



Monitoreo de las condiciones ambientales y
los cambios estructurales y funcionales de las
comunidades vegetales y de los recursos
pesqueros durante la rehabilitación de la
Ciénaga Grande de Santa Marta

INFORME TÉCNICO

2024
Volumen 23

Santa Marta, Diciembre 2024





CUERPO DIRECTIVO INVEMAR

Director General

Francisco Armando Arias Isaza

Subdirector de Coordinación Científica

Jesús Antonio Garay Tinoco

Subdirectora Administrativa

Sandra Rincón Cabal

Coordinadora de Investigación e Información para la Gestión Marina y Costera (GEZ)

Paula Cristina Sierra Correa

Coordinador Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos (BEM)

David Alejandro Alonso Carvajal

Coordinadora Programa Calidad Ambiental Marina (CAM)

Luisa Fernanda Espinosa Díaz

Coordinadora Programa Geociencias Marinas y Costeras (GEO)

Constanza Ricaurte Villota

Coordinador Programa Valoración y Aprovechamiento de Recursos Marinos y Costeros (VAR)

Mario Enrique Rueda Hernández

Coordinador Servicios Científicos (CSC)

Juan Carlos Márquez Hoyos

Cítese como:

INVEMAR. 2024. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2024, Volumen 23. Santa Marta 185 p.

COORDINACIÓN DEL PROYECTO

INVEMAR

Luisa Fernanda Espinosa Díaz
Mario Rueda Hernández

CORPAMAG

Angelica Rodríguez Orduz
Freddy Benavides

GRUPO DE INVESTIGACIÓN

Programa CAM

Carlos Andrés Pacheco Vélez
María José Pacheco Tuberquia
Paola Sofía Obando Madera
María Alejandra Camargo Vargas
Juan Felipe Lazarus Agudelo
Julian Franco-Angulo
Tania Liceth Córdoba Meza
Janet Vivas-Aguas
Luisa Fernanda Espinosa Díaz

Programa VAR

Sarith Salas Castro
Efraín Viloria Maestre
Steven Fonseca Mercado
José Romero Arenas
Fabián Escobar Toledo
Mario Rueda

Programa BEM

Fredy Vargas Cárdenas
Diana Isabel Gómez
David Alonso Carvajal

GRUPO DE APOYO

Campo

Stephannie Chavez Zabaleta
Vladimir Carbono Hernández
Héctor Rodríguez Anchila
Janeth Palomino Larios
Jesús Suarez Gutierrez
Edgar Arteaga
Fair Dager Osorio
Lina Melo Florez
Alejandra Robles Sánchez
Alejandra Sierra Luna
Natalia Peña González
Daniel Jiménez Rincón
Juan Rodríguez Atará
Santiago Mesias Torres

Participación comunitaria (campo)

Navil Rentería Niebles
Javier de la Cruz Galvis
Kendy Rangel
Francisco Márquez
Samir Silva
Breiner Acosta

Laboratorio

Cesar Augusto Bernal
Lina Ortiz Muñoz
Leydy Johana Alarcón Murillo
Ana Maria Alejandra Lizarazo Epalza
Yurley Tatiana Zapata Rey
Edgar Arteaga Sogamoso
Evaristo Espinosa Hernandez
Juliana Gomez Moreno
Gustavo Lara
Kelvin Varela Cabello
Halbin Serrano Ramirez
Alvaro Andrés Robles Scott
Jonatan Pai Guanga
Danna Marcela Jaimes Palacio
Carol Liseth Montañez Mantilla
Camila Andrea Pichón González
Linda Liz Jiménez Chacón
Alejandro David Morelo

Coordinación GEZ

Liceth Castillo Mahecha
Isabela Katime

Imagen portada: Caño Clarín. Foto: Juan Camilo Rodríguez, 2022. Mosaico de imágenes. Archivo Invemar.

INVEMAR

Calle 25 No. 2-55, Playa Salguero
Santa Marta D.T.C.H., Colombia
Teléfono: (57) (5) 4328600
www.invemar.org.co



TABLA DE CONTENIDO

1.	RESUMEN.....	14
2.	INTRODUCCIÓN	18
3.	mETODOLOGÍA	21
3.1.	Área de Estudio.....	22
3.2.	Métodos y Análisis de información	24
3.2.1.	Calidad de Aguas	24
	Variables monitoreadas	25
	Análisis de información	28
3.2.2.	Ecosistemas de manglar	30
	Diseño del muestreo	34
	Diseño del muestreo de la comunidad de aves asociada a bosques de manglar en la CGSM	36
	Análisis de datos.....	36
	Entrevistas a miembros de la comunidad del poblado Buenavista	37
3.2.3.	Recursos pesqueros	38
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	42
4.1.	CALIDAD DE AGUAS	43
4.1.1.	Contexto General calidad del agua y del sedimento en la Ciénaga Grande de Santa Marta	44
4.1.2.	Calidad del agua	53
	¿Qué cambios se presentaron en la calidad química del agua?	53
	¿Qué comportamiento presentó el mercurio en peces de interés comercial en la CGSM?	73
	¿Qué cambios se presentaron en la calidad sanitaria del agua?	75
	La CGSM desempeña un papel crucial en el equilibrio ecológico y en el sustento de las comunidades humanas en la región Caribe. Sin embargo, el ingreso de aguas residuales sin tratar, ha convertido al sistema lagunar en un reservorio de contaminación microbiológica, lo que representa un riesgo para la salud pública. Debido a lo anterior, la determinación de coliformes Totales y Termotolerantes, se ha consolidado como una herramienta para evaluar la calidad microbiológica del agua e identificar las zonas críticas, ya que, estas bacterias se encuentran en altas concentraciones en el tracto intestinal de humanos y animales, por lo que su presencia puede implicar la introducción de patógenos potencialmente peligrosos cuya transmisión se da a través de las heces fecales (Edberg <i>et al.</i> , 2000).	75
	Para el periodo octubre de 2023 y septiembre de 2024 se deterinó la calidad microbiológica del sistema lagunar en términos de Coliformes Totales (CTT); las concentraciones de CTT	



oscilaron entre 130 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10} = 2,11$) y 92.000 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10} = 4,96$). Durante este periodo, las estaciones Boca de la Barra (Zona 0), Desembocadura del Río Aracataca (Zona 1), Isla del Rosario, Tasajera, Centro CGSM, Rinconada (Zona 2), Boca Caño Aguas Negras, Buenavista, y Nueva Venecia (Zona 3) presentaron incumplimientos recurrentes del criterio de calidad para actividades de contacto primario (1000 NMP/100 mL; $\text{Log}_{10} = 3,0$; Minambiente, 2015) en al menos el 91% de los meses evaluados (Figura 4.1-29). Esto evidencia, que en estas estaciones prevalecen malas condiciones sanitarias que representan un riesgo para la salud pública, las cuales están relacionadas principalmente con los aportes de aguas residuales domésticas que ingresan a través de los ríos y de manera directa desde las poblaciones aledañas y palafíticas que carecen de sistemas de tratamiento. Los sitios más críticos con las concentraciones más altas se registraron en el Centro CGSM en octubre, Boca Caño Aguas Negras en octubre y mayo, Nueva Venecia en febrero, Boca Río Aracataca en mayo, las cuales excedieron el criterio de calidad para actividades de contacto secundario (5000 NMP/100 mL; $\text{Log}_{10} = 3,7$; Minambiente, 2015)..... 75

¿Qué especies de *Vibrio* y *Aeromonas* potencialmente causantes de patologías intestinales y extraintestinales se encontraron en el agua y peces de interés comercial en la CGSM?. 77

4.1.3. Evaluación General de la calidad del agua en la Ciénaga Grande de Santa Marta... 79

¿Cómo fue el comportamiento de la comunidad fitoplanctónica entre la época lluviosa 2023 y la época seca 2024?..... 81

¿Cómo varió la composición y la densidad fitoplanctónica mensualmente entre octubre de 2023 y junio de 2024? 87

4.2. BOSQUE DE MANGLAR 91

4.2.1. ¿Cómo ha cambiado el estado de integridad de los bosques de manglar en la CGSM en los últimos años? 92

4.2.2. ¿Cómo ha sido el comportamiento de la salinidad en los manglares de la CGSM, su relación con las obras hidráulicas y la cobertura del bosque?..... 94

4.2.3. ¿Cómo ha cambiado la estructura de los bosques de manglar de la CGSM a través del tiempo y cuál es el estado actual? 99

4.2.4. ¿Cómo es la dinámica de la regeneración natural del manglar en la CGSM? ¿Existe un patrón estacional en la densidad de propágulos y plántulas de las especies de manglar? ... 103

4.2.5. ¿¿Cómo ha cambiado la composición de la comunidad avifaunal con respecto a la cobertura de manglar y cuáles son sus variaciones temporales? 106

Diferencias en composición de especies entre estaciones..... 109

Cambios en la diversidad ($d\alpha$) de la comunidad de aves en los últimos cuatro años de seguimiento..... 112

Cambios en la composición de especies ($d\beta$) de la comunidad de aves en los últimos cuatro años de monitoreo 114

Cambios en la composición de especies ($d\theta$) de la comunidad de aves de un año a otro en los tres últimos periodos de monitoreo (2021-2021; 2022-2023; 2023-2024). 115



4.2.6.	¿Qué papel cumplen las comunidades locales en la conservación de las comunidades avifaunales de la CGSM?	116
	La valoración de las aves por parte de los pobladores	116
4.3.	RECURSOS PESQUEROS	119
4.3.1.	¿Qué cambios se reflejan en las variables de desempeño pesquero y en su relación con la variabilidad climática global en las últimas dos décadas?	120
	Captura total	120
	Capturas anuales por grupos de especies	121
	Composición de las capturas por especies de peces	124
	Composición de las capturas por especies de invertebrados	125
	Comportamiento de la abundancia de los recursos pesqueros y su agrupamiento explicado por el enso en la CGSM	126
	Captura desembarcada total anual para los principales sitios de desembarco por arte y/o método de pesca	127
	Relación de la captura (t), esfuerzo de pesca (faenas) y captura por unidad de esfuerzo (kg/faena) de los principales artes y/o métodos de pesca	131
4.3.2.	En los aspectos económicos de la actividad pesquera en la CGSM, ¿cómo inciden la composición de las capturas en los ingresos económicos de los pescadores?	133
4.3.3.	¿Cuál es el estado actual de algunos indicadores reproductivos de algunas especies de importancia comercial en la pesquería de la CGSM?	139
	Moncholo (<i>Hoplias malabaricus</i>)	139
	Robalo (<i>Centropomus undecimalis</i>)	142
	Cuatro ojos (<i>Megaleporinus muyscorum</i>)	144
4.3.4.	¿Cuál es el impacto de la pesca sobre las tallas de los principales recursos pesqueros de la CGSM?	146
	Relación entre los indicadores TMC, composición de captura por tallas contra la tm de las principales especies de peces e invertebrados en la pesquería de la CGSM	146
	Presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las principales especies de peces de la ecorregión cgs	150
5.	DIAGNÓSTICO GENERAL Y CONCLUSIONES	152
6.	RECOMENDACIONES	156
7.	¿Para qué nos ha servido la información del monitoreo en la gestión de la CGSM?	160
8.	Bibliografía	162
9.	ANEXOS	177



ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 3.1-1. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA Y LÍMITE DEL ÁREA EFECTIVA DEL MONITOREO REALIZADO POR INVEMAR EN LA CGSM.	22
FIGURA 3.2-1. MAPA CON LAS ESTACIONES DE MONITOREO DEL COMPONENTE CALIDAD DE AGUAS Y SEDIMENTOS EN EL COMPLEJO LAGUNAR DE LA CGSM. FUENTE: LABORATORIO DE SERVICIOS DE INFORMACIÓN (LABSIS) – INVEMAR.	24
FIGURA 3.2-2. UBICACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MONITOREO DE MANGLAR Y AVIFAUNA EN LA CGSM.	31
FIGURA 3.2-3. ESTACIONES DE MONITOREO DE BOSQUE DE MANGLAR EN LA CGSM: A) AGUAS NEGRAS; B) CAÑO GRANDE; C) KILÓMETRO 22; D) LUNA; E) RINCONADA; F) SEVILLANO.	33
FIGURA 3.2-4. DISPOSICIÓN DE TRANSECTOS, PARCELAS Y SUBPARCELAS PERMANENTES DE MONITOREO Y PUNTOS DE MEDICIÓN DE VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS DEL AGUA.	34
FIGURA 3.2-5. LOCALIZACIÓN DE LOS SITIOS DE DESEMBARQUE DEL MONITOREO PESQUERO EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	39
FIGURA 3.2-6. PROCESO METODOLÓGICO DE CAMPO Y LABORATORIO DE LOS INDIVIDUOS RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	41
FIGURA 4.1-1. IMÁGENES 2024 DE LA ESTACIÓN BOCA DE LA BARRA EN MESES CON CONDICIONES CLIMÁTICAS CONTRASTANTES. FOTOS: PROGRAMA CAM – INVEMAR.	45
FIGURA 4.1-2. IMÁGENES 2023 DEL RÍO SEVILLA, BOCA DEL RÍO SEVILLA, Y FRENTE A RÍO SEVILLA, EN MESES CON CONDICIONES CLIMÁTICAS CONTRASTANTES. FOTOS: PROGRAMA CAM – INVEMAR.	46
FIGURA 4.1-3. IMÁGENES 2024 DEL RÍO FUNDACIÓN, BOCA DEL RÍO FUNDACIÓN, Y FRENTE A RÍO FUNDACIÓN, EN MESES CON CONDICIONES CLIMÁTICAS CONTRASTANTES. FOTOS: PROGRAMA CAM – INVEMAR.	47
FIGURA 4.1-4. IMÁGENES 2024 DE LA BOCA DEL RÍO ARACATACA, Y FRENTE A RÍO ARACATACA, EN MESES CON CONDICIONES CLIMÁTICAS CONTRASTANTES. FOTOS: PROGRAMA CAM – INVEMAR.	48
FIGURA 4.1-5. IMÁGENES 2024 DE ESTACIONES CON PRESENCIA DE POBLACIONES (TASAJERA, ISLA DEL ROSARIO, BUENAVISTA, NUEVA VENECIA) EN MESES CON CONDICIONES CLIMÁTICAS CONTRASTANTES. FOTOS: PROGRAMA CAM – INVEMAR.	49
FIGURA 4.1-6. IMÁGENES 2024 DE ESTACIONES CENTRO CGSM, BOCA DEL CAÑO GRANDE, RINCONADA Y CIÉNAGA LA LUNA, EN MESES CON CONDICIONES CLIMÁTICAS CONTRASTANTES. FOTOS: PROGRAMA CAM – INVEMAR.	50
FIGURA 4.1-7. IMÁGENES 2024 DE ESTACIONES CIÉNAGA LA AHUYAMA, CIÉNAGA LA REDONDA, LA YE Y CAÑO AGUAS NEGRAS. FOTOS: PROGRAMA CAM – INVEMAR.	51
FIGURA 4.1-8. IMÁGENES 2024 DE ESTACIONES CAÑO CLARÍN KM 15, BOCA CAÑO CLARÍN, CIÉNAGA LAS PIEDRAS, CIÉNAGA EL LORO, CIÉNAGA POZA VERDE, CIÉNAGA EL TORNO Y CAÑO EL TORNO. FOTOS: PROGRAMA CAM – INVEMAR.	52
FIGURA 4.1-9. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LOS CAMBIOS EN LA PROFUNDIDAD EN LAS 28 ESTACIONES QUE HACEN PARTE DEL MONITOREO DE CALIDAD DE AGUAS EN LA CGSM. BANDAS GRISES REPRESENTAN MESES EN LOS QUE NO SE PUDO ACCEDER A ESTACIONES EN EL NOROCCIDENTE DEL VIPIS.	53
FIGURA 4.1-10. CAMBIOS EN LA PROFUNDIDAD Y TRANSPARENCIA DEL AGUA EN LA BOCA DE LA BARRA ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y SEPTIEMBRE DE 2024.	54
FIGURA 4.1-11. CAMBIOS EN LA PROFUNDIDAD Y TRANSPARENCIA DEL AGUA EN ESTACIONES UBICADAS EN LOS RÍOS PROVENIENTES DE LA VERTIENTE OCCIDENTAL DE LA SNSM ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y SEPTIEMBRE DE 2024.	55
FIGURA 4.1-12. CAMBIOS EN LA PROFUNDIDAD Y TRANSPARENCIA DEL AGUA EN LA BOCA DEL CAÑO AGUAS NEGRAS ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y SEPTIEMBRE DE 2024.	56
FIGURA 4.1-13. CAMBIOS EN LA PROFUNDIDAD Y TRANSPARENCIA DEL AGUA EN ESTACIONES UBICADAS EN EL CAÑO CLARÍN ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y SEPTIEMBRE DE 2024.	56
FIGURA 4.1-14. CAMBIOS EN LA PROFUNDIDAD Y TRANSPARENCIA DEL AGUA EN CUATRO ESTACIONES UBICADAS EN EL CUERPO DE AGUA PRINCIPAL DE LA CGSM ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y SEPTIEMBRE DE 2024.	57
FIGURA 4.1-15. CAMBIOS EN LA PROFUNDIDAD Y TRANSPARENCIA DEL AGUA EN CINCO ESTACIONES UBICADAS EN EL COMPLEJO DE PAJARALES ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y SEPTIEMBRE DE 2024.	58
FIGURA 4.1-16. CAMBIOS EN LA PROFUNDIDAD Y TRANSPARENCIA DEL AGUA EN ESTACIONES UBICADAS EN EL NOROCCIDENTE DEL VIPIS ENTRE JULIO Y AGOSTO 2024.	59

FIGURA 4.1-17. SALINIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL EN 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM, ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y SEPTIEMBRE DE 2024. ESCALA DE COLOR DE FONDO REPRESENTA EL TIPO DE AGUA SEGÚN LOS VALORES DE SALINIDAD, BASADO EN LA CLASIFICACIÓN PROPUESTA POR KNOX (2001).....	60
FIGURA 4.1-18. TEMPERATURA DEL AGUA SUPERFICIAL EN 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM, ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y SEPTIEMBRE DE 2024.	62
FIGURA 4.1-19. CONCENTRACIONES DE OXÍGENO DISUELTO (OD) DEL AGUA SUPERFICIAL EN 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM, ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y SEPTIEMBRE DE 2024. LÍNEA HORIZONTAL ROJA REPRESENTA EL LÍMITE PERMISIBLE PARA EL OD SEGÚN LEGISLACIÓN COLOMBIANA (4,0 MG O ₂ /L; MINAMBIENTE, 2015).....	63
FIGURA 4.1-20. VALORES DE PH DEL AGUA SUPERFICIAL EN 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM, ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y SEPTIEMBRE DE 2024. LÍNEAS HORIZONTALES FUCSIA REPRESENTAN LOS LÍMITES PERMISIBLES PARA EL PH EN AGUAS CÁLDIDAS DULCES (4,5 – 9,0) Y LÍNEAS HORIZONTALES ROJAS REPRESENTAN LOS LÍMITES PERMISIBLES PARA EL PH EN AGUAS ESTUARINAS Y MARINAS (6,5 – 8,5) (MINAMBIENTE, 2015).	64
FIGURA 4.1-21. CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS ENTRE OCTUBRE DE 2023 A SEPTIEMBRE DE 2024, EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM.	66
FIGURA 4.1-22. CONCENTRACIONES DE CLOROFILA A ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y SEPTIEMBRE DE 2024 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM. ESCALA DE COLOR DE FONDO REPRESENTA CONDICIONES OLIGOTRÓFICAS (BANDA CELESTE: 1,0 – 2,5 µG CHL A/L), MESOTRÓFICAS (BANDA NARANJA: 2,5 – 7,9 µG CHL A/L), EUTRÓFICAS (BANDA AMARILLA: 8,0 – 25,0 µG CHL A/L) E HIPERTRÓFICAS (BANDA ROSA: >25,0 µG CHL A/L) (SEGÚN LA CLASIFICACIÓN PROPUESTA POR LA OCDE, 1982 /EN: LÓPEZ Y MADROÑERO, 2015)	67
FIGURA 4.1-23. CONCENTRACIONES DE ORTOFOSFATOS MEDIDAS ENTRE OCTUBRE 2023 A SEPTIEMBRE DE 2024 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM.	69
FIGURA 4.1-24. CONCENTRACIONES DE NITRÓGENO AMONIAICAL ENTRE OCTUBRE DE 2023 – SEPTIEMBRE 2024 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM. LÍNEA PUNTEADA REPRESENTA EL VALOR REFERIDO COMO TÍPICO PARA ESTUARIOS POCO CONTAMINADOS (70,0 MG/L; DAY ET AL., 1989).	71
FIGURA 4.1-25. CONCENTRACIONES DE NITRATO ENTRE OCTUBRE DE 2023 – SEPTIEMBRE 2024 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM.	72
FIGURA 4.1-26. CONCENTRACIONES DE NITRITO ENTRE OCTUBRE DE 2023 – SEPTIEMBRE 2024 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES UBICADAS EN SEIS ZONAS DE LA CGSM.	73
FIGURA 4.1-27. CONCENTRACIONES HISTÓRICAS PROMEDIO DE MERCURIO TOTAL EN ORGANISMOS (PECES) DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, PERIODO ENERO 2016 - SEPTIEMBRE 2024. ESPECIE ANALIZADA <i>MUGIL INCILIS</i> (LISA).	74
FIGURA 4.1-28. CONCENTRACIONES PROMEDIO DE MERCURIO TOTAL EN ORGANISMOS (PECES) DE LA CGSM ADQUIRIDOS EN EL COMPLEJO DE PAJARALES Y SALAMANCA, PERIODO NOVIEMBRE 2023 - SEPTIEMBRE 2024. ESPECIE ANALIZADA <i>MUGIL INCILIS</i> (LISA).....	74
FIGURA 4.1-29. CONCENTRACIÓN DE COLIFORMES TOTALES (CTT) EN ESTACIONES DE LA CGSM ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y SEPTIEMBRE DE 2024 REPRESENTADOS EN VALORES EN ESCALA LOGARÍTMICA. LA LÍNEA ROJA CONTINUA INDICA EL CRITERIO ESTABLECIDO PARA EL DESARROLLO DE ACTIVIDADES RECREATIVAS DE CONTACTO PRIMARIO (LCP) CORRESPONDIENTE A 1000 NMP/1000 ML (MINAMBIENTE, 2015).....	76
FIGURA 4.1-30. CONCENTRACIÓN DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES (CTE) MEDIDA EN ESTACIONES DE LA CGSM, ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y SEPTIEMBRE DE 2024 CON VALORES EN ESCALA LOGARÍTMICA. LA LÍNEA ROJA CONTINÚA INDICA EL LÍMITE ESTABLECIDO POR EL DECRETO 1076 DE 2015 PARA EL DESARROLLO DE ACTIVIDADES RECREATIVAS DE CONTACTO PRIMARIO (200 NMP/100 ML, MINAMBIENTE, 2015).	77
FIGURA 4.1-31. ESPECIES DE <i>VIBRIO</i> Y <i>AEROMONAS</i> AISLADAS POR CADA ESTACIÓN. LOS NÚMEROS EN LAS BARRAS INDICAN EL NÚMERO DE CEPAS POR LAS ESPECIES IDENTIFICADAS EN CADA ESTACIÓN.	78
FIGURA 4.1-32. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP) DE LAS VARIABLES DE CALIDAD DE AGUA EN LAS ZONAS MARINA (ZONA 0), RÍOS PROVENIENTES DE LA SNSM (ZONA 1), CUERPO DE AGUA PRINCIPAL (ZONA 2), COMPLEJO DE PAJARALES (ZONA 3), CAÑO CLARÍN (ZONA 5) Y NOROCCIDENTE VIPIS (ZONA 6).	79
FIGURA 4.1-33. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN ENTRE VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS, NUTRIENTES Y MICROORGANISMOS DE LAS ZONAS BOCA DE LA BARRA (ZONA 0), RÍOS PROVENIENTES DE LA SNSM (ZONA 1), CUERPO DE AGUA PRINCIPAL (ZONA 2), COMPLEJO PAJARALES (ZONA 3), SECTOR CAÑO CLARÍN (ZONA 5) Y NOROCCIDENTE VIPIS (ZONA 6).....	81



FIGURA 4.1-34. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS TAXONÓMICOS DEL FITOPLANCTON EN LAS ESTACIONES DE MUESTREO DURANTE OCTUBRE DE 2023 Y FEBRERO DE 2024. LBA= BOCA DE LA BARRA; CLU= CIÉNAGA LA LUNA; NVE= NUEVA VENECIA; CEN= CENTRO CGSM; RIN= RINCONADA; FRF= FRENTE A RÍO FUNDACIÓN Y CAN= BOCA DEL CAÑO AGUAS NEGRAS.....	82
FIGURA 4.1-35. DENSIDAD CELULAR (CÉL./L; BARRAS) Y SALINIDAD (LÍNEAS PUNTEADAS) POR ESTACIÓN REGISTRADA EN OCTUBRE DE 2023 Y FEBRERO DE 2024. LBA= BOCA DE LA BARRA; CLU= CIÉNAGA LA LUNA; NVE= NUEVA VENECIA; CEN= CENTRO CGSM; RIN= RINCONADA; FRF= FRENTE A RÍO FUNDACIÓN Y CAN= BOCA DEL CAÑO AGUAS NEGRAS.	83
FIGURA 4.1-36. ANÁLISIS DE ORDENACIÓN MEDIANTE LA TÉCNICA DE COORDENADAS PRINCIPALES (PCO) IMPLEMENTANDO LA ÉPOCA CLIMÁTICA COMO FACTOR DE AGRUPACIÓN. LBA= BOCA DE LA BARRA; CLU= CIÉNAGA LA LUNA; NVE= NUEVA VENECIA; CEN= CENTRO CGSM; RIN= RINCONADA; FRF= FRENTE A RÍO FUNDACIÓN Y CAN= BOCA DEL CAÑO AGUAS NEGRAS.	85
FIGURA 4.1-37. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS TAXONÓMICOS DE FITOPLANCTON EN BOCA DE LA BARRA - LBA (IZQUIERDA) Y CIÉNAGA LA LUNA - CLU (DERECHA), ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y JUNIO DE 2024.....	87
FIGURA 4.1-38. VALORES DE LA DENSIDAD FITOPLANCTÓNICA (NO. CÉL. /L) REGISTRADO EN LAS ESTACIONES DE BOCA DE LA BARRA (LBA) Y CIÉNAGA LA LUNA (CLU), ENTRE OCTUBRE DE 2022 Y SEPTIEMBRE DE 2023.	87
FIGURA 4.1-39. GRÁFICO DE VIOLÍN Y BLOXPLOT DE LA DENSIDAD FITOPLANCTÓNICA (CÉL. /L) REGISTRADO EN LAS ESTACIONES DE CIÉNAGA LA LUNA (CLU) Y BOCA DE LA BARRA (LBA), ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y JUNIO DE 2024.	88
FIGURA 4.1-40. ANÁLISIS DE CORRELACIÓN SIGNIFICATIVA ENTRE LA DENSIDAD FITOPLANCTÓNICA (CÉL. /L) Y VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS (PROFUNDIDAD (M), TRANSPARENCIA DISCO SECHI (M), TEMPERATURA (°C), SALINIDAD, PH, OXÍGENO DISUELTO (MG L-1), CONCENTRACIÓN DE NITRITOS (MG L-1), NITRATOS (MG L-1), AMONIO (MG L-1), FOSFATOS (MG L-1), SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES - SST (MG L-1) Y CLOROFILA A (µG/L)), ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y JUNIO DE 2024.	89
FIGURA 4.2-1. SERIE HISTÓRICA DE INDICADOR DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA DE MANGLARES – IBIM - PARA LAS ESTACIONES DE MONITOREO EN LA CGSM. A) AGUAS NEGRAS; B) CAÑO GRANDE; C) KILÓMETRO 22; D) LUNA; E) RINCONADA; F) SEVILLANO.	93
FIGURA 4.2-2. SERIE HISTÓRICA DEL PROMEDIO DE SALINIDAD INTERSTICIAL (50 CM) EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO. A) ANE: AGUAS NEGRAS; B) CGD: CAÑO GRANDE; C) K22: KILÓMETRO 22; D) LUN: LUNA; E) RIN: RINCONADA; Y F) SEV: SEVILLANO. LAS BARRAS ROJAS INDICAN LA DESVIACIÓN ESTÁNDAR.....	96
FIGURA 4.2-3. SALINIDAD INTERSTICIAL (50 CM) EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO PARA EL AÑO 2024. A) ANE: AGUAS NEGRAS; B) CGD: CAÑO GRANDE; C) K22: KILÓMETRO 22; D) LUN: LUNA; E) RIN: RINCONADA; Y F) SEV: SEVILLANO. LOS DIAGRAMAS DE CAJAS MUESTRAN EL VALOR DE LA MEDIANA Y LA DISTRIBUCIÓN DE LOS DATOS EN CUARTILES. LAS LETRAS MINÚSCULAS DENOTAN DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS.	97
FIGURA 4.2-4. SALINIDAD INTERSTICIAL (50 CM) POR TRIMESTRE EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO PARA EL AÑO 2024. A) ANE: AGUAS NEGRAS; B) CGD: CAÑO GRANDE; C) K22: KILÓMETRO 22; D) LUN: LUNA; E) RIN: RINCONADA; Y F) SEV: SEVILLANO. LOS DIAGRAMAS DE CAJAS MUESTRAN EL VALOR DE LA MEDIANA Y LA DISTRIBUCIÓN DE LOS DATOS EN CUARTILES. LAS LETRAS MINÚSCULAS DENOTAN DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS.	98
FIGURA 4.2-5. SERIE HISTÓRICA DEL ÁREA BASAL POR ESPECIE EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO. A) ANE: AGUAS NEGRAS; B) CGD: CAÑO GRANDE; C) K22: KILÓMETRO 22; D) LUN: LUNA; E) RIN: RINCONADA; Y F) SEV: SEVILLANO. AG: AVICENNIA GERMINANS; LR: LAGUNCULARIA RACEMOSA; RM: RHIZOPHORA MANGLE; CE: CONOCARPUS ERECTUS.	99
FIGURA 4.2-6. SERIE HISTÓRICA DE LA ABUNDANCIA RELATIVA POR CATEGORÍA DIAMÉTRICA EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO. A) ANE: AGUAS NEGRAS; B) CGD: CAÑO GRANDE; C) K22: KILÓMETRO 22; D) LUN: LUNA; E) RIN: RINCONADA; Y F) SEV: SEVILLANO.	102
FIGURA 4.2-7. REPRESENTACIÓN DEL ESCALAMIENTO MULTIDIMENSIONAL NO MÉTRICO (NDMS) DE LA CONTRIBUCIÓN RELATIVA POR CATEGORÍA DIAMÉTRICA (I.E. BRINZAL, LATIZAL Y FUSTAL) DE LAS ESPECIES POR AÑO, BASADA EN DISIMILITUDES BRAY-CURTIS. AG: A. GERMINANS; LR: L. RACEMOSA; RM: R. MANGLE. LAS FLECHAS GRISES REPRESENTAN LAS VARIABLES (I.E. CATEGORÍA DIAMÉTRICA POR ESPECIE) QUE INFLUYEN SIGNIFICATIVAMENTE LA DISTRIBUCIÓN DE LOS PUNTOS (I.E. AÑOS). LA DIRECCIÓN DE LAS FLECHAS INDICA EL GRADIENTE DE INFLUENCIA DE CADA VARIABLE EN EL ESPACIO BIDIMENSIONAL, ES DECIR, LOS AÑOS QUE ESTÁN MÁS CERCA DE LA DIRECCIÓN DE UNA FLECHA TIENEN UNA ASOCIACIÓN MÁS FUERTE CON VALORES ALTOS DE ESA VARIABLE. LA LONGITUD DE LAS FLECHAS REFLEJA LA MAGNITUD DE LA INFLUENCIA DE CADA VARIABLE.	103
FIGURA 4.2-8. SERIE HISTÓRICA DE LA DENSIDAD DE PROPÁGULOS (A) Y PLÁNTULAS (B) POR ESPECIE EN LA CGSM.	104



FIGURA 4.2-9. DENSIDAD DE PROPÁGULOS (A) Y PLÁNTULAS (B) POR TRIMESTRE Y ESPECIE EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO PARA EL AÑO 2024. A) ANE: AGUAS NEGRAS; B) CGD: CAÑO GRANDE; C) K22: KILÓMETRO 22; D) LUN: LUNA; E) RIN: RINCONADA; Y F) SEV: SEVILLANO.....	105
FIGURA 4.2-10. REGISTRO DE ESPECIES MIGRATORIAS MONITOREO 2024. A) CURVA RANGO-ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE AVES MIGRATORIAS REGISTRADAS. B) PORCENTAJE DEL NÚMERO DE ESPECIES DE AVES MIGRATORIAS POR ESTACIÓN.....	107
FIGURA 4.2-11 CURVAS RANGO ABUNDANCIA DE LA COMUNIDAD DE AVES DE LA CGSM (A) Y DE LAS CINCO ESTACIONES POR SEPARADO (B) DEL MONITOREO 2024. CADA PUNTO REPRESENTA UNA ESPECIE. EN LA FIGURA SE SEÑALAN LAS ESPECIES MÁS ABUNDANTES. ARA- ARDEA ALBA, CRS- CROTOPHAGA SULCIROSTRIS, NAB- NANNOPTERUM BRASILIANUM, PRC- PROTONOTARIA CITREA, ARC- ARDEA COCOI, COB-CONIROSTRUM BICOLOR, CHC-CHAUNA CHAVARIA, COA-CORAGYPS ATRATUS, PIS-PITANGUS SULPHURATUS, BUS-BUTORIDES STRIATA.	108
FIGURA 4.2-12 ALGUNAS DE LAS ESPECIES MÁS ABUNDANTES DE LA CGSM DEL MONITOREO 2024. A) ARDEA ALBA B) NANNOPTERUM BRASILIANUM Y C) ARDEA COCOI.	108
FIGURA 4.2-13 PERFIL DE DIVERSIDAD (DA POR DESCOMPOSICIÓN DE NÚMEROS DE HILL) DE LAS CINCO ESTACIONES MONITOREADAS EN 2024. SE CONSIDERARON TRES ÓRDENES DE DIVERSIDAD: 0D_A =RIQUEZA DE ESPECIES, 1D_A =NÚMERO EFECTIVO DE ESPECIES, 2D_A = ESPECIES COMUNES.	109
FIGURA 4.2-14 DIVERSIDAD BETA ENTRE COMUNIDADES DE AVES DE LAS CINCO ESTACIONES MONITOREADAS EN 2024. SE CONSIDERARON TRES ÓRDENES DE DIVERSIDAD: 0D_B =RIQUEZA DE ESPECIES, 1D_B =NÚMERO EFECTIVO DE ESPECIES, 2D_B = ESPECIES COMUNES. DIFERENTES LETRAS SOBRE CADA ESTACIÓN, INDICAN DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS ENTRE ESTACIONES.	110
FIGURA 4.2-15 PORCENTAJE DE REPRESENTATIVIDAD DE LOS GREMIOS TRÓFICOS DE LAS ESPECIES DE AVES DETECTADAS EN EL MONITOREO DE AVIFAUNA ASOCIADA A MANGLAR EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, 2024. CAR-CARROÑERO, CNV-CARNÍVORO, CMI-CONSUMIDOR DE MACROINVERTEBRADOS, FRU-FRUGÍVORO, GR-GRANÍVORO, HBV-HERBÍVORO, PIS-PISCÍVORO, INS-INSECTÍVORO, OMN-OMNÍVORO.	111
FIGURA 4.2-16 ESPECIES DE AVES QUE REPRESENTAN ALGUNOS DE LOS GREMIOS TRÓFICOS REGISTRADOS EN EL MONITOREO 2024. A) ORTALIS GARRULA, HERBÍVORA; B) FLUVICULA PICA, INSECTÍVORA; C) PLEGADIS FALCINELLUS, CONSUMIDORA DE MACROINVERTEBRADOS; D) CATHARTES BURROVIANUS, CARROÑERA; E) TIGRISOMA LINEATUM, PISCIVORA; F) DAPTRIS CHIMACHIMA, OMNÍVORA.	112
FIGURA 4.2-17 DIFERENCIAS EN LA DIVERSIDAD DE AVES (DA) ENTRE ESTACIONES (A, B Y C) Y ENTRE AÑOS (D, E Y F) EN LOS ÚLTIMOS CUATRO AÑOS DE MONITOREO. SE UTILIZARON TRES MÉTRICAS DE DIVERSIDAD POR DESCOMPOSICIÓN DE NÚMEROS DE HILL: 0D_A -RIQUEZA DE ESPECIES, 1D_A -NÚMERO DE ESPECIES EFECTIVAS, 2D_A NÚMERO DE ESPECIES COMUNES. DIFERENTES LETRAS SOBRE CADA ESTACIÓN, INDICAN DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS ENTRE ESTACIONES.	113
FIGURA 4.2-18 CAMBIO EN LA COMPOSICIÓN DE ESPECIES (DB) ENTRE CADA UNA DE LAS ESTACIONES CON LA DEMÁS (A, B Y C) Y ENTRE TODAS LAS ESTACIONES POR AÑO (D, E Y F). SE UTILIZARON TRES MÉTRICAS DE DIVERSIDAD POR DESCOMPOSICIÓN DE NÚMEROS DE HILL: 0D_B -RIQUEZA DE ESPECIES, 1D_B -NÚMERO DE ESPECIES EFECTIVAS, 2D_B NÚMERO DE ESPECIES COMUNES. DIFERENTES LETRAS SOBRE CADA ESTACIÓN, INDICAN DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS ENTRE ESTACIONES.	114
FIGURA 4.2-19 CAMBIO EN LA COMPOSICIÓN DE ESPECIES (DB) DE UN AÑO A OTRO (PERIODO), ANALIZANDO SEPARADAMENTE LA VARIACIÓN DE CADA UNA DE LAS ESTACIONES EN LOS ÚLTIMOS TRES PERIODOS (A, B Y C) Y LA VARIACIÓN ENTRE PERIODOS (D, E Y F). SE UTILIZARON TRES MÉTRICAS DE DIVERSIDAD POR DESCOMPOSICIÓN DE NÚMEROS DE HILL: 0D_B -RIQUEZA DE ESPECIES, 1D_B -NÚMERO DE ESPECIES EFECTIVAS, 2D_B NÚMERO DE ESPECIES COMUNES. DIFERENTES LETRAS SOBRE CADA ESTACIÓN, INDICAN DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS ENTRE ESTACIONES.....	115
FIGURA 4.2-20 CUERVO O CORMORÁN (NANNOPTERUM BRASILIANUM), ESPECIE DE AVE QUE ERA MUY CONSUMIDA POR POBLADORES LOCALES.....	117
FIGURA 4.2-21 TANGAS (PHAETUSA SIMPLEX), AVE INDICADORA DE LA PRESENCIA DE CARDÚMENES DE PECES.....	118
FIGURA 4.3-1. CAPTURA DESEMBARCADA TOTAL ANUAL Y PROMEDIO MENSUAL EN LA PESQUERÍA DE LA ECORREGIÓN CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA. 1999: 4 MESES Y 2024: 9 MESES.	120
FIGURA 4.3-2. VARIACIÓN INTERANUAL DE LAS CAPTURAS DE LA ECORREGIÓN CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.....	121
FIGURA 4.3-3. TENDENCIA DE LA CAPTURA TOTAL ANUAL Y PROMEDIO MENSUAL DE PECES, CRUSTÁCEOS Y MOLUSCOS EN LA PESQUERÍA DE LA ECORREGIÓN CGSM. 1999: 4 MESES Y 2024: 9 MESES.	122
FIGURA 4.3-4. VARIACIÓN MULTIANUAL DEL IOS, CAUDALES DEL RÍO MAGDALENA, SALINIDAD MEDIA Y CAPTURAS TOTALES EN LA CGSM. 1999: 4 MESES Y 2024: 9 MESES.	123



FIGURA 4.3-5. COMPOSICIÓN INTERANUAL DE LA CAPTURA (T) DE PECES EN LA ECORREGIÓN CGSM. 1999: 4 MESES. 2024: 9 MESES.	125
FIGURA 4.3-6. COMPOSICIÓN INTERANUAL DE LA CAPTURA DE INVERTEBRADOS EN LA ECORREGIÓN CGSM. 1999: 4 MESES. 2024: 9 MESES.	126
FIGURA 4.3-7. MAPA DE CALOR DE LA ABUNDANCIA, EN TÉRMINOS DE VALORES LOGARÍTMICOS DE LA CPUE DE LOS PRINCIPALES RECURSOS PESQUEROS (FILAS) Y SU AGRUPAMIENTO POR AÑOS, EXPLICADO POR EL EVENTO CLIMÁTICO (COLUMNAS).....	127
FIGURA 4.3-8. CAPTURA TOTAL ANUAL EN CAÑO CLARÍN DE LOS PRINCIPALES ARTES Y/ O MÉTODOS DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM. 2024: 9 MESES.	128
FIGURA 4.3-9. CAPTURA TOTAL ANUAL EN LA CIÉNAGA EL TORNO DE LAS PRINCIPALES ARTES Y/ O MÉTODOS DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM. 2024: 9 MESES.	129
FIGURA 4.3-10. CAPTURA TOTAL ANUAL EN ISLA DEL ROSARIO DE LAS PRINCIPALES ARTES Y/ O MÉTODOS DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM. 2024: 9 MESES.	129
FIGURA 4.3-11. CAPTURA TOTAL ANUAL EN NUEVA VENECIA DE LAS PRINCIPALES ARTES Y/ O MÉTODOS DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM. 2024: 9 MESES.	130
FIGURA 4.3-12. CAPTURA TOTAL ANUAL EN TASAJERA DE LAS PRINCIPALES ARTES Y/ O MÉTODOS DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM. 2024: 9 MESES.	131
FIGURA 4.3-13. CAPTURA, ESFUERZO Y CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO DE LAS PRINCIPALES ARTES DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM. 2024: 9 MESES.	132
FIGURA 4.3-14. COMPARACIÓN INTERANUAL DE LAS CAPTURAS E INGRESOS ECONÓMICOS A PRECIOS CORRIENTES E INDEXADOS A PRECIOS DE SEPTIEMBRE DE 2024 PARA EL TOTAL DE ESPECIES CAPTURADAS CON TODOS LOS ARTES EN LA PESQUERÍA DE CGSM. 2024: 9 MESES.	134
FIGURA 4.3-15. RENTA ECONÓMICA POR PESCADOR PARA CAÑO CLARÍN POR ARTE Y/ O MÉTODO DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM. 1999: 4 MESES Y 2024: 9 MESES.	136
FIGURA 4.3-16. RENTA ECONÓMICA POR PESCADOR PARA CIÉNAGA EL TORNO POR ARTE Y/ O MÉTODO DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM. 1999: 4 MESES Y 2024: 9 MESES.	136
FIGURA 4.3-17. RENTA ECONÓMICA POR PESCADOR PARA ISLA DEL ROSARIO POR ARTE Y/ O MÉTODO DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM. 1999: 4 MESES Y 2024: 9 MESES.	137
FIGURA 4.3-18. RENTA ECONÓMICA POR PESCADOR PARA NUEVA VENECIA POR ARTE Y/ O MÉTODO DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM. 1999: 4 MESES Y 2024: 9 MESES.	138
FIGURA 4.3-19. RENTA ECONÓMICA POR PESCADOR PARA TASAJERA POR ARTE Y/ O MÉTODO DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM. 1999: 4 MESES Y 2024: 9 MESES.	139
FIGURA 4.3-20. (A) HISTOGRAMA DE TALLAS VS. ESTADOS DE MADUREZ Y (B) ESTACIONALIDAD REPRODUCTIVA PARA EL MONCHOLO (<i>HOPLIAS MALABARICUS</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	141
FIGURA 4.3-21. TALLA DE MADUREZ SEXUAL (TM) PRELIMINAR PARA SEXOS COMBINADOS DEL MONCHOLO (<i>HOPLIAS MALABARICUS</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	142
FIGURA 4.3-22. (A) HISTOGRAMA DE TALLAS VS. ESTADOS DE MADUREZ Y (B) ESTACIONALIDAD REPRODUCTIVA PARA EL ROBALO (<i>CENTROPOMUS UNDECIMALIS</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	143
FIGURA 4.3-23. (A) HISTOGRAMA DE TALLAS VS. ESTADOS DE MADUREZ Y (B) ESTACIONALIDAD REPRODUCTIVA PARA EL CUATRO OJOS (<i>MEGALEPORINUS MUYSORUM</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	146
FIGURA 4.3-24. COMPARACIÓN ANUAL DE LA TALLA MEDIA DE CAPTURA (2000-2024) Y COMPOSICIÓN DE LA CAPTURA POR TALLAS (2024) CONTRA LA TALLA DE MADUREZ SEXUAL PARA LAS PRINCIPALES ESPECIES DE PECES EN LA PESQUERÍA DE LA CGSM. 2024: 9 MESES. EL HISTOGRAMA INDICA LA ESTRUCTURA DE TALLAS PARA 2024.	148
FIGURA 4.3-25. COMPARACIÓN ANUAL DE LA TALLA MEDIA DE CAPTURA (2000-2024) Y COMPOSICIÓN DE LA CAPTURA POR TALLAS (2024) CONTRA LA TALLA DE MADUREZ SEXUAL PARA LAS PRINCIPALES ESPECIES DE JAIBA EN LA PESQUERÍA DE LA CGSM. 2024: 9 MESES. EL HISTOGRAMA INDICA LA ESTRUCTURA DE TALLAS PARA 2024.	150
FIGURA 4.3-26. INDICADOR PRESIÓN PESQUERA ARTESANAL SOBRE LA ESTRUCTURA DE TALLAS CAPTURADAS DE LAS PRINCIPALES ESPECIES DE PECES EN LA ECORREGIÓN CGSM.	151



ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 3.2-1. MÉTODOS DE ANÁLISIS EMPLEADOS EN EL LABCAM DEL INVEMAR PARA MEDIR VARIABLES FISCOQUÍMICAS, METALES PESADOS Y MICROBIOLÓGICOS DE CALIDAD DE AGUAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	25
TABLA 3.2-2. MÉTODOS DE ANÁLISIS EMPLEADOS EN EL LABCAM DEL INVEMAR PARA MEDIR VARIABLES DE CALIDAD DE SEDIMENTOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	26
TABLA 3.2-3. MÉTODOS DE ANÁLISIS EMPLEADOS EN EL LABCAM DEL INVEMAR PARA MEDIR VARIABLES EN ORGANISMOS (<i>MUGIL INCILIS</i>).	27
TABLA 3.2-4. ESTACIONES Y PERIODICIDAD DE MUESTREO PARA EL ANÁLISIS DE VARIABLES EN AGUAS, SEDIMENTOS Y ORGANISMOS (M: MENSUAL, B: BIMESTRAL, S: SEMESTRAL). NUT: NUTRIENTES, CHL A: CLOROFILA A, SST: SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES, CTT: COLIFORMES TOTALES, CTE: COLIFORMES TERMOTOLERANTES. FITO.: COMUNIDADES FITOPLANCTÓNICAS.	27
TABLA 3.2-5. ASPECTOS GENERALES DE LAS ESTACIONES DE MONITOREO DE BOSQUE DE MANGLAR EN LA CGSM. TOMADA Y ADAPTADA DE INVEMAR (2023).	32
TABLA 3.2-6. RANGOS DE CLASIFICACIÓN DEL INDICADOR DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA DE MANGLARES (IBIm).	35
TABLA 3.2-7. DESCRIPCIÓN DE LAS VARIABLES, PERIODO Y FRECUENCIA DE MUESTREO POR SITIO DE DESEMBARQUE.	38
TABLA 4.1-1. P-VALORES OBTENIDOS MEDIANTE LA PRUEBA KRUSKAL WALLIS PARA EVIDENCIAR DIFERENCIAS ENTRE ZONAS BOCA DE LA BARRA (ZONA 0), RÍOS PROVENIENTES DE LA SNSM (ZONA 1), CUERPO DE AGUA PRINCIPAL (ZONA 2), COMPLEJO PAJARALES (ZONA 3), SECTOR CAÑO CLARÍN (ZONA 5) Y NOROCCIDENTE VIPIS (ZONA 6). * DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS.	80
TABLA 4.1-2. REPORTE DEL NÚMERO DE MORFOTIPOS POR GRUPOS TAXONÓMICOS ENCONTRADOS EN LA CGSM EN DIFERENTES AÑOS Y ÉPOCAS DE MUESTREO, INCLUIDOS LOS RESULTADOS DEL PRESENTE INFORME. DIATOMEAS (DT), DINOFALGADOS (DF), CHLOROPHYTA (CL), CIANOBACTERIA (CB) Y OTROS MORFOTIPOS (OTM).	83
TABLA 4.1-3. RESULTADOS DEL ANÁLISIS BIOENV PARA CADA UNA DE LAS ÉPOCAS CLIMÁTICAS, UTILIZANDO COMO VARIABLES FISCOQUÍMICAS PROFUNDIDAD (M), TRANSPARENCIA DISCO SECHI (M), TEMPERATURA (°C), SALINIDAD, PH, OXÍGENO DISUELTO (MG L ⁻¹), CONCENTRACIÓN DE NITRITOS (MG L ⁻¹), NITRATOS (MG L ⁻¹), AMONIO (MG L ⁻¹), FOSFATOS (MG L ⁻¹), SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES - SST (MG L ⁻¹) Y CLOROFILA A (µG/L).	85
TABLA 4.1-4. DENSIDAD (CÉL/L) DE LOS GÉNEROS CON ESPECIES DE MICROALGAS POTENCIALMENTE NOCIVAS REGISTRADAS DURANTE OCTUBRE DE 2023 (LLUVIA) Y FEBRERO DE 2024 (SECA) EN LAS ESTACIONES ANALIZADAS: LA BOCA DE LA BARRA (LBA), CIÉNAGA LA LUNA (CLU), NUEVA VENECIA (NVE), CENTRO CIÉNAGA (CEN), RINCONADA (RIN), FRENTE AL RÍO FUNDACIÓN (FRF) Y CAÑO AGUAS NEGRAS (CAN).	86
TABLA 4.1-5. DENSIDAD (CÉL./L) DE LOS GÉNEROS CON ESPECIES DE MICROALGAS POTENCIALMENTE NOCIVAS REGISTRADOS ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y JUNIO DE 2024 EN LA ESTACIÓN BOCA DE LA BARRA (LBA).	89
TABLA 4.1-6. DENSIDAD (CÉL./L) DE LOS GÉNEROS CON ESPECIES DE MICROALGAS POTENCIALMENTE NOCIVAS REGISTRADOS ENTRE OCTUBRE DE 2023 Y SEPTIEMBRE DE 2024 EN LA ESTACIÓN CIÉNAGA LA LUNA (CLU).	90
TABLA 4.2-1. VARIABLES FISCOQUÍMICAS DEL AGUA INTERSTICIAL EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO PARA EL AÑO 2024. LOS VALORES CORRESPONDEN AL PROMEDIO ARITMÉTICO Y LA DESVIACIÓN ESTÁNDAR (± DE), EL VALOR MÍNIMO (MÍN) Y MÁXIMO (MÁX). ANE: AGUAS NEGRAS; CGD: CAÑO GRANDE; K22: KILÓMETRO 22; LUN: LUNA; RIN: RINCONADA; Y SEV: SEVILLANO.	95
TABLA 4.2-2. VARIABLES FISCOQUÍMICAS DEL AGUA SUPERFICIAL EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO PARA EL AÑO 2024. LOS VALORES CORRESPONDEN AL PROMEDIO ARITMÉTICO Y LA DESVIACIÓN ESTÁNDAR (± DE), EL VALOR MÍNIMO (MÍN) Y MÁXIMO (MÁX). ANE: AGUAS NEGRAS; CGD: CAÑO GRANDE; K22: KILÓMETRO 22; LUN: LUNA; RIN: RINCONADA; Y SEV: SEVILLANO.	95
TABLA 4.2-3. ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTANCIA – IVI DE LAS ESPECIES DE MANGLAR EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO PARA LOS AÑOS 2023 Y 2024. ANE: AGUAS NEGRAS; CGD: CAÑO GRANDE; K22: KILÓMETRO 22; LUN: LUNA; RIN: RINCONADA; Y SEV: SEVILLANO. AG: A. GERMINANS; LR: L. RACEMOSA; RM: R. MANGLE; CE: C. ERECTUS.	100
TABLA 4.2-4. RESULTADOS DEL PERMANOVA Y LAS PRUEBAS DE COMPARACIÓN POR PARES, BASADOS EN DISIMILITUDES GOWER DE LA DENSIDAD DE PROPÁGULOS POR TRIMESTRE PARA EL 2024. LA ESTACIÓN FUE INCLUIDA COMO UN FACTOR ALEATORIO PARA LAS PERMUTACIONES. LOS VALORES P SE OBTUVIERON A PARTIR DE 999 PERMUTACIONES. CÓDIGOS DE SIGNIFICANCIA: 0 '***'; 0.001 '**'; 0.01 '*'; 0.05 '.'; 0.1 ''	105



TABLA 4.2-5. RESULTADOS DEL ANÁLISIS SIMPER DE LAS ESPECIES MÁS CONTRIBUYENTES A LAS DISIMILITUDES ENTRE LOS TRIMESTRES I Y III DE 2024, CON BASE EN LA DENSIDAD DE PROPÁGULOS. SOLO SE MUESTRAN LAS ESPECIES QUE SUMAN AL MENOS UN 70% DE LA CONTRIBUCIÓN ACUMULATIVA. A: <i>GERMINANS</i> ; RM: <i>R. MANGLE</i> . CÓDIGOS DE SIGNIFICANCIA: 0 ‘***’; 0.001 ‘**’; 0.01 ‘*’; 0.05 ‘.’; 0.1 ‘.’.	106
TABLA 4.2-6. RESULTADOS DEL ANÁLISIS SIMPER DE LAS ESPECIES MÁS CONTRIBUYENTES A LAS DISIMILITUDES ENTRE LOS TRIMESTRES II Y III DE 2024, CON BASE EN LA DENSIDAD DE PROPÁGULOS. SOLO SE MUESTRAN LAS ESPECIES QUE SUMAN AL MENOS UN 70% DE LA CONTRIBUCIÓN ACUMULATIVA. AG: <i>A. GERMINANS</i> ; RM: <i>R. MANGLE</i> ; CE: <i>C. ERECTUS</i> . CÓDIGOS DE SIGNIFICANCIA: 0 ‘***’; 0.001 ‘**’; 0.01 ‘*’; 0.05 ‘.’; 0.1 ‘.’.	106
TABLA 4.2-7. RESULTADOS DEL PERMANOVA, BASADOS EN DISIMILITUDES <i>GOWER</i> DE LA DENSIDAD DE PLÁNTULAS POR TRIMESTRE PARA EL 2024. LA ESTACIÓN FUE INCLUIDA COMO UN FACTOR ALEATORIO PARA LAS PERMUTACIONES. LOS VALORES <i>P</i> SE OBTUVIERON A PARTIR DE 999 PERMUTACIONES. CÓDIGOS DE SIGNIFICANCIA: 0 ‘***’; 0.001 ‘**’; 0.01 ‘*’; 0.05 ‘.’; 0.1 ‘.’.	106
TABLA 4.3-1. PARÁMETROS ESTIMADOS DE LA PRINCIPAL VARIABLE MORFOMÉTRICA Y PESAJE DATADOS EN LABORATORIO DEL MONCHOLO (<i>HOPLIAS MALABARICUS</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	140
TABLA 4.3-3. PARÁMETROS ESTIMADOS DE LA PRINCIPAL VARIABLE MORFOMÉTRICA Y PESAJE DATADOS EN LABORATORIO DEL ROBALO (<i>CENTROPOMUS UNDECIMALIS</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	143
TABLA 4.3-4. PARÁMETROS ESTIMADOS DE LA PRINCIPAL VARIABLE MORFOMÉTRICA Y PESAJE DATADOS EN LABORATORIO DEL CUATRO OJOS (<i>MEGALEPORINUS MUYSORUM</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	145



ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 9-1. LISTADO DE ESPECIES DE AVES REGISTRADO EN EL MONITOREO DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, 2024. CATEGORÍAS DE ESTATUS DE RESIDENCIA: R-RESIDENTE, R(E)-RESIDENTE Y ENDÉMICA, R(ML)-RESIDENTE Y MIGRATORIA LOCAL, MB-MIGRATORIA BOREAL, MA-MIGRATORIA AUSTRAL. CATEGORÍAS DE AMENAZA: LC-PREOCUPACIÓN MENOR, VU- VULNERABLE, EN-EN PELIGRO CRÍTICO. CATEGORÍAS POR PREFERENCIA ALIMENTARIA: CNV-CARNÍVORO, PIS-PISCÍVORO, OMN-OMNÍVORO, HBV-HERBÍVORO, INS-INSECTÍVORO, GR-GRANÍVORO, FRU-FRUGÍVORO, CAR-CARROÑERO, NEC- NECTARÍVORO, CMI-CONSUMIDOR DE MACRO INVERTEBRADOS.	178
ANEXO 9-2. LISTADO DE ESPECIES COMERCIALES CAPTURADAS EN LA PESQUERÍA DE LA ECORREGIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	181
ANEXO 9-3. CAPTURA (T) DESEMBARCADO TOTAL ANUAL PARA LOS PRINCIPALES SITIOS DE DESEMBARCO POR ARTE Y/O MÉTODO DE PESCA DE LOS ÚLTIMOS 15 AÑOS DE MONITOREO EN LA ECORREGIÓN DE LA CGSM. PARA DETALLE DE DATOS HISTÓRICOS SE PUEDE CONSULTAR EL SIGUIENTE ENLACE: SIPEIN - SISTEMA DE INFORMACIÓN PESQUERA DE INVEMAR	184



Resumen



La Ecorregión de la Ciénaga Grande de Santa Marta - CGSM es el complejo lagunar estuarino más extenso de Colombia, del que hacen parte 14 municipios. Por sus características hidrológicas, ecológicas y geomorfológicas, sus ecosistemas estuarinos son considerados de los más productivos de la zona tropical, hecho que le ha permitido estar distinguida con cinco figuras de protección. A pesar de su gran importancia, la CGSM mostró un grave deterioro ambiental en la década de los noventa como producto del desequilibrio hídrico originado por la construcción de la carretera Ciénaga-Barranquilla en los 50s, que condujo progresivamente a la hipersalinización del sistema, llevando a la mortandad de más del 50% del bosque de mangle y la pérdida de la biodiversidad que depende del estado del bosque. Con el objeto de promover su rehabilitación, se realizó la reapertura de cinco canales naturales preexistentes, con conexión al río Magdalena. Desde la apertura de los canales y para evaluar los cambios ambientales, estructurales y funcionales de las comunidades vegetales (manglar), de la calidad del agua y los recursos pesqueros, el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR con el apoyo de la Corporación Autónoma Regional del Magdalena – CORPAMAG y el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible- MinAmbiente, ha venido realizando el monitoreo ambiental en la CGSM. Adicionalmente, CORPAMAG, desde 2006, ha venido realizando una serie de intervenciones en la ecorregión, para mejorar los flujos hídricos, acciones que han generado cambios ambientales, los cuales se han evidenciado en el monitoreo.

El agua de la CGSM experimentó cambios significativos en sus parámetros fisicoquímicos durante el periodo de estudio (octubre 2023 – septiembre 2024). El agua del sistema lagunar fue predominantemente salobre y dulce, la cual estuvo influenciada por la estacionalidad climática y los aportes de agua del río Magdalena. La temperatura mostró un aumento a lo largo del periodo monitoreado, evidenciando la transición del fenómeno de La Niña a el fenómeno de El Niño entre octubre 2023 y enero 2024. Los niveles de oxígeno y pH se mantuvieron dentro de rangos aceptables; las concentraciones de OD en más del 70 % de las estaciones estuvieron por encima de 4,00 mg O₂/L y el pH entre 6,5 y 8,5. Los sólidos suspendidos totales presentaron una alta variabilidad espacial y temporal, las mayores concentraciones de SST se presentaron en la estación Boca de la Barra (458 mg/L). Las concentraciones de clorofila a, aumentaron en febrero, abril y junio 2024 en el cuerpo de agua principal y en el Complejo de Pajarales, generando condiciones eutróficas e hipertróficas en el sistema, asociadas a dinámicas climáticas y disponibilidad de nutrientes. De igual manera los nutrientes inorgánicos disueltos mostraron variabilidad espacial y temporal; la mayor concentración de ortofosfatos se registró en el río Fundación y su desembocadura; la de nitratos en Islas del Rosario; y las de nitritos en la Ciénaga El Torno y la Ciénaga El Loro, superando rangos típicos en ecosistemas estuarinos; estas variaciones determinaron condiciones oligotróficas de octubre a diciembre 2023 en los ríos provenientes de la SNSM y condiciones eutróficas e hipertróficas en la mayoría de estaciones durante el 2024.

Las concentraciones promedio de mercurio en la lisa (*Mugil incilis*) estuvieron por debajo del límite máximo permisible, indicando que no representan un riesgo para la salud humana. No obstante, es esencial mantener un monitoreo constante para fortalecer la implementación de estrategias de vigilancia y gestión ambiental.

La calidad sanitaria en la CGSM se evaluó determinando las concentraciones de Coliformes totales y Termotolerantes, y la presencia de bacterias potencialmente patógenas de los géneros *Vibrio* y *Aeromonas* presentes en el agua y el recurso pesquero del sistema lagunar. Los resultados muestran recurrentes condiciones sanitarias inadecuadas en varios sectores de la CGSM, evidenciando que este ecosistema recibe de manera continua descargas de aguas residuales, por lo que se requiere



implementar sistemas de tratamiento de aguas en las poblaciones aledañas y en los palafitos, para reducir los riesgos sanitarios en las comunidades pesqueras y dependientes de este ecosistema.

Con el objetivo de determinar la presencia y dinámica espacio temporal de las microalgas potencialmente nocivas, se realizaron muestreos mensuales en dos (2) estaciones, y un muestreo semestral en siete (7) estaciones en la época de lluvias de 2023 y seca de 2024. Los resultados evidenciaron que los cambios de la composición y densidad fitoplanctónica estuvieron regulados por la baja salinidad del agua en ambas épocas climáticas, lo cual favoreció la presencia y predominio de las cianobacterias.

El monitoreo del bosque de manglar se realizó en seis estaciones permanentes, cinco de ellas ubicadas en el Complejo de Pajarales (costado noroccidental) y una en el sector de Sevillano (costado nororiental). En cada estación, se llevó a cabo una caracterización biofísica que incluyó los componentes de estructura del bosque, regeneración natural y parámetros fisicoquímicos del agua superficial e intersticial. El Indicador de Integridad Biológica de Manglares – IBIm se mantuvo en las mismas categorías con respecto al 2023; es decir, Buen estado para la estación Rinconada, Regular para las estaciones Aguas Negras, Caño Grande, Kilómetro 22 y Luna, y Alerta para la estación Sevillano. El bosque de manglar mostró un incremento del área basal en todas las estaciones de monitoreo; estos cambios en la configuración estructural del bosque en términos de las categorías diamétricas a través del tiempo, muestran que en la actualidad el ecosistema de manglar de la CGSM exhibe una trayectoria de recuperación a nivel general. Sin embargo, la regeneración natural en la estación Aguas Negras parece estar afectada por la entrada excesiva de agua dulce y sedimentos. Por ello, es importante llevar a cabo estudios complementarios en dicha estación para evaluar el impacto de la sedimentación en la producción y viabilidad de los propágulos, así como en el establecimiento y crecimiento de nuevos individuos.

Las aves han sido ampliamente estudiadas en procesos de transformación de los ecosistemas, debido a que cambios en la composición y estructura de sus comunidades refleja procesos ecológicos asociados a estos cambios. Durante el 2024, se realizó el monitoreo de las comunidades de aves asociadas a las cinco estaciones de monitoreo establecidas durante los últimos años, utilizando como métodos de muestreo puntos de conteo de radio fijo y transectos. Se analizaron los patrones encontrados en el 2024 y los cambios temporales considerando los últimos cuatro años de monitoreo. Se encontró una predominancia de especies piscívoras y en la mayoría de las estaciones se encontraron algunas de las especies más abundantes, a excepción de la estación Aguas Negras (ANE), en la cual las especies más abundantes son diferentes a las de las otras estaciones, siendo las aves dominantes las que tienden a ser generalistas y pueden encontrarse tanto en hábitats conservados como en transformados. En el 2024, se volvieron a reportar dos especies endémicas de la región, la guacharaca caribeña (*Ortalis garrula*) y el colibrí cienaguero (*Chrysuronia lilliae*), este último además se encuentra en categoría de amenaza de peligro crítico. Por el contrario, en el 2024 no se registró el tordo chico (*Molothrus armenti*), especie endémica de la zona que se había reportado en monitoreos anteriores. Respecto a la contribución de las comunidades locales a la conservación de las aves, se hicieron evidentes cambios favorables en los hábitos de consumo de aves silvestres por parte de habitantes de La Ciénaga y el involucramiento de miembros de la comunidad en proyectos de aviturismo, acciones que contribuyen al mejoramiento de la relación entre los pobladores locales y las aves. Es importante llevar a cabo proyectos enfocados a conocer el estado de las poblaciones de aves de interés de conservación de La CGSM como *Ortalis garrula*,



Chrysuronia lilliae y *Molothrus armenti*. Además, se debe seguir fortaleciendo proyectos de aviturismo comunitario que contribuyen a la conservación de las aves.

