



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

Puerto Colombia, 27 de octubre de 2023

Señores

DEPARTAMENTO DE BIBLIOTECAS

Universidad del Atlántico

Cuidad

Asunto: Autorización Trabajo de Grado

Cordial saludo,

Yo, **JOSE CAMILO COSTA ANILLO.**, identificado(a) con **C.C. No. 72.348.327** de **BARRANQUILLA**, autor(a) del trabajo de grado titulado **EVALUACIÓN ESPACIO TEMPORAL DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DEMACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN LA CIENAGA DE MALLORQUÍN DEPARTAMENTO DEL ATLÁNTICO** presentado y aprobado en el año **2023** como requisito para optar al título Profesional de **MAGISTER EN CIENCIAS AMBIENTALES.**; 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

JOSE CAMILO COSTA ANILLO.

C.C. No. 72.348.327 de BARRANQUILLA

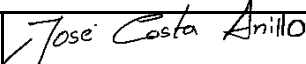
 Universidad del Atlántico	CÓDIGO: FOR-DO-110
	VERSIÓN: 01
	FECHA: 02/DIC/2020
DECLARACIÓN DE AUSENCIA DE PLAGIO EN TRABAJO ACADÉMICO PARA GRADO	

Puerto Colombia, **27 de octubre de 2023**

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:	EVALUACIÓN ESPACIO TEMPORAL DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DEMACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN LA CIENAGA DE MALLORQUÍN DEPARTAMENTO DEL ATLÁNTICO.
Programa académico:	MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Firma de Autor 1:							
Nombres y Apellidos:	JOSE CAMILO COSTA ANILLO						
Documento de Identificación:	CC	X	CE	PA	Número:	72.348.327	
Nacionalidad:	COLOMBIANO			Lugar de residencia:	BARRANQUILLA		
Dirección de residencia:	CALLE 117 NO. 42B-25. EDIF TURPIAL T2 APTO 101						
Teléfono:	3259770			Celular:	3215961305		



FORMULARIO DESCRIPTIVO DEL TRABAJO DE GRADO

TÍTULO COMPLETO DEL TRABAJO DE GRADO	EVALUACIÓN ESPACIO TEMPORAL DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DEMACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN LA CIENAGA DE MALLORQUÍN DEPARTAMENTO DEL ATLÁNTICO.
AUTOR(A) (ES)	JOSE CAMILO COSTA ANILLO.
DIRECTOR (A)	KARINA CASTELLANOS ROMERO.
CO-DIRECTOR (A)	RODIAN FONSECA.
JURADOS	FARIDE LAMADRID YIM RODRIGUEZ
TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE	MAGISTER EN CIENCIAS AMBIENTALES.
PROGRAMA	MAESTRIA EN CIENCIAS AMBIENTALES
PREGRADO / POSTGRADO	POSTGRADO
FACULTAD	CIENCIAS BÁSICAS
SEDE INSTITUCIONAL	SEDE NORTE
AÑO DE PRESENTACIÓN DEL TRABAJO DE GRADO	2023
NÚMERO DE PÁGINAS	72 PÁGINAS.
TIPO DE ILUSTRACIONES	Tablas, Gráficos, Láminas y/o Fotografías
MATERIAL ANEXO (VÍDEO, AUDIO, MULTIMEDIA O PRODUCCIÓN ELECTRÓNICA)	NO APLICA
PREMIO O RECONOCIMIENTO	NO APLICA



**EVALUACIÓN ESPACIO TEMPORAL DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN LA CIENAGA DE MALLORQUÍN
DEPARTAMENTO DEL ATLÁNTICO**

JOSE CAMILO COSTA ANILLO

**TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE MAGISTER EN CIENCIAS
AMBIENTALES**

**PROGRAMA DE POSTGRADOS
FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS
UNIVERSIDAD DEL ATLÁNTICO
PUERTO COLOMBIA**

2023



**EVALUACIÓN ESPACIO TEMPORAL DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN LA CIENAGA DE MALLORQUÍN
DEPARTAMENTO DEL ATLÁNTICO**

JOSE CAMILO COSTA ANILLO

**TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE MAGISTER EN CIENCIAS
AMBIENTALES**

**PROGRAMA DE POSTGRADOS
FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS
UNIVERSIDAD DEL ATLÁNTICO
PUERTO COLOMBIA**

2023

NOTA DE ACEPTACION

4,5

DIRECTOR(A)

KARINA CASTELLANOS ROMERO

JURADO(A)S

FARIDE LAMADRID

YIM RODRIGUEZ

DEDICATORIA

Este trabajo se lo dedico a toda mi familia, en especial a mi madre, mis hijos, esposa, hermana y a mi padre que esta en el cielo y sé que desde allá esta siempre conmigo.

AGRADECIMIENTOS

A Dios, y a todas las personas que hicieron posible este trabajo, como la profe Karina Castellanos, Rodian Fonseca y Esteban Bujato, los cuales fueron piezas importantes para finalizar el trabajo.

EVALUACIÓN ESPACIO TEMPORAL DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN LA CIENAGA DE MALLORQUÍN DEPARTAMENTO DEL ATLÁNTICO

RESUMEN

Los ecosistemas de lagunas costeras ofrecen importantes servicios ecosistémicos, como turismo, paisajismo, entre otros; debido a la demografía asociada a sus márgenes, condiciones climáticas e hidrológicas. Sin embargo, han ido presentando una disminución en la diversidad y reducción de los servicios ecosistémicos que prestan, por lo que en la laguna costera Ciénaga de Mallorca se hace imprescindible realizar estudios acerca de la funcionalidad ecológica de las comunidades hidrobiológicas, para aportar conocimientos de la utilización de los recursos por los organismos presentes en ella. Los organismos utilizados para tal fin fueron los macroinvertebrados, un grupo de organismos que cumplen un importante papel en las redes tróficas de los cuerpos de agua, debido a su importancia en el ciclaje de nutrientes, biomasa y formas de vida. Evaluar sus atributos ecológicos y la diversidad funcional a través de sus rasgos biológicos puede permitir tener información de la identidad de los organismos estudiados, afianzando los conocimientos de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. En este trabajo se realizó un estudio de la diversidad funcional de macroinvertebrados bentónicos en la laguna costera "Ciénaga de Mallorca", ubicando siete puntos de muestreo, monitoreados en época seca y época de lluvias con muestreos estratificados y un nivel de estudio taxonómico, y ecológico. Se registraron 6864 ind/m², agrupados en 17 morfoespecies, 15 familias, 10 ordenes, cuatro clases, y tres phylum. El phylum de los moluscos aportó el mayor porcentaje de riqueza 64,70% (11 morfoespecies), y 83,04% de la densidad. En menor proporción se registraron los anélidos y los artrópodos con tres morfoespecies (17,64%), para cada uno. La morfoespecie de mayor densidad y distribución fue *Mytilus* sp, registrada en las siete estaciones de muestreo y un aporte a la densidad del 30,15% de la densidad total. Los índices de divergencia funcional (FDiv) y equidad funcional (FEve), mostraron altos valores, principalmente en los monitoreos de lluvias de julio (M2) y octubre (M3), Los índices de riqueza funcional FRic y Dispersión funcional FDis, registraron valores bajos a medios. Por lo que se puede concluir que existe una homogeneidad en la distribución de abundancias de la comunidad de macroinvertebrados en el espacio funcional de la ciénaga de Mallorca, y un alto grado de diferenciación de nicho entre las especies dominantes. Aunque varios de los recursos disponibles en la ciénaga de Mallorca no están siendo utilizados y esto podría tener como consecuencia una reducción de la productividad.

PALABRAS CLAVE: Ecosistemas marino costeros, rasgos funcionales, índices de diversidad funcional.

ABSTRACT

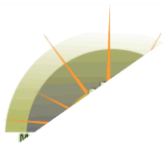
Coastal lagoon ecosystems offer important ecosystem services, tourism, and landscaping, among others, due to demography associated with their margins, and climatic and hydrological conditions have been presenting a decrease in diversity and reduction of ecosystem services they provide, so in the coastal lagoon *Ciénega de Mallorca* it is essential to conduct studies on the ecological functionality of hydrobiological communities, to provide knowledge of the use of resources by the organisms present in it. The organisms used for this purpose were macroinvertebrates, a group of organisms that play an important role in the trophic food web of water bodies, due to their importance in the cycling of nutrients, biomass and life forms. Evaluating their ecological attributes and functional diversity through their biological traits can provide information on the identity of the organisms studied, strengthening the knowledge of the structure and functioning of ecosystems. In this work, a study of the functional diversity of benthic macroinvertebrates in the coastal lagoon "Ciénega de Mallorca" was carried out through an experimental study by locating seven sampling points, monitored in dry and rainy seasons with stratified sampling and a taxonomic and ecological level of study. A total of 6864 ind/m² were recorded, grouped into 17 morphospecies, 15 families, 10 orders, four classes, and three orders. The order of mollusks contributed the highest percentage of richness 64.70% (11 morphospecies), and 83.04% of the density. The annelids and arthropods, with three morphospecies (17.64%) each, were recorded in smaller proportions. The morphospecies with the highest density and distribution was *Mytilus* sp, recorded in the seven sampling stations and contributing 30.15% of the total density. The functional divergence (FDiv) and functional equity (FEve) indices showed high values, mainly in the July (M2) and October (M3) rainfall monitoring. The functional richness (FRic) and functional dispersion (FDis) indices registered low to medium values. Therefore, it can be concluded that there is homogeneity in the distribution of the abundance of the macroinvertebrate community in the functional space of the *Ciénega de Mallorca*, and a high degree of niche differentiation in the dominant species. Although several of the resources available in the Mallorca swamp are not being used and this could result in a reduction in productivity.

KEY WORDS: Coastal marine ecosystems, functional traits, functional diversity indices.



CONTENIDO

RESUMEN.....	
1 INTRODUCCIÓN.....	7
2 MARCO TEÓRICO.....	8
2.1 ANTECEDENTES.....	8
3 MARCO CONCEPTUAL.....	11
3.1 LAGUNAS COSTERAS.....	11
3.2 CIÉNAGA MALLORQUIN.....	12
3.3 DIVERSIDAD FUNCIONAL.....	13
3.3.1 Rasgos funcionales.....	13
3.3.2 Índice de riqueza funcional (FRic).....	13
3.3.3 Índice de equidad funcional (FEve).....	14
3.3.4 Índice de divergencia funcional (FDiv).....	14
3.3.5 Índice de dispersión funcional (FDis).....	14
3.4 MACROINVERTEBRADOS BENTONICOS.....	15
4 OBJETIVOS.....	16
4.1 OBJETIVO GENERAL.....	16
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
5 MARCO METODOLÓGICO.....	17
5.1 TIPO Y DISEÑO DE INVESTIGACIÓN.....	17
5.2 POBLACIÓN Y MUESTRA.....	17
5.3 ÁREA DE ESTUDIO.....	17
5.4 TÉCNICAS E INSTRUMENTOS DE RECOLECCIÓN DE LA INFORMACIÓN.....	20
5.4.1 Fase de campo.....	
5.4.2 FASE DE LABORATORIO.....	21
5.5 TÉCNICAS DE ANÁLISIS Y PROCESAMIENTO DE LOS DATOS.....	21
5.6 ESTIMACIÓN DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL.....	23
6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	26
6.1 VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS DEL AGUA.....	26
6.1.1 Profundidad.....	26
6.1.2 Temperatura.....	27
6.1.3 pH.....	28
6.1.4 Conductividad y sólidos totales disueltos y salinidad.....	29
6.1.5 Oxígeno disuelto (OD), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendedos Totales (SST).....	
6.1.6 Nutrientes (NNO ₃ , NNO ₂ , NNH ₄ , PO ₄).....	
6.1.7 Analisis de granulometría.....	
6.2 MACROINVERTEBRADOS BENTONICOS.....	37
6.2.1 Composición taxonómica de los macroinvertebrados bentónicos.....	37
6.3 ANÁLISIS MULTIVARIADOS.....	44
6.3.1 Análisis de componentes principales (ACP).....	44
6.4 ANÁLISIS DE DIVERSIDAD FUNCIONAL.....	48
6.4.1 Rasgos biológicos y categorías de los macroinvertebrados bentónicos.....	48
6.4.2 Índices de diversidad funcional.....	1
6.4.3 Modelo lineal de incidencia de variables ambientales en los índices de diversidad funcional.....	2



7	CONCLUSIONES	5
8	RECOMENDACIONES	6
9	REFERENCIAS	8
10	ANEXOS	14

LISTADO DE FIGURAS

FIGURA 5-1. UBICACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN.	20
FIGURA 6-1. VALORES DE PROFUNDIDAD EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022.....	
FIGURA 6-2. VALORES DE LA TEMPERATURA EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022.....	
FIGURA 6-3. VALORES DE PH EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022.....	
FIGURA 6-4. VALORES DE CONDUCTIVIDAD EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022.....	
FIGURA 6-5. VALORES DE SÓLIDOS TOTALES DISUELTOS EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022.	
FIGURA 6-6. VALORES DE SALINIDAD EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022.	31
FIGURA 6-7. VALORES DE OXÍGENO DISUELTO EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022	32
FIGURA 6-8. VALORES DE DBO ₅ EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022.....	
FIGURA 6-9. VALORES DE DQO EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022.....	
FIGURA 6-10. VALORES DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022	33
FIGURA 6-11. VALORES DE NITRATOS EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022.....	
FIGURA 6-12. VALORES DE NITRITOS EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022.....	
FIGURA 6-13. VALORES DE NITRÓGENO AMONIAICAL EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022.	
FIGURA 6-14. VALORES DE FOSFATOS EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022.....	
FIGURA 6-15. VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA GRANULOMETRÍA EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO (M1).	
FIGURA 6-16. VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA GRANULOMETRÍA EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LA TEMPORADAS DE SEQUÍA DE LLUVIAS DE JULIO DE 2022 (M2).	
FIGURA 6-17. VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA GRANULOMETRÍA EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE LLUVIAS OCTUBRE DE 2022 (M3).	
FIGURA 6-18. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE MACROINVERTEBRADOS BENTONICOS EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022	40
FIGURA 6-19. DENDROGRAMA DE CLASIFICACIÓN DE JACCARD Y BRAY-CURTIS EN EL ESPACIO Y TIEMPO EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN PARA LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS.....	42

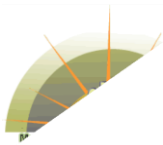


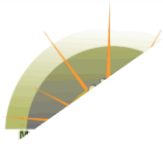
FIGURA 6-20. VALORES DE LOS INDICES DE DIVERSIDAD TAXONÓMICA POR ESTACIÓN EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN PARA LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS.....	43
FIGURA 6-21. VALORES DE LOS INDICES DE DIVERSIDAD TAXONÓMICA POR MUESTREO EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN PARA LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS.....	44
FIGURA 6-22. ANALISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE LAS VARIABLES FISICOQUÍMICAS (A) Y GRANULOMÉTRICAS EN LAS ESTACIONES DE MUESTREO EN LAS DIMENSIONES 1, Y 2.	45
FIGURA 6-23. ANALISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE LAS VARIABLES FISICOQUÍMICAS (A) Y GRANULOMÉTRICAS EN LAS ESTACIONES EN LAS DIMENSIONES 1 Y 3.	46
FIGURA 6-24. ANALISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE LAS VARIABLES FISICOQUÍMICAS Y GRANULOMÉTRICAS EN LOS MUESTREOS PARA LAS DIMENSIONES 1 Y 2	47
FIGURA 6-25. ANALISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE LAS VARIABLES FISICOQUÍMICAS (A) Y GRANULOMÉTRICAS EN LOS MUESTREOS PARA LA DIMENSIÓN 1 Y 3	47
FIGURA 6-26. ANALISIS DE MEDIA PONDERADA (CWM) EN LAS ESTACIONES Y MUESTREOS PARA EL RASGO BIOLÓGICO ALIMENTACIÓN.	50
FIGURA 6-27. ANALISIS DE MEDIA PONDERADA (CWM) EN LAS ESTACIONES Y MUESTREOS PARA EL RASGO BIOLÓGICO TIPO DE MOVILIDAD	51
FIGURA 6-28. ANALISIS DE MEDIA PONDERADA (CWM) EN LAS ESTACIONES Y MUESTREOS PARA EL RASGO BIOLÓGICO TIPO DE REPRODUCCIÓN.	52
FIGURA 6-29. ANALISIS DE MEDIA PONDERADA (CWM) EN LAS ESTACIONES Y MUESTREOS PARA EL RASGO BIOLÓGICO TAMAÑO CORPORAL.....	53
FIGURA 6-30. ÍNDICES DE DIVERSIDAD FUNCIONAL: A- ÍNDICE DE DISPERSIÓN FUNCIONAL (FDIS); B-ÍNDICE DE DIVERGENCIA FUNCIONAL (FDIV); C-ÍNDICE DE RIQUEZA FUNCIONAL (FRIC); D-ÍNDICE DE EQUIDAD FUNCIONAL (FEVE)	2
FIGURA 6-31. MODELO LINEAL DE TENDENCIA DE LOS ÍNDICES DE DIVERSIDAD FUNCIONAL EN LAS AXISAS	3

LISTADO DE TABLAS

TABLA 5-1. DESCRIPCIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN.	18
TABLA 5-2. COORDENADAS GEOGRÁFICAS DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN	
TABLA 5-3. VARIABLES FISICOQUÍMICAS Y MÉTODOS UTILIZADOS PARA SU DETERMINACIÓN EN LA CIENAGA DE MLLORQÍN ENTRE MARZO DE 2022 Y OCTUBRE DE 2022.	
TABLA 6-1. CLASIFICACIÓN TAXONÓMICA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA (MARZO) Y LLUVIAS (JULIO, OCTUBRE) DE 2022.....	38

Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

TABLA 6-2. RASGOS BIOLÓGICOS Y CATEGORÍAS DE LOS MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN LA CIÉNAGA DE MALLORQUÍN EN LAS TEMPORADAS DE SEQUÍA DE MARZO Y LLUVIAS DE JULIO Y OCTUBRE DE 2022	48
TABLA 6-3. MODELO DE EFECTOS ALEATORIOS DE LOS ÍNDICES DE DIVERSIDAD FUNCIONAL VS LAS DIMENSIONES AXIS 1, AXIS 2, Y AXIS 3	4



MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES SUE-CARIBE

Facultad de Ciencias Básicas

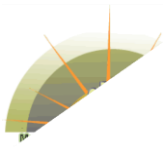
Universidad del Atlántico

LISTADO DE ANEXOS

U Universidad
del Atlántico



ANEXO 1. REGISTRO FOTOGRÁFICO DE MACROINVERTEBRADOS BENTONICOS EN LA CIENAGA DE MALLORQUÍN.	14
---	----

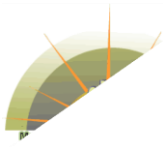


1 INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas marinos costeros ubicados alrededor de los márgenes de los continentes proporcionan un sinnúmero de bienes y servicios que sustentan y satisfacen la vida y las actividades humanas: alimento, hábitats, fuentes de energía, ciclo de nutrientes y producción primaria, regulación meteorológica y climática, protección costera, desintoxicación del agua, atrapamiento de sedimentos, servicios culturales y económicos, entre otros (Muñoz Sevilla & le Bail, 2017,) (Umaña, 2013)

Los ecosistemas acuáticos en Colombia y en especial los sistemas lénticos, presentan perturbaciones antrópicas, climáticas e hidrológicas, siendo la deforestación, la sobreexplotación de los recursos pesqueros, la sedimentación y la descarga de residuos sólidos de origen doméstico e industrial, las principales fuentes de perturbación (Castellanos Romero et al., 2017a) (García-Alzate et al., 2017). Esto ha llevado a que se realicen continuamente estudios de seguimiento y monitoreo para detectar las alteraciones en la dinámica ecosistémica y en el caso particular de la Ciénega de Mallorquín (CM) no está exenta de los estudios enfocados en dimensionar el efecto de estas problemáticas.

En el informe técnico del estado del conocimiento y vacíos de información en los ecosistemas marino-costeros de Colombia (Rodríguez et al., 2019) en donde se sugiere que es imprescindible que se aumente la investigación básica, con el fin de obtener información clave que permita mejorar tanto la gestión que se realice para los ambientes marinos, así como la respuesta que se deba obtener por parte de las autoridades ambientales y lo que se espere de los usuarios directos e indirectos de los mismos. La diversidad funcional ha sido propuesta como la clave para entender la relación entre la diversidad, la estructura de las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas ((Tilman et al., 1997). Esta es una de las dimensiones, o de las también llamada facetas de la biodiversidad, que permite incluir información de las especies a través de sus rasgos funcionales, y complementa el entendimiento de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Gómez et al., 2019) . En la última década se viene utilizando a las comunidades de macroinvertebrados bentónicos para determinar la diversidad funcional en los sistemas acuáticos, debido a que estos son importantes en el ciclaje de nutrientes y en las redes tróficas (Roldán, 2016), El presente estudio brinda información espacio-temporal, sobre la diversidad funcional de macroinvertebrados bentónicos en la ciénega de Mallorquín, la cual contribuye al conocimiento de la ecología funcional de este cuerpo de agua.



2 MARCO TEÓRICO

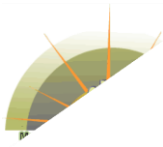
2.1 ANTECEDENTES

Debido a la gran preocupación por el estado y conocimiento de ecosistemas marino-costeros que están siendo afectados por actividades antrópicas y fenómenos naturales, existe una demanda social de enfoques sólidos para evaluar el estado de estos (Borja et al., 2016). El deterioro generado por actividades antrópicas es un común denominador en la cuantificación de la diversidad funcional de las comunidades y su variación a través del tiempo y del espacio (Bertelsmeier, 2017). Diferentes investigaciones a nivel mundial en lo concerniente a los ecosistemas marino-costeros han realizado aportes importantes en la generación de conocimiento útil para su medición, y conservación.

La forma en que los ecosistemas responden a las perturbaciones naturales y las presiones antrópicas, se ha convertido en una preocupación importante (Piggott, Townsend, y Matthaei, 2015), por lo que induce a la necesidad de tomar en cuenta la estructura y función del ecosistema, y en particular la interacción entre las especies explotadas y su ambiente (biotopo y biocenosis). Para la administración de recursos marinos, son relevantes las herramientas, modelos tróficos ecosistémicos, útiles para la evaluación y manejo de los recursos de los cuerpos de agua costeros bajo un enfoque holístico.

Morales y colaboradores (2004) utilizaron el programa Ecopath con Ecosim, para construir un modelo de la estructura trófica del norte del Golfo de California para representar los principales flujos de biomasa en el sistema estudiado. Se basó principalmente en datos bibliográficos los cuales proyectaron un funcionamiento instantáneo del ecosistema, dando como resultado, que la mayor parte de los grupos se vieron más afectados por la depredación y la competencia que por la presión pesquera, además, determinaron algunas características que indicaron que el uso del ecosistema estaba en equilibrio.

Villéger y colaboradores (2008), propusieron tres índices para cuantificar cada faceta de la diversidad funcional de una comunidad con especies distribuidas en un espacio funcional multidimensional, estos fueron la riqueza funcional (volumen del espacio funcional ocupado por la comunidad), regularidad funcional (regularidad de la distribución de la abundancia en este volumen) y divergencia funcional (divergencia en la distribución de la abundancia en este volumen). Demostraron que ninguno de los índices cumplió con todos los criterios requeridos para un índice de diversidad funcional,



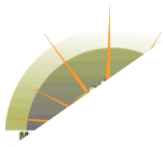
pero en cambio al trabajarlos en conjunto cumplieron con los criterios para un índice de diversidad funcional. Además, concluyeron que la división de la diversidad funcional en sus tres componentes principales proporciona un marco significativo para su cuantificación y para la clasificación de los índices de diversidad funcional, y que esta división puede arrojar luz sobre el papel de la biodiversidad en el funcionamiento de los ecosistemas y sobre la influencia de los filtros bióticos y abióticos en la estructura de los ecosistemas.

Con el objetivo de evaluar la composición funcional de las comunidades macrobentónicas submareales de fondo blando en el estuario (Veríssimo et al., 2012), utilizaron rasgos biológicos (BTA), los cuales aplicaron un enfoque multi-rasgo, demostrando ser un método útil que proporciona información valiosa sobre el funcionamiento de las comunidades bentónicas submareales. Además, obtuvieron que la variabilidad climática experimentada en el estuario durante el periodo de seguimiento desempeñó un papel significativo a la hora de enmascarar los efectos potenciales de la restauración.

Gusmao et al., (2016), evaluaron la incidencia de un vertimiento de aguas residuales sobre la diversidad funcional de macroinvertebrados en un estuario subtropical, utilizando análisis de rasgos biológicos y cuatro índices multivariados (FRic, FEve, FDis y Q de Rao) de diversidad funcional. Los resultados mostraron cambios temporalmente en la estructura funcional macrobentónica en áreas contaminadas. Las diferencias entre condiciones contaminadas y no contaminadas se mostraron mediante rasgos biológicos para todas las categorías de rasgos funcionales. La FDis (divergencia funcional) y la Q de Rao (dispersión funcional) fueron mayores en las condiciones no contaminadas y aumentaron con una mayor salud ambiental bentónica.

Se han desarrollado numerosos estudios de la diversidad funcional de macroinvertebrados acuáticos en zonas costeras de sustrato rocoso (Crowe & Russell, 2009), (Clemente et al., 2010), en fondos blandos (Pacheco et al., 2011) y estuarios (Villéger et al., 2008, 2010; McLenaghan et al., 2011)

En Colombia, los macroinvertebrados acuáticos son tal vez el grupo biológico más estudiado en los ambientes acuáticos, sin que esto significa que se conozca bien su biología y ecología. A pesar de su importancia como bioindicadores, en el país no se han desarrollado ni estructurado líneas claras de investigación que permitan entender más estas comunidades y sus formas de interacción dentro de los ecosistemas limnológicos (Moreno Rodríguez et al., 2017).

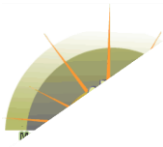


No obstante, se han realizado trabajos con macroinvertebrados bajo distintas líneas de investigación, entre las principales, la variación espaciotemporal de la estructura y composición de macroinvertebrados es una de ellas. Esto último, trabajado en Gamboa et al, (2018) en la bahía de Buenaventura, donde utilizaron muestras de sedimento, variables fisicoquímicas del agua y macroinvertebrados, el cual obtuvo como resultado un total 532 individuos distribuidos en 17 especies y 9 familias. La abundancia varió desde 0.7 ± 1.2 a 29.7 ± 7.4 individuos por arrastre y la riqueza varió de 0.3 ± 1.2 a 4.7 ± 1.2 especies por arrastre. El análisis de regresión múltiple sugirió una influencia de las variables salinidad y porcentaje de arcillas sobre la estructura y composición de macroinvertebrados en la bahía. La abundancia y riqueza de macroinvertebrados fue mayor cuando en el estuario predominaron las condiciones de mayor salinidad.

Otra línea de investigación ampliamente estudiada, es el uso de los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del cuerpo de agua, entre los que destacan trabajos como el de Castellanos Romero et al, (2017), donde caracterizaron la calidad del agua del Embalse del Guájaro (Atlántico, Colombia), estos consideraron su relación con factores fisicoquímicos básicos; así, establecieron dos biotopos para la identificación de ambos grupos de macroinvertebrados, siendo uno la población asociada a macrófitos y el otro bentónicos. Como resultado se recolectaron 46 familias de macroinvertebrados, siendo Hydrobiidae, Chironomidae, Thiaridae y Polymitarcyidae las más abundantes en el sistema. Además, se encontraron familias con alta tolerancia a condiciones extremas, como Ceratopogonidae, Chironomidae y Syrphidae, así como algunas familias con baja tolerancia a estas condiciones, como Caenidae y Leptoceridae. Bajo la adaptación del índice BMWP, establecieron una nueva tabla de puntuación, donde este sistema obtuvo una puntuación total de 207 con un promedio de 166 por estación de muestreo, lo que sugirió signos de contaminación.

Olascoaga, D (2020) aplicó el índice Rao, para estimar la diversidad funcional de equinoideos regulares (Echinodermata: Echinoidea) el cual mostró una mayor diversidad funcional para Punta el Inglés, a diferencia de El Latal y San Diego, indicando que la probabilidad de que dos especies escogidas al azar fueran funcionalmente distintas, fue mayor en Punta el Inglés en comparación con los otros sectores. Además, este índice se vio influenciado por las diferencias entre densidades de ciertas especies dentro de la comunidad de equinoideos en Isla Fuerte, Colombia.

Finalmente, en la ciénaga de Mallorquín se han realizado pocos trabajos en cuanto a las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, los cuales no incluyen la diversidad funcional de estos. De las investigaciones realizadas, destacan las investigaciones periódicas llevadas a cabo por la Corporación Autónoma Regional



(CRA). En su último informe de comunidades hidrobiológicas en el 2021, la comunidad de Macroinvertebrados bentónicos en el área de estudio estuvo conformada por siete (7) morfoespecies vinculadas a tres (3) phyla, cuatro (4) clases, seis (6) órdenes e igual cantidad de familias (CRA, 2021). El phylum Mollusca fue el más representativo en términos de densidad ya que contó con el 64,10% del valor total, seguido de Annelida (34,62%) y Arthropoda (1,28%).

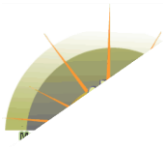
La densidad bentónica de todos los puntos muestreados estuvo caracterizada por aportes más altos del phylum Mollusca, el cual estuvo mejor representado en el punto P4, donde obtuvo 111,11 Ind/m². En cuanto Annelida, registró una mayor distribución espacial que Arthropoda, ya que este último se observó únicamente en la estación P1 con 3,70 Ind/m², en contraste, las estaciones P5, P6 y P7 obtuvieron los menores índices de densidad y riqueza. Resultados similares fueron hallados por Padilla y Leon (2014), los cuales hallaron ausencia total de macroinvertebrados en los puntos (P5, P6, P7) donde se ubicaba el antiguo botadero de basura (zona submareal).

2.2 MARCO CONCEPTUAL

2.2.1 LAGUNAS COSTERAS

Los ecosistemas lagunares-estuarinos son cuerpos de aguas pocos profundos que se caracterizan por la mezcla de aguas marinas y dulce provenientes de flujos de aguas continentales procedentes de ríos, arroyos o quebradas, y flujos marinos a través de una barra de arena, de tal forma que su comunicación con el mar puede ser permanente o temporal (Pachepsky & Shelton, 2011). La dinámica típica de las lagunas costera es el factor determinante en el comportamiento de la mayoría de los factores físico-químicos en el cuerpo de agua, el cual experimenta cambios significativos y en algunos casos drásticos entre períodos climáticos.

La apertura y cierre de la barra es uno, sino el más determinante de los factores reguladores del funcionamiento o la dinámica de variables como la salinidad, los sólidos, las fracciones del sedimento y los nutrientes (EPA BV, 2018). Debido a que los sólidos, iones y todo material disuelto o suspendido, tiende a concentrarse con eventos confluyentes de cierre de la barra, llegada de aguas de los efluentes, lluvias y escorrentías, en combinación con la disminución de la profundidad del cuerpo de agua (Castellanos et al., 2017).



Las lagunas costeras, son ecosistemas de gran importancia debido a sus aportes de carbono, además de otros nutrientes, hacia los ecosistemas adyacentes. Dentro de los servicios ecosistémicos que ofrecen estos ecosistemas están la vegetación asociada, como los manglares que se pueden constituir en *depósitos de carbono*, al incorporar el CO₂ atmosférico a su metabolismo junto con el carbono inorgánico y residuos orgánicos, los cuales posteriormente quedarán retenidos en los sedimentos (Young et al. 2005), actuando como sumideros.

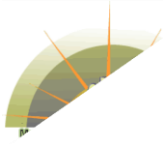
2.2.2 CIÉNAGA MALLORQUIN

La ciénaga de Mallorca es una laguna costera que presenta características estuarinas y se considera un ecosistema de gran importancia para el desarrollo sostenible del departamento del Atlántico. Se localiza en la zona costera del Caribe colombiano, en el departamento del Atlántico entre las coordenadas 11° 05' 00" N y 74° 51' 00" W (Garcés, 2016). La condición de laguna costera surge con posterioridad a la construcción de los tajamares (1935) cuando cambia su dinámica estuarina (Universidad del Norte, 2014); La CM por sus características se establece como fuente de recursos ambientales que pueden ser aprovechables para el sostén de la región, por lo que los beneficios ambientales que es capaz de suministrar demandan acciones premeditadas que pretendan su desarrollo armónico y aprovechamiento de los mismos (Marchena, 2015)

Al ser el único humedal costero del distrito de Barranquilla, cobra gran importancia por los servicios ambientales que presta, por ello, ha sido objeto de múltiples estudios y le respaldan varios instrumentos normativos. Dentro de estos instrumentos cuenta con un POMCA desde 2007, una actualización del mismo en 2018, POTs, Planes de Área Metropolitana y el Decreto 1120 del 31 de marzo de 2013 sobre las Unidades Ambientales Costeras UACs; en este último se encuentran las bases y orientaciones metodológicas para realizar los planes de manejo integrado de las zonas costeras colombianas (EPA BV, 2018).

En el Plan de Ordenamiento Territorial de Barranquilla, se señala como un ecosistema frágil y se reconoce la necesidad de intervención para que sea parte del sistema de áreas protegidas y de reserva natural en suelo rural. A pesar de todo el marco político y los estudios que posee, es intensamente explotada.

A través de varias caracterizaciones en múltiples parámetros biológicos y fisicoquímicos (Arrieta et al., 2022; Franco & León, 2010; Fuentes et al., 2018, 2021; Garcés, 2016;



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

Marchena, 2015; Torres et al., 2019) , se ha podido determinar que se destacan distintos agentes de degradación que afectan la ciénaga, los cuales deben ser suprimidos, controlados o mitigados en el marco de una declaratoria como área protegida.

Los rellenos, la ocupación ilegal y la deforestación deben ser eliminados; la problemática de la contaminación y sedimentación se debe mitigar y en cuanto a la erosión costera se deben generar programas de adaptación. De estos agentes, actualmente la C.R.A. mantiene un monitoreo a la calidad del agua. Consecuentemente, los factores de disruptivos conducen a nuevas problemáticas, la contaminación y la sedimentación afectan la calidad del agua y la vez esta tiene incidencia en la fauna que habita en la ciénaga, la afectación de la matriz acuosa determina los cambios en composición y estructura de la biota, llevan a las especies estenotolerantes a su desaparición paulatina, modificando atributos ecológicos del ecosistema, como su diversidad funcional, donde cambia por fenómenos de dominancia espacio-temporal de especies euritolerantes e invasora.

En general, la Ciénaga de Mallorquín presenta valores de nutrientes y materia orgánica que lo categorizan como un sistema acuático con evidentes efectos de contaminación, cuya calidad de agua va desde regular a mala, dependiendo del pulso de llegada de las aguas de sus afluentes y de la apertura y cierre de la barra(Castellanos et al., 2017).

2.2.3 DIVERSIDAD FUNCIONAL

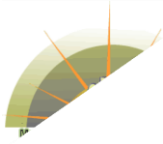
La diversidad funcional es una de las dimensiones que permite incluir información de la identidad de las especies a través de sus rasgos funcionales, lo cual complementa el entendimiento de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Gómez et al., 2019)

2.2.3.1 Rasgos funcionales

Un atributo o rasgo es una propiedad definida sin ambigüedad y medible de un organismo. Generalmente se mide a nivel individual y es usado para comparar especies. Un atributo funcional se relaciona estrechamente con el desempeño del organismo en la comunidad (Lavorel & Garnier, 2002)

2.2.3.2 Índice de riqueza funcional (FRic)

La riqueza funcional es la cantidad de espacio funcional ocupado por las especies de una comunidad independientemente de sus abundancias (índice FRic) (Villéger et al., 2010) .



2.2.3.3 Índice de equidad funcional (FEve)

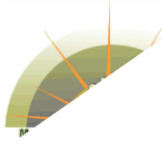
La equitatividad funcional es la homogeneidad en la distribución de las abundancias de las especies de una comunidad en un espacio funcional (índice FEve)(Villéger et al., 2010) .

2.2.3.4 Índice de divergencia funcional (FDiv)

La divergencia funcional es una medida de similitud funcional entre las especies dominantes de una comunidad (índice FDiv) (Villéger et al., 2010). Una alta divergencia refleja un alto grado de diferenciación de nicho en las especies dominantes, lo que podría reducir la competencia e incrementar la magnitud de los procesos del ecosistema como resultado de un uso más eficiente de los recursos (Mouillot et al., 2005).

2.2.3.5 Índice de dispersión funcional (FDis)

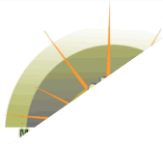
El índice de dispersión funcional es la distancia media ponderada en el espacio multidimensional de las especies individuales al centroide ponderado de todas las especies, donde las ponderaciones corresponden a las relativas de las especies (Laliberte & Legendre, 2010)



2.2.4 MACROINVERTEBRADOS BENTONICOS

Dentro de los organismos utilizados para la determinación de la diversidad funcional en los ecosistemas, se encuentran las comunidades bentónicas, particularmente los macroinvertebrados acuáticos; que tienen gran importancia dentro de los sistemas acuáticos, tanto por su papel en la transferencia de energía a niveles tróficos superiores (Morales et al., 2004) . Están determinados como aquellos organismos que habitan en el fondo de ríos y lagos, adheridos a la vegetación acuática, troncos y rocas sumergidas. Sus poblaciones están constituidas en su mayoría por artrópodos, moluscos y crustáceos. Se les denomina macroinvertebrados, porque su tamaño va de 0.5mm hasta alrededor de 5.0mm, por lo que se les puede observar a simple vista (Roldán, 2016) .

Las lagunas costeras se caracterizan por altas densidades de moluscos, dentro de los que se encuentran las almejas, ostras, calamares, mejillones, pulpos y caracoles, después de los artrópodos es el grupo de invertebrados más diverso (Rupert & Barnes, 1993) . Las especies de moluscos son de amplia distribución, registrando su presencia desde los desiertos, zonas polares, hasta zonas litorales y grandes profundidades oceánicas; sin embargo, es en las lagunas litorales tropicales donde alcanzan su máxima diversidad y función; los hay desde consumidores primarios en las redes tróficas, tanto de herbívoros como de detritívoros, hasta depredadores de segundo nivel y parásitos especializados. Dentro de los moluscos existen especies especializadas y especies oportunistas, lo que se manifiesta en diferentes respuestas a las modificaciones del hábitat y la contaminación (Raúl et al., 2007).



MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES SUE-CARIBE

Facultad de Ciencias Básicas

Universidad del Atlántico

Universidad
del Atlántico



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar,
Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la diversidad funcional de macroinvertebrados bentónicos en ciénaga de Mallorquín en la temporada de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.

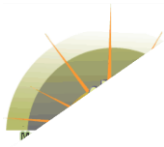
3.1.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Identificar la estructura y composición de macroinvertebrados bentónicos en la Ciénaga de Mallorquín en las temporadas de sequía y lluvias del año 2022

Determinar la incidencia espacio temporal de las variables ambientales en la dinámica de los macroinvertebrados de la Ciénaga de Mallorquín.

Estimar la diversidad funcional de los macroinvertebrados bentónicos en la Ciénaga de mallorquín con base en rasgos funcionales categóricos.

Relacionar el comportamiento de las variables físicas y fisicoquímicas con los índices de diversidad divergencia, equidad y dispersión funcional en la Ciénaga de Mallorquín.



5 MARCO METODOLÓGICO

5.1 TIPO Y DISEÑO DE INVESTIGACIÓN

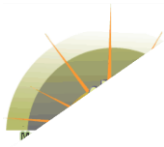
La presente investigación es de tipo descriptivo, en donde se aplicó una fase de campo, con muestreos estratificados, acompañado de la fase de laboratorio, bajo la incidencia de dos fuentes de variación (espacio y tiempo); con el objetivo de evaluar la diversidad funcional de los macroinvertebrados bentónicos en una laguna costera denominada Ciénaga de Mallorquín

5.2 POBLACIÓN Y MUESTRA

La población estuvo constituida por los macroinvertebrados bentónicos asociados a la Ciénaga de Mallorquín, y la muestra conformada por el área en metros cuadrados ocupada por el bentos ($0,09\text{m}^2$) en siete puntos de muestreo, realizando tres replicas en cada uno en la temporada de sequía de marzo de 2022 y lluvias de julio y octubre de 2022.

5.3 ÁREA DE ESTUDIO

El proyecto se desarrolló en laguna costera Ciénaga de Mallorquín; que se encuentra ubicada al extremo nororiental de la ciudad de Barranquilla, al margen izquierdo del Río Magdalena y separada de este por el Tajamar de Bocas de Ceniza. En las temporadas de sequía de marzo de 2022 y lluvias de julio y octubre de 2022, se realizaron los muestreos en siete estaciones abarcando los puntos estratégicos de los sensores ambientales en la laguna costera, como el área de influencia de la entrada de agua del caño (E1), el área de la barra, en la cual la ciénaga tiene conexión con el mar Caribe (E2), la sector de influencia del río Magdalena (E3), la comunidad de barrio las Flores (E4), el sector cercano a la construcción de ecoparque Ciénaga de Mallorquín (E5), el área de influencia del barrio la Playa (E6), y el centro de la ciénaga (E7). En la Tabla 5-1, se muestra la ubicación de las estaciones de muestreo en la ciénaga.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

Tabla 5-1. Descripción de las estaciones de muestreo en la ciénaga de Mallorquín.



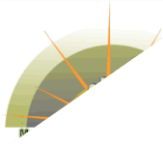
Estación E1: se encuentra ubicado en las coordenadas 11°02'42. 3° N, 74°51'57.5" O, en cercanías a la desembocadura del arroyo León sobre la Ciénaga de Mallorquín, este se caracteriza por su abundante vegetación acuática y la presencia relictos de bosque de manglar (*Rhizophora mangle*), La masa de agua fue transparente, con una baja profundidad.



Estación E2. Se encuentra ubicado en las coordenadas 11°3'2.550"N, 74°51'6.706"W, es la principal conexión de la ciénaga con el mar Caribe, la masa de agua fue transparente y la profundidad variable.



Estación 3. Se encuentra ubicado en las coordenadas 11°3'12.239"N, 74°50'28.395"W, en este sector de la Ciénaga de Mallorquín es el área de influencia del río Magdalena, caracterizado por tener aguas turbias con presencia de bosques de manglar.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.



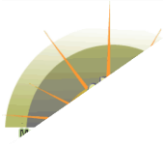
Estación E4. Se caracterizó por presentar aguas turbias con olor fétido, esta estación se encuentra ubicada en las coordenadas $11^{\circ}2'38.631''N$, $74^{\circ}50'0.248''W$, en cercanías a la comunidad del barrio Las Flores.



Estación E5. Se caracterizó por presentar aguas transparentes, en presencia de bosques de manglar, en cercanías a la construcción del Ecoparque ciénaga de Mallorquín, en las coordenadas $11^{\circ}2'14.491''N$, $74^{\circ}50'37.822''W$.



Estación E6. Se caracterizó por presentar turbias, con presencia de relictos de bosque de manglar, ubicada cerca a la, ubicada en las coordenadas $11^{\circ}2'11.761''N$, $74^{\circ}51'25.590''W$



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.



Estación E7. Se caracterizó por presentar aguas transparentes con la profundidad registrada en el presente estudio. Ubicada en las coordenadas $11^{\circ}2'44.166''N$, $74^{\circ}50'59.714''W$

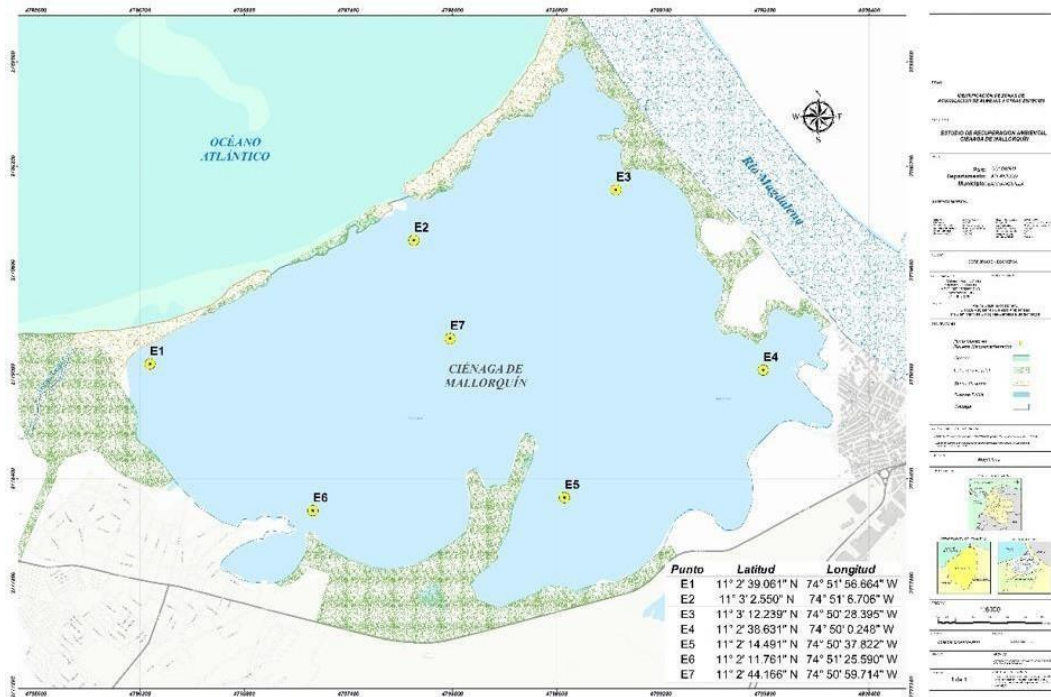
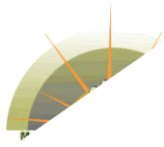


Figura 5.1. Ubicación de las estaciones de muestreo en la ciénaga de Mallorquín.

5.4 TÉCNICAS E INSTRUMENTOS DE RECOLECCIÓN DE LA INFORMACIÓN



5.4.1 Fase de laboratorio

5.4.1.1 Identificación taxonómica

En la fase de laboratorio se procedió a realizar el vaciado de cada muestra en bandejas blancas, esto por contraste de color o movimiento, se realizó la captura de los individuos utilizando pinzas entomológicas y pinzas sin garras para no maltratar los organismos. En lo que respecta a la observación de la morfología de los macroinvertebrados bentónicos colectados en campo, se usaron instrumentos ópticos tipo estereoscopio y microscopio marca Leica y posteriormente para la identificación de las taxas se observaron las estructuras morfológicas y se aplicaron claves taxonómicas pertinentes, referenciando trabajos como los de (Domínguez & Fernández, 2009), (Díaz & Puyana, 2005), (Rupert & Barnes, 1993), (Roldán & Ramírez, 2008)

5.4.2 Técnicas de análisis y procesamiento de los datos

Mediante la utilización de planillas se anotó la información de macroinvertebrados identificados en la fase de laboratorio por estación. Una vez obtenidos los datos, se realizó el análisis de las fluctuaciones por estación, las gráficas de líneas de tendencia para los macroinvertebrados, tablas que muestran la composición de la comunidad en cada una de las estaciones y número de muestreo, para ello se utilizó estadística descriptiva en la estimación de medidas de tendencia central, para caracterizar el comportamiento general de las taxas, las estaciones y los períodos de muestreo.

Posteriormente se realizaron análisis inferenciales para calcular índices que evidenciaron tendencias o posibles patrones; su aplicación estuvo condicionada a los supuestos de normalidad y homocedasticidad (homogeneidad de varianzas), para lo cual se utilizaron los tests de Kolmogorov-Smirnov y Barlett, respectivamente, y en la determinación de diferencias significativas entre los datos entre las estaciones de muestreo. Los supuestos probados no permitieron el uso de estadística paramétrica. En el caso del presente estudio se utilizaron herramientas no paramétricas de comparación-test de Kruskal-Wallis y el post test de Duncan. Se realizaron dendrogramas con las unidades experimentales (estaciones-muestreos), utilizando que permite observar si con las múltiples características se mantienen las similitudes entre estaciones y meses o si se detentan patrones dependientes de algunos factores (Bohórquez & Ardila, 1996).



MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES SUE-CARIBE

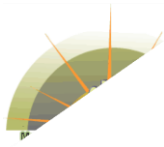
Facultad de Ciencias Básicas

Universidad del Atlántico



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

Para determinar el comportamiento de las variables fisicoquímicas y biológicas en los muestreos y estaciones, se realizaron análisis de componentes principales (ACP), y modelos lineales a través del programa R-Studio.



5.4.3 Estimación de la diversidad funcional

Estudios como los de van der Linden et al., (2012) , y Gómez et al., (2019), utilizaron datos categóricos y cuantitativos, para la utilización de los rasgos biológicos, entre los que se destacan el tipo de movilidad, alimentación, tipo de reproducción, hábitat, tamaño corporal, técnica reproductiva, frecuencia reproductiva, longevidad, estrategias de defensa, entre otros, para el presente estudio la escogencia de los rasgos biológicos dependió de las características de los organismos registrados en los muestreos realizados.

Para estimar la diversidad funcional se utilizaron rasgos funcionales categóricos como el tamaño corporal, alimentación, tipo de movilidad y tipo de reproducción, asociados a la riqueza y densidad de los macroinvertebrados bentónicos y se aplicó la media ponderada comunitaria (CWM), para determinar el valor esperado de los rasgos en la muestra, posteriormente se calcularon índices de riqueza funcional (FRic), equidad funcional (FEve) y divergencia funcional (FDiv) propuestos por Laliberte y colaboradores, (2010). El cálculo se realizó mediante el paquete estadístico R-estudio.

Para calcular el índice de equidad **funcional (FEve)** se aplicó la siguiente formula:

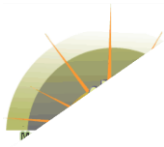
$$FEve = \frac{\sum_{b=1}^{S-1} \min(P_{EW_b}, \frac{1}{S-1}) - \frac{1}{S-1}}{1 - \frac{1}{S-1}}$$

En donde se requiere seguir los siguientes pasos:

1. Calcular el árbol de recorrido mínimo en el espacio de los rasgos para obtener la magnitud de todos los segmentos que componen el árbol (**S-1**).
2. La longitud de cada segmento se divide por la suma de las abundancias de las especies involucradas:

$$EW_b = d_{ij} / W_i + W_j$$

donde es la equidad ponderada del b-ésimo segmento, es la distancia entre la i-ésima y la j-ésima especie, con abundancias relativas **W_i** y **W_j**.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

3. Calcular la equidad ponderada parcial PEW_b dividiendo por la suma de los EW_b en los $S-1$.
4. Cuando los valores de varían entre los segmentos, el índice final podría disminuir; así, para cuantificar la discrepancia en el cálculo del índice final se los compara con el caso equiabundante $(1/(S-1))$.

En cuanto a la fórmula para calcular al índice de divergencia funcional (**FDiv**), es la siguiente:

$$FDiv = \frac{\Delta d + \bar{d}}{\Delta|d| + \bar{d}}$$

En donde los valores de d_i son distancias euclidianas y, por lo tanto, son positivo o nulo, por lo que Δd está acotado entre \bar{d} y $\Delta|d|$, por lo tanto, la suma de \bar{d} al numerador y denominador asegura que el índice oscile entre 0 y 1. El índice se aproxima a 0 cuando es muy abundante, y las especies están muy cerca del centro de gravedad en relación con especies raras (Δd es negativo y tiende a $-\bar{d}$), y se aproxima a la unidad cuando las especies muy abundantes son muy distantes del centro de gravedad en relación con las especies raras (Δd es positivo y tiende a $\Delta|d|$).

La fórmula para calcular el índice de dispersión funcional (FDis), propuesto por Laliberte y Legendre (2010) , es la siguiente:

$$FDis = \sum_{i=1}^s W_i Z_i$$

donde W_i , es la abundancia relativa de la i-ésima especie y Z_i , es la distancia de la i-ésima especie al centroide ponderado C . Este procedimiento traslada la posición del centroide hacia las especies con mayor abundancia, y pondera la distancia individual de cada especie por su abundancia relativa.



MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES SUE-CARIBE

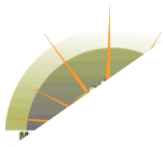
Facultad de Ciencias Básicas

Universidad del Atlántico



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

Entre tanto para el índice de riqueza funcional (FRic), Villéger y colaboradores 2008a, indican que el índice tiene que estimar el volumen llenado en el espacio dimensional T por la comunidad de interés, y su método consiste en identificar las especies con valores extremos de los rasgos y luego estima el volumen del cuerpo en el hiperespacio. El algoritmo usado identifica el tipo de variables produciendo una estandarización que evita los efectos de escala y cuando el número de rasgos considerados es igual o superior al número de especies realiza una transformación previa por coordenadas principales para reducir la dimensionalidad. El valor máximo posible de FRic en un espacio de los rasgos de T dimensiones con $2T$ especies se obtiene con la combinación de los valores extremos (mínimo, máximo) de todos los rasgos.



7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

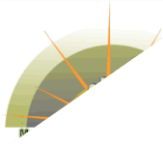
7.1 VARIABLES FÍSICAS, QUÍMICAS Y FÍSICOQUÍMICAS DEL AGUA

A continuación, se muestran los resultados de los análisis de las variables físicas, químicas fisicoquímicas en la Ciénaga de Mallorquín en las tres campañas de muestreo para las temporadas de sequía (marzo) y lluvias (julio, octubre) de 2022.

7.1.1 Profundidad

La profundidad promedio de la ciénaga de mallorquín en los tres muestreos, fue de 85,57 cm, presentando el valor máximo en la estación siete (E7), en la temporada de lluvias de octubre de 2022, y el valor mínimo en la estación uno (E1) en la temporada de sequía de marzo de 2022. En cuanto a las estaciones de muestreo, las mayores profundidades se registraron en E7, con un valor promedio de 141,67 cm, y en E3 con un valor promedio de 123,67 cm. E7 se ubicó en la parte central de la laguna costera, mientras que E3 se ubicó en el área de influencia del río Magdalena. Los menores valores promedio se registraron en la estación E1, con 46,33 cm, seguido de la estación E2 con 49,67 cm (Figura 7.1). Esto puede ser atribuido al aporte de sedimentos del arroyo León para el caso de la estación E1, y la influencia de la conexión con el agua marina en E2.

Los estuarios se consideran ecosistemas que están sometidos a una serie de tensiones ambientales, especialmente la acumulación de sedimentos aportados principalmente por los afluentes como arroyo y ríos. La sedimentación de estos materiales se acelera porque las corrientes en los estuarios son muy bajas, lo que facilita la deposición de sedimentos (Roldán & Ramírez, 2008). Numerosos estudios han determinado que los ecosistemas más fluctuantes y productivos del mundo son los estuarios y lagunas costeras, pero también están gravemente amenazados debido al cambio climático o los cambios en el uso de la tierra (Cvetkovic & Chow-Fraser, 2011; Gabler et al., 2017; Meredith et al., 2022).



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

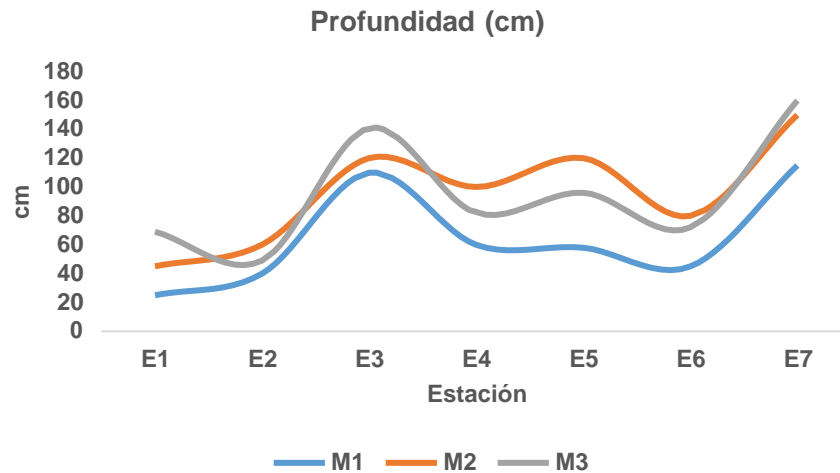
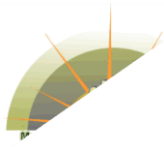


Figura 7.1. Valores de profundidad en la Ciénaga de Mallorquín en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.

7.1.2 Temperatura

En la Figura 7.2, se muestra la variación espacio-temporal de la temperatura en la ciénaga de Mallorquín, la cual presentó un valor medio de 28,86 °C, con un valor máximo en la estación E6 con 29,86 °C y un valor mínimo de 28,1 °C. En general se observa una variación mínima de la temperatura, cuyos valores más altos se registraron en el muestreo M2 para la temporada de lluvias del mes de julio de 2022. Las fluctuaciones de la temperatura del agua dependen de la absorción de radiación solar, las características de las masas de agua que convergen (incluyendo descargas de efluentes) y los procesos asociados a las actividades bióticas y abióticas del ecosistema (Rosa et al., 2022).



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

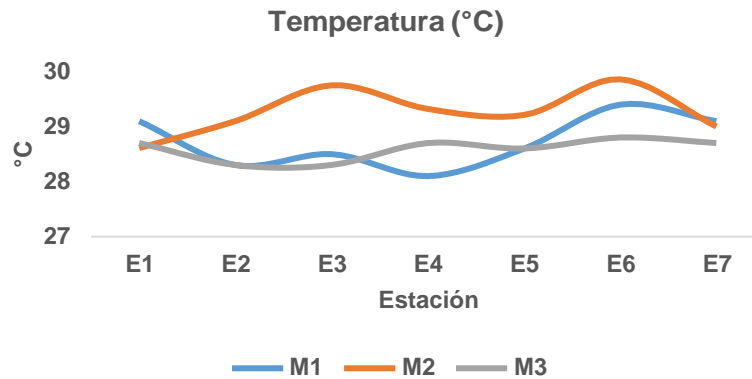
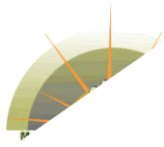


Figura 7.2. Valores de la temperatura en la Ciénaga de Mallorcaín en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.

7.1.3 pH

La variación espacio-temporal del pH en la ciénaga de Mallorcaín, se muestra en la Figura 7.3, evidenciando valores que oscilaron entre 8,8 en la estación E2 en la temporada de lluvias de octubre de 2022, y 6,98, en la estación E1 para el monitoreo de lluvias de julio de 2022, con un valor medio de 8,26, el cual se encuentra dentro del rango para sistemas naturales según (Roldán y Ramírez, 2008). Los valores de pH en general oscilaron entre 6,98 a 8,8, aunque se registraron estaciones donde la descomposición de la materia orgánica materia orgánica ha disminuido la concentración de oxígeno disuelto a condiciones hipóxicas, no modifica significativamente el pH, ya que no hay valores por debajo de 6, que, de existir, indicarían un efecto externo de origen antropogénico (Gutiérrez y de la Lanza, 2019).



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

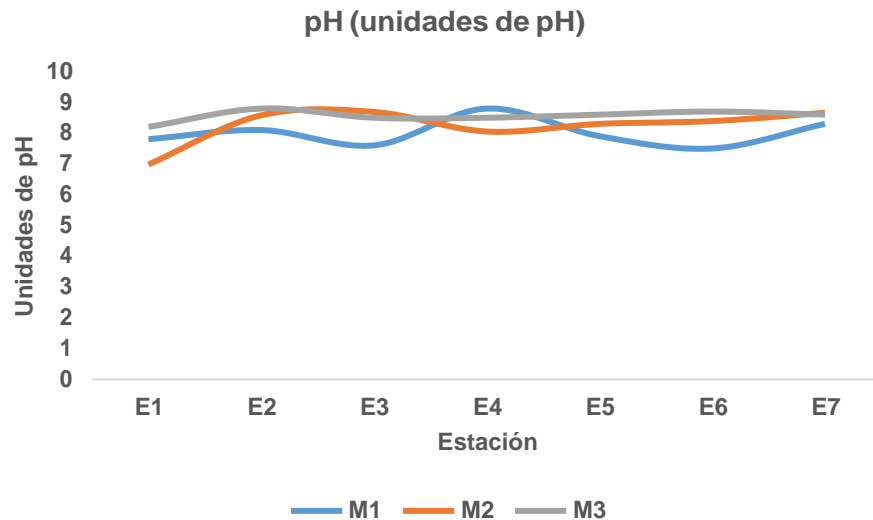
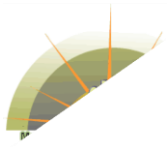


Figura 7.3. Valores de pH en la Ciénaga de Mallorquín en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.

7.1.4 Conductividad, sólidos totales disueltos y salinidad

Puede afirmarse, en términos generales, que todos los elementos componentes de la corteza terrestre también se encuentran en los ríos, lagos y lagunas. Es decir, que la composición química de las aguas epicontinentales refleja la naturaleza química del terreno que las contiene. Sin embargo, la abundancia relativa de estos elementos varía de continente a continente y de región a región. Entre los factores que operan para estas diferencias están el clima, la topografía, la geografía y la actividad biológica (Roldán y Ramírez, 2008). Los valores de conductividad (Figura 7.4), sólidos totales disueltos (Figura 7.5; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**), y salinidad (Figura 7.6), muestran un comportamiento similar, en el muestreo en la temporada seca de marzo de 2022, presentaron las concentraciones más bajas en promedio 22492,86 uS/cm, mientras que en la temporada de lluvias de octubre se registraron los valores más altos con valores promedio de 30742,86 uS/cm, en cuanto a las estaciones de muestreo solo se observó una marcada variación en la concentración de la salinidad en las estaciones E3 y E4, en cercanías al área de influencia del río Magdalena, mientras que los valores más altos en la estación E5.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

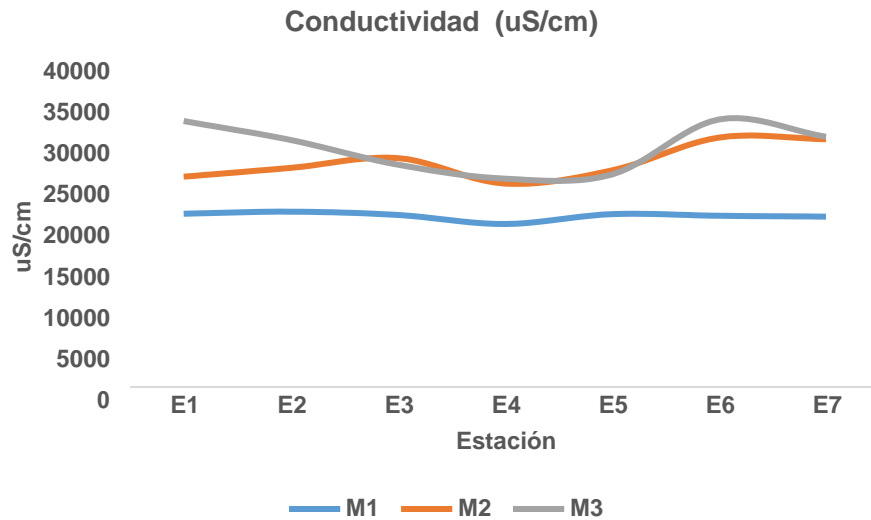


Figura 7.4. Valores de conductividad en la Ciénaga de Mallorquín en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.

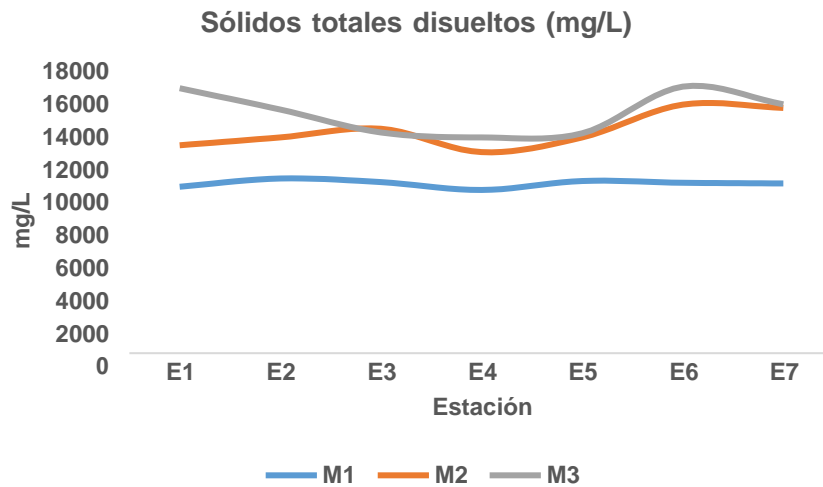
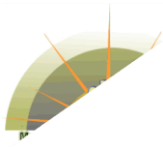


Figura 7.5. Valores de Sólidos totales disueltos en la Ciénaga de Mallorquín en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

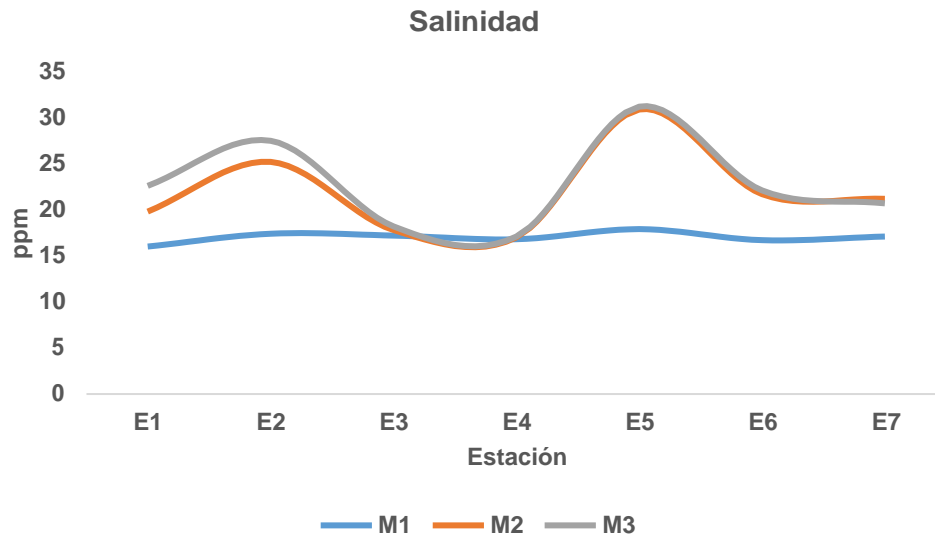
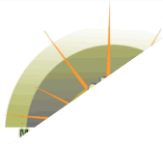


Figura 7.6. Valores de salinidad en la Ciénaga de Mallorquín en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.

7.1.5 Oxígeno disuelto (OD), DBO₅, DQO, SST

La variación espacio-temporal del oxígeno disuelto (Figura 7.7), DBO₅ (Figura 7.8), DQO (Figura 7.9) y los sólidos suspendidos (Figura 7.10),. En las cuales se puede observar concentraciones de oxígeno disuelto que oscilaron entre 3,5 mg/L y 11,21 mg/L, con un valor medio de 6,83, muy cercano al rango propuesto por (Roldan, 2003), para sistemas naturales, en las estaciones de muestreo, la mayor concentración promedio se registró en E1, sitio donde la columna de agua fue menor, y al momento de la toma de muestra se registró la presencia de vientos rápidos, los cuales por acción mecánica han podido aportar a la concentración de oxígeno mientras que la menor concentración se registró en E4, con un valor promedio de 5,02 mg/L, este punto está asociado a la descarga de aguas residuales del barrio las flores (palafitos), en el cual se registraron olores fétidos, y por estar asociados a la descomposición de materia orgánica, evidenciado por los mayores valores de DBO₅ en este punto y mayor concentración de sólidos suspendidos, los cuales pueden estar disminuyendo la actividad fotosintética en esta área de la ciénaga de Mallorquín.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

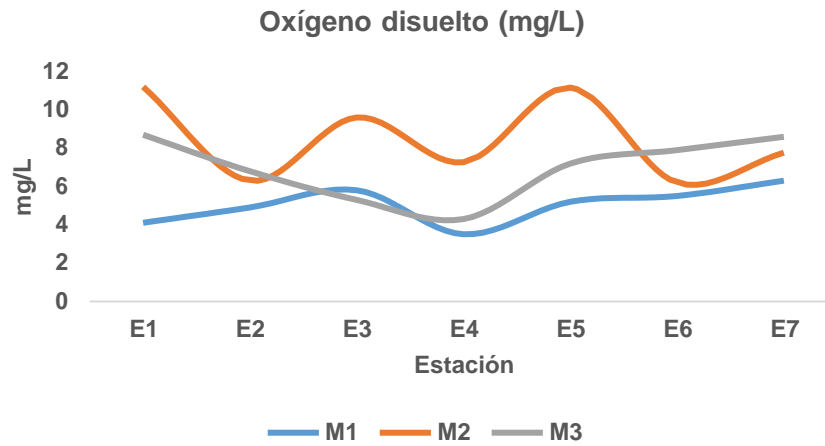


Figura 7.7. Valores de oxígeno disuelto en la Ciénaga de Mallorca en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.

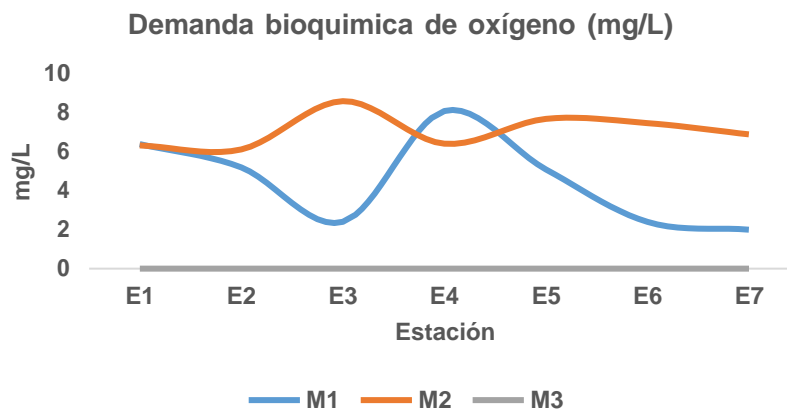
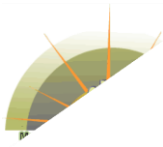


Figura 7.8. Valores de DBO₅ en la Ciénaga de Mallorca en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

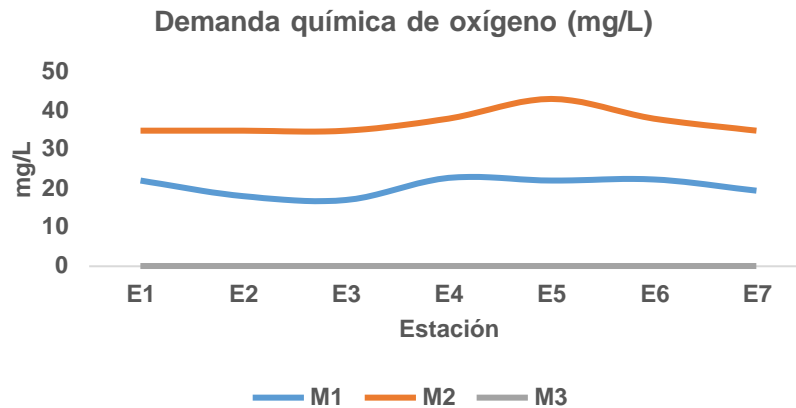


Figura 7.9. Valores de DQO en la Ciénaga de Mallorca en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.

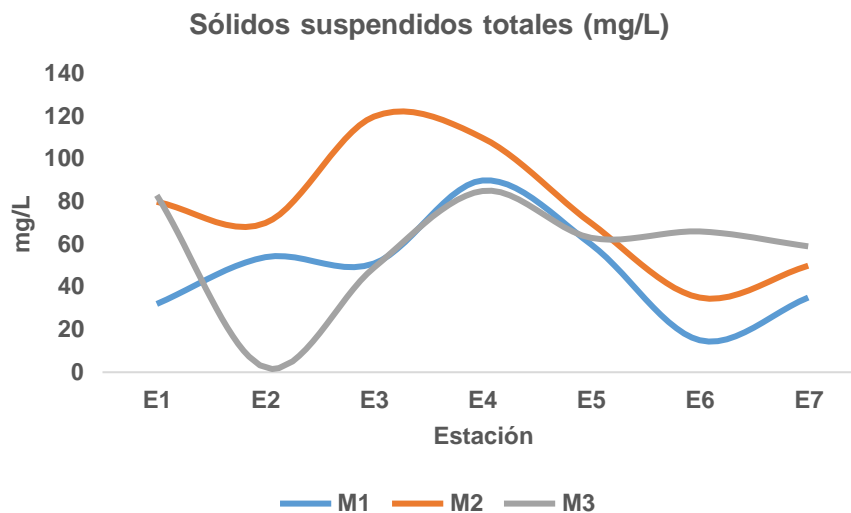
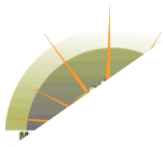


Figura 7.10. Valores de sólidos suspendidos en la Ciénaga de Mallorca en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.

7.1.6 Nutrientes (NNO₃, NNO₂, NNH₄, PO₄)

El nitrógeno (N) y el fósforo (P) constituyen los dos elementos más importantes para la productividad primaria en los ecosistemas acuáticos. Su concentración varía desde microlitros en medios oligotróficos, hasta varios miligramos por litro en medios eutrofizados (Roldán & Ramírez, 2008). En la ciénaga de Mallorca, se determinaron los nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal y fosfatos. Los nitratos (NNO₃) (Figura 7.11), presentaron concentraciones medias, las cuales oscilaron entre 0-1,2 mg/L, con un valor medio de 0,60mg/L, en cuanto a las estaciones el valor más alto se registró en la



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

estación E1 para el muestreo en la temporada de lluvias de octubre de 2022. Los nitritos (NNO_2) (Figura 7.12) por su parte presentaron bajas concentraciones, las cuales oscilaron entre 0-0,043 mg/L, con un valor medio de 0,01 mg/L. Entre tanto el nitrógeno amoniacal (NNH_4) (Figura 7.13), osciló entre 0-0,92 mg/L, con un valor medio de 0,62 mg/L, en la estación E1 y en el muestreo de julio de 2022, se presentaron los valores promedios más altos. Probablemente por aportes del arroyo León. En cuanto a los fosfatos (PO_4) (Figura 7.14), los valores más altos se registraron en el muestreo de la temporada de lluvias de octubre de 2022, en la estación E1, ubicada en el área de influencia del arroyo León.

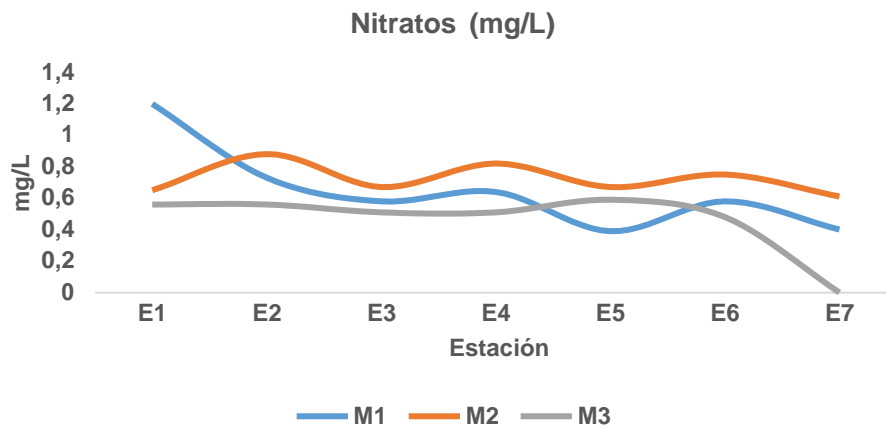


Figura 7.11. Valores de nitratos en la Ciénaga de Mallorquín en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.

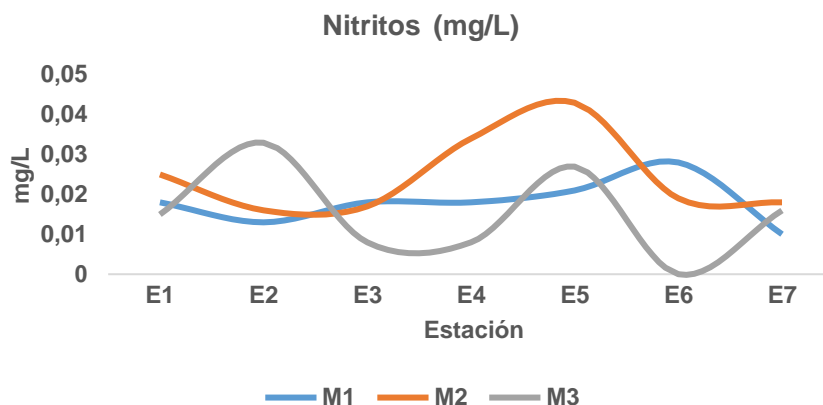
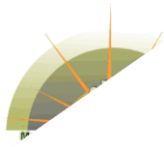


Figura 7.12. Valores de nitritos en la Ciénaga de Mallorquín en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

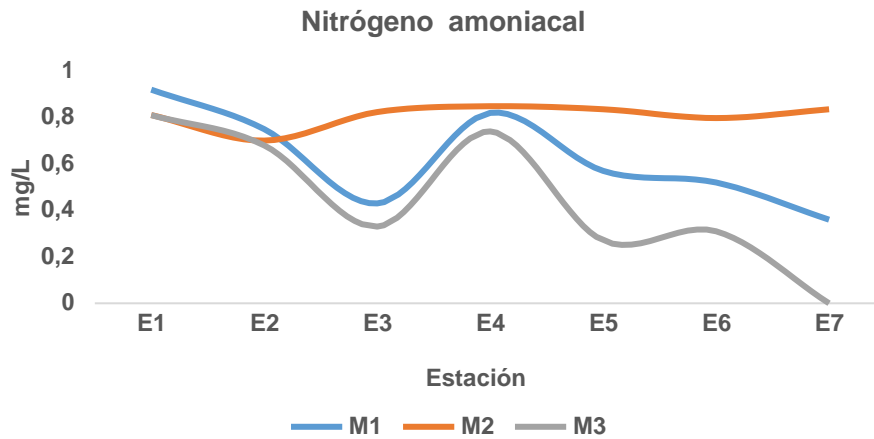


Figura 7.13. Valores de nitrógeno amoniacal en la ciénaga de Mallorquín en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.

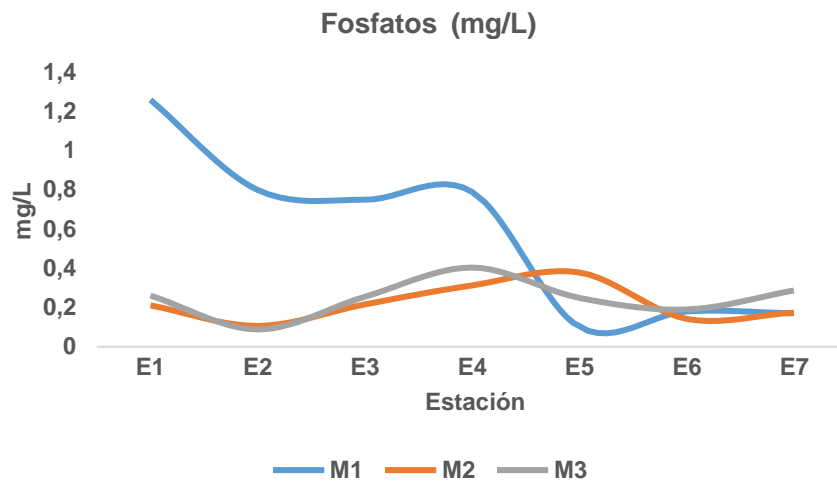
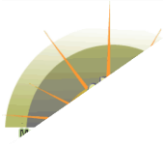


Figura 7.14. Valores de fosfatos en la Ciénaga de Mallorquín en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.

7.1.7 Análisis de granulometría

En las figuras (Figura 7.15, Figura 7.16, Figura 7.17), se muestran los porcentajes granulométricos en el espacio y tiempo en la ciénaga de Mallorquín para las temporadas de sequía de marzo de 2022 y lluvias de julio y octubre de 2022. El análisis de granulometría realizado en la ciénaga de Mallorquín muestra que en los tres muestreos



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

realizados predominó la arena fina, con porcentajes que oscilaron entre 65,12% en la temporada de sequía de marzo de 2022, hasta 72,66% en octubre de 2022, las demás texturas sedimentológicas presentaron porcentajes menores a 30. En la estación E3 para la temporada de sequía se registró el mayor registro de arena fina, mientras que, en las temporadas de lluvias de julio y octubre, los valores más altos se presentaron en las estaciones E1, E2 y E6.

Esta granulometría evidencia que la Ciénaga de Mallorquín podría estar dejando de recibir los aportes de material limoso con alto contenido orgánico del río, e incluso de valores que se reportaban hasta 2018 (UNIATLANTICO-BARRANQUILLA VERDE, 2018), antes del redireccionamiento de la desembocadura del Arroyo León. Lo que estaría acelerando las condiciones de alta salinización en este sistema y en consecuencia modificando los sustratos propicios para especies bentónicas establecidas, que son dependientes de sustratos de predominio limoso.

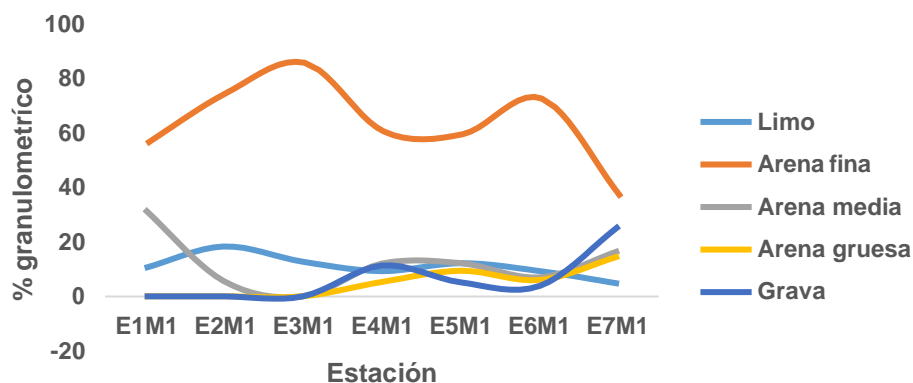
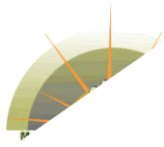


Figura 7.15. Variación espacio-temporal de la granulometría en la Ciénaga de Mallorquín en las temporadas de sequía de marzo (M1).



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

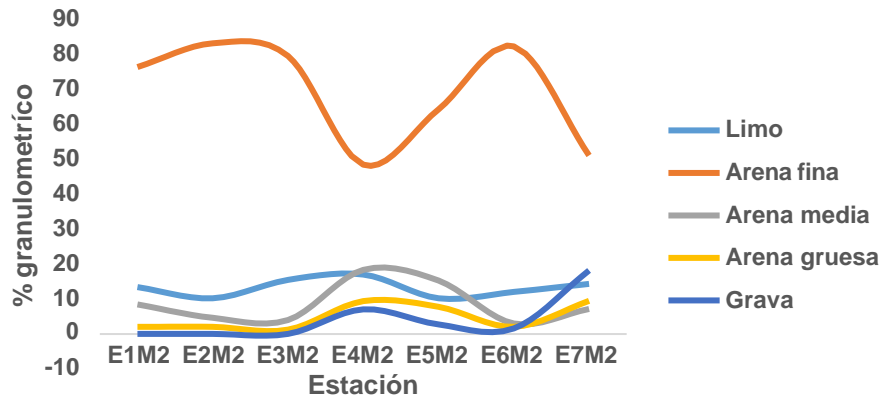


Figura 7.16. Variación espacio-temporal de la granulometría en la Ciénaga de Mallorquín en la temporadas de sequía de lluvias de julio de 2022 (M2).

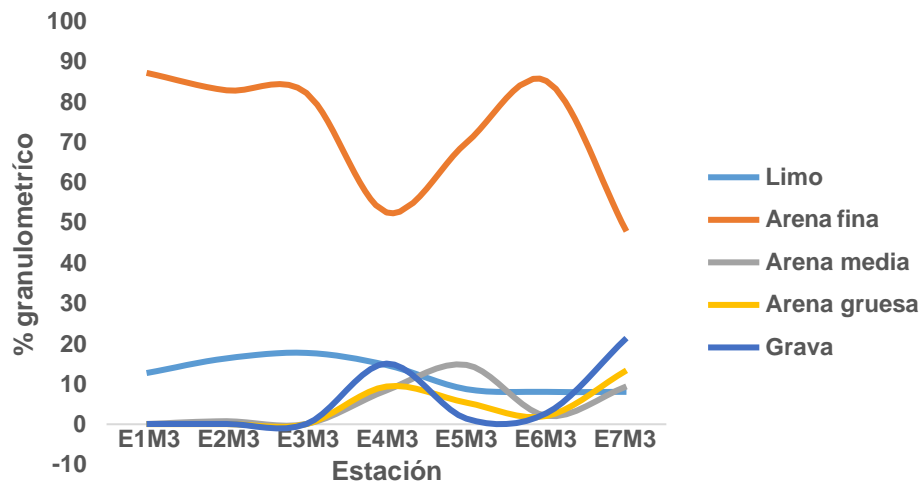
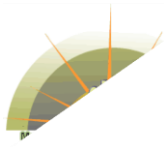


Figura 7.17. Variación espacio-temporal de la granulometría en la Ciénaga de Mallorquín en las temporadas de lluvias octubre de 2022 (M3).

7.2 MACROINVERTEBRADOS BENTONICOS

7.2.1 Composición taxonómica

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos de la Ciénaga de Mallorquín se caracterizó por presentar, 17 morfoespecies, y 6864 ind/m², distribuidas en 15 familias, 10 órdenes, cuatro clases y tres Phylum (Tabla 7-1). El phylum de los moluscos aportó



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

el mayor el mayor porcentaje de riqueza 64,70% (11 morfoespecies), y 83,04% de la densidad. En menor proporción se registraron los anélidos y los artrópodos con tres morfoespecies (17,64%), para cada uno.

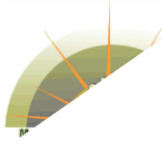
Tabla 7-1. Clasificación taxonómica de macroinvertebrados bentónicos en la ciénaga de Mallorcaín en las temporadas de sequía (marzo) y lluvias (julio, octubre) de 2022.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	Taxa	
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Veneridae	Protothaca	<i>Protothaca sp</i>	
				Anomalocardia	<i>Anomalocardia sp</i>	
				Chione	<i>Chione sp</i>	
			Ungulinidae	Diplodonta	<i>Diplodonta sp</i>	
			Solecurtidae	Tagelus	<i>Tagelus sp</i>	
	Gastropoda	Mytiloidea	Mytilidae	Mytilus	<i>Mytilus sp</i>	
				Nassariidae	Nassarius	<i>Nassarius sp</i>
				Melongenidae	Melongena	<i>Melongena sp</i>
				Cephalaspidea	Bulla	<i>Bulla sp</i>
				Neritopsina	Neritidae	Neritina
Annelida	Polychaeta	Sabella	Architectonicidae	Architectonica	<i>Architectonica sp</i>	
			Sabellida	Sabellidae	Spirographis	<i>Spirographis sp</i>
			Terebellida	Cirratulidae	ND	<i>Polychaeta sp1</i>
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Aciculata	Nereidae	ND	<i>Polychaeta sp2</i>
			Alpheidae	Paleamonidae	ND	Paleamonidae morfo 1
				Xanthidae	ND	Xanthidae morfo 1

ND= No determinado

7.2.2 Distribución espacial y temporal

En cuanto a la distribución de la riqueza y densidad de los macroinvertebrados bentónicos (Figura 7.18 a, b, c, d, e, f), se observa que en el monitoreo M1, realizado en marzo de 2022, la riqueza y densidad fueron proporcionales, registrando los valores más altos en las estaciones E5, E6 y E7, las más cercanas al bosque de manglar y al centro de la laguna costera. Los menores valores de riqueza y densidad se registraron en las estaciones E1, E2 y E4, ubicadas en el área de influencia del arroyo León (E1), al sector de la barra (E2) y a la comunidad paláfitica del barrio Las Flores (E4). Las morfoespecies más representativas durante este muestreo fueron *Mytilus sp* con 800 ind/m² (29%),

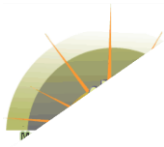


Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

seguido por *Anomalocardia* sp con 550 ind/m² (20%) y *Nerita virginea* con 440 ind/m² (16%).

En el monitoreo M2 (Figura 7.18 c,d), se observa que valor más alto de riqueza se encuentra en la estación E2, mientras que la densidad en la estación E7, con aportes significativos en E5, los valores más bajos de estos atributos ecológicos se presentaron en la estación E3 y E4, ubicados en el área de influencia del río Magdalena y las comunidades del barrio las flores. En cuanto a la composición por morfoespecies, las mayores densidades las aportaron *Mytilus* sp con 490 ind/m² (30%), seguido por *Anomalocardia* sp con 390 ind/m² (24%) y Cirratulidae sp1 con 210 ind/m² (13%), las demás morfoespecies aportaron entre el 1% y 8%.

En cuanto al monitoreo M3 (Figura 7.18 e, f), los cuales los mayores aportes a los atributos ecológicos riqueza y densidad se registraron en las estaciones E1, E5, E6 y E7, ubicadas en el área de influencia del arroyo León (E1), en el área de influencia del bosque de manglar (E5 y E6), y centro de la laguna costera en E7. Mientras que los valores más bajos se presentaron en E2, E3 y E4, en el área de influencia de la barra, río Magdalena y comunidad del barrio las flores (palafitos). En cuanto a la composición por morfoespecies, *Mytilus* sp, *Anomalocardia* sp, *Nerita virgínea* y Cirratulidae sp1, realizaron los mayores aportes a la densidad.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

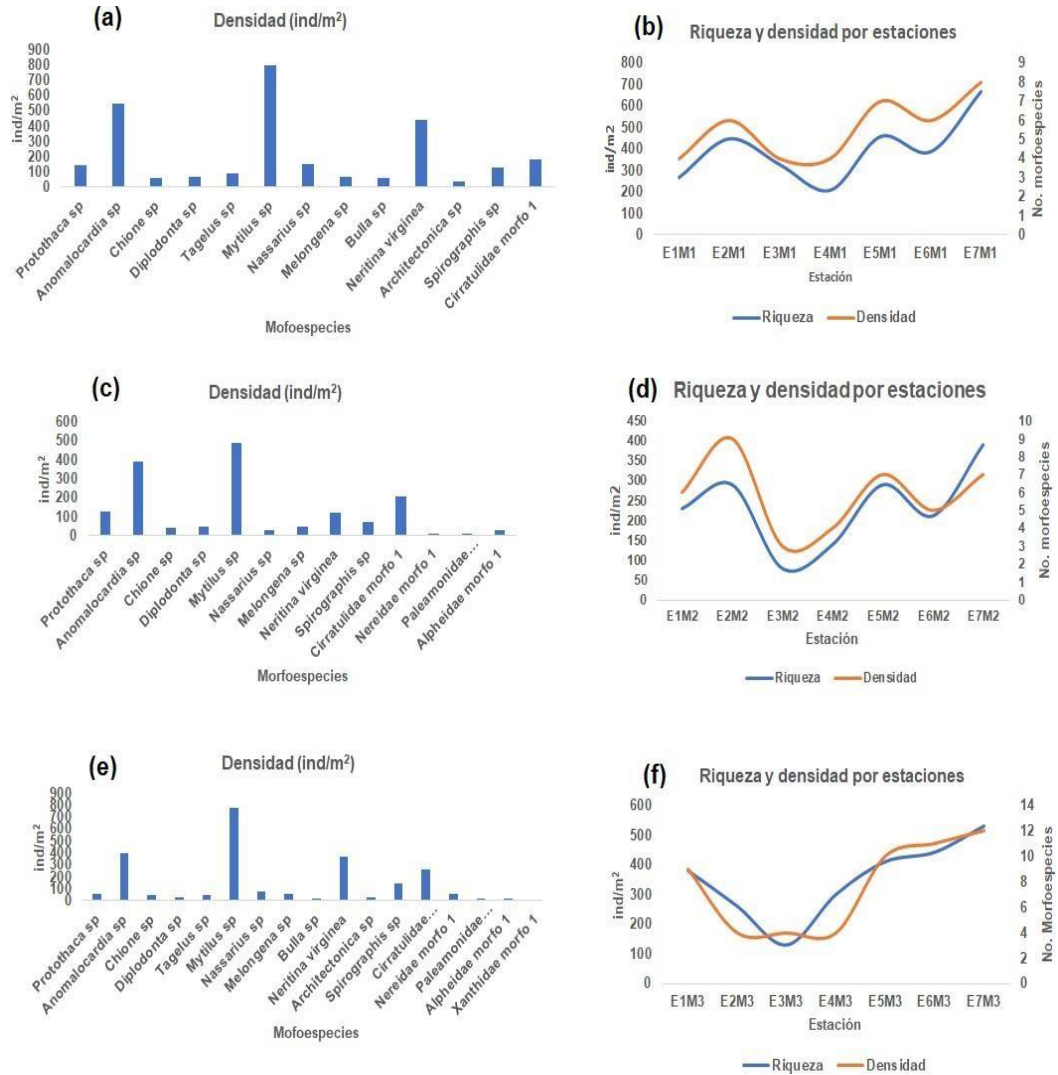
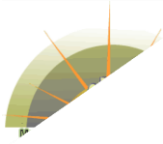


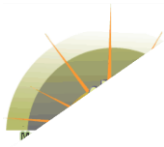
Figura 7.18. Distribución espacial y temporal de macroinvertebrados bentónicos en la ciénaga de Mallorquín en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.



7.2.2.1 Análisis de similitud por estaciones y periodos de muestreo

Los dendrograma de clasificación para los coeficientes de similitud de Jaccard y Bray-Curtis (Figura 7.19) en los tres muestreos realizados en la ciénaga de Mallorquín, muestran la formación de dos grandes grupos en cuanto a Jaccard, el primero conformado por las estaciones E1, E2, E3, E6 y E7, con una similitud del 34%, mientras que el segundo grupo lo conforman las estaciones E4 y E5 con una similitud cercana al 36%. En el primer grupo la mayor similitud se registró entre E3 y E1, los cuales compartieron seis morfoespecies, seguido de E3 y E4 que presentaron una similitud cercana al 60%.

Según el índice de Bray-Curtis, E5, E5 y E1, conformaron un grupo con una similitud del 52%, entre tanto E2 y E7 presentaron una similitud del 70%, las estaciones más disímiles fueron E3 y E4. El coeficiente de Jaccard para el segundo muestreo, muestra la formación de dos grupos el primero conformado por E1, E6 y E7, con una similitud del 48% y el segundo constituido por las estaciones E2, E3, E4 y E5, con un 46% de similitud. Los porcentajes de similitud más altos se registraron entre E1-E6, y E4-E5 con un 57%. Para el caso de Bray-Curtis, las estaciones más similares fueron E1, E5, E6 y E7, en las cuales se registró la mayor densidad de macroinvertebrados para el M2, mientras que las estaciones E3 y E4 fueron las más disímiles. En el tercer muestreo M3 los valores más altos de similitud basado en el coeficiente de Jaccard, fueron las estaciones E6 y E7, donde se registró la mayor riqueza y densidad, mientras que para Bray-Curtis las mayores similitudes sucedieron entre E6-E7 y E2-E4, con similitudes mayores al 70%.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

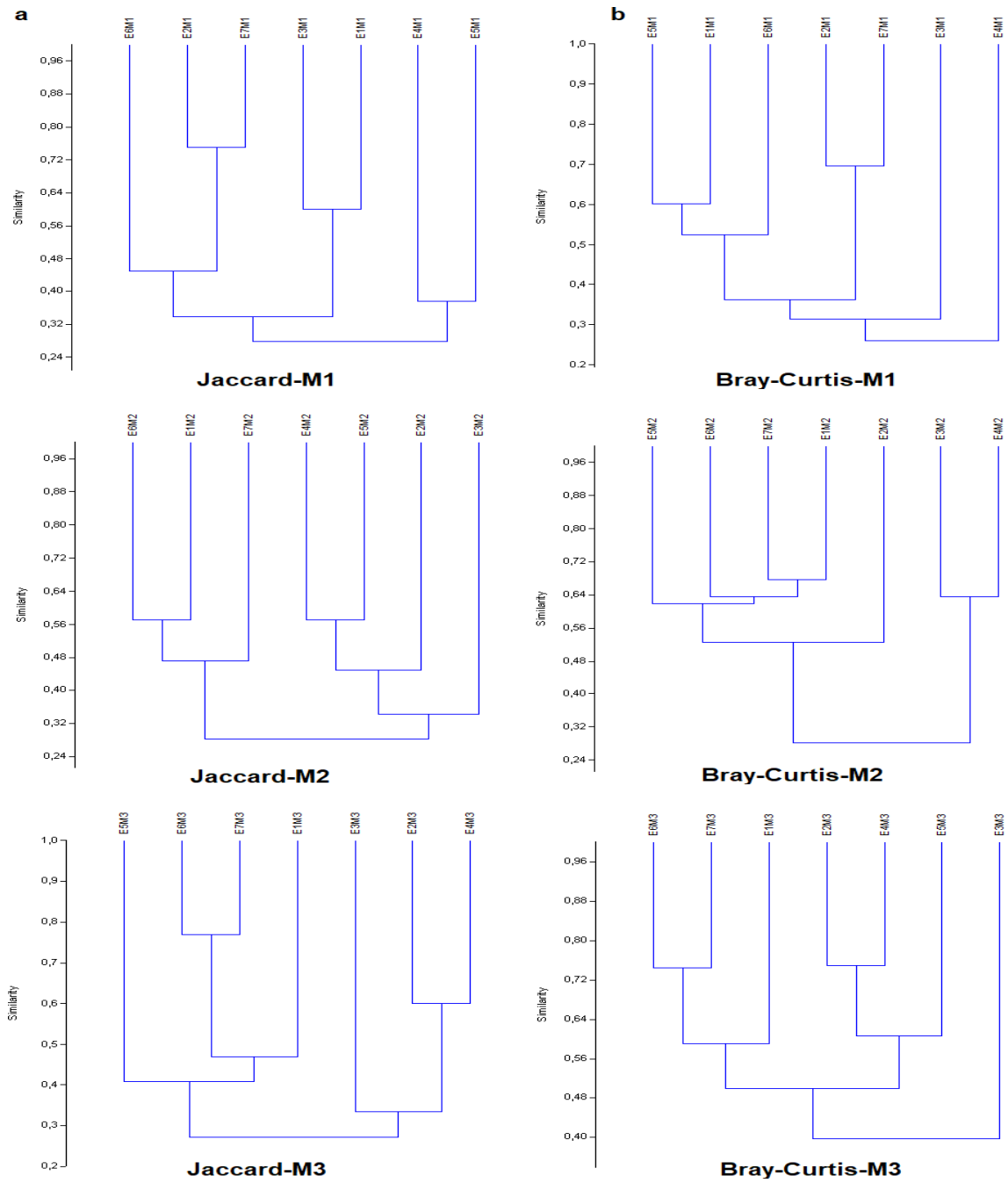
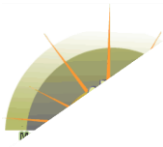


Figura 7.19. Dendrograma de clasificación de Jaccard y Bray-Curtis en el espacio y tiempo en la ciénaga de Mallorquín para la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.



7.2.3 Diversidad Taxonómica

En la Figura 7.20, se muestran los resultados de los índices de diversidad taxonómica en la ciénaga de Mallorquín para la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, una baja riqueza específica con valores promedio menor a 1, al igual que bajos valores del índice de Shannon. En cuanto al índice de Simpson, muestra que en general se registró una baja dominancia y que las estaciones E1, E2, E5, E6 y E7 fueron las más diversas. En cuanto a los muestreos, se observa que no hay diferencias significativas de cada índice, registrando una baja dominancia, baja riqueza, resaltando que en la temporada seca (marzo de 2022), se registraron los menores valores de diversidad.

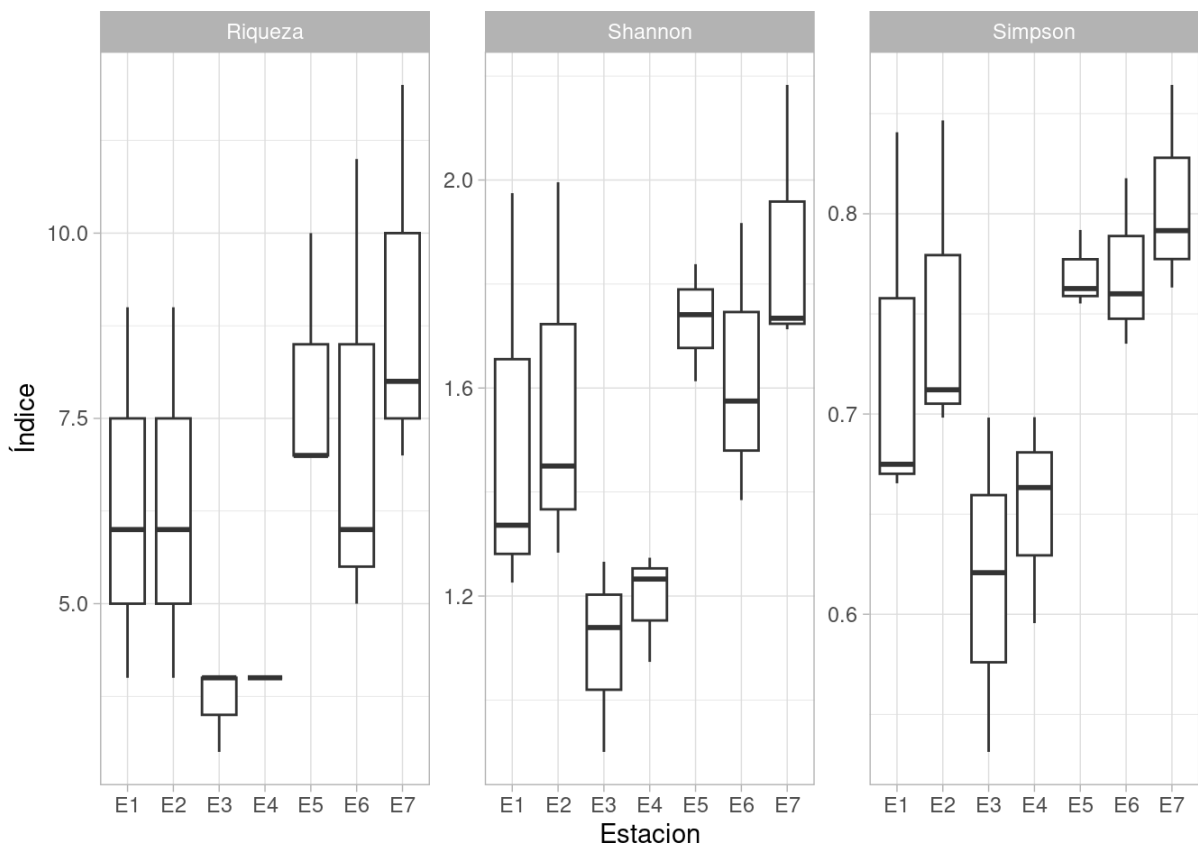
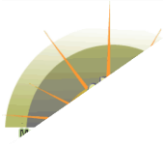


Figura 7.20. Valores de los índices de diversidad taxonómica por estación en la ciénaga de Mallorquín para la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

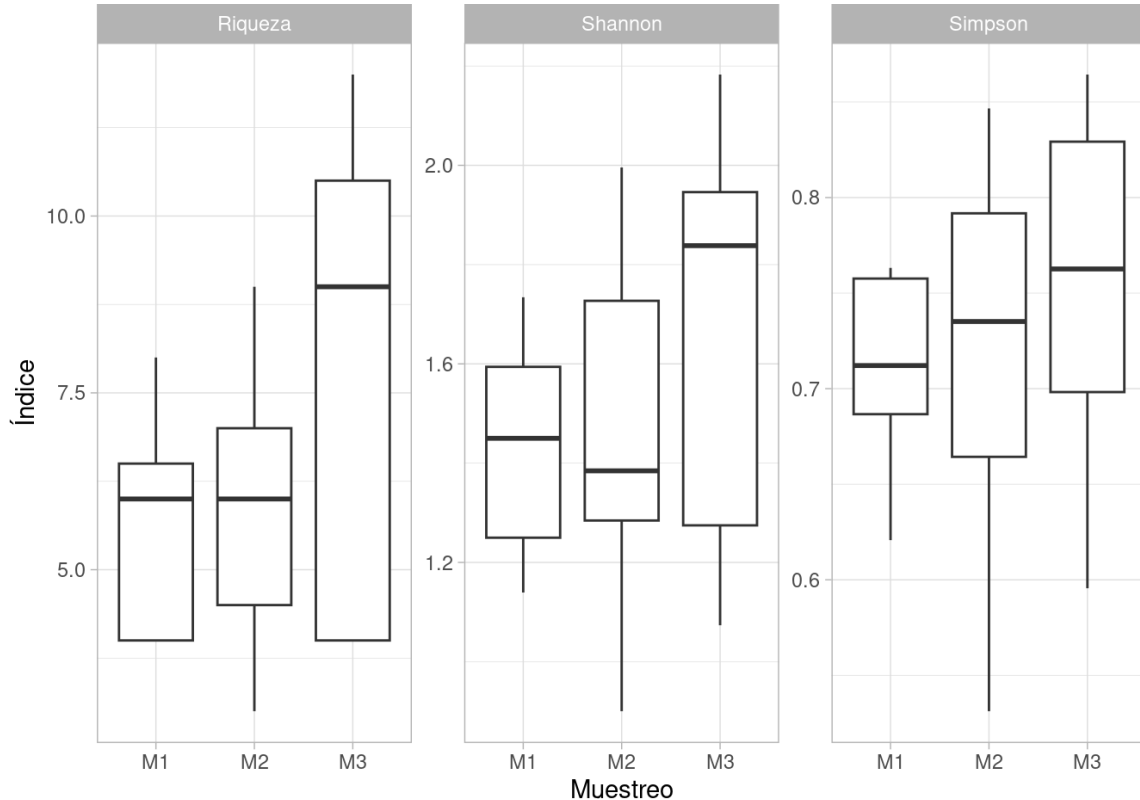
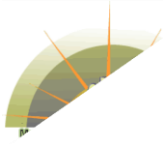


Figura 7.21. Valores de los índices de diversidad taxonómica por muestreo en la ciénaga de Mallorquín para la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

7.3 ANÁLISIS INFERENCIALES PARA LOS ATRIBUTOS ECOLÓGICOS

7.3.1 Análisis de asociación y patrones de agrupamiento entre variables (ACP)

En la Figura 7.22, y Figura 7.23, se muestran las agrupaciones de variables ambientales en las estaciones de muestreo. Las dimensiones 1, 2 y 3, explicaron el 62,7% del comportamiento de los datos. En la dimensión 1 explico el 25,3% de los datos, se encontró representada principalmente por los nutrientes, DBO₅, DQO, arena media, conductividad y sólidos totales disueltos en la estaciones E1, principalmente, esto puede estar asociado a que las concentraciones más altas de Nitratos, Nitrógeno amoniacal y arena fina, presentaron sus valores más altos en E1. Mientras que la dimensión 2 explico el 20,6% de los datos, y estuvo representada principalmente por la arena fina, arena gruesa y grava con la estación E7 en los muestreos M1 y M3. En cuanto a la dimensión



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

3, las variables que mayormente se expresaron fueron el Oxígeno disuelto, DBO₅, DQO, Profundidad y Temperatura, lo cual se puede asociar con una similitud en los valores promedio más altos de estas variables registradas en el muestreo M2. En el que se registró un aumento de la columna de agua debido a la presencia de lluvias y el rompimiento de la Barra, lo cual pudo acelerar una mayor cantidad de procesos fotosintéticos

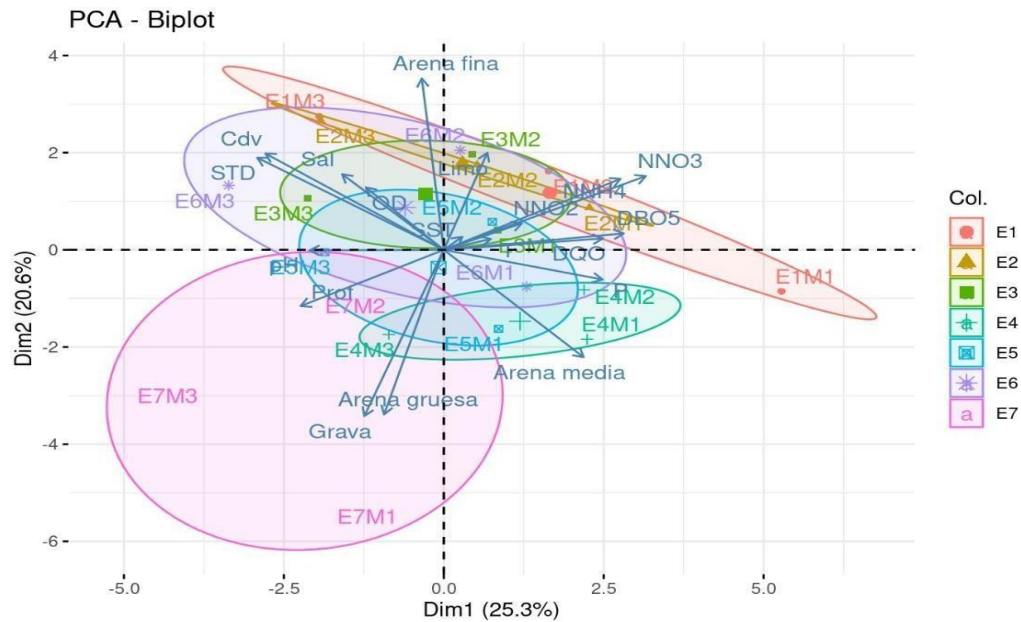
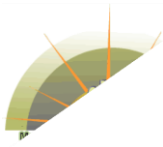


Figura 7.22. Análisis de componentes principales de las variables fisicoquímicas (a) y granulométricas en las estaciones de muestreo en las dimensiones 1, y 2.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

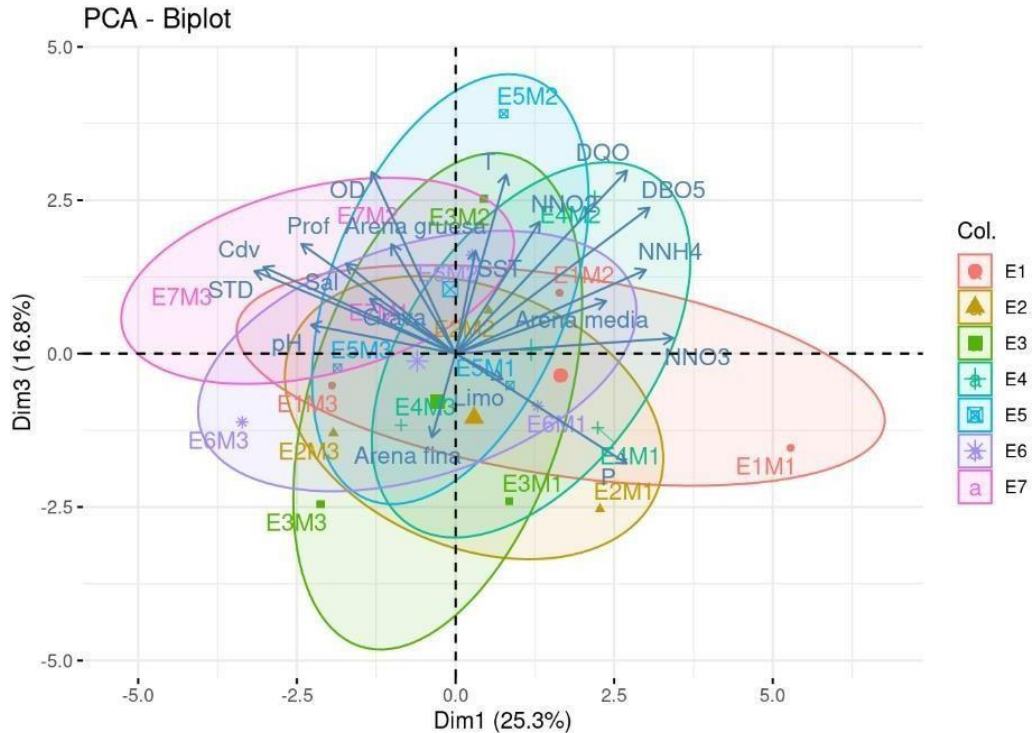
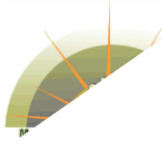


Figura 7.23. Análisis de componentes principales de las variables fisicoquímicas (a) y granulométricas en las estaciones en las dimensiones 1 y 3.

Entre tanto en los muestreos, las dimensiones 1, 2 (Figura 7.24) y 3 (Figura 7.25), explicaron igualmente que, en las estaciones, el 62,7 del comportamiento de los datos. La dimensión 1 estuvo representada en los muestreos M2, el cual estuvo representado por el limo, Nitritos en las estaciones E2 y E5, y el muestreo M1, por la arena media, Fosfatos y DQO, en las estaciones E4, E5 y E6, presentado relaciones inversas con el muestreo M3, el cual estuvo representado principalmente en la dimensión 2 por la salinidad, profundidad y pH en las estaciones E3 y E5. Mientras que la dimensión explico el 16,8% de los datos, y estuvo representada principalmente por la estación E1 y E2 en el muestreo M3.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

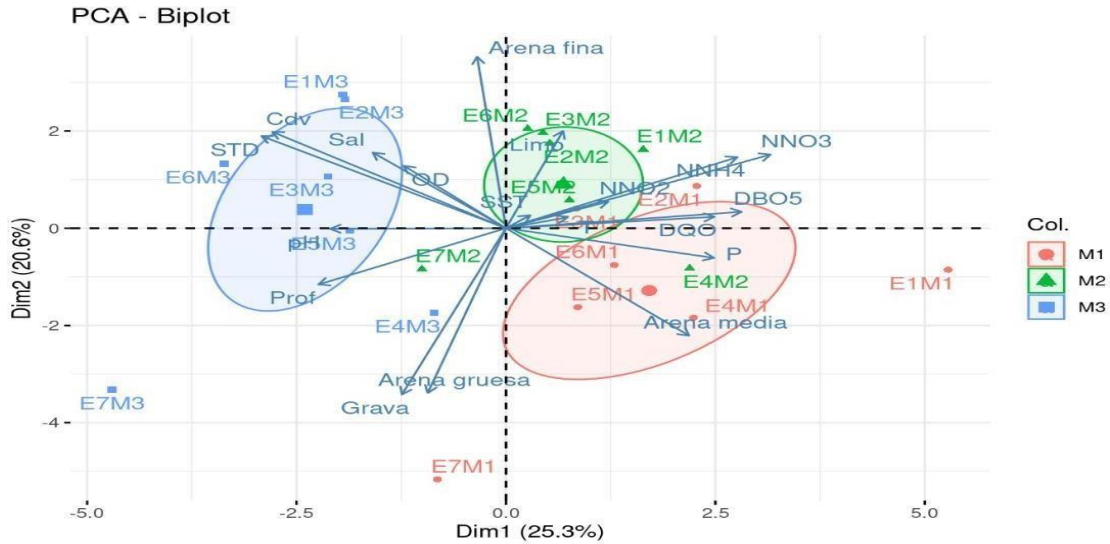


Figura 7.24. Análisis de componentes principales de las variables fisicoquímicas y granulométricas en los muestreos para las dimensiones 1 y 2

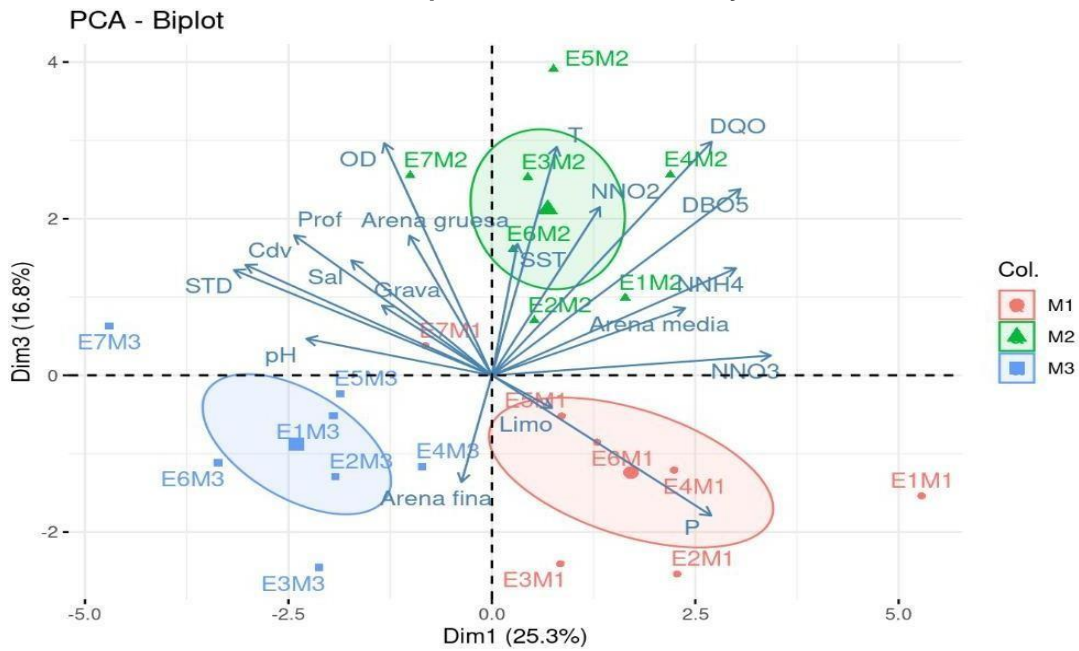
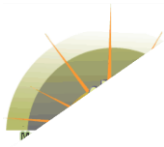


Figura 7.25. Análisis de componentes principales de las variables fisicoquímicas (a) y granulométricas en los muestreos para la dimensión 1 y 3.



7.4 ANÁLISIS DE DIVERSIDAD FUNCIONAL

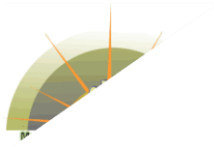
7.4.1 Rasgos biológicos y categorías de los macroinvertebrados bentónicos

En la **Tabla 7-2**, se muestran los rasgos biológicos utilizados para el presente estudio. Se realizó un análisis de media ponderada comunitaria (CWM), para determinar comportamiento en el tiempo y el espacio de los rasgos biológicos (alimentación) (Figura 7.26), tipo de movilidad (Figura 7.27), tipo de reproducción (Figura 7.28) y tamaño corporal (Figura 7.29), en los que se puede observar, que en los muestreos, los rasgos biológicos en donde se registró la mayores diferencias significativas fue en el tipo de reproducción y tipo de movilidad, presentaron menor variación en los datos.

En las estaciones de muestreo, para el rasgo alimentación, se observa que los filtradores suspensivoro fueron los más dominantes, en cuanto al tipo de movilidad, los organismos de movilidad sésil y lenta predominaron, debido a la abundancia de bivalvos en los puntos de muestreo, en las estaciones y en los muestreos, se observa que el tipo de reproducción dioica fue el más representativo en el rasgo tipo de reproducción, mientras que los organismos de tamaño medio y pequeño fueron los dominantes en el rasgo tamaño corporal.

Tabla 7-2. Rasgos biológicos y categorías de los macroinvertebrados bentónicos en la ciénaga de Mallorquín en las temporadas de sequía de marzo y lluvias de julio y octubre de 2022.

Rasgos biológicos	Categoría de los rasgos	Convención
Tamaño corporal	Pequeño (1-3 cm)	T-P
	Medio (3-10 cm)	T-M
	Grande (>10cm)	T-G
Alimentación	Filtrador-Suspensivoro	A-F,S
	Carnivoro-Carronero	A-C,CRR
	Detritívoro-Depredador	A-D,P
	Detritívoro-Filtrador	A-D,F
	Herbívoros	A-H



MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES SUE-CARIBE

Facultad de Ciencias Básicas

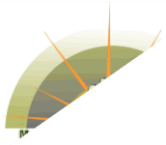
Universidad del Atlántico

 Universidad
del Atlántico



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar,
Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

Rasgos biológicos	Categoría de los rasgos	Convención
	Omnívoro	A-OM
	Depredador	A-D
Movilidad	Sésil	M-S
	Lenta	M-L
	Moderada	M-MD
	Rápida	M-R
Tipo de reproducción	Dioica	TR-D
	Esquizogamia	TR-E



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

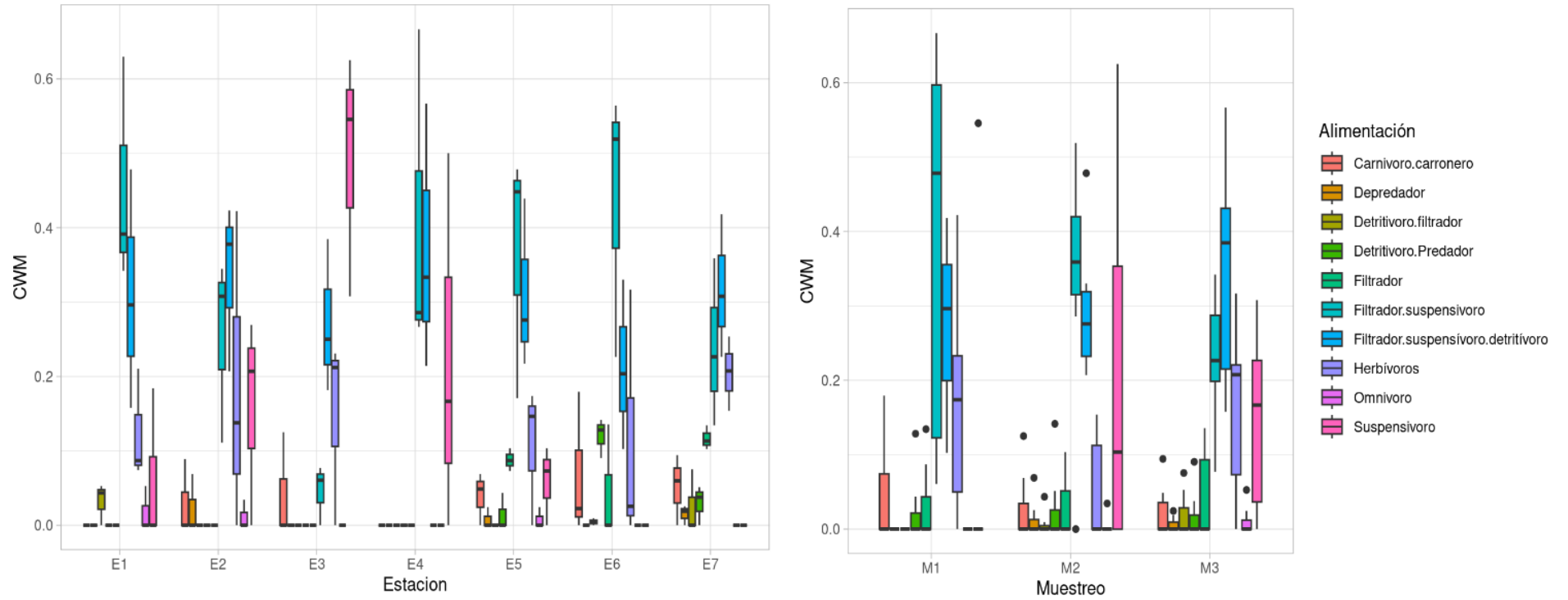
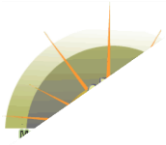


Figura 7.26. Análisis de media ponderada (CWM) en las estaciones y muestreos para el rasgo biológico alimentación.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

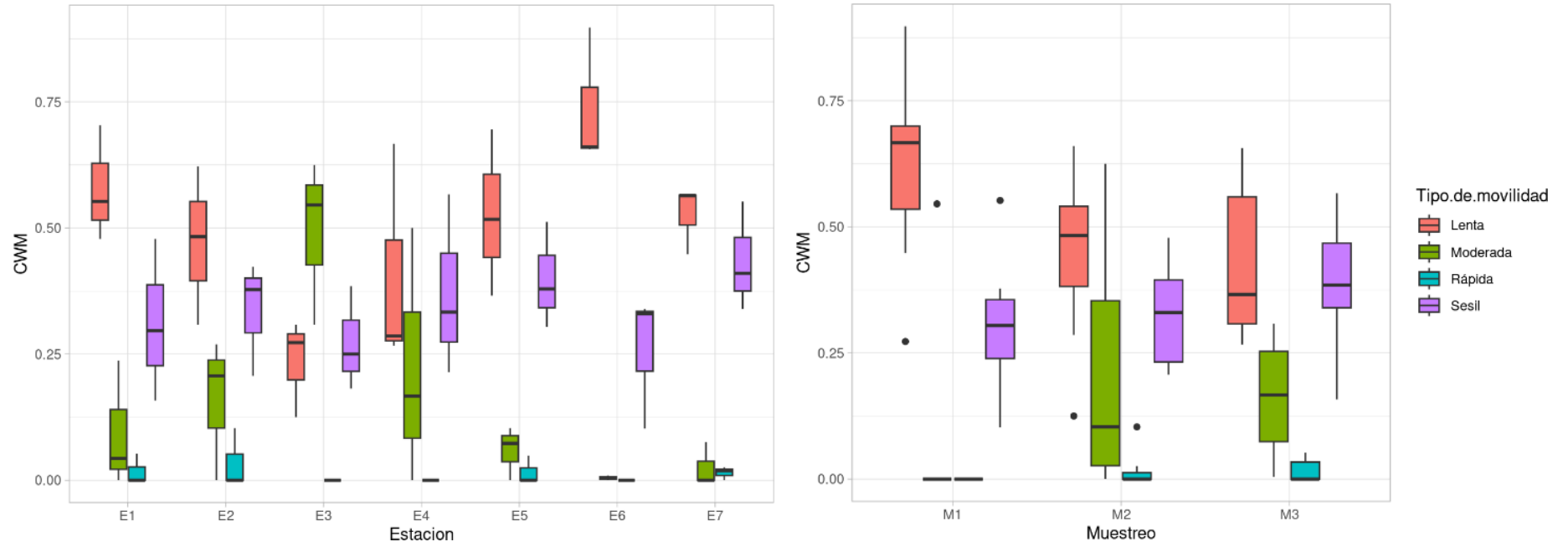
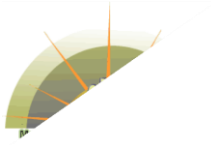


Figura 7.27. Análisis de media ponderada (CWM) en las estaciones y muestreos para el rasgo biológico tipo de movilidad



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

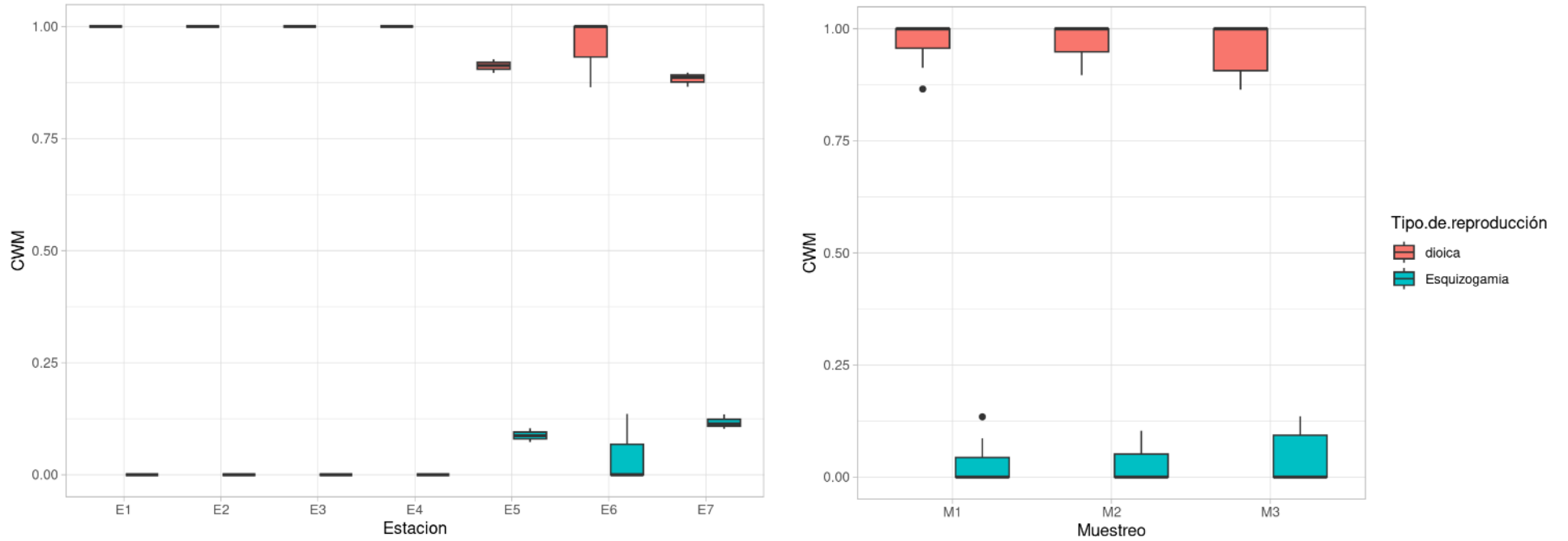
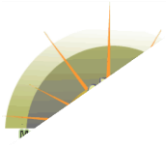


Figura 7.28. Análisis de media ponderada (CWM) en las estaciones y muestreos para el rasgo biológico tipo de reproducción.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

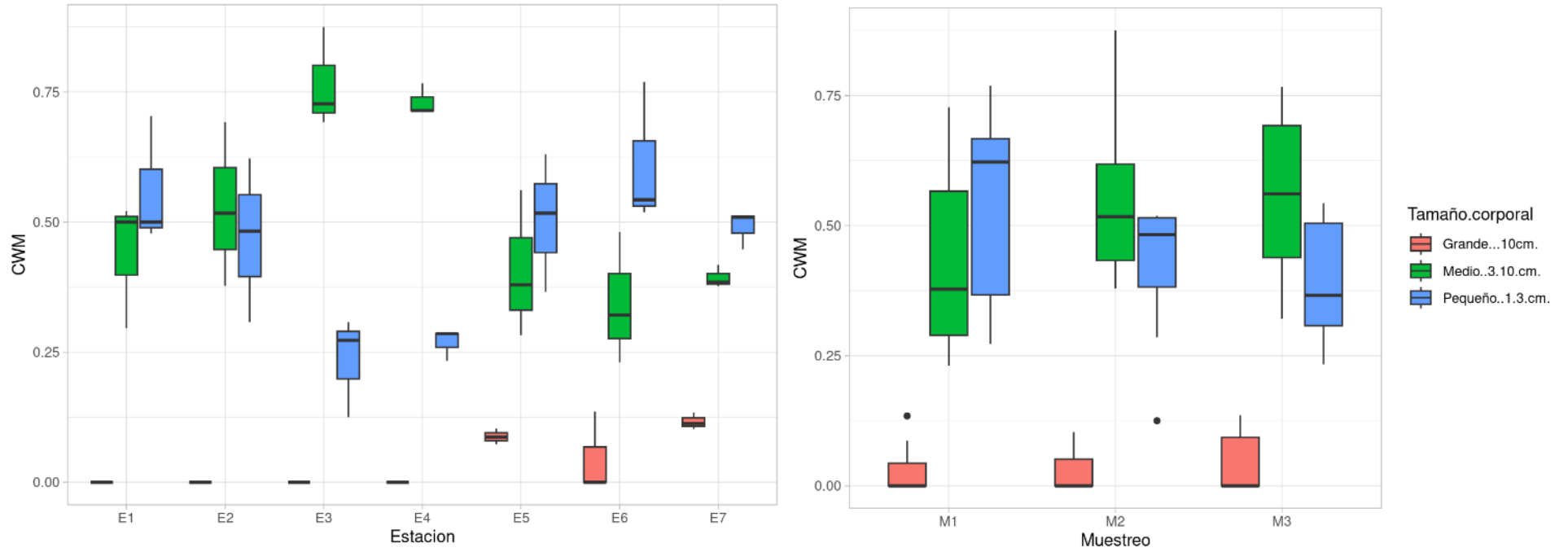
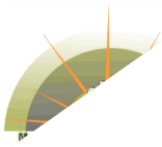


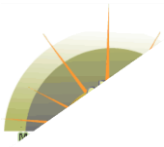
Figura 7.29. Análisis de media ponderada (CWM) en las estaciones y muestreos para el rasgo biológico tamaño corporal.



7.4.2 Índices de diversidad funcional

En la Figura 7.30, se muestran los análisis de los índices de diversidad funcional por estaciones y muestreo. Los resultados indican que los índices que presentaron los valores más altos fueron los de divergencia funcional (FDiv) en los muestreos M1 y M3, en cuanto equidad funcional (FEve) los valores más altos se registraron en M2 y M3, entre tanto los índices FRic y FDis, presentaron los valores más altos en los muestreos M2 y M3. En cuanto a las estaciones de muestreo, E3, E5, E6, E7, presentaron los valores más altos en los índices, mientras que en E1, E2, E3 y E4 se presentaron los datos más bajos. Esto puede estar relacionado con los valores de riqueza y distribución de la densidad en las estaciones y muestreos, puesto que en E5, E6 y E7 se registró la mayor diversidad en los muestreos M1 y M3. Los resultados muestran que en la temporada de lluvias se registró una mayor diversidad funcional, al igual que el estudio realizado por Gusmao et al., (2016).

Los resultados del índice de equidad funcional FEve, muestran que existe una homogeneidad en la distribución de abundancias de la comunidad de macroinvertebrados en el espacio funcional de la ciénaga de Mallorquín, en cuanto al índice de divergencia funcional (FDiv) los resultados evidencian un alto grado de diferenciación de nicho en las especies dominantes, lo que podría disminuir la competencia y aumentar la magnitud de los procesos del ecosistema como resultado de un uso más eficiente de los recursos (Villéger et al., 2010) . Los bajos valores del índice de riqueza funcional (FRic), puede estar evidenciando que varios de los recursos disponibles en la ciénaga de Mallorquín no están siendo utilizados y podría tener como consecuencia una reducción de la productividad (Mouillot et al., 2005).



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

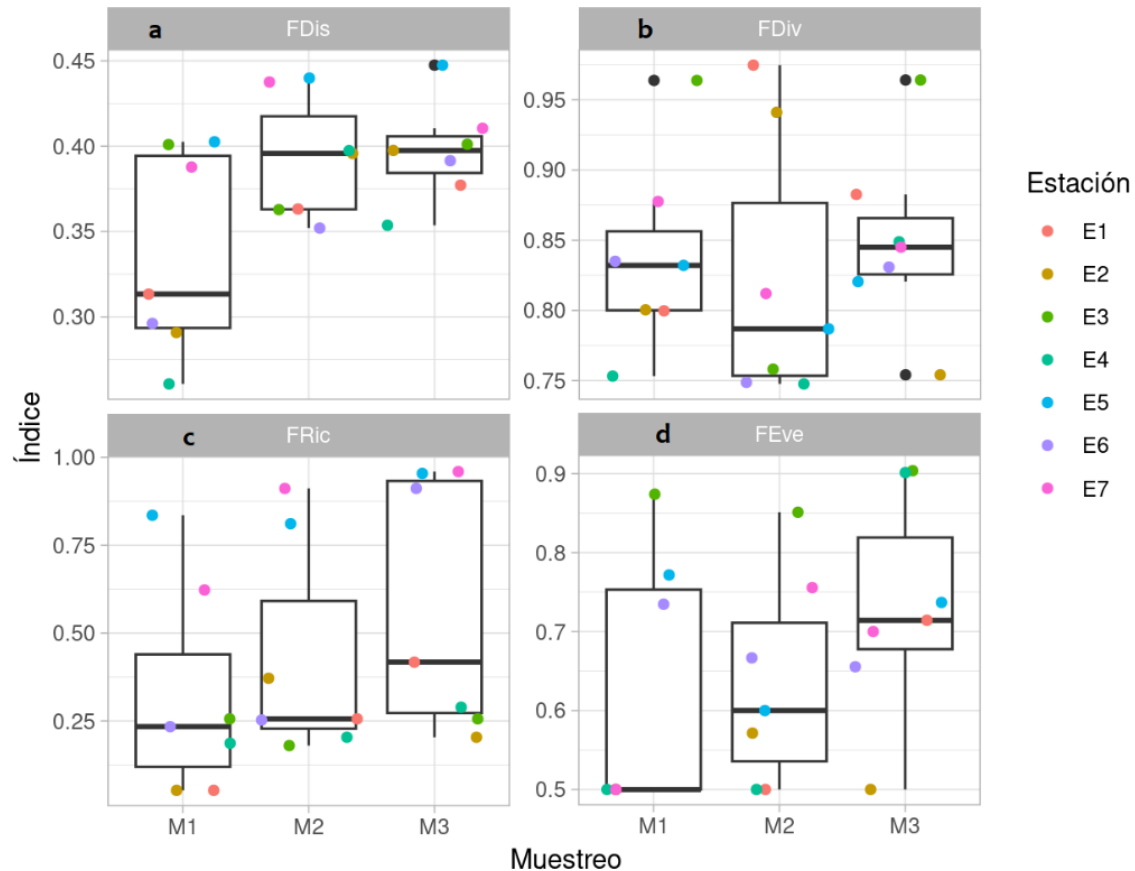
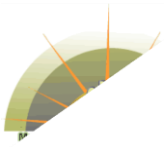


Figura 7.30. Índices de diversidad funcional: a- índice de dispersión funcional (FDIs); b- índice de divergencia funcional (FDiv); c- índice de riqueza funcional (FRic); d- índice de equidad funcional (FEve).

7.4.3 Modelo lineal de incidencia de variables ambientales en los índices de diversidad funcional.

En la Figura 7.31 y Tabla 7-3, se muestra un modelo lineal donde se representan las dimensiones 1, 2, y 3 de las variables ambientales con los índices de diversidad funcional. En la que se puede observar que el modelo lineal para el índice de diversidad funcional FDis, se encuentra correlacionado negativamente con la dimensión Axis 1, con una correlación de -0,01 y un valor P de 0,007, en la dimensión Axis 1, dominaron los nutrientes, profundidad, conductividad, arena media, STD, y DQO. FDis también mostro una correlación positiva con la dimensión Axis 3, que estuvo representada principalmente por el



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

oxígeno disuelto, DQO, temperatura, la DBO_5 y los nitratos. En cuanto a los índices FDiv y FEve no se registró significancia con las dimensiones analizadas. Para el índice de riqueza funcional (FRic), se observa una correlación negativa con el Axis 1, con un valor P de 0,002, evidenciando que en el monitoreo M1 en la temporada de sequía de marzo de 2022, y las estaciones E1, E3, E4, las variables fisicoquímicas dominantes más representativas en cuanto a concentraciones altas como Conductividad, Sólidos totales disueltos, Nitrógeno amoniacal, Fosfatos, pudieron ser influyentes en la disminución del índice de riqueza funcional FRic.

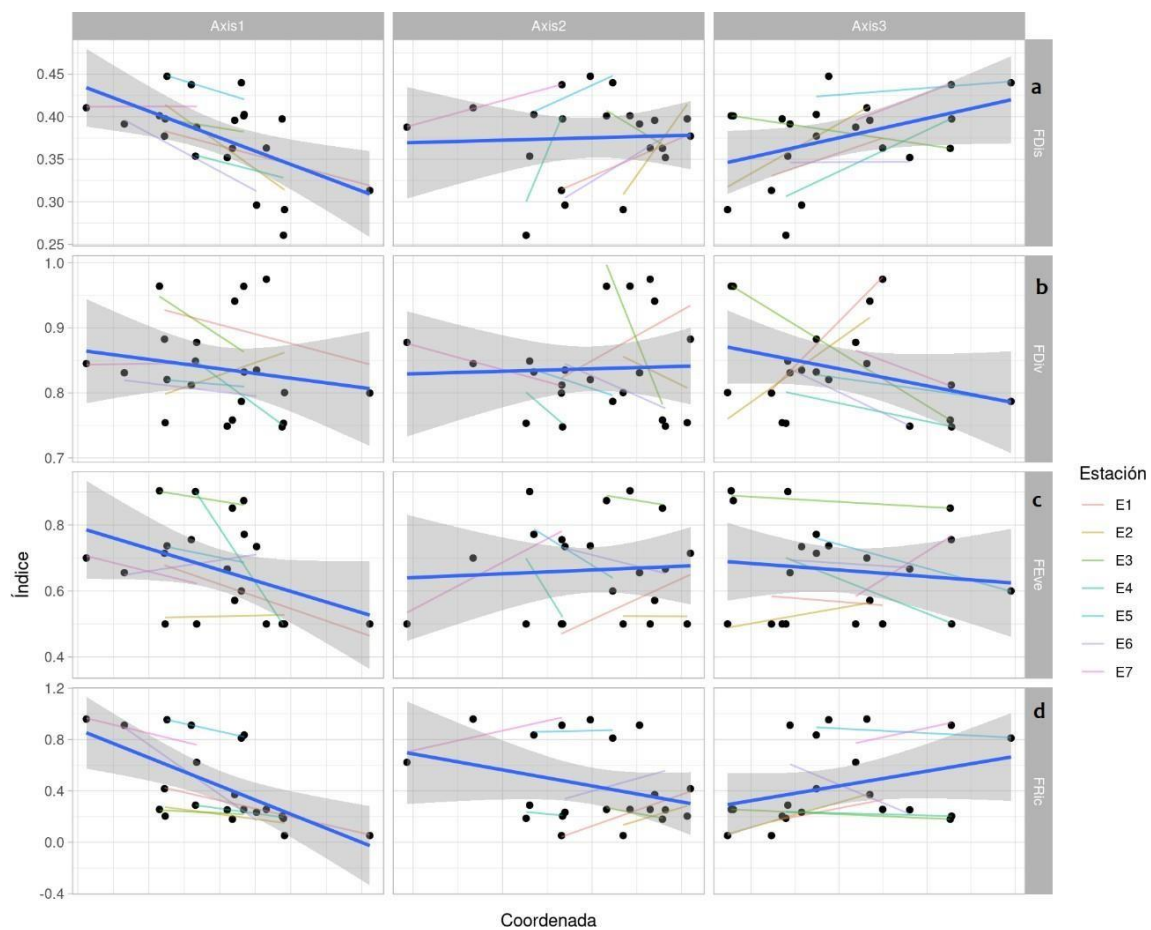
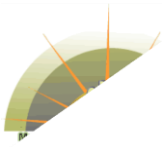


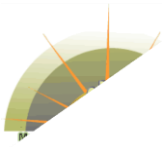
Figura 7.31. Modelo lineal de tendencia de los índices de diversidad funcional en las ejes.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

Tabla 7-3. Modelo de efectos aleatorios de los índices de diversidad funcional vs las dimensiones Axis 1, Axis 2, y Axis 3.

Coefficient	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value	Coefficient	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
FRic						FDiv					
(Intercept)	0.44	0.08	11	5.64	0.000	(Intercept)	0.84	0.02	11	51.89	0.000
Axis1	-0.08	0.02	11	-4.12	0.002	Axis1	-0.01	0.01	11	-0.79	0.449
Axis2	-0.03	0.03	11	-1.09	0.298	Axis2	0.00	0.01	11	0.19	0.855
Axis3	0.03	0.02	11	1.30	0.220	Axis3	-0.01	0.01	11	-1.46	0.174
Coefficient	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value	Coefficient	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
FEve						FDis					
(Intercept)	0.66	0.04	11	15.21	0.000	(Intercept)	0.38	0.01	11	35.57	0.000
Axis1	-0.02	0.01	11	-1.77	0.104	Axis1	-0.01	0.00	11	-3.32	0.007
Axis2	0.01	0.02	11	0.37	0.716	Axis2	0.00	0.00	11	0.25	0.805
Axis3	-0.01	0.02	11	-0.77	0.459	Axis3	0.01	0.00	11	2.36	0.038

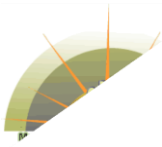


8 CONCLUSIONES

La Ciénaga de Mallorquín tiene varios tensores ambientales influyentes en las características fisicoquímicas, y biológicas, dentro de las que se destacan los aportes de sedimento del Arroyo León, la conexión superficial con el agua del Mar Caribe, los aportes de sedimentos y demás contaminantes del Río Magdalena, y las aguas residuales de las comunidades del barrio Las Flores, los cuales determinaron un mayor porcentaje de arena fina en el sistema, con altas concentraciones de salinidad, conductividad, sólidos totales disueltos, concentraciones de bajas a medias de nutrientes y pH con tendencia a la basicidad, favoreciendo una baja diversidad de macroinvertebrados bentónicos, dominados principalmente por los moluscos de la clase bivalva, los cuales son los que están aprovechando de mejor forma los recursos disponibles en el sistema. La profundidad y cercanías a los ecosistemas de manglar, fue un factor determinante en la distribución de los macroinvertebrados bentónicos en la Ciénaga de Mallorquín, es así que en las estaciones E6 y E7 se registraron los mayores valores de los atributos ecológicos de riqueza y densidad en el tiempo, las cuales están asociadas a la parte de mayor cobertura del manglar (E6) y mayor profundidad (E7)

En la época de sequía se registraron los menores valores de riqueza y densidad en la estación E1, lo cual puede estar atribuida a los bajos niveles de profundidad causados por la sedimentación. En términos generales en las temporadas de lluvias se registró una mayor diversidad. La morfoespecies más representativas en el sistema fueron *Mytilus* sp, y *Anomalocardia* sp, de reproducción rápida, y filtradores suspensivos, los cuales aprovecharon de mejor forma las condiciones fisicoquímicas del sistema. Entre tanto Los índices de diversidad taxonómica aplicadas mostraron un sistema con baja riqueza específica, pero con altos valores del índice de Simpson, evidenciando una baja dominancia de especies

Los análisis de componentes principales mostraron una mayor incidencia de las variables fisicoquímicas Conductividad, STD, DQO, arena media, Nitrógeno amoniacal y nitratos en las estaciones E1 y E2, mientras que la arena fina, arena media, limo, arena gruesa, grava, pH y la profundidad tuvieron afinidad en las estaciones E3 y E7, principalmente en la temporada de lluvias.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

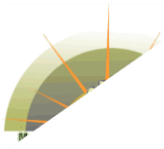
Los análisis de media ponderada comunitaria (CMW), mostraron se en los rasgos alimentación y tipo de movilidad no se registraron diferencias significativas en cuanto a estaciones y muestreos, caso contrario a lo reflejado en el tipo de reproducción y tamaño corporal, en cuanto a la dominancia de rasgo biológicos, en cuanto a la categoría de los rasgos, en las estaciones y muestreos, predominaron los organismos sésiles y de movimiento lento, así como los de filtradores suspensivoro de tamaño pequeño y mediano con reproducción dioica, características de los bivalvos, los cuales fueron la clase predominante en este estudio, debido a su capacidad para eurihalinas.

Los índices de diversidad funcional aplicados FDiv y FEve, mostraron que en la ciénaga de Mallorquín, existe una homogeneidad en la distribución de abundancias de la comunidad de macroinvertebrados en el espacio funcional de la ciénaga de Mallorquín, en cuanto al índice de divergencia funcional evidenciando un alto grado de diferenciación de nicho en las especies dominantes, lo que podría estar disminuyendo la competencia y aumentando la magnitud de los procesos del ecosistema como resultado de un uso más eficiente de los recursos. Mientras que el índice FRic, indicó varios de los recursos disponibles en la ciénaga de Mallorquín no están siendo utilizados y podría tener como consecuencia una reducción de la productividad.

La dimensión Axis 1 representada por las variables conductividad, STD, DQO, Nitratos, Nitrógeno amoniacal, y Fosforo en las estaciones E1 y E2, presento correlaciones inversas con los índices FRic y FDis, lo que podrían estar indicando que estas características fueron factores limitantes para una mayor distribución funcional y riqueza funcional en la ciénaga de Mallorquín

9 RECOMENDACIONES

Seguir realizando estudios de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en la ciénaga de Mallorquín para obtener la mayor cantidad de rasgos biológicos posibles para seguir con la evaluación de diversidad funcional en este cuerpo de agua.



MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES SUE-CARIBE

Facultad de Ciencias Básicas

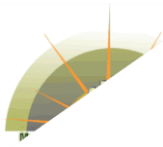
Universidad del Atlántico



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

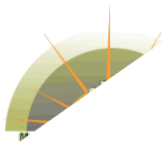
Realizar monitoreos a entrada de agua del río Magdalena, Arroyo León, y descarga de aguas residuales de las comunidades de los barrios Las Flores y la Playa.

Acciones de ordenamiento pesquero por parte de la autoridad nacional de acuicultura y pesca, debido a actividades de arrastre por parte de pescadores de camarón.



REFERENCIAS

- Arrieta, V., Muñoz, R., De, J., Mallorquín, C. D. E., & Colombiano, C. (2022). *Ciénaga de Mallorcaín , Caribe colombiano*. 231-242.
- Bertelsmeier, C. (2017). Functional trait ecology in the Anthropocene: a standardized framework for terrestrial invertebrates. *Functional Ecology*, 31(3), 556-557. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12812>.
- Bohórquez, A., & Ardila, J. (1996). Contribución a la Evaluación de la Limnología de la Zona Alta del Río Bogotá: Factores fisicoquímicos. *Revista Científica UNINCCA*, 2(1), 35-47.
- Borja, A., Elliott, M., Andersen, J. H., Berg, T., Carstensen, J., Halpern, B. S., Heiskanen, A. S., Korpinen, S., Stewart Lowndes, J. S., Martin, G., & Rodriguez-Ezpeleta, N. (2016). Overview of integrative assessment of marine systems: The ecosystem approach in practice. In *Frontiers in Marine Science* (Vol. 3, Issue MAR). Frontiers Media S. A. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00020>
- Castellanos K., Pizarro Del Río, J., Cuentas Villarreal, K., Costa Anillo, J. C., Pino Zarate, Z., Gutierrez, L. C., Franco, O. L., & Arboleda Valencia, J. W. (2017a). Lentic water quality characterization using macroinvertebrates as bioindicators: An adapted BMWP index. *Ecological Indicators*, 72, 53-66. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.023>
- Castellanos , K., Pizarro Del Río, J., Cuentas Villarreal, K., Costa Anillo, J. C., Pino Zarate, Z., Gutierrez, L. C., Franco, O. L., & Arboleda Valencia, J. W. (2017b). Lentic water quality characterization using macroinvertebrates as bioindicators: An adapted BMWP index. *Ecological Indicators*, 72, 53-66. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.023>
- Castellanos, K., Universidad del Atlántico, , & C.R.A. (2017). La calidad y estado actual de las fuentes hídricas del departamento año 2011. *Informe Técnico*, 1-293.



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

Clemente, S., Hernández, J. C., Rodríguez, A., & Brito, A. (2010). Identifying keystone predators and the importance of preserving functional diversity in sublittoral rocky-bottom areas. *Marine Ecology Progress Series*, 413, 55-67. <https://doi.org/10.3354/meps08700>

CRA, (2021). Informe técnico de estudio de caracterización de comunidades hidrobiológicas. 73.

Crowe, T. P., & Russell, R. (2009). Functional and Taxonomic Perspectives of Marine Biodiversity: Functional Diversity and Ecosystem Processes (pp. 375-390). Springer.
https://doi.org/10.1007/978-3-540-92704-4_27

Cvetkovic, M., & Chow-Fraser, P. (2011). Use of ecological indicators to assess the quality of Great Lakes coastal wetlands. *Ecological Indicators*, 11(6), 1609–1622.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2011.04.005>

Díaz, J., & Puyana, M. (2005). Moluscos del caribe colombiano: un catalogo ilustrado.

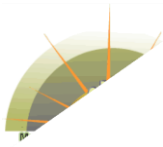
Dominguez, E., & Fernandez, H. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos Sistemática y biología.

Eaton, A., Rice, E., & Baird, R. (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition.

Franco, A., & León, I. (2010). Geoquímica y concentraciones de metales pesados en un organismo de interés comercial (*Corbula caribaea*. D'orbigny, 1842) en la zona submareal superficial de la Ciénaga de Mallorquín-Atlántico. *Boletín Científico CIOH*, 28, 69-83.
<https://doi.org/10.26640/22159045.216>

Fuentes, F., Pinedo, J., Gutiérrez, E., Marrugo, J., & Díez, S. (2021). Heavy metal pollution and toxicity assessment in Mallorquin swamp: A natural protected heritage in the Caribbean Sea, Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 167(March). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112271>

Fuentes, F., Pinedo, J., Marrugo, J., & Díez, S. (2018). Human health impacts of exposure to metals through extreme consumption of fish from the Colombian Caribbean Sea. In *Environmental Geochemistry and Health* (Vol. 40, Issue 1, pp. 229-242). <https://doi.org/10.1007/s10653-016-9896-z>



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

Gabler, C., Osland, M., Grace, J., Stagg, C., Day, R., Hartley, S., Enwright, N., From, A., McCoy, M., & McLeod, J.. (2017). Macroclimatic change expected to transform coastal wetland ecosystems this century. *Nature Climate Change*, 7(2), 142-147. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE3203>

Gamboa, D., Duque, G., & Cogua, P. (2018). Structural and compositional dynamics of macroinvertebrates and their relation to environmental variables in Buenaventura Bay. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 47(1), 67-83. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2018.47.1.738>

Garcés-Ordóñez, O. M. R.-M.; J. L. V.-A. (2016). *Evaluación de la calidad ambiental de los manglares de la ciénaga Mallorquín, departamento del Atlántico. June 2016*, 32.

García., Villegas P., & Román, C. (2017). Análisis fisicoquímico y biológico del río santo domingo, afluente río verde, cuenca del río La Vieja, Alto Cauca, Colombia. *Boletín Científico Del Centro de Museos*, 21(1), 31-51. <https://doi.org/10.17151/bccm.2017.21.1.3>

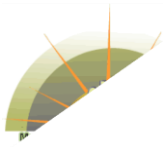
Gómez, Y., Martín, C., Ortega, I., & Pérez, C. (2019). La biodiversidad en un mundo cambiante. In *Instituto de ciencias básicas e ingeniería* (Vol. 1, pp. 237-264).

Gusmao, J. B., Brauko, K. M., Eriksson, B. K., & Lana, P. C. (2016). Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. *Ecological Indicators*, 66, 65-75. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2016.01.003>

Gutiérrez, F., & de la Lanza, G. (2019). Physicochemical Characterization of Mexican Coastal Lagoons, Current Status, and Future Environmental Scenarios. In *Mexican Aquatic Environments* (pp. 77-91). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-11126-7_3

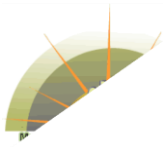
Laliberte, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>

Lavorel, S., & Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16(5), 545-556. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2435.2002.00664.X>



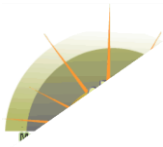
Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

- Marchena, C. (2015). Aplicación del modelo numérico MOHID para el estudio hidrodinámico y de transporte de la Ciénaga Mallorquín.
- McLenaghan, N. A., Christina Tyler, A., Mahl, U. H., Howarth, R. W., & Marino, R. M. (2011). Benthic macroinvertebrate functional diversity regulates nutrient and algal dynamics in a shallow estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 426, 171-184. <https://doi.org/10.3354/meps09029>
- Meredith, W., Casamitjana, X., Quintana, X. D., & Menció, A. (2022). Effects of morphology and sediment permeability on coastal lagoons' hydrological patterns. *Journal of Hydrology*, 612. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2022.128259>
- Morales, M. v, Arreguín, F., López, J., & Lluch, S. (2004). Ecosystem trophic structure and energy flux in the Northern Gulf of California, México. *Ecological Modelling*, 174, 331-345. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.028>
- Moreno , F., Caro , C, Pinilla, G. ., & Osorio, D. (2017). Current Knowledge Status on Periphyton Algae and Benthic Macroinvertebrates of The Meta Region, Colombia. *Acta Biologica Colombiana*, 22(3), 274-306. <https://doi.org/10.15446/abc.v22n3.60619>
- Mouillot, D., Mason, W. H. N., Dumay, O., & Wilson, J. B. (2005). Functional regularity: A neglected aspect of functional diversity. *Oecologia*, 142(3), 353-359. <https://doi.org/10.1007/S00442-004-1744-7>
- Muñoz Sevilla, N. P., & le Bail, M. (2017). Latin American and Caribbean regional perspective on Ecosystem Based Management (EBM) of Large Marine Ecosystems goods and services. *Environmental Development*, 22, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2017.01.006>
- Olascoaga, D. (2020). Diversidad taxonómica y funcional de equinoideos regulares (Echinodermata: Echinoidea) en isla fuerte, caribe colombiano David Camilo Olascoaga Valverde universidad de córdoba facultad de ciencias básicas programa de biología 2020-i.
- Pacheco, A. S., González, M. T., Bremner, J., Oliva, M., Heilmayer, O., Laudien, J., & Riascos, J. M. (2011). Functional diversity of marine macrobenthic communities from sublittoral soft-sediment habitats off northern Chile. *Helgoland Marine Research*, 65(3), 413-424. <https://doi.org/10.1007/s10152-010-0238-8>



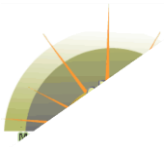
Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

- Pachepsky, Y. A., & Shelton, D. R. (2011). Escherichia coli and fecal coliforms in freshwater and estuarine sediments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(12), 1067-1110. <https://doi.org/10.1080/10643380903392718>
- Padilla, K., & Leon, I. (2014). Formas químicas de los Metales Pesados (Fe, Pb, Cu Y Zn) y su relación con los Macro-invertebrados Bentónicos asociados al Sedimento Superficial de la Ciénaga De Mallorquín.
- Raúl, E., Islas, G., & Navarro, R. (2007). Los moluscos y la contaminación. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 1-7. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42509901>
- Rodríguez, J., Vergas, Y., Arbeláez, N., Gómez, D., Zamora, A., Hernández, D., Jutinico, L., & Gómez, J. (2019). Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros de Colombia. www.invemar.org.co
- Roldan, G. (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: uso del método BMWP/Col.
- Roldán, Gabriel., & Ramírez, J. . (2008). Fundamentos de limnología neotropical. Editorial Universidad de Antioquia.
- Roldán, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Na*, 40, 254-274. <https://doi.org/10.18257/raccefyfyn.335>
- Rosa, A., Cravo, A., Jacob, J., & Correia, C. (2022). Water quality of a southwest Iberian coastal lagoon: Spatial and temporal variability. *Continental Shelf Research*, 245. <https://doi.org/10.1016/J.CSR.2022.104804>
- Ruprert, E., & Barnes, R. (1993). *Zoología de los invertebrados* (McGraw Hill).
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., & Siemann, E. (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277(5330), 1300-1302. <https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1300>



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

- Torres, G. G., Figueroa-Galvis, I., Muñoz-García, A., Polanía, J., & Vanegas, J. (2019). Potential bacterial bioindicators of urban pollution in mangroves. *Environmental Pollution*, 255. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113293>
- Umaña, G. (2013). Ten years of limnological monitoring of a modified natural lake in the tropics: Cote Lake, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 62(2), 567-578. <https://www.researchgate.net/publication/260943415>
- van der Linden, P., Patrício, J., Marchini, A., Cid, N., Neto, J. M., & Marques, J. C. (2012). A biological trait approach to assess the functional composition of subtidal benthic communities in an estuarine ecosystem. *Ecological Indicators*, 20, 121-133. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.004>
- Veríssimo, H., Bremner, J., Garcia, C., Patrício, J., van der Linden, P., & Marques, J. C. (2012). Assessment of the subtidal macrobenthic community functioning of a temperate estuary following environmental restoration. *Ecological Indicators*, 23, 312-322. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.020>
- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008a). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008b). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Villéger, S., Miranda, J. R., Hernández, D. F., & Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomie vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20(6), 1512-1522. <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>



Universidad de Cartagena, Universidad de Córdoba, Universidad de La Guajira, Universidad del Magdalena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de Sucre, Universidad del Atlántico.

ANEXOS

Anexo 1. Registro fotográfico de macroinvertebrados bentónicos en la ciénaga de Mallorquín.



Anomalocardia sp



Protothaca sp



Chione sp



Diplodonta sp



Nassarius sp



Melongena sp



Mytilus sp



Bulla sp



Neritina virginea



Architectonica sp



Tagelus sp



Alphilidae



Xanthidae



Cirratulidae



Spirographis sp



Neredidae