez, J. (2008). Fundamentos de limnología Neotropical. 2da. Ed. Medellín (Colombia): Editorial Universidad de Antioquia, Universidad Católica de Oriente y Academia Colombiana de Ciencias ACCEFYN.

Roldán-Pérez, G. (1989). Manual de limnología. Medellín, Universidad de Antioquia, 60.

- Roldán-Pérez, G. (1992). Fundamentos de Limnología Neotropical. Editorial Universidad de Antioquía, Medellín.
- Roldán-Pérez, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 23(88): 375-387.
- Roldán-Pérez, G. (2003). La bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín. 170p.
- Roldán-Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254-274.
- Roldán-Pérez, G., Builes, J., Trujillo, C. y Suárez, A. (1973). Efectos de la contaminación industrial y domestica sobre la fauna béntica del Rio Medellín. *Actualidades biológicas*, 2(5), 54-64.
- Román-Valencia, C. & A. Perdomo. (2004). Ecología trófica y reproductiva de *Argopleura magdalenensis* (Pisces: Characidae) en cuenca alta de los ríos Cauca y Magdalena, Colombia. *Revista Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 6, 175-182.
- Rosenberg M y Resh V (1993) Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York, New York, USA. 488 pp.
- Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Camarero, F., Íñigo, E., Gutierrez-Cánovas, C., Ribera, I., Velasco, J. & Millán, A. (2007). Los Macroinvertebrados acuáticos de las Salinas de Añana (Álava, España): Biodiversidad, vulnerabilidad y especies indicadoras. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 40, 233-245.
- Salusso, M. M., & Moraña, L. B. (2002). Comparación de índices bióticos utilizados en el monitoreo de dos sistemas lóticos del noroeste argentino. *Revista de biología tropical*, 327-336.

Sarmiento-Bossio, V., Gutiérrez-Moreno, L.C., & Yidi, E. (2009). CATALOGO DE MOLUSCOS DEL LITORAL MARINO EN EL DEPARTAMENTO DEL ATLANTICO, Barranquilla-Colombia, Primera edición.

Segnini, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición biológica de los cuerpos de agua de corriente. *Ecotrópicos*, 16(2), 45-63.

Springer, M. (2010). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I: Biomonitorio acuático. *Revista Biología Tropical*, 58 (4), 53-59.

Torres-Marchena, C. (2015). Aplicación del modelo numérico MOHID para el estudio hidrodinámico y de transporte de la Ciénaga Mallorquín. Barranquilla: Tesis de grado, Universidad De La Costa.

UNIATLÁNTICO - EPA Barranquilla verde. (2018). Condiciones iniciales para la determinación de declaratoria de la ciénaga de Mallorquín como área protegida: informe final.

Valdés, M. y Muñoz, C. (2005). Inventario de las especies ícticas en la ciénaga de Mallorquín (Departamento del Atlántico) durante una época de transición climática comprendida entre los meses de junio a agosto de 2004, tesis de pregrados, Barraquilla.

Viloria, G. (1989). La Ciénaga de Mallorquín. Barranquilla, 89 p.

Wing, C.K., (2008). Spatial and Seasonal Variations of Freshwater Macroinvertebrates, Odonata and Waterbirds in Luk Keng Maeshland, HongKong. The University of Hong Kong (Pokfulam, Hong Kong).

Zabala, A. (2017). Diagnóstico ambiental de la ciénaga de Ayapel a través de la variación temporal de los aspectos morfo funcionales del fitoplancton y un indicador de calidad ecológica. Tesis de maestría. Universidad de Antioquia. Medellín. Colombia.

Zalmon, I.R., Krohling, W., Ferreira, C.E.L. (2011). Abundance and diversity patterns of the sessile macrobenthic community associated with environmental gradients in Vitoria Harbor, southeastern Brazil. *Zoología*.

Zúñiga de Cardozo, M. y Caicedo, G. (1997). Indicadores ambientales de calidad del agua en la cuenca del río Cauca. *Bioindicadores Ambientales de la Calidad del Agua*. Cali, Universidad del Valle.

## 10. ANEXOS

### ANEXO 1. Valor de las familias de macroinvertebrados acuáticos identificados en sistemas lénticos de latitudes bajas.

FAMILIAS	VALOR
Leptoceridae. Polycentropodidae. Xiphocentronidae. Cantharidae. Tricorythidae. Gomphydae. Stratiomyidae. Gammaridae	8
Baetidae. Pleidae. Hydrachnidae. Hydrometridae	7
Pyralidae. Coenagrionidae. Staphylinidae. Chrysomelidae. Libellulidae. Nepidae. Saldidae. Scirtidae	6
Caenidae. Belostomatidae. Hydrophilidae. Corixidae. Curculionidae. Dytiscidae. Elmidae. Notonectidae	5
Naucoridae. Noteridae. Lampyridae	4
Tabanidae. Tipulidae. Ancyliidae. Muscidae. Culicidae. Ceratopogonidae. Chironomidae. Dolichopodidae. Hyriidae	4
Glossiphoniidae. Hirudinidae. Ampullaridae. Lymnaeidae. Planorbidae. Cyclotheriidae	3
Tubificidae. Physidae	2
Polymitarcyidae. Hydrobiidae. Thiaridae. Chironomidae. Syrphidae	1

ANEXO 2. Tabla de registro con las familias y las abundancias por estación y meses de muestreo.

	Julio						Agosto						Septiembre					
Familias	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E1	E2	E3	E4	E5	E6
<b>Solecurtidae</b>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<b>Neritidae</b>	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<b>Nassariidae</b>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<b>Mytilidae</b>	0	6	0	0	0	0	0	39	0	0	2	0	0	1	0	0	77	0
<b>Veneridae</b>	0	5	0	0	11	0	0	2	0	0	1	0	0	16	0	5	0	0
<b>Melongenidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<b>Eunicidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Palaemonidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Total</b>	28						47						104					
	Octubre						Noviembre						Diciembre					
Familias	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E1	E2	E3	E4	E5	E6
<b>Solecurtidae</b>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0
<b>Neritidae</b>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Nassariidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<b>Mytilidae</b>	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	20	0
<b>Veneridae</b>	0	9	0	0	1	0	0	48	0	1	37	0	0	54	0	6	0	0
<b>Melongenidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Eunicidae</b>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<b>Palaemonidae</b>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Total</b>	24						92						86					

**ANEXO 3:** Valores  $p$  del análisis de varianza (ANOVA) para determinar diferencias significativas espaciales y temporales de cada una de las variables fisicoquímicas (Valores  $p < 0,05$  indican diferencias estadísticamente significativas)

Variable	$p$ valor	
	Temporal	Espacial
pH	0,004	0,04
OD	0,0003*	0,41*
Conductividad	0,002*	0,03*
Salinidad	0,002*	0,03*
Temperatura	0,0009*	0,02*
Profundidad	0,16	<0,0001
Transparencia	0,96	<0,0001
DBO	1,1	0,23
SST	0,49	0,002
Nitrito	0,009*	0,85*
Nitrato	<0,0001*	0,97*
Fosfatos	<0,0001	0,96
Turbidez	0,64*	0,06*
Coliformes	0,32	0,49

\*Prueba no paramétrica

**ANEXO 4.** Resultados de los índices de similitud entre las estaciones de muestreo.**Índice de Jaccard**

	<b>E1</b>	<b>E2</b>	<b>E3</b>	<b>E4</b>	<b>E5</b>	<b>E6</b>
<b>E1</b>	1	0	0	0	0	0
<b>E2</b>	0	1	0	0,42857143	0,71428571	0,14285714
<b>E3</b>	0	0	0	0	0	0
<b>E4</b>	0	0,42857143	0	1	0,5	0,33333333
<b>E5</b>	0	0,71428571	0	0,5	1	0,16666667
<b>E6</b>	0	0,14285714	0	0,33333333	0,16666667	1

**Índice de Bray-Curtis**

	<b>E1</b>	<b>E2</b>	<b>E3</b>	<b>E4</b>	<b>E5</b>	<b>E6</b>
<b>E1</b>	1	0	0	0	0	0
<b>E2</b>	0	1	0	0,1588785	0,56818182	0,01025641
<b>E3</b>	0	0	1	0	0	0
<b>E4</b>	0	0,1588785	0	1	0,19101124	0,0952381
<b>E5</b>	0	0,56818182	0	0,19101124	1	0,01257862
<b>E6</b>	0	0,01025641	0	0,0952381	0,01257862	1

**ANEXO 5.** Valores obtenidos a partir del índice de correlación de Spearman entre variables fisicoquímicas y biológicas.

	<b>pH</b>	<b>OD</b>	<b>Cond</b>	<b>Sal</b>	<b>T</b>	<b>Prof</b>	<b>Trans</b>	<b>DBO</b>	<b>SST</b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>NO<sub>3</sub></b>
<b>pH</b>		0,29441	-0,16735	-0,18002	0,058449	-0,33441	-0,42412	-0,19698	0,49169	0,32698	0,22663
<b>OD</b>	0,29441		0,17915	0,16607	0,17504	-0,16043	-0,1173	-0,06616	0,33308	-0,03978	-0,03227
<b>Cond</b>	-0,16735	0,17915		0,99794	-0,39526	0,43301	0,45089	0,080991	-0,20574	-0,07365	0,1423
<b>Sal</b>	-0,18002	0,16607	0,99794		-0,38043	0,43841	0,44005	0,095588	-0,20966	-0,09324	0,13125
<b>T</b>	0,058449	0,17504	-0,39526	-0,38043		-0,1551	-0,20516	-0,37899	0,29524	-0,32775	-0,3865
<b>Prof</b>	-0,33441	-0,16043	0,43301	0,43841	-0,1551		0,72848	-0,16663	-0,40916	0,16017	0,11627
<b>Trans</b>	-0,42412	-0,1173	0,45089	0,44005	-0,20516	0,72848		-0,09791	-0,73669	0,16132	0,12995
<b>DBO</b>	-0,19698	-0,06616	0,080991	0,095588	-0,37899	-0,16663	-0,09791		-0,13998	-0,0896	-0,01103
<b>SST</b>	0,49169	0,33308	-0,20574	-0,20966	0,29524	-0,40916	-0,73669	-0,13998		-0,16087	-0,21557
<b>NO<sub>2</sub></b>	0,32698	-0,03978	-0,07365	-0,09324	-0,32775	0,16017	0,16132	-0,0896	-0,16087		0,58311
<b>NO<sub>3</sub></b>	0,22663	-0,03227	0,1423	0,13125	-0,3865	0,11627	0,12995	-0,01103	-0,21557	0,58311	
<b>PO<sub>4</sub></b>	-0,03116	0,38041	-0,44658	-0,44656	0,46089	-0,25082	-0,10946	-0,02838	0,069092	-0,01198	-0,17193
<b>Tur</b>	0,3756	0,090786	-0,4077	-0,39956	0,15834	-0,42322	-0,82053	0,043422	0,81063	-0,08361	-0,23127
<b>Col</b>	0,13976	0,11366	-0,54808	-0,55092	0,13555	-0,44762	-0,46036	0,23062	0,40458	-0,03271	-0,17394
<b>RiqMA</b>	-0,25173	-0,08396	0,30826	0,30141	-0,13592	0,26599	0,60048	-0,10572	-0,56132	0,22806	0,11616
<b>AbuMA</b>	-0,27191	-0,13747	0,35075	0,3496	-0,17174	0,26053	0,61515	-0,00993	-0,59929	0,27999	0,21096
<b>ICOpH</b>	0,90586	0,22851	-0,12616	-0,13318	0,037656	-0,41081	-0,39818	-0,0553	0,3739	0,24005	0,16929
<b>ICOSUS</b>	0,49417	0,33408	-0,20632	-0,20973	0,3001	-0,40426	-0,73821	-0,13499	0,99968	-0,16182	-0,21474
<b>ICOMO</b>	-0,04589	-0,13402	-0,40915	-0,39482	0,14846	-0,43447	-0,44211	0,46152	0,28091	-0,18983	-0,27656
<b>Solecurtidae</b>	-0,18348	-0,13382	0,027639	0,020685	0,026945	-0,08564	0,040826	-0,1072	-0,07937	-0,0187	0,048353
<b>Neritidae</b>	-0,36349	0,051454	0,13828	0,13081	-0,05039	0,29224	0,47669	-0,17133	-0,38284	-0,0059	-0,09707
<b>Nassariidae</b>	-0,09078	-0,00832	0,13211	0,13214	0,046725	0,29765	0,41093	-0,15135	-0,24256	0,10557	0,25081
<b>Mytilidae</b>	-0,04625	-0,04226	0,14677	0,15441	0,028294	0,34877	0,45754	-0,0676	-0,30161	0,2588	0,10123
<b>Veneridae</b>	-0,32723	0,095375	0,36234	0,3518	-0,1978	0,2148	0,50851	-0,07869	-0,50013	0,16888	0,10212

<b>Melongenidae</b>	-0,13834	0,18712	-0,10576	-0,10579	0,10577	0,10581	0,18741	-0,13044	-0,08953	0,13836	0,21638
<b>Eunicidae</b>	0,19789	-0,06926	0,0655	0,065516	-0,08752	0,35343	0,46996	-0,03685	-0,43934	0,26613	0,087716
<b>Palaemonidae</b>	-0,05696	-0,08949	0,17085	0,17089	-0,28477	-0,21976	-0,15482	0,23642	0,12208	-0,04069	-0,10304

## Anexo 5: Continuación

	<b>PO<sub>4</sub></b>	<b>Tur</b>	<b>Col</b>	<b>RiqMA</b>	<b>AbuMA</b>	<b>ICOpH</b>	<b>ICOSUS</b>	<b>ICOMO</b>	<b>Solecurtidae</b>	<b>Neritidae</b>	<b>Nassariidae</b>
<b>pH</b>	-0,03116	0,3756	0,13976	-0,25173	-0,27191	0,90586	0,49417	-0,04589	-0,18348	-0,36349	-0,09078
<b>OD</b>	0,38041	0,090786	0,11366	-0,08396	-0,13747	0,22851	0,33408	-0,13402	-0,13382	0,051454	-0,00832
<b>Cond</b>	-0,44658	-0,4077	-0,54808	0,30826	0,35075	-0,12616	-0,20632	-0,40915	0,027639	0,13828	0,13211
<b>Sal</b>	-0,44656	-0,39956	-0,55092	0,30141	0,3496	-0,13318	-0,20973	-0,39482	0,020685	0,13081	0,13214
<b>T</b>	0,46089	0,15834	0,13555	-0,13592	-0,17174	0,037656	0,3001	0,14846	0,026945	-0,05039	0,046725
<b>Prof</b>	-0,25082	-0,42322	-0,44762	0,26599	0,26053	-0,41081	-0,40426	-0,43447	-0,08564	0,29224	0,29765
<b>Trans</b>	-0,10946	-0,82053	-0,46036	0,60048	0,61515	-0,39818	-0,73821	-0,44211	0,040826	0,47669	0,41093
<b>DBO</b>	-0,02838	0,043422	0,23062	-0,10572	-0,00993	-0,0553	-0,13499	0,46152	-0,1072	-0,17133	-0,15135
<b>SST</b>	0,069092	0,81063	0,40458	-0,56132	-0,59929	0,3739	0,99968	0,28091	-0,07937	-0,38284	-0,24256
<b>NO<sub>2</sub></b>	-0,01198	-0,08361	-0,03271	0,22806	0,27999	0,24005	-0,16182	-0,18983	-0,0187	-0,0059	0,10557
<b>NO<sub>3</sub></b>	-0,17193	-0,23127	-0,17394	0,11616	0,21096	0,16929	-0,21474	-0,27656	0,048353	-0,09707	0,25081
<b>PO<sub>4</sub></b>		0,03787	0,45835	-0,06887	-0,09552	-0,06394	0,067697	0,46945	0,004873	-0,07452	-0,05412
<b>Tur</b>	0,03787		0,53442	-0,50134	-0,59417	0,29454	0,8107	0,42815	-0,08695	-0,33572	-0,27485
<b>Col</b>	0,45835	0,53442		-0,21782	-0,25742	0,062634	0,40362	0,78954	-0,10252	-0,06593	-0,06553
<b>RiqMA</b>	-0,06887	-0,50134	-0,21782		0,90626	-0,1987	-0,56608	-0,2943	0,48419	0,56486	0,50541
<b>AbuMA</b>	-0,09552	-0,59417	-0,25742	0,90626		-0,21153	-0,60306	-0,2551	0,35802	0,4894	0,35571
<b>ICOpH</b>	-0,06394	0,29454	0,062634	-0,1987	-0,21153		0,37842	-0,00434	0,011495	-0,43864	-0,16805
<b>ICOSUS</b>	0,067697	0,8107	0,40362	-0,56608	-0,60306	0,37842		0,28222	-0,0794	-0,39047	-0,24264
<b>ICOMO</b>	0,46945	0,42815	0,78954	-0,2943	-0,2551	-0,00434	0,28222		-0,09756	-0,19267	-0,17301
<b>Solecurtidae</b>	0,004873	-0,08695	-0,10252	0,48419	0,35802	0,011495	-0,0794	-0,09756		0,052999	0,14147
<b>Neritidae</b>	-0,07452	-0,33572	-0,06593	0,56486	0,4894	-0,43864	-0,39047	-0,19267	0,052999		0,49315

<b>Nassariidae</b>	-0,05412	-0,27485	-0,06553	0,50541	0,35571	-0,16805	-0,24264	-0,17301	0,14147	0,49315	
<b>Mytilidae</b>	0,12797	-0,33626	-0,08064	0,66653	0,65642	-0,01591	-0,30082	-0,05586	0,26596	0,35495	0,52499
<b>Veneridae</b>	-0,20525	-0,4552	-0,25681	0,74746	0,74455	-0,27751	-0,50433	-0,41213	0,29124	0,55371	0,20617
<b>Melongenidae</b>	0,15462	-0,0407	0,25224	0,29777	0,20007	-0,24538	-0,0977	-0,02444	-0,07542	0,40658	0,54317
<b>Eunicidae</b>	-0,06632	-0,3943	-0,3458	0,40341	0,32031	0,16976	-0,43438	-0,34163	-0,13438	0,16098	0,28171
<b>Palaemonidae</b>	0,056964	0,21979	0,089504	0,052548	0,026095	-0,08997	0,10584	0,23624	-0,07542	-0,06776	-0,05092

## Anexo 5: Continuación

	<b>Mytilidae</b>	<b>Veneridae</b>	<b>Melongenidae</b>	<b>Eunicidae</b>	<b>Palaemonidae</b>
<b>pH</b>	-0,04625	-0,32723	-0,13834	0,19789	-0,05696
<b>OD</b>	-0,04226	0,095375	0,18712	-0,06926	-0,08949
<b>Cond</b>	0,14677	0,36234	-0,10576	0,0655	0,17085
<b>Sal</b>	0,15441	0,3518	-0,10579	0,065516	0,17089
<b>T</b>	0,028294	-0,1978	0,10577	-0,08752	-0,28477
<b>Prof</b>	0,34877	0,2148	0,10581	0,35343	-0,21976
<b>Trans</b>	0,45754	0,50851	0,18741	0,46996	-0,15482
<b>DBO</b>	-0,0676	-0,07869	-0,13044	-0,03685	0,23642
<b>SST</b>	-0,30161	-0,50013	-0,08953	-0,43934	0,12208
<b>NO<sub>2</sub></b>	0,2588	0,16888	0,13836	0,26613	-0,04069
<b>NO<sub>3</sub></b>	0,10123	0,10212	0,21638	0,087716	-0,10304
<b>PO<sub>4</sub></b>	0,12797	-0,20525	0,15462	-0,06632	0,056964
<b>Tur</b>	-0,33626	-0,4552	-0,0407	-0,3943	0,21979
<b>Col</b>	-0,08064	-0,25681	0,25224	-0,3458	0,089504
<b>RiqMA</b>	0,66653	0,74746	0,29777	0,40341	0,052548
<b>AbuMA</b>	0,65642	0,74455	0,20007	0,32031	0,026095
<b>ICOpH</b>	-0,01591	-0,27751	-0,24538	0,16976	-0,08997

<b>ICOSUS</b>	-0,30082	-0,50433	-0,0977	-0,43438	0,10584
<b>ICOMO</b>	-0,05586	-0,41213	-0,02444	-0,34163	0,23624
<b>Solecurtidae</b>	0,26596	0,29124	-0,07542	-0,13438	-0,07542
<b>Neritidae</b>	0,35495	0,55371	0,40658	0,16098	-0,06776
<b>Nassariidae</b>	0,52499	0,20617	0,54317	0,28171	-0,05092
<b>Mytilidae</b>		0,21775	0,23474	0,38616	-0,08942
<b>Veneridae</b>	0,21775		0,27448	0,087443	-0,12304
<b>Melongenidae</b>	0,23474	0,27448		-0,05091	-0,02857
<b>Eunicidae</b>	0,38616	0,087443	-0,05091		-0,05091
<b>Palaemonidae</b>	-0,08942	-0,12304	-0,02857	-0,05091	

---

**ANEXO 6.** Porcentajes de varianza del análisis de componentes principales (ACP).**Meses de muestreo**

<b>Componente Número</b>	<b>Eigenvalor</b>	<b>Porcentaje Varianza</b>	<b>Porcentaje Acumulado</b>
1	9,11073	32,538	32,538
2	6,29311	22,475	55,014
3	4,99599	17,843	72,857
4	4,16724	14,883	87,74
5	3,43292	12,26	100
6	1,24E-15	0	100
7	8,23E-16	0	100
8	7,08E-16	0	100
9	6,62E-16	0	100
10	5,21E-16	0	100
11	4,53E-16	0	100
12	3,61E-16	0	100
13	3,04E-16	0	100
14	2,93E-16	0	100
15	1,51E-16	0	100
16	7,89E-17	0	100
17	7,17E-17	0	100
18	0	0	100
19	0	0	100
20	0	0	100
21	0	0	100
22	0	0	100
23	0	0	100
24	0	0	100
25	0	0	100
26	0	0	100
27	0	0	100

## Estaciones

Número	Componente	Porcentaje	Porcentaje
	Eigenvalor	Varianza	Acumulado
1	15,9534	56,976	56,976
2	6,39191	22,828	79,805
3	3,22121	11,504	91,309
4	2,43353	8,691	100
5	1,08E-15	0	100
6	7,52E-16	0	100
7	5,94E-16	0	100
8	5,28E-16	0	100
9	4,11E-16	0	100
10	3,46E-16	0	100
11	3,01E-16	0	100
12	2,63E-16	0	100
13	2,16E-16	0	100
14	8,95E-17	0	100
15	4,71E-17	0	100
16	2,35E-17	0	100
17	0	0	100
18	0	0	100
19	0	0	100
20	0	0	100
21	0	0	100
22	0	0	100
23	0	0	100
24	0	0	100
25	0	0	100
26	0	0	100
27	0	0	100

**ANEXO 7.** Límites máximos permisibles de las variables fisicoquímicas según la resolución 258 de 2011 de la CRA.

<b>Variables</b>	<b>Unidad</b>	<b>Límites</b>
<b>Orgánicos</b>		
DBO <sub>5</sub>	mg/L	<7
OD	mg/L	>3
Grasas y aceites	mg/L	<10
<b>Microbiológicos</b>		
Coliformes totales	NMP/100 mL	<5000
Coliformes fecales	NMP/100 mL	<2000
<b>Sólidos</b>		
Sólidos flotantes	Presencia	Ausentes
Sólidos suspendidos totales (SST)	mg/L	<30
<b>Nutrientes</b>		
Nitratos	mg/L	<1
Nitritos	mg/L	<10
Nitrógeno amoniacal	mg/L	<0,5
Fósforo	mg/L	≤0,1
<b>Otros parámetros</b>		
pH	U pH	7-9
Temperatura	°C	<40
Olores ofensivos	Presencia	Ausentes

**ANEXO 8.** Histórico de las variables fisicoquímicas determinadas en la Ciénaga de Mallorcaín (2011-2015). Tomado de UNIATLÁNTICO - Barranquilla Verde, 2018.

Variable fisicoquímica	Unidad	2011	2012	2013	2014	2015	2018	
		CRA	CRA	CRA	CRA	DAMAB	Uniatlántico y EPA BV	
		Min-Máx. (Prom)						
<b>Transparencia</b>	cm	**	**	**	**	**		
<b>Temperatura</b>	°C	27,1 – 35,4	28,7 – 34,3 (31,7)	21,4 – 33,5	≈28,2 – 30,4	25,7 – 30,7 (28,3)	25,1 – 26,5	
<b>Salinidad</b>	ppmil	**	**	**	**	**	6,58 – 10,69	
<b>Conductividad</b>	mS/cm	**	**	**	22000 - 4008.38	1282 – 40300 (32122)	15,6 - 866	
<b>Turbidez</b>	UNT	**	**	**	**	**	**	
<b>Sólidos suspendidos totales (SST)</b>	%	33 – 288 (229,7)	58 – 450 (178,3)	8-142 (43,1)	52,6 – 301,87	**	10400 - 20440	
<b>pH</b>	Unid	7,10 – 7,94	7,34 – 8,97 (8,3)	7,36 – 9,95	7,66 – 8,46	7,49 – 8,57 (8,01)	7,59 – 8,09	
<b>Oxígeno disuelto</b>	mg/L	4,24 – 5,31	24 – 32,50 (27,70)	1,29 – 12,6	4,71 – 6,96 (5,41)	4 – 8,5 (6,41)	4,8 – 8,7	
<b>Dureza</b>	CaCO3/mL	**	**	**	**	**	1333 - 2766	
<b>Nitrógeno</b>	mg/L	**	**	**	**	**		
<b>Fósforo</b>	mg/L	**	**	**	**	40 – 422000 (10045)	2,86 – 3,47	
<b>Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)</b>	mgO2/L	3,97 – 4,56 (4,3)	4,99 – 6,81 (5,7)	4,6 – 6,6 (5,7)	4,3 h-st- 7,1	2,2 – 36,4 (9,06)	46,8 – 242,8	
<b>Demanda química de oxígeno (DQO)</b>	mgO2/L	20,4 – 25 (22,78)	15,6 – 19,6 (17,4)	15-18,2 (16,4)	43,7 – 71	42 – 387,6 (112,73)	173,7 – 993,2	
<b>Cloruros</b>	mg/L	**	**	**	**	**	4218 - 9126	
<b>Clorofila a</b>	µg/L	**	**	**	**	**		
** No determinado en este estudio								

Índices de contaminación							
IC por materia orgánica	ICOMO	0,3	0,4-0,6	0,2-0,6	0,19-0,44	ICA en DAMAB, 2015	**
IC por sólidos suspendidos	ICOSUS	1,0	0,1	0,1-0,3	0,13-0,89		**
IC por pH	ICOpH	0,0 y 0,01	0,0 y 0,1	0,0 y 0,9	0,09 y 0,13		**

ESTACIÓN	ICA_mínimo	ICA_ponderado	ESTADO
CiM-01	0,41	0,47	<b>MALA</b>
CiM-02	0,43	0,56	<b>REGULAR</b>
CiM-08	0,49	0,54	<b>REGULAR</b>
CiM-09	0,41	0,49	<b>MALA</b>
CiM-10	0,32	0,45	<b>MALA</b>
CiM-03	0,39	0,55	<b>REGULAR</b>
CiM-04	0,39	0,50	<b>MALA</b>
CiM-05	0,47	0,55	<b>REGULAR</b>
CiM-06	0,47	0,51	<b>REGULAR</b>
CiM-07	0,51	0,56	<b>REGULAR</b>

**ANEXO 9.** Metodología usada para la recolecta de los datos en campo.



Toma de variables fisicoquímicas *in situ*.



Toma de sedimento con draga Ekman de 6x6x6 pulgadas cúbicas.



Almacenamiento de sedimento en bolsas *ziploc*.



Filtrado de sedimento.

**ANEXO 10.** Histórico de precipitaciones por meses durante diez años. Fuente IDEAM