Para el caso de los recursos aprovechados por pesca, durante período entre enero y septiembre de 2024, se aplicaron 25.389 registros a través del Sistema de Información Pesquera de INVEMAR - SIPEIN (20.659 de captura y esfuerzo, 3.244 de tallas y 1.486 de precios), con los que se estimó una producción pesquera desembarcada de 4.721 t durante ese periodo. Esta estimación mostró una leve caída de las estimaciones respecto al periodo 2020 – 2022, sin embargo, estaría aún por encima de las capturas anuales para el periodo 2008 – 2019. El desembarco de este año estuvo compuesto en un 79 % por peces y 21 % de crustáceos. En el grupo de peces se desembarcaron principalmente la mojarra rayada (20,8 %), lisa (16,9 %), y un grupo compuesto de especies estuarinas conformado por mapalé, chivo cabezón, macabí, sábalo y la dulceacuícola mojarra lora que constituyeron el 35,7 % del total. Referente a los crustáceos, las jaibas representaron el 56,6 % del total del grupo. El aumento en los valores de salinidad de las aguas del complejo lagunar favoreció la representación de especies estuarinas. En cuanto a los aspectos económicos, se estimaron ingresos promedios mensuales para el 2024 de 2.116 (± 168) millones COP. También se actualizaron las tallas de madurez sexual (TM) para las especies: chivo cabezón (30,1 cm de longitud total-Lt), mapalé (16,3 cm Lt), mojarra rayada (21,6 cm Lt), mojarra lora (19,1 cm Lt), coroncoro (21,7 cm Lt), lisa (25,0 cm Lt) y moncholo (25,9cm Lt). En el caso del cuatro ojos y róbalo, se contó con poca información en la primera especie, y solo se obtuvieron individuos machos en estado inmaduro para la segunda, lo que impide la estimación de este parámetro. En el caso de macabí y lebranche, se evidenció que, en la CGSM solo se pescan en estado juvenil, dada su migración reproductiva. Para los crustáceos se estimó la TM para la jaiba azul en 95 mm de ancho del caparazón (Aca) y para la jaiba roja en 86,7 mm de Aca. Por otro lado, el indicador de presión pesquera ejercida sobre las principales especies de peces en 2023 se estimó en 53,3 %; resultado que indica una incidencia negativa de los artes de pesca sobre la estructura de tallas de las principales especies de peces. Toda la información generada se constituye en insumo para la generación de medidas de manejo en el marco del Comité Ejecutivo de la Pesca y Plan de Cogestión Pesquera en el marco del proyecto GEF-CGSM que ejecuta el INVEMAR. Así mismo, los resultados apoyan el Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia, la generación de conceptos técnicos y acompañamiento a actores afines a la problemática actual de la ecorregión. Todos los resultados han sido socializados a la comunidad de pescadores y entidades relacionadas con la administración de los recursos de la CGSM.



Introducción





La Ciénaga Grande de Santa Marta - CGSM es el complejo lagunar estuarino más extenso de Colombia ([Blanco et al., 2006](#)), comprende el cuerpo central de la ciénaga, el complejo de ciénagas de Pajarales y la Isla de Salamanca ([Cotes, 2004](#)). Se encuentra ubicada en el departamento del Magdalena, norte de Colombia, separada del mar Caribe por la Isla de Salamanca y en la parte continental está limitada por la planicie de inundación del río Magdalena al oeste y suroeste, y con la Sierra Nevada de Santa Marta al este y sureste. Además de la importancia ecológica de este ecosistema, en ella tienen asiento 14 municipios que derivan su sustento de forma directa e indirecta de los recursos que provee el ecosistema.

Geográficamente, en la CGSM ejercen jurisdicción los municipios de Sitionuevo, Pueblo Viejo, Remolino, El Retén, Salamina, Zona Bananera, Pivijay, Ciénaga, Aracataca, El Piñón, Fundación, Concordia, Zapayán y Cerro de San Antonio; incluidas en Sitionuevo las comunidades palafíticas de Buenavista y Nueva Venecia, en el complejo de Pajarales. Estas 14 entidades registran una población de 545.925 habitantes, los cuales se concentran en el casco urbano y área rural de Ciénaga (133.601 habitantes), la Zona Bananera (77.793 habitantes), Fundación (75.067 habitantes), Aracataca (45.393 habitantes), Pivijay (42.136 habitantes), Pueblo Viejo (34.212 habitantes) y Sitionuevo (30.855 habitantes; [DANE, 2024a](#)); municipios en donde las actividades económicas se enfocan en la pesca artesanal, agroindustria, ganadería y la economía informal ([Vilardy-Quiroga y González-Novoa, 2011](#)).

Por sus características hidrológicas, ecológicas y geomorfológicas, los ecosistemas estuarinos son considerados uno de los ecosistemas más productivos en el mundo ([Day et al., 1989](#)). La CGSM y sus ecosistemas como los manglares, proveen servicios ecosistémicos de gran importancia para el bienestar, seguridad alimentaria y calidad de vida de las poblaciones aledañas, al tiempo que aporta beneficios del orden nacional, enfocados a la protección contra fenómenos naturales, producción de alimento y mejora en la calidad del agua; además de proveer beneficios de escala global como la captura de carbono y mitigación del cambio climático ([Contreras, 2016](#); [Alongi, 2021](#)).

Por su gran riqueza natural y condiciones ecológicas especiales, la CGSM se encuentra cobijada bajo cinco figuras de conservación, el Parque Nacional Natural Vía Parque Isla de Salamanca - VIPIS (declarado en 1964), El Santuario de Flora y Fauna de la Ciénaga Grande de Santa Marta – SFF CGSM (declarado en 1977), Humedal RAMSAR (1998), Reserva de Biosfera (2000) y área de importancia internacional para la conservación de aves (IBA/AICA) dentro de la iniciativa de Birdlife Internacional y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza - UICN. A pesar de su gran importancia, el complejo lagunar llegó a un avanzado estado de deterioro ambiental producto de actividades antrópicas, relacionadas con la canalización de los ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta para los cultivos de banano que generaron la disminución de los caudales; por la construcción de la carretera Barranquilla-Ciénaga (entre 1956 y 1960) que ocasionó el cierre de algunas bocanas naturales de intercambio entre el mar y la CGSM (Barra Vieja, Rincón del Jagüey) ([Dilger y Schnetter, 1998](#)); y por la paulatina construcción de canales y diques para facilitar la extracción y aprovechamiento de recursos forestales que afectó el relieve, la microtopografía y el drenaje de los bosques cercanos a los caños Clarín y Mendegua. Por otra parte, en la década de los sesenta y principios de los setenta, la construcción de los carretables Medialuna-Pivijay-Salamina y Palermo-Sitionuevo, el puente del río Magdalena y una serie de diques y terraplenes para impedir la inundación de predios de uso agrícola y ganadero, y para desviar aguas del río Magdalena con fines de irrigación que causaron un grave desbalance en la entrada de agua dulce al sistema ([Dilger y](#)



[Schnetter, 1998](#)). La interrupción de los flujos de agua entre la Ciénaga, el río Magdalena y el mar Caribe, desencadenaron el incremento de la salinidad en los suelos y cuerpos de agua internos, alcanzando valores de hasta 120 unidades de salinidad en áreas de manglar ([INVEMAR, 2021](#)), lo cual generó la pérdida de aproximadamente 285,7 km² (28.570 ha) de manglar entre 1956 y 1995 (correspondiente al 55,8% de la cobertura de bosque que existía originalmente), generaron mortandades periódicas de peces y la desaparición de la ostra, uno de los recursos más importantes del sistema ([Mancera y Vidal, 1994](#); [Viloria et al., 2012](#)).

Los efectos sobre los recursos naturales han sido igualmente acelerados por una creciente población humana que ha hecho uso indiscriminado de los mismos, destacando las comunidades de pescadores que constituyen el grupo social que ha interactuado por más tiempo y con mayor proximidad con el cuerpo lagunar, lo cual les ha garantizado el uso de los recursos sin una regulación estatal y social efectivas ([PROCIÉNAGA, 1995](#)). Estos impactos generaron pérdidas económicas importantes y deterioro de la calidad de vida de los habitantes.

Con el objetivo de promover la disminución de la salinidad en el ecosistema a través del restablecimiento del régimen hídrico y lograr recuperar la cobertura vegetal, los recursos pesqueros y contribuir al bienestar social de las comunidades, se inició en el año 1992 el "Proyecto de rehabilitación de la región de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM)" – PROCIENAGA ([Rivera-Monroy et al., 2001](#)). El proyecto tuvo como finalidad la reapertura de 5 canales naturales pre-existentes, con conexión al río Magdalena y la conexión del complejo lagunar con el mar a través de una serie de box-culverts construidos bajo la carretera ([Garay et al., 2004](#)). Desde la apertura de los canales y hasta la fecha, el INVEMAR ha venido realizando el monitoreo ambiental con el apoyo de CORPAMAG y el MinAmbiente en el marco de diversos convenios de cooperación.

Este informe se enmarca en el Convenio No. 40 de 2014, establecido entre INVEMAR y CORPAMAG, cuyo objetivo es fortalecer el monitoreo ambiental en la CGSM; esto incluye el análisis de metales pesados en sedimentos y en el tejido muscular de peces de interés comercial, así como la evaluación de microorganismos que puedan afectar la salud humana o del ecosistema. A su vez, se examina el estado fitosanitario del bosque de manglar, la abundancia y composición de aves como indicadores del estado de conservación del bosque, y algunas variables biológicas relevantes para el manejo pesquero, como la actualización de las tallas de madurez sexual por especie.

El informe presenta los resultados de la evaluación de la calidad del agua, el monitoreo de los bosques de manglar y los recursos pesqueros durante el periodo de enero a septiembre de 2024 con el propósito de describir el comportamiento del complejo lagunar en relación con las actividades de recuperación implementadas y su respuesta ante los crecientes factores ambientales de la zona. Además, se incluye un diagnóstico general del área de estudio basado en la información recopilada durante el año y se ofrecen recomendaciones generales para el manejo del complejo estuarino.



Metodología

3.1. ÁREA DE ESTUDIO

La Ciénaga Grande de Santa Marta - CGSM se localiza en latitud Norte entre los 10.54505306 y 11.13278062 grados, y en longitud Oeste entre los -74.87842746 y -74.21323554. Durante el presente estudio, el área efectiva analizada comprende 205.393 ha constituida por el cuerpo central (espejo principal de agua) de la Ciénaga, el complejo de ciénagas de Pajarales, la Isla de Salamanca y la cuenca de los tributarios de la Sierra Nevada de Santa Marta - SNSM (Figura 3.1-1).

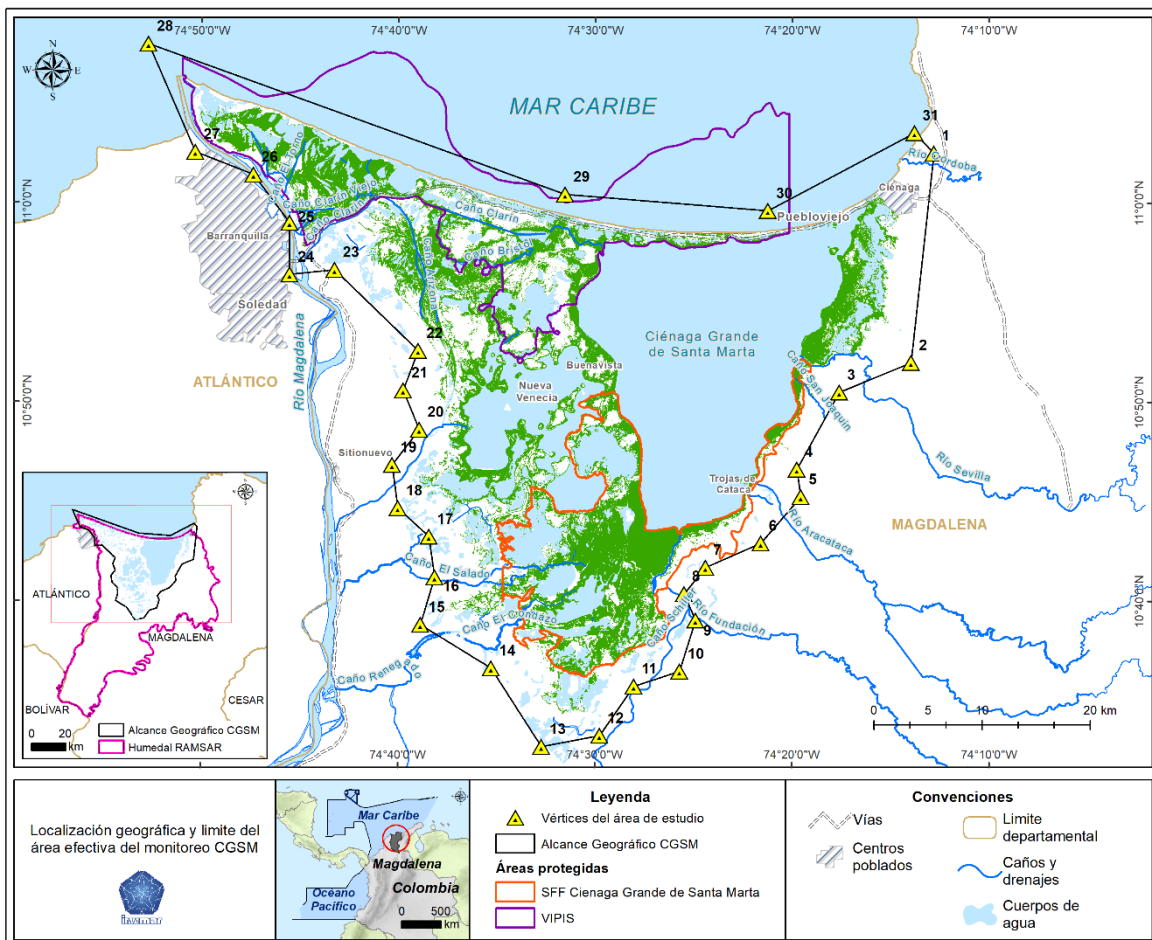


Figura 3.1-1. Localización geográfica y Límite del área efectiva del monitoreo realizado por INVEMAR en la CGSM.

La CGSM, se encuentra ubicada en el departamento del Magdalena, separada del mar Caribe por la Isla de Salamanca. En la zona continental está limitada por la planicie de inundación del río Magdalena al oeste y suroeste, y por la Sierra Nevada de Santa Marta al este y sureste. La CGSM se encuentra en una zona tropical árida, presentando un elevado déficit hídrico de 1031 mm/año (aprox.), que se debe a la alta tasa de evapotranspiración (1431 mm/año) ([Rivera- Monroy et al., 2001](#)). Para el periodo de 1991 a 2020 el IDEAM reportó para la región del Magdalena un promedio anual de precipitaciones entre 500 a 2.000 mm con un comportamiento de precipitaciones tipo monomodal, con un marcado periodo de lluvias entre los meses de junio y noviembre, en donde se destaca junio como el mes con mayores índices de pluviosidad, y un periodo comprendido entre enero y abril donde se registran los menores índices de pluviosidad. Adicionalmente, fenómenos



climáticos globales como El Niño y La Niña determinan parcialmente el aporte de recurso hídrico a los principales tributarios de la CGSM ([Blanco y Viloria, 2006](#); [Rodríguez-Rodríguez, 2018](#)); este aporte influye en la calidad del agua de la CGSM al modificar el volumen de descarga de los tributarios en el complejo lagunar, alterando el régimen hidrológico y generando variaciones en parámetros como la salinidad.

La hidrodinámica del sistema lagunar CGSM, está definida principalmente por la geomorfología del área y la mezcla vertical de aguas marinas por los Vientos Alisios (Kjerfve, 1986 En: [Rodríguez-Rodríguez et al., 2018](#)). Los tributarios de la cuenca de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) determinan las condiciones hidrológicas e hidrodinámicas del sector oriente y suroriental del complejo lagunar; así mismo la vertiente del río Magdalena influencia directamente el sector occidente y noroccidente, más específicamente el complejo lagunar de Pajarales en donde se localizan las poblaciones palafíticas de Buenavista y Nueva Venecia ([Blanco et al., 2006](#)). Los aportes generados por el río Magdalena son altamente dependientes de los regímenes pluviométricos, mientras que los de los tributarios provenientes de la SNSM tienen un comportamiento más constante (Rodríguez-Rodríguez et al., 2016). El caudal promedio anual de descarga por parte de los afluentes mencionados es de $\sim 90 \text{ m}^3/\text{s}$ (aprox.). Finalmente, los patrones de circulación de la laguna son el resultado de la interacción entre los vientos Alisios, batimetría y las descargas de tributarios. Durante la época lluviosa, los incrementos de agua dulce ocasionan un flujo de aguas de la Ciénaga hacia el mar, mientras que, en época seca, las aguas marinas entran al sistema a través de la Boca de la Barra (Kaufman y Hevert, 1973 En: [Rodríguez-Rodríguez et al., 2018](#)).

El análisis de sedimentos realizado por INVEMAR, ha mostrado que los fondos de la ciénaga se caracterizan por tener una composición lodo-arcilloso y lodo-arenoso con presencia de material biogénico, posiblemente proveniente de antiguos bancos de bivalvos. Los resultados parciales del modelo batimétrico de la CGSM muestran que las menores profundidades se encuentran en el costado noreste y suroeste. ([INVEMAR, 2016](#); [INVEMAR-MADS-PNN, 2017a](#)). La línea de costa en la CGSM ha presentado una morfología dinámica a largo plazo mostrando cambios y tendencias temporales asociadas a procesos de erosión y/o acreción y a eventos climáticos como El Niño y La Niña; para el caso de Boca de la Barra la dinámica morfológica intranual de la década 2010 – 2019, indicó una tendencia a la erosión costera con tasas entre $-0,8 \text{ m/año}$ y -11 m/año , a excepción del área de retención de sedimentos de los espolones en Isla del Rosario; presentándose durante época seca, de mayor intensidad de vientos alisios y oleaje, un aumento de transporte litoral, apertura del canal y reducción de las barras sobre la costa (González-Arteaga_& Ricaurte-Villota, 2023).

Las características climáticas y geomorfológicas del complejo lagunar deltaico previamente descritas, han permitido el desarrollo del bosque de mangle que se constituye como la cobertura vegetal más conspicua de la ecorregión ([Álvarez-León et al., 2004](#)).

En el marco del presente monitoreo, se evalúa la calidad de las aguas, el estado de los bosques de manglar y del recurso pesquero, en estaciones permanentes establecidas desde la década de los 90.

3.2. MÉTODOS Y ANÁLISIS DE INFORMACIÓN

3.2.1. Calidad de Aguas

El monitoreo de la calidad del agua en el área de estudio de la CGSM cubre una red de 28 estaciones ubicadas en seis zonas del complejo lagunar que presentan diferentes características, cuya agrupación se realizó según la influencia marina, de agua dulce, cercanía a asentamientos humanos o actividades antrópicas (Figura 3.2-1).

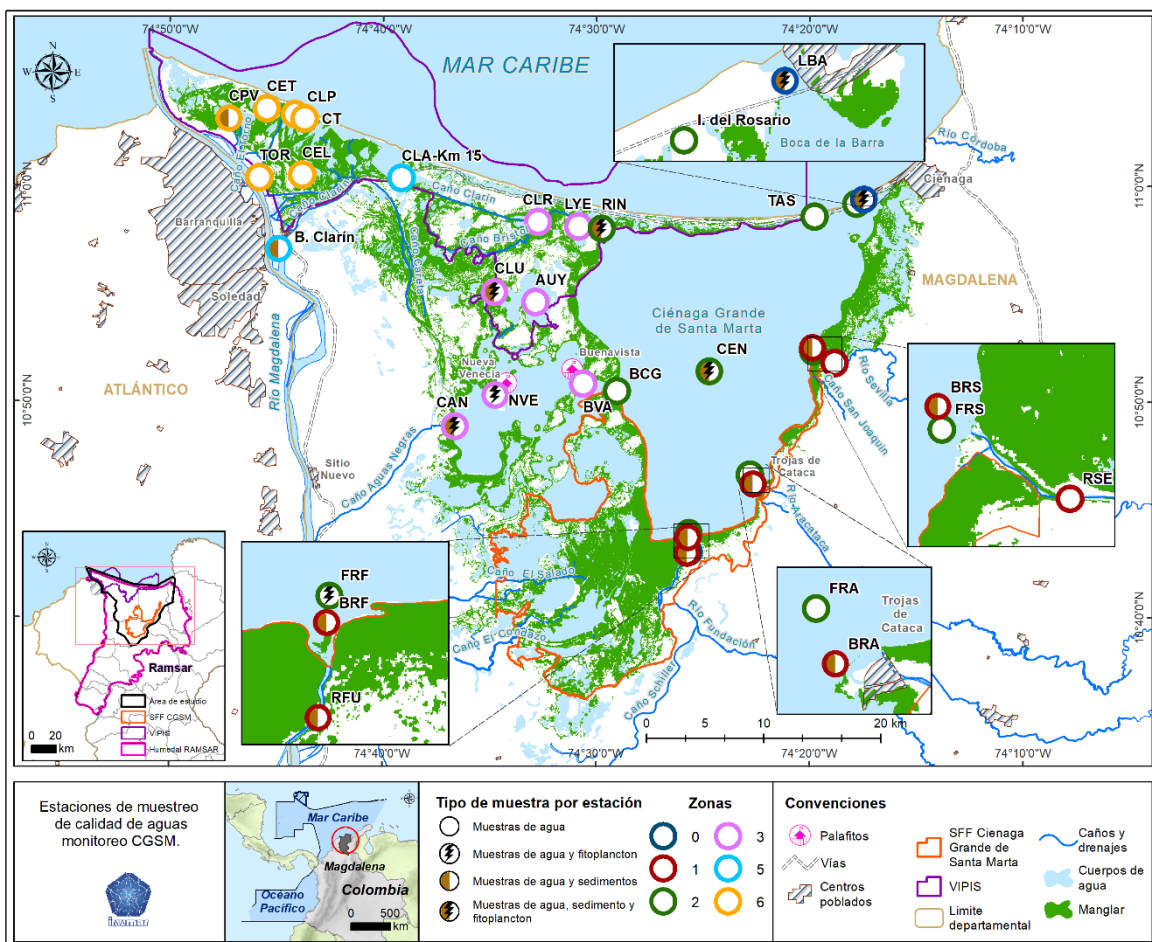


Figura 3.2-1. Mapa con las estaciones de monitoreo del componente calidad de aguas y sedimentos en el complejo lagunar de la CGSM. Fuente: Laboratorio de Servicios de Información (LABSIS) – INVEMAR.

Las 28 estaciones corresponden a: Boca de La Barra (**zona 0**), conexión permanente entre la Ciénaga Grande y el mar Caribe; la cuenca baja y las desembocaduras de los ríos Sevilla, Aracataca y Fundación provenientes de la SNSM (**zona 1**); Isla del Rosario, Tasajera, Rinconada, Centro CGSM, Boca del Caño Grande, frente al río Sevilla, frente al río Aracataca, y frente al río Fundación ubicadas en el cuerpo de la laguna principal (**zona 2**); Buenavista, Nueva Venecia y las Ciénagas La Auyama, La Luna y La Redonda hacen parte del Complejo de Pajarales (**zona 3**); la boca del Caño Clarín y el km 15 en la vía Ciénaga – Barranquilla corresponden a estaciones en el margen occidental del Caño



Clarín (**zona 5**); y las estaciones Caño El Torno, Ciénaga El Loro, Ciénaga Las piedras, Ciénaga El Torno y Ciénaga Poza Verde localizadas en el noroccidente del VIPIS (**zona 6**). Las actividades de campo se ejecutaron mensualmente en dos días de muestreo, uno que comprende la Boca de La Barra, el cuerpo de la laguna principal, y el complejo de ciénagas de Pajarales, y otro que cubre el caño Clarín y el noroccidente del VIPIS, ambos en un rango horario entre las 07:00 h y las 15:00 h. La calidad del sedimento se evaluó en estaciones representativas de cada zona. Durante el 2024, los muestreos en el caño Clarín y el noroccidente del VIPIS se realizaron de manera intermitente, debido a los problemas de orden público que afectan la zona.

El monitoreo continuo que se realiza desde la década de los 2000 en las 28 estaciones ha permitido contar con series de datos para evaluar la tendencia de diferentes variables ambientales con relación a factores naturales (temporadas climáticas y eventos globales como La Niña y El Niño) y actividades humanas (obras hidráulicas, presencia de centros poblados, pesca, turismo, entre otras).

Variables monitoreadas

En el período de estudio se dio continuidad al seguimiento de variables en aguas, sedimentos y organismos para determinar la calidad física, química y sanitaria del sistema lagunar, y su relación con la reconexión hidrológica río Magdalena - CGSM - mar Caribe, así como con las actividades antrópicas asociadas al complejo lagunar. El detalle de los métodos de análisis empleados en la Unidad de Laboratorios de Calidad Ambiental Marina - LABCAM del INVEMAR que se encuentra acreditado por el IDEAM bajo los requisitos de la norma NTC-ISO/IEC 17025, las estaciones y frecuencia con que se mide cada una de las variables de calidad de aguas, sedimentos y organismos se presentan en la Tabla 3.2-1, Tabla 3.2-2, Tabla 3.2-3 y Tabla 3.2-4, respectivamente.

Tabla 3.2-1. Métodos de análisis empleados en el LABCAM del INVEMAR para medir variables fisicoquímicas, metales pesados y microbiológicos de calidad de aguas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Parámetros	Técnicas analíticas y métodos de referencia	
Fisicoquímicos	Transparencia <i>in situ</i>	Medición con Disco Secchi (Garay et al., 2003)
	Temperatura <i>in situ</i>	Medición electrométrica con termocupla acoplada a sonda portátil (Standard Methods N° 2550-B, APHA et al., 2017).
	Salinidad <i>in situ</i>	Medición electrométrica acoplado a sonda (Standard Methods 2520-B, APHA et al., 2017).
	Conductividad <i>in situ</i>	Medición electrométrica acoplado a sonda (Standard Methods 2510-B, APHA et al., 2017).
	pH <i>in situ</i>	Medición potenciométrica con sonda de pH (Standard Methods N° 4500-H B, APHA et al., 2017).
	Oxígeno Disuelto <i>in situ</i>	Método óptico por luminiscencia (ISO 17289, ISO, 2014)
	Porcentaje de saturación de Oxígeno <i>in situ</i>	Método óptico por luminiscencia (ISO 17289, ISO, 2014)
	Sólidos Suspendidos Totales	Filtración en membrana de fibra de vidrio / secado a 103-105°C / Gravimetría (Standard Methods N° 2540-D, APHA et al., 2017).
	Clorofila "a"	Método tricromático por espectrofotometría (Standard Methods N° 10200-H, APHA et al., 2017).



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
“MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA”



Parámetros		Técnicas analíticas y métodos de referencia
	Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ , nutrientes)	Método colorimétrico del azul de indofenol (Strickland y Parsons, 1972).
	Nitritos (N-NO ₂ ⁻ , nutrientes)	Método colorimétrico de la sulfanilamida (Strickland y Parsons, 1972).
	Nitratos (N-NO ₃ ⁻ , nutrientes)	Reducción con cadmio y determinación espectrofotométrico (Strickland y Parsons, 1972).
	Ortofosfatos (P-PO ₄ ³⁻ , nutrientes)	Método colorimétrico del ácido ascórbico (Strickland y Parsons, 1972).
Metales pesados	Metales en material particulado en aguas: Plomo (Pb), cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni)	Filtración: Standard Methods N° 3030B (APHA et al., 2017). Extracción débil (metales biodisponibles): Digestión con HCl 0,1 N. Cuantificación: Espectrometría de absorción atómica (Standard Methods 3111 B, APHA et al., 2017)
	Mercurio (Hg) total	Mercurio en sólidos y solución por descomposición térmica, amalgamación y espectrometría de absorción atómica. (Método EPA 7473, EPA, 2007).
	Coliformes totales (CTT) (NMP/100 mL)	Fermentación en tubos múltiples (Standard Methods N° 9221 B, APHA et al., 2017).
	Coliformes termotolerantes (CTE) (NMP/100mL)	Fermentación en tubos múltiples (Standard Methods N° 9221 E, APHA et al., 2017)
Microbiológicos	<i>Aeromonas</i> sp.	Filtración por membrana con filtros de nitrocelulosa de 0,45 µm de poro, e incubación a 35°C, por 24 horas en Agar m-Aeromonas (Standard Methods N° 9260 L, APHA et al., 2017).
	<i>Vibrio</i> sp.	Filtración por membrana con filtros de nitrocelulosa de 0,22 µm de poro, e incubación a 35°C, por 24 horas en Agar TCBS (Standard Methods, APHA et al., 2017).

Tabla 3.2-2. Métodos de análisis empleados en el LABCAM del INVEMAR para medir variables de calidad de sedimentos en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Parámetros		Técnicas analíticas y métodos de referencia
Fisicoquímicos	Granulometría	Método gravimétrico dispersión con hexametáfosfato de sodio y cribado en tamices de 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 250 µm, 125 µm, 63 µm, < 63 µm (Dewis y Freitas, 1984)
Metales pesados	Metales biodisponibles: Plomo (Pb), cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni)	Extracción débil (metales biodisponibles): Digestión con HCl 0,1 N. Cuantificación: Espectrometría de absorción atómica (Standard Methods 3111 B, APHA et al., 2017)
	Metales totales: Plomo (Pb), cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni)	Extracción total: Digestión ácida asistida por microondas para matrices silíceas y orgánicas (EPA 3052, EPA 1996).
		Cuantificación: Espectrometría de absorción atómica (Standard Methods 3111 B, APHA et al., 2017)



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
“MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA”



Parámetros		Técnicas analíticas y métodos de referencia
	Mercurio (Hg) total	Mercurio en sólidos y solución por descomposición térmica, amalgamación y espectrometría de absorción atómica. (Método EPA 7473, EPA, 2007).

Tabla 3.2-3. Métodos de análisis empleados en el LABCAM del INVEMAR para medir variables en organismos (*Mugil incilis*).

Parámetros		Técnicas analíticas y métodos de referencia
Metales pesados	Mercurio (Hg) total	Mercurio en sólidos y solución por descomposición térmica, amalgamación y espectrometría de absorción atómica. (Método EPA 7473, EPA, 2007).
Microbiológicos	<i>Vibrio sp.</i> en peces	Incubación de 10 g de tejido muscular en agua peptonada por 8-12 h, con el sobrenadante se realiza siembra por agotamiento en placa con agar TCBS (Standard Methods N° 9260 H, APHA et al., 2017).

Tabla 3.2-4. Estaciones y periodicidad de muestreo para el análisis de variables en aguas, sedimentos y organismos (M: Mensual, B: Bimestral, S: Semestral). NUT: nutrientes, Chl a: clorofila a, SST: sólidos suspendidos totales, CTT: Coliformes totales, CTE: Coliformes termotolerantes. Fito.: Comunidades Fitoplanctónicas.

Estación	Zona	<i>in situ</i>	NUT, Chla, SST	Metales	CTE-CTT	<i>Vibrio sp.</i> y <i>Aeromonas sp.</i>	Fito.
Boca de la Barra (LBA)	0 (Marina)	M	M	B	M	B	B
Río Sevilla (RSE)	1 (ríos SNSM)	M	B	-	-	-	-
Río Fundación (RFU)		M	B	B	-	-	-
Boca del río Sevilla (BRS)		M	B	-	-	-	-
Boca del río Aracataca (BRA)		M	M	-	M	B	-
Boca del río Fundación (BRF)		M	B	-	-	-	-
Frente a río Sevilla (FRS)	2 (Cuerpo agua principal)	M	B	-	-	-	-
Frente a río Aracataca (FRA)		M	B	-	-	-	-
Frente a río Fundación (FRF)		M	B	-	-	-	S
Centro CGSM (CEN)		M	M	B	M	B	S
Boca del caño grande (BCG)		M	B	-	-	-	-
Rinconada (RIN)		M	M	B	M	B	S
Tasajera (TAS)		M	M	-	M	B	-
Isla del Rosario		M	M	-	M	B	-



Estación	Zona	<i>in situ</i>	NUT, Chla, SST	Metales	CTE- CTT	<i>Vibrio sp.</i> y <i>Aeromonas sp.</i>	Fito.
Ciénaga la Luna (CLU)	3 (Complejo de Pajarales)	M	M	B	-	-	B
Ciénaga la Ahuyama (AUY)		M	B	-	-	-	-
Ciénaga la Redonda (CLR)		M	B	-	-	-	-
La Y (LYE)		M	B	-	-	-	-
Buenavista (BVA)		M	M	-	M	B	-
Nueva Venecia (NVE)		M	M	-	M	B	S
Boca del caño Aguas Negras (CAN)		M	M	B	M	B	S
Caño Clarín - km 15	5 (Caño Clarín)	M	B	-	-	-	-
Boca del Caño Clarín		M	M	B	M	B	-
Ciénaga las Piedras (CLP)	6 (Noroccidente VIPIS)	M	B	-	-	-	-
Ciénaga El Loro (CEL)		M	B	-	-	-	-
Ciénaga El Torno (CET)		M	M	-	M	B	-
Ciénaga Poza Verde (CPV)		M	B	B	-	-	-
Caño el Torno (TOR)		M	B	-	-	-	-

El contenido de algunos metales en el sedimento se evaluó en estaciones representativas como Boca de La Barra (zona 0), río Fundación, Boca del río Sevilla, Boca del río Aracataca (zona 1), Centro CGSM (zona 2), Boca del Boca del Caño Aguas Negras y Ciénaga La Luna (zona 3), Boca Caño Clarín (zona 5), y Ciénaga Poza Verde (zona 6). Bimestralmente se analizó el contenido de *Vibrio sp.* y mercurio total en la lisa (*Mugil incilis*).

Para caracterizar la comunidad fitoplanctónica se realizaron muestreos en octubre de 2023 y febrero de 2024 en siete (7) estaciones (LBA= Boca de la Barra; CLU= Ciénaga la Luna; NVE= Nueva Venecia; CEN= Centro CGSM; RIN= Rinconada; FRF= Frente a Río Fundación y CAN= Boca Caño Aguas Negras). Adicionalmente, para fortalecer el monitoreo y determinar la presencia de microalgas potencialmente nocivas, se realizaron muestreos mensuales entre octubre de 2023 y junio de 2024 en las estaciones de Ciénaga la Luna y Boca de la Barra. La recolección de muestras de agua se realizó siguiendo las recomendaciones de Franks y Keafer (2004). Las muestras se depositaron en frascos plásticos con capacidad de 250 mL, se preservaron con lugol en relación 1:100 (Edler y Elbrächter, 2010) y se almacenaron en contenedores plásticos evitando el acceso de luz solar para su transporte al laboratorio.

Análisis de información

Durante el período analizado, se elaboró un mapa de calor para visualizar los cambios en el nivel del agua en las estaciones monitoreadas a lo largo de los meses, complementado con gráficas de barras



que permitieron analizar la relación entre la transparencia y el nivel del agua. La clasificación del agua superficial en cada estación se realizó según los rangos de salinidad propuestos por [Knox \(2001\)](#) y se interpretó en una escala de colores de acuerdo a lo referido en [INVEMAR \(2021\)](#). Los valores de oxígeno disuelto (OD) y pH fueron evaluados conforme a los criterios de calidad admisibles para la preservación de flora y fauna en aguas estuarinas (OD = 4,0 mg O₂/L; pH = 6,5 – 8,5; [MinAmbiente, 2015](#)). En el caso específico de las estaciones ubicadas aguas arriba en los ríos Sevilla y Fundación, el pH se analizó con base en el criterio establecido para aguas dulces cálidas (pH = 4,5 – 9,0).

Actualmente, la legislación colombiana no establece límites permisibles ni criterios de calidad para variables como nutrientes, clorofila *a* y sólidos suspendidos totales en aguas marinas y estuarinas. Por ello, las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos se compararon con valores de referencia para ambientes estuarinos propuestos por [Mahmud et al. \(2020\)](#). Las concentraciones de clorofila *a* se analizaron según la clasificación trófica del Comité de Eutrofización de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) en 1982, citada por [López & Madroñero \(2015\)](#), que establece los siguientes rangos: aguas oligotróficas (1,0 – 2,5 µg Chl *a*/L), mesotróficas (2,5 – 7,9 µg Chl *a*/L), eutróficas (8,0 – 25,0 µg Chl *a*/L) e hipertóficas (>25,0 µg Chl *a*/L). En cuanto a los sólidos suspendidos totales, se utilizó la escala de clasificación de [CONAGUA \(2015\)](#) como referencia, complementada con valores reportados para Colombia por [Ramírez-González & Viña-Vizcaíno \(1998\)](#) y características documentadas en ecosistemas estuarinos por [Carrillo-Durán & Medina-Daza \(2019\)](#).

Las concentraciones de metales totales en los sedimentos se compararon con los valores de referencia establecidos por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) ([Buchman, 2008](#)), donde se identifican tres rangos de concentraciones químicas, un rango inferior por debajo del cual es poco probable que ocurran efectos biológicos adversos (TEL – Threshold Effect Level), un rango superior por encima del cual es probable que ocurran efectos biológicos adversos (PEL – Probable Effect Level) y un rango medio, dentro del cual los efectos biológicos adversos son posibles (valores entre TEL y PEL) ([MacDonald et al., 2004](#)). Por otro lado, las concentraciones de mercurio total en peces fueron evaluadas de acuerdo con los criterios establecidos por el Ministerio de Salud y Protección Social ([Minsalud, 2015](#)) para productos de pesca destinados al consumo humano.

Se empleó estadística descriptiva para analizar las variables medidas en las aguas y sedimentos de la CGSM, evaluando su contribución y similitud espacial. Además, se realizó un análisis exploratorio de datos multivariados mediante el método de componentes principales (ACP), utilizando la librería "factoextra" en RStudio 4.3.2. En total, se examinaron 11 variables: salinidad (SAL), temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), transparencia, pH, sólidos suspendidos totales (SST), clorofila *a* (Chl_a), nitrógeno amoniacal (N-NH₄), nitritos (N-NO₂⁻), nitratos (N-NO₃⁻) y ortofosfatos (P-PO₄³⁻). Además, se analizaron las concentraciones de estas variables fisicoquímicas y de nutrientes considerando la distribución espacial de las zonas de monitoreo. Para evaluar las relaciones entre las variables fisicoquímicas, los nutrientes y los microorganismos, se calculó el coeficiente de correlación de Pearson. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo utilizando Excel y RStudio.

Los resultados de Coliformes Totales (CTT) y Coliformes Termotolerantes (CTE), se analizaron bajo los criterios de calidad establecidos para fines recreativos de contacto primario (natación y buceo, CTT: 1.000 NMP/100 mL, Log₁₀= 3,0; CTE: 200 NMP/100 mL, Log₁₀= 2,3) y contacto secundario (pesca y deportes náuticos, CTT: 5.000 NMP/100 mL, Log₁₀= 3,7) ([Minambiente, 2015](#)).



Para el análisis de la comunidad fitoplanctónica, en el laboratorio, se utilizó el método por sedimentación de Utermöhl según lo recomendado por Edler y Elbrächter (2010), utilizando un microscopio invertido. La identificación a nivel de género se realizó mediante caracteres morfológicos, siguiendo las descripciones y claves de Komárek y Anagnostidis (1986), Komárek y Anagnostidis (1989), Round *et al.* (1990), Vidal (1995), Thomas (1997), Cronberg y Annodotter (2006), Bicudo y Menezes (2006), Vidal (2010).

La información cuali-cuantitativa del fitoplancton se organizó en matrices para el cálculo de las abundancias relativas por grupo taxonómico y la elaboración de gráficas para determinar el comportamiento general de las comunidades tanto por estación como por época climática. Con los resultados de densidad fitoplanctónica se realizó el análisis de coordenadas principales (PCO) para observar patrones de similitud entre las estaciones. Para establecer las diferencias significativas del fitoplancton entre las épocas climáticas se aplicó el análisis PERMANOVA, y para determinar la posible relación entre las variables abióticas y la comunidad fitoplanctónica se realizó el análisis BIO-ENV y el paquete estadístico de R, el cual permite hallar la combinación de variables ambientales que dan una mejor explicación a la estructura comunitaria en términos de composición y densidad (Clarke y Warwick, 2001).

3.2.2. Ecosistemas de manglar

Para conocer las condiciones actuales del ecosistema de manglar en la CGSM, y evaluar la respuesta ante las obras de recuperación hidráulica en el marco del proyecto PROCIENAGA, desde la década del 90 se establecieron cinco estaciones de monitoreo en el sector noroccidental del complejo lagunar (i.e. Rinconada-RIN; Kilómetro 22-K22; Caño Grande-CGD; Aguas Negras-ANE; y Luna-LUN;) (Figura 3.2-2) las cuales responden a un gradiente de perturbación del bosque (INVEMAR, 2019).



31



Tabla 3.2-5. Aspectos generales de las estaciones de monitoreo de bosque de manglar en la CGSM. Tomada y adaptada de INVEMAR (2023).

Estación	Zona	Influencia hídrica	Coordenadas	Descripción
ANE	Pajarales	Caño Aguas Negras	10°48'34,8"N 74°36'28,4"W	Al sur de la desembocadura del caño del mismo nombre (Figura 3.2-3 a). Considerada como una estación con perturbación media con un relicto de manglar y niveles de salinidad < 80.
CGD	Espejo principal	Espejo principal	10°51'48,8"N 74°28'53,6"W	Al norte del Caño Grande (Figura 3.2-3 b). Se consideró como una estación de perturbación media, con un relicto de bosque de manglar en el borde externo y salinidad < 70. En el 2000, el proyecto Manglares de Colombia realizó reforestación con plántulas de <i>Rhizophora mangle</i> .
K22	Caño Clarín nuevo	Caño Clarín nuevo	10°58'38,7"N 74°34'36,3"W	Se ubica al norte del margen del Caño Clarín, en el kilómetro 22 (Figura 3.2-3 c). Considerada como un sector de perturbación media con salinidad > 60.
LUN	Pajarales	Ciénaga de la Luna	10°54'25,6"N - 74°35'16,9"W	En la Ciénaga de La Luna, complejo de Pajarales (Figura 3.2-3 d). Fue considerada como una estación con alto grado de perturbación debido al pobre desarrollo estructural y nivel de salinidad elevado > 100.
RIN	Caño Clarín nuevo	Caño Clarín nuevo y espejo principal	10°57'47,5"N 74°29'30,7"W	En el costado sur del Caño Clarín, en la boca adyacente al espejo de agua principal del complejo lagunar (Figura 3.2-3 e). Se estableció como la estación de referencia debido a un bajo grado de intervención y deterioro, así como al mayor desarrollo estructural del bosque y niveles de salinidad adecuados para el correcto desarrollo del manglar (Rodríguez-Rodríguez, 2015).
SEV	Nororiente espejo principal	Ciénaga Sevillano	10°54'56,6"N 74°16'46,8"W	En la parte nororiental del complejo (Figura 3.2-3 f), influenciada principalmente por los flujos de agua salobre provenientes del mar Caribe. Es considera como un sistema semicerrado con gran parte de su superficie cubierta por bosque de manglar.

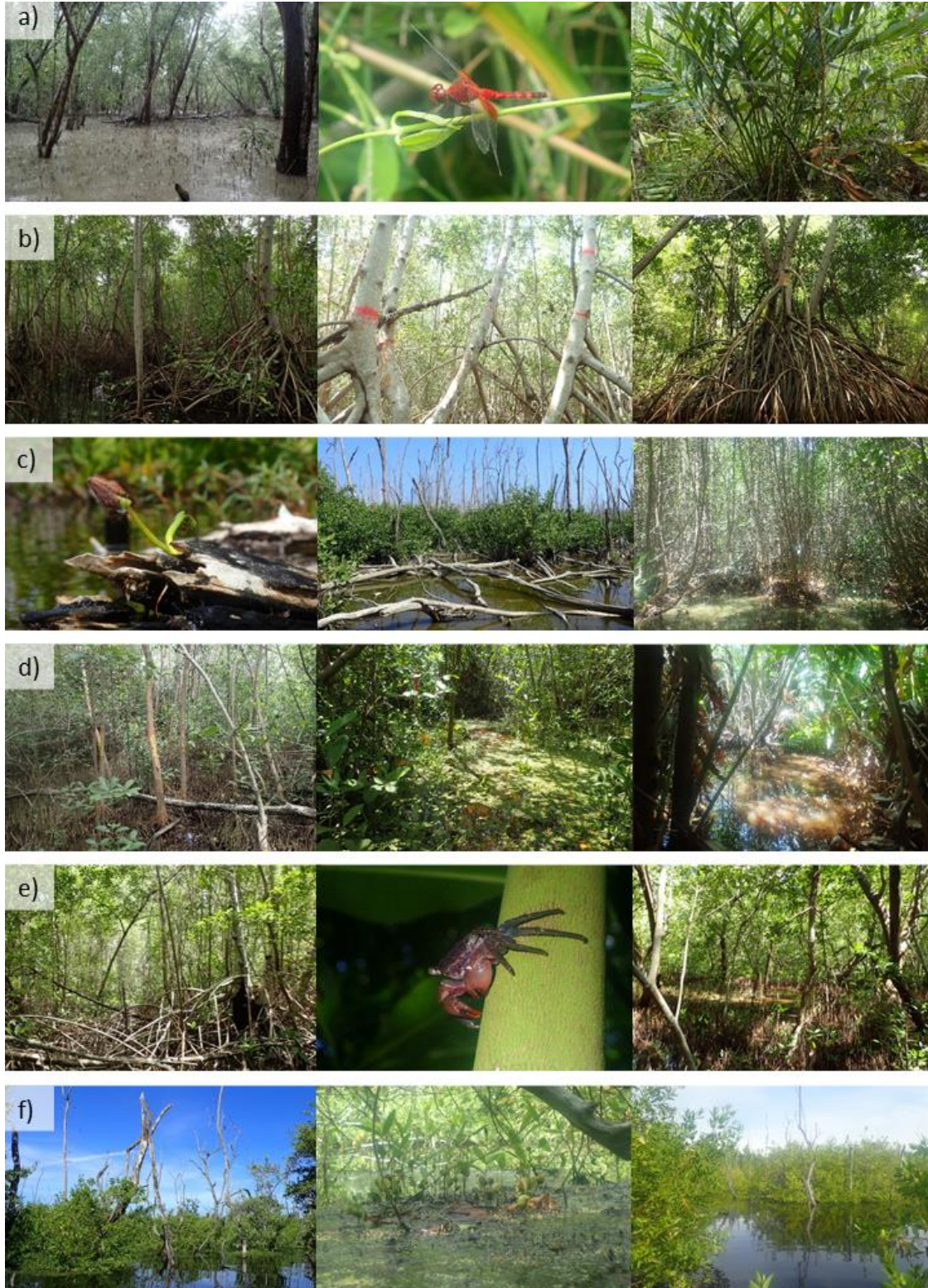


Figura 3.2-3. Estaciones de monitoreo de bosque de manglar en la CGSM: a) Aguas Negras; b) Caño Grande; c) Kilómetro 22; d) Luna; e) Rinconada; f) Sevillano.

Diseño del muestreo

En cada estación de monitoreo, el diseño del muestreo consistió de tres transectos (A, B y C) perpendiculares al cuerpo de agua principal, separados 100 m entre sí. A lo largo de cada transecto, se instalaron cinco parcelas cuadradas de 100 m² cada 10 m (Figura 3.2-4), y dentro de cada parcela del transecto B (TB), se dispusieron aleatoriamente tres subparcelas de 1 m² (Figura 3.2-4).

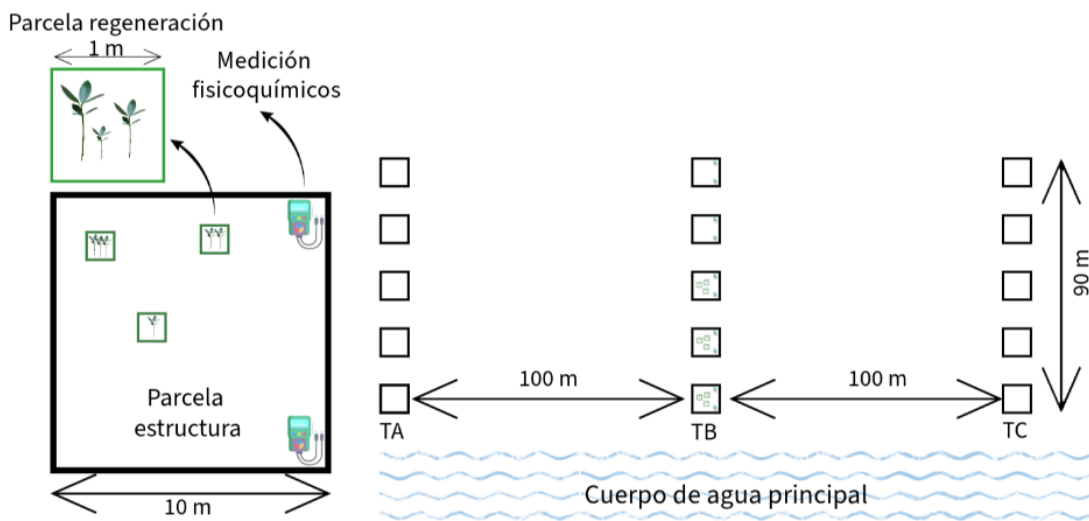


Figura 3.2-4. Disposición de transectos, parcelas y subparcelas permanentes de monitoreo y puntos de medición de variables fisicoquímicas del agua.

Para evaluar la estructura, composición y abundancia de la vegetación, en cada parcela se identificaron y midieron todos los árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) $\geq 2,5$ cm. Es importante resaltar que, para el 2024, se realizó la medición de nuevos individuos con DAP $\geq 2,5$ cm en las parcelas del TB de la estación K22.

Con los datos obtenidos se realizaron las estimaciones de los atributos estructurales propuestos por Tavera (2014). Estas estimaciones incluyen el área basal (m² ha⁻¹), la densidad de árboles (ind. ha⁻¹), su abundancia relativa (%) por categoría diamétrica (i.e. brinzal, latizal, fustal) y el índice de importancia ecológica (IVI). El estado fitosanitario del bosque se estimó visualmente en cada parcela, para ello, se registró la cobertura (%) y la intensidad (%) de los síntomas fitosanitarios observados, y se calculó un valor de afectación para cada síntoma en cada estación, con base en una matriz adaptada de McKenzie (2003).

La regeneración natural, en función de la densidad de plántulas (plant. m²) y propágulos (prop. m²) por especie, y los parámetros fisicoquímicos del agua (i.e. salinidad, temperatura, pH, potencial oxido-reducción – ORP y nivel de inundación) superficial e intersticial (50 cm), se midieron trimestralmente, en las subparcelas y en los vértices del costado derecho de cada parcela del TB, respectivamente (Figura 3.2-4), y de acuerdo con INVEMAR (2019).

Procesamiento y análisis de datos

La información recolectada se compiló y depuró en hojas de cálculo de Excel. Los datos se procesaron para obtener las estadísticas descriptivas para cada estación de todas las variables



cuantificadas: estructurales y de regeneración natural de la vegetación de manglar; y fisicoquímicos del agua intersticial y superficial. Con esta información, se calculó el Indicador de Integridad Biológica de Manglares (IBIm) ([Invemar, 2018](#)), por medio de la siguiente ecuación:

$$IBIm = (D_{sp1}^{0.2(62,5\%)} \times D_{sp2}^{0.2(25\%)} \times D_{sp3}^{0.2(12,5\%)} \times AB_{sp1}^{0.3(62,5\%)} \times AB_{sp2}^{0.3(25\%)} \times AB_{sp3}^{0.3(12,5\%)} \times S^{0.15} \times Pl^{0.0875} \times Pr^{0.0875})^{1/\Sigma pesos}$$

Donde:

D_{spn} es la densidad para la especie n.

AB_{spn} es el área basal para la especie n.

S es la media aritmética de la salinidad.

Pl es la media aritmética de la densidad de plántulas.

Pr es la media aritmética de la densidad de propágulos.

Para obtener una valoración cualitativa del IBIm sobre el estado de los manglares, los valores totales se categorizan en cinco rangos con escala de interpretación tipo semáforo (Tabla 3.2-6).

Tabla 3.2-6. Rangos de clasificación del Indicador de Integridad Biológica de manglares (IBIm).

Rango	Categoría
<1,5	No deseable
≥1,5 y <2	Alerta
≥2 y <3	Regular
≥3 y <4	Buen estado
>4	Deseable

Con base en la distribución de los datos, se aplicaron pruebas estadísticas paramétricas (ANOVA) y no paramétricas (Kruskal-Wallis) univariadas para comparar la salinidad intersticial entre estaciones y entre trimestres dentro de cada estación. Cuando las diferencias fueron significativas, se aplicaron las respectivas pruebas *post-hoc* (i.e. Tukey y Wilcoxon) de comparación pareada.

Para lograr una visualización multivariada de los cambios a través de los años en la composición del bosque en términos de las categorías diamétricas (i.e. brinzales, latizales y fustales) de cada especie, se realizó un análisis de ordinación por medio de un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS, por sus siglas en inglés; [Kruskal, 1964](#)). Este análisis se basó en una matriz de distancias Bray-Curtis ([Bray & Curtis, 1957](#)), construida a partir de los datos estandarizados de la densidad de árboles por especie y por categoría diamétrica cada año, la cual ajustó los puntos de ordinación (i.e. años) en un espacio bidimensional. Cabe resaltar que, la estación Sevillano fue excluida del análisis, debido a la falta de datos antes del 2018, lo cual podría sesgar los resultados.

Además, se llevó a cabo un análisis permutacional multivariado de la varianza (PERMANOVA; [Anderson, 2001](#)) para evaluar si existen diferencias entre las épocas climáticas (i.e. trimestres) considerando: i) la densidad de propágulos; y ii) la densidad de plántulas de las especies de manglar.

Para ambos casos, se calcularon las matrices de distancias Gower ([Gower, 1971](#)), se comprobó el supuesto de homocedasticidad y se realizaron los PERMANOVA, donde se incluyó la estación como un factor aleatorio. Se utilizaron pruebas de comparación pareada cuando las diferencias entre trimestres fueron significativas. Finalmente, se realizó un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) ([Clarke, 1993](#)) para identificar las especies que contribuyen a las diferencias observadas entre trimestres.

Todos los análisis estadísticos se realizaron por medio del software R ([R Core Team, 2023](#)) y la interface RStudio ([RStudio Team, 2020](#)). Para el cálculo de la estadística descriptiva y los análisis de varianza univariados se usaron los paquetes *reshape*, *stringr*, *dplyr* y *stats*; para los análisis multivariados los paquetes *vegan* y *pairwiseAdonis*; y para la creación de todas las salidas gráficas los paquetes *ggplot2* y *gridExtra*.

Diseño del muestreo de la comunidad de aves asociada a bosques de manglar en la CGSM

Para el muestreo de aves, en cada estación, se establecieron 12 puntos de conteo y un transecto no estandarizado de 5 km ([Ralph et al., 1995](#)). Los puntos de conteo se hicieron con el propósito de detectar especialmente especies del interior del manglar y que son menos visibles. Estos, se ubicaron siguiendo el curso del caño asociado a la estación desde el borde de la misma, de tal manera que se establecieron 6 puntos de conteo hacia un sentido del borde del caño y 6 puntos hacia el sentido contrario, abarcando 3 km aproximadamente. Para cada punto, avanzados los 250 m, se adentró al interior del manglar entre 30 y 50 m. Los puntos de conteo fueron de radio fijo de 30 m, con una duración de 10 minutos y se tomaron notas del comportamiento de los individuos observados. El transecto se estableció con el fin de registrar las aves del borde del manglar y de mayor tamaño (como garzas, aves acuáticas y rapaces), este también se estableció a partir del borde de la estación, 2.5 km hacia un sentido y 2.5 km hacia el otro, siguiendo el espejo de agua y a bordo de la embarcación. Para la observación de las aves en el transecto, la embarcación navegó a muy baja velocidad para hacer el menor ruido posible. El trayecto del recorrido duró aproximadamente 60 minutos, estimando una duración de 15 minutos por cada 500 m recorridos. Los muestreos se realizaron durante la mañana, a partir de la salida del sol (6.00 a.m. hora local) y hasta las 11:00 a.m. En total, el esfuerzo del muestreo para todo el monitoreo fue de 25 horas efectivas, 5 horas por estación.

Análisis de datos

De los datos obtenidos en el muestreo del 2024, todas las especies fueron determinadas hasta el nivel taxonómico de especie y se clasificaron en gremios tróficos a partir de información bibliográfica sobre su preferencia alimentaria (Billerman *et al.*, 2022). Se realizaron curvas de rango-abundancia para analizar la composición y estructura de la comunidad, tanto para la comunidad de toda la CGSM (es decir teniendo en cuenta las 5 estaciones juntas), así como para cada estación por separado. Se calculó la diversidad de cada estación (diversidad alfa- D_α) por descomposición de números de Hill, considerando tres órdenes de diversidad (diversidad alfa de orden 0^0D_α , diversidad alfa de orden $1^{-1}D_\alpha$ y diversidad alfa de orden $2^{-2}D_\alpha$). La 0^0D_α es la riqueza de especies, es decir que da un mayor peso a las especies raras. La $1^{-1}D_\alpha$ considera la abundancia de las especies, sin dar mayor o menor peso a especies comunes o especies raras y se le conoce como el número de especies efectivas de la comunidad. En tanto que, la $2^{-2}D_\alpha$ da mayor peso a las especies comunes y es un indicativo de la dominancia dentro de la comunidad (Jost, 2006, 2007; Tuomisto, 2010). Por último,



se analizó la representatividad de los diferentes gremios tróficos de cada una de las estaciones muestreadas.

Análisis temporal del cambio de la comunidad de aves en CGSM

A partir de los datos obtenidos en los muestreos realizados entre el año 2021 y el año 2024, se analizaron los cambios temporales de la comunidad de aves, en términos de la diversidad alfa ($D\alpha$) y la diversidad beta ($D\beta$), ambos tipos de diversidad calculados por descomposición de números de Hill ([Jost, 2006, 2007](#)). Se analizó esta variación temporal a diferentes niveles: diferencias en la diversidad alfa entre estaciones en los cuatro años ($n=4$ por estación), diferencias en la diversidad alfa de toda la CGSM entre años ($n=5$ por año), cambios en la diversidad beta entre las cuatro estaciones a largo de los cuatro años ($n=10$ por año) y separadamente la diversidad beta entre cada estación y las otras cuatro estaciones ($n=4$ por año), diferencias en la diversidad beta de año a año (periodo) de cada estación ($n=5$ por periodo, es decir entre 2021 y 2022, 2022 y 2023, 2023 y 2024). Para analizar las diferencias de la diversidad alfa se calculó la relación α/γ , para evitar que las diferencias en los valores de diversidad de una misma unidad de muestreo (sea el año o la estación, según cada caso) enmascare las diferencias de la variable de interés.

Entrevistas a miembros de la comunidad del poblado Buenavista

Para responder a la pregunta de ¿cuál es papel cumplen las comunidades locales en la conservación de las comunidades avifaunales de la CGSM?, se diseñó una entrevista semiestructurada que fue aplicada a cinco miembros de la comunidad, todos ellos fueron personas que se han dedicado a la actividad pesquera. También, se entrevistó a uno de los líderes de la asociación de pescadores de Buenavista ASOPEBUE. La entrevista a los pescadores estuvo dirigida a personas mayores de 50 años y que se hayan criado en la CGSM, el promedio de edad de los entrevistados fue de 65 años. Las siguientes fueron las preguntas que orientaron las entrevistas realizadas.

1. ¿Cuáles aves de la ciénaga le gusta más?
2. ¿Cuáles aves les causan problemas?
3. ¿De qué aves se beneficia? ¿Consume alguna ave?
4. ¿Hay algunas aves que les den información sobre algo?
5. ¿Existe alguna creencia acerca de alguna ave?
6. ¿Conoce alguna historia sobre alguna ave?
8. ¿Conoce alguna ave que antes veía mucho en la ciénaga y ahora la ve menos o no la ve?
9. ¿Conoce alguna ave que antes no veía en la ciénaga y ahora la ve?
10. ¿Le parece importante cuidar las aves de la ciénaga?
11. ¿Ha realizado acciones para el cuidado de las aves o pertenece a algún grupo u organización que lleve a cabo este tipo de actividades?
12. ¿Conoce algún grupo, organización o institución que lleve a cabo actividades para el cuidado de las aves?



3.2.3. Recursos pesqueros

Para el 2024, se registraron datos de las variables de desempeño de la pesquería de la ecorregión CGSM, aplicando un muestreo en los principales sitios de desembarco (Figura 3.2-5 y Tabla 3.2-7). En cada sitio, el muestreo es realizado por personal del instituto capacitado, residente en las comunidades pesqueras y conocedores de la dinámica de la actividad, quienes aplicaron las encuestas diseñadas para el monitoreo. Las encuestas contienen información del poder de pesca (especificaciones técnicas de los artes y métodos de pesca) y de la actividad pesquera (unidades económicas de pesca activas diarias y número de días efectivos de pesca mensuales). La información registrada en este informe corresponde al periodo enero-septiembre del presente año.

Tabla 3.2-7. Descripción de las variables, periodo y frecuencia de muestreo por sitio de desembarque

Estación/ Pto. de muestreo, desembarque	Variable de muestreo	Periodo de muestreo	Frecuencia de muestreo	Observaciones
Isla del Rosario, Tasajera, Nueva Venecia	Captura, esfuerzo pesquero y tallas (discriminadas por especie, arte de pesca, zona de pesca y sitio de desembarco).	Enero 1994 - septiembre de 2024.	1994-1996 (6 días/semana). 1999-2024 (tres días por semana).	Se registran diariamente, pero se realizan estimaciones mensuales y anuales.
K-15 -Caño Clarín	Complementadas con datos económicos (precios por especie y costos de faenas de pesca.	Septiembre 1999 - septiembre de 2024.	1999-2024 (tres días por semana).	
El Torno		Marzo 2002 – diciembre de 2017.	2002-2017 (tres días por semana).	<i>Ídem.</i> De 2018-2022, no se registraron datos por inconvenientes administrativos.

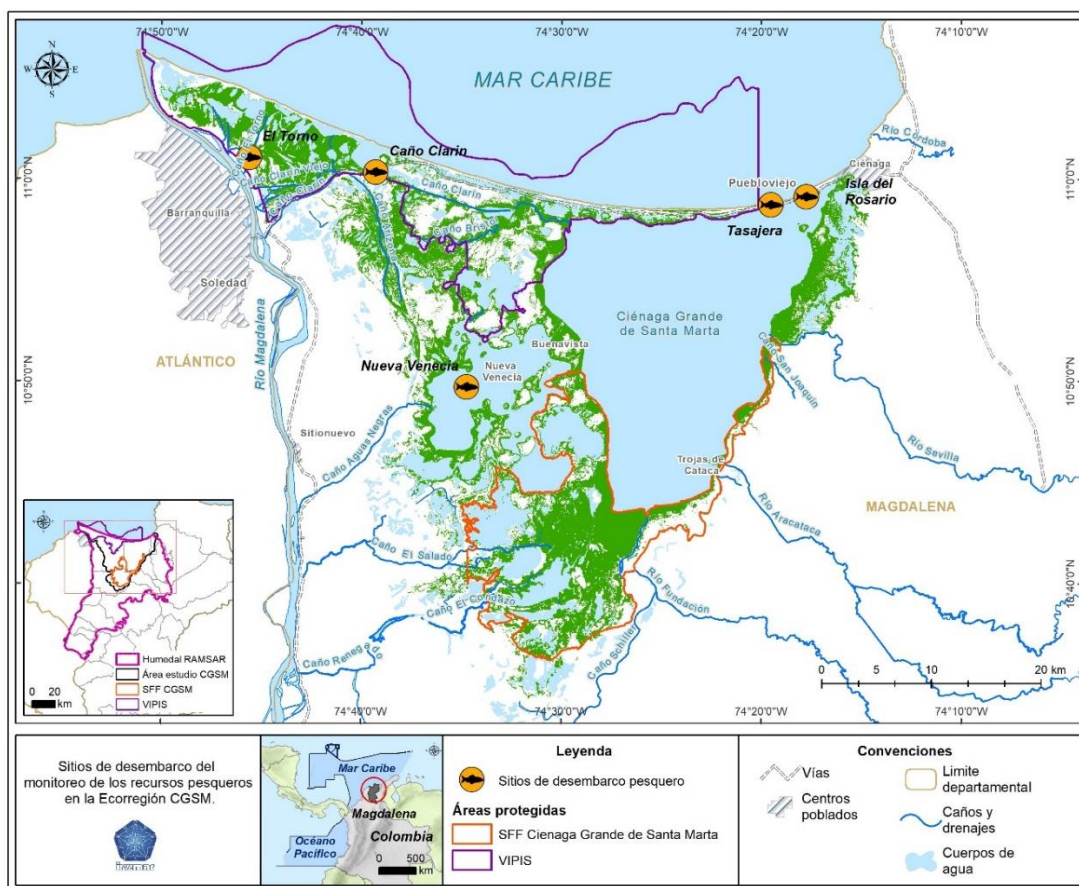


Figura 3.2-5. Localización de los sitios de desembarque del monitoreo pesquero en la Ciénaga Grande de Santa Marta

La información fue registrada a través de dispositivos móviles en el Sistema de Información Pesquera de INVEMAR (SIPEIN) (Narváez *et al.*, 2005) y a partir de esta información, se estimó la producción pesquera de la ecorregión y otras variables de desempeño pesquero a nivel de indicadores como la abundancia relativa de los recursos (captura por unidad de esfuerzo-CPUE), tallas medias de captura (TMC) y la renta económica de la pesquería. De igual manera, se utilizó un promedio ponderado anual de la salinidad (INVEMAR, 2024) para comparar los efectos ambientales (Índice de Oscilación Sur-IOS y datos de caudales del río Magdalena, principal tributario del área), para determinar patrones en el ecosistema como principales fuentes de agua dulce del sistema lagunar (Blanco *et al.*, 2006; Blanco *et al.*, 2007).

Con el fin de observar los cambios interanuales en las capturas y abundancias de los grupos de especies, se realizaron análisis exploratorios de los datos. Además, considerando la distribución asimétrica de los datos y el no cumplimiento de los supuestos de un análisis de varianza (ANOVA), se utilizó una transformación de Box-Cox (Box y Cox, 1964). Esto consistió en transformar los datos de potencia paramétrica con el fin de reducir anomalías en la violación de los supuestos, detectando así diferencias entre años, grupos de especies y la interacción entre estos. Esta transformación se encuentra definida como:



$$y^{(\lambda)} = \begin{cases} \frac{y^\lambda - 1}{\lambda} & \text{si } \lambda \neq 0, \\ \log(\lambda) & \text{si } \lambda = 0 \end{cases}$$

Donde λ es el parámetro de transformación y y es la captura o la CPUE.

También se realizó un análisis a partir de un mapa de calor, el cual es una representación gráfica que utiliza un sistema de gradientes de colores para representar el tamaño de los valores en una matriz de datos y agruparlos en función de las especies o la similitud de abundancia de las muestras. Las especies de alta y baja abundancia se agrupan por gradiente de color y similitud para reflejar las semejanza y diferencias entre múltiples comunidades de muestra. Este análisis se basó en la composición de especies y la abundancia relativa de cada muestra para extraer las especies en cada nivel taxonómico. El mapeo se logró utilizando herramientas de lenguaje R y se realizó un análisis de conglomerados de mapa de calor en cada uno de los niveles de especies.

En relación con los datos económicos, se analizaron a precios corrientes y constantes de diciembre de 2018, utilizando el Índice de Precios al Consumidor registrado por el Departamento Administrativo Nacional de Estadística- DANE ([DANE, 2024b](#)).

En cuanto a la determinación de la talla de madurez sexual (TM) y descripción de otras variables biológicos-pesqueras de las principales especies recolectadas por compra directa a pescadores de la zona, se continua con la evaluación del moncholo (*Hoplias malabaricus*) con el fin de completar un ciclo de periodo anual a enero de 2024, teniendo en cuenta que en algunos meses hubo ausencia de muestras por baja disponibilidad del recurso. Así mismo, se prolongó la toma de muestra del robalo (*Centropomus undecimalis*) y cuatro ojos (*Megaleporinus muyscorum*) dada el bajo tamaño muestral inicial. Las muestras recolectadas en campo fueron examinadas en laboratorio donde se realizaron mediciones morfométricas como longitud total (Lt) y longitud estándar (Ls), se determinó el peso total, peso del hígado y peso de las gónadas. Se extrajeron los órganos reproductivos para así establecer por observación directa el sexo y estado de madurez teniendo en cuenta los criterios descritos por Holden y Raitt (1975). Las asignaciones visuales del sexo y estado de madurez gonadal fueron corroboradas con análisis microscópico por medio de técnicas histológicas de rutina, usando el método de tinción Hematoxilina-Eosina (Figura 3.2-6). Para más detalles metodológicos se empleó lo referenciado en INVEMAR ([2019](#)).

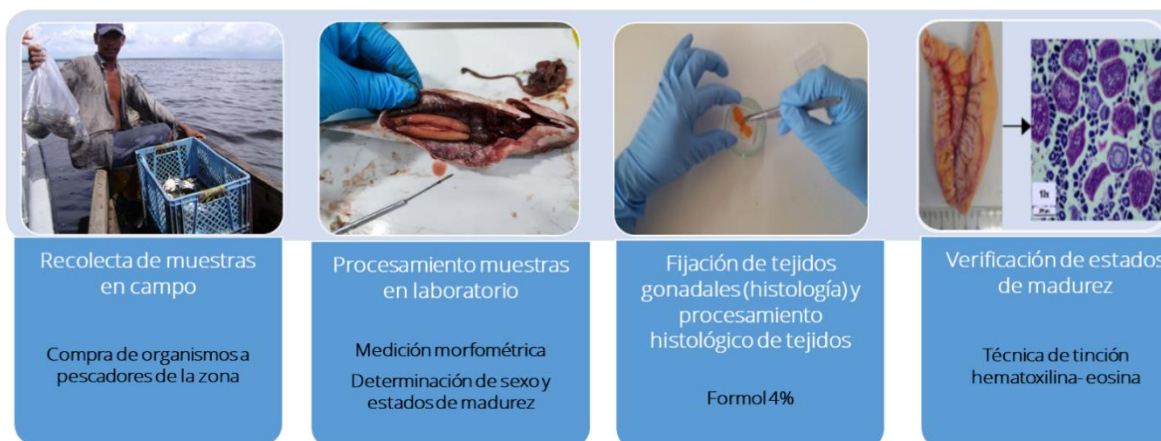


Figura 3.2-6. Proceso metodológico de campo y laboratorio de los individuos recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

La estimación de la TM, definida como la longitud en la que al menos el 50 % de los individuos llegan a la madurez sexual ([Saborido, 2004](#)), se realizó aplicando un ajuste linealizado del modelo logístico de madurez con máxima verosimilitud y estimación de intervalos de confianza mediante técnicas de remuestreo (Bootstrap) ([Ogle, 2013](#)). La estimación de los parámetros y la construcción de los intervalos se realizó con la herramienta de lenguaje R ([R-Core, 2021](#)), siguiendo el programa de madurez de Northland College ([Ogle, 2013](#)). En cuanto a la estacionalidad reproductiva, ésta se determinó teniendo en cuenta el porcentaje mensual de individuos en cada estado de madurez y se relacionó con valores promedio del índice gonadosomático ($IGS = PG/PT$, donde PG es el peso de la gónada y PT peso total del pez) e índice hepatosomático ($IHS = PH/PT$, donde PH es el peso del hígado y PT peso total del individuo).

Las especies seleccionadas para actualización de TM fueron consideradas debido a su importancia comercial y sobre las cuales se tenía incertidumbre de dichas estimaciones. El valor calculado es contrastado con la talla media de captura TMC, para alimentar el indicador de presión pesquera artesanal calculado para las 15 principales especies de peces en la ecorregión CGSM (para mayor detalle del indicador consultar <https://oe-eppa-invemar.opendata.arcgis.com/>).



Resultados **y discusión**



Calidad de Aguas



4.1.1. Contexto General calidad del agua y del sedimento en la Ciénaga Grande de Santa Marta

El agua de la CGSM soporta el suministro de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento (pesca), cultura (turismo y recreación), soporte y regulación (producción biológica, flujo de energía, hábitat) ([Vargas-Castillo et al., 2016](#)). Pese a su valor ambiental, las múltiples presiones antrópicas a que está sometida la CGSM y los cambios drásticos en los patrones de precipitaciones, eventos climáticos extremos, cambio en los aportes hídricos, y transporte de sedimentos, han afectado negativamente la calidad del agua en las últimas décadas, lo cual se ha evidenciado en el incremento de las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos, clorofila *a*, metales y poblaciones de cianobacterias. Esta situación implica afectaciones a la flora y fauna, y a las comunidades humanas que utilizan los recursos que provee el ecosistema ([Rodríguez-Rodríguez et al., 2018](#)), como las mortandades de peces que se vienen reportando desde el año 1994 (Mancera y Vidal, 1994; [INVEMAR, 2021](#); [2022](#)). De acuerdo con lo anterior, el monitoreo de la calidad del agua y del sedimento en la CGSM, que solo fue interrumpido durante algunos meses de la pandemia por COVID-19 ([INVEMAR, 2021](#)), es una herramienta clave para determinar el estado del recurso hídrico con relación a las actividades humanas que están presentes en la zona, a eventos climáticos a escala local y global, y a las obras hidráulicas de rehabilitación realizadas para recuperar la conectividad hídrica. Se resalta la importancia de dar continuidad al monitoreo permanente de la calidad del agua, de la comunidad fitoplanctónica en la CGSM para determinar su dinámica espacio temporal, y de microorganismos indicadores de calidad sanitaria, como coliformes y bacterias potencialmente patógenas, atribuida a la descarga continua de aguas residuales domésticas, con el fin de comprender su comportamiento e identificar acciones para mejorar la gestión ambiental del sistema lagunar.

Como se evidencia en el registro fotográfico de las estaciones monitoreadas durante octubre de 2023 y septiembre de 2024, las condiciones ambientales del sistema lagunar cambian, como consecuencia de los patrones climáticos (Figura 4.1-1, Figura 4.1-2, Figura 4.1-3, Figura 4.1-4, Figura 4.1-5, Figura 4.1-6, Figura 4.1-7, Figura 4.1-8). En la zona 0, se evidencia la salida constante de agua desde la Ciénaga hacia el mar Caribe en la mayor parte del período muestreado; en los tres ríos provenientes de la SNSM Sevilla, Aracataca y Fundación (zona 1), el agua tenía una coloración verde y café en los meses de febrero y abril 2024; en algunas estaciones del cuerpo de agua principal (zona 2), en el complejo de Pajarales (zona 3), y en las estaciones de Caño Clarín (zona 5) y Noroccidente VIPIS (zona 6), se observó la presencia de macrófitas durante julio y agosto de 2024.



Boca de la Barra (marzo 2024)



Boca de la Barra (mayo 2024)



Boca de la Barra (agosto 2024)



Boca de la Barra (septiembre 2024)

Figura 4.1-1. Imágenes 2024 de la estación Boca de La Barra en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.

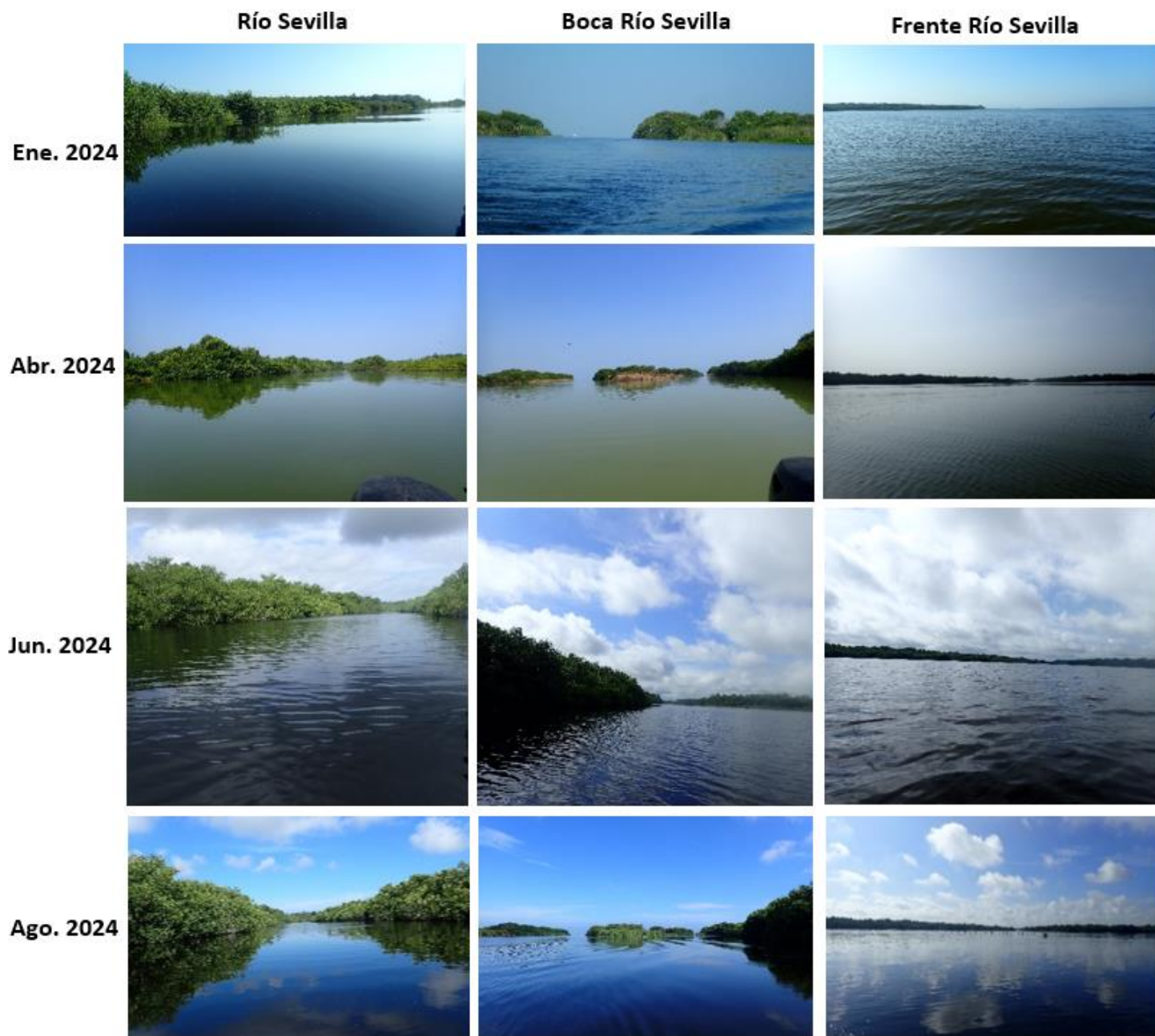


Figura 4.1-2. Imágenes 2023 del río Sevilla, boca del río Sevilla, y frente a río Sevilla, en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
 “MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
 ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
 LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
 GRANDE DE SANTA MARTA”

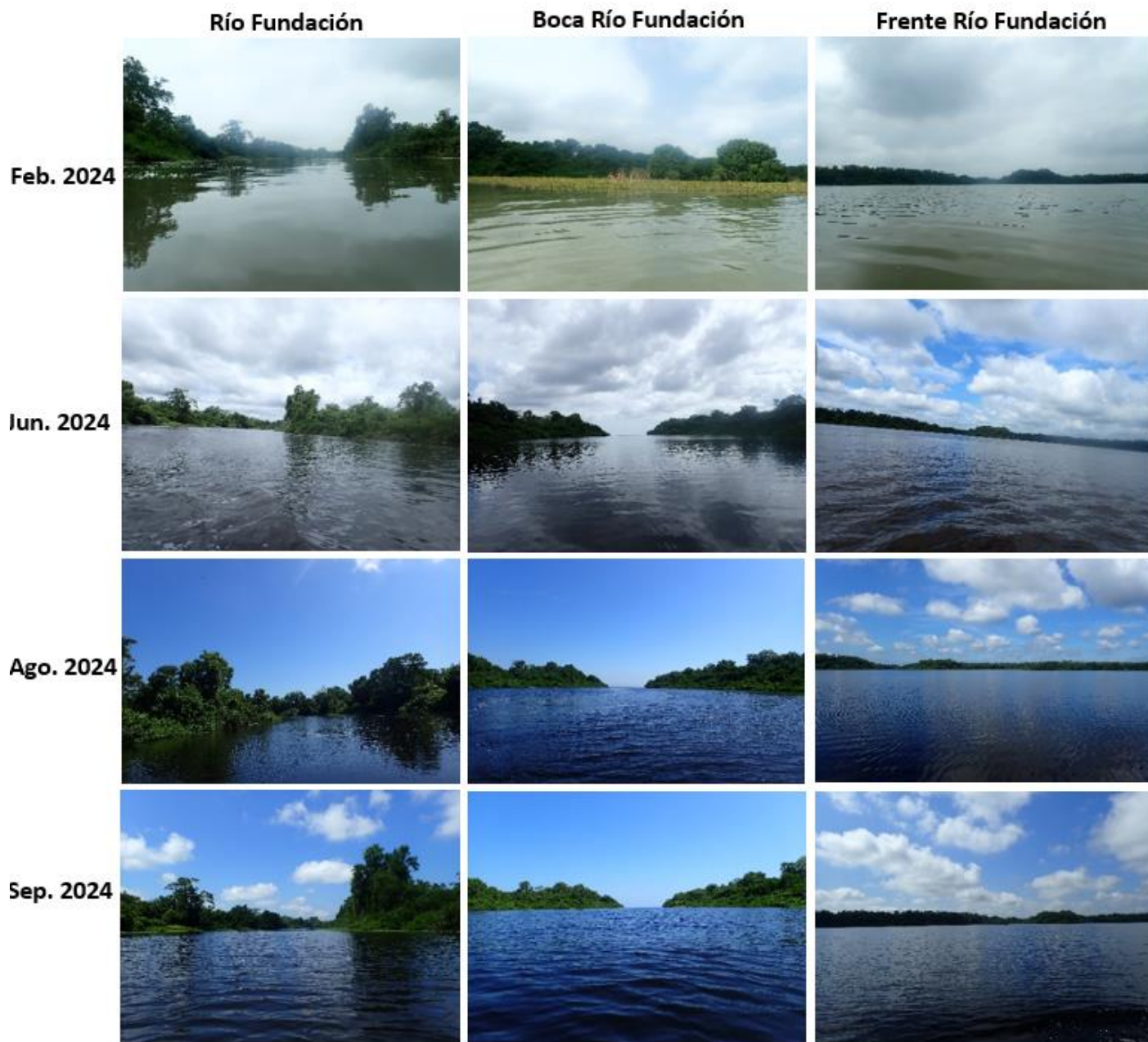


Figura 4.1-3. Imágenes 2024 del río Fundación, boca del río Fundación, y frente a río Fundación, en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.

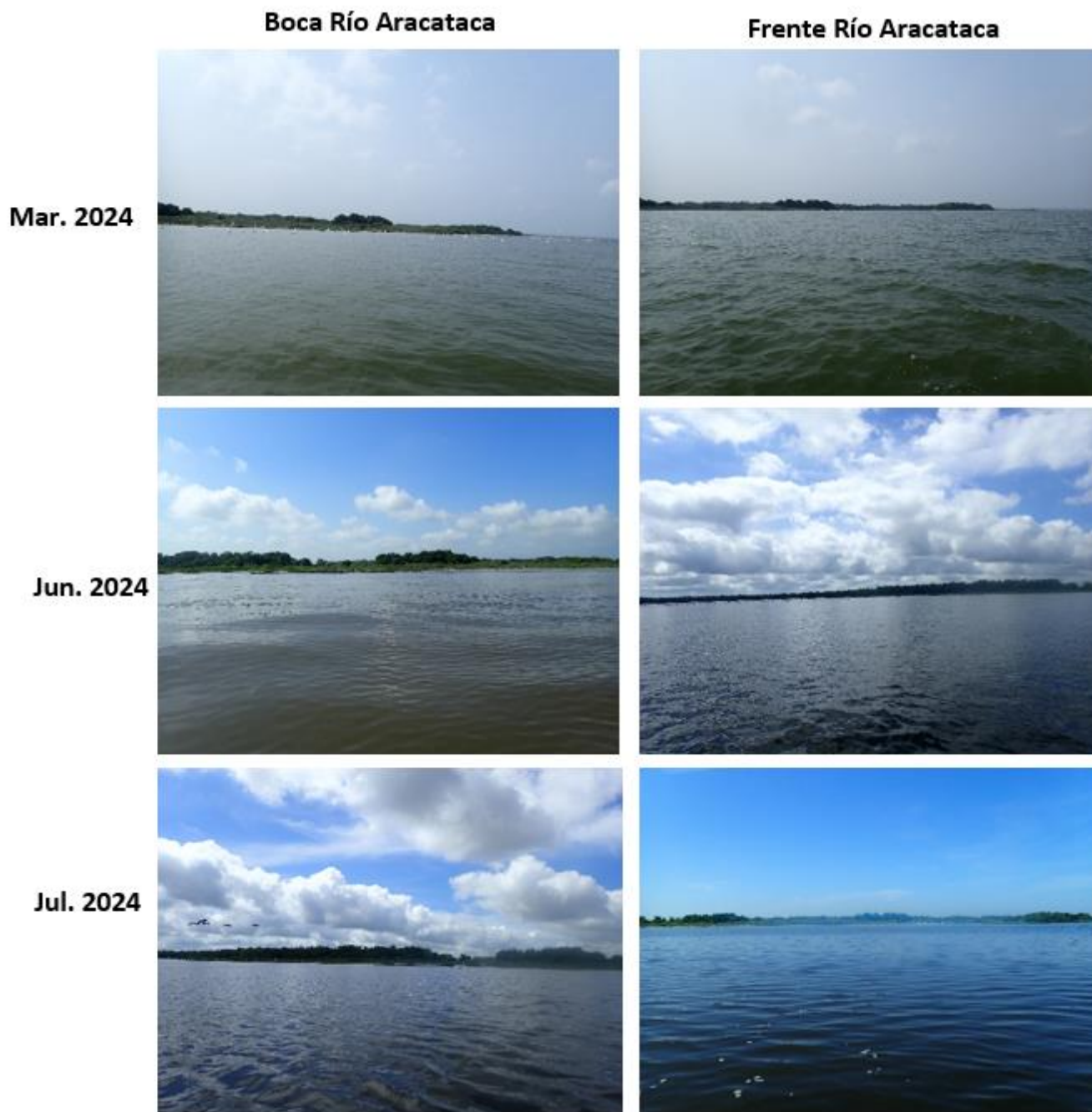


Figura 4.1-4. Imágenes 2024 de la boca del río Aracataca, y frente a río Aracataca, en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.



Figura 4.1-5. Imágenes 2024 de estaciones con presencia de poblaciones (Tasajera, Isla del Rosario, Buenavista, Nueva Venecia) en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA"



Figura 4.1-6. Imágenes 2024 de estaciones Centro CGSM, Boca del Caño Grande, Rinconada y Ciénaga La Luna, en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
 “MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
 ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
 LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
 GRANDE DE SANTA MARTA”



Figura 4.1-7. Imágenes 2024 de estaciones Ciénaga la Ahuyama, Ciénaga La Redonda, La Ye y Caño Aguas Negras.
 Fotos: Programa CAM – INVEMAR.



Figura 4.1-8. Imágenes 2024 de estaciones Caño Clarín Km 15, Boca Caño Clarín, Ciénaga Las Piedras, Ciénaga El Loro, Ciénaga Poza Verde, Ciénaga El Torno y Caño El Torno. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.

4.1.2. Calidad del agua

¿Qué cambios se presentaron en la calidad química del agua?

Los cambios en la profundidad de cada estación monitoreada entre octubre 2023 y septiembre de 2024, se muestran en la Figura 4.1-9. El complejo lagunar de la CGSM, es un ecosistema con profundidades someras, donde la mayoría de estaciones monitoreadas no superan los 3,0 m. La menor profundidad reportada (< 1,0 m) fue en la desembocadura del río Aracataca, Tasajera e Isla del Rosario con excepción en el mes de agosto, cuando se registró una profundidad de 4,0 m. Las estaciones Boca de La Barra, Río Fundación y Río Sevilla presentaron una profundidad entre 3,0 a 5,0 m. La mayor profundidad reportada fue en Boca del Caño Grande, con profundidad entre los 5,0 y 10,0 m y en Ciénaga El Torno durante los dos meses que fue monitoreada esta estación.

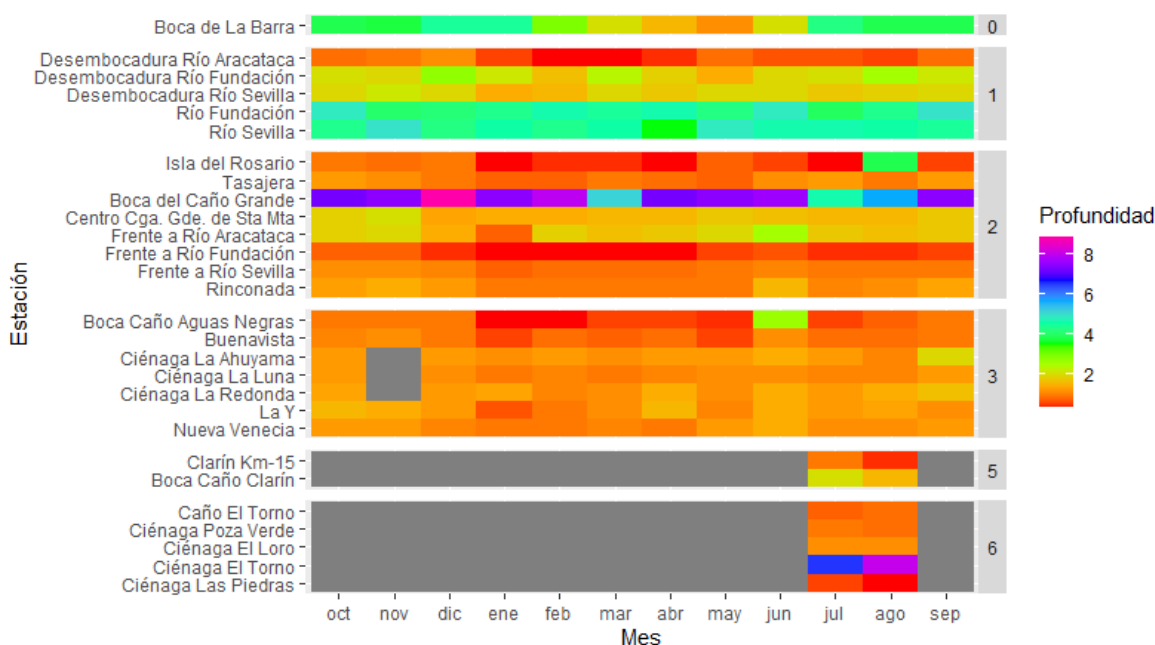


Figura 4.1-9. Representación gráfica de los cambios en la profundidad en las 28 estaciones que hacen parte del monitoreo de calidad de aguas en la CGSM. Bandas grises representan meses en los que no se pudo acceder a estaciones en el noroccidente del VIPIS.

La variación de la transparencia está en función de la profundidad, como se observa en la estación Boca de la Barra que mantiene una conexión constante con el mar Caribe, donde se presentó una profundidad entre 1,2 m y 4,5 m, con una la transparencia de < 1,0 m, excepto en el mes de enero que presentó 2,0 m (Figura 4.1-10).

Conexión permanente con el mar Caribe

Boca de La Barra

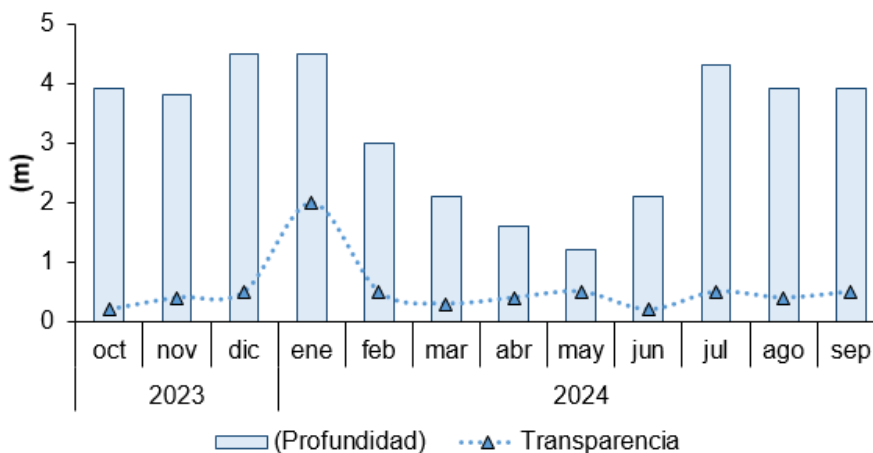


Figura 4.1-10. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en la Boca de La Barra entre octubre de 2023 y septiembre de 2024.

En las estaciones de los ríos provenientes de la SNSM, la mayor profundidad se presentó en las estaciones río Sevilla y río Fundación (entre 3,6 m y 5,0 m), seguido de las estaciones en las desembocaduras de los ríos Sevilla, Fundación y frente a desembocadura río Aracataca (entre 1,5 m y 2,8 m) y por último los frentes de las desembocaduras río Sevilla y fundación (entre 0,4 m – 1,2 m) (Figura 4.1-11). En estas estaciones se registraron bajos niveles de transparencia, lo cual puede estar relacionado a la resuspensión de sedimentos por la baja profundidad. Cabe mencionar que, para diciembre de 2023 y enero de 2024, se observó un aumento de la transparencia en todas las estaciones, lo cual pudo estar relacionado con la disminución de lluvias para esa época.

Ríos provenientes de la SNSM

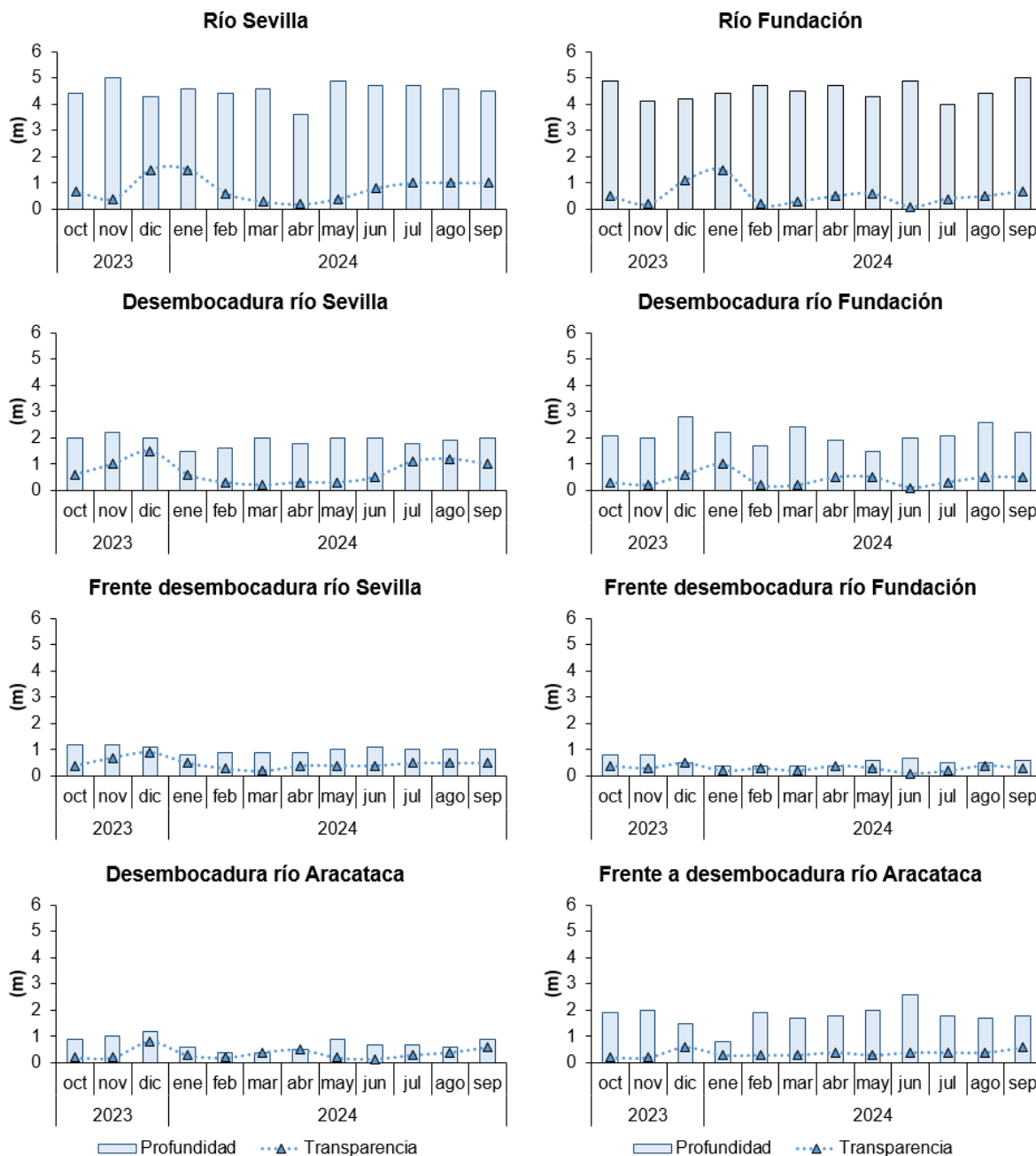


Figura 4.1-11. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en estaciones ubicadas en los ríos provenientes de la vertiente occidental de la SNSM entre octubre de 2023 y septiembre de 2024.

Con respecto a las estaciones que reciben aporte directo del río Magdalena, la mayor profundidad se registró en la estación Boca Caño Aguas Negras en el mes de junio 2024, con 2,7 m (Figura 4.1-12), el resto de estaciones no superaron los 2,0 m de profundidad. Así mismo, la mayor transparencia se

presentó en la estación Boca Caño Aguas Negras en el mes de junio con 1,0 m, en las estaciones del sector Caño Clarín la transparencia fue < 1,0 m (Figura 4.1-13).

Entrada de agua del Río Magdalena Boca Caño Aguas Negras

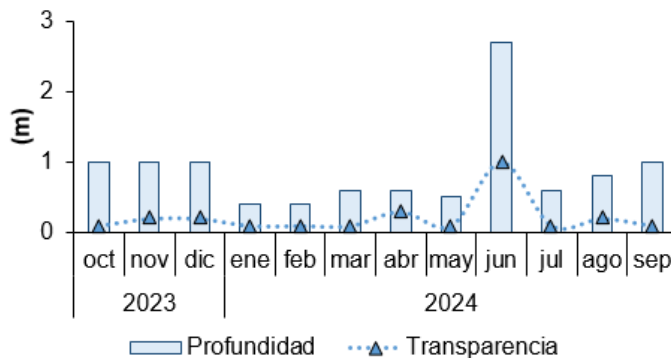


Figura 4.1-12. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en la Boca del Caño Aguas Negras entre octubre de 2023 y septiembre de 2024.

Entrada de agua del Río Magdalena (Sector Caño Clarín)

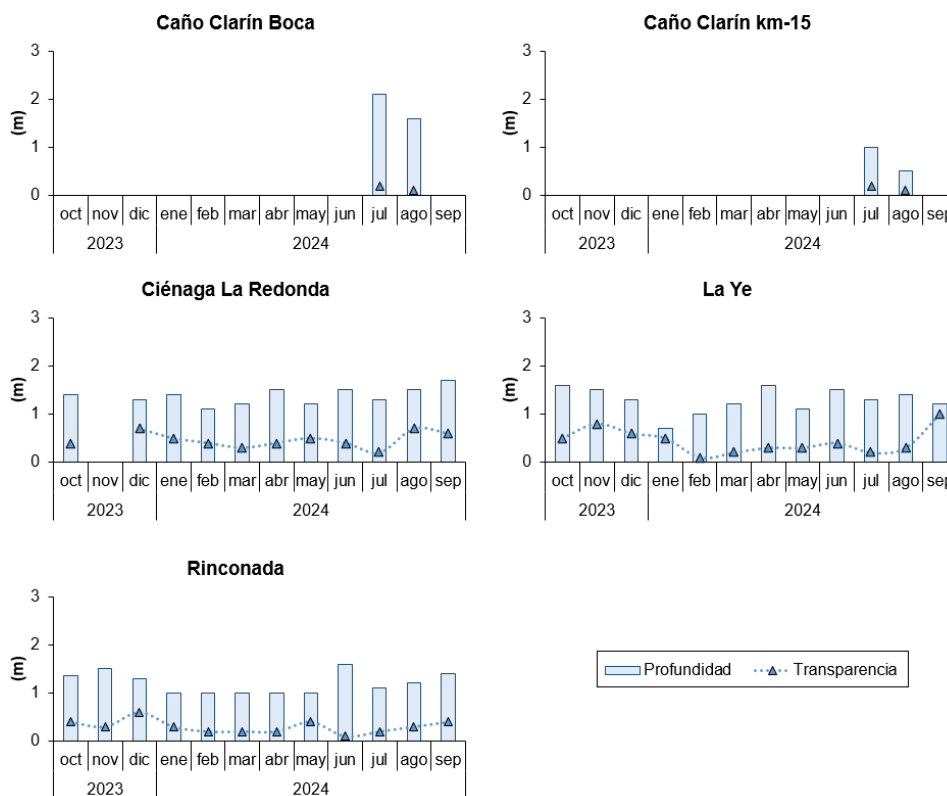


Figura 4.1-13. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en estaciones ubicadas en el Caño Clarín entre octubre de 2023 y septiembre de 2024.

En la zona del cuerpo de agua principal (Figura 4.1-14), se observó que la profundidad aumentó desde las estaciones cercanas a la línea de costa (Isla del Rosario y Tasajera) con valores entre 0,4 m y 1,3 m, hacia el Centro CGSM, con profundidades entre 1,4 m y 2,1 m y en el costado occidental (Boca del Caño Grande), con 5,2 m y 8,9 m. En estas estaciones, la transparencia estuvo por debajo de 0,7 m.

Cuerpo de agua principal

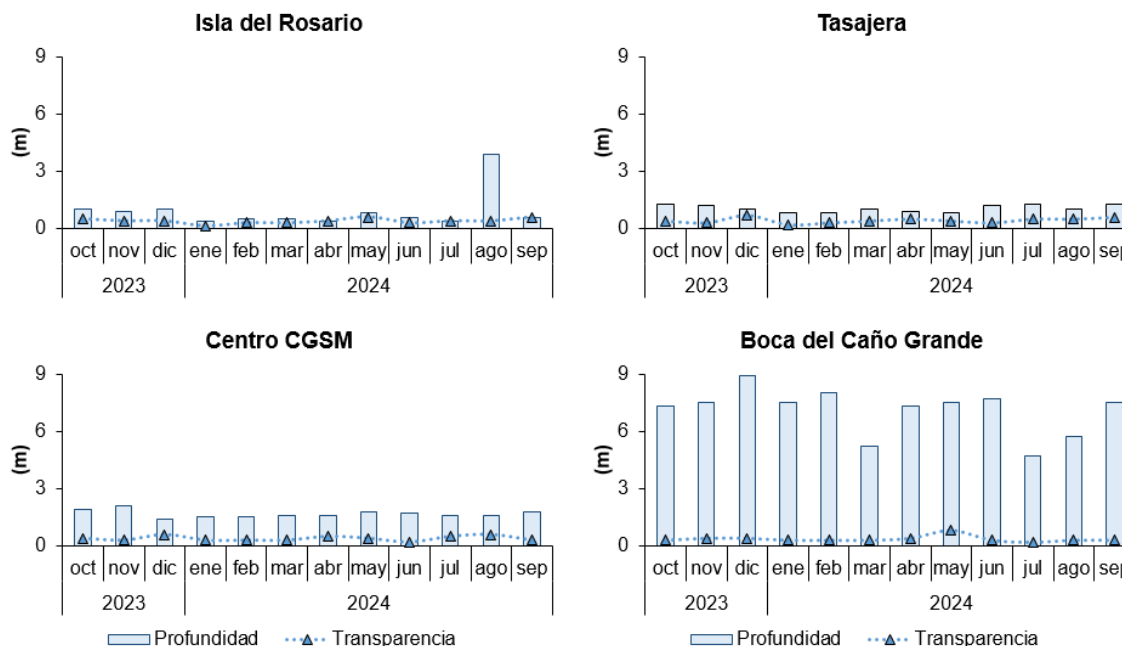


Figura 4.1-14. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en cuatro estaciones ubicadas en el cuerpo de agua principal de la CGSM entre octubre de 2023 y septiembre de 2024.

La profundidad en el Complejo Pajarales presentó valores mínimos < 1,0 m en estaciones como Buenavista y valores máximos de 1,5 m en la estación de Ciénaga la Ahuyama (Figura 4.1-15). En estas estaciones la transparencia disminuyó en los meses de enero a marzo 2024, cuando se presentaron fuertes condiciones secas; en los meses de abril y junio de 2024 la transparencia aumentó, lo cual puede estar relacionado con el aumento en la carga de sedimentos suspendidos durante la época seca debido a la menor cantidad de agua y a una mayor actividad eólica.



Complejo Pajarales

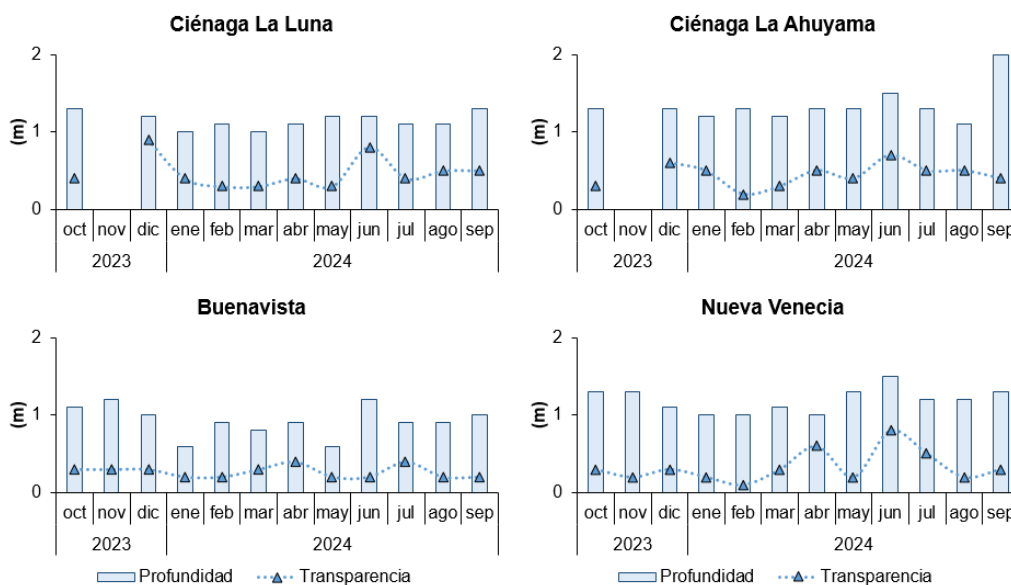


Figura 4.1-15. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en cinco estaciones ubicadas en el complejo de Pajarales entre octubre de 2023 y septiembre de 2024.

En el área del Noroccidente VIPIS se registraron profundidades < 1,2 m durante julio y agosto de 2024, con excepción de la estación Ciénaga El Torno, donde la profundidad fue de 6,6 m en julio y 8,1 m en agosto (Figura 4.1-16). En esta área, la transparencia fue < 0,5 m, lo cual está relacionado con la influencia directa del río Magdalena en las estaciones de Caño El Torno y Ciénaga El Loro.



Noroccidente VIPIS



Figura 4.1-16. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en estaciones ubicadas en el noroccidente del VIPIS entre julio y agosto 2024.

Salinidad

La salinidad superficial en la CGSM en el periodo monitoreado fluctuó entre 0 y 36,4 (Figura 4.1-17), predominando el tipo de agua salobre en el 50 % de las estaciones, dulce en el 29 % y marina en el 21 %, según la escala de Knox (2001). Cabe mencionar que, entre octubre 2023 a enero 2024, se presentó una transición del fenómeno de La Niña a el fenómeno de El Niño. Esta variación en las condiciones climáticas, se pudo evidenciar en un aumento progresivo de la salinidad desde diciembre 2023 hasta abril 2024, meses con condiciones climáticas muy secas (en categorías muy por debajo de lo normal); a partir de mayo, se observó un descenso en la salinidad, asociado al aumento en los niveles de precipitación en la región Caribe (IDEAM, 2024) y a los cambios de caudal en el Río Magdalena y sus tributarios. Los registros históricos del monitoreo muestran que la salinidad incrementa en época seca y se intensifica en años con eventos El Niño, a causa de la disminución de los flujos de agua dulce que ingresan al sistema lagunar, al descenso de las lluvias y el aumento de la evaporación (INVEMAR, 2019).



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA"

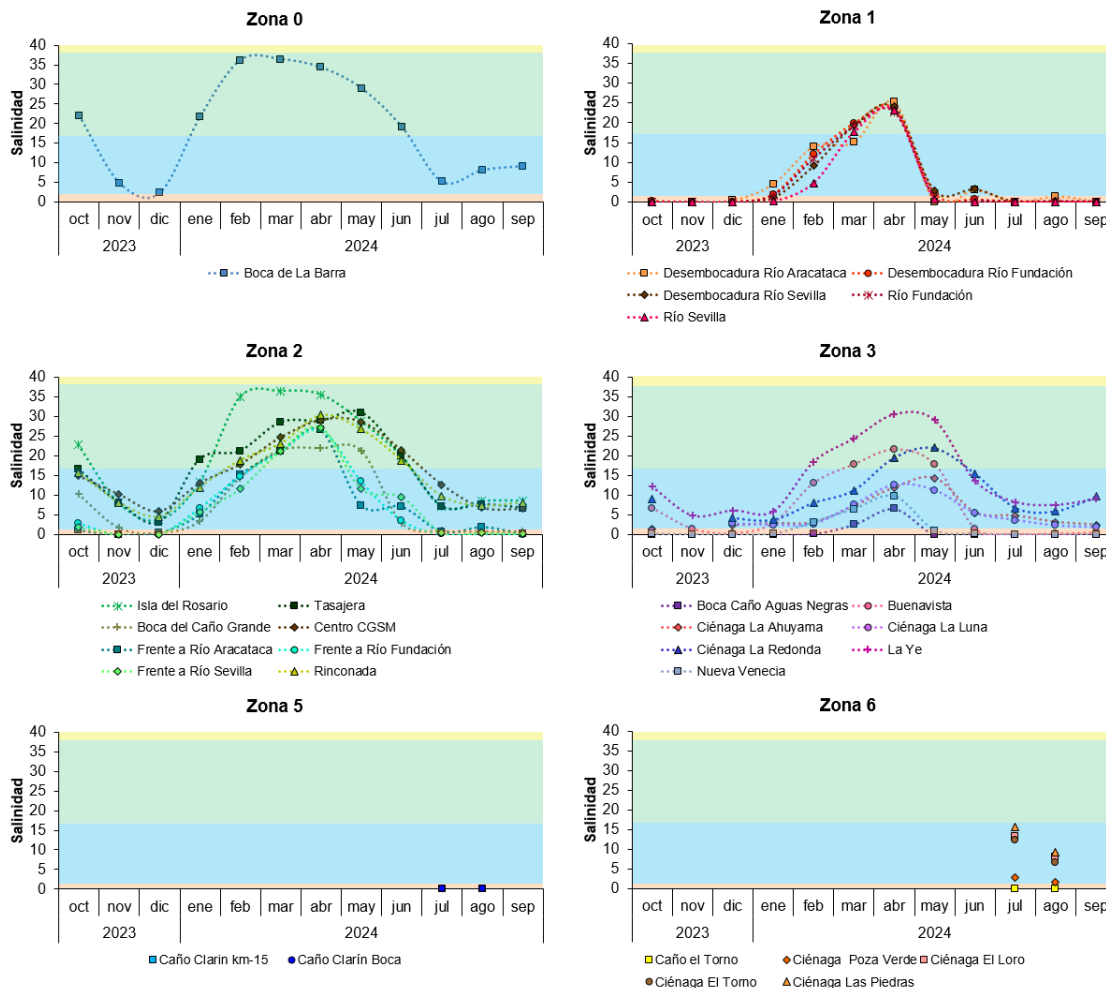


Figura 4.1-17. Salinidad del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2023 y septiembre de 2024. Escala de color de fondo representa el tipo de agua según los valores de salinidad, basado en la clasificación propuesta por Knox (2001).

Históricamente, se ha observado que hay un gradiente de aumento en la salinidad en las estaciones de noroccidente a nororienté; con salinidades más bajas en las estaciones que reciben aportes directos del río Magdalena (Eg. Caño Clarín, Caño El Torno), condiciones salobres en estaciones como Boca del Caño Grande, los frentes de los ríos Aracataca, Sevilla, Fundación, Boca del Caño Grande, Nueva Venecia, Buenavista y salinidades más altas en la zona nororiental del complejo lagunar, en estaciones como Boca de La Barra (conexión directa con el mar Caribe), Isla del Rosario, Tasajera, Rinconada, Ciénaga La Redonda, Ciénaga La Luna, Ciénaga La Auyama, La Y, y Centro CGSM (INVEMAR, 2019). Durante octubre del 2023 y septiembre del 2024, las condiciones de agua dulce, se presentaron principalmente en la estación Boca Caño Aguas Negras, con valores de 0 y 0,2, y en las estaciones ubicadas en la boca del caño Clarín y en el kilómetro 15, con salinidades de 0. Estos valores están asociados al aporte de agua dulce proveniente del Río Magdalena que conecta con estos caños

Las condiciones salobres se presentaron principalmente en las estaciones Boca del Caño Grande, Ciénaga la Ahuyama, Ciénaga la Luna, Ciénaga la Redonda y la Ye, con salinidades entre 0,90 y 15,5,



y en las estaciones de la zona 6, con valores entre 3 y 13,4. En la cuenca baja y desembocaduras de los ríos provenientes de la SNSM (zona 1), se registraron condiciones salobres especialmente en los meses secos, enero y febrero de 2024. Finalmente, las condiciones marinas se presentaron principalmente en la estación Boca de la Barra (19,2 y 36,4) y en las estaciones de la zona 2 (Isla del Rosario, Tasajera, Centro CGSM y Rinconada) con valores entre 17,1 y 35,5.

Temperatura

La temperatura es una variable muy importante, ya que representa un factor indispensable para el desarrollo de la vida de muchas especies ([Suárez-Almiñana et al., 2021](#)) y tiene una gran influencia en las propiedades y procesos que ocurren en el agua, como la solubilidad de gases y sales, disponibilidad de oxígeno disuelto, tasa de biodegradación orgánica de los materiales y otros parámetros físico-químicos ([Rao & Rao, 2010](#)). En el periodo monitoreado, la temperatura del agua superficial fluctuó entre 27,1 °C y 41,3 °C (Figura 4.1-18), resultados que evidencian un aumento en la temperatura en contraste con los promedios de años anteriores, 33,7 °C en el 2021 y 33,8 °C en el 2022 ([INVEMAR, 2021](#); [INVEMAR 2022](#)) y registros relacionados con el fenómeno de El Niño. A diferencia de años anteriores, se presentó una alta variabilidad de la temperatura superficial en 4 de las 6 zonas donde están distribuidas las estaciones; las cuales fueron Boca de la Barra (zona 0; 23,8 °C – 35°C), ríos provenientes de la SNSM (zona 1; 27,7°C – 36,3°C), el cuerpo de agua principal (zona 2; 27,1°C - 38,8 °C) y en el complejo de Pajarales (zona 3; 28,8°C - 41,3°C). Esta variabilidad está relacionada con la baja profundidad y estancamiento de las aguas que se da en el sistema lagunar y en algunos canales y ciénagas del complejo de Pajarales ([INVEMAR 2023](#)).



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA"

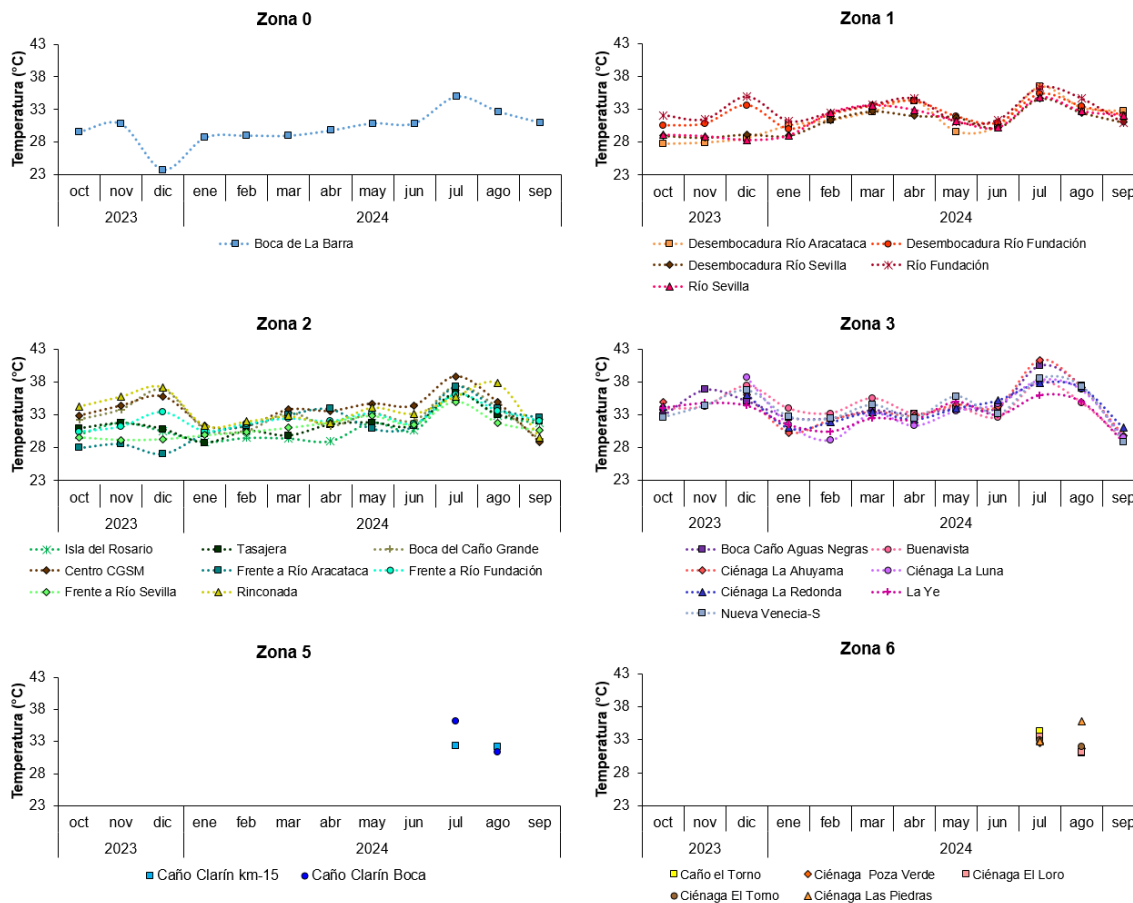


Figura 4.1-18. Temperatura del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2023 y septiembre de 2024.

Cabe mencionar que, los mayores valores de temperatura se reportaron en julio, mes con condiciones lluviosas; La menor variación de la temperatura superficial se presentó en las estaciones de Caño Clarín (zona 5; 31,3°C – 36,1°) y Noroccidente VIPIS (zona 6; 30,9°C – 35,8°C), no obstante, este resultado esta sesgado ya que el monitoreo solo se realizó en los meses de julio y agosto.

Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto (OD) se evalúa en la CGSM para identificar condiciones adecuadas e inadecuadas para la preservación de flora y fauna, con base en la concentración definida por la normatividad colombiana para aguas cálidas dulces, aguas estuarinas y aguas marinas (4,00 mg O₂/L; [Minambiente, 2015](#)).

En el periodo octubre 2023 – septiembre 2024, se observó que el 72 % de las estaciones tuvieron concentraciones de OD adecuadas para la preservación de flora y fauna (Figura 4.1-19). La concentración de OD varió entre 0,061 mg O₂/L y 12,8 mg O₂/L, con saturaciones de oxígeno entre 0,8% y >LCM (200%).

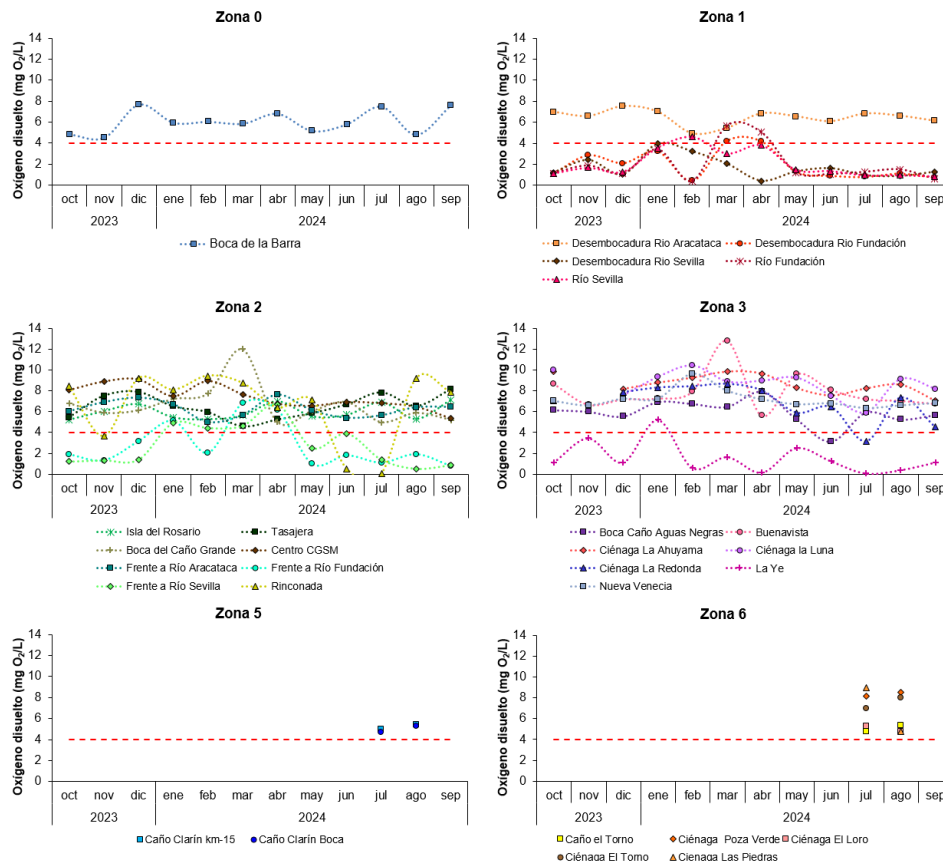


Figura 4.1-19. Concentraciones de oxígeno disuelto (OD) del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2023 y septiembre de 2024. Línea horizontal roja representa el límite permisible para el OD según legislación colombiana (4,0 mg O₂/L; [Minambiente, 2015](#)).

En las estaciones de la cuenca baja (0,36 – 3,81 mg O₂/L; zona 1), las desembocaduras (0,40 – 3,97 mg O₂/L; zona 1), y los frentes (0,50 – 3,87 mg O₂/L; zona 2) de los ríos Sevilla y Fundación, se registraron concentraciones de OD por debajo del valor permisible por la legislación colombiana (Resolución 1076 de 2015). Este comportamiento ha sido reiterativo durante los últimos siete años de monitoreo ([INVEMAR, 2018](#); [INVEMAR, 2019](#); [INVEMAR, 2021](#); [INVEMAR, 2021a](#); [INVEMAR, 2022](#); [INVEMAR, 2023](#)) y ha sido relacionado con presencia de vegetación flotante y procesos de descomposición continua de materia orgánica ([INVEMAR, 2023](#)). Por otra parte, se registraron condiciones inadecuadas de OD en las estaciones Rinconada durante junio-julio 2024 (0,061 – 0,515 mg O₂/L), Boca Caño Aguas Negras en junio 2024 (3,14 mg O₂/L), Ciénaga La Redonda en julio 2024 (3,18 mg O₂/L) y La Ye (0,06 – 3,96 mg O₂/L; zona 3) durante todo el año, con excepción de enero (5,23 mg O₂/L). Estas condiciones de hipoxia principalmente en junio y julio de 2024 pueden estar asociadas al aumento de la temperatura registrada en esos meses, lo cual disminuye la capacidad de dilución del oxígeno en la columna de agua ([Aguirre et al., 2021](#)).

En las estaciones Centro CGSM (9,1 mg O₂/L; zona 2), Rinconada (9,18 mg O₂/L; zona 2), Buenavista (9,6 mg O₂/L; zona 3), Ciénaga la Ahuyama (9,66 – 9,58 mg O₂/L; zona 3) y Ciénaga La Luna (9,11 – 10,4 mg O₂/L; zona 3), las concentraciones de OD estuvieron por encima de los 9,00 mg O₂/L generando condiciones de sobresaturación de oxígeno, que tiene efectos negativos sobre los organismos.

pH

El pH es un indicador fundamental de la calidad del agua, ya que influye en la disponibilidad de nutrientes, la toxicidad de metales pesados y la capacidad de los organismos acuáticos para sobrevivir y reproducirse. Un pH óptimo permite el equilibrio de los ecosistemas acuáticos y favorece la diversidad biológica; valores de pH extremos pueden alterar los procesos químicos y biológicos, afectando negativamente la calidad del agua y su uso ([IPCC, 2021](#)).

El pH del agua superficial en las estaciones frente a los ríos Aracataca, Fundación y Sevilla (zona 2) y en las estaciones ubicadas en el Noroccidente del VIPIS (zona 6), caracterizadas por su influencia marina o estuarina, fluctuó dentro de los criterios de calidad para la preservación de flora y fauna (6,5 – 8,5; [Minambiente, 2015](#); Figura 4.1-20). En las estaciones de agua dulce, ubicadas en los ríos Sevilla, Aracataca y Fundación (zona 1), Boca Caño Clarín y Caño Clarín Km 15 (zona 5), el pH se mantuvo entre 4,5 y 9,0 unidades de pH, cumpliendo con los criterios de calidad para aguas dulces cálidas ([Minambiente, 2015](#); Figura 4.1-20).

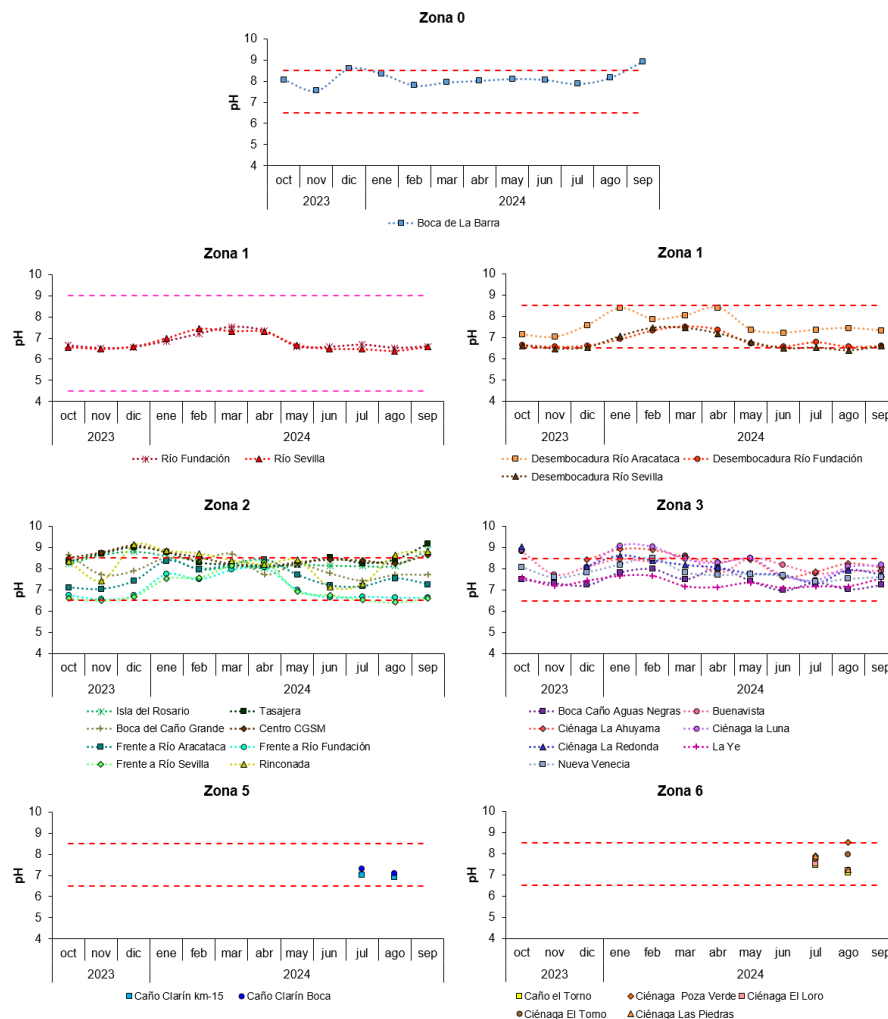


Figura 4.1-20. Valores de pH del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2023 y septiembre de 2024. Líneas horizontales fucsia representan los límites permisibles para el pH en aguas cálidas dulces (4,5 – 9,0) y líneas horizontales rojas representan los límites permisibles para el pH en aguas estuarinas y marinas (6,5 – 8,5) ([Minambiente, 2015](#)).



En el 16 % de las estaciones clasificadas como estuarinas o marinas, presentes en las zonas 0, 2, 3 y 6, los registros de pH superaron el valor de 8,5, indicando una alta productividad primaria, proceso en el que se consume CO₂. Este aumento en el pH se presentó en la estación Boca de La Barra (zona 0) en los meses de diciembre 2023 y septiembre 2024, con un aumento de 0,08 y 0,4 unidades por encima del máximo permisible. Entre octubre 2023 - enero 2024 y agosto – septiembre 2024, se registraron valores de pH con 0,62 unidades superior al máximo permisible en las estaciones del cuerpo de agua principal (zona 2), Isla del Rosario, Tasajera, Boca del Caño Grande y Centro CGSM. Finalmente, en las estaciones de Buenavista, Ciénaga la Ahuyama, Ciénaga la Luna y Ciénaga la Redonda, se registraron valores de pH superiores al límite permisible en los meses de octubre 2023 y enero 2024.

Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Los sólidos suspendidos totales (SST) juegan un papel crucial en la regulación de la entrada de luz en los cuerpos de agua, influyendo directamente en el desarrollo de la vida acuática ([Kulkarni, 2011](#)). Para esta variable, [CONAGUA, \(2015\)](#) ha propuesto como valor de referencia que determina el agua aceptable (> 150 mg/L), sin embargo en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), se han registrado concentraciones de SST que varían ampliamente, desde menos de 1 mg/L hasta más de 500 mg/L ([INVEMAR, 2018](#)), por lo que es importante tener en cuenta la dinámica y las características del agua de la CGSM con respecto a los SST.

En la estación Boca de la Barra (zona 0) se registraron las mayores concentraciones de SST (458 mg/L) en el mes de febrero 2024 (Figura 4.1-21). Las estaciones de los ríos provenientes de la SNSM (zona 1) presentaron valores de SST menores 100 mg/L con excepción de la desembocadura del Río Aracataca en marzo 2024 con concentraciones de 133 mg/L. En el cuerpo de agua principal (zona 2), las concentraciones de SST variaron entre 2,24 mg/L - 208 mg/L; durante el periodo muestreado, las mayores concentraciones se presentaron en las estaciones Centro CGSM (23,5 mg/L -188 mg/L) y Rinconada (25,7 mg/L – 208 mg/L). En el Complejo de Pajarales (zona 3) los SST fluctuaron entre 3,5 mg/L y 136 mg/L, siendo la estación Boca Caño Aguas Negras la de mayor concentración de SST en octubre 2023. Para las estaciones de Caño Clarín (zona 5) se registraron concentraciones de SST de 105 mg/L y 180 mg/L, finalmente las estaciones del Noroccidente VIPIS (zona 6) presentaron valores SST entre 9,91 mg/L y 72,3 mg/L.

La alta concentración de SST, principalmente en las estaciones del costado occidental del complejo lagunar, está directamente relacionada con el aporte de sedimentos del río Magdalena ([Vivas-Aguas et al., 2013](#)). Esta situación es común en sistemas lagunares influenciados por grandes ríos y contrasta con cuerpos de agua más tranquilos donde los sedimentos se depositan en el fondo ([Ruiz-Ramírez, 2017](#)).



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA"

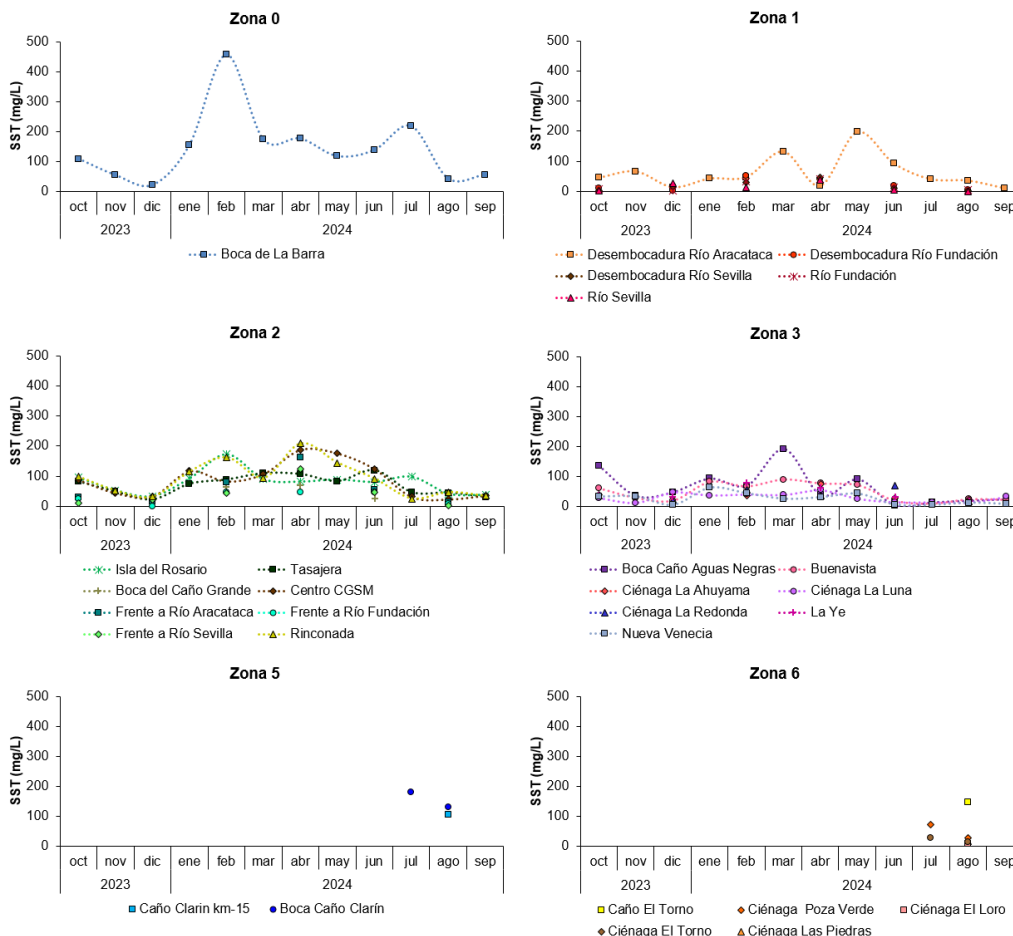


Figura 4.1-21. Concentración de sólidos suspendidos entre octubre de 2023 a septiembre de 2024, en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM.

Clorofila a

La clorofila a es un indicador fundamental de la salud de un ecosistema acuático, ya que está directamente relacionada con la producción primaria, el primer eslabón de la cadena alimentaria (Reynolds, 2006). En la estación Boca de la Barra (zona 0; Figura 4.1-22) se registró una amplia variabilidad de la clorofila a, con concentraciones hipertróficas de 107 $\mu\text{g/L}$ (noviembre 2023) hasta valores oligotróficos de 1,03 $\mu\text{g/L}$ (febrero 2024) de acuerdo a la clasificación trófica del Comité de Eutrofización de la (OCDE). Esta variabilidad pudo estar asociada al intercambio de agua entre la Ciénaga y el Mar Caribe (Figura 4.1-21).

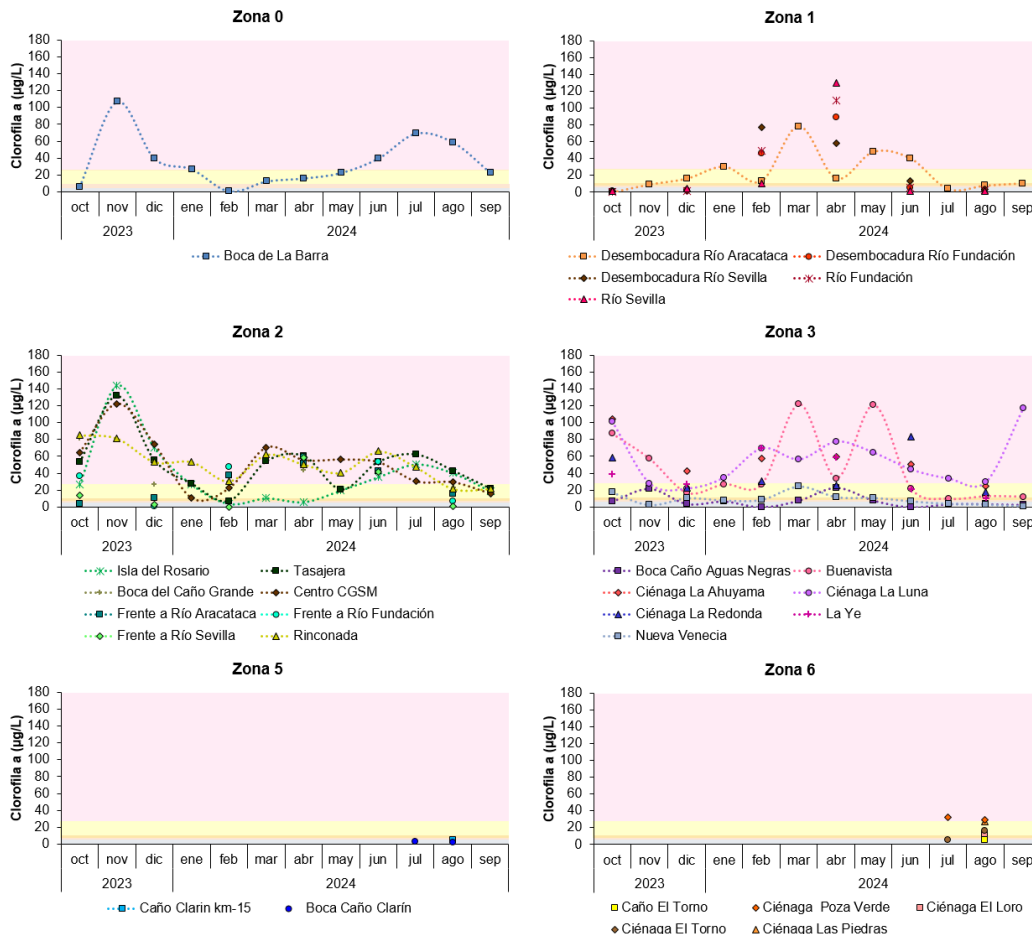


Figura 4.1-22. Concentraciones de clorofila a entre octubre de 2023 y septiembre de 2024 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM. Escala de color de fondo representa condiciones oligotróficas (banda celeste: 1,0 – 2,5 µg Chl a/L), mesotróficas (banda naranja: 2,5 – 7,9 µg Chl a/L), eutróficas (banda amarilla: 8,0 – 25,0 µg Chl a/L) e hipertróficas (banda rosa: >25,0 µg Chl a/L) (según la clasificación propuesta por la OCDE, 1982 /en: López y Madroñero, 2015)

En las estaciones de los ríos provenientes de la SNSM (zona 1), la clorofila a fluctuó entre <LMC - 130 µg/L; el 33 % de las mediciones correspondió a estado oligotrófico, el 31 % hipertrófico, el 19 % a eutrófico y el 17% mesotrófico.

En la zona 2, el 68 % de las mediciones indicó condiciones hipertóxicas, esta condición se registró en todas las estaciones en abril y junio 2024; el 19 % correspondió a condiciones eutróficas, el 8 % mesotróficas y el 4 % oligotróficas. Las estaciones Tasajera e Isla del Rosario presentaron las mayores concentraciones (132 µg/L y 144 µg/L, respectivamente).

En el Complejo Pajarales (zona 3), las concentraciones de clorofila a oscilaron entre <LMC - 117 µg/L; el 47 % de las mediciones representó condiciones hipertróficas, el 29 % eutróficas, el 18 % mesotróficas y el 5 % oligotróficas. Boca Caño Aguas Negras presentó las menores concentraciones (<LMC - 22,6 µg/L) y Ciénaga la Luna los registros más altos (21,4 µg/L – 117 µg/L).

Finalmente, las estaciones del Caño Clarín (zona 5) presentaron condiciones mesotróficas (2,22 µg/L – 5,34 µg/L) y en el Noroccidente VIPIS fluctuaron entre 5,34 µg/L – 32 µg/L en los meses de julio y agosto 2024.



En general, se observó una tendencia de aumento de la clorofila *a* en febrero, abril y junio de 2024 y un descenso en los meses de agosto y septiembre 2024. Las altas concentraciones de clorofila *a* en las zonas 2 y 3 se atribuyen a una menor movilidad del agua, que permite un tiempo de residencia mayor, asociado al aumento en la productividad primaria en este tipo de sistemas ([Navas-Parejo et al., 2020](#)). Por otra parte, históricamente las estaciones de Ciénaga la Luna, Rinconada y Tasajera se han caracterizado por presentar concentraciones altas de clorofila *a* ([INVEMAR, 2022](#); [INVEMAR 2023](#)), lo que se puede asociar con mayor disponibilidad de nutrientes en estas zonas debido a asentamientos cercanos.

Nutrientes inorgánicos disueltos (ortofosfatos, nitrógeno amoniacal, nitrito, nitrato)

Los estuarios son ecosistemas donde se mezclan aguas continentales y marinas, creando ambientes ricos en nutrientes inorgánicos disueltos como ortofosfatos, nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos. Estos nutrientes son fundamentales para sostener la productividad primaria y la biodiversidad ([Sánchez et al., 2011](#)). Sin embargo, el exceso de nutrientes derivado de actividades humanas puede causar condiciones de eutrofización, caracterizadas por el aumento de la concentración de materia orgánica, la disminución de la concentración de oxígeno, incluso hasta llegar a condiciones de hipoxia, lo que conlleva a la pérdida de la biodiversidad y el aumento de floraciones algales nocivas ([Laughinghouse et al., 2022](#)). Estos efectos se intensifican con el cambio climático, que altera las dinámicas hidrológicas y térmicas, impactando negativamente la calidad del agua y la salud del ecosistema ([Rodríguez, 2015](#)).

Las concentraciones más altas de ortofosfatos durante el monitoreo se registraron en la zona 1, específicamente en las estaciones Desembocadura Río Fundación y Río Fundación durante el mes de junio, con valores de 214 y 211 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$, respectivamente; seguidas por las estaciones Desembocadura Río Sevilla y Río Sevilla. Este patrón, reportado también en monitoreos previos ([INVEMAR, 2023](#)), se atribuye a la escorrentía desde las zonas agrícolas aledañas y la erosión generada por actividades agrícolas en las áreas circundantes, que facilitan el ingreso de nutrientes al complejo lagunar a través de lixiviación ([Aguirre et al., 2021](#)). Sin embargo, las estaciones Frente a Río Sevilla y Frente a Río Fundación (zona 2), mostraron concentraciones menores a las del monitoreo 2022-2023, aunque todavía elevadas, lo que indica la persistencia de altos niveles de ortofosfatos desde los ríos Sevilla y Fundación hasta la CGSM (Figura 4.1-23).



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA"

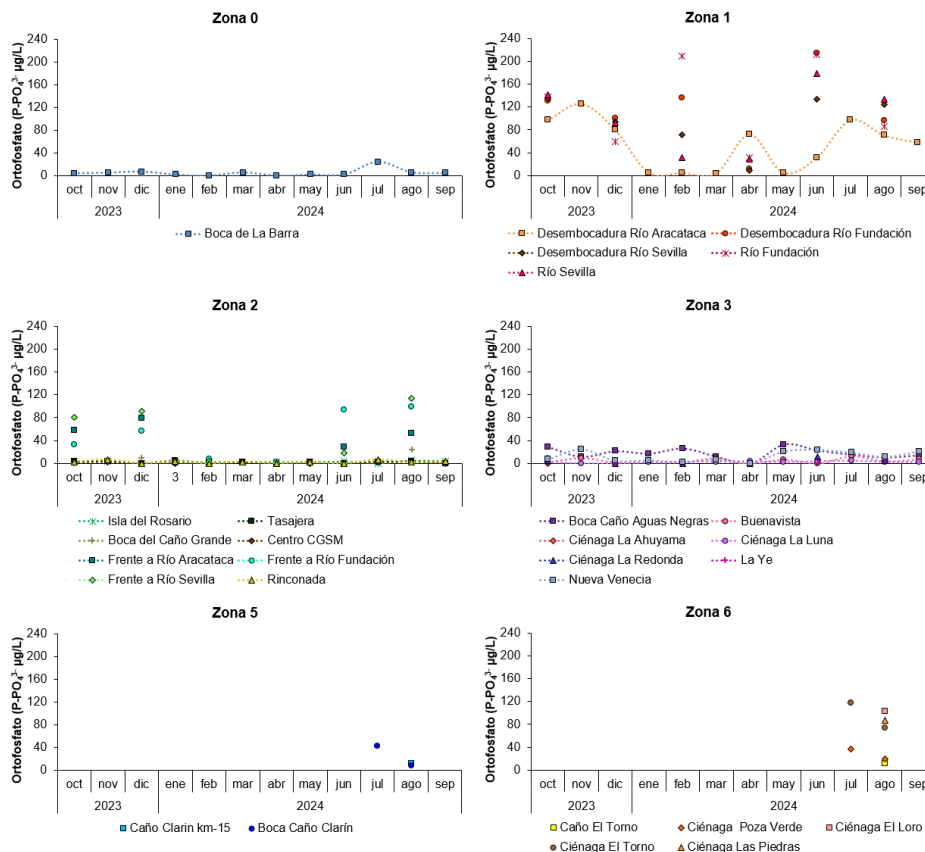


Figura 4.1-23. Concentraciones de ortofosfatos medidas entre octubre 2023 a septiembre de 2024 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM.

En la estación Desembocadura Río Aracataca, ubicada en la zona 1, se observaron tres picos de concentración de ortofosfatos durante noviembre de 2023, abril y julio de 2024, con valores de 126, 72,2 y 97,7 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$, respectivamente. Estos meses coincidieron con condiciones climáticas secas (noviembre 2023 y abril 2024), donde la disminución del caudal del río probablemente favoreció la resuspensión de sedimentos aumentando la concentración de ortofosfatos en el agua (Carrera-Villacréz *et al.*, 2018). Este patrón ya había sido reportado en monitoreos anteriores, evidenciando la relación entre la reducción del flujo hídrico y el aumento de nutrientes en la zona (INVEMAR, 2023).

En el noroccidente del VIPIS (zona 6), en las Ciénagas El Torno, El Loro y Las Piedras, se registraron altas concentraciones de ortofosfatos durante julio y agosto, en concentraciones similares a las de monitoreos previos (INVEMAR, 2023). Las concentraciones observadas en las zonas 0, 3 y 5 se mantuvieron dentro de los rangos típicos reportados para estuarios con baja influencia antropogénica ($> 100 \mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$; Reithmaier *et al.*, 2021).

El nitrógeno inorgánico, en sus formas más comunes (NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^-), es un componente clave en los sistemas acuáticos. Su presencia puede deberse tanto por fuentes naturales como antrópicas (Alzate, 2019). La transformación de nitrógeno inorgánico es un proceso biogeoquímico crucial en los ecosistemas acuáticos, especialmente en su interacción con el fitoplancton (Paparazzo *et al.*, 2013).



Altas concentraciones de amonio pueden favorecer la proliferación de floraciones algales características de los estuarios ([INVEMAR, 2023](#)).

Durante el periodo de estudio, la mayor concentración de nitrógeno amoniacal se registró en febrero de 2024, en la estación Río Fundación (zona 1, 787 $\mu\text{g NH}_4/\text{L}$), seguida por Desembocadura Río Fundación (zona 1, 622 $\mu\text{g NH}_4/\text{L}$). En la zona 2, se reportaron concentraciones de 189 $\mu\text{g NH}_4/\text{L}$ en Boca del Caño Grande y 103 $\mu\text{g NH}_4/\text{L}$ en Frente a Río Fundación en junio, así como 158 $\mu\text{g NH}_4/\text{L}$ en Rinconada en julio. En la zona 3, las concentraciones fueron de 145 $\mu\text{g NH}_4/\text{L}$ en Boca Caño Aguas Negras (marzo), 108 $\mu\text{g NH}_4/\text{L}$ en Nueva Venecia (abril), 136 $\mu\text{g NH}_4/\text{L}$ en Ciénaga La Luna (mayo) y 149 $\mu\text{g NH}_4/\text{L}$ en La Ye (agosto). En la zona 6 únicamente se presentó un valor elevado de 126 $\mu\text{g NH}_4/\text{L}$ (julio) en Ciénaga El Torno (Figura 4.1-24). Estos valores son similares a los registrados en monitoreos previos ([INVEMAR, 2023](#)) y están relacionadas a descargas de aguas residuales que provienen de actividades agrícolas y domésticas ([Camargo & Alonso, 2006](#); [Brennan et al., 2021](#); [Dong & Kuang 2024](#)).

La zona 0 y la zona 5 presentaron concentraciones de nitrógeno amoniacal por debajo de 70 $\mu\text{g/L}$, valores que, según [Day et al. \(1989\)](#) y [Fraile et al. \(1991\)](#), son característicos de estuarios con baja contaminación y limitada influencia antropogénica. Aunque no existe un umbral universalmente establecido para clasificar la baja contaminación por nitrógeno amoniacal, estos niveles pueden usarse como referencia en ecosistemas acuáticos con escasa intervención humana. En contraste, concentraciones superiores suelen estar asociadas con descargas agrícolas, urbanas e industriales ([Eddy, 2005](#)), lo que subraya la importancia de este parámetro para evaluar la calidad ambiental en estuarios.

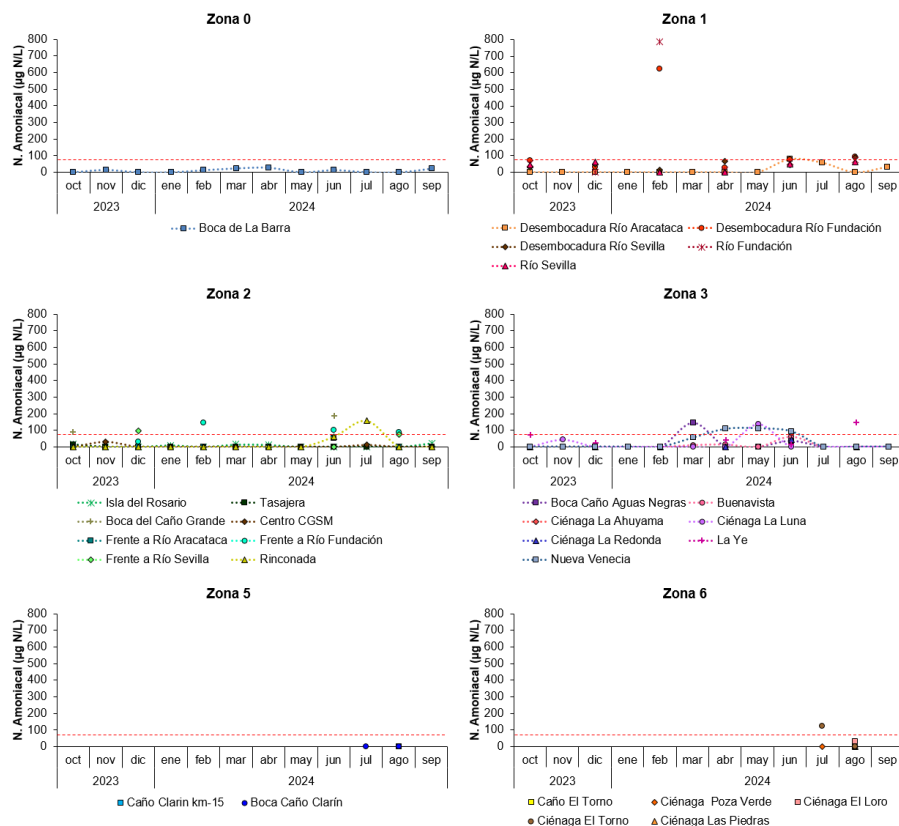




Figura 4.1-24. Concentraciones de nitrógeno amoniacal entre octubre de 2023 – septiembre 2024 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM. Línea punteada representa el valor referido como típico para estuarios poco contaminados (70,0 $\mu\text{g/L}$; [Day et al., 1989](#)).

En cuanto a los nitratos, en febrero 2024 en la estación Isla del Rosario se presentó una concentración elevada de $752 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$, superando significativamente el valor máximo registrado ($140,1 \text{ N-NO}_3^-/\text{L}$) en 2014 para esta estación ([INVEMAR, 2023](#)). Este aumento es el resultado de procesos de nitrificación microbiana, asociados a la descomposición de la materia orgánica, que se favorecen por las condiciones climáticas secas que generan estancamiento en el cuerpo de agua y reducen el flujo hídrico (Tuchkovenko, & Calero. 2003). Estas bacterias convierten el amonio (NH_4^+) en nitrito (NO_2^-) y posteriormente en nitrato (NO_3^-) como parte de su metabolismo, por lo que, al haber menor dilución y renovación del agua, la concentración de estos compuestos nitrogenados se acumula progresivamente en el sistema de la CGSM. La nitrificación es un proceso fundamental en el ciclo del nitrógeno, con diversas rutas metabólicas, entre las que se destaca la conversión del amoníaco en nitratos por actividad microbiana, lo que podría indicar un mayor aporte de nutrientes orgánicos, posiblemente debido a la acumulación de materia orgánica en el estuario o a la influencia de actividades antropogénicas en la zona ([Liu et al., 2011](#); [Statham, 2011](#)).

Las concentraciones de nitratos en las diferentes zonas de la CGSM tuvieron fluctuaciones marcadas, reflejando tanto variabilidad estacional como impactos antrópicos y naturales. En la zona 1, en la estación Desembocadura del Río Aracataca, se registraron picos de $141 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$ en noviembre y diciembre de 2023 con una disminución posterior y un incremento nuevamente en abril y agosto de 2024 ($136 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$) sin embargo, no alcanzó el valor máximo histórico que se presentó en marzo 2023 de $746 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$ ([INVEMAR, 2023](#)). En la zona 3, la mayor concentración se registró en febrero de 2024, en Boca Caño Aguas Negras ($445 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$), seguida de Nueva Venecia, con una concentración máxima de $256 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$ en septiembre. En la zona 5, las concentraciones fueron más uniformes entre estaciones, y en la zona 6, el máximo valor registrado fue de $239 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$ en Caño El Torno en agosto (Figura 4.1-25). Estos datos de monitoreo reflejan las variaciones hidrológicas estacionales, factor clave en la dinámica de nitratos en los sistemas estuarinos ([Tay et al., 2011](#); [Grande et al., 2023](#)).



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
“MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA”

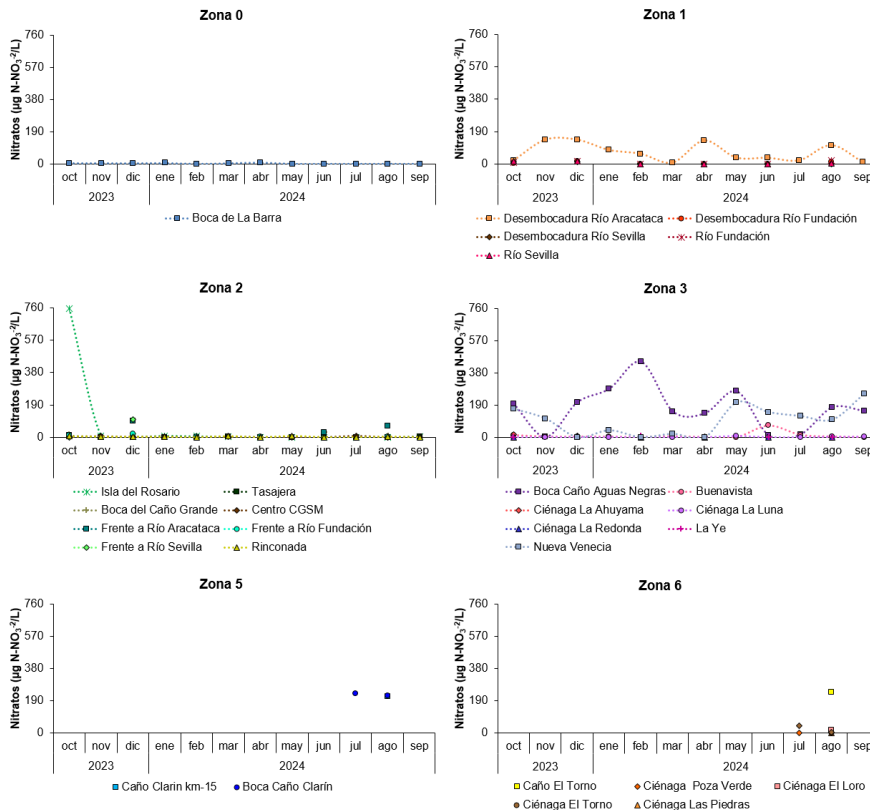


Figura 4.1-25. Concentraciones de nitrato entre octubre de 2023 – septiembre 2024 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM.

La mayor concentración de nitritos, se registró en en el mes de julio, en las estaciones Ciénaga El Torno (48,8 µg N-NO₂⁻/L), seguida por la Ciénaga El Loro (29,70 µg N-NO₂⁻/L). Este comportamiento fue similar al 2023, cuando las concentraciones más altas también se observaron en estas estaciones, alcanzando 59,4 y 38,4 µg N-NO₂⁻/L, respectivamente (INVEMAR, 2023). Cabe destacar que en estas estaciones las concentraciones de nitritos, superaron el rango típico para ecosistemas estuarinos, que suele oscilar entre 7,00 y 21,0 µg N-NO₂⁻/L (INVEMAR, 2023; Wei *et al.*, 2023). Este nutriente, al ser menos preferido por el fitoplancton, puede acumularse en el medio, y concentraciones elevadas pueden ser tóxicas para diversos organismos acuáticos (Camargo & Alonso, 2006; Mahmud *et al.*, 2020). En el 65 % de las estaciones monitoreadas, los niveles de nitritos se mantuvieron por debajo del límite de cuantificación del método analítico usado por el LABCAM (< 0,70 µg N-NO₂⁻/L), mientras que en las demás estaciones se observaron concentraciones inferiores a 10 µg N-NO₂⁻/L (Figura 4.1-26), lo cual refleja una menor influencia de fuentes contaminantes directas en estas áreas.



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
“MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA”

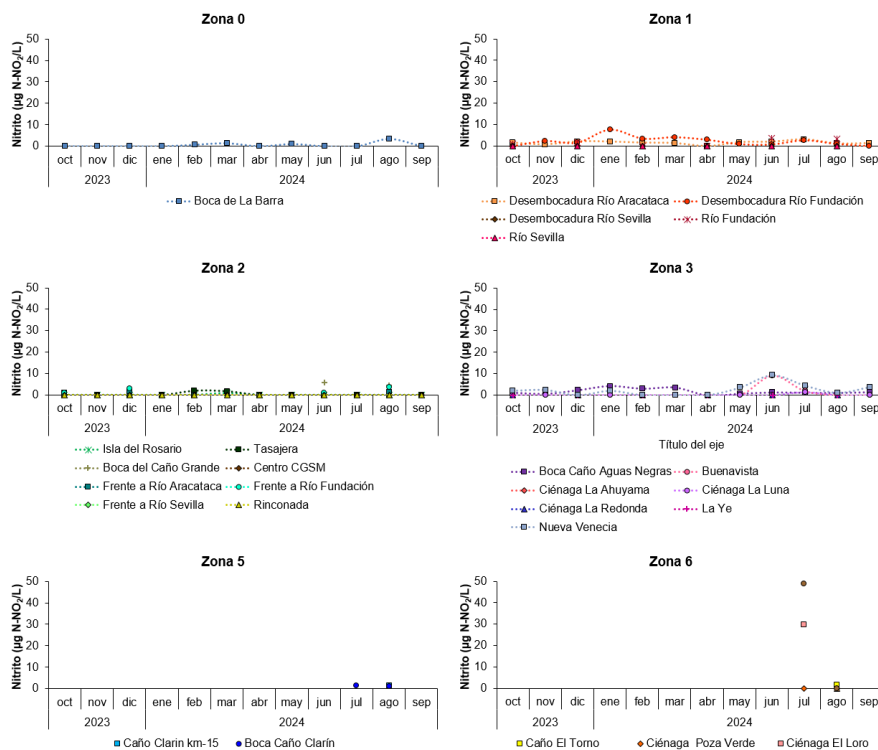


Figura 4.1-26. Concentraciones de nitrito entre octubre de 2023 – septiembre 2024 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM.

¿Qué comportamiento presentó el mercurio en peces de interés comercial en la CGSM?

El mercurio (Hg) es un metal de alta toxicidad, conocido por su persistencia en el medio ambiente, su capacidad de bioacumulación en organismos y de biomagnificación a través de las redes tróficas ([Mason et al., 2012](#)). Estas características lo posicionan como uno de los contaminantes más peligrosos a nivel global, generando preocupación tanto en el ámbito científico como en el político ([Selin, 2009](#); [Driscoll et al., 2013](#); [Panduro et al., 2020](#)). El Hg puede liberarse al medio ambiente tanto a través de fuentes naturales como por actividades antrópicas. Una vez en el ambiente, es absorbido por el plancton, organismo que constituye la base de la cadena alimentaria. A partir de ahí, el Hg se transfiere a peces pequeños que, al ser consumidos por peces de mayor tamaño, provocan una acumulación progresiva y biomagnificación de este metal en especies de gran importancia comercial ([Ávila & Loor, 2018](#)).

En el periodo de estudio, se analizaron un total de 70 individuos de la especie *Mugil incilis* (lisa). Los promedios de concentración de Hg total encontrados fueron inferiores a los valores reportados previamente por [INVEMAR \(2023\)](#) para esta especie entre los años 2016 y 2023, que oscilaron entre $3,81 \pm 2,74$ y $152,26 \pm 124,70$ ng Hg/g p.f. (Figura 4.1-27). En particular, en los meses de enero y septiembre de 2024, se registraron los mayores promedios de concentración de Hg, con valores de $15,22 \pm 3,76$ y $23,52 \pm 8,96$ ng Hg/g p.f., respectivamente (Figura 4.1-28). En los demás meses, las concentraciones de Hg fueron inferiores. De manera general, se observó una tendencia decreciente en las concentraciones promedio de Hg en comparación con los últimos cinco años reportados por [INVEMAR \(2023\)](#).

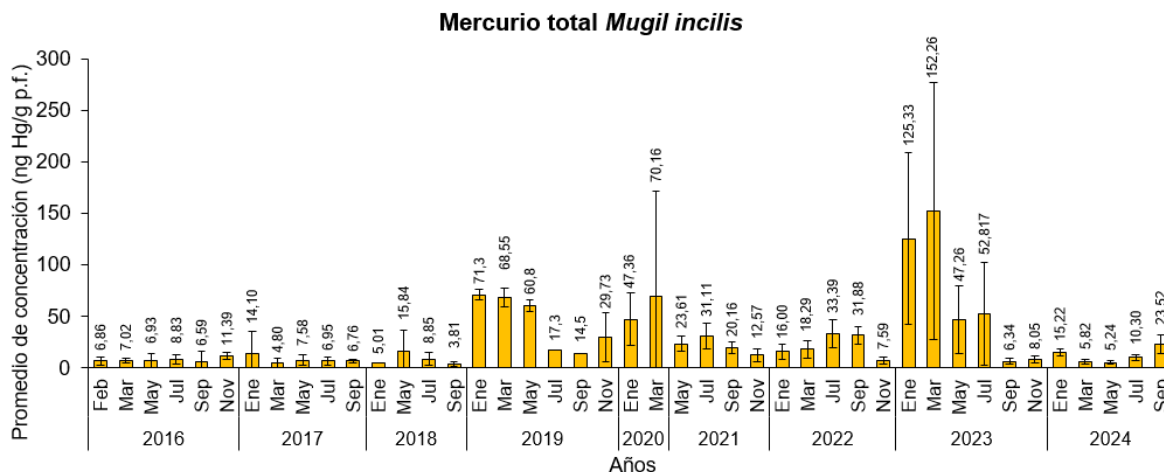


Figura 4.1-27. Concentraciones históricas promedio de mercurio total en organismos (peces) de la Ciénaga Grande de Santa Marta, periodo enero 2016 - septiembre 2024. Especie analizada *Mugil incilis* (lisa).

La concentración promedio de Hg en los individuos de *M. incilis* adquiridos a pescadores en el sector de Salamanca en el mes de julio de 2024 fue $9,29 \pm 0,43$ ng Hg/g p.f. y $204,21 \pm 117,86$ ng Hg/g p.f. En el sector de Pajarales, las mayores concentraciones promedio registradas en individuos adquiridos a pescadores durante el período de estudio fueron de $15,22 \pm 3,76$ ng Hg/g p.f., en enero de 2024 y de $23,52 \pm 8,96$ ng Hg/g p.f. en septiembre 2024 (Figura 4.1-28). En general, los valores promedios de concentración de Hg observados en este periodo fueron inferiores a los reportados en el año 2023, cuando se registró un valor promedio máximo de $204,21 \pm 117,86$ ng Hg/g p.f. (INVEMAR, 2023), resultados que sugieren una reducción en las concentraciones de Hg en *M. incilis* durante el último año.

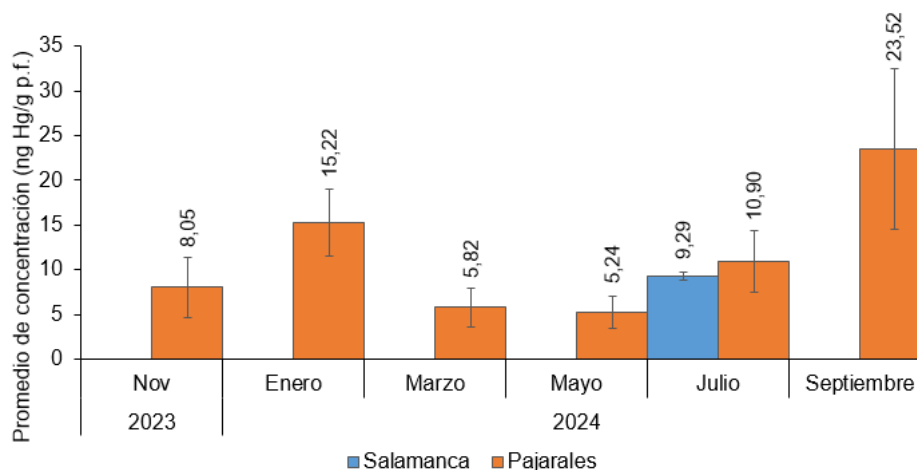


Figura 4.1-28. Concentraciones promedio de mercurio total en organismos (peces) de la CGSM adquiridos en el Complejo de Pajarales y Salamanca, periodo noviembre 2023 - septiembre 2024. Especie analizada *Mugil incilis* (lisa).

Con el propósito de evaluar la seguridad en el consumo de peces, los resultados obtenidos fueron comparados con los límites máximos permisibles de concentraciones de Hg en pescados y mariscos, establecidos por el Ministerio de Salud y Protección Social para productos pesqueros destinados al consumo humano (500 ng Hg/g p.f. MinSalud, 2012). Las concentraciones promedio de Hg registradas en los individuos analizados se encontraron por debajo de este valor permisible, lo que



sugiere que estos organismos no representan un riesgo significativo para la salud humana. No obstante, es fundamental continuar con el monitoreo constante, dado que el Hg es un metal altamente tóxico, incluso en concentraciones bajas, y puede acumularse a lo largo del tiempo en la cadena trófica ([Coelho et al., 2016](#)). Además, estos individuos habitan en zonas influenciadas directamente por el río Magdalena, un sistema fluvial donde se ha documentado la presencia de Hg y un incremento en sus concentraciones en los últimos años ([Aguirre et al., 2021](#); [Buchar, 2023](#)). Esta situación, junto con la dinámica de contaminación en ecosistemas acuáticos, resalta la necesidad de implementar estrategias de vigilancia y gestión ambiental para mitigar la exposición a este contaminante en especies de comerciales.

¿Qué cambios se presentaron en la calidad sanitaria del agua?

La CGSM desempeña un papel crucial en el equilibrio ecológico y en el sustento de las comunidades humanas en la región Caribe. Sin embargo, el ingreso de aguas residuales sin tratar, ha convertido al sistema lagunar en un reservorio de contaminación microbiológica, lo que representa un riesgo para la salud pública. Debido a lo anterior, la determinación de coliformes Totales y Termotolerantes, se ha consolidado como una herramienta para evaluar la calidad microbiológica del agua e identificar las zonas críticas, ya que, estas bacterias se encuentran en altas concentraciones en el tracto intestinal de humanos y animales, por lo que su presencia puede implicar la introducción de patógenos potencialmente peligrosos cuya transmisión se da a través de las heces fecales ([Edberg et al., 2000](#)).

Para el periodo octubre de 2023 y septiembre de 2024 se determinó la calidad microbiológica del sistema lagunar en términos de Coliformes Totales (CTT); las concentraciones de CTT oscilaron entre 130 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10} = 2,11$) y 92.000 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10} = 4,96$). Durante este periodo, las estaciones Boca de la Barra (Zona 0), Desembocadura del Río Aracataca (Zona 1), Isla del Rosario, Tasajera, Centro CGSM, Rinconada (Zona 2), Boca Caño Aguas Negras, Buenavista, y Nueva Venecia (Zona 3) presentaron incumplimientos recurrentes del criterio de calidad para actividades de contacto primario (1000 NMP/100 mL; $\text{Log}_{10} = 3,0$; [Minambiente, 2015](#)) en al menos el 91% de los meses evaluados (Figura 4.1-29). Esto evidencia, que en estas estaciones prevalecen malas condiciones sanitarias que representan un riesgo para la salud pública, las cuales están relacionadas principalmente con los aportes de aguas residuales domésticas que ingresan a través de los ríos y de manera directa desde las poblaciones aledañas y palafíticas que carecen de sistemas de tratamiento. Los sitios más críticos con las concentraciones más altas se registraron en el Centro CGSM en octubre, Boca Caño Aguas Negras en octubre y mayo, Nueva Venecia en febrero, Boca Río Aracataca en mayo, las cuales excedieron el criterio de calidad para actividades de contacto secundario (5000 NMP/100 mL; $\text{Log}_{10} = 3,7$; [Minambiente, 2015](#)).

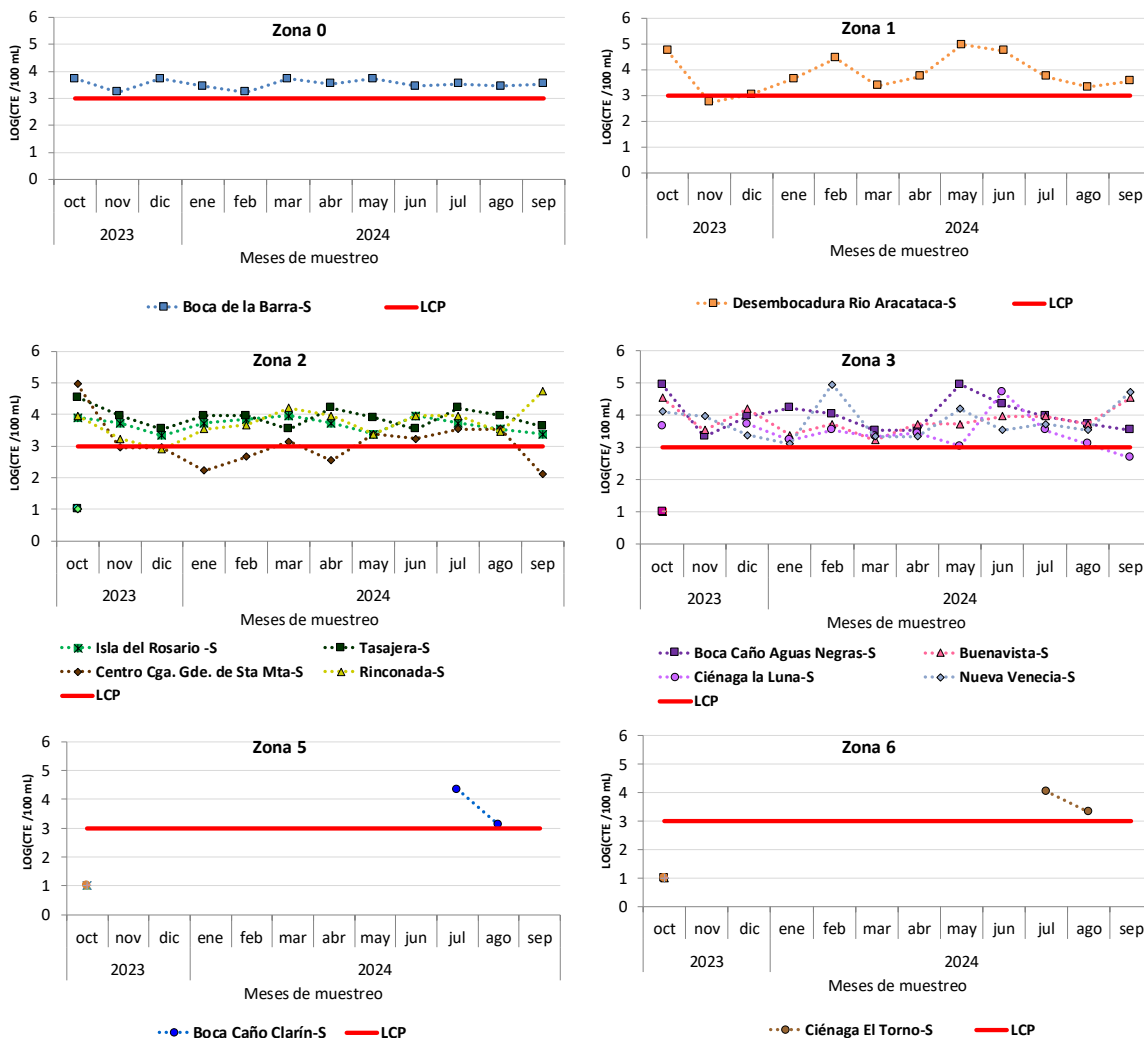


Figura 4.1-29. Concentración de Coliformes Totales (CTT) en estaciones de la CGSM entre octubre de 2023 y septiembre de 2024 representados en valores en escala logarítmica. La línea roja continua indica el criterio establecido para el desarrollo de actividades recreativas de contacto primario (LCP) correspondiente a 1000 NMP/1000 mL (Minambiente, 2015).

Por otro lado, los Coliformes Termotolerantes (CTE) variaron entre 79 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10} = 1,89$) y 92.000 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10} = 4,96$), indicando condiciones sanitarias inadecuadas, ya que superaron el límite establecido para actividades de contacto primario ($\text{Log}_{10} = 2,30$; NMP/100 ML; Minambiente, 2015) en al menos 11 de los 12 meses evaluados (Figura 4.1-30) y en las mismas estaciones y zonas (1, 2 y 3) que los CTT.

Las concentraciones más altas de CTE se registraron en las estaciones Centro CGSM y Boca Caño Aguas Negras en octubre, seguidas de Rinconada, Desembocadura del Río Aracataca y Nueva Venecia, evidenciando la persistencia de condiciones que comprometen la calidad del agua en el sistema lagunar y representan un riesgo sanitario.

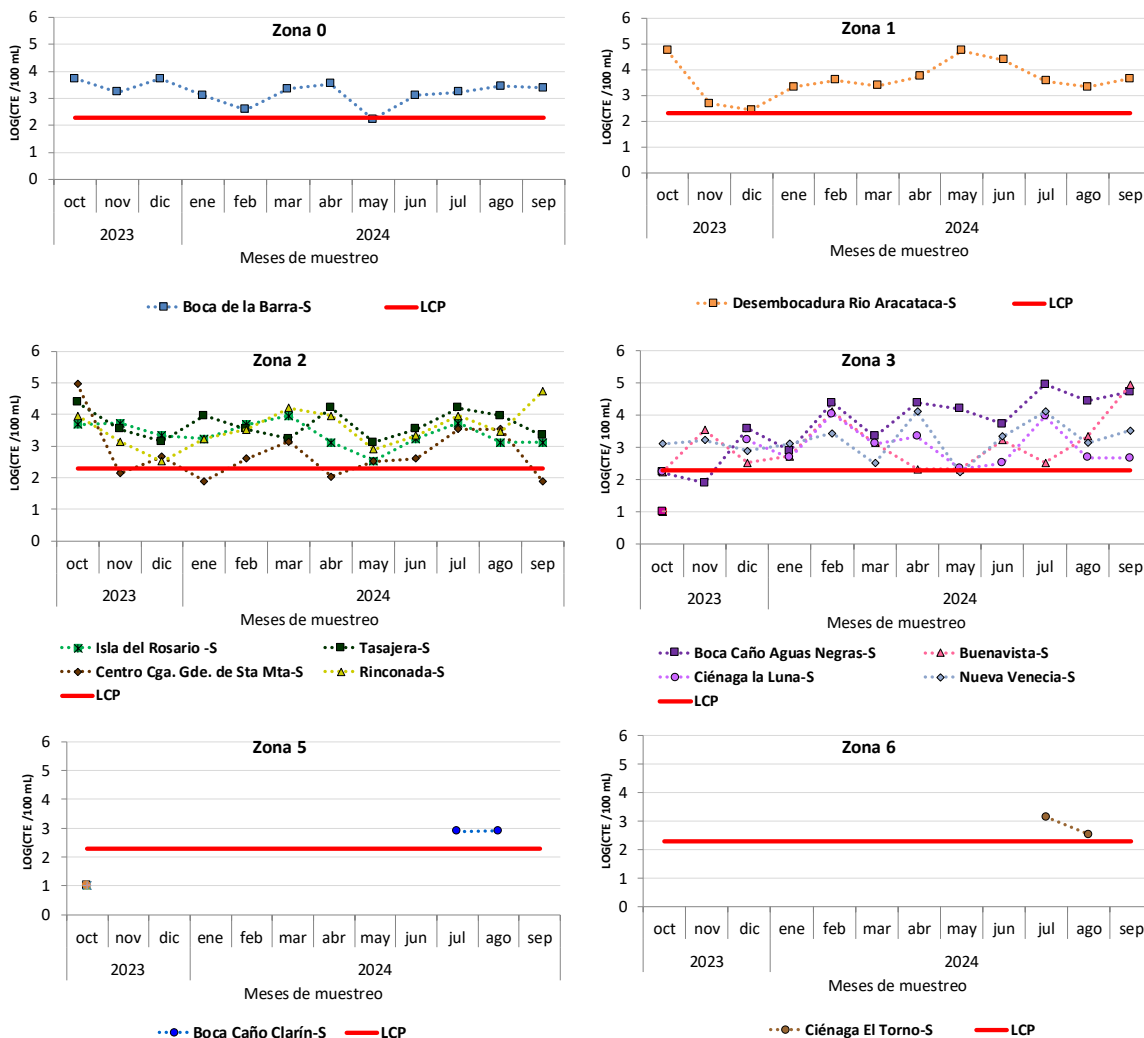


Figura 4.1-30. Concentración de Coliformes Termotolerantes (CTE) medida en estaciones de la CGSM, entre octubre de 2023 y septiembre de 2024 con valores en escala logarítmica. La línea roja continúa indica el límite establecido por el decreto 1076 de 2015 para el desarrollo de actividades recreativas de contacto primario (200 NMP/100 mL, [Minambiente, 2015](#)).

¿Qué especies de *Vibrio* y *Aeromonas* potencialmente causantes de patologías intestinales y extraintestinales se encontraron en el agua y peces de interés comercial en la CGSM?

El estudio de *Aeromonas* y *Vibrio* en ecosistemas lagunares como la CGSM, es relevante debido a que varias especies de estos géneros son agentes etiológicos de enfermedades transmitidas por el agua, como gastroenteritis, infecciones de heridas y septicemias ([Janda y Abbott, 2010](#); [Martínez-Urtaza et al., 2016](#)). Estas bacterias proliferan bajo condiciones favorables, como la presencia de nutrientes derivados de fuentes de contaminación y temperaturas elevadas ([Austin y Austin, 2012](#)). En este contexto, la evaluación de la presencia, abundancia y dinámica de estos microorganismos en ecosistemas lagunares representa una herramienta valiosa para la prevención de riesgos en salud pública, permitiendo identificar áreas críticas y comprender los factores que favorecen su proliferación ([Thompson et al., 2004](#), [Córdoba et al., 2022](#)).



En las muestras de agua analizadas se aislaron e identificaron 56 cepas del género *Vibrio*, todas correspondientes a la especie *V. cholerae* no-O1/no-O139 (Figura 4.1-31). Aunque estas cepas no pertenecen a los serotipos causantes del cólera, su aislamiento en el 99% de las estaciones sugiere que las condiciones ambientales de la CGSM son propicias para su desarrollo. Esto destaca la importancia de monitorear su abundancia y distribución, especialmente debido a la relevancia de la actividad pesquera en este sistema lagunar. Además, es fundamental considerar que incluso las cepas no toxigénicas de *V. cholerae* pueden ocasionar enfermedades graves en humanos bajo ciertas condiciones ambientales o de susceptibilidad (Lipp *et al.*, 2002).

En relación al género *Aeromonas*, se aislaron e identificaron 46 colonias de la especie *A. hydrophila* en 11 de las 12 estaciones evaluadas. Esta bacteria es reconocida como un patógeno oportunista, asociado a diferentes infecciones en humanos, tales como gastroenteritis, septicemia y heridas infectadas, particularmente en individuos inmunocomprometidos. La capacidad de *A. hydrophila* para proliferar en ambientes acuáticos, especialmente en ecosistemas estuarinos, resalta la importancia de su monitoreo, ya que las condiciones de estos entornos favorecen el crecimiento de esta especie y su potencial impacto sobre la salud pública (Janda y Abbott, 2010).

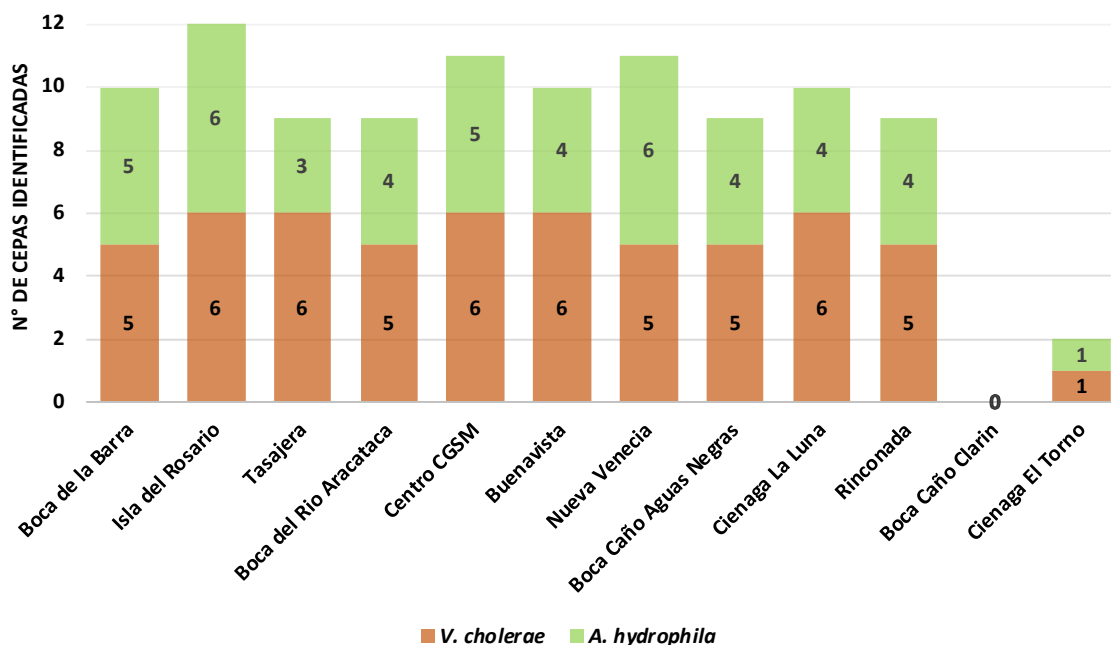


Figura 4.1-31. Especies de *Vibrio* y *Aeromonas* aisladas por cada estación. Los números en las barras indican el número de cepas por las especies identificadas en cada estación.

Durante el período monitoreado, se aislaron e identificaron un total de 62 cepas provenientes de tejido muscular del pez *Mugil incilis* (Lisa), de las cuales el 95% correspondieron a *V. cholerae*, el 3% a *V. parahaemolyticus* y el 2% a *V. alginolyticus*. La detección de estas bacterias en tejidos de peces destinados al consumo humano representa un riesgo para la salud pública, ya que su transmisión

puede ocurrir a través del consumo de alimentos contaminados, especialmente cuando no se realizan prácticas adecuadas de manipulación, conservación y cocción ([Su y Liu, 2007](#)).

4.1.3. Evaluación General de la calidad del agua en la Ciénaga Grande de Santa Marta

El análisis de componentes principales (ACP) aplicado a las variables medidas en aguas (Figura 4.1-32) permitió identificar patrones y agrupar información relevante. El test de normalidad multivariada (p -valor $< 0,05$) validó su aplicabilidad. Las variables más influyentes en la calidad del agua incluyeron nitritos ($N-NO_2^-$), nitratos ($N-NO_3^-$), ortofosfatos ($P-PO_4^{3-}$), nitrógeno amoniacal ($N-NH_4$), clorofila a (CLA), salinidad (SAL), pH, temperatura (TEM), Oxígeno Disuelto (OD) y Sólidos Suspendidos Totales (SST).

El primer componente principal (PC1) explicó el 29,1% de la varianza total, con predominio de salinidad, SST, pH y oxígeno disuelto, indicando su fuerte influencia. En las zonas 0 y 2, la salinidad y los SST tuvieron mayor relevancia, mientras que la zona 2, ubicada en el centro, mostró influencias intermedias, destacándose también la clorofila a. Por otro lado, la zona 3 se asoció principalmente con la temperatura, nitratos, pH y oxígeno disuelto. Estos resultados coincidieron con el año anterior, cuando la clorofila a, salinidad, temperatura y pH diferenciaron las zonas ([INVEMAR, 2023](#)).

El segundo componente principal (PC2) explicó el 14,0% de la varianza. La zona 1 estuvo influenciada por los ortofosfatos, nitrógeno amoniacal y transparencia, mientras que en las zonas 5 y 6, predominó la relación con indicadores de eutrofización, como nitritos y nitratos (Figura 4.1-32).

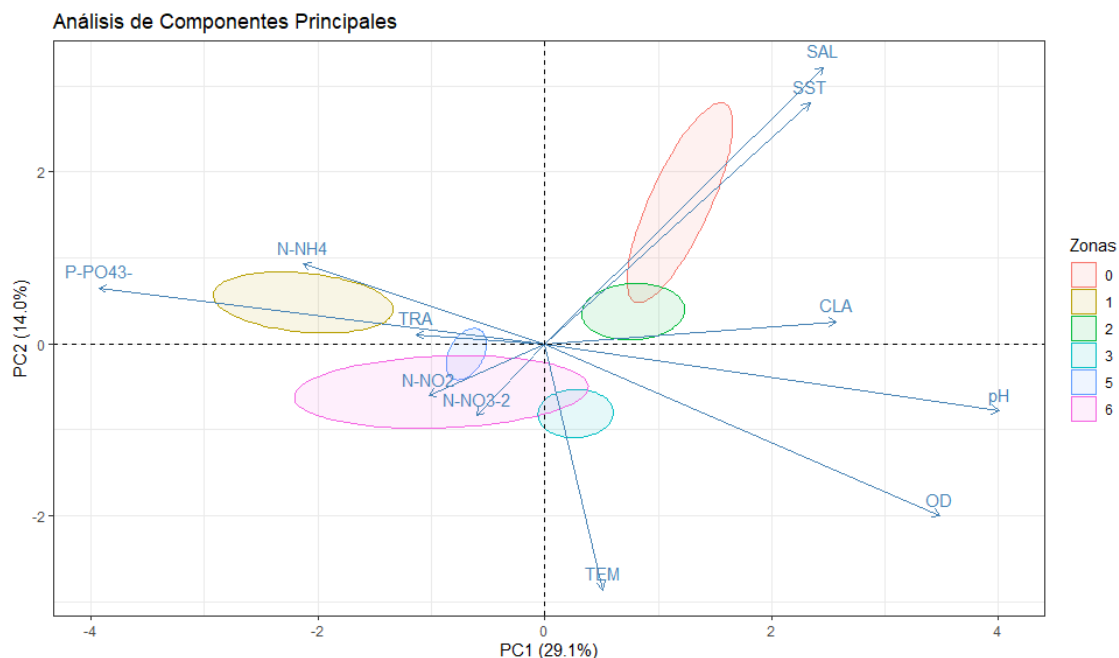


Figura 4.1-32. Análisis de componentes principales (ACP) de las variables de calidad de agua en las zonas marina (zona 0), ríos provenientes de la SNSM (zona 1), cuerpo de agua principal (zona 2), Complejo de Pajarales (zona 3), Caño Clarín (zona 5) y Noroccidente VIPIS (zona 6).



Los nutrientes mostraron mayor variabilidad en la dirección del PC2, siendo relevantes para explicar la variación secundaria de los datos. Este patrón sugiere una posible fuente común, como procesos de descomposición, descargas antrópicas o ciclos biogeoquímicos, que son más dinámicos. Aunque los nutrientes explicaron una menor varianza total en comparación con otras variables, resultan claves para comprender procesos secundarios del sistema ambiental. En contraste, la salinidad, SST, pH y oxígeno disuelto reflejan características físico-químicas más estables y dominantes, mientras que los nutrientes exhibieron mayor variabilidad espacial y temporal, capturada principalmente en el PC2.

Los análisis estadísticos por zonas, realizados mediante la prueba Kruskal Wallis, mostraron diferencias significativas entre zonas en las concentraciones de los parámetros analizados (Tabla 4.1-1). Estos resultados evidencian la variabilidad del sistema estuarino CGSM, influenciada tanto por tensores antrópicos como por los aportes de aguas salobres y dulces.

Tabla 4.1-1. P-valores obtenidos mediante la prueba Kruskal Wallis para evidenciar diferencias entre zonas Boca de la Barra (zona 0), Ríos provenientes de la SNSM (zona 1), cuerpo de agua principal (zona 2), Complejo Pajarales (zona 3), sector Caño Clarín (zona 5) y Noroccidente VIPIS (zona 6). * Diferencias significativas.

kruskal test		
Fisicoquímicos	Variable	P-Valor
	pH	<0,05*
	Salinidad	<0,05*
	Oxígeno Disuelto (OD)	<0,05*
	Sólidos Suspendidos Totales (SST)	<0,05*
	Transparencia (TRA)	0,01*
	Clorofila (CLA)	<0,05*
	Temperatura (TEM)	<0,05*
Nutrientes	Ortofosfato ($P-PO_4^{3-}$)	<0,05*
	Amonio ($N-NH_4$)	<0,05*
	Nitrato ($N-NH_3^-$)	<0,05*
	Nitrito ($N-NH_2^-$)	<0,05*

El análisis de las variables fisicoquímicas y nutrientes, permitió obtener un patrón de relación entre la calidad del agua y los microorganismos presentes en las zonas estudiadas. Se encontró una alta correlación (0,81) entre los Coliformes Totales (CTT) y Coliformes Termotolerantes (CTE), lo cual es esperado debido a su origen común. Ambos muestran una relación inversa con el OD, pH, clorofila a, SST y salinidad, y una relación positiva con los nutrientes, excepto con nitritos para los CTE (-0,01). Por otro lado, el OD se correlaciona inversamente con ortofosfatos (-0,43) y nitrógeno amoniacal (-0,25), sugiriendo posibles procesos de eutrofización, así como con la temperatura (-0,26), como era de esperarse, ya que el aumento de la temperatura del agua, disminuye la capacidad de disolución del oxígeno (Figura 4.1-33). Las relaciones entre nutrientes (ortofosfatos, nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal) y variables como oxígeno disuelto y clorofila a apuntan a un patrón asociado con procesos de eutrofización, producto del desequilibrio ambiental.



Figura 4.1-33. Coeficientes de correlación entre variables fisicoquímicas, nutrientes y microorganismos de las zonas Boca de la Barra (zona 0), Ríos provenientes de la SNSM (zona 1), cuerpo de agua principal (zona 2), complejo pajarales (zona 3), sector Caño Clarín (zona 5) y Noroccidente VIPIS (zona 6).

¿Cómo fue el comportamiento de la comunidad fitoplanctónica entre la época lluviosa 2023 y la época seca 2024?

En las 7 estaciones monitoreadas entre octubre de 2023 y febrero 2024 (Boca de la Barra; Ciénaga la Luna; Nueva Venecia; Centro CGSM; Rinconada; Frente a Río Fundación y Boca Caño Aguas Negras), se identificaron en total 57 géneros de fitoplancton, representados por los grupos de microalgas, Bacillariophyta, Cyanobacteria, Miozoa, Chlorophyta, Ochrophyta, Charophyta, Cryptophyta y Euglenozoa. Las cianobacterias fueron el grupo que más aportó a las densidades, con porcentajes superiores al 90% en la mayoría de las estaciones (Figura 4.1-34), principalmente la cianobacteria del género cf. *Synechocystis*, coincidiendo con lo observado históricamente ([Hernández, 1986](#); [Mancera y Vidal, 1994](#); [Ibarra et al., 2014a](#); [2014b](#), [INVEMAR, 2022](#)). Es importante mencionar que, este grupo de microalgas se beneficia por el ingreso de agua dulce y la disponibilidad de nutrientes inorgánicos disueltos (nitrógeno y fósforo).

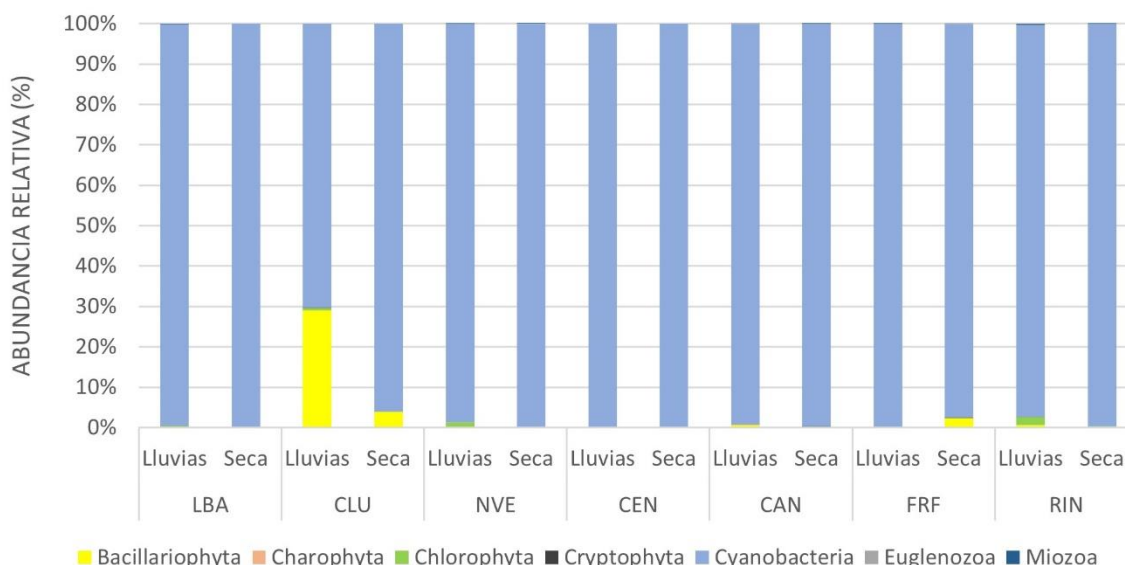


Figura 4.1-34. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos del fitoplancton en las estaciones de muestreo durante octubre de 2023 y febrero de 2024. LBA= Boca de la Barra; CLU= Ciénaga la Luna; NVE= Nueva Venecia; CEN= Centro CGSM; RIN= Rinconada; FRF= Frente a Río Fundación y CAN= Boca del caño Aguas Negras.

Durante la época de lluvias de 2023 (1.042.709.257. cél./L) se observaron menores concentraciones de microalgas en la mayoría de estaciones con respecto a la época seca de 2024 (2.659.406.196 cél./L; Figura 4.1-35). La estación que presentó menores densidades en ambos periodos climáticos fue La Boca de la Barra (142.3336.530 y 159.245.085 cél./L) que es el sector con mayor influencia marina, donde se registraron los valores más altos de salinidad (22-36,2); en contraste, en Ciénaga la Luna, caracterizada por bajas salinidades (0,9-2,7), se registraron las mayores concentraciones en ambos periodos climáticos (1.042.709.257 y 2.659.406.196 cél./L), . Vale la pena resaltar que, las densidades más altas de fitoplancton se reportaron en las estaciones con salinidades menores a 20. Este comportamiento se viene observando desde las épocas de lluvias 2021 y 2022 y seca 2022 y 2023 ([INVEMAR, 2022](#)), siendo diferente con lo reportado históricamente en la zona, en dónde las densidades más altas se presentaban generalmente en la época de lluvias ([INVEMAR, 2021](#)). La dinámica de las concentraciones fitoplanctónicas en los últimos años se puede explicar por los bajos cambios de salinidad entre épocas climáticas, lo cual estaría beneficiando la proliferación de cianobacterias por los constantes aportes de agua dulce en la CGSM.

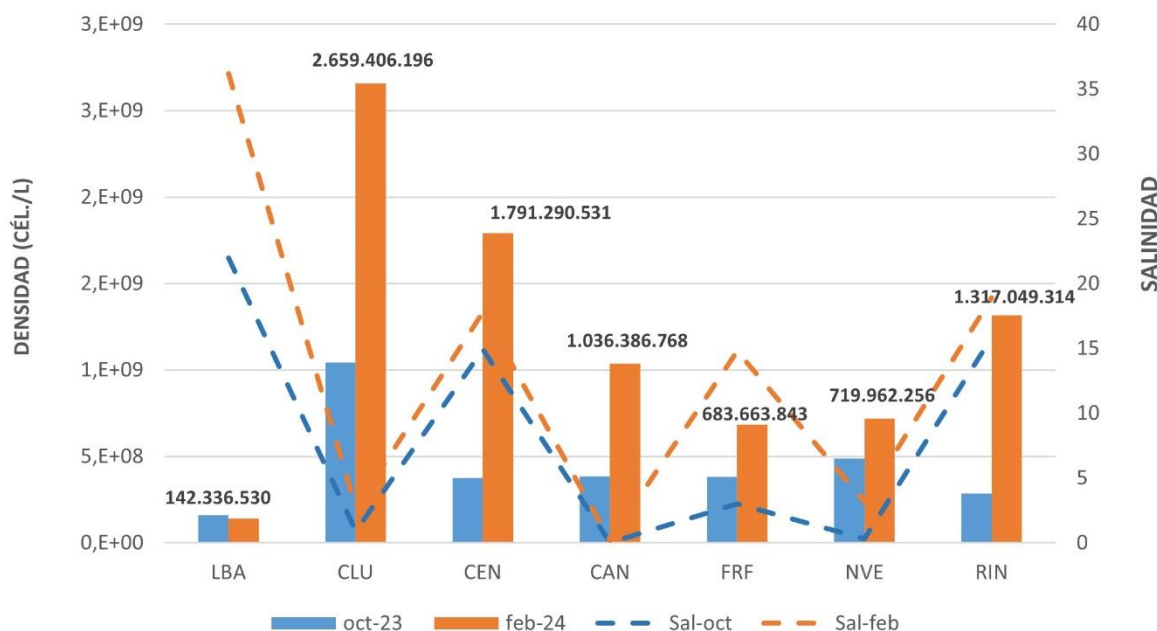


Figura 4.1-35. Densidad celular (cél./L; barras) y salinidad (líneas punteadas) por estación registrada en octubre de 2023 y febrero de 2024. LBA= Boca de la Barra; CLU= Ciénaga la Luna; NVE= Nueva Venecia; CEN= Centro CGSM; RIN= Rinconada; FRF= Frente a Río Fundación y CAN= Boca del caño Aguas Negras.

En la Tabla 4.1-2 se observa la disminución de la diversidad del fitoplancton en los últimos años, principalmente a partir del año 2016. Este comportamiento es típico de ecosistemas acuáticos en estado eutrófico, los cuales se caracterizan por presentar una baja diversidad de microalgas y el predominio de ciertos grupos de fitoplancton ([Jeppesen et al., 1997](#); [Declerck et al., 2005](#)), coincidiendo con lo registrado con la presencia de cianobacterias en la CGSM y lo reportado por otros autores ([González et al., 2003](#)).

Tabla 4.1-2. Reporte del número de morfotipos por grupos taxonómicos encontrados en la CGSM en diferentes años y épocas de muestreo, incluidos los resultados del presente informe. Diatomeas (DT), Dinoflagelados (DF), Chlorophyta (CL), Cianobacteria (CB) y Otros Morfotipos (OTM).

REPORTES	DT	DF	CL	CB	OTM	TOTAL
Periodo 2010-2012	46	7	18	25	11	107
2012, época de lluvias	37	5	19	26	5	92
2013, época seca	46	9	1	14	2	72
2013, época de lluvias	59	9	6	37	5	116
2014, época seca	54	9	2	16	1	82
2014, época de lluvias	31	11	1	13	1	57
2015, época seca	55	19	1	16	3	94
2015, época de lluvias	25	13	0	10	1	49
2016, época de seca	28	9	0	11	1	49
2016, época de lluvias	11	4	0	6	2	23



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
“MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA”



REPORTES	DT	DF	CL	CB	OTM	TOTAL
2017, época de seca	15	4	1	5	0	25
2017, época de lluvias	13	3	1	9	0	26
2018, época seca	16	2	3	9	0	30
2018, época de lluvias	13	5	2	8	0	28
2019, época seca	19	6	3	14	1	43
2019, época de lluvias	10	4	4	14	3	35
2020, época seca	24	4	7	14	3	52
2021, época de lluvias	8	1	8	13	6	36
2022, época seca	10	1	7	15	3	36
2022, época de lluvias	8	1	3	13	3	28
2023, época seca	18	1	5	19	5	48
2023, época de lluvias (presente informe)	12	4	8	16	5	45
2024, época seca (presente informe)	17	3	3	14	3	40

En el análisis de coordenadas principales (PCO) se observó que no se formaron agrupaciones de acuerdo con la época climática (Figura 4.1-36), aunque en la época seca las densidades fueron mayores con respecto al periodo lluvioso, el análisis multivariado no paramétrico PERMANOVA, no arrojó diferencias significativas entre la comunidad fitoplanctónica por época climática (Pseudo-F= 1,5341; P = 0,132), coincidiendo con lo observado en el PCO, no obstante, si hubo diferencias significativas entre los sectores de influencia marina, Centro de la Ciénaga y Complejo Pajarales (Pseudo-F= 3,5423; P = 0,001). Lo anterior indica que para el periodo de monitoreo octubre 2023 a septiembre 2024, las densidades fitoplanctónicas tuvieron mayor influencia por las características ambientales de cada sector que por las épocas climáticas, por ejemplo, las densidades más altas se registraron en las estaciones que presentaron pocas variaciones en sus valores de salinidad entre periodos climáticos como Centro CGSM, Boca del Caño Aguas Negras, Ciénaga La Luna y Rinconada (Figura 4.1-35).

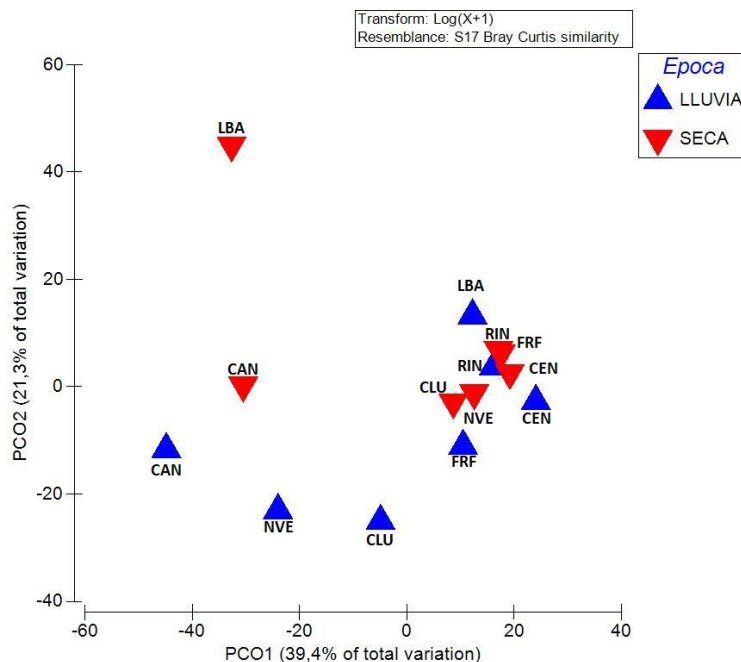


Figura 4.1-36. Análisis de ordenación mediante la técnica de coordenadas principales (PCO) implementando la época climática como factor de agrupación. LBA= Boca de la Barra; CLU= Ciénaga la Luna; NVE= Nueva Venecia; CEN= Centro CGSM; RIN= Rinconada; FRF= Frente a Río Fundación y CAN= Boca del caño Aguas Negras.

El análisis estadístico BIOENV permitió observar que, en la época lluviosa, la variabilidad de la comunidad fitoplanctónica estuvo relacionada en un 71 % con los SST, pH, amonio y nitrato, sin tener una correlación significativa (P-valor= 0,08). Para el periodo seco, la variación de la estructura del fitoplancton estuvo relacionada en un 90 % con la temperatura, SST, salinidad y nitratos, con una correlación significativa (P-valor= <0,015) (Tabla 4.1-3). Lo anterior coincide con otros estudios que mencionan que variables como la salinidad, transparencia, nitritos, amonio y fosfatos, definen la distribución, composición y densidad de las microalgas ([Mogollon, 1996](#), [Acosta, 2012](#) e [INVEMAR, 2022](#)). Específicamente en la CGSM, Vidal ([1995](#)) reportó que la salinidad y la transparencia tienen mayor influencia en la dinámica de la comunidad fitoplanctónica, y de acuerdo con los cambios de salinidad se puede presentar dominancia por parte de grupos específicos de fitoplancton, como el caso de las cianobacterias durante el periodo analizado (octubre 2023 y febrero 2024).

Tabla 4.1-3. Resultados del análisis BIOENV para cada una de las épocas climáticas, utilizando como variables fisicoquímicas profundidad (m), transparencia disco sechi (m), temperatura (°C), salinidad, pH, oxígeno disuelto (mg L^{-1}), concentración de nitritos ($\mu\text{g L}^{-1}$), nitratos ($\mu\text{g L}^{-1}$), amonio ($\mu\text{g L}^{-1}$), fosfatos ($\mu\text{g L}^{-1}$), sólidos suspendidos totales - SST (mg L^{-1}) y clorofila a ($\mu\text{g/L}$).

Época	Año	Número de variables	Coeficiente de correlación (Rho)	Valor de significancia	Conjunto de variables con mayor correlación
Lluvia	2023	4	0,710	0,088	SST, pH, amonio, nitratos
Seca	2024	4	0,905	0,015	Temperatura, SST, salinidad, nitratos

La presencia de fitoplancton potencialmente nocivo ha sido recurrente a lo largo de los monitoreos realizados en la CGSM, incluso, es frecuente observar altas densidades de estas (



Tabla 4.1-4). En el periodo analizado, se registraron altas concentraciones de los géneros *Nitzschia*, *Skeletonema*, *Raphidiopsis*, *Anabaenopsis*, entre otros, los cuales, a pesar de estar reportados en la lista de la COI de UNESCO como productores de toxinas, no estuvieron relacionados con la mortandad de organismos, ni causaron otros efectos nocivos que tuvieran relación con la presencia de estas microalgas. Cabe resaltar que la cianobacteria cf. *Synechocystis*, aunque no se encuentra reportado en la lista de la COI de UNESCO como productora de toxinas, su presencia en elevadas concentraciones se ha relacionado con mortandades masivas de peces en la CGSM (Mancera y Vidal, 1994; [INVEMAR, 2014](#); [2015a](#); [2015b](#); [2015c](#); [2016a](#), [2016b](#); [2016c](#); [2016d](#)).

Tabla 4.1-4. Densidad (cél/L) de los géneros con especies de microalgas potencialmente nocivas registradas durante octubre de 2023 (Lluvia) y febrero de 2024 (Seca) en las estaciones analizadas: La Boca de la Barra (LBA), Ciénaga La Luna (CLU), Nueva Venecia (NVE), Centro Ciénaga (CEN), Rinconada (RIN), Frente al Río Fundación (FRF) y Caño Aguas Negras (CAN).

Género	CAN		CEN		CLU		FRF		BLA		NVE		RIN	
	Lluvias	Seca	Lluvias	Seca	Lluvias	Seca	Lluvias	Seca	Lluvias	Seca	Lluvias	Seca	Lluvias	Seca
<i>Anabaena</i>	0		4E+05	7E+04		2E+04	5E+05	7E+04	4E+05	2E+03		8E+05	2E+06	1E+05
<i>Anabaenopsis</i>	0		1E+07	2E+07		5E+06	9E+06	5E+06	3E+06			1E+06	1E+07	3E+07
<i>Chaetoceros</i>	0							2E+05	2E+04	4E+04		4E+03		
<i>Cylindrospermopsis</i>	0		6E+04		1E+07	7E+07	4E+04				2E+04	6E+06		
<i>Nitzschia</i>	6E+03	2E+05		4E+03	4E+03	1E+08	4E+05		1E+04	2E+04	6E+05	1E+07	4E+03	
<i>Oscillatoria</i>	0						2E+04							
<i>Planktolingbya</i>	0		5E+07	8E+07	4E+08	9E+08	3E+07	7E+07	7E+06		1E+06	7E+07	5E+07	4E+07
<i>Planktothrix</i>	3E+04	2E+05									2E+04			
<i>Pseudo-nitzschia</i>	0									2E+04				
<i>Scripsiella</i>	0							8E+03						
<i>Skeletonema</i>									2E+04					
<i>Cf. Synechocystis</i>	4E+080	1E+09	3E+08	2E+09	2E+08	1E+09	3E+08	6E+08	1E+08	1E+08	5E+08	5E+08	2E+08	1E+09

Por tercer año consecutivo, las mayores concentraciones de microalgas se registraron en la época seca, posiblemente por la baja variación de la salinidad entre periodos climáticos. Por otra parte, cf. *Synechocystis* fue el género que más aportó a las altas densidades registradas, aunque esta cianobacteria no se encuentra reportada en la lista de la COI de UNESCO como productora de toxinas, sus elevadas concentraciones se han asociado con mortandades de peces en la CGSM.

¿Cómo varió la composición y la densidad fitoplanctónica mensualmente entre octubre de 2023 y junio de 2024?

En el monitoreo mensual realizado en las estaciones Boca de la Barra y Ciénaga la Luna, se observó que las cianobacterias contribuyeron con más del 60 % de la abundancia relativa en casi todos los meses (Figura 4.1-37). En el caso de Boca de la Barra, las salinidades oscilaron 2,4 y 36,4 (Figura 4.1-38), presentando un mayor aporte de otros grupos de microalgas como las diatomeas en los meses con salinidades superiores a 20 (enero-marzo), mientras que Ciénaga la Luna presentó salinidades bajas en todos los meses (entre 0,9 y 12,7), lo que pudo favorecer a otros grupos característicos de agua dulce como las clorófitas y criptófitas, además de las cianobacterias.

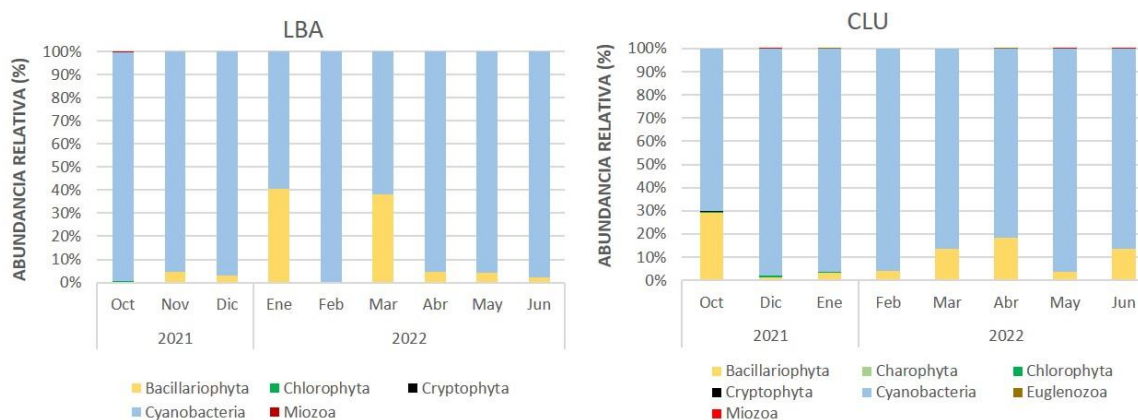


Figura 4.1-37. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos de fitoplancton en Boca de la Barra - LBA (izquierda) y Ciénaga la Luna - CLU (derecha), entre octubre de 2023 y junio de 2024.

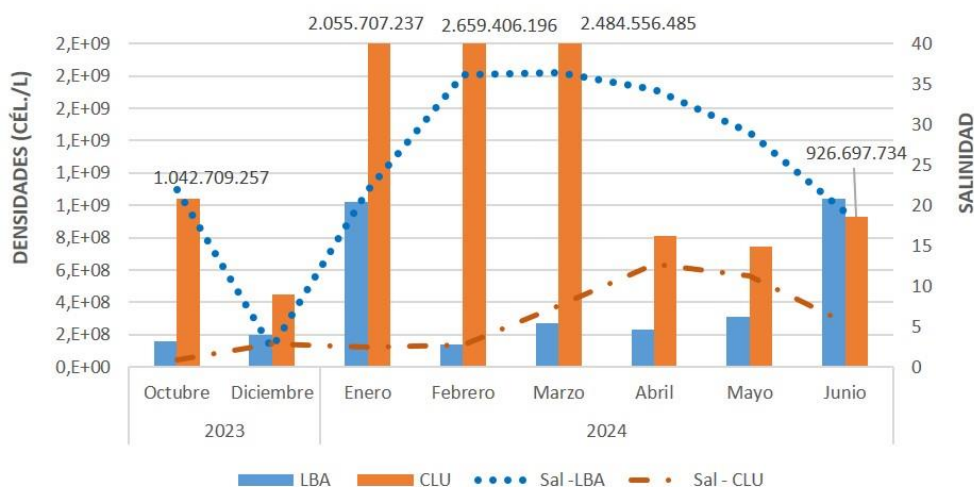


Figura 4.1-38. Valores de la densidad fitoplanctónica (No. Cél. /L) registrado en las estaciones de Boca de la Barra (LBA) y Ciénaga la Luna (CLU), entre octubre de 2022 y septiembre de 2023.

Las densidades fitoplanctónicas en Boca de la Barra oscilaron entre 142.336.530 y 1.042.606.456 cél./L, presentándose las mayores densidades en enero (1.021.565.590 cél/L) y junio de 2024 (1.042.606.456 cél/L) (Figura 4.1-38). En Ciénaga la Luna, en los meses de diciembre de 2023 y



febrero de 2024, las concentraciones fluctuaron entre 448.947.422 y 2.659.406.196 cél./L, respectivamente (Figura 4.1-38). Estos resultados estuvieron dentro del rango reportado en el monitoreo realizado entre el 2014 y 2021, con un valor máximo de 2.116.128.537 cél/L para Boca de la Barra en octubre 2014 y de 11.039.434.757 cél/L para la Ciénaga la Luna en abril 2014 ([INVEMAR, 2022](#)).

El análisis estadístico, mostró diferencias significativas en la comunidad fitoplanctónica entre las estaciones Boca de la Barra y Ciénaga la Luna ($t=2,9195$; $P=0,015$), coincidiendo con los resultados de la densidad fitoplanctónica (Figura 4.1-39), en donde Ciénaga la Luna presentó las mayores concentraciones de microalgas con respecto a Boca de la Barra.

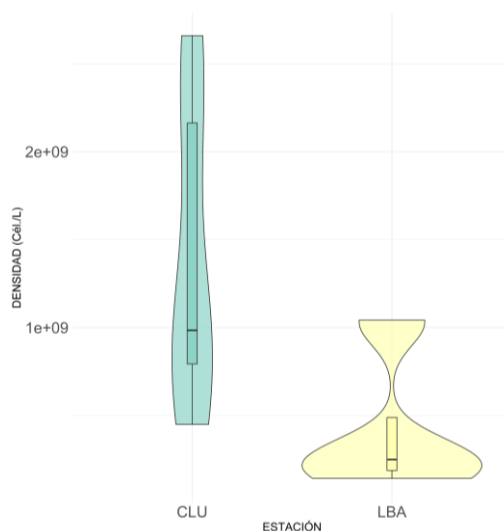


Figura 4.1-39. Gráfico de violín y bloxplot de la densidad fitoplanctónica (Cél. /L) registrado en las estaciones de Ciénaga la Luna (CLU) y Boca de la Barra (LBA), entre octubre de 2023 y junio de 2024.

En cuanto al análisis de correlación entre la densidad fitoplanctónica y las variables fisicoquímicas, vale la pena resaltar los resultados de la salinidad (-0,56), oxígeno disuelto (0,67) y pH (0,67), variables que presentaron una correlación significativa (Figura 4.1-40). Este análisis indica que la salinidad presentó una correlación negativa con las densidades de microalgas, lo cual coincide con lo observado anteriormente, en donde la estación con bajas salinidades presenta las mayores concentraciones de fitoplancton (Ciénaga la Luna), evidenciando que estos microorganismos se favorecen del ingreso de agua dulce para proliferar, destacándose las cianobacterias como el grupo predominante.

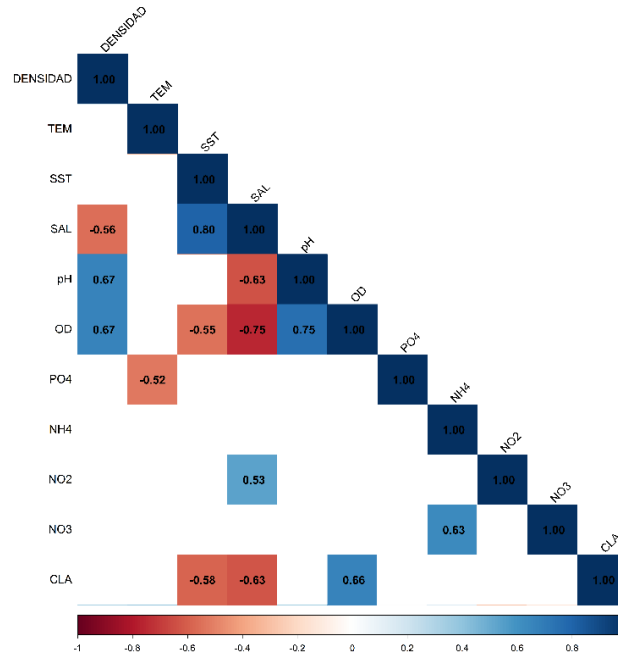


Figura 4.1-40. Análisis de correlación significativa entre la densidad fitoplanctónica (Cél. /L) y variables fisicoquímicas (profundidad (m), transparencia disco sechi (m), temperatura (°C), salinidad, pH, oxígeno disuelto (mg L-1), concentración de nitritos (µg L-1), nitratos (µg L-1), amonio (µg L-1), fosfatos (µg L-1), sólidos suspendidos totales - SST (mg L-1) y clorofila a (µg/L)), entre octubre de 2023 y junio de 2024.

En la Tabla 4.1-5 y

Tabla 4.1-6, se registraron las densidades de los géneros que presentan especies potencialmente nocivas, observadas en las estaciones Boca de la Barra y Ciénaga la Luna entre octubre de 2023 y septiembre de 2024, respectivamente. Se identificaron 8 géneros, pertenecientes a los grupos de las diatomeas (*Skeletonema*, *Pseudo-nitzschia*, *Nitzschia* y *Chaetoceros*), y cianobacterias (*Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Synechocystis* y *Cylindrospermopsis*). Entre éstas *Synechocystis* contribuyó a las mayores densidades en las dos estaciones, alcanzando las concentraciones más altas en marzo de 2024 en CLU (1.419.600.000 cél./L) y en junio para Boca de la Barra (811.200.000 cél./L).

Tabla 4.1-5. Densidad (cél./L) de los géneros con especies de microalgas potencialmente nocivas registrados entre octubre de 2023 y junio de 2024 en la estación Boca de la Barra (LBA).

Género	oct-23	dic-23	ene-24	feb-24	mar-24	abr-24	may-24	jun-24
<i>Anabaena</i>	4E+05	7E+03	1E+05	2E+03	0	0	0	0
<i>Anabaenopsis</i>	3E+06	2E+03	2E+06	0	0	2E+05	4E+03	8E+06
<i>Chaetoceros</i>	2E+04	0	0	4E+04	8E+03		6E+04	6E+04
<i>Nitzschia</i>	1E+04		1E+03	2E+04	4E+03	6E+03		3E+06
<i>Pseudo-nitzschia</i>	0	0	0	2E+04	8E+03	7E+05	4E+03	1E+04
<i>Skeletonema</i>	2E+040	0	0	0	0	2E+040	0	1E+05
<i>Synechocystis</i>	1E+08	2E+08	6E+08	1E+08	1E+08	2E+08	2E+08	8E+08



Tabla 4.1-6. Densidad (cél./L) de los géneros con especies de microalgas potencialmente nocivas registrados entre octubre de 2023 y septiembre de 2024 en la estación Ciénaga la Luna (CLU).

Género	oct-23	dic-23	ene-24	feb-24	mar-24	abr-24	may-24	jun-24
<i>Anabaena</i>	0	0	5E+06	2E+04	0	0	0	0
<i>Anabaenopsis</i>	0	0	3E+06	5E+06	0	0	0	0
<i>Chaetoceros</i>	0	0	0	0	0	0	0	6E+05
<i>Cylindrospermopsis</i>	1E+07	0	5E+07	7E+07	9E+05	0	0	0
<i>Nitzschia</i>	4E+03	0	0	1E+08	1E+07	2E+07	4E+03	4E+03
<i>Pseudo-nitzschia</i>	0	0	2E+07	0	0	0	0	0
<i>Synechocystis</i>	2E+08	2E+08	1E+09	1E+09	1E+09	5E+08	5E+08	8E+08

Estos resultados coincidieron con el monitoreo realizado en el 2023, en dónde las más altas densidades de fitoplancton se registraron en la Ciénaga la Luna, zona que presentó bajas salinidades durante el presente análisis. Estas características ambientales favorecen el predominio de las cianobacterias con respecto a otros grupos de microalgas.



Bosque de **Manglar**



4.2.1. ¿Cómo ha cambiado el estado de integridad de los bosques de manglar en la CGSM en los últimos años?

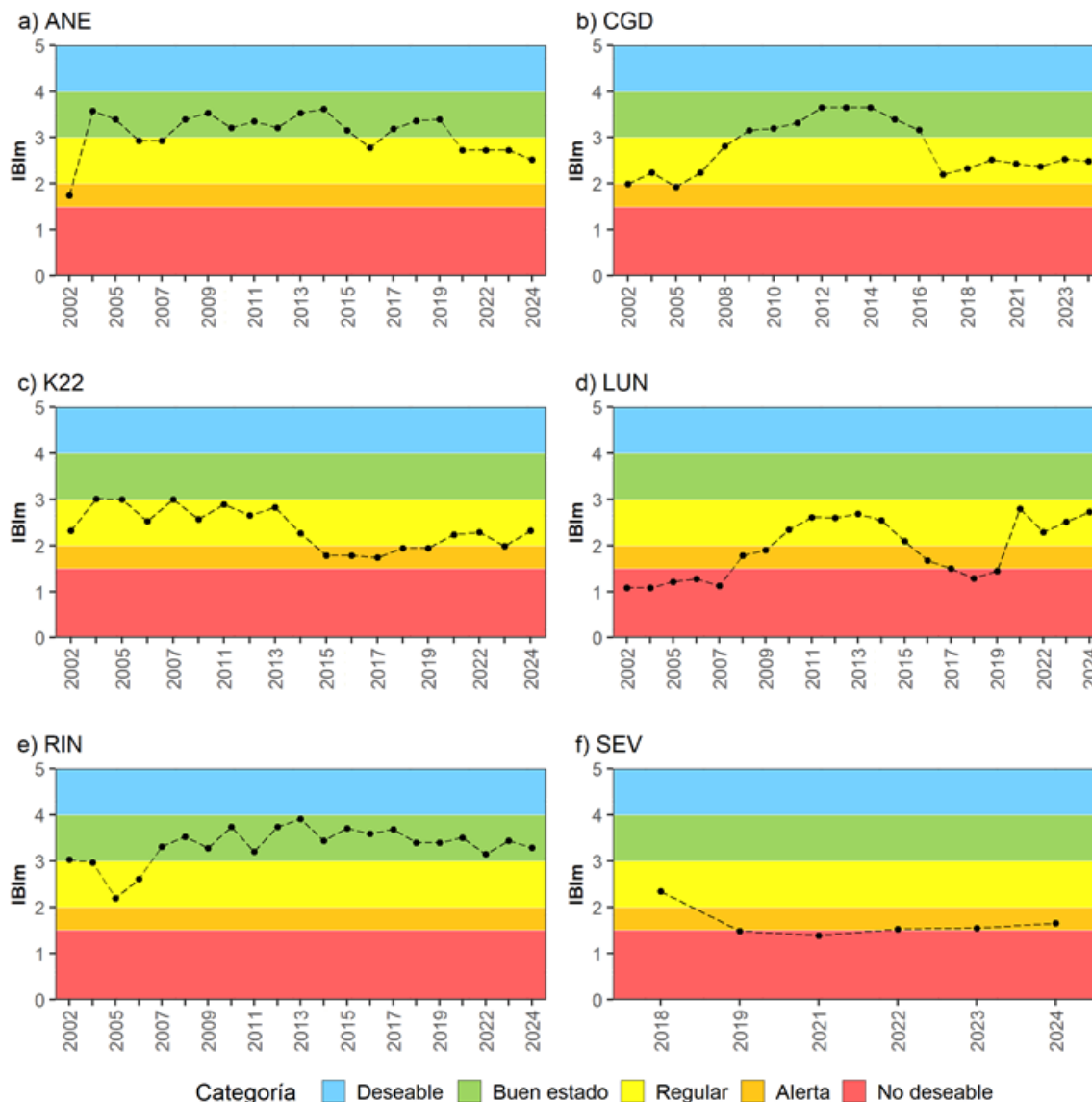
A pesar de hacer parte del mismo sistema delta-estuarino, los manglares de la CGSM son altamente variables en los atributos evaluados y que hacen parte del IBIm, así como su respuesta a los diferentes impulsores de cambio. Lo anterior se refleja en fluctuaciones contrastantes a través del tiempo observadas en las estaciones de monitoreo (Figura 4.2-1). Los resultados del IBIm que se presentan a continuación brindan una aproximación a la estabilidad y/o grado de perturbación de los bosques de manglar en la CGSM. Esto permite comprender su vulnerabilidad ante los tensores que afectan el estado de la vegetación, y constituye un insumo fundamental para establecer las medidas adecuadas para su mantenimiento.

La estación Aguas Negras (Figura 4.2-1 a) ha permanecido en la categoría Regular durante los últimos cuatro años (2021-2024), con una disminución en el valor del IBIm para el 2024 con respecto al 2023, siendo la densidad de propágulos responsable de esta diferencia. La tendencia observada sugiere que existen limitantes de los procesos de regeneración natural, lo cual puede tener un impacto en la integridad del bosque a corto plazo. Uno de los factores que probablemente está relacionado con las condiciones actuales del ecosistema de manglar en Aguas Negras, es la entrada permanente de agua y sedimentos a través del caño del mismo nombre ([INVEMAR, 2023](#)). Entre los efectos de una carga excesiva de sedimentos, se ha reportado una abrupta elevación del sustrato (1 m en menos de 12 meses ([INVEMAR, 2023](#)), lo que puede causar estrés fisiológico en los manglares del género *Avicennia*, al interrumpir la captura de oxígeno atmosférico a través de los neumatóforos, que induce bajas tasas de crecimiento y alta mortalidad ([Sidik et al., 2016](#); [Bennion et al., 2024](#)). La asfixia de las plántulas en estadios tempranos de desarrollo también puede comprometer el reclutamiento de nuevos individuos. Además, el aporte excesivo de agua dulce al sistema, reflejado en un promedio de salinidad < 1, promueve el crecimiento de especies oportunistas (e.g. macrófitas acuáticas y enredaderas herbáceas), las cuales generan interacciones de competencia por recursos (e.g. luz, espacio) con las especies de manglar ([Nunes & Camargo, 2020](#)). Lo anterior explica, en cierta medida, la baja densidad de propágulos y plántulas en esta estación y, en general, la pérdida de cobertura de manglar en este sector reportada por INVEMAR ([2023](#)).

La estación Caño Grande se ha mantenido en la categoría Regular y ha mostrado una tendencia relativamente estable durante el periodo 2017-2024 (Figura 4.2-1 b). Aunque el promedio de salinidad aumento aproximadamente 6 unidades con respecto al 2023, los valores de los atributos estructurales y de regeneración natural fueron similares, con un incremento en el área basal y en la densidad de plántulas para el 2024. Se debe tener en cuenta que la trayectoria observada en esta estación también obedece a la reforestación con la especie *R. mangle*, llevada a cabo en el 2000, en el marco del proyecto Manglares de Colombia ([INVEMAR, 2011](#)). Por ello, esta especie tiene un IVI mayor que *A. germinans*, y la configuración del bosque difiere de la propia de un manglar tipo cuenca.

Aunque la estación Kilómetro 22 se ha mantenido en la categoría Regular desde el 2021, mostró un aumento en el valor del IBIm con respecto al 2023 (Figura 4.2-1 c). Se observaron cambios importantes en la estructura y composición del bosque, que responden a la inclusión de nuevos individuos, principalmente brinzales de la especie *L. racemosa*, en el monitoreo del 2024. La proporción de reclutas de esta especie, sugiere una trayectoria de recuperación característica de

zonas perturbadas con suelos inestables y niveles moderados de salinidad, donde esta especie pionera contribuye a la consolidación del suelo y promueve el proceso de sucesión secundaria (Álvarez-León *et al.*, 2004; Proffitt & Devlin, 2005; Berger *et al.*, 2006).



La estación Luna se ha mantenido en la categoría Regular durante el periodo 2021-2024 (Figura 4.2-1 d). El valor del IBIm fue mayor para el 2024, como resultado del aumento del área basal y la estabilidad de los otros atributos que componen el indicador. El estado del manglar ha cambiado considerablemente a lo largo del tiempo en esta estación, y refleja uno de los sectores donde el ecosistema ha presentado un alto nivel de degradación, que parece estar asociado al aumento de la salinidad. Desde el 2017, el promedio de salinidad ha disminuido y el área basal ha aumentado gradualmente. Similar a lo observado en la estación del Kilómetro 22, la especie *L. racemosa* es



dominante, aunque Luna exhibe un bosque estructuralmente más desarrollado, donde los latizales contribuyen en mayor proporción a la configuración del bosque.

La estación Rinconada se ha mantenido en la categoría Buen estado desde el 2007 (Figura 4.2-1 e), y ha mostrado cambios en el valor del IBIm, asociados a la variación en la densidad de plántulas y propágulos cada año. Esta estación presenta condiciones fisicoquímicas favorables para las especies de manglar y una configuración estructural estable, propia de un bosque desarrollado de tipo fisiográfico cuenca, donde predomina *A. germinans*. El estudio de la dinámica del manglar en esta estación permite comprender la trayectoria natural del ecosistema, y examinar los aspectos (e.g. biofísicos y espaciales) que contribuyen a la resiliencia del bosque observada a través del tiempo.

La estación Sevillano clasificó en la categoría Alerta en el 2024, y ha fluctuado entre la categoría Regular y No deseable desde que se incluyó en el monitoreo en el 2018 (Figura 4.2-1 f). Se observó un aumento en el valor del IBIm para el 2024 con respecto al 2023, debido a la disminución en el promedio de salinidad (de 82,9 a 52,4 unidades) y a una mayor densidad de propágulos, la cual fue la más alta entre todas las estaciones monitoreadas. Sin embargo, todos los atributos estructurales que componen el IBIm presentan condiciones pobres en esta estación, características de un ecosistema degradado sin aparente trayectoria de recuperación.

4.2.2. ¿Cómo ha sido el comportamiento de la salinidad en los manglares de la CGSM, su relación con las obras hidráulicas y la cobertura del bosque?

El establecimiento, supervivencia, productividad y riqueza de los manglares son controlados, en gran parte, por las características fisicoquímicas del agua ([Alongi, 2009](#)). Las variables fisicoquímicas del agua intersticial (Tabla 4.2-1) y superficial (Tabla 4.2-2) variaron en las estaciones de monitoreo. Si bien los manglares de la CGSM son de tipo fisiográfico cuenca, dichas diferencias muestran las condiciones (e.g. hidrología, topografía) sitio-específicas contrastantes, responsables de la heterogeneidad de los bosques de manglar. En general, el comportamiento de las variables fisicoquímicas presentó las mismas tendencias reportadas en el 2023 por INVEMAR ([2023](#)). Entre estas se destacaron, la temperatura del agua intersticial y superficial mayor en las estaciones ANE y SEV (Tabla 4.2-1), asociadas a una menor cobertura del dosel ([INVEMAR, 2023](#)) y, por consiguiente, una mayor radiación en el sotobosque, el sustrato y los espejos de agua. Además, en esta estación se registró el mayor valor, y el único positivo, de potencial de oxido reducción en agua intersticial (Tabla 4.2-1), debido a la proximidad e influencia del flujo hídrico del caño Aguas Negras, que permite la oxigenación continua del suelo.

Con respecto a la salinidad, esta variable es un regulador de crecimiento y zonación de las especies de manglar a nivel local ([Hogarth, 2015](#)), modulado por las precipitaciones y la conectividad hidrológica ([Njiru et al., 2022](#); [Wang et al., 2024](#)). Por lo tanto, su medición permite analizar, a diferentes escalas espacio-temporales, la interacción e influencia de las variables climáticas y las obras de recuperación hidráulica en el estado del ecosistema de manglar en la CGSM.



Tabla 4.2-1. Variables fisicoquímicas del agua intersticial en las estaciones de monitoreo para el año 2024. Los valores corresponden al promedio aritmético y la desviación estándar ($\pm$ de), el valor mínimo (mín) y máximo (máx). ORP: Potencial oxido-reducción; ANE: Aguas Negras; CGD: Caño Grande; K22: Kilómetro 22; LUN: Luna; RIN: Rinconada; y SEV: Sevillano.

Estación	Salinidad (psu)			Temperatura (°C)			pH (unidades)			ORP (mV)		
	promedio $\pm$ de	mín.	máx.	promedio $\pm$ de	mín.	máx.	promedio $\pm$ de	mín.	máx.	promedio $\pm$ de	mín.	máx.
ANE	0,44 $\pm$ 0,32	0,18	1,00	33,25 $\pm$ 4,61	31,05	46,28	6,35 $\pm$ 0,14	6,21	6,61	13,79 $\pm$ 7,33	5,50	26,70
CGD	36,04 $\pm$ 4,62	25,89	43,11	29,42 $\pm$ 0,10	29,27	29,60	6,31 $\pm$ 0,24	6,06	6,89	-3,98 $\pm$ 38,18	-108,37	21,43
K22	33,93 $\pm$ 8,63	14,34	42,66	30,21 $\pm$ 0,63	29,34	31,59	6,88 $\pm$ 0,11	6,71	7,08	-64,41 $\pm$ 27,01	-86,50	-0,77
LUN	12,99 $\pm$ 4,81	4,90	21,84	29,21 $\pm$ 0,20	28,91	29,47	6,73 $\pm$ 0,17	6,45	7,08	-80,60 $\pm$ 38,82	-136,15	-12,65
RIN	27,57 $\pm$ 3,65	22,87	36,53	29,58 $\pm$ 0,13	29,36	29,81	6,67 $\pm$ 0,11	6,46	6,83	-31,61 $\pm$ 9,61	-52,40	-16,67
SEV	52,54 $\pm$ 4,12	47,14	57,66	31,45 $\pm$ 0,67	30,54	32,47	6,54 $\pm$ 0,07	6,42	6,62	-73,30 $\pm$ 18,69	-99,97	-46,63

Tabla 4.2-2. Variables fisicoquímicas del agua superficial en las estaciones de monitoreo para el año 2024. Los valores corresponden al promedio aritmético y la desviación estándar ($\pm$ de), el valor mínimo (mín) y máximo (máx). ORP: Potencial oxido-reducción; ANE: Aguas Negras; CGD: Caño Grande; K22: Kilómetro 22; LUN: Luna; RIN: Rinconada; y SEV: Sevillano.

Estación	Salinidad (psu)			Temperatura (°C)			pH (unidades)			ORP (mV)			Nivel de inundación (cm)		
	promedio $\pm$ de	mín.	máx.	promedio $\pm$ de	mín.	máx.	promedio $\pm$ de	mín.	máx.	promedio $\pm$ de	mín.	máx.	promedio $\pm$ de	mín.	máx.
ANE	0,12 $\pm$ 0,06	0,04	0,21	32,12 $\pm$ 0,47	31,40	32,81	6,47 $\pm$ 0,21	6,22	6,79	8,40 $\pm$ 3,95	1,30	13,50	11,23 $\pm$ 5,40	3,17	21,33
CGD	13,31 $\pm$ 3,18	8,21	16,93	28,68 $\pm$ 0,20	28,40	28,99	6,99 $\pm$ 0,13	6,82	7,21	12,39 $\pm$ 4,45	6,37	20,10	10,14 $\pm$ 6,06	1,83	20,17
K22	6,35 $\pm$ 1,06	4,21	7,81	30,02 $\pm$ 0,59	29,39	30,96	7,45 $\pm$ 0,24	7,04	7,79	-17,36 $\pm$ 10,33	-26,77	6,55	32,48 $\pm$ 15,57	2,33	51,33
LUN	4,80 $\pm$ 2,61	1,92	10,03	29,06 $\pm$ 1,83	24,31	29,99	7,33 $\pm$ 0,39	6,77	7,98	5,79 $\pm$ 20,46	-20,85	31,10	16,87 $\pm$ 15,86	0,00	52,00
RIN	16,60 $\pm$ 2,28	11,59	18,85	29,09 $\pm$ 0,25	28,70	29,46	7,27 $\pm$ 0,14	7,11	7,57	7,33 $\pm$ 6,46	-5,03	17,00	17,11 $\pm$ 8,69	5,33	30,50
SEV	10,88 $\pm$ 7,18	0,82	19,58	32,22 $\pm$ 0,78	30,88	33,25	7,59 $\pm$ 0,88	5,46	8,76	4,76 $\pm$ 10,24	-11,87	20,75	21,28 $\pm$ 10,15	9,67	37,23

Los cambios de cobertura de manglar en la CGSM han mostrado una fuerte relación con los cambios observados en la serie histórica de salinidad intersticial reportada por INVEMAR (Figura 4.2-2) ([Jaramillo et al., 2018](#); [INVEMAR, 2023](#)). Estos, a su vez, responden al efecto colectivo de la variabilidad climática inter-anual, regulada por fenómenos recurrentes como El Niño-Oscilación del Sur (ENSO, por sus siglas en inglés), y las medidas de rehabilitación hidrológica ([Sánchez-Núñez et al., 2023](#)). Particularmente, la cobertura de manglar registrada en los periodos 1993-1994, 1997-1998 y 2015, donde ocurrieron pérdidas, mostró una relación inversa con la salinidad ([INVEMAR, 2021, 2023](#)). Esos periodos estuvieron caracterizados por fases El Niño fuertes ([NOAA, 2024](#)), que ocasionaron disminuciones en el caudal medio del río Magdalena ([INVEMAR, 2023](#); [IDEAM, 2024](#)), principal tributario de la CGSM. En contraste, la implementación de acciones de rehabilitación hidráulica en 1996 y 1998, y las fases La Niña en 2010 y 2011, generaron disminuciones en la salinidad intersticial, que contribuyeron al reclutamiento de nuevos individuos y a la recuperación del bosque ([INVEMAR, 2021, 2023](#); [Sánchez-Núñez et al., 2023](#)).

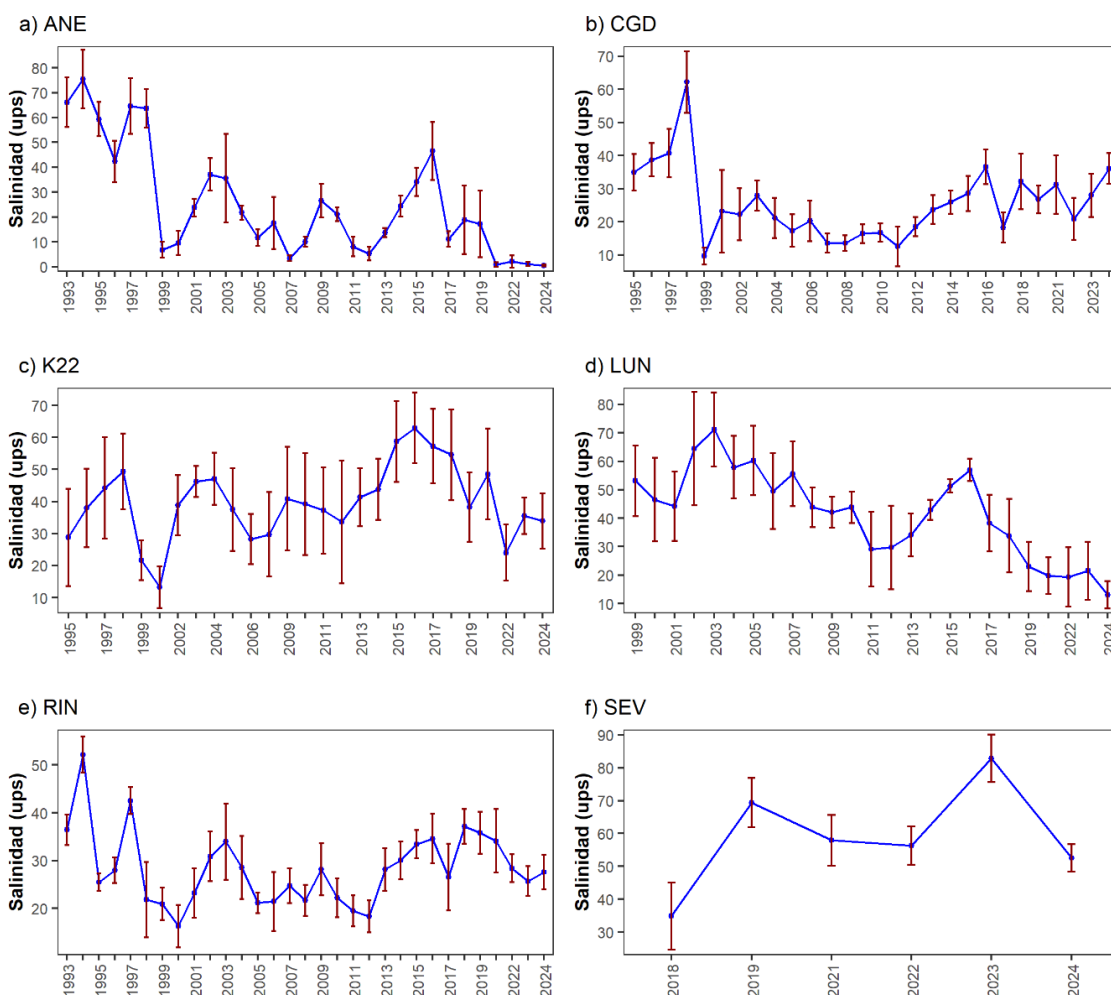


Figura 4.2-2. Serie histórica del promedio de salinidad intersticial (50 cm) en las estaciones de monitoreo. a) ANE: Aguas Negras; b) CGD: Caño Grande; c) K22: Kilómetro 22; d) LUN: Luna; e) RIN: Rinconada; y f) SEV: Sevillano. Las barras rojas indican la desviación estándar.



La salinidad intersticial no ha mostrado un patrón claro a través del tiempo en las estaciones de monitoreo (Figura 4.2-2). En 2024, se observó una disminución en cuatro de las seis estaciones (i.e. Aguas Negras, Kilómetro 22, Luna, Sevillano), la cual fue mayor en la estación Sevillano (~30,5 unidades) (Figura 4.2-2 f); y un aumento en las estaciones Rinconada y Caño Grande (Figura 4.2-2 b y e). Este comportamiento fue opuesto al reportado para el 2023 ([INVEMAR, 2023](#)), y parece estar relacionado con el Índice Oceánico del Niño (ONI, por sus siglas en inglés). Aunque entre enero y abril de 2024 se registraron anomalías positivas, el ONI se ha mantenido dentro del rango de clasificación neutro desde mayo hasta noviembre de 2024 ([NOAA, 2024](#)).

En 2024, el promedio de salinidad intersticial mostró diferencias significativas entre las estaciones de monitoreo ($p < 0,001$), con excepción de Kilómetro 22 y Caño Grande ($p = 1$), y Kilómetro 22 y Rinconada ($p = 0,22$) (Figura 4.2-3). La estación Sevillano exhibió el mayor valor de salinidad, y Aguas Negras el menor, de todas las estaciones, con un rango de ~51 unidades. En general, en todas las estaciones se registraron promedios de salinidad intersticial en los rangos de tolerancia de las especies de manglar; sin embargo, la salinidad en las estaciones Aguas Negras y Sevillano se aleja del rango de tolerancia óptimo (i.e. 5-35 unidades), para el crecimiento de la vegetación ([Ball, 2002](#); [Wang et al., 2024](#)).

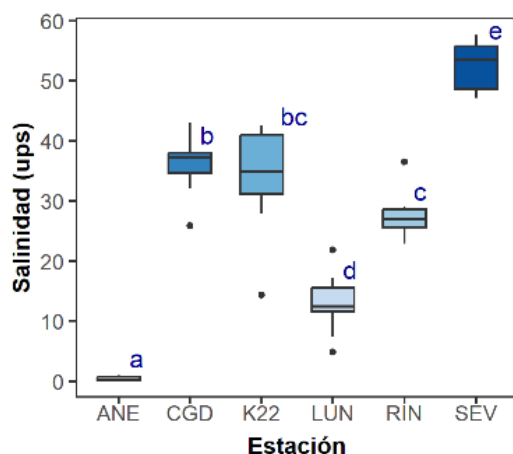


Figura 4.2-3. Salinidad intersticial (50 cm) en las estaciones de monitoreo para el año 2024. a) ANE: Aguas Negras; b) CGD: Caño Grande; c) K22: Kilómetro 22; d) LUN: Luna; e) RIN: Rinconada; y f) SEV: Sevillano. Los diagramas de cajas muestran el valor de la mediana y la distribución de los datos en cuartiles. Las letras minúsculas denotan diferencias significativas.

Los valores de salinidad bajos pueden favorecer el crecimiento excesivo de especies oportunistas, como macrófitas acuáticas, que eventualmente podrían desplazar al manglar, al ser más fuertes competitivamente que las especies halófitas cuando se encuentran con condiciones de agua dulce ([Nunes & Camargo, 2020](#); [Reyes-Motavita & Hernández-Castillo, 2023](#)). Es interesante resaltar, como se ha descrito por INVEMAR ([2023](#)), lo observado en la estación Sevillano, donde, a pesar del aporte de agua dulce —reflejado en un promedio de salinidad superficial de 10,8 unidades (Tabla 4.2-2), no se percibe el lavado de las sales acumuladas en los sedimentos. Múltiples factores podrían explicar este comportamiento, por ejemplo, la permeabilidad del suelo, la conectividad hidrológica o la influencia de aguas salinas subterráneas. Por ello, se requieren estudios complementarios que permitan elucidar la dinámica del sistema de manglar en la estación Sevillano.

En cuanto a la variación intra-anual de la salinidad intersticial en el 2024, analizada a partir de las mediciones trimestrales en cada estación, se observaron diferencias significativas en tres (i.e. Kilometro 22, Rinconada y Sevillano) de las seis estaciones monitoreadas (Figura 4.2-4). Sin embargo, no se observó una tendencia clara en los cambios entre estaciones.

La estación Kilometro 22 mostró una disminución gradual de la salinidad intersticial a lo largo del año (Figura 4.2-4 c). En el primer trimestre fue significativamente mayor que en el segundo y tercer trimestre ($p = 0,02$) (Figura 4.2-4 c). En contraste, la salinidad en la estación Rinconada tuvo un aumento significativo en el tercer trimestre con respecto al primero ($p = 0,01$) y segundo ($p = 0,002$) (Figura 4.2-4 e). Este comportamiento puede responder tanto a factores geográficos como a condiciones específicas de los suelos. Aunque ambas estaciones, Kilometro 22 y Rinconada, se localizan en proximidad al cuerpo de agua del caño Clarín, Kilometro 22 está más protegida y tiene menos influencia mareal que Rinconada. Esto puede contribuir a que el suelo en la estación Kilometro 22 tenga una exposición más prolongada al aporte de agua dulce por las precipitaciones en la época de lluvias. Por otra parte, el manglar en la estación Kilometro 22 ha sido uno de los más afectados por el evento El Niño del 2015-2016, donde se presentaron muertes masivas que conllevaron a la degradación del suelo (INVEMAR, 2018). En ese sentido, las condiciones del relieve y la textura del suelo también podrían ser las responsables de la disminución marcada, entre todas las estaciones, de la salinidad a lo largo del año en la estación Kilometro 22.

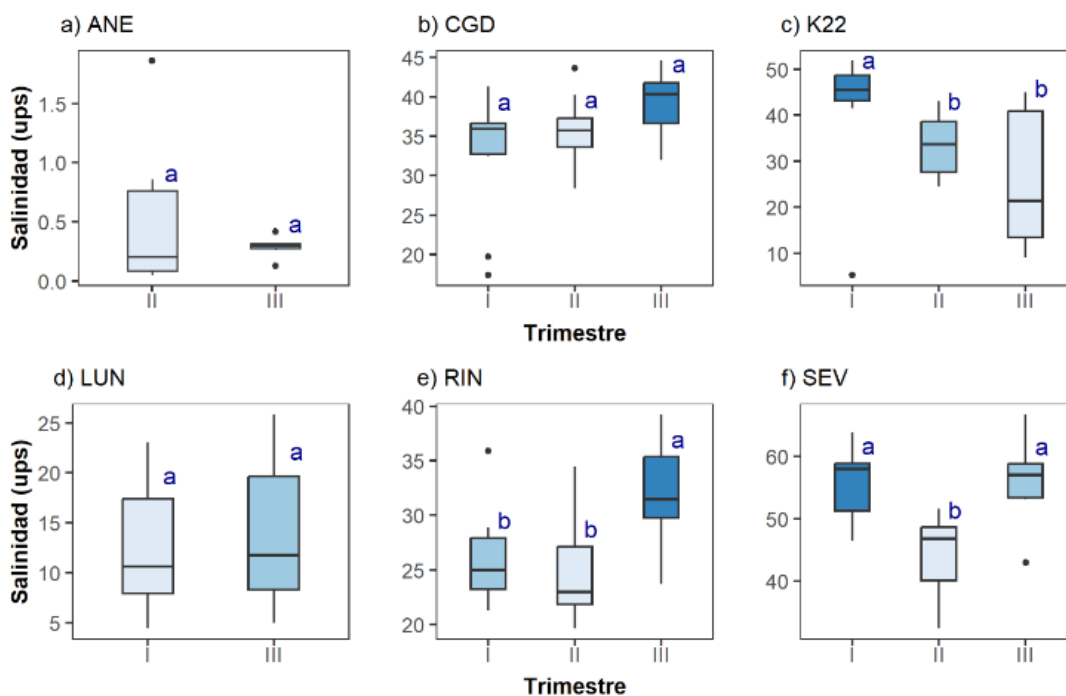


Figura 4.2-4. Salinidad intersticial (50 cm) por trimestre en las estaciones de monitoreo para el año 2024. a) ANE: Aguas Negras; b) CGD: Caño Grande; c) K22: Kilómetro 22; d) LUN: Luna; e) RIN: Rinconada; y f) SEV: Sevillano. Los diagramas de cajas muestran el valor de la mediana y la distribución de los datos en cuartiles. Las letras minúsculas denotan diferencias significativas.

4.2.3. ¿Cómo ha cambiado la estructura de los bosques de manglar de la CGSM a través del tiempo y cuál es el estado actual?

Durante la última década (2014-2024), los episodios más fuertes de degradación de los manglares en la CGSM se han registrado en las estaciones Kilómetro 22 y Luna, en los años consecutivos al evento El Niño fuerte en 2015 y 2016. Esta degradación se ha reflejado en la disminución del área basal (Figura 4.2-5 c y d), como resultado de la muerte masiva de los individuos, que a su vez está asociada al aumento de la salinidad intersticial en esas estaciones (Figura 4.2-2 c y d).

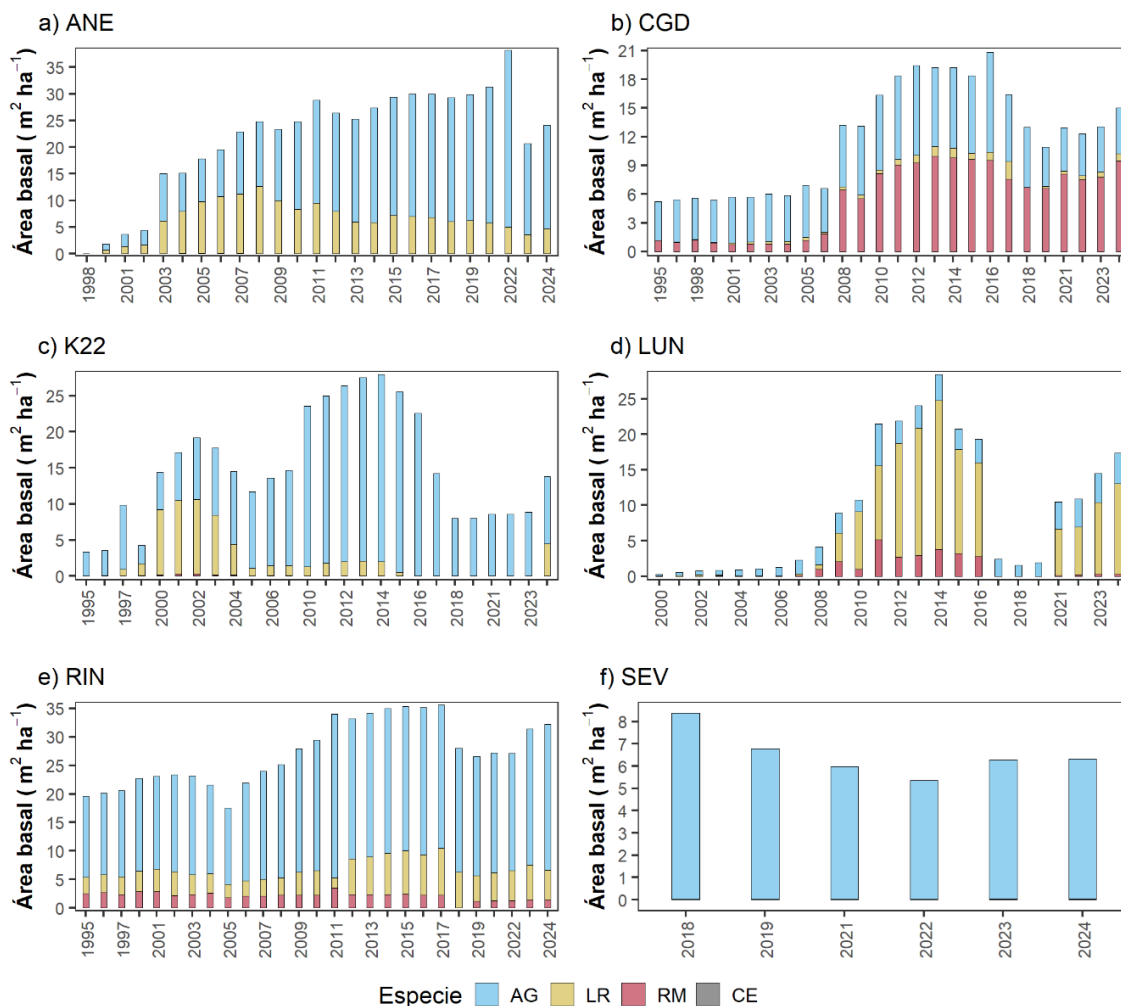


Figura 4.2-5. Serie histórica del área basal por especie en las estaciones de monitoreo. a) ANE: Aguas Negras; b) CGD: Caño Grande; c) K22: Kilómetro 22; d) LUN: Luna; e) RIN: Rinconada; y f) SEV: Sevillano. AG: *Avicennia germinans*; LR: *Laguncularia racemosa*; RM: *Rhizophora mangle*; CE: *Conocarpus erectus*.

La trayectoria de recuperación observada en la estación Luna (Figura 4.2-2 d) ha revelado dinámicas interesantes relacionadas con la sucesión secundaria de los manglares en la CGSM, la cual parece estar regulada por respuestas especie-específicas a las fluctuaciones de la salinidad intersticial (Sánchez-Núñez *et al.*, 2023). El papel dominante de *L. racemosa* en la colonización inicial y el reclutamiento después de la perturbación se explica por la fuerte sensibilidad de esta especie a cambios rápidos en la salinidad. Por ejemplo, Sánchez-Núñez *et al.*, (2023) mostraron que, durante



episodios de disminución en la salinidad y condiciones de alta irradiancia, la tasa de crecimiento de plántulas y juveniles de esta especie fue 252% y 25% mayor, comparada con *R. mangle* y *A. germinans*, respectivamente.

En 2024, en general, se registró un aumento del área basal en todas las estaciones de monitoreo con respecto al 2023 (Figura 4.2-5), el cual fue mayor (de 8,84 a 13,83 m² ha⁻¹) en la estación Kilometro 22 (Figura 4.2-5 c). Esto responde a la inclusión de nuevos individuos de la especie *L. racemosa* en el monitoreo del 2024, y evidencia la recuperación gradual de la población en ese sector. Entre las seis estaciones, el mayor valor de área basal se reportó en Rinconada, y el menor en Sevillano (Figura 4.2-5 c y f). El bosque en la estación Rinconada exhibe atributos similares a los reportados para otros manglares con buen desarrollo estructural de tipo biofísico delta y estuario. Por ejemplo, los manglares de Bocas del Atrato en el golfo de Urabá, donde se registran valores de área basal de aproximadamente 37 m² ha⁻¹ (INVEMAR, 2024).

El IVI también reflejó los cambios en la estructura del bosque en la estación Kilometro 22, donde *A. germinans* y *L. racemosa* obtuvieron valores similares en 2024, mientras que, en 2023, *A. germinans* era la única especie reportada (Tabla 4.2-3). Se destacó, además, un incremento en el IVI de *A. germinans* (~13%) y una disminución en el de *L. racemosa* (~54%) en la estación Rinconada en 2024 con respecto al 2023, lo que sugiere una transición del bosque de manglar hacia un estado de sucesión más avanzado.

Tabla 4.2-3. Índice de valor de importancia – IVI de las especies de manglar en las estaciones de monitoreo para los años 2023 y 2024. ANE: Aguas Negras; CGD: Caño Grande; K22: Kilómetro 22; LUN: Luna; RIN: Rinconada; y SEV: Sevillano. AG: *A. germinans*; LR: *L. racemosa*; RM: *R. mangle*; CE: *C. erectus*.

Estación	Año	Índice de Valor de Importancia - IVI				Total
		AG	LR	RM	CE	
ANE	2023	249,62	50,36	NA	NA	300
	2024	245,75	54,25	NA	NA	300
CGD	2023	95,45	41,39	163,16	NA	300
	2024	78,79	46,55	174,66	NA	300
K22	2023	300	NA	NA	NA	300
	2024	156,96	143,04	NA	NA	300
LUN	2023	62,03	200,45	37,52	NA	300
	2024	58,30	204,26	37,44	NA	300
RIN	2023	194,80	81,19	24,01	NA	300
	2024	219,51	43,89	36,59	NA	300
SEV	2023	279,06	11,37	NA	9,57	300
	2024	266,62	18,06	NA	15,31	300

La tendencia observada en el área basal también parece estar asociada al estado sucesional del bosque en determinados momentos. Durante el fenómeno de El Niño (fuerte) en 2015 y 2016, la composición de especies en la estación K22 estaba dominada por *A. germinans*, mientras que en LUN por *L. racemosa* (Figura 4.2-5 c y d). Además, las abundancias relativas por categoría diamétrica mostraban una configuración estructural con mayor desarrollo en Kilometro 22, caracterizada por la predominancia de árboles maduros (i.e. fustales; Figura 4.2-6c), que representan aproximadamente el 50% del total. En contraste, en Luna esta proporción era menor (~10%; Figura 4.2-6 d).



Avicennia germinans tiene un mayor rango de tolerancia a la salinidad que *L. racemosa* ([Cintrón-Molero & Schaeffer-Novelli, 1983](#)), y es la especie dominante en bosques de manglar tipo cuenca estructuralmente desarrollados ([Rodríguez-Rodríguez, 2015](#)), como se observa en la estación de referencia RIN (Figura 4.2-5 e). Por esta razón, la trayectoria en las estaciones Kilometro 22 y Luna sugiere que el estado de madurez del bosque influye en la magnitud de los efectos de la variabilidad climática —especialmente en relación con la salinidad—, lo que a su vez impacta en la mortalidad y subsecuente degradación del ecosistema ([Sánchez-Núñez et al., 2023](#)). Esto se refleja en que la disminución del área basal en 2017 fue más pronunciada en la estación LUN (Figura 4.2-5 c), en comparación con Kilometro 22.

Desde 2019, el manglar en Luna ha mostrado una mayor recuperación que en Kilometro 22, evidenciada por el incremento gradual tanto en el área basal (Figura 4.2-5 d) como en la proporción de brinzales y latizales (c). Como resultado, en la actualidad (2024), LUN exhibe un estado de sucesión más avanzado que Kilometro 22, con una mayor área basal y predominancia de latizales (~80%;

d). En contraste, en Kilometro 22, los brinzales constituyen aproximadamente el 75% de la estructura del bosque. De este modo, se presume que la capacidad de recuperación del manglar también está estrechamente relacionada con el estado sucesional del bosque cuando se presenta una perturbación.

El análisis de ordinación, con base en la composición del bosque según las categorías diamétricas por especie registradas cada año, permite examinar los cambios en la estructura del bosque a través del tiempo y su asociación con factores naturales y antrópicos que inciden sobre ella.

La distribución de los años no mostró un patrón claro con respecto al fenómeno climático ENSO, en sus fases El Niño, La Niña o Neutral (Figura 4.2-7). No obstante, los años en condiciones El Niño (e.g. 2002-2004 y 2014-2016) tendieron a agruparse, mientras que los años La Niña y Neutros, se mostraron dispersos en la ordinación espacial. Al observar detalladamente la dispersión de los años de manera consecutiva, es notable la cercanía de los años posteriores a los episodios fuertes de El Niño, es decir 2005-2007 y 2017-2019. Dicha proximidad se puede atribuir a una fuerte asociación con una proporción alta de fustales, especialmente de *A. germinans* (Figura 4.2-7). Lo anterior sugiere que estos árboles maduros tienen la capacidad de persistir y, por ello, predominan en la estructura del bosque bajo condiciones degradadas, en comparación con árboles más jóvenes o de otras especies.

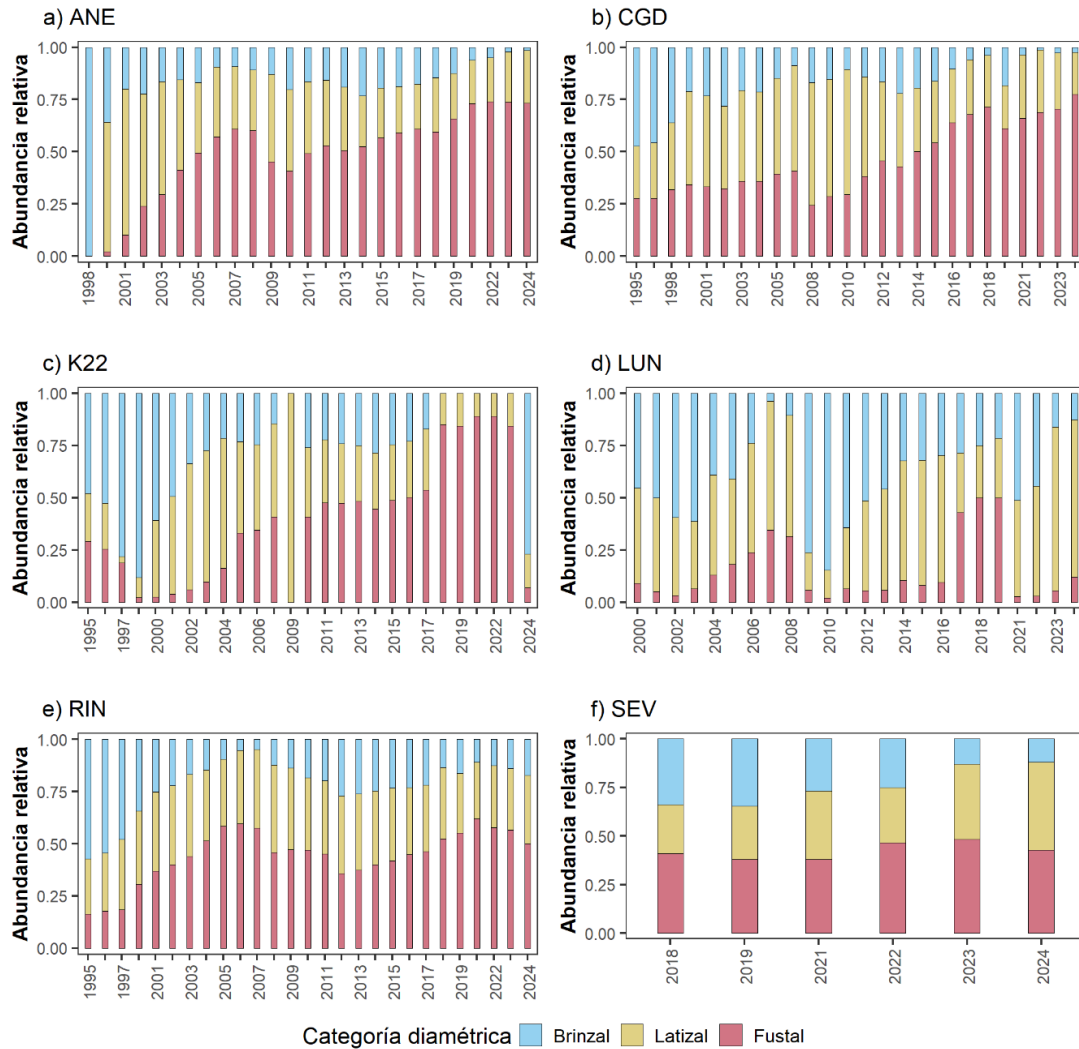


Figura 4.2-6. Serie histórica de la abundancia relativa por categoría diamétrica en las estaciones de monitoreo. a) ANE: Aguas Negras; b) CGD: Caño Grande; c) K22: Kilómetro 22; d) LUN: Luna; e) RIN: Rinconada; y f) SEV: Sevillano.

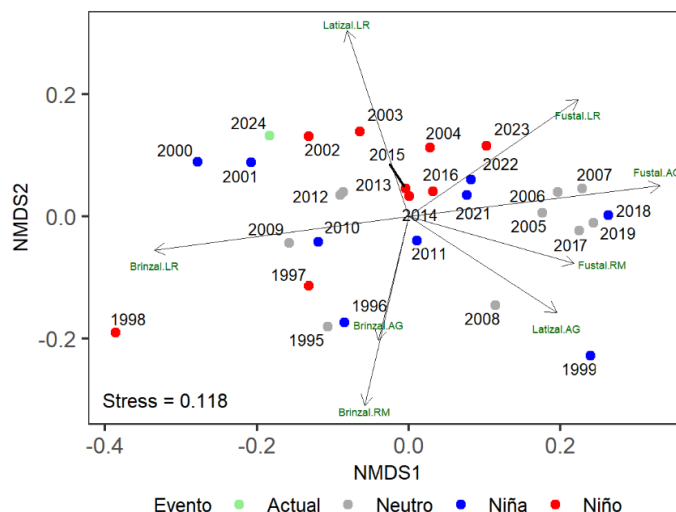


Figura 4.2-7. Representación del escalamiento multidimensional no métrico (NDMS) de la contribución relativa por categoría diamétrica (i.e. brinzal, latizal y fustal) de las especies por año, basada en disimilitudes *Bray-Curtis*. AG: *A. germinans*; LR: *L. racemosa*; RM: *R. mangle*. Las flechas grises representan las variables (i.e. categoría diamétrica por especie) que influyen significativamente la distribución de los puntos (i.e. años). La dirección de las flechas indica el gradiente de influencia de cada variable en el espacio bidimensional, es decir, los años que están más cerca de la dirección de una flecha tienen una asociación más fuerte con valores altos de esa variable. La longitud de las flechas refleja la magnitud de la influencia de cada variable.

Posterior a esos dos periodos de degradación (2005-2007 y 2017-2019), se presentaron trayectorias distintivas. Por una parte, la cercanía de los años 2009, 2010, 2012 y 2013, denota una etapa de recuperación caracterizada por la abundancia en mayor proporción de brinzales de *L. racemosa* (Figura 4.2-7). En contraste, los años 2021, 2022 y 2023 continuaron dominados por fustales sin una trayectoria clara de recuperación. Es importante resaltar que este comportamiento puede estar influenciado por la subestimación de los atributos estructurales en la estación Kilometro 22 durante los últimos años. La inclusión de los nuevos individuos en el 2024 parece explicar la ubicación de este año en la ordianación espacial (Figura 4.2-7), la cual se asocia a la contribución en mayor proporción de brinzales y latizales de la especie *L. racemosa*. Esto evidencia una trayectoria de recuperación a nivel general en la CGSM, que presumiblemente inició en años anteriores, como lo refleja la ganancia en la cobertura de manglar reportada por INVEMAR (2023) entre el 2021 y 2023.

Los resultados, además de resaltar la heterogeneidad de los manglares de la CGSM, se alinean con lo señalado por Jaramillo *et al.* (2018) y Sánchez-Núñez *et al.* (2023), con relación al efecto combinado de la rehabilitación hidrológica y la variabilidad climática en la salinidad intersticial y, por consiguiente, en la configuración estructural del bosque.

4.2.4. ¿Cómo es la dinámica de la regeneración natural del manglar en la CGSM? ¿Existe un patrón estacional en la densidad de propágulos y plántulas de las especies de manglar?

La regeneración natural es un proceso ecológico que consiste en el aumento gradual de la vegetación por medio de la acumulación de biomasa y el recambio de especies a través del tiempo (Brown, 2004; Hoyos *et al.*, 2013). El análisis de la densidad de propágulos y plántulas de las especies



suministra información valiosa para comprender las dinámicas subyacentes que inciden en los procesos de regeneración natural en los ecosistemas de manglar.

En términos generales, la densidad de propágulos y plántulas en las estaciones de muestreo, ha mostrado una tendencia similar en las fluctuaciones a través del tiempo (Figura 4.2-8 a y b). En la serie histórica, los menores valores de densidad de propágulos y plantas se registraron en 2006 y 2017, años posteriores a periodos con fases fuertes de El Niño. Este comportamiento sugiere que factores desfavorables para la vegetación, como la hipersalinidad ocasionada por esos eventos, han limitado los procesos de regeneración natural.

La capacidad de regeneración esta influenciada por reguladores ambientales y mecanismos internos de las plantas ([Mehlig, 2006](#)), como los procesos fenológicos de floración y producción de semillas y propágulos ([Sánchez-Núñez & Mancera-Pineda, 2011](#)). La limitación observada en este proceso podría atribuirse al estrés fisiológico o mortalidad de los árboles parentales, que afecta la producción y/o viabilidad de los propágulos ([Proffitt & Travis, 2010](#); [Torres et al., 2022](#)), así como a bajas tasas en el establecimiento, supervivencia y crecimiento de las plántulas, dadas las condiciones adversas del medio.

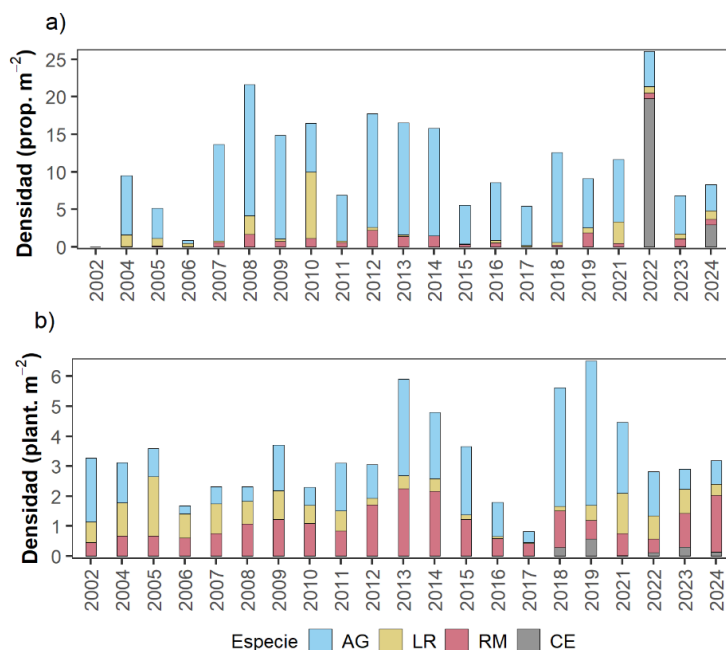


Figura 4.2-8. Serie histórica de la densidad de propágulos (a) y plántulas (b) por especie en la CGSM.

En 2024, la densidad de propágulos y plántula fue mayor en comparación a la registrada en 2023 (Figura 4.2-8 a y b). La estación ANE, se destacó por presentar las densidades menores de propágulos y plántulas entre todas las estaciones (Figura 4.2-9 a y b). Al analizar los valores trimestrales, la densidad de propágulos mostró un incremento a lo largo del año (Figura 4.2-9 a). Esta observación fue validada por las diferencias significativas encontradas entre los trimestres (PERMANOVA, $p = 0,001$), con base en la densidad de propágulos de las especies de manglar (Tabla 4.2-4).

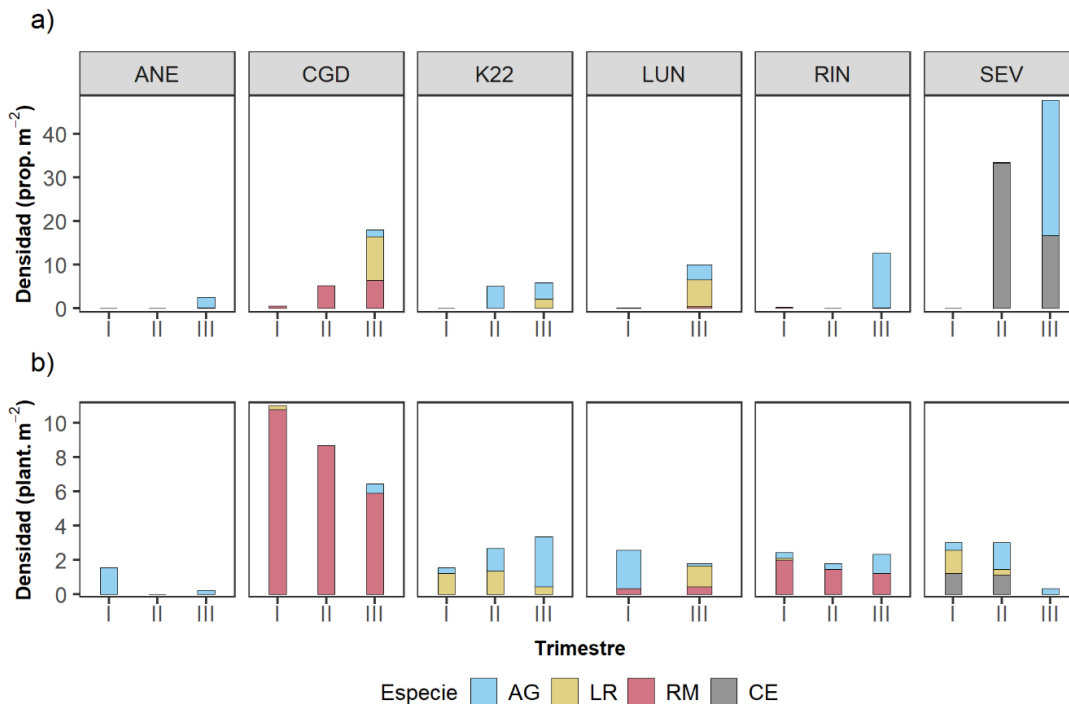


Figura 4.2-9. Densidad de propágulos (a) y plántulas (b) por trimestre y especie en las estaciones de monitoreo para el año 2024. a) ANE: Aguas Negras; b) CGD: Caño Grande; c) K22: Kilómetro 22; d) LUN: Luna; e) RIN: Rinconada; y f) SEV: Sevillano.

Sin embargo, las diferencias fueron significativas solo entre el trimestre I y III ($p = 0,001$), y entre el trimestre II y III ($p = 0,009$) (Tabla 4.2-4). Teniendo en cuenta que en 2024 ha predominado la fase neutra del fenómeno ENSO (NOAA, 2024), las diferencias se atribuyen a un patrón estacional asociado al incremento de la precipitación en la época de lluvias (i.e. segundo y tercer trimestre). Esta temporada de mayor caudal, además de estar sincronizada con la producción de propágulos y semillas de las especies presentes en la CGSM (Montoya-Pfeiffer, 2022), promueve el transporte y una dispersión más eficiente de los propágulos a diferentes áreas.

Tabla 4.2-4. Resultados del PERMANOVA y las pruebas de comparación por pares, basados en disimilitudes Gower de la densidad de propágulos por trimestre para el 2024. La estación fue incluida como un factor aleatorio para las permutaciones. Los valores p se obtuvieron a partir de 999 permutaciones. Códigos de significancia: 0 '***'; 0.001 '**'; 0.01 '*'; 0.05 '.'; 0.1 ' '.

Fuente de variación	R ²	F	Pr (>F)
Trimestre	0,23	8,86	0,001 ***
Prueba de comparación por pares			
I - II	0,14	2,85	1
I - III	0,19	11,12	0,001 ***
II - III	0,14	9,07	0,009 **

Particularmente, la densidad de propágulos de *A. germinans* fue la que contribuyó en mayor proporción a las diferencias observadas entre el trimestre I y II (Tabla 4.2-5), y el trimestre II y III (Tabla 4.2-6). La alta producción de propágulos de *A. germinans* hace parte de su estrategia reproductiva. Se ha reportado que los propágulos de esta especie tienen el periodo de flotabilidad más largo, comparado con *R. mangle* y *L. racemosa* (Rabinowitz, 1978). Sin embargo, la viabilidad disminuye a lo largo de ese periodo y el reclutamiento puede estar limitado por una tasa alta de



depredación de los propágulos, la cual es mayor en comparación a otras especies ([McKee, 1995](#); [Alleman & Hester, 2011](#); [Souza & Sampaio, 2011](#)).

Tabla 4.2-5. Resultados del análisis SIMPER de las especies más contribuyentes a las disimilitudes entre los trimestres I y III de 2024, con base en la densidad de propágulos. Solo se muestran las especies que suman al menos un 70% de la contribución acumulativa. A: *germinans*; RM: *R. mangle*. Códigos de significancia: 0 '***'; 0.001 '**'; 0.01 '*'; 0.05 '.'; 0.1 ''.

Especie	Contribución (%)	Contribución acumulativa (%)	p
AG	40	40	0,001 ***
RM	31	71	0,011 *

Tabla 4.2-6. Resultados del análisis SIMPER de las especies más contribuyentes a las disimilitudes entre los trimestres II y III de 2024, con base en la densidad de propágulos. Solo se muestran las especies que suman al menos un 70% de la contribución acumulativa. AG: *A. germinans*; RM: *R. mangle*; CE: *C. erectus*. Códigos de significancia: 0 '***'; 0.001 '**'; 0.01 '*'; 0.05 '.'; 0.1 ''.

Especie	Contribución (%)	Contribución acumulativa (%)	p
AG	33	33	0,006 **
RM	25	58	0,016 *
CE	24	82	0,022 *

La densidad de plántulas no presentó una tendencia definida en las estaciones de monitoreo (Figura 4.2-9 b), y no hubo diferencias significativas entre trimestres (PERMANOVA, $p = 0,348$) (Tabla 4.2-7). Entre todas las estaciones, CGD mostró los valores de densidad de plántulas mayores en todos los trimestres, con un aporte notable de *R. mangle* (Figura 4.2-9 b).

Tabla 4.2-7. Resultados del PERMANOVA, basados en disimilitudes *Gower* de la densidad de plántulas por trimestre para el 2024. La estación fue incluida como un factor aleatorio para las permutaciones. Los valores p se obtuvieron a partir de 999 permutaciones. Códigos de significancia: 0 '***'; 0.001 '**'; 0.01 '*'; 0.05 '.'; 0.1 ''.

Fuente de variación	R ²	F	Pr (>F)
Trimestre	0,024	1,03	0,348

4.2.5. ¿Cómo ha cambiado la composición de la comunidad avifaunal con respecto a la cobertura de manglar y cuáles son sus variaciones temporales?

Analizar la comunidad de aves en términos de estructura y composición ha sido ampliamente utilizado para poner en evidencia la ocurrencia de procesos debidos al cambio del uso del suelo ([Boesing et al., 2018](#); [Morante-Filho et al., 2015](#); [Vargas-Cárdenas et al., 2022](#)). También, conocer el estado de la comunidad avifaunal permite entender cuáles servicios ecosistémicos provistos por este grupo de organismos se tienen a disposición o, por el contrario, cuáles de ellos están en riesgo ([Sekercioglu, 2012](#)). En la época de lluvia del 2024 (noviembre), se registraron 83 especies de aves en total, pertenecientes a 35 familias. La familia de las garzas (Ardeidae) fue la que estuvo representada por un mayor número de especies (11 spp), seguida por la de los mosqueros (Tyrannidae, 8 spp.) y la de los Martín pescador (Cerylidae, 6 spp; Anexo 9-1). El 83% de las especies son aves residentes y el 17% aves migratorias. Dentro de las migratorias, la Reinita cabecidorada (*Protonotaria citrea*) fue la especie más abundante y con presencia en todas las estaciones, seguida

por el Andarríos maculado (*Actitis macularis*) y el Águila pescadora (*Pandion hiliatus*; Figura 4.2-10A). Vale la pena destacar los registros de cuatro especies migratorias que no habían sido reportadas en los censos de los tres años anteriores: el Martín pescador norteño (*Megaceryle alcyon*), el Tirano gris (*Tyrannus dominicensis*) y el Cuculillo pico amarillo (*Coccyzus americanus*; Anexo 9-1). El porcentaje de registros de aves migratorias fue similar entre las estaciones (cercano al 20%). La estación LUN fue la que tuvo un mayor porcentaje de registros (23%) y la estación ANE la que presentó el menor porcentaje (16%; Figura 4.2-10A). Otro dato relevante, es el registro de dos especies endémicas de la CGSM, la guacharaca caribeña (*Ortalis garrula*) y el colibrí cienaguero (*Chrysuronia lilliae*), las cuales también se han reportado en los censos de los últimos años.

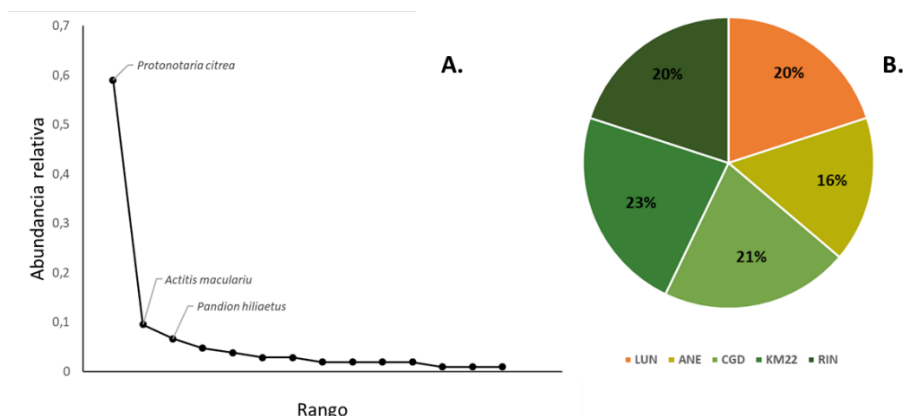


Figura 4.2-10. Registro de especies migratorias monitoreo 2024. A) Curva Rango-abundancia de las especies de aves migratorias registradas. B) Porcentaje del número de especies de aves migratorias por estación.

En cuanto al grado de amenaza de las especies, la gran mayoría de ellas (81 spp.) están categorizadas como de preocupación menor (LC). Sin embargo, dos especies tienen un grado de amenaza, el colibrí cienaguero (*C. lilliae*) se encuentra en categoría de peligro crítico (EN) y el chavarrí (*Chauna chavaria*) en vulnerable (VU). Un aspecto en el que se debe poner atención, es que este año no se registró el tordo chico (*Molothrus armenti*), una especie de importancia para la conservación, por ser endémica del norte del caribe colombiano y que se encuentra en categoría de Vulnerable.

A nivel general, la especie más abundante fue la garza real (*Ardea alba*; Figura 4.2-12), seguida por el garrapatero común (*Crotophaga sulcirostris*), el cormorán (*Nannopterum brasilianum*; Figura 4.2-12), la reinita cabecidorada (*Protonotaria citrea*) y la garza mora (*Ardea cocoi*; Figura 4.2-11). Varias de las especies más abundantes a nivel general, también lo fueron en algunas de las estaciones. Tal es el caso de la garza real y la reinita cabecidorada, las cuales aparecieron entre las especies más abundantes en cuatro de las cinco estaciones; y el cormorán, que fue de las especies más abundante en tres estaciones. Sin embargo, hubo algunas diferencias entre estaciones respecto a la dominancia de especies y hubo algunas especies que fueron más abundantes únicamente en una estación. El saí de manglar (*Conirostrum bicolor*) fue de las especies más abundantes únicamente en la estación RIN. El chavarrí (*Chauna chavaria*), el golero (*Coragyps atratus*) y el bicho fue (*Pitangus sulphuratus*); fueron de las especies más abundantes en la estación ANE. Mientras que la garcita azulada (*Butorides striata*), fue de las especies más abundantes solo en la estación KM22 (Figura 4.2-11).

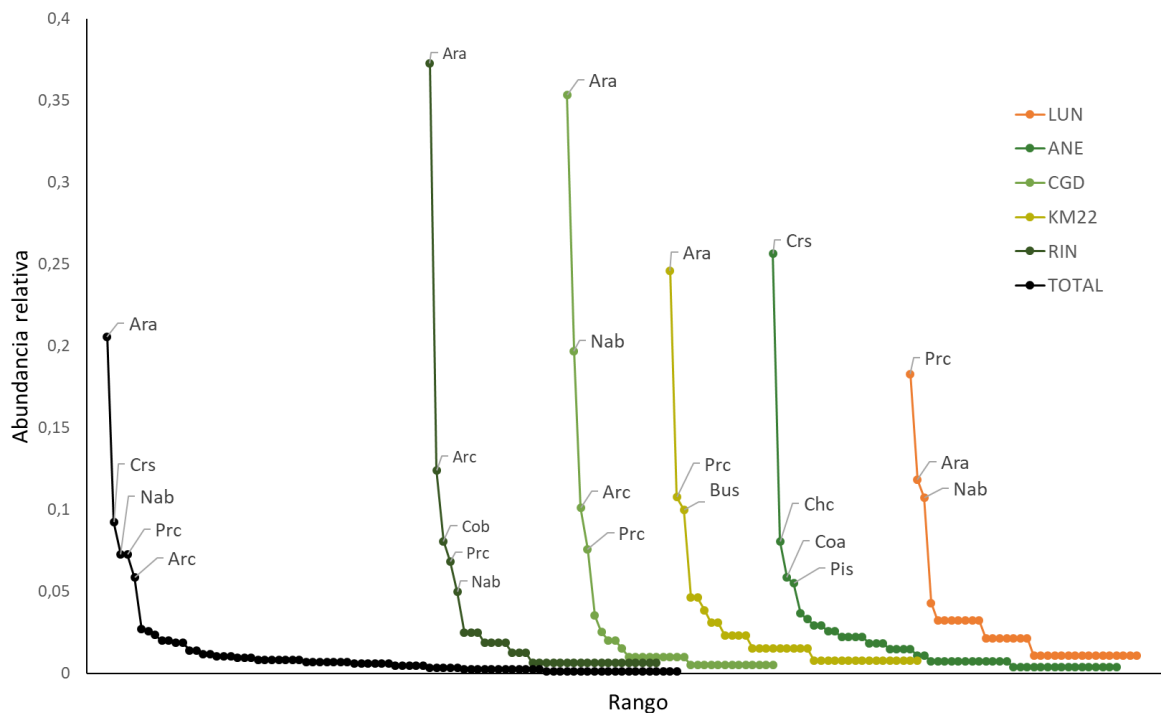


Figura 4.2-11 Curvas rango abundancia de la comunidad de aves de la CGSM (A) y de las cinco estaciones por separado (B) del monitoreo 2024. Cada punto representa una especie. En la figura se señalan las especies más abundantes. Ara- *Ardea alba*, Crs- *Crotophaga sulcirostris*, Nab- *Nannopterum brasilianum*, Prc- *Protonotaria citrea*, Arc- *Ardea cocoi*, Cob- *Conirostrum bicolor*, Chc- *Chauna chavaria*, Coa- *Coragyps atratus*, Pis- *Pitangus sulphuratus*, Bus- *Butorides striata*.

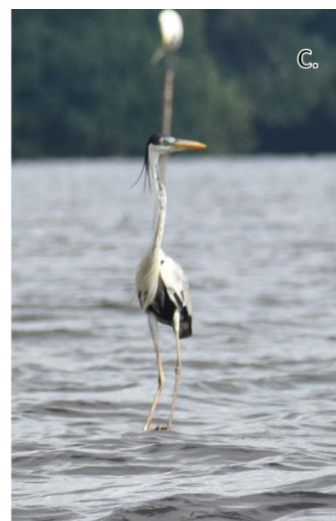
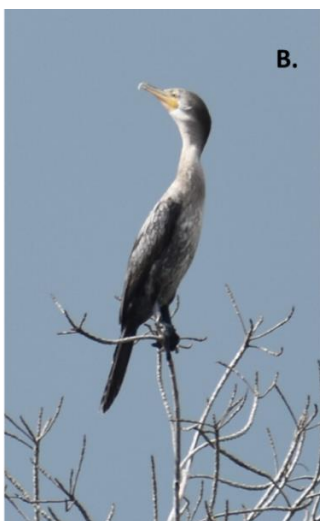


Figura 4.2-12 Algunas de las especies más abundantes de la CGSM del monitoreo 2024. A) *Ardea alba* B) *Nannopterum brasilianum* y C) *Ardea cocoi*.

En términos de diversidad alfa, encontramos que la estación Aguas Negras presentó valores altos de diversidad respecto a las otras estaciones, mientras que la estación Caño Grande presentó menor

diversidad para todos los órdenes de diversidad evaluados (Figura 4.2-13). De todas las estaciones, Luna fue la que presentó una comunidad más equitativa, ya que la relación de cambio entre la diversidad de orden 0 (${}^0D_\alpha$) y orden 1 (${}^1D_\alpha$) es menor que en el resto de las estaciones. Por su parte, la estación Caño Grande presentó menores valores de diversidad en todos los órdenes evaluados (Figura 4.2-13).

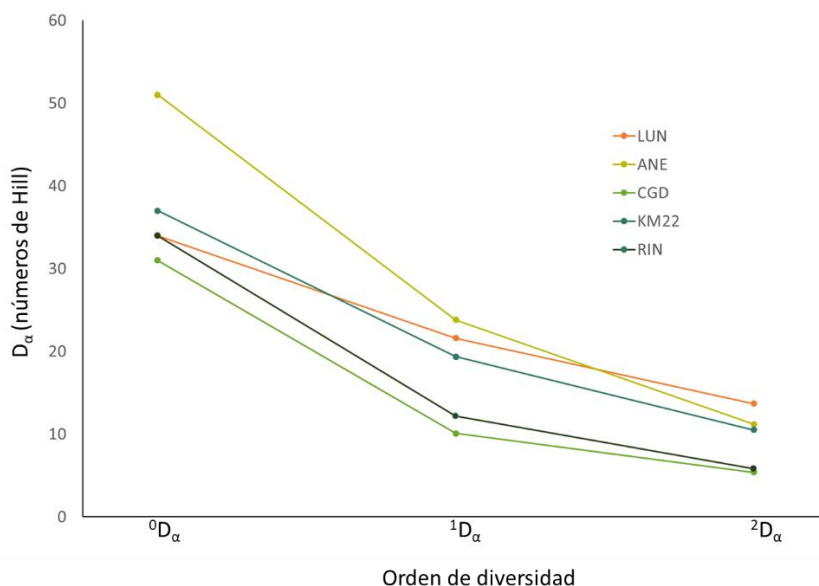


Figura 4.2-13 Perfil de diversidad (D_α por descomposición de números de Hill) de las cinco estaciones monitoreadas en 2024. Se consideraron tres órdenes de diversidad: ${}^0D_\alpha$ =riqueza de especies, ${}^1D_\alpha$ =número efectivo de especies, ${}^2D_\alpha$ =especies comunes.

Diferencias en composición de especies entre estaciones

Se analizó como se diferencia cada estación de las otras cuatro estaciones ($n=4$) respecto a su composición de especies, considerando los órdenes de diversidad ${}^0D_\beta$, ${}^1D_\beta$ y ${}^2D_\beta$ (ver sección de métodos). En este caso los valores variaron entre 1 y 2, siendo valores cercanos 1 cuando la composición de especies de una estación dada es muy parecida a la composición de las otras estaciones, y valores cercanos a 2 cuando la composición de especies de las comunidades es muy diferente entre sí (Jost, 2007). En cuanto a la riqueza de especies (${}^0D_\beta$), se encontró que todas las estaciones presentaron valores cercanos a 1.5. Es decir que cerca del 50% de las especies son diferentes entre estaciones. Sin embargo, no hay ninguna estación que se caracterice por ser significativamente más diferente que las otras (AOV, $P>0.09$; Figura 4.2-14A). Sin embargo, la estación Aguas Negras se diferencia significativamente de las otras estaciones, cuando se analiza el número efectivo de especies (${}^1D_\beta$; AOV, $P<0.05$ en todos los casos, excepto entre Aguas Negras y Kilometro 22 con $P=0.055$) y las especies dominantes (${}^2D_\beta$, AOV, $P<0.05$ en todos los casos), presentando ${}^1D_\beta$ promedio de 1.6 (Figura 4.2-14B) y ${}^2D_\beta$ promedio de 1.8, respectivamente (Figura 4.2-14C). Por el contrario, las otras estaciones presentaron ${}^1D_\beta$ promedio menores a 1.3 y ${}^2D_\beta$ promedio menores a 1.25. Esto obedece a que en la estación ANE todas las especies más comunes fueron distintas a las especies más comunes de las otras estaciones (Figura 4.2-11). Además, estas especies se caracterizan por ser especies que se adaptan a hábitats intervenidos, como *Crotophaga sulcirostris* que es una especie común en tierras ganaderas (Billerman et al., 2022), o *Coragyps*



atrarus y *Pitangus sulphuratus*, que son especies frecuentes en hábitats intervenidos como áreas de cultivo e incluso zonas urbanas (Billerman *et al.*, 2022). Esto puede estar relacionado a que esta estación se encuentra más cercana a la frontera ganadera, lo que hace que su composición de especies de aves este influenciada por el tipo de coberturas que se encuentran a su alrededor. Además, en el monitoreo de las parcelas de manglar de este año, esta estación mostró una leve disminución en el valor del IBIm y una abrupta elevación del sustrato a causa de la carga excesiva de sedimentos, lo que sugiere que la estación está experimentando procesos de antropización.

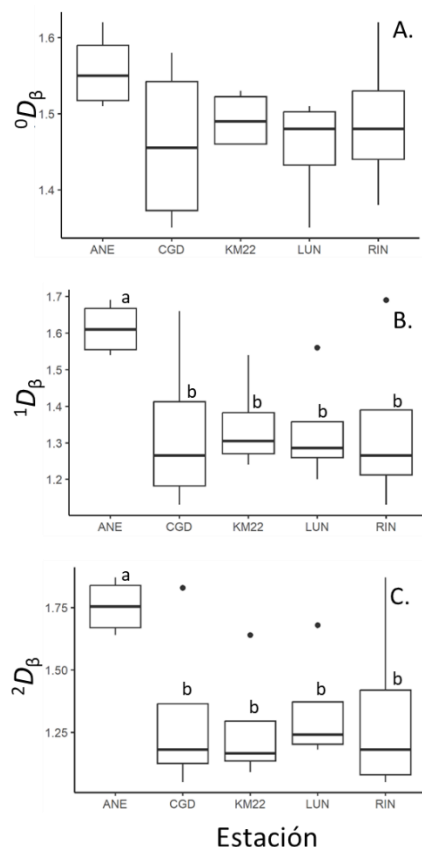


Figura 4.2-14 Diversidad beta entre comunidades de aves de las cinco estaciones monitoreadas en 2024. Se consideraron tres órdenes de diversidad: $^0D_\beta$ =riqueza de especies, $^1D_\beta$ =número efectivo de especies, $^2D_\beta$ =especies comunes. Diferentes letras sobre cada estación, indican diferencias significativas entre estaciones.

Clasificación de las especies de aves por preferencia alimentaria

De las 83 especies registradas, las especies de aves piscívoras e insectívoras fueron las que estuvieron representadas por un mayor porcentaje de especies (31 % en ambos casos), seguidas por las omnívoras con un 12% (Figura 4.2-15; Figura 4.2-16). Las especies nectarívoras, frugívoras y granívoras fueron las que tuvieron una menor representación, todas ellas con el 2% (Figura 4.2-15). Esto tiene mucho sentido, teniendo en cuenta que el ecosistema de manglar tiene una amplia riqueza de recursos pesqueros (Castellanos-Galindo *et al.*, 2013). Además, la disponibilidad de agua permite el establecimiento de muchas especies de insectos en diferentes etapas de su ciclo de vida,



que terminan siendo un importante recurso para aves insectívoras. Sin embargo, por su homogeneidad composicional y estructural de la vegetación, la disponibilidad de frutos y flores en los manglares es restringida ([Ong & Gong, 2013](#)) y por lo tanto son pocas las especies frugívoras y nectarívoras que se pueden encontrar en este ecosistema. Tanto aves piscívoras como las aves insectívoras, prestan un servicio de regulación ([Sekericioglu, 2012](#)), ya que actúan como controladoras biológicas de plagas (en el caso de las insectívoras) y mantienen el equilibrio de la red trófica de peces (en el caso de las piscívoras).

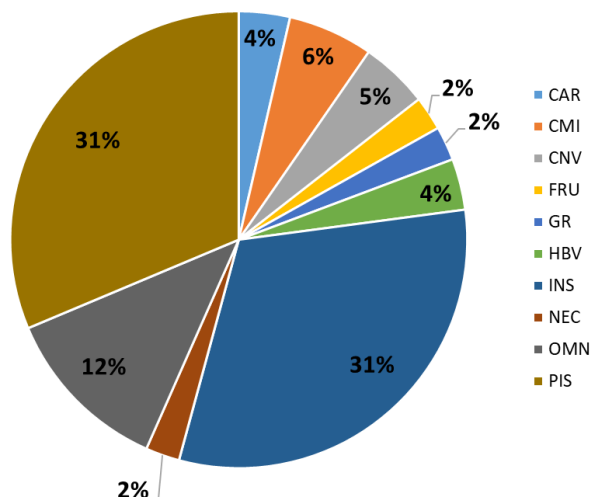


Figura 4.2-15 Porcentaje de representatividad de los gremios tróficos de las especies de aves detectadas en el monitoreo de avifauna asociada a manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2024. CAR-carroñero, CNV-carnívoro, CMI-consumidor de macroinvertebrados, FRU-frugívoro, GR-granívoro, HBV-herbívoro, PIS-piscívoro, INS-insectívoro, OMN-omnívoro.



Figura 4.2-16 Especies de aves que representan algunos de los gremios tróficos registrados en el monitoreo 2024. A) *Ortalis garrula*, herbívora; B) *Fluvicula pica*, insectívora; C) *Plegadis falcinellus*, consumidora de macroinvertebrados; D) *Cathartes burrovianus*, carroñera; E) *Tigrisoma lineatum*, piscívora; F) *Daptrius chimachima*, omnívora.

Cambios en la diversidad (α) de la comunidad de aves en los últimos cuatro años de seguimiento

Los estudios longitudinales de aves (es decir aquellos que analizan cambios de la comunidad a través del tiempo) han sido claves para entender procesos que solo son evidentes en largos periodos de tiempo (Allen *et al.*, 2019; Virkkala, 2016). Este tipo de estudios han puesto en evidencia la respuesta de las comunidades de aves ante eventos de disturbio, tanto naturales como mediados por las personas, referentes a procesos de disminución, extinción y colonización de especies en las áreas afectadas (Bowler *et al.*, 2019; Lindenmayer *et al.*, 2016; Price *et al.*, 2020). En esta oportunidad se analizaron cambios en comunidad de aves durante los últimos cuatro años de monitoreo, tanto a nivel de toda la comunidad, como a nivel de estaciones. A nivel de toda la comunidad de aves asociadas a la CGSM (es decir considerando las cinco estaciones juntas), no se encontró diferencias significativas en la diversidad α (en todos los órdenes de diversidad evaluados) entre los últimos cuatro años de monitoreo (AOV, $P=0.432$; Figura 4.2-17 D, E y F). A nivel de estaciones, durante los últimos cuatro años la estación Aguas Negras se ha caracterizado por tener la una mayor diversidad (tanto en términos de riqueza como en número de especies efectivas; AOV, $P=0.432$, $P<0.05$; Figura 4.2-17 A y B). La estación Rinconada y Caño Grande, han sido las que en promedio han presentado los valores más bajos de diversidad en los últimos cuatro años (Figura 4.2-17 A, B y C). La mayor diversidad en la estación Aguas Negras puede obedecer a que en esta estación, por su cercanía a

áreas que han sufrido cambio del uso del suelo, confluyen especies tanto especialistas de manglar como especies generalistas de hábitat (Filgueiras *et al.*, 2021). En tanto que, aunque las estaciones Rinconada y Caño Grande (las cuales se han considerado como estaciones de perturbación media en el marco de este proyecto de monitoreo; INVEMAR, 2023), presentan valores bajos de diversidad; la mayor parte de las especies que componen la comunidad de aves son especies características de manglar.

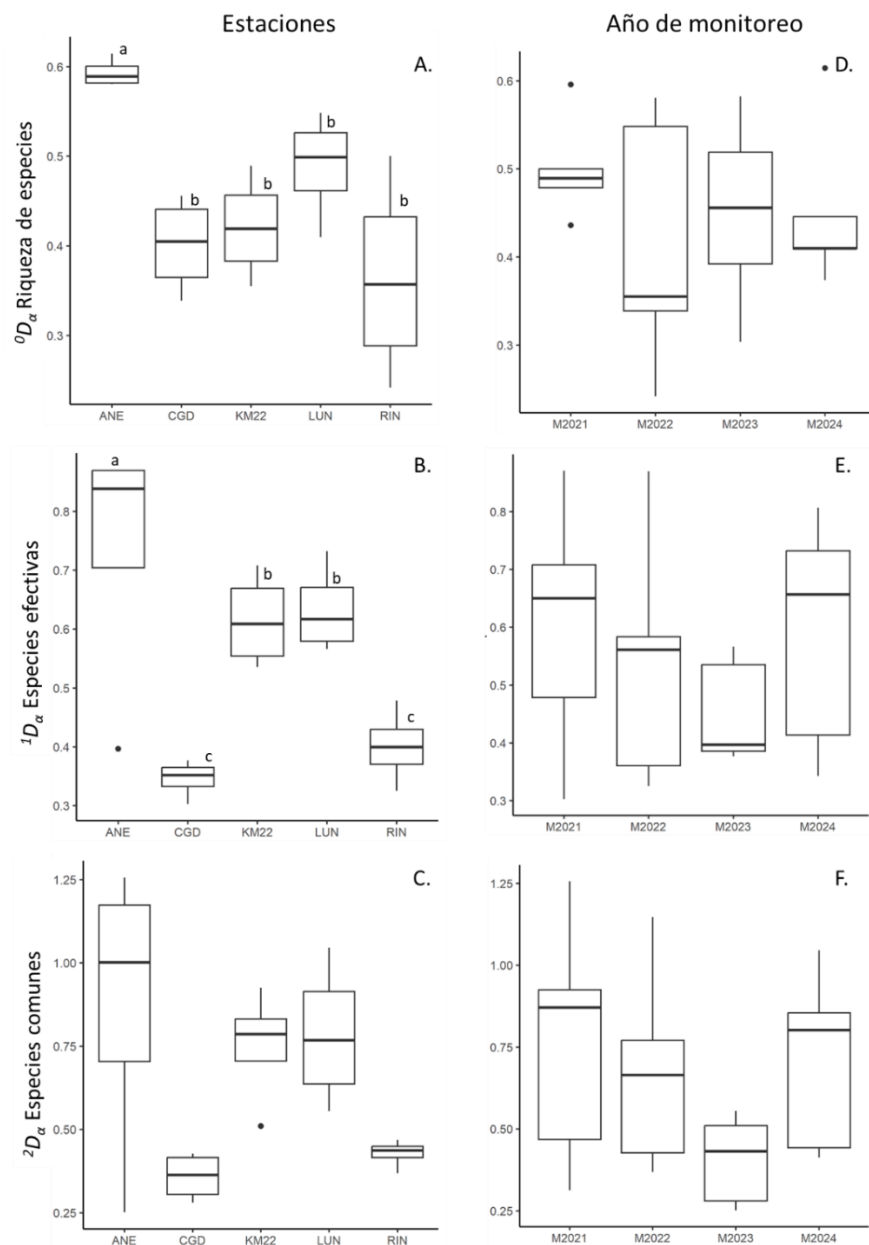


Figura 4.2-17 Diferencias en la diversidad de aves (D_α) entre estaciones (A, B y C) y entre años (D, E y F) en los últimos cuatro años de monitoreo. Se utilizaron tres métricas de diversidad por descomposición de números de Hill: $^0D_\alpha$ -Riqueza de especies, $^1D_\alpha$ -número de especies efectivas, $^2D_\alpha$ número de especies comunes. Diferentes letras sobre cada estación, indican diferencias significativas entre estaciones.

Cambios en la composición de especies ($D\beta$) de la comunidad de aves en los últimos cuatro años de monitoreo

De acuerdo a la composición de especies, la estación Aguas Negras fue la que se diferenció más de las otras estaciones (AOV, $P < 0.005$ para ${}^0D\beta$ y ${}^1D\beta$; Figura 4.2-18 A y B). Además, los valores de $D\beta$ entre esta estación y las otras estaciones fueron los más altos para todos los órdenes de diversidad (Figura 4.2-18 A y B). Al comparar las diferencias en composición de especies entre las estaciones entre los cuatro años de monitoreo, se encontró que el año 2022 tuvo diferencias significativas en su composición de especies (AOV, ${}^0D\beta$, $P < 0.05$; Figura 4.2-18 D) y presentó los valores más altos de ${}^0D\beta$. Por su parte, los años 2022 y 2023 presentaron diferencias significativas con los años 2021 y 2024, respecto a las especies más comunes y al número efectivo de especies de la comunidad de aves (AOV, ${}^1D\beta$ y ${}^2D\beta$, $P < 0.05$; Figura 4.2-18 E y F), presentando valores más altos de diversidad ${}^1D\beta$ y ${}^2D\beta$. Si bien en los últimos cuatro años la integridad del manglar en las estaciones evaluadas no presentó cambios considerables (ver sección 4.2.5), la diferencia en el régimen de precipitación, entre estos últimos cuatro años, pudo tener una importante incidencia en las diferencias en composición de especies de aves en este periodo de tiempo. Durante el año 2022 y 2023 ocurrió el fenómeno de El Niño ([MinAmbiente, 2023](#)), que generó un largo periodo de sequía en la región Caribe ([IDEAM 2014](#)). La escasez de agua pudo hacer que muchas aves de otros hábitats aledaños visitaran los manglares en busca de recursos, de ahí que en estos años se presentaran valores más altos de diversidad.

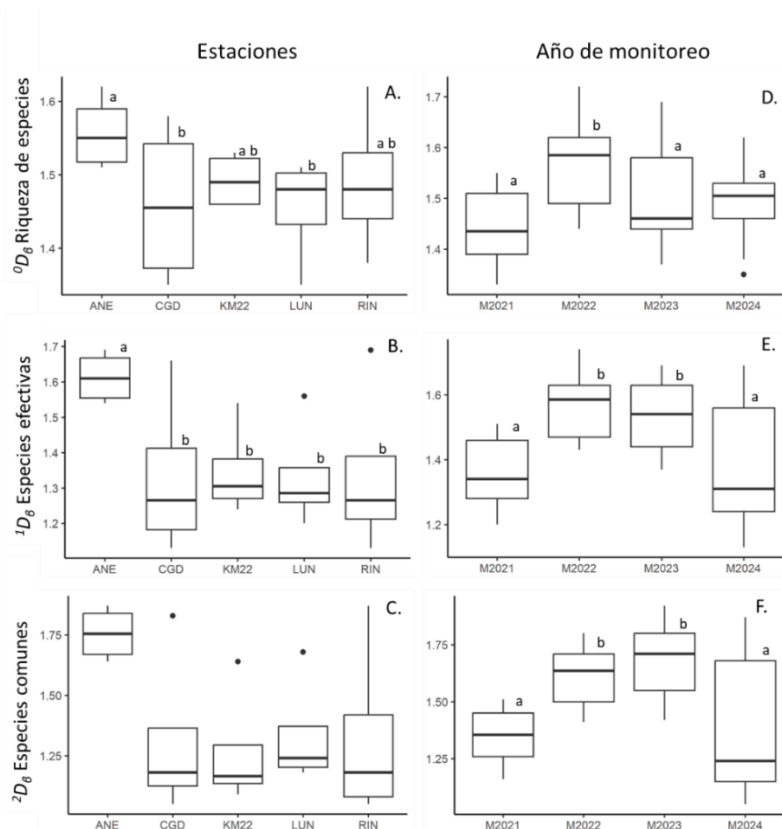


Figura 4.2-18 Cambio en la composición de especies ($D\beta$) entre cada una de las estaciones con la demás (A, B y C) y entre todas las estaciones por año (D, E y F). Se utilizaron tres métricas de diversidad por descomposición de números de Hill: ${}^0D\beta$ -Riqueza de especies, ${}^1D\beta$ -número de especies efectivas, ${}^2D\beta$ número de especies comunes. Diferentes letras sobre cada estación, indican diferencias significativas entre estaciones.

Cambios en la composición de especies ($D\beta$) de la comunidad de aves de un año a otro en los tres últimos periodos de monitoreo (2021-2021; 2022-2023; 2023-2024).

La estación Luna ha sido la que en promedio ha presentado menores diferencias en composición de especies entre un año y otro durante estos últimos tres periodos (Figura 4.2-19 A). Entre tanto, la estación Rinconada ha sido la que presentó la menor variación respecto a las especies más comunes y el número de especies efectivas entre un año y otro (Figura 4.2-19 B y C). Mientras que, la estación Aguas Negras ha sido la que ha presentado mayor diferencia en su composición de especies, en el número de especies efectivas y en las especies más comunes entre periodos (Figura 4.2-19 A, B y C). Respecto a las diferencias entre periodos de toda la CGSM, aunque en promedio presentaron valores altos de $D\beta$ (valores cercanos a 1.5 en todos los órdenes de diversidad, que indican que cerca de 50 % de la comunidad es diferente), las diferencias entre periodos no son significativas (AOVs, $P \geq 0.464$; Figura 4.2-19D, E y F). Estos valores de diversidad beta indican que hay diferenciación biótica entre un año y otro, este es un fenómeno natural en ecosistemas naturalmente heterogéneos (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013). Sin embargo, esta diferenciación, que persiste con valores similares a lo largo del tiempo, también puede obedecer a que el esfuerzo de muestreo que se está llevando en la CGSM no es suficiente para lograr capturar una muestra suficiente de la comunidad de aves que habita esta región.

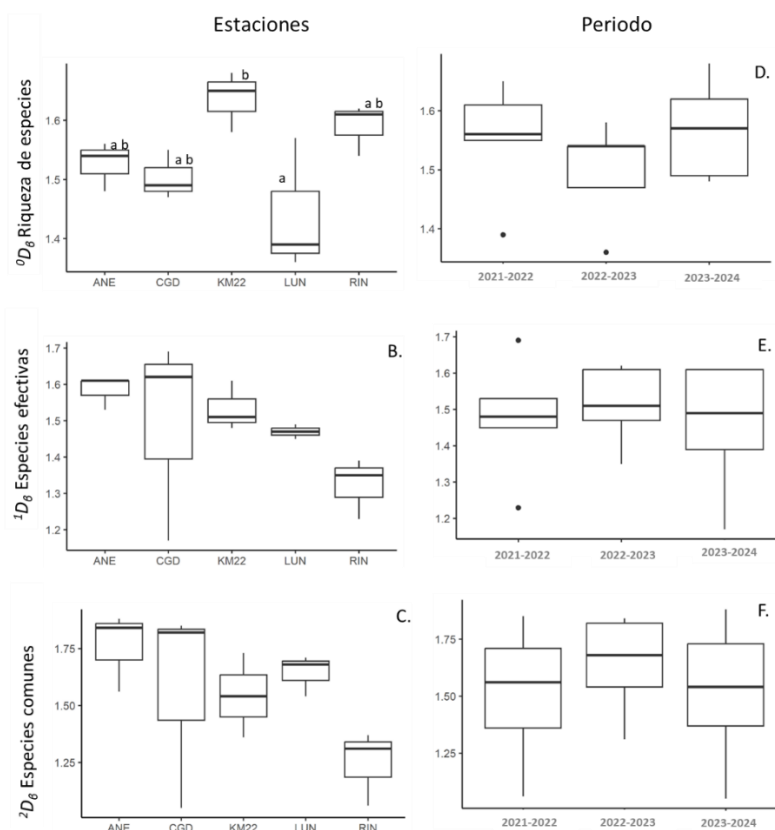


Figura 4.2-19 Cambio en la composición de especies ($D\beta$) de un año a otro (periodo), analizando separadamente la variación de cada una de las estaciones en los últimos tres periodos (A, B y C) y la variación entre periodos (D, E y F). Se utilizaron tres métricas de diversidad por descomposición de números de Hill: ${}^0D\beta$ -Riqueza de especies, ${}^1D\beta$ -número de especies efectivas, ${}^2D\beta$ número de especies comunes. Diferentes letras sobre cada estación, indican diferencias significativas entre estaciones.



4.2.6. ¿Qué papel cumplen las comunidades locales en la conservación de las comunidades avifaunales de la CGSM?

Actualmente los habitantes de la comunidad de Buenavista perciben cambios en la manera en que se relacionan con las aves y en general con los recursos naturales. Existe una mayor conciencia sobre la conservación del manglar y existen varias iniciativas de restauración en las que miembros de esta comunidad participan activamente. Este cambio de perspectiva hacia la naturaleza obedece a las constantes campañas de educación sobre el cuidado del medio ambiente por parte de instituciones externas entre las que se encuentran el INVEMAR, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Corpamag, Universidad del Magdalena, entre otros. Un hecho que ha sido clave para la ejecución de diferentes proyectos promovidos por instituciones externas ha sido la presencia de la Asociación de Pescadores de Buenavista-ASOPEBUE. Esta asociación fue establecida en el año 2011 y continúa vigente, con algunos de sus miembros fundadores y nuevos integrantes más jóvenes que se han ido vinculando. Referente a las aves, algunos de los cambios más notables dentro de la comunidad son la disminución del consumo de aves silvestres, la disminución de captura de aves silvestres para tenencia como ornamentación o mascotas, el reconocimiento y conciencia de las leyes y normativas que regulan el tráfico y tenencia de fauna silvestre.

Para entender como las diferentes iniciativas para la conservación de la biodiversidad de la Ciénaga Grande de Santa Marta han tenido acogida en la comunidad de Buenavista, es clave conocer como las personas que habitan este territorio se relacionan con la naturaleza. Considerar este conocimiento local es clave a la hora de implementar planes de manejo de la biodiversidad ([Cebrián-Piqueras et al., 2020](#)). En este caso se hizo una aproximación de como era su relación con las aves de la Ciénaga, a partir de entrevistas, y la documentación de algunas narraciones que ponen en evidencia cómo las personas de esta comunidad valoran ciertas aves y han notado algunos cambios en su comportamiento, hechos que han facilitado que las iniciativas entorno la conservación y de alternativas económicas que involucran a las aves sean aceptadas por la comunidad.

La valoración de las aves por parte de los pobladores locales

Entre algunas de las aves que los habitantes de la región más valoran por su belleza son: el flamenco, el barrequete (*Spatula discors*), la tijereta (*Fregata magnificens*), el cabecihueso (*Mycteria americana*), el pato cucharo (*Spatula clypeata*). Uno de los pescadores entrevistados considera al Pelicano (*Pelecanus occidentalis*) como su ave favorita de la Ciénaga, él dice que es su acompañante en la pesca, especial mente hace muchos años cuando no había muchos pescadores y él salía a pescar solo. Contó, que el pelicano siempre se posaba en el agua a su lado, a la espera de que le diera de los peces pequeños que pescaba, pero no se llevaba a casa; eso hacía que no se sintiera solo y le daba la impresión de que los pelicanos ya lo conocían o que incluso siempre eran los mismos los que se acercaban a su canoa. Todos los pecadores entrevistados coinciden en que el cuervo o cormorán, es una especie que les ha ocasionado problemas con la pesca, pues dicen que son muy abundantes y altamente depredadores de peces. Además, que no siempre se los comen, sino que en ocasiones cuando los peces son grandes y no son capaces de comérselos solo los matan. Entre algunas de las especies que perciben que han dejado de ver con más frecuencia están los chavarrís (*Chauna chavaria*), los goleros (*Coragys atratus*) y los flamencos (*Phoenicopterus ruber*). El Changuito (*Butorides striata*), es una garza que habían dejado de ver por un tiempo, pero que está siendo vistas de nuevo en la Ciénaga. Entre las especies que han empezado a ver más que antes

son los cormoranes, los cuales cuentan que hubo un tiempo en sus poblaciones eran más pequeñas debido a la cacería por control y para consumo.

Especies de aves que eran consumidas por los pescadores

Entre las especies de aves que eran consumidas por los pobladores se encuentran el cormorán (*Nannopterum brasilianum*; Figura 4.2-20), el cabecihueso (*Mycteria americana*), los patos, tanto los de temporada (especie migratoria, *Spatula discors*) como aquellas especies que se encuentran durante todo el año (*Dendrocygna autumnalis* y *Dendrocygna viduata*). Uno de los entrevistados manifiesta que antes solo veía a los patos con el deseo de cazarlos para comer, pero que ahora ha aprendido a apreciar lo bonitos que son y que para él es una lástima que ya no sean tan abundantes como antes. De acuerdo con los entrevistados, ya son muy pocas las personas de la comunidad que siguen cazando aves para el consumo y que una de las que todavía se consume con más frecuencia es el cormorán. Así mismo, uno de los entrevistados reconoce que antes no le gustaba ver a los cormoranes porque sentía que le afectaba mucho su actividad pesquera, sin embargo, ahora es más consciente de que estas aves cumplen una función en el ecosistema y que además son atractivas para los turistas que vienen a visitar la Ciénaga.



Figura 4.2-20 Cuervo o cormorán (*Nannopterum brasilianum*), especie de ave que era muy consumida por pobladores locales.

Las aves como indicadoras

Para los pescadores hay varias especies de aves que les indican donde hay buenos cardúmenes de peces. Dicen que cuando hay una bandada de tangas (*Phaetusa simplex*; Figura 4.2-21) revoloteando y bastante ruidosas es porque hay un buen cardumen. También cuando ven tijeretas volando en círculos cerca del agua saben que ese es un buen sitio para tirar la atarraya o extender el trasmallo. Uno de ellos narró una historia de cuando era pequeño. Él contó que cuando era niño y su papá salía junto con otros pescadores a pescar por varios días, a los niños del pueblo les gustaba estar viendo el cielo para saber si los pescadores ya venían de regreso. Decía, que cuando veían una columna de tijeretas (*Fregata magnificens*) y tangas revoloteando que se acercaba al pueblo, todos los niños gritaban “ahí viene mi papá” unos minutos después la cabuya (como le llaman a el grupo de pescadores con sus canoas) se asomaba por la entrada al poblado, perseguidos por la bandada de aves queriendo provechar alguno de los peces que traían en sus embarcaciones. Todos los pescadores entrevistados dicen que ya no es común ver estas agrupaciones de tijeretas y tangas

para indicarles donde pescar, porque la cantidad de peces de la Ciénaga ya no es la misma. Otras aves que fueron buenas indicadoras durante la época de mayor violencia en la región, fueron los goleros, siempre que veían bandadas de goleros (*Coragyps atratus*) volando en círculos iban hacia el lugar para descartar si se trataba de un cadáver humano, por desgracia en la mayoría de los casos resultaba ser así.



Figura 4.2-21 Tangas (*Phaetusa simplex*), ave indicadora de la presencia de cardúmenes de peces.

El aviturismo una alternativa económica para los pobladores y una estrategia para la conservación de las aves

Desde el año 2019 se comenzó un proyecto enfocado al turismo en la Ciénaga grande de Santa Marta en el marco del proyecto Desarrollo local sustentable y gobernanza para la paz, ejecutado por INVEMAR. De este proyecto surgió Culturs, una iniciativa de ASOPEBUE que busca promover el turismo de la cultura anfibia, en donde con un enfoque ecoturístico se busca dar a conocer la cultura, la gastronomía y la biodiversidad local. El aviturismo se convirtió en una pieza clave para **Culturs**, en este proceso varios integrantes de la asociación se capacitaron en temas relacionados con el tema, aprendiendo a identificar las aves de la región, a manejar guías de aves, aprendiéndose los nombres científicos y los nombres comunes de las aves en inglés; todo esto para brindar una gran experiencia a los visitantes que vinieran con el propósito de conocer la avifauna de La Ciénaga. Son varias las experiencias que dan fe de como el aviturismo puede contribuir a la conservación de las aves tanto a nivel nacional ([Ocampo-Peñuela & Winton, 2017](#)), como a nivel global ([Tan et al., 2023](#)), al mismo tiempo en que se favorece el bienestar de las personas ([Schwoerer & Dawson, 2022](#)). Aunque el proyecto se ha ido consolidando, el mayor interés del turismo que está llegando a la zona, ha sido por el componente cultural y gastronómico, mientras que el aviturismo ha tenido una pobre acogida. Desde la organización de **Culturs** manifiestan que han tratado de mantenerse activos para incursionar en el sector turístico, pero consideran que todavía necesitan acompañamiento de entidades externas para poder hacer un mejor manejo publicitario y de posicionamiento en redes sociales.



Recursos pesqueros



4.3.1. ¿Qué cambios se reflejan en las variables de desempeño pesquero y en su relación con la variabilidad climática global en las últimas dos décadas?

Captura total

Entre enero y septiembre de 2024, se estimó una captura total desembarcada de 4.721 t y una media mensual de 524,52 t ($\pm 28,54$ EE) (Figura 4.3-1), este promedio permite observar que se mantiene dentro del rango de recuperación de la producción pesquera, registrado desde 2017, a partir del cual no se evidencia un cambio significativo en los desembarcos de la CGSM (p -valor $>0,05$) (Figura 4.3-2).

La serie de tiempo muestra en términos generales dos comportamientos diferentes, uno al inicio con una disminución de los desembarcos y una posterior, en los últimos 12 años, con una recuperación en los mismos. Sin embargo, un análisis de toda serie no muestra una tendencia clara de los desembarcos ($r=0,25$; p -valor $>0,05$). Potencialmente, los desembarcos anuales de 2020-2023, mostraron ser los más altos de los últimos 13 años precedentes y a partir del registro de 2024 se deduce que, de mantenerse el comportamiento de la media mensual, al completar el período anual del seguimiento, el desembarco anual estaría alrededor de las 6.300 t (Figura 4.3-1). Cabe mencionar que, para 1999 fueron 4 meses y para 2024 hasta el momento 9 meses. Igualmente, durante los últimos seis años no se incluye la producción de VIPIS, que relaciona los moluscos que se extraen en esta área, por dificultades administrativas.

La captura mensual promedio de enero a septiembre de 2024 fue de 524,2 toneladas reflejando el grado de recuperación de la producción pesquera que se evidencia en la CGSM desde 2017.

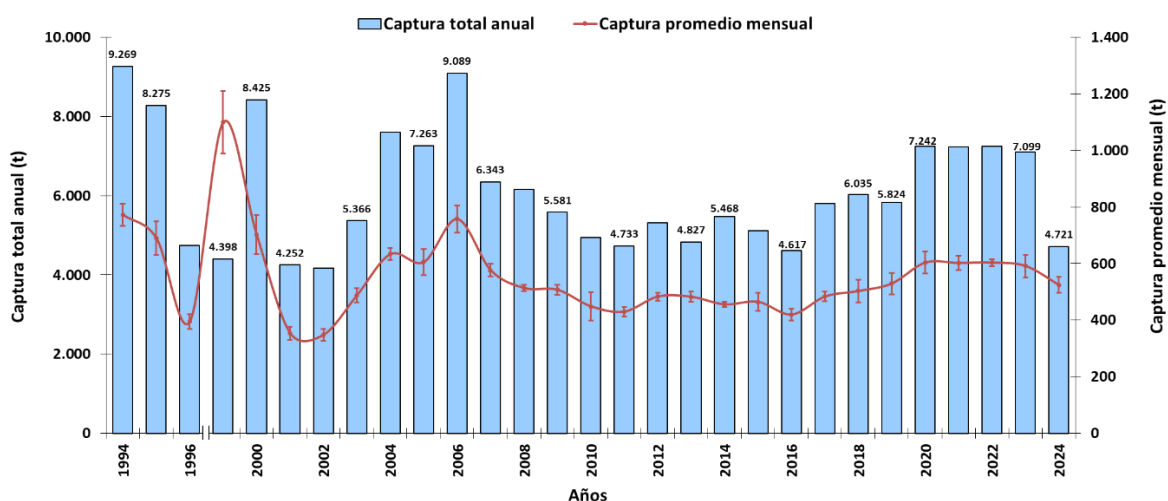


Figura 4.3-1. Captura desembarcada total anual y promedio mensual en la pesquería de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta. 1999: 4 meses y 2024: 9 meses.

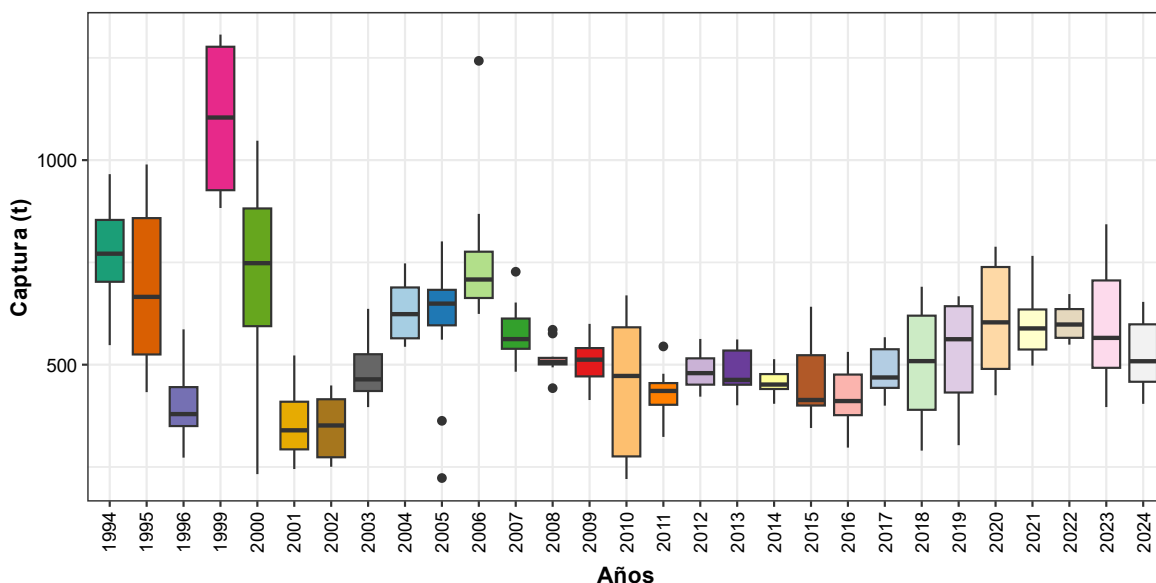


Figura 4.3-2. Variación interanual de las capturas de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta

Capturas anuales por grupos de especies

En el periodo evaluado del 2024 (enero - septiembre), se registra una disminución en la captura desembarcada de peces y crustáceos, en comparación con lo reportado, durante los últimos tres años (Figura 4.3-3), siendo los peces, el grupo con mayor contribución en las capturas desembarcadas a septiembre de 2024, manteniendo un comportamiento similar al de años anteriores, que de continuar con la misma tendencia, estos desembarcos podrían alcanzar valores cercanos a los estimados entre 2020 y 2023, siendo superior a los estimados en el período 2007-2019 (Figura 4.3-3). Este comportamiento mantiene la confirmación del estado de recuperación de la producción pesquera mostrado desde 2017, año que coincidió con la intervención de obras para la recuperación y mantenimiento hidráulico de los principales caños aportantes de agua del río Magdalena a la CGSM.

Con respecto al grupo de crustáceos (camarones y jaibas), se observa una tendencia al incremento en la producción pesquera. La cual se debe a la relevancia que ha adquirido el grupo de jaibas durante los últimos años de la serie, ya que en sus inicios no era considerado como un producto de gran importancia comercial (producto de exportación). Si la producción anual continúa de la misma manera, con valores medios mensuales determinados hasta septiembre de 2024, se podría inferir que el rendimiento para este grupo estaría por encima de las 1.300 t, mayor a la media anual de la serie temporal (Figura 4.3-3).

Por otro lado, en el caso de los moluscos, se observó una disminución abrupta en los desembarcos en el sistema, los cuales estaban representados por ostras y caracoles en los años previos a las obras hidráulicas (año 1994). Desde 1996, estos recursos desaparecieron de los desembarcos comerciales hasta 2002, cuando comenzaron a documentarse capturas de almejas provenientes de las ciénagas de VIPIS. En años recientes, esta región no ha sido objeto de seguimiento, dado que se encuentra dentro de los Parques Nacionales Naturales de Colombia, sin embargo, para este año se registró la captura de especies de este grupo en sectores de Isla del Rosario, siendo estas inferiores a los tres kg (Figura 4.3-3).



Figura 4.3-3. Tendencia de la captura total anual y promedio mensual de peces, crustáceos y moluscos en la pesquería de la ecorregión CGSM. 1999: 4 meses y 2024: 9 meses.

Al contrastar las capturas por grupo de especies (Figura 4.3-3), se encontró que existen diferencias estadísticas entre años, grupos y la interacción año-grupo (p -valor $<0,05$). Se observó mejor rendimiento de los peces sobre los crustáceos y moluscos, destacando el año 1999 como el año con



las mayores capturas desembarcadas promedio mensual de peces ($1.062,9 \text{ t} \pm \text{IC95\%}=871,1-1.254,7$), asociado principalmente con la variación de la salinidad en el complejo lagunar (Figura 4.3-3). Esta relación, se manifestó contrariamente desde el año 2002, donde un aumento de la salinidad del agua produjo los valores más bajos de la captura en toda la serie. Seguido a esto, se presenta un periodo de disminución de la salinidad y un aumento en la producción hasta 2006 (Figura 4.3-1). Por su parte, los desembarcos de crustáceos y moluscos para los años 1994 a 1996 y 2004 a 2007 no presentaron diferencias significativas, a pesar de estar por debajo de lo reportado para el grupo de peces ($p\text{-valor} > 0,05$).

Los desembarcos de la serie de tiempo se modulaban en el corto plazo de las obras hidráulicas (1996-2000) de acuerdo con los patrones climáticos (IOS y Salinidad), no obstante, los rendimientos pesqueros de los últimos años no muestran un patrón como en los años anteriores (Figura 4.3-4). El descenso de las capturas después de 2006, hasta 2013, no muestra correspondencia con el patrón climático, con IOS ascendente y bajas salinidades, aunque manifestándose con retardo, lo que hace suponer la influencia de otros factores, como el mantenimiento de los caños, que inciden en el régimen hidrológico del área. Sin embargo, las salinidades < 15 facilitaron la presencia de especies dulceacuícolas y estuarinas. Entre 2014-2016, fue evidente el Niño, con altas salinidades, pero, a partir de 2017, hasta 2022, con excepción de 2019, fue Niña, con bajas salinidades, lo cual, concordó con el mantenimiento de los principales caños, con afectación en la producción pesquera que denota una moderada recuperación, que se ha mantenido, incluso hasta lo estimado a septiembre de 2024, que hasta el momento resulto como Neutro, favoreciendo la abundancia de especies estuarinas y dulceacuícolas (destacando a la mojarra rayada - *Eugerres plumieri* y mojarra lora - *Oreochromis niloticus*).

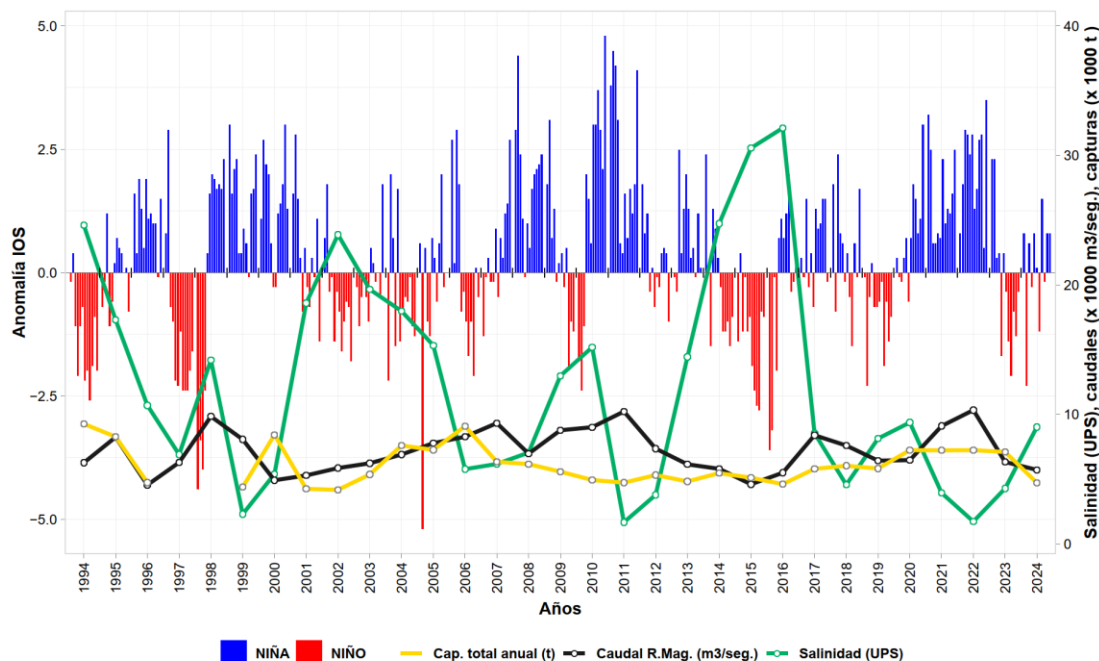


Figura 4.3-4. Variación multianual del IOS, caudales del río Magdalena, salinidad media y capturas totales en la CGSM. 1999: 4 meses y 2024: 9 meses.



Composición de las capturas por especies de peces

La composición por especies de los grupos de peces varió entre 39 a 68 especies, registrándose para los años entre 2009 y 2014 los mayores números de especies (entre 62 y 68 especies) (Figura 4.3-5). Del total de taxones registrados se puede indicar que el 19,0 % de las especies son estuarinas, 48,8 % son marinas y 32,0 % son dulceacuícolas. Las condiciones presentadas en 2001-2005, fueron favorables para las especies estuarinas y marinas, pero tuvieron efectos negativos para las dulceacuícolas. En el periodo 2006-2009, el panorama fue distinto, presentándose mayor representación de las especies dulceacuícolas, en particular la mojarra lora. No obstante, en el periodo 2014-2016, se vieron nuevamente reemplazadas por las especies estuarinas y marinas (lisa, macabí, mapalé, chivo cabezón y sábalo) debido a un incremento en la salinidad. Lo anterior es indicativo de la relación entre la composición de especies y los cambios en la salinidad del agua, que a su vez es modulada por el régimen hídrico de la ecorregión y la variabilidad climática (Figura 4.3-4).

Durante el periodo comprendido entre 2017-2022 se registró un descenso de salinidad dado por el aumento de los aportes de agua provenientes del río Magdalena, incidido por los eventos climáticos globales (evento Niña en cinco de estos siete años). Desde el 2023 a la fecha se observa un leve incremento en los valores de salinidad favoreciendo la presencia de especies como la mojarra rayada y afectando las capturas de especies dulceacuícolas como cuatro ojos, arenca, entre otras. Adicionalmente, la intervención de los caños ha propiciado que especies estuarinas, como la lisa, el chivo cabezón y chivo mapalé tengan una importante representación en las capturas, incluyendo el periodo evaluado de 2024. No obstante, preocupa la lisa, porque si bien figura entre las más relevantes, su valoración históricamente generalmente se ha ubicado por encima del 30% del total de la captura de peces, cayendo en 2022 y lo que va de 2024 a valores alrededor del 20% (Figura 4.3-5). Contrariamente, sobresale en 2022 y lo estimado a septiembre de 2024, la recuperación de la mojarra rayada, que se ha mantenido entre las principales especies desembarcadas desde su restablecimiento en 2011, presentando en 2022 y 2023 las mayores producciones desembarcadas en la serie temporal (25,9 % y 27,6 % respectivamente del total del desembarco de peces), inclusive por arriba de lo registrado entre 1994-1996, cuando figuraba entre las tres principales especies, junto con la lisa y el mapalé (con representación del 80% del total de peces), a pesar de haber mostrado evidencias de colapso en la pesquería, por causas principalmente ambientales ([Viloria et al, 2012](#)). Se deduce de acuerdo con lo registrado en lo que va de este año, que para fines de 2024 y comienzos de 2025 se presente la condición "La Niña", con probabilidad de disminución en la salinidad en la ecorregión beneficiando a las capturas de especies dulceacuícolas.

Durante la última década se destacan los desembarcos de las especies estuarinas: lisa, mojarra rayada, chivo mapalé, macabí y chivo cabezón y la dulceacuícola mojarra lora.

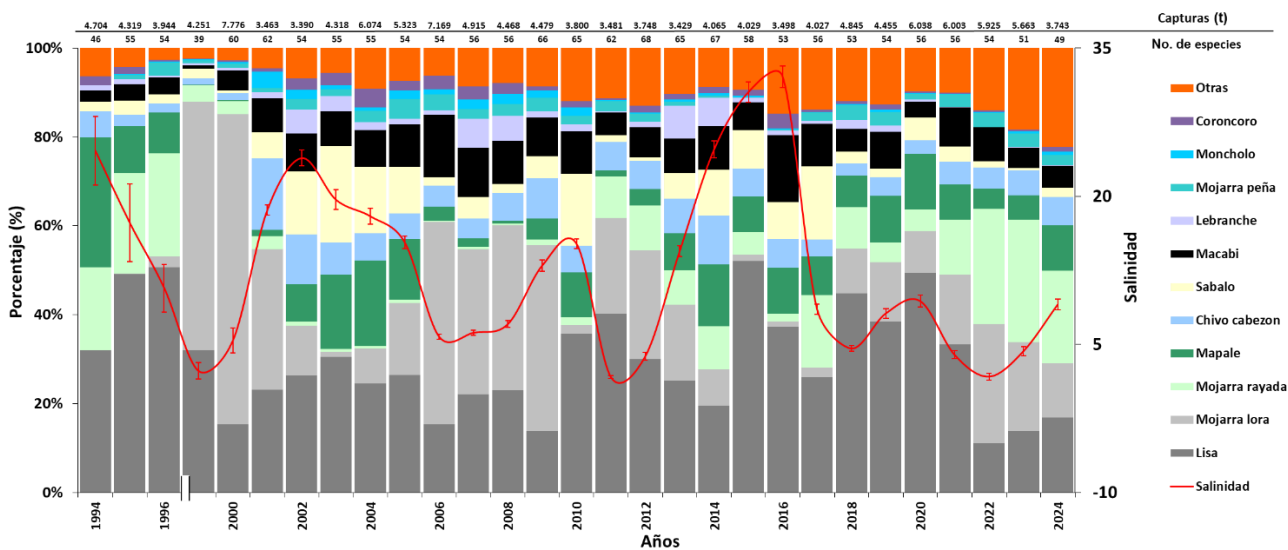


Figura 4.3-5. Composición interanual de la captura (t) de peces en la ecorregión CGSM. 1999: 4 meses. 2024: 9 meses.

La alternancia de especies en el área, además de la salinidad y el régimen hídrico, pone en consideración también analizar la batimetría de la CGSM, teniendo en cuenta que una reducción de la columna de agua, debida a la sedimentación acumulada, implica menor volumen de agua disponible para los peces y perturbaciones en los cambios de salinidad y temperatura.

Composición de las capturas por especies de invertebrados

En el caso de los invertebrados, desde 2018 y en lo que va a septiembre de 2024, solo se cuenta con información de los crustáceos en las estimaciones para este grupo, teniendo en cuenta que no se realizó monitoreo en la VIPIS, único relicto del molusco almeja en la ecorregión CGSM. A pesar de esto, el rendimiento en la producción de este grupo es significativo, sustentado exclusivamente por los crustáceos (camarones y jaibas principalmente) (Figura 4.3-6). El recurso jaiba, en el que se evidencian capturas de varias especies (*Callinectes sapidus*, *C. bocourti*, *C. danae*, *C. exasperatus*, *Arenaeus cribarius* y la introducida *Charybdis helleri*), solo se registra información para las dos de mayor producción (*C. sapidus*-jaiba azul y *C. bocourti*-jaiba roja) dada que en algunas especies es ocasional su aparición y al momento de comercializarse son mezcladas. Teniendo en cuenta lo anterior se observa que entre enero y septiembre del presente año se ha desembarcado 553,5 t e históricamente se registra que en 2022 se obtuvo las mayores capturas de este recurso con 1.221,3 t (Figura 4.3-6). En caso de mantenerse el comportamiento de las capturas promedio mensuales, se infiere que a final del año sus capturas no alcanzaron las mil toneladas, quedando por debajo de lo registrado en los últimos tres años. La mayor contribución en la composición por especie de estos decápodos en 2024 ha sido de jaiba azul (*C. sapidus*) con un aporte del 32,1 %.

En relación con el recurso camarón, el registro más alto del monitoreo de desembarcos se alcanzó en el año 2008, con un total de 461,3 toneladas. Sin embargo, es importante señalar que durante el presente año se han desembarcado 423,9 toneladas, lo que representa un notable incremento en comparación con los tres años anteriores. Además, en los últimos 14 años se ha observado la presencia del camarón tigre, *Penaeus monodon*, una especie introducida originaria del Indopacífico.



Desde el inicio de este año, se han capturado 309 toneladas, lo cual constituye la cifra más representativa desde su incorporación en el reporte de 2010 (Figura 4.3-6).

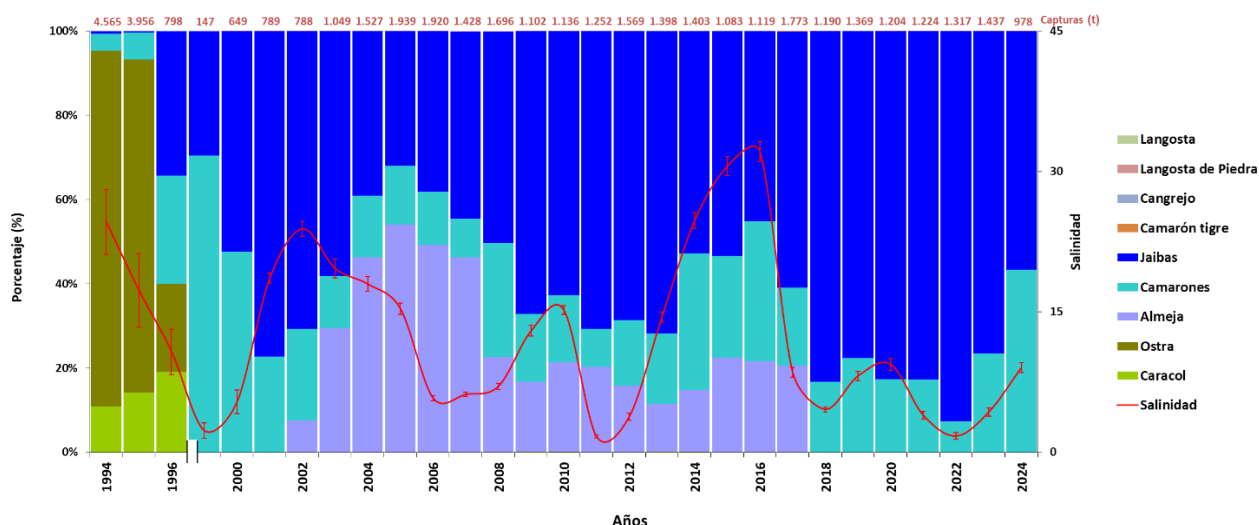


Figura 4.3-6. Composición interanual de la captura de invertebrados en la ecorregión CGSM. 1999: 4 meses. 2024: 9 meses.

En el período 2000-2023, el recurso jaibas destaca como mayor aportante al desembarco de crustáceos en la CGSM, con producción media anual de 794 t $\pm$ 227 t; 77 % del total capturado del grupo; incidieron los períodos 2012-2013 y 2017-2022, como los de mayor valoración de la serie evaluada (1.055 t $\pm$ 76t).

En cuanto a los moluscos, la almeja (*Polymesoda arctata*), que, aunque no ha sido objeto de registro en los últimos siete años, sus mayores capturas se observaron en 2005 con 1.050 t aproximadamente (Figura 4.3-6). Persiste la preocupación, dado que constituyen la única evidencia de moluscos explotados en la ecorregión, considerando que la ostra y el caracol no presentan síntomas evidentes de recuperación como recursos pesqueros. Con respecto a los desembarcos de caracoles y ostras se registra capturas en 2007, 2009, 2010, 2013, 2014, 2016, 2017 y 2024, aunque en mínima proporción en comparación con los valores registrados hasta 1996, razón por la cual no se aprecian en la Figura 4.3-6, situación similar se presenta con los calamares, cuya cantidad reducida impide su visualización en la figura durante los años 2011, 2012, 2013, 2016 y 2024, con capturas de 14, 5, 25, 3 y 1 kg respectivamente.

En el Anexo 9-2, se presenta listado de especies registradas en el monitoreo.

Comportamiento de la abundancia de los recursos pesqueros y su agrupamiento explicado por el enso en la CGSM

El análisis anterior de las capturas desembarcadas por especies y su relación con la variabilidad climática (Niño – Niña), también se realizó a nivel de abundancia relativa (CPUE: kg/faena), corroborando la incidencia de la variabilidad ambiental en la abundancia y composición por

especies, principalmente asociadas a cambios en la salinidad. En este contexto, en la Figura 4.3-7, se indican los valores correspondientes a un mapa de calor, el cual representa los valores logarítmicos de CPUE. El gradiente de color de rojo a verde indica abundancias relativas de baja a alta, respectivamente. Teniendo en cuenta lo anterior, podemos determinar que las mayores abundancias de especies de peces como la lisa, mojarra rayada, arenca y la mojarra lora están relacionadas generalmente con eventos Niña (salinidades bajas), mientras que el coroncoro, lebranche, mapalé y sábalo, con frecuencia, sus abundancias están vinculadas a eventos Niño (salinidades altas). Con respecto a los crustáceos (jaibas y camarones) y molusco (almeja), no se evidencia un patrón en su abundancia atribuido a los cambios ambientales analizado. En relación con el análisis de similitudes para la composición de las capturas por año, se evidencia diferencias en cambios en la estructura tanto en eventos Niño, como Niña (Figura 4.3-7).

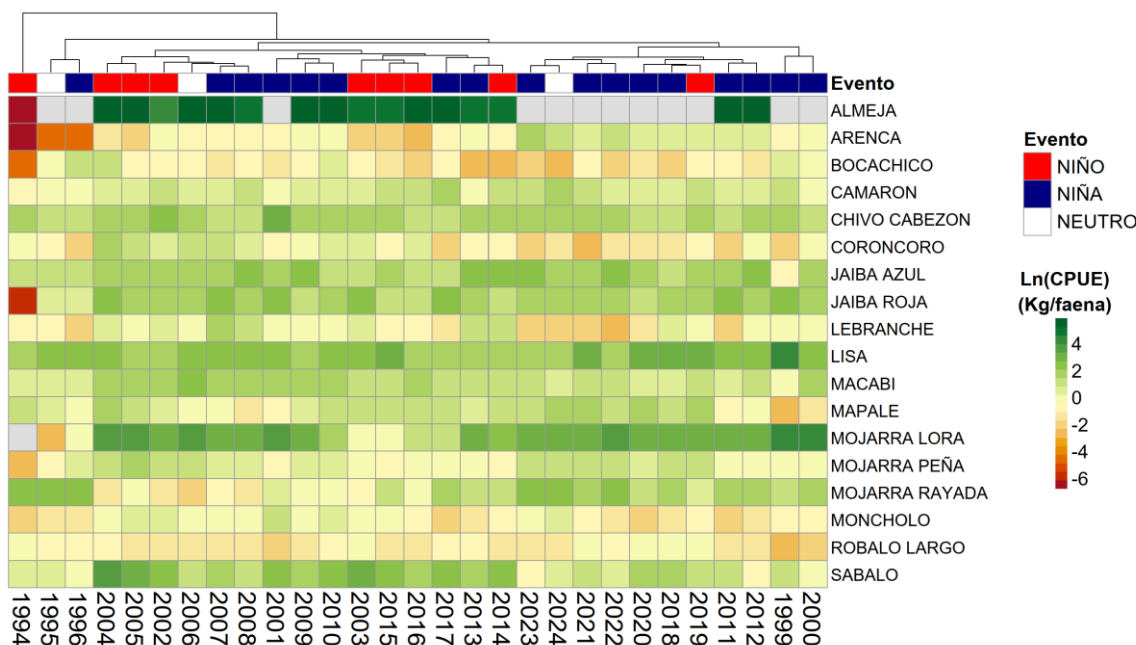


Figura 4.3-7. Mapa de calor de la abundancia, en términos de valores logarítmicos de la CPUE de los principales recursos pesqueros (filas) y su agrupamiento por años, explicado por el evento climático (columnas).

Captura desembarcada total anual para los principales sitios de desembarco por arte y/o método de pesca

A continuación, se presenta la captura desembarcada por sitio de desembarco de las principales artes y/o método de pesca en el área de la CGSM, con el objetivo de determinar el uso de los diversos procedimientos empleados en la obtención de los recursos pesqueros, a fin de proporcionar recomendaciones para su gestión y manejo. En el Anexo 9-2 se presenta la captura anual desembarcada de todas las artes y/o métodos de pesca empleados en la pesquería de la CGSM.

En la CGSM se utilizan aproximadamente 13 diferentes artes y/o métodos de pesca (Anexo 9-2), los cuales son empleados en función de los recursos objeto de captura. Por ejemplo, el buceo se utiliza para la extracción de almejas, ostras y caracoles; el palangre, por lo general, para la captura de chivos cabezón o mapalé; las chinchorras y chinchorros para la mojarra lora; las nasas son utilizadas para la pesca de jaibas; y las redes camaroneras (releo o garceo) se utilizan para la captura de



camarón. Asimismo, se emplean atarrayas y redes de enmalle (fijas, trasmallos, boliches y zangarreos) para la captura de diversas especies de peces, según el comportamiento estacional de las mismas. Los registros indican diferencias en el uso de estos artes de pesca a nivel de los sitios de desembarco, tal como se describe a continuación:

En el Caño Clarín – KM 15, se han registrado capturas desembarcadas anualmente que oscilan entre 83 t y 779 t durante los años 1999 y septiembre de 2024. El arte de pesca de mayor uso son las redes de enmalle fijas (trasmallos), que representan un 66,0 % de participación en los desembarcos anuales, seguidas de las atarrayas con un 17,7 %. A pesar de que desde el año 2014 no se han reportado capturas utilizando las redes camaroneras (garceo), sus desembarcos han registrado históricamente una participación de 4,7 %. Para el año 2024, se observa que las capturas estuvieron dadas por las redes de enmalle fija (101.2 t), las atarrayas (13.3 t) y el buceo (peces) (8.8 t) (Figura 4.3-8).

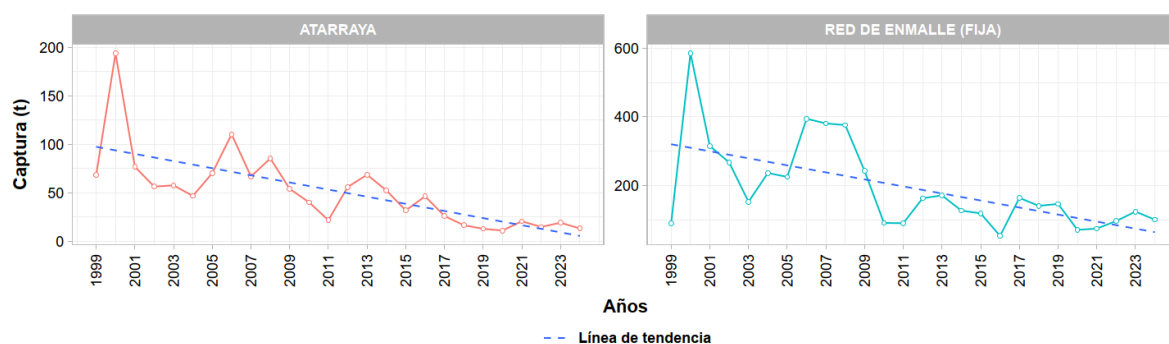


Figura 4.3-8. Captura total anual en Caño Clarín de los principales artes y/ o métodos de pesca en la ecorregión CGSM. 2024: 9 meses.

En el área aledaña a la Ciénaga del Torno, ubicada en el área protegida de la VIPIS, con información entre el año 2002 y 2017, se han estimado capturas anuales entre 92,7 t y 1.118,5 t con mayor incidencia de las unidades de pesca de buceo (almejas) con el 82,5 %, caracterizándose estas unidades por la participación de un porcentaje representativo de pescadores de Barranquilla. El otro arte en importancia en esta área son las redes de enmalle fijas (trasmallos) con el 10,5 % en la representación de las capturas (Figura 4.3-9).

En lo concerniente a Isla del Rosario, con registros desde 1994 y septiembre de 2024, excluyendo a 1999 (solo 4 meses de registro), se han obtenido capturas desembarcadas anuales que oscilaron entre 352,0 t y 1.701,9 t, favoreciéndose en mayor proporción los pescadores que utilizan las nasas (jaibas) con el 42,3 % de participación, seguido de las redes camaroneras (releo) con el 27 %, atarraya con el 15,5 % y las redes de enmalle fijas (trasmallos) con el 11,4 % respectivamente (Figura 4.3-10).



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA"

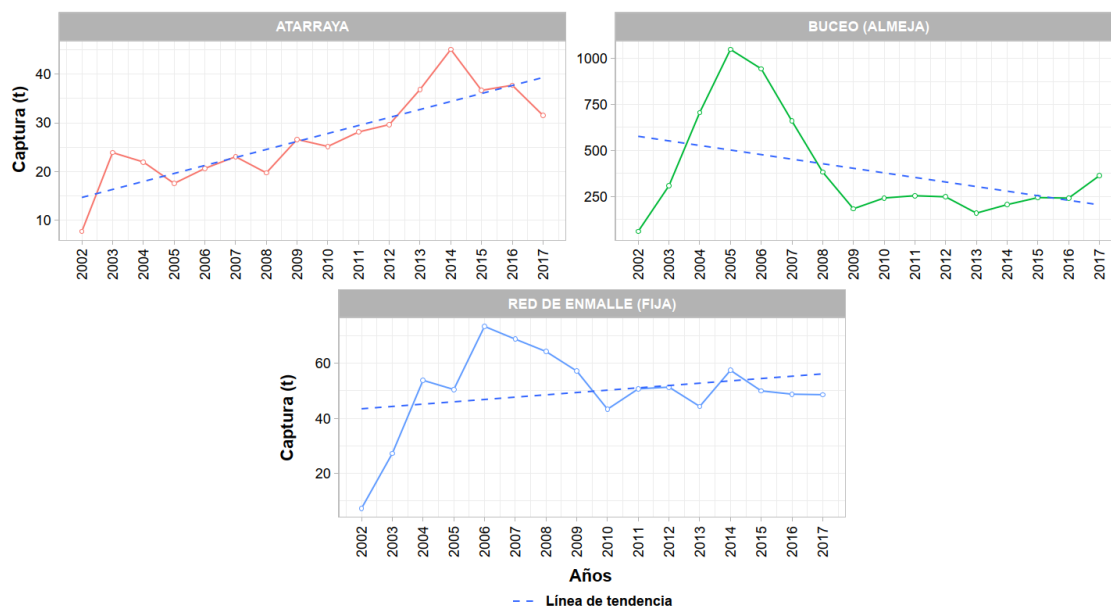


Figura 4.3-9. Captura total anual en la Ciénaga el Torno de las principales artes y/ o métodos de pesca en la ecorregión CGSM. 2024: 9 meses.

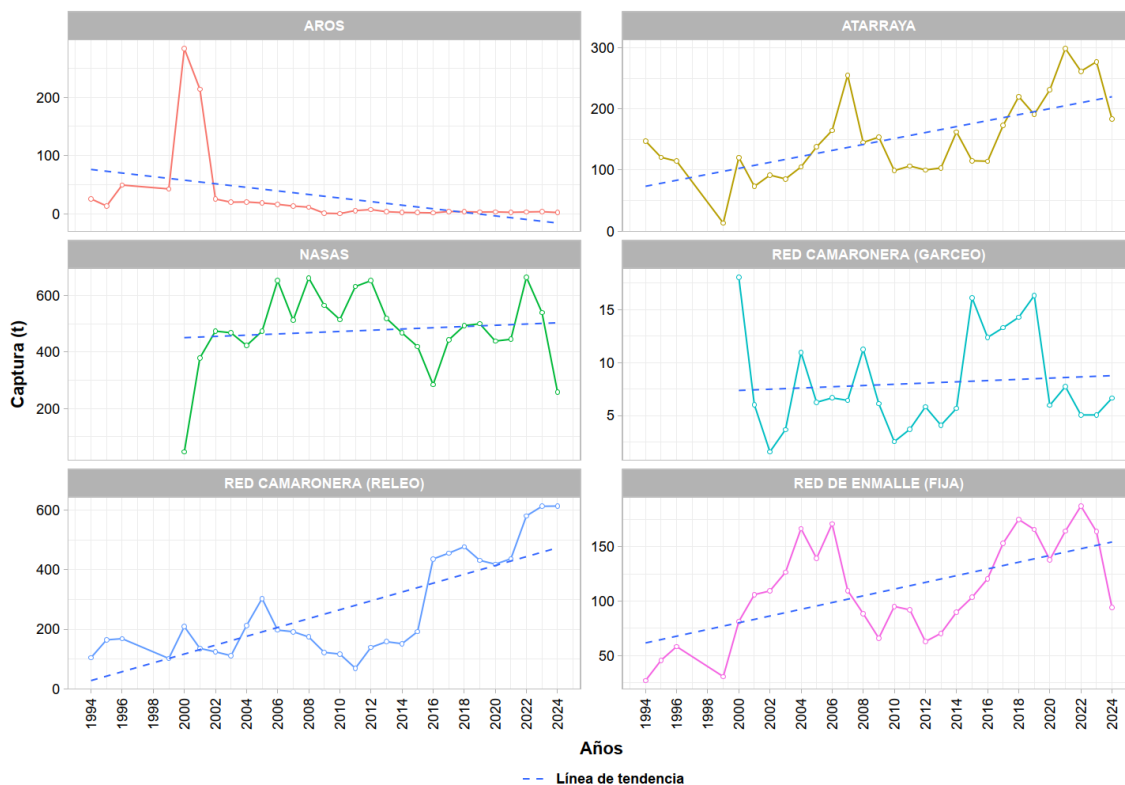


Figura 4.3-10. Captura total anual en Isla del Rosario de las principales artes y/ o métodos de pesca en la ecorregión CGSM. 2024: 9 meses.



Por su parte, en Nueva Venecia, entre 1994 y septiembre de 2024, la producción pesquera desembarcada anual osciló entre 1.190,1 t y 4.794,7 t, con mayor uso del arte tradicionalmente más usado en la CGSM, las atarrayas (28,1 %), seguido de la chinchorra (16,8 %) y del chinchorro de arrastre (14,7 %); estos dos últimos aplicados posteriormente a la reapertura de los caños, con principal objeto de captura de la mojarra lora. Se destacan también los desembarcos de las redes de enmalle (con los métodos boliche con el 15,7 %, trasmallos con el 9,5 % y zangarreo con el 8,4 %; Figura 4.3-11).



Figura 4.3-11. Captura total anual en Nueva Venecia de las principales artes y/ o métodos de pesca en la ecorregión CGSM. 2024: 9 meses

En cuanto a las capturas desembarcadas en Tasajera, con datos entre 1994 y hasta septiembre de 2024, excluyendo a 1999 (4 meses de registro), las estimaciones anuales variaron entre 675,8 t y 2.565,2 t, con mayor incidencia en el uso de las redes de enmalle (boliche) con el 49,2 %, las atarrayas con el 19,5 % y los trasmallos con el 12,4 % (Figura 4.3-12).

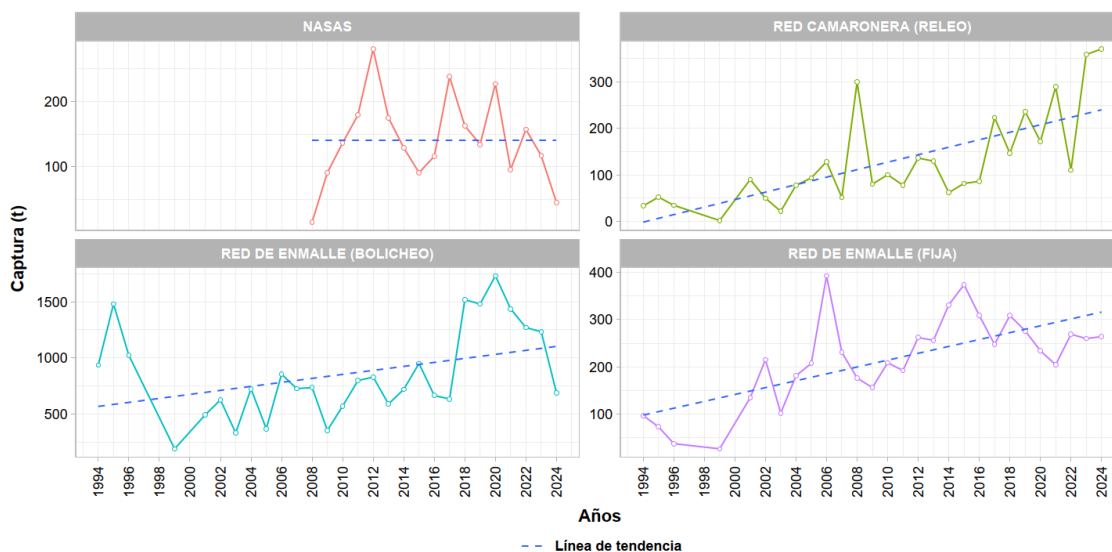


Figura 4.3-12. Captura total anual en Tasajera de las principales artes y/ o métodos de pesca en la ecorregión CGSM. 2024: 9 meses.

Relación de la captura (t), esfuerzo de pesca (faenas) y captura por unidad de esfuerzo (kg/faena) de los principales artes y/o métodos de pesca

En la Figura 4.3-13 se presenta la relación de las estimaciones de las capturas desembarcadas, el esfuerzo de pesca y la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) anual para los principales artes y métodos de pesca utilizados en la CGSM, para determinar el grado de incidencia de éstos sobre los principales recursos pesqueros.

En la serie se distinguen los altos niveles de esfuerzo antes de la reapertura de los caños (1994-1996) para las atarrayas, boliches y redes camaroneras, contra valores de CPUE relativamente bajos. Este indicador de abundancia mostró incrementos para estos artes en 1999-2000 (posterior a la reapertura de los caños), descendiendo sus niveles en 2001 y 2002, producto de las bajas capturas en estos años, no sólo para estos tres artes, sino para el total de los rendimientos anuales de la pesquería (Figura 4.3-13).

Para las atarrayas, se evidencia un incremento en el indicador de abundancia relativa (CPUE) entre 1999 y 2000, seguida de una disminución a partir de 2001, manteniéndose relativamente estable hasta lo registrado en 2024; aunque con variaciones entre 21 y 41 kg/faena, y evidente descenso en los años 2002 y 2011. En cuanto al boliche, se muestra un perfil variable, explicándose a que los aumentos de la CPUE después de 2003 están dados más por la disminución en el número de faenas que por los rendimientos obtenidos; destacando los valores de 2018 y 2020 como los más altos del indicador CPUE (123 y 136 kg/faena), superados solamente por el estimado en cuatro meses en 1999. Para las redes camaroneras, la CPUE muestra una tendencia creciente a partir de 2004, con algunas oscilaciones entre 2007 y 2015 y un claro incremento entre 2016 y lo correspondiente a 2024. Se evidencian en 2017, 2022 y lo que va de este año los mayores valores obtenidos de este índice (entre 15,4, 15,6 y 20,1 kg/faena, respectivamente; Figura 4.3-13).



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA"



Figura 4.3-13. Captura, esfuerzo y captura por unidad de esfuerzo de las principales artes de pesca en la ecorregión CGSM. 2024: 9 meses.



En los trasmallos, se dio una situación contraria a la descrita en los artes anteriores, registrando bajas capturas y bajo número de faenas antes de las obras hidráulicas, mostrando mejores niveles de estas variables de desempeño después de éstas, principalmente entre 2003 y 2007, registrando incremento significativo en el valor de CPUE en 1999 y 2000, continuando con disminución progresiva hasta 2023, determinada principalmente por incremento del esfuerzo pesquero. Para lo correspondiente de 2024, se observa un aumento en la CPUE (28,0 kg/f) y el esfuerzo (30.124 faenas) con respecto a lo reportado para esta misma temporalidad (enero-septiembre) el año anterior (Figura 4.3-13).

Las nasas, documentadas desde 2000, al igual que las redes camaroneras (camarones), tiene un objetivo de captura (las jaibas), que comparte con otro arte, los aros. Se observa al inicio de su actividad una captura y un esfuerzo mínimo, pero con una alta CPUE. Posteriormente con incentivos en la comercialización a través de las empresas procesadoras de este recurso con destino a la exportación, se intensificó la actividad pasando de un esfuerzo de 1.078 faenas y una CPUE de 43,1 kg/faena en 2000 a 14.973 faenas y una CPUE de 26,1 kg/faena en 2001, es decir con este esfuerzo este indicador de abundancia relativa del recurso se redujo en un 39,4 %. En los años siguientes (2002-2008) se incrementó significativamente el esfuerzo, manteniéndose constante en un rango entre 20.172 y 27.079 faenas y la CPUE entre 20 y 32 kg/faena, Este incremento se extendió en los años posteriores entre 2009 y lo estimado a 2014, alcanzando niveles de esfuerzo entre 35.419 faenas (2013) y 37.242 faenas (2014) (mayor valor del esfuerzo en el período analizado), manteniendo el rango de abundancia relativa (CPUE) determinado en el período 2002-2008, a excepción de los períodos 2006-2008 y 2011-2013, con valores mayores (Figura 4.3-13).

De 2007 a 2009, se evidencia una disminución progresiva en la captura y en la CPUE, con los artes de pesca atarrayas, boliches y trasmallos, a pesar de reducirse el esfuerzo, probablemente por desestimulo en los ingresos provenientes de la actividad. Con las redes camaroneras y las nasas, la caída se produce después de un pico de producción alto en 2008. Para las nasas, entre 2010 y 2012, la CPUE, indica una tendencia creciente, con disminución entre 2013 y 2016, invirtiéndose la tendencia en 2017 y manteniéndose relativamente constante hasta lo que va de 2024.

El mayor número de faenas en los artes analizados es aplicado por las redes camaroneras con un rango de faenas anuales de 27.003 - 128.720, seguido por las atarrayas (27.060 - 121.644), los trasmallos (14.878 - 40.502), los boliches (8.495 - 25.642) y las nasas (1.078 - 37.242). En lo relativo al boliche, se nota un incremento significativo del esfuerzo pesquero, entre 2020 y 2022 retornando a valores cercanos a los del inicio del monitoreo (1994-1996), alrededor de las 23.000 faenas anuales, lo cual se atribuye principalmente al restablecimiento del principal recurso objeto de captura (mojarra rayada).

4.3.2. En los aspectos económicos de la actividad pesquera en la CGSM, ¿cómo inciden la composición de las capturas en los ingresos económicos de los pescadores?

Los aspectos bioeconómicos de la pesquería de la ecorregión se evaluaron relacionando la captura total de todas las especies y los ingresos económicos generados durante los años de monitoreo. Para esto, se consideraron los desembarcos mensuales por especie y de acuerdo con los precios de venta del pescador al primer intermediario se calcularon los ingresos promedios mensuales en cada año del período de seguimiento, tanto a nivel de precios corrientes como indexados a precios

constantes. Para esto, se consideraron los desembarcos mensuales por especie y, de acuerdo con los precios de venta del pescador al primer intermediario, se calcularon los ingresos promedios mensuales en cada año del período de seguimiento, tanto a nivel de precios corrientes como indexados a precios constantes. A precios corrientes, se evidencia de manera general una tendencia creciente, con los valores más altos en lo evaluado entre 2021 y 2023 (Figura 4.3-14). El pico en 2006 en la curva de ingreso se relaciona con el aumento en este año en más del 100 % en el precio de la especie dulceacuícola mojarra lora ya introducida en el mercado, la cual mostró mayor participación en las capturas, contrario a la disminución y lenta recuperación presentada por las especies estuarinas de mayor valor comercial.

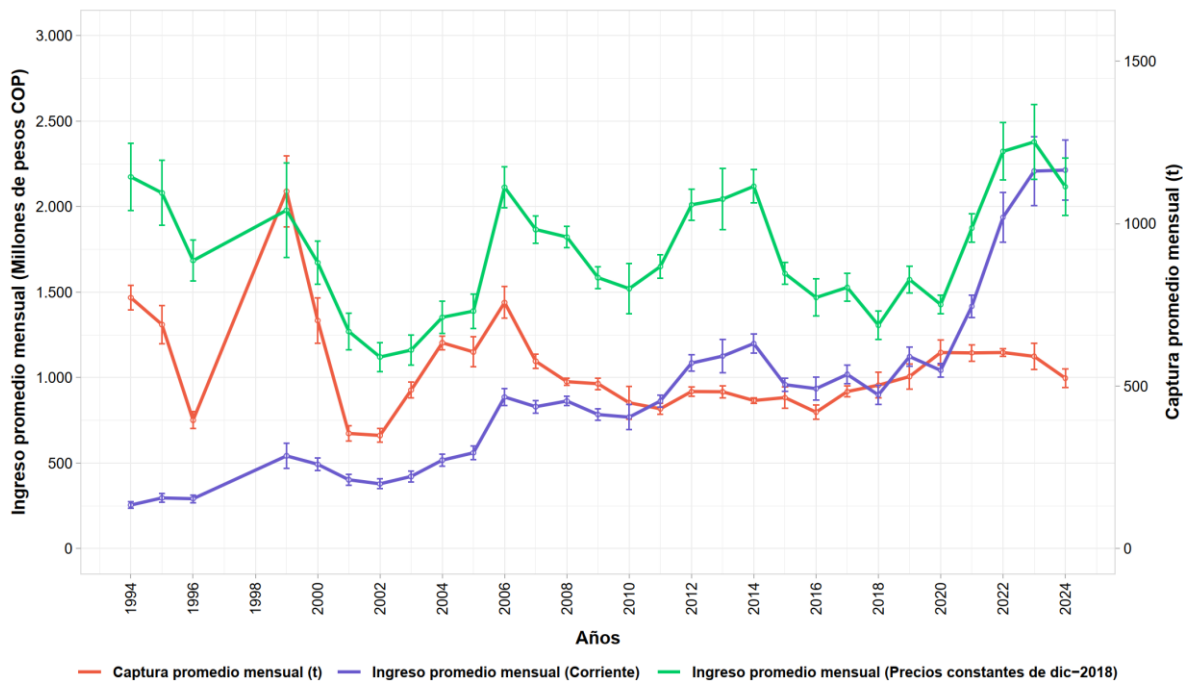


Figura 4.3-14. Comparación interanual de las capturas e ingresos económicos a precios corrientes e indexados a precios de septiembre de 2024 para el total de especies capturadas con todos los artes en la pesquería de CGSM. 2024: 9 meses.

Así mismo, a pesar de registrar menores capturas desembarcadas en los últimos años de la serie en contraste con los años iniciales, los ingresos fueron iguales o superiores, incluso con un mayor incremento desde 2012 hasta la fecha de análisis del presente informe, lo cual se atribuye a los aportes realizados por algunos artes de pesca y sus especies objetivos cuya valoración económica es importante (e.g. camarones). Es así como se destaca el caso de las redes camaroneras releo, que incrementaron sus capturas del recurso camarón en lo valorado en 2008, específicamente en Tasajera, que aumentó su desembarco en casi cinco veces en comparación con lo estimado para 2007. De igual manera, en Isla del Rosario se registró un aumento del 125 %. Esta situación incidió en los ingresos de los pescadores que aprovechan este recurso, destacando por supuesto a Tasajera que alcanzó un 331 %, mientras que en Isla del Rosario un 79,4 %. Esto contrasta con el resto de las artes que descendieron, tanto en sus capturas como en ingresos

Con relación a la valoración a precios constantes (Figura 4.3-14), es evidente la falta de concordancia entre la captura desembarcada promedio mensual y los ingresos (indexados) promedios mensuales de la pesquería durante 1999-2000, esto se debe al cambio en la composición de la captura, que se



refleja en una mayor contribución de especies dulceacuícolas de poca aceptación en el mercado, como la mojarra lora, de bajos precios. Similar al análisis a precios corrientes, se observa un comportamiento parecido, donde se evidenció el momento de menor producción e ingresos mensuales del monitoreo (2001 – 2003), notándose una recuperación entre 2004-2006 cuando los precios de venta de algunos recursos, como la mojarra lora, se incrementaron, resaltando también lo registrado en el período 2012-2014, donde se estimó que los ingresos de la pesquería a precios constantes se han mantenido, a pesar de la reducción gradual del recurso pesquero; sin embargo, se mostró una mejoría en 2022 y 2023, resultado de una recuperación de los desembarcos, tendencia observada desde 2017 y principalmente por el aumento en la producción de la especie mojarra rayada. Se resalta que en lo avanzado a 2024 se observa que los ingresos promedios mensuales en la ecorregión son de 2.116,1 (± 168) millones de COP, a pesar de la disminución en términos de captura.

Los ingresos medios mensuales de la pesquería de la CGSM, en términos de precios constantes, se situaron en \$ 2.116,1 (± 168) millones de COP durante el periodo de enero a septiembre de 2024.

Renta económica por pescador para los principales sitios de desembarco por arte y/o método de pesca en la ecorregión CGSM

De acuerdo con la relación de las capturas de los artes y métodos de pesca por sitio de desembarco, los ingresos y costos de operación por Unidad Económica de Pesca (UEP), se determinó el indicador renta económica por pescador, correspondiente a los principales artes y su comparación con el salario mínimo mensual legal vigente (SMMLV) correspondiente a cada año evaluado. Al igual que el análisis de las capturas, el indicador de renta económica se determinó a nivel de sitio de desembarco, reiterando las diferencias existentes en la ubicación geográfica de los mismos y los usos de los artes de pesca.

Para Caño Clarín-Km 15, los pescadores que utilizan los artes de mayor incidencia (*Sección capítulo 4.3.1 Captura desembarcada total anual para los principales sitios de desembarco por arte y/o método de pesca, Captura desembarcada total anual para los principales sitios de desembarco por arte y/o método de pesca*), redes de enmalle fijas (trasmallos) y atarrayas, en gran parte de los años superaron el punto de referencia (SMMLV), presentando evidente incremento para los de trasmallos en 2022 y lo que va de 2024, en alrededor del doble del referente. En referencia a los que usan redes camaroneras (garceo y releo), en 2014-2019 estuvieron por encima de este indicador, producto del incremento de la captura del recurso camarón (Figura 4.3-15).

Relativo a los pescadores que faenan en el área aledaña a la Ciénaga del Torno (VIPIS), los que emplean el arte de mayor incidencia buceo (almeja) superaron el umbral de referencia del total de la serie plurianual monitoreada, de igual manera los que utilizan el trasmallo. En cuanto a los de atarrayas solo superaron el SMMLV en el período 2013-2017. Se reitera la falta de datos en 2018-2024 (Figura 4.3-16).



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA"

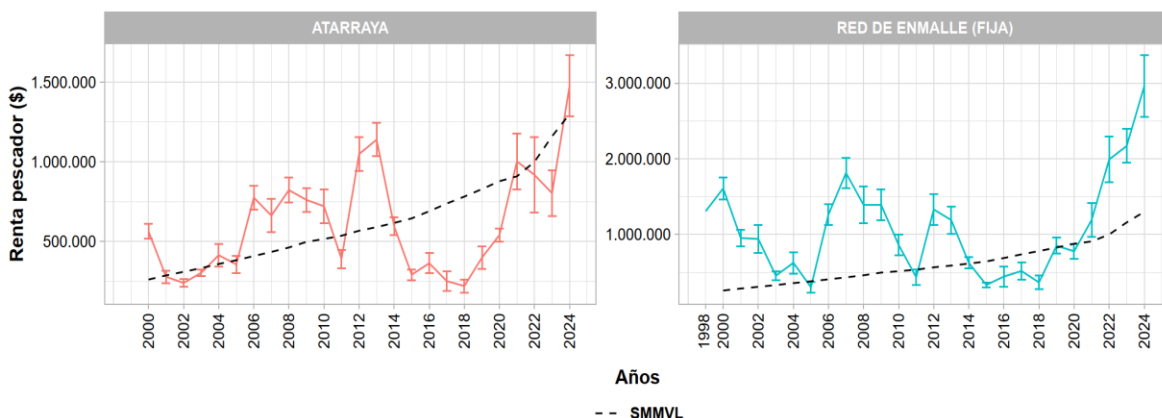


Figura 4.3-15. Renta económica por pescador para Caño Clarín por arte y/ o método de pesca en la ecorregión CGSM. 1999: 4 meses y 2024: 9 meses.

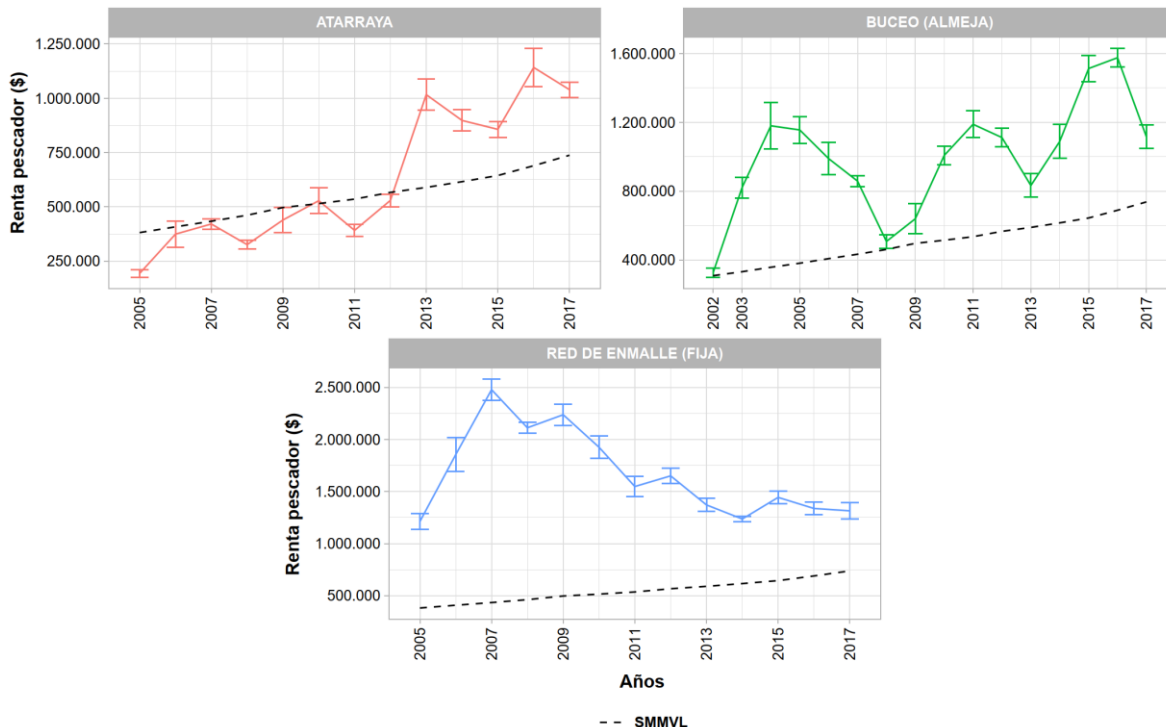


Figura 4.3-16. Renta económica por pescador para Ciénaga El Torno por arte y/ o método de pesca en la ecorregión CGSM. 1999: 4 meses y 2024: 9 meses.

Los de Isla del Rosario, con mayor uso de nasas (jaibas) y redes camaroneras (camarón), en términos generales no superaron el SMMLV, a excepción del período 2006-2009 y 2022 – 2023, se muestra que las nasas alcanzaron utilidades superiores al valor de referencia, mientras que para lo que va de 2024 se observa una disminución en estos. Así mismo, los ingresos de las redes camaroneras estuvieron por encima del SMMLV en 2019-2020, seguido de una disminución. En lo correspondiente a 2024 la renta se igualó al SMMLV. En su orden, los de trasmallos y atarrayas, estuvieron por encima en la mayor parte del período evaluado, con caída por debajo en 2018-2020

y aumento notorio en 2022 y 2023, para los que pescan con trasmallos; con valoración por debajo del umbral para los de atarraya entre 2018-2022 y por arriba en lo que va de 2023 (Figura 4.3-17).

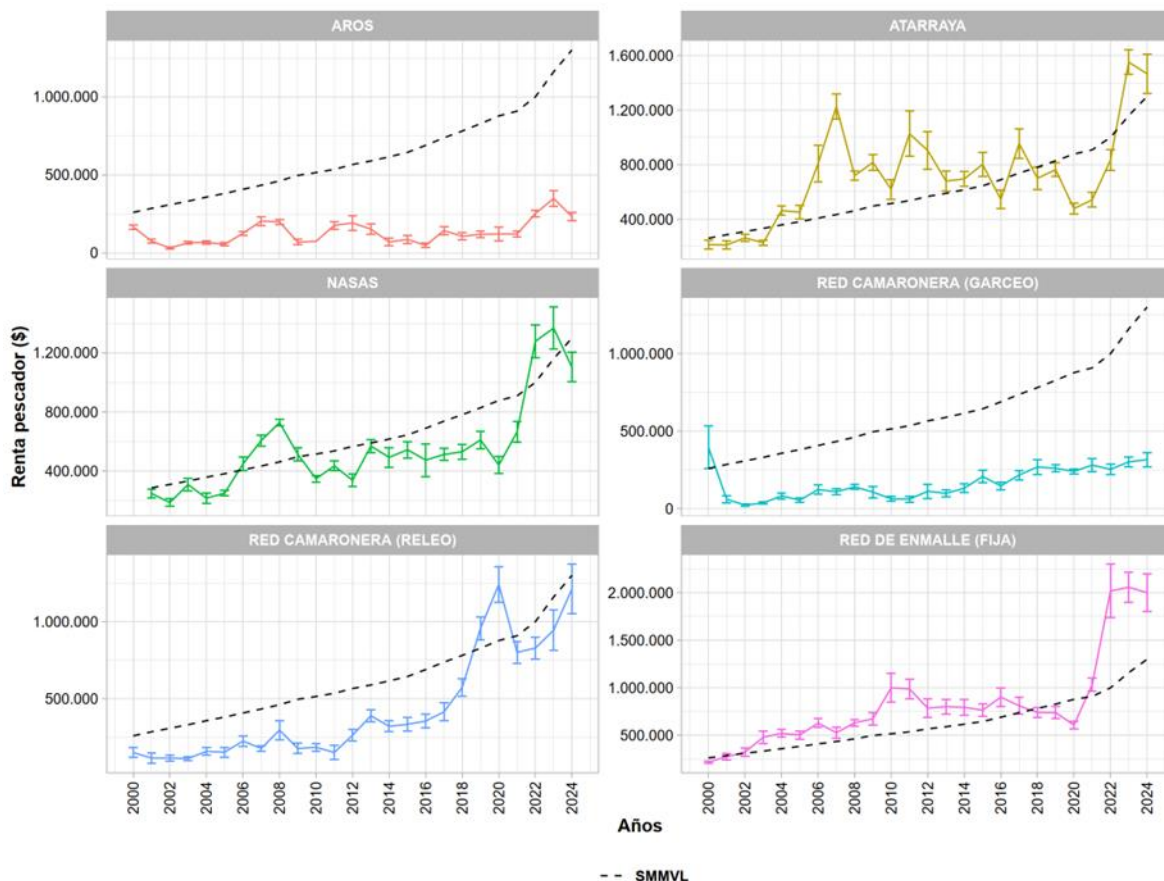


Figura 4.3-17. Renta económica por pescador para Isla del Rosario por arte y/o método de pesca en la ecorregión CGSM. 1999: 4 meses y 2024: 9 meses.

En Nueva Venecia, las ganancias registradas por los pescadores relacionados con los artes de pesca aplicados en el período de monitoreo evidenciaron una tendencia bastante estable alrededor del SMMLV, a excepción de aquellos que usan las redes de enmalle que aplican el método zangarreo (ilícito) que excedieron el SMMLV durante la mayoría de años; notándose un incremento en las utilidades en 2022-2023. Se destaca que a pesar de que en 2024 se ha registrado una disminución, ésta no alcanza a ser inferior al SMMLV (Figura 4.3-18).

Con relación a Tasajera, mostró una situación similar a la de los pescadores de Nueva Venecia respecto a la tendencia de registros de renta económica alrededor del SMMLV en la mayoría de las artes, a excepción de los pescadores que utilizan el método del boliche. En este caso, este indicador se incrementó en los periodos 2011-2014 y 2021-2023, donde los valores alcanzaron entre 3,2 - 4,7 y 1,4 - 1,9 veces este límite de referencia respectivamente, donde incidió en mayor grado la recuperación de los rendimientos de producción pesquera de la especie de mayor importancia comercial (mojarra rayada), considerando, además que este método de pesca registra la mayor eficiencia para la captura de esta especie, sin embargo, para lo correspondiente al periodo de



evaluación del presente informe se observa un descenso en sus valores, siendo incluso inferior al umbral (Figura 4.3-19).

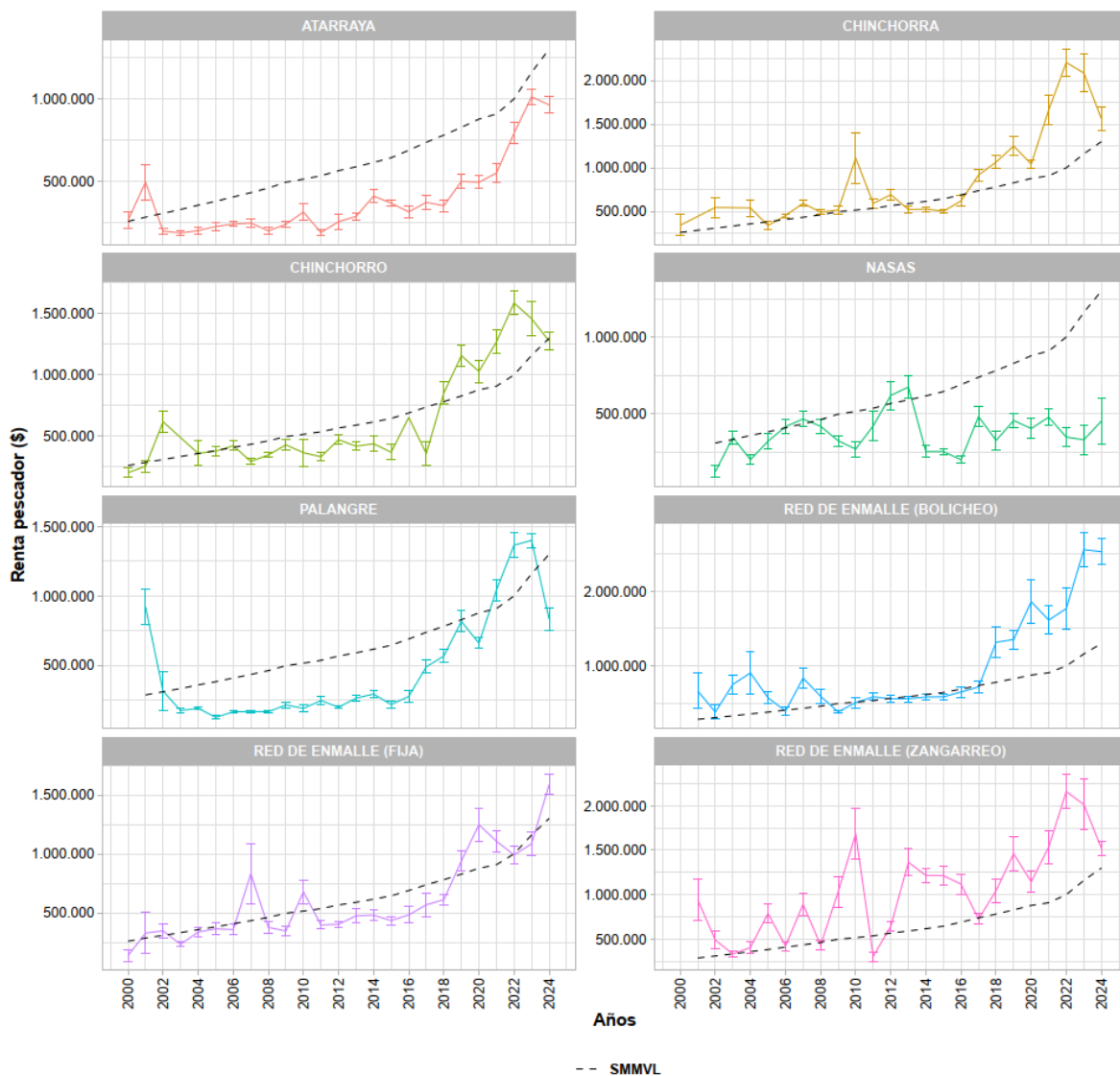


Figura 4.3-18. Renta económica por pescador para Nueva Venecia por arte y/ o método de pesca en la ecorregión CGSM. 1999: 4 meses y 2024: 9 meses.

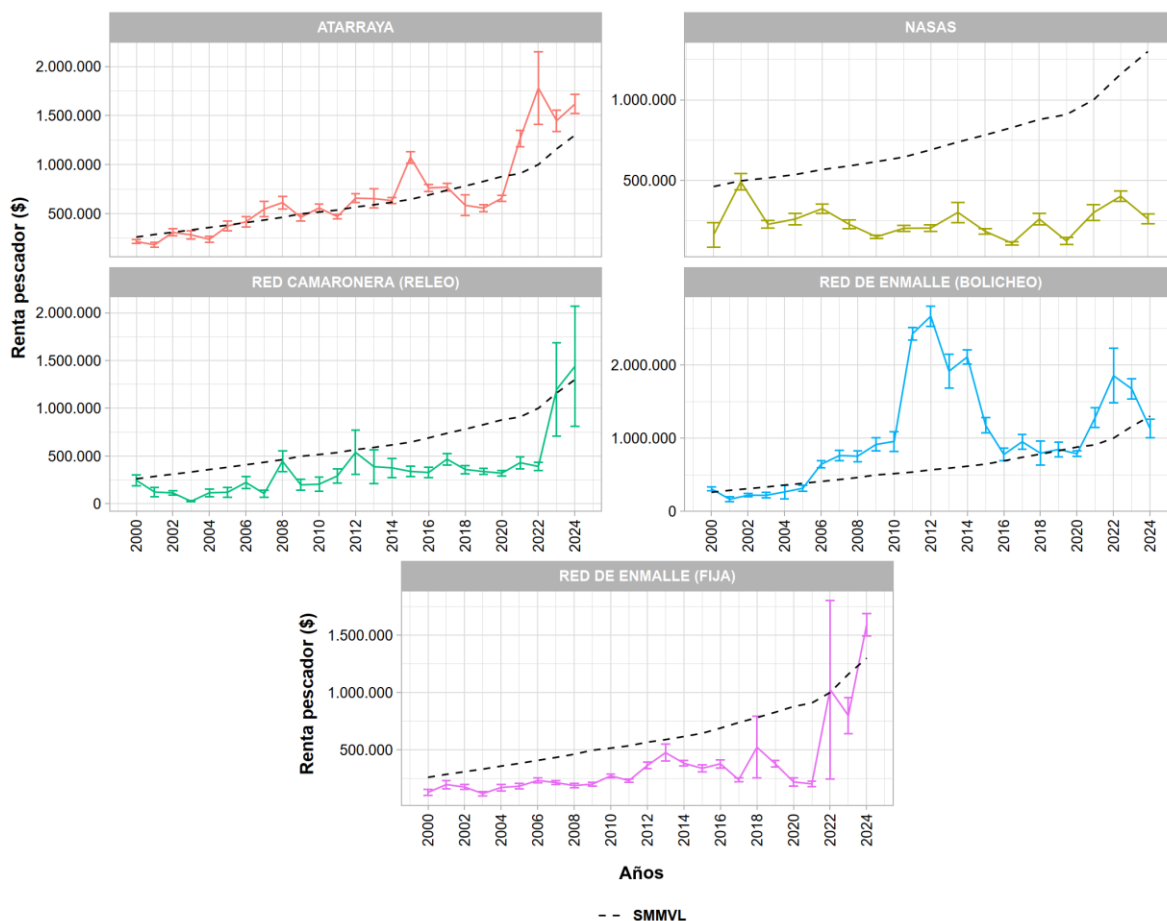


Figura 4.3-19. Renta económica por pescador para Tasajera por arte y/ o método de pesca en la ecorregión CGSM. 1999: 4 meses y 2024: 9 meses.

4.3.3. ¿Cuál es el estado actual de algunos indicadores reproductivos de algunas especies de importancia comercial en la pesquería de la CGSM?

A partir del 2015 se inició el proceso de actualización de las tallas de madurez (TM) de las principales especies comerciales de los desembarcos de la ecorregión de la CGSM. Adicional a esto se han evaluado algunos indicadores reproductivos. Para este año se da continuidad a lo reportado en INVEMAR (2023) con el análisis de algunos indicadores reproductivos para el moncholo, robalo y cuatro ojos.

Moncholo (Hoplias malabaricus)

Se continuó con la recolecta de ejemplares de *H. malabaricus* hasta diciembre de 2023, analizando un total de 590 moncholos, de los cuales 327 fueron hembras y representaron el 55,4 %, 244 machos el 41,3 % y a 19 (3,2 %) individuos no fue posible determinarle el sexo (Tabla 4.3-1). El análisis de proporción sexual indica que existe una diferencia estadística significativa teniendo en cuenta la proporción esperada ($\chi^2 = 12,06$; p-valor < 0,05).

En la Figura 4.3-20 a, se presenta el análisis de tallas en relación con la distribución de los estados de madurez, observándose mayores frecuencias en los intervalos de 26 y 29 cm Lt, destacando la



presencia de individuos en todos los estados de madurez; sin embargo, los moncholos adultos (estado III, IV y V) son los más representativos en este rango. En términos de temporalidad, la progresión gonadal sugiere que el moncholo presenta reproducción continua, considerando la presencia de individuos maduros (estado III, IV y V) en todos los meses analizados, con picos marcados del IGS en junio de 2022 ($3,8 \pm 0,6$) y junio 2023 ($3,8 \pm 0,7$) y uno ligero en noviembre de 2023 ($3,3 \pm 0,4$). Contrariamente a lo reportado para el IGS, el IHS muestra variaciones leves en sus valores, destacando los meses de junio de 2022 ($1,8 \pm 0,06$), marzo y diciembre de 2023 ($1,9 \pm 0,08$ y $2,0 \pm 0,08$, respectivamente) por presentar altos valores en este índice, indicando que el pez presenta mayores reservas energéticas y por consiguiente presenta una mejor condición, que coincide con momentos antes y/o durante el pico reproductivo (Figura 4.3-20b).

Tabla 4.3-1. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje datados en laboratorio del moncholo (*Hoplias malabaricus*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Parámetros	Sexo		
	Hembra	Macho	Indeterminados
n Lt	326	243	19
Mín. Lt (cm)	22,5	20,5	24,5
Máx. Lt (cm)	40,9	36,5	33,5
$\bar{X} \pm EE$ Lt (cm)	$29,4 \pm 0,1$	$28,7 \pm 0,2$	$29,1 \pm 0,5$
n Pt	327	244	19
Mín. Pt (g)	118,7	97	162,3
Máx. Pt (g)	781,1	534,9	389,7
$\bar{X} \pm EE$ Pt (g)	$291,7 \pm 5,8$	$265,4 \pm 5,6$	$265,1 \pm 11,7$

La talla de madurez para *H. malabaricus* se estimó en 25,9 cm Lt (IC 24,3 -27,5) a partir de 547 individuos (Figura 4.3-21). De acuerdo con lo mencionado en INVEMAR (2023), se esperaba obtener en la continuación del muestreo moncholos pequeños que permitieran un mejor ajuste a la curva, sin embargo, las tallas que se obtuvieron entre octubre y diciembre de 2023 no fueron inferiores a 20 cm Lt. Pese a lo anterior, la talla estimada al presente informe es inferior a la reportada por otros autores de 31,8 cm Lt ([De la Hoz et al., 2018](#)).

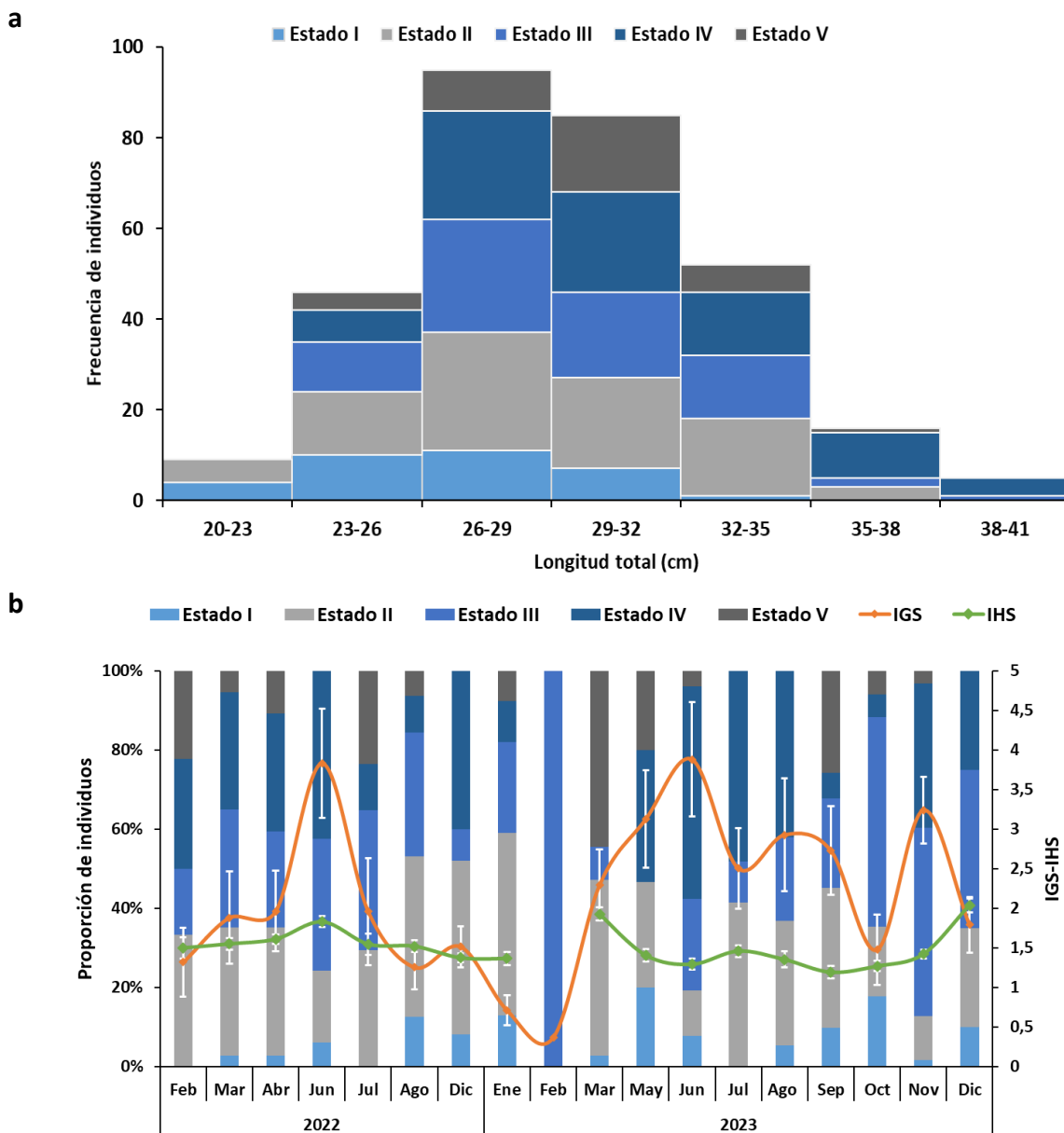


Figura 4.3-20. (a) Histograma de tallas vs. estados de madurez y (b) estacionalidad reproductiva para el moncholo (*Hoplias malabaricus*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

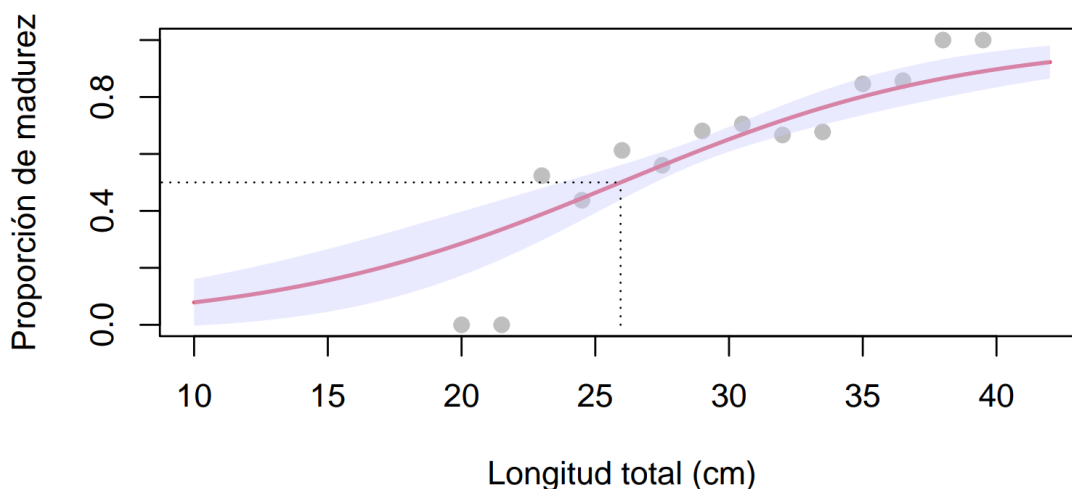


Figura 4.3-21. Talla de madurez sexual (TM) preliminar para sexos combinados del moncholo (*Hoplias malabaticus*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Robalo (Centropomus undecimalis)

Durante el periodo de seguimiento se recolectaron 210 individuos de *C. undecimalis*, representados en dos hembras (1,0 %) y 208 machos (99,0 %), con longitudes entre 17,5 y 54,1 cm Lt y peso corporal entre 38,2 g y 1573,6 g (Tabla 4.3-2), estas proporciones difieren estadísticamente de la proporción esperada ($\chi^2 = 202,08$; p-valor < 0,05). En cuanto a las tallas, los individuos estuvieron entre 17,5 y 57,5 cm Lt, con mayor frecuencia de individuos en el intervalo 32,5 -37,5 cm Lt y representados en su mayoría por individuos inmaduros (estado I y II) (Figura 4.3-22a). La situación anteriormente descrita (mayor cantidad de machos inmaduros en el periodo analizado) se sustenta en que el robalo es una especie hermafrodita protándrica, lo que quiere decir, que el organismo inicia su etapa juvenil siendo macho y al alcanzar cierta talla realiza su reversión a hembra (Taylor *et al.*, 2000; Lowerre-Barbieri *et al.*, 2014). Estudios como el de Perea-García *et al* (2008) en Centla, México y Gassman *et al.* (2016) en Venezuela; muestran que la predominancia de machos juveniles ocurre en tallas hasta los 70 y 67 cm Lt, respectivamente y a partir de éstas se evidencia cambio a predominar las hembras. Esto sugiere que el espectro de tallas analizados a este informe todavía es favorable para los machos.

Con respecto al análisis de temporalidad de la distribución de estados de madurez, se muestra representatividad de individuos inmaduros (estado I y II) en todos los meses muestreados, sin embargo, se observa presencia de dos individuos en estado III (inicio de maduración en los meses de feb/2023 y jul/2024; el único individuo maduro se registra en mar/2023 (Figura 4.3-22b)

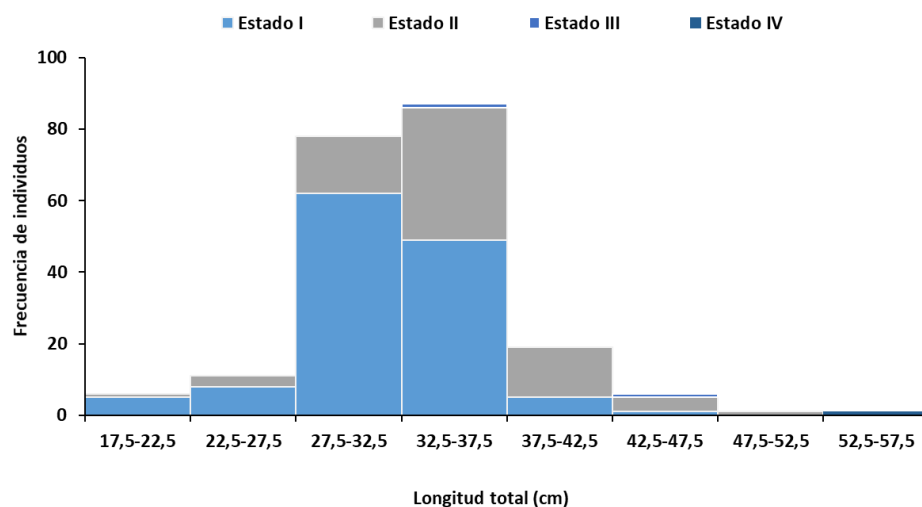
Por otra parte, considerando que casi la totalidad de los individuos analizados corresponden a robalos juveniles, no fue posible realizar aun estimación del indicador de talla de madurez, por lo que se hace imperativo reforzar el muestreo en la búsqueda de individuos de tallas superiores a los 70 cm con el fin de observar la talla en la que pueda ocurrir la reversión para la población de robalos de la ecorregión de la CGSM.



Tabla 4.3-2. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje datados en laboratorio del robalo (*Centropomus undecimalis*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Parámetros	Sexo	
	Hembra	Macho
n	2	208
Mín. Lt (cm)	30,9	17,5
Máx. Lt (cm)	37,5	54,1
$\bar{X} \pm EE$ Lt (cm)	$34,2 \pm 3,3$	$33,0 \pm 0,3$
Mín. Pt (g)	252,6	38,9
Máx. Pt (g)	404,8	1573,6
$\bar{X} \pm EE$ Pt (g)	$328,7 \pm 76,1$	$313 \pm 11,5$

a



b

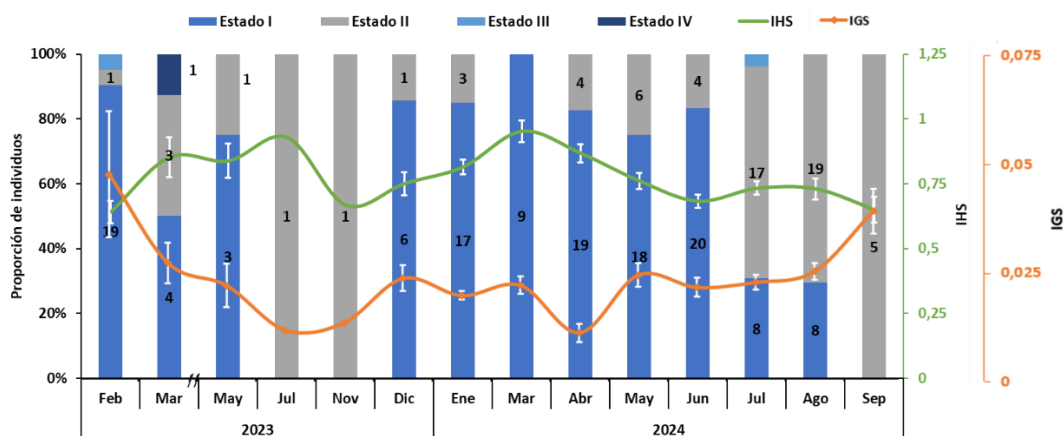


Figura 4.3-22. (a) Histograma de tallas vs. estados de madurez y (b) estacionalidad reproductiva para el robalo (*Centropomus undecimalis*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.



Cuatro ojos (*Megaleporinus muyscorum*)

A tiempo de este informe se continuó con la recolección de individuos de cuatro ojos con el objetivo de lograr una representación que permita realizar análisis completos. Sin embargo, dadas las condiciones del sistema (aumento en la salinidad del complejo lagunar), se desfavorecieron los desembarcos de esta especie (Figura 4.3-5). De acuerdo con esto, se obtuvieron muestras hasta enero de 2024, dando un total de 54 ejemplares de cuatro ojos, de los cuales 25 fueron hembras, representando un 46,2 % del total general, 22 machos con 40,7 % del total y a 7 (12,9 %) individuos no fue posible determinar el sexo (Tabla 4.3-3). La proporción sexual estimada M:H para esta especie fue 2:1, indicando que la proporción de sexos no difiere estadísticamente entre sexos. ($\chi^2 = 0,19$; p-valor > 0,05).

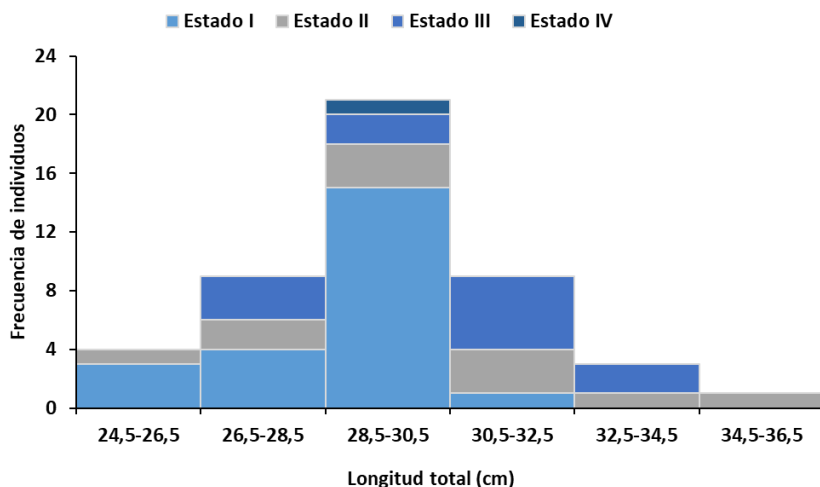


Tabla 4.3-3. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje datados en laboratorio del cuatro ojos (*Megaleporinus muyscorum*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Parámetros	Sexo		
	Hembra	Macho	Indeterminados
n	25	22	7
Mín. Lt (cm)	24,5	24,6	27,6
Máx. Lt (cm)	35,5	30,8	30
$\bar{X} \pm EE$ Lt (cm)	$30,1 \pm 0,4$	$28,5 \pm 0,3$	$28,7 \pm 0,2$
Mín. Pt (g)	137,3	133,4	187,2
Máx. Pt (g)	402,6	314,9	262,4
$\bar{X} \pm EE$ Pt (g)	$280,7 \pm 13,4$	$232,6 \pm 9,3$	$221,4 \pm 11,0$

El intervalo de longitudes registradas para *M. muyscorum* osciló entre 24,5 a 35,5 cm Lt (Tabla 4.3-2) con mayor frecuencia entre los 28,5 y 30,5 cm Lt ($n = 21$ individuos), representados en gran medida por individuos inmaduros (estado I y II). Se hallaron individuos iniciando la maduración gonadal (estado III) a partir de 26,5 cm Lt y cabe señalar que el único individuo adulto hasta el momento fue un macho con una longitud de 30,5 cm Lt (Figura 4.3-23a). Con respecto a la distribución mensual de los estados de madurez, se observó presencia de individuos inmaduros en la mayoría de los meses analizados, siendo febrero de 2023 el más destacado con casi la totalidad de los cuatro ojos analizados en esta fase. El ejemplar de *M. muyscorum* maduro que se registró durante el tiempo de muestreo se observó en enero de 2024. La relación entre la distribución de los estados de madurez con los índices biológicos no muestra una tendencia definida considerando la poca información registrada. De igual manera, no fue posible estimar la talla de madurez para esta especie teniendo en cuenta la baja representativa de individuos recolectados (Figura 4.3-23b).

a.



b.

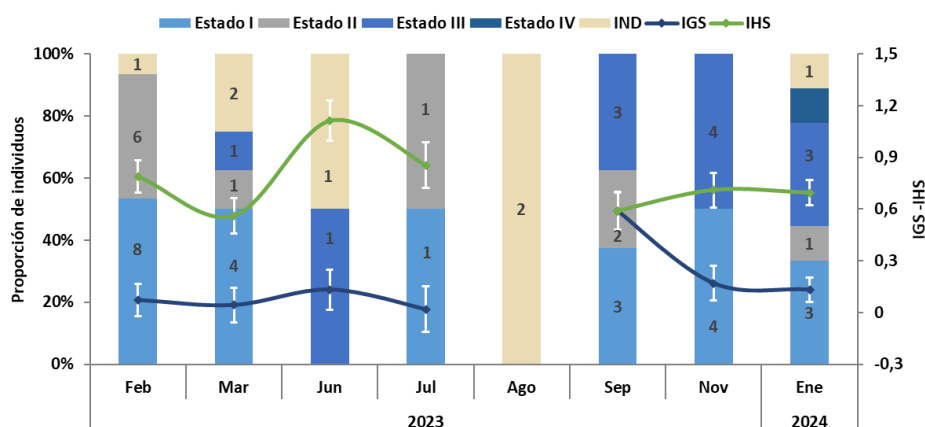


Figura 4.3-23. (a) Histograma de tallas vs. estados de madurez y (b) estacionalidad reproductiva para el cuatro ojos (*Megaleporinus muyscorum*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

4.3.4. ¿Cuál es el impacto de la pesca sobre las tallas de los principales recursos pesqueros de la CGSM?

Relación entre los indicadores TMC, composición de captura por tallas contra la tm de las principales especies de peces e invertebrados en la pesquería de la CGSM

La relación de los indicadores pesqueros para las 17 principales especies comerciales de la pesquería de la CGSM (15 de peces y 2 de crustáceos), adoptando la TMC como un indicador del estado de la pesquería en términos de sobrepesca por crecimiento y la TM para cada especie como un punto de referencia límite (PRL, línea roja de trazo en la Figura 4.3-24 y Figura 4.3-25), evaluó el posible impacto causado por la pesca. Para tal efecto, se presenta la comparación individual de los datos anuales de TMC (2000-2024), así como la relación de la composición de captura por tallas para 2024 contra los respectivos PRL de las 15 especies de peces evaluadas y las dos de crustáceos (jaibas).

Algunas de las TM fueron determinadas por INVEMAR en el marco del fortalecimiento al monitoreo del área de la CGSM ([INVEMAR, 2017b](#), [2018](#), [2019](#), [2021](#), [2021a](#), [2022](#), [2023](#)) y otras a través de información secundaria del área de estudio y/o aledañas ([Narváez et al., 2008](#); [Mármol et al., 2010](#);



[De la Hoz et al., 2017](#); [De la Hoz y Manjarrés, 2018](#); [Duarte et al., 2019](#)). Bajo esta perspectiva, la TMC de la lisa continúa siendo inferior a la TM, confirmando que la especie se encuentre en riesgo de sobrepesca una vez más en 2024. Aunque la TMC mostró mejoría en los años 2011-2015, sin embargo, fue leve, disminuyendo en 2016 con una baja más significativa en 2021 y lo que va de 2024; determinándose para lo que va de la presente anualidad que el 62 % de los individuos se capturaron por debajo de la TM. Es importante indicar una vez más la preocupación por la lisa, dado que es uno de los principales recursos objetivo y su TMC, todavía permanece en la mayoría de los años por debajo del PRL, como resultado de que aún se mantienen las capturas de individuos juveniles, que sirven como carnadas para pescar jaibas con nasas y para alimentar sábalos (*Megalops atlanticus*) en cultivos y zoocriaderos.

Para las especies como los chivos cabezón y mapalé, que en años anteriores figuraban en alto riesgo de sobrepesca, debido a que sus TMC se ubicaban significativamente por debajo de las TM, se observó un cambio en su valoración, relacionado con la actualización de su TM, confirmadas para el chivo cabezón en 30,1 cm y para el mapalé en 16,3 cm (Figura 4.3-24). En este sentido el riesgo de sobrepesca actual para el chivo cabezón pasó de alto a moderado y el del mapalé se estableció como bajo. En lo registrado a septiembre de 2027, se estimó para chivo cabezón un registro del 73% de individuos pescados por debajo de la TM, con menor afectación en lo registrado para el mapalé, donde el riesgo pasó de alto a bajo, con el total de individuos por arriba de este límite. Lo anterior corrobora hasta el corte de este análisis la incertidumbre que se tenía, relacionada con los datos anteriormente determinados, que ilógicamente no se explicaba cómo se mantenían en la CGSM la reproducción de estas especies, caso contrario a las actualmente estimadas que permite teorizar la probabilidad de pesca de individuos por encima de estos nuevos PRL (Figura 4.3-24).

Para el caso de otras cinco especies de peces que muestra la figura (mojarra rayada, bocachico, cuatro ojos, mojarra lora y arenca), aunque la TMC ha variado entre años, por lo general se capturan por encima de la TM. Entre éstas, la situación de la mojarra rayada evidencia indicios de recuperación, registrándose una mejor figuración en el total de la captura de peces, llegando en 2022 y lo que va de 2024, a valores por arriba de lo registrado entre 1994-1996 antes de las obras hidráulicas. Para esta especie también se actualizó la TM, debido a que la estimación de este parámetro databa alrededor de dos décadas ([Rueda y Santos-Martínez, 1999](#)), resultando su determinación ligeramente incrementada en 21,6 cm, contra 20 cm, la anteriormente reportada, sin embargo, indicando aún un riesgo moderado en la composición de la captura por tallas en 2024, ya que se sigue registrando que el 36 % de los individuos que se encuentra por debajo del PRL (Figura 4.3-24). Caso contrario a lo anteriormente mencionado, corresponde a otro grupo de siete especies de las 15 analizadas (mojarra peña, moncholo, coroncoro, lebranche, macabí, róbalo y sábalo), con mayoría de registros de sus TMC por debajo de sus TM, con mayor afectación sobre las especies de grandes tallas como el sábalo, el róbalo (*Centropomus undecimalis*), el macabí (*Elops smithi* - ant. *E. saurus*) y el lebranche (*Mugil liza*), pescadas en estado juvenil, indicando riesgo de sobrepesca alto en la composición de la captura por tallas, con registros entre el 81 % y 100 % de individuos por debajo del PRL.



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA"

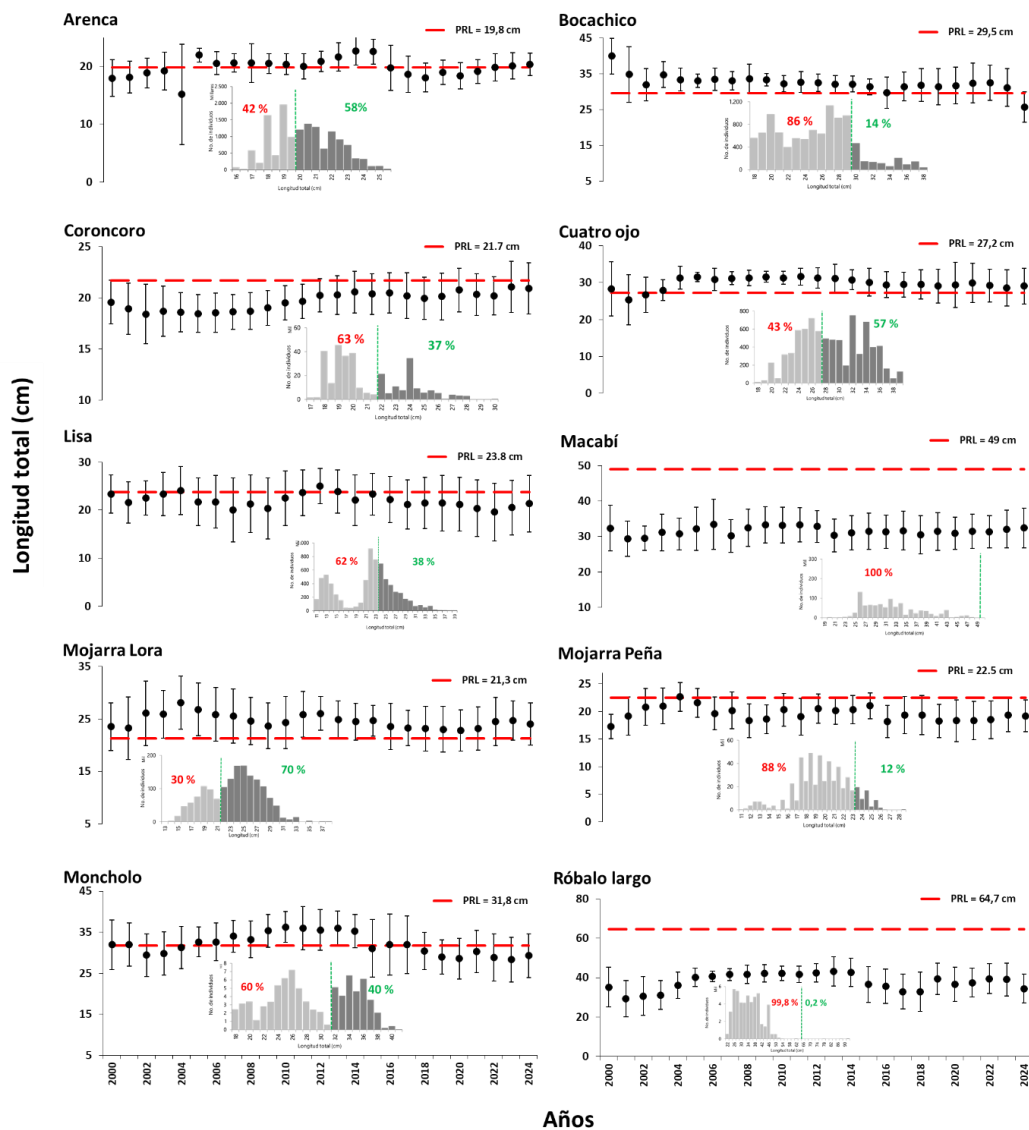
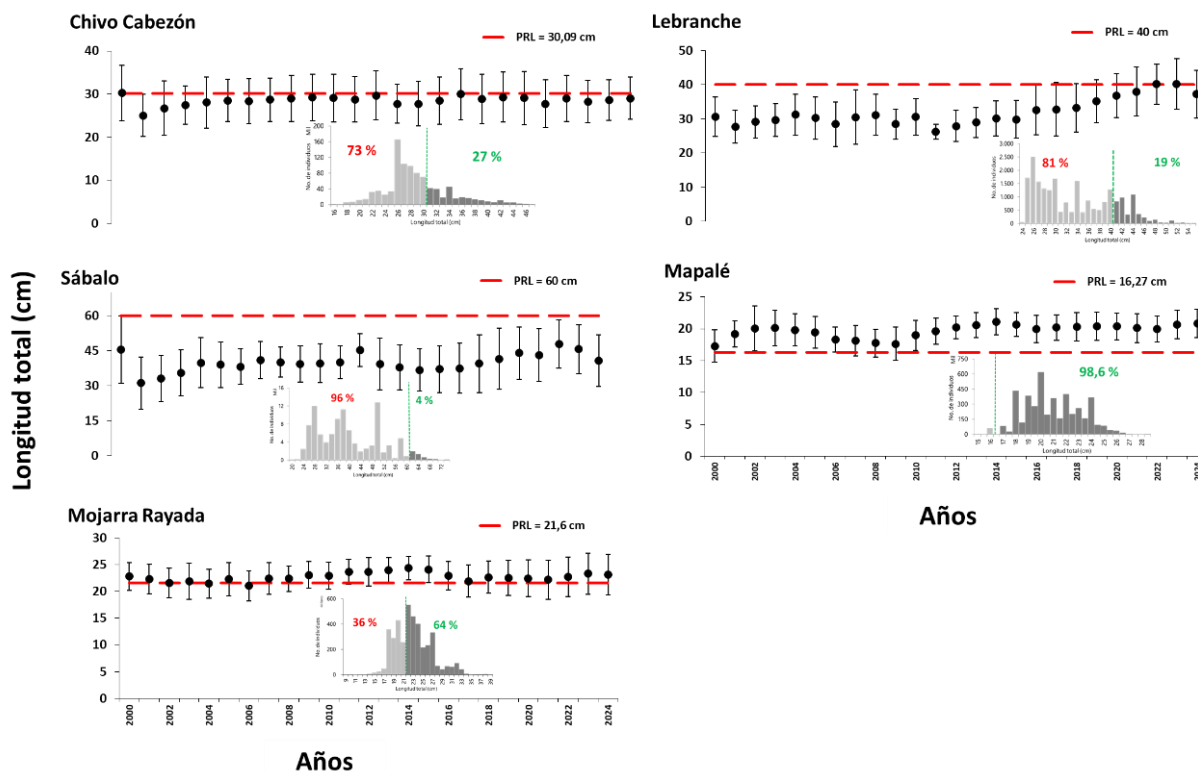


Figura 4.3-24. Comparación anual de la talla media de captura (2000-2024) y composición de la captura por tallas (2024) contra la talla de madurez sexual para las principales especies de peces en la pesquería de la CGSM. 2024: 9 meses. El histograma indica la estructura de tallas para 2024.



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA"



Continuación Figura 4.3-24. Comparación anual de la talla media de captura (2000-2024) y composición de la captura por tallas (2024) contra la talla de madurez sexual para las principales especies de peces en la pesquería de la CGSM. 2024: 9 meses. El histograma indica la estructura de tallas para 2024.

De las quince especies de peces evaluadas, ocho están en un alto riesgo de sobrepesca.

En cuanto a la situación de las jaibas (*Callinectes spp.*), también se actualizaron las TM, determinándose para *C. sapidus*, el PRL en 9,5 cm de longitud total y para *C. bocourti* en 8,6 cm; por debajo de los anteriores límites (10,6 cm y 10 cm, respectivamente), disminuyendo las señales de sobrepesca, pero indicando aún un riesgo moderado, con mayor presión para *C. bocourti*, ya que sus TMC anuales se ubican en los últimos nueve años alrededor del PRL; registrándose en lo que va de 2024, un 36 % de individuos por debajo de la TM para *C. bocourti* y 49 % de individuos capturados por debajo del PRL para *C. sapidus* (Figura 4.3-25).

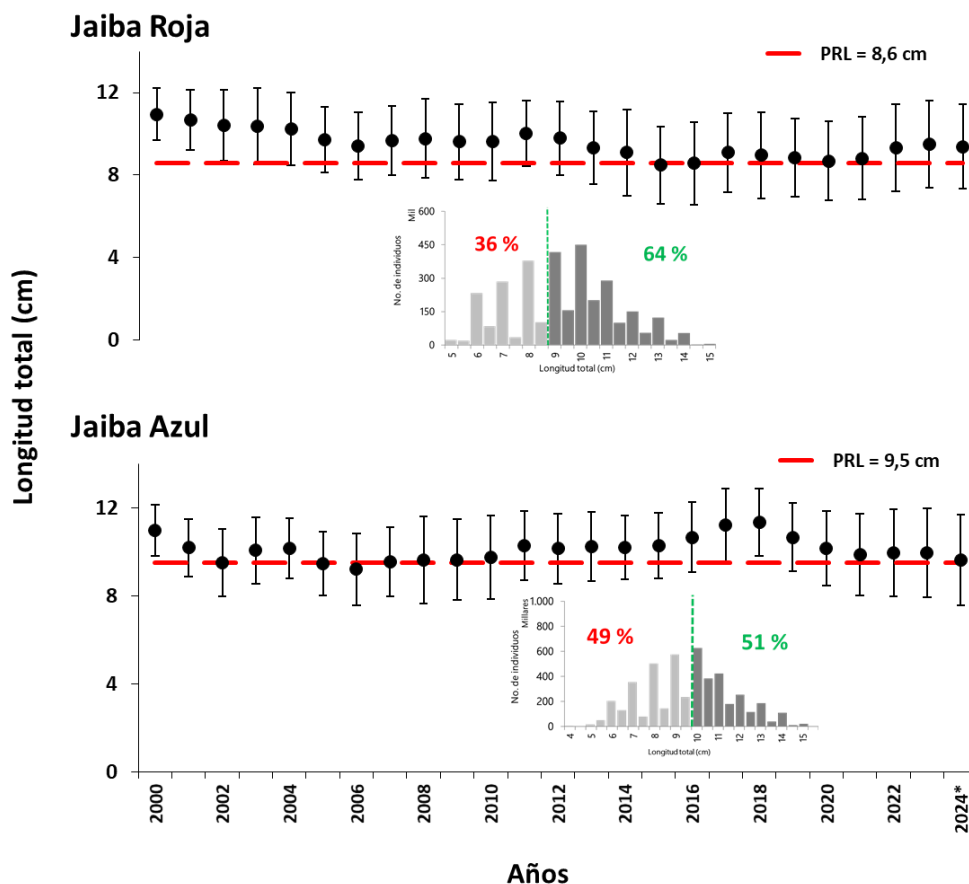


Figura 4.3-25. Comparación anual de la talla media de captura (2000-2024) y composición de la captura por tallas (2024) contra la talla de madurez sexual para las principales especies de jaiba en la pesquería de la CGSM. 2024: 9 meses. El histograma indica la estructura de tallas para 2024.

Presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las principales especies de peces de la ecorregión cgsm

Basándose en la relación o combinación del indicador TMC/TM para las 15 principales especies de peces capturadas en la ecorregión CGSM, se puede inferir el impacto probable de la pesca sobre los recursos, en términos de sobrepesca por crecimiento o efecto sobre la estructura de tallas. Esto permite fortalecer las recomendaciones de medidas de manejo orientadas a la conservación y el aprovechamiento de los recursos hidrobiológicos en el área. La Figura 4.3-26 muestra la estimación de la presión pesquera ejercida por los diferentes artes y/o métodos de pesca empleados en la CGSM, entre los años 2000 y 2023; siendo para este último año de 53,3%, similar al reportado en 2022. Dicho resultado muestra que se mantiene una incidencia negativa de los artes de pesca sobre los peces, registrándose una afectación importante sobre sus longitudes de captura, lo cual confirma a este importante ecosistema estuarino como área de criadero.

El indicador precedente se considera importante en el monitoreo del aprovechamiento de los recursos pesqueros en el área, teniendo en cuenta lo expresado por Neumann y Allen (2007), que el análisis de la estructura de tallas de captura es una de las herramientas de evaluación pesquera más utilizadas, dado que refleja el resultado de las interacciones que ocurren entre los procesos biológicos que determinan la dinámica poblacional de las poblaciones de peces, como son el



reclutamiento, el crecimiento y la mortalidad, tanto natural como pesquera. De igual manera, lo manifestado por otros autores en el mismo sentido, que los datos de frecuencia de longitudes de captura, contrastados con las tallas de madurez, ayudan a establecer indicadores simples del estado de estos recursos ([Froese y Binohlan, 2000](#) y [Froese, 2004](#)).

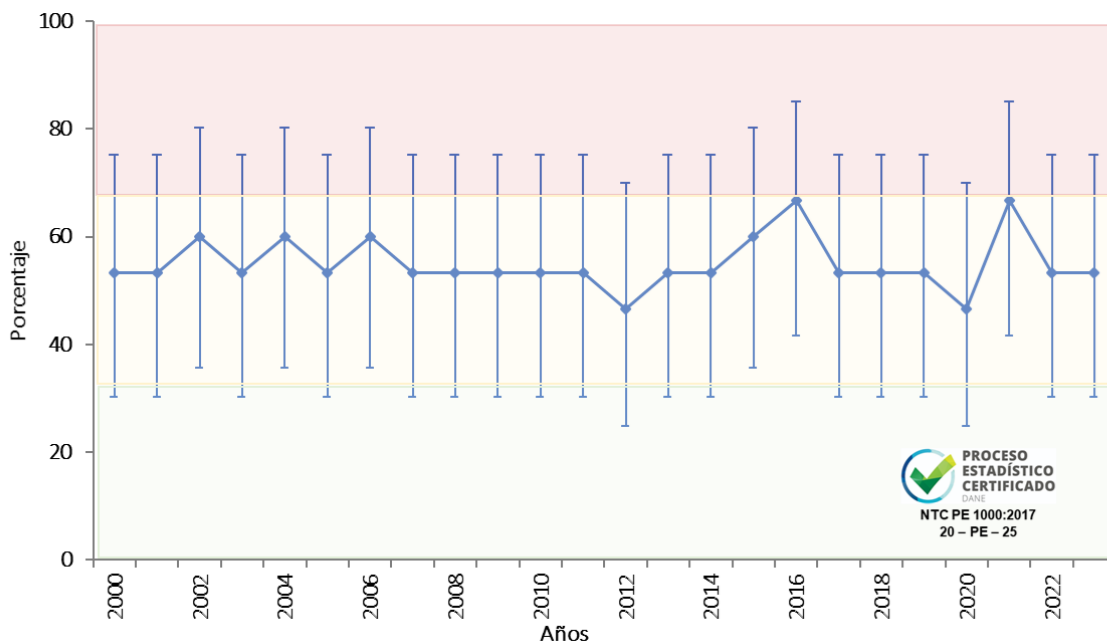
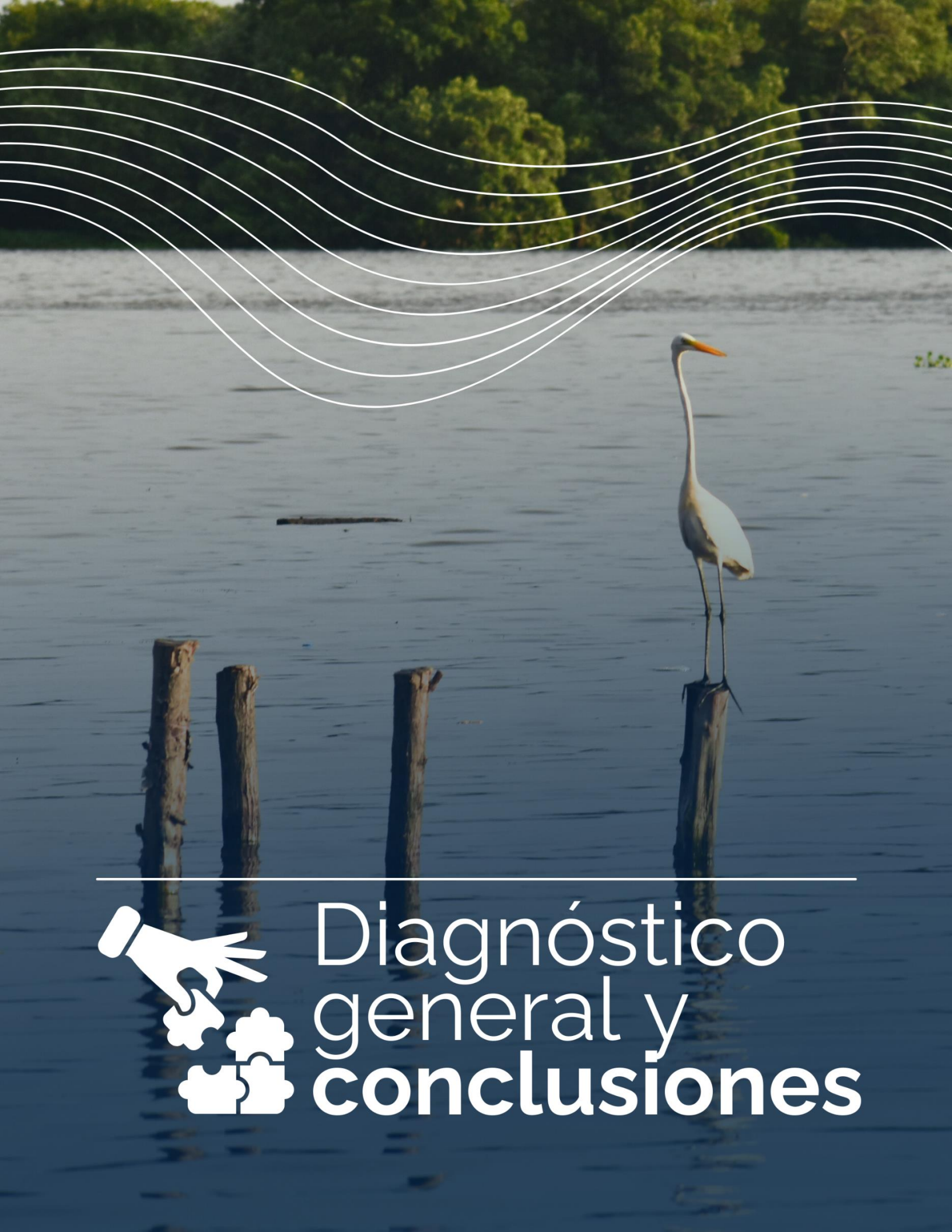


Figura 4.3-26. Indicador Presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las principales especies de peces en la ecorregión CGSM.



Diagnóstico general y **conclusiones**



Calidad de aguas

El monitoreo de la calidad del agua de la CGSM entre octubre de 2023 y septiembre de 2024 evidenció un aumento en la salinidad y temperatura del agua superficial a finales de 2023 y principios de 2024, asociado a la transición del fenómeno de La Niña a El Niño. En términos de oxígeno disuelto y pH, las condiciones generales fueron favorables para preservación de flora y fauna, con excepción de la estación La Ye, donde se registraron bajos niveles de oxígeno disuelto consideradas condiciones de hipoxia. Sumado a esto, las concentraciones de sólidos suspendidos totales, clorofila *a* y nutrientes inorgánicos disueltos reflejaron un estado de eutrofización, consistente con los resultados del año anterior. Este fenómeno es atribuible a vertimientos de aguas residuales domésticas sin tratamiento y a descargas provenientes de actividades antrópicas, como la agricultura y la ganadería, que ocurren en las áreas circundantes al estuario.

El análisis de las concentraciones de Coliformes Totales y Termotolerantes durante el período comprendido entre octubre de 2023 y septiembre de 2024, ratifica que existe una problemática sanitaria persistente en el sistema lagunar. Los resultados confirman la continua descarga de aguas residuales domésticas que generan condiciones desfavorables, las cuales representan un riesgo para la salud pública. Sumado a esto, la presencia continua de bacterias potencialmente patógenas en el sistema lagunar, como *V. cholerae* no-O1/no-O139, *V. parahaemolyticus*, *V. alginolyticus* y *A. hydrophila*, que representan un riesgo para la salud pública. Este escenario resalta la urgencia de implementar estrategias efectivas de manejo, saneamiento y control microbiológico, especialmente en áreas de actividad pesquera, que permitan mejorar la calidad del agua y mitigar los riesgos asociados, promoviendo un entorno más saludable para las comunidades dependientes del sistema.

El monitoreo de la comunidad fitoplanctónica evidenció que sugieren predominando las cianobacterias con respecto a otros grupos de microalgas; igualmente se registró la presencia de géneros potencialmente nocivos que pueden ocasionar problemas ambientales como mortandades de peces e intoxicaciones en humanos. Las densidades más altas se registraron en estaciones con bajas salinidades y con mayor influencia de aportes continentales; y por tercer año consecutivo las mayores concentraciones se registraron durante la época seca en comparación con los resultados históricos, posiblemente por la poca variación de la salinidad.

Bosque de manglar

Durante el 2024, el bosque de manglar mostró un incremento del área basal en todas las estaciones de monitoreo, el cual fue mayor en Kilómetro 22. Se destacó el cambio en la configuración estructural del bosque en esta última estación, donde los brinzales constituyeron aproximadamente el 75% del arbolado. Este comportamiento sugiere la activación de un proceso de sucesión del bosque, similar al observado en la estación Luna durante los últimos años (2021-2024).

Los cambios en la composición del bosque en términos de las categorías diamétricas a través del tiempo, revelaron que en la actualidad el ecosistema de manglar exhibe una trayectoria de recuperación a nivel general en la CGSM. Lo anterior es consistente con la ganancia en la cobertura de manglar reportada por INVEMAR entre el 2021 y 2023.

Aunque la densidad de propágulos y plántulas fue mayor a la registrada en 2023, la regeneración natural en la estación Aguas Negras parece estar afectada por la entrada excesiva de sedimentos, que genera estrés fisiológico en individuos de la especie *A. germinans*, lo cual representa un impacto



potencial sobre la producción y/o viabilidad de los propágulos. Además, la asfixia de las plántulas en estadios tempranos de desarrollo puede limitar el reclutamiento de nuevos individuos.

Comunidad de aves

En el monitoreo de aves del 2024, se registraron tres especies de aves migratorias que no habían sido registradas en los últimos años, *Megasceryle alcyon*, *Tyrannus dominicensis* y *Coccyzus americanus*. Además, se sigue reportando la presencia de dos especies de aves endémicas de la región (*Ortalis garrula* y *Chrysuronia lilliae*), con excepción de *Molothrus armenti* que había sido reportada en el último monitoreo (). Se evidenció una marcada diferencia en la composición de la comunidad de aves de la estación ANE, posiblemente influenciada por la cercanía de esta estación con tierras ganaderas. Además, se encontró un incremento en la diversidad de aves en el periodo 2022 y 2023, que puede obedecer a la influencia del fenómeno del niño que se presentó en estos años. Entre los habitantes del poblado Buenavista, se evidencia un cambio positivo en la manera en que se relacionan con las aves; el consumo de aves silvestres por parte de los pobladores ha disminuido, además ven en las aves un potencial económico a través del aviturismo. Este panorama da cuenta del papel que están ejerciendo las comunidades locales en la conservación de las aves.

Recursos pesqueros

En relación con la valoración del componente recursos pesqueros, hasta lo registrado a septiembre de 2024, confirma que los cambios en la disponibilidad de los recursos responden a cambios en la salinidad del agua que a su vez es condicionada por la variabilidad climática. De acuerdo con esto, en la composición anual de la captura por especies de peces e invertebrados, se identificaron cambios en la representatividad de estas, en la cual entre 2002-2005 y 2014-2017, la pesquería estuvo sustentada en la extracción de especies estuarinas y marino-costeras, con registros similares al escenario anterior a las obras hidráulicas. Sin embargo, entre 1999 y 2001, al igual que los periodos 2006-2009 y 2011-2013 y 2018, se presentaron incrementos en las capturas de especies dulceacuícolas como la mojarra lora, producto de la disminución de la salinidad en la CGSM. En cambio, a septiembre de 2024, la representatividad estuvo dada por la mojarra rayada.

Se resalta una tendencia de recuperación de la producción pesquera a partir de 2017, que se conserva comparativamente hasta 2024, infiriendo con base en lo valorado a septiembre de 2024, que al finalizar la valoración a diciembre se mantendrá en niveles cercanos a 2023, con valores mayores a los ocho años anteriores (2009-2016) y por arriba del promedio anual de los 17 últimos años de la serie temporal del monitoreo pesquero. Se enfatiza que la condición climática actual, con ligero aumento de la salinidad y el comportamiento de las variables de desempeño pesquero en los nueve meses monitoreados en 2024, refleja junto con lo estimado desde 2017, una mejoría en el desempeño en la pesquería y en la condición ambiental de la CGSM.

El análisis bioeconómico de la pesquería, sustentado a partir del análisis de las capturas, ingresos y renta económica de pescadores por sitio de desembarco y artes de pesca, mostró en algunos años, una falta de correspondencia entre las capturas y los ingresos promedios de la pesquería en algunos años, debido a la variación en la composición de la captura desembarcada y de los precios de las especies y su relación con los sitios donde se desembarcó. Los ingresos promedios mensuales oscilaron entre 1.120(± 84) y 2.378 (± 219) millones COP (valores constantes). Así mismo, el análisis del indicador de renta económica ha presentado diferencias a nivel de sitios de desembarco y usos de los artes.



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA"



Producto del monitoreo pesquero, la actualización de las tallas de madurez ofrece insumos de manejo pesquero en términos de tallas mínimas de captura p.e.: chivo cabezón (*A. canteri*) - 30,1 cm Lt; chivo mapalé (*C. mapale*) - 16,3 cm Lt y mojarra rayada (*E. plumieri*) – 21,6 cm Lt. En el caso de los crustáceos, para la jaiba azul (*C. sapidus*), - 95 mm Aca y para la jaiba roja (*C. bocourti*) - 86,7 mm Aca. Como avances, para la actualización de tres especies se ha determinado que para la mojarra lora (*O. niloticus*) es de 19,1 cm Lt, para el coroncoro (*M. furnieri*) de 21,7 cm Lt y de manera preliminar para la mojarra peña (*C. kraussi*) de 15,3 cm Lt, Moncholo (*H. malabaricus*) de 26,6 cm Lt y la lisa (*M. incilis*) de 24,9 cm Lt

En atención a la problemática de explotación de la almeja, la Dirección Territorial Caribe (DTCA) de Parques Nacionales Naturales de Colombia (PNN), específicamente en el área protegida de VIPIS, conjuntamente con otras autoridades pertinentes han adoptado medidas de manejo para su conservación desde hace diez años, con el fin de buscar alternativas de solución, a través de proyectos productivos, como el ecoturismo, incluyendo en este proceso de concertación, socialización de resultados del monitoreo de este recurso, por parte de INVEMAR.



Recomendaciones





Calidad de aguas

Se recomienda realizar una actualización del inventario de fuentes contaminantes en la zona de estudio a fin de identificar los factores de estrés que impactan negativamente la calidad del agua y determinar la presencia de metales pesados y contaminantes emergentes.

Es necesario diseñar un plan estratégico para el manejo integral del sistema lagunar CGSM, en el cual las autoridades ambientales y de salud trabajen de manera articulada, priorizando la prevención de riesgos para la salud pública, mediante la implementación de sistemas eficaces de tratamiento de aguas residuales, el fortalecimiento de la regulación de vertimientos y el control de las actividades que impactan la calidad del agua y aplicación de campañas de educación ambiental dirigidas a las comunidades locales.

Se recomienda establecer una estrategia de sensibilización sobre la presencia de microalgas potencialmente nocivas en la CGSM y las problemáticas ambientales y en la salud pública que pueden ocasionar, teniendo en cuenta que Colombia carece de normatividad y regulaciones frente a la presencia de microalgas y sus biotoxinas, por lo tanto, es necesario difundir estas temáticas con la comunidad local y actores claves para avanzar en la gestión de este tipo de riesgos que afectan el ecosistema de la CGSM.

Bosque de manglar

En cuanto al bosque de manglar, se recomienda realizar estudios complementarios en la estación Sevillano para examinar los factores responsables de la variación intra-anual de la salinidad intersticial en ese sector, con el objetivo de proponer acciones apropiadas para la recuperación del ecosistema.

Se sugiere investigar los efectos de la entrada excesiva de sedimentos en la estación Aguas Negras sobre la respiración de las raíces subterráneas de los manglares de la especie *A. germinans*. También, las implicaciones del estrés fisiológico de las plantas y las condiciones del medio en la capacidad de regeneración de esta población.

Se recomienda realizar estudios de caracterización de las comunidades de macrófitas acuáticas en la estación Aguas Negras, sus patrones espacio-temporales de distribución y las interacciones de competencia por recursos con las especies de manglar.

Se recomienda fortalecer el relacionamiento con las comunidades aledañas a las estaciones, e implementar estrategias de fortalecimiento de capacidades y oportunidades de participación, con el fin de promover acciones de conservación, restauración y monitoreo del ecosistema de manglar.

Se recomienda realizar la limpieza de macrófitas acuáticas periódicamente, en especial en el sector del caño Clarín y Aguas Negras, para facilitar el acceso a las estaciones de monitoreo.

Comunidad de aves

Es importante prestar atención al comportamiento de la comunidad de aves de la estación ANE. Si bien, es la estación que presentó mayores valores de diversidad, estos se debieron a la presencia tanto de aves de hábitats de manglar como de aves que son frecuentes en hábitats intervenidos (las cuales resultaron ser algunas de las más abundantes en esta estación). También es importante llevar a cabo estudios dirigidos a conocer el estado de las poblaciones de las especies de interés de conservación en la CGSM, como lo son la guacharaca caribeña (*Ortalis garrula*), el colibrí cienaguero (*Chrysuronia lilliae*) el tordo chico (*Molothrus armenti*) y el chavarrí (*Chauna chavaria*). Estos estudios deben estar orientados a conocer condiciones clave para la persistencia de las poblaciones



de estas especies, como lo son sus ciclos reproductivos, la estructura poblacional, la disponibilidad de recursos, entre otras. Aunque este año se comenzó a documentar cómo los pobladores locales se relacionan con las aves, para entender su papel a la hora de conservarlas, este estudio estuvo dirigido únicamente a pescadores mayores de 50 años. Es necesario llevar a cabo estudios futuros que involucren otros grupos de la comunidad, como mujeres de diferentes edades, hombres de diferentes edades, infancias y juventudes. Por otra parte, considerando que los proyectos de aviturismo por parte de miembros de la comunidad de Buenavista, son demasiado inestables aún, es necesario seguir haciendo un acompañamiento desde instituciones externas, para consolidar este tipo de iniciativas y promover la vinculación de más miembros de la comunidad. Además, es necesario fortalecer las organizaciones comunitarias y contar con ellas como aliadas en procesos de educación ambiental y conservación de la biodiversidad.

Recursos pesqueros

En cuanto al estado de los recursos pesqueros, los cuales se mantienen con riesgo de sobreexplotación, especialmente para especies de alta demanda en el mercado local y vulnerabilidad de sus historias de vida, hace imperativo la intervención de las entidades reguladoras del recurso pesquero (la AUNAP), para aplicar estrategias de manejo con base en los resultados de este estudio y otros estudios realizados por el INVEMAR que detallan medidas de manejo participativo basadas en indicadores pesqueros ([INVEMAR, 2006](#)).

Una vez más se recomienda que las estrategias de manejo basadas en tallas mínimas de captura, vedas espaciotemporales, cuotas de pesca y esfuerzo óptimo de pesca, deban ir a escenarios de concertación entre las comunidades de pescadores, investigadores, administradores del recurso y ambiente (AUNAP, CORPAMAG y PNN). Para ello, es necesario que el proceso de Ordenamiento Pesquero deba ser retomado como una herramienta clave para lograr implantar un manejo pesquero con enfoque de ecosistemas. De igual manera, se sugiere aplicar manejo precautorio, aplicando estrategias de control y vigilancia, teniendo en cuenta que se sigue registrando pesca con métodos nocivos, tales como el "zangarreo", cuya operación ocurre en las raíces del manglar, el cual afecta las especies que usan el manglar como área de crianza. Similar atención se requiere, ante la evidencia en las capturas -aunque mínimas- del camarón tigre (*Penaeus monodon*), especie introducida, por los riesgos que generaría al interior de la CGSM, como transmisor de enfermedades virales para las otras especies.

Las observaciones de campo y análisis posterior permitieron corroborar la incertidumbre que se tenía con las estimaciones de las TM de las especies *Ariopsis canteri*, *Cathorops mapale*, *Euguerres plumieri*, *Callinectes sapidus* y *C. bocourti*, las cuales han sido usadas para sugerir tallas mínimas de captura como medida de manejo. Durante los últimos años, estas estimaciones han sido actualizadas ya que son de utilidad como punto de referencia límite para recomendar como medida de manejo, usándolo como criterio principal de talla mínima de captura.

Análogamente, dado los resultados obtenidos, se ha continuado con la actualización de otras especies que son consideradas de alta importancia comercial, para contribuir a su uso confiable como PRL y el índice de sostenibilidad relacionado. En esta dirección, el INVEMAR utiliza esta información para emitir conceptos al Comité Ejecutivo de la Pesca del MADS en lo que respecta a medidas de manejo pesquero para la CGSM.

La gran variabilidad observada en la evolución del ecosistema y sus recursos vivos, es indicativa de la necesidad de mantener el monitoreo actual de la calidad de aguas, manglares y recursos pesqueros; así mismo de relevancia la reciente implementación del monitoreo



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA"



hidrosedimentológico en los principales afluentes tributarios de la CGSM, lo anterior con el ánimo de tener una visión holística que favorezca el manejo y la gestión del complejo estuarino en el que interactúan los recursos hídricos, de flora y fauna, el ambiente, así como los usuarios de los mismos (pescadores, agricultores, ganaderos, servidores turísticos, etc.) y los actores gubernamentales, no gubernamentales, la academia e instituciones de investigación.



¿Para qué nos ha
servido la información
del **monitoreo en la
gestión de la CGSM?**





Desde la misión de INVEMAR:

- El monitoreo de la calidad del agua del sistema lagunar, ha permitido determinar cambios o alteraciones en la calidad del agua producto de períodos climáticos intensos y extremos. Además de Identificar problemas de calidad del agua a nivel sanitario.
- La información colectada con el monitoreo de los manglares, ha permitido generar alertas tempranas de degradación del ecosistema de manglar, y ha suministrado información de línea base para el diseño de pilotos de restauración activa, por ejemplo, la instalación de montículos de sedimentos en el sector caño Clarín-Km22. Asimismo, la caracterización de la comunidad de aves asociadas al manglar constituye un insumo clave para la formulación y ejecución de proyectos de aviturismo que contribuyen al bienestar de las comunidades locales y a la conservación de las aves.
- Implementación de una operación estadística a partir de un indicador de presión sobre los recursos pesqueros de la CGSM (Operación certificada por el DANE).
- Recomendaciones de medidas de manejo pesquero a través del concepto al comité ejecutivo para la pesca (CPT-VAR-010-24) e informe de estado de los recursos (INVEMAR, 2024) dirigidas a entidades ambientales y pesqueras (CORPAMAG, MADS, MADR, AUNAP, etc).
- Se contribuyó a suscripción e implementación de acuerdo comercial entre empresa procesadora de jaibas y asociación de pescadores de este recurso y Acuerdo de manejo pesquero recurso jaiba CGSM.
- Divulgación de la información a comunidades, entidades relacionadas con la gestión de la CGSM y comunidad científica.



Bibliografía



Aguirre, S. E., Piraneque, N. V., & Linero-Cueto, J. (2021). Concentración de metales pesados y calidad físico-química del agua de la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 24(1).

Alleman, L. K., & Hester, M. W. (2011). Reproductive Ecology of Black Mangrove (*Avicennia germinans*) Along the Louisiana Coast: Propagule Production Cycles, Dispersal Limitations, and Establishment Elevations. *Estuaries and Coasts*, 34(5), 1068–1077. <https://doi.org/10.1007/s12237-011-9404-8>.

Allen, D. C., Bateman, H. L., Warren, P. S., de Albuquerque, F. S., Arnett-Romero, S., & Harding, B. (2019). Long-term effects of land-use change on bird communities depend on spatial scale and land-use type. *Ecosphere*, 10(11). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2952>.

Alongi, D. M. (2009). The energetics of mangrove forests. In *Journal of Chemical Information and Modeling* (Vol. 53, Issue 9). Springer.

Alongi, D. M. (2021). Responses of mangrove ecosystems to climate change in the Anthropocene. *Mangroves: Ecology, biodiversity and management*, 201-224.

Álvarez-León, R., E. Carbonó-De la Hoz, W. A. Troncoso-Olivo, O. Casas-Monroy y P. Reyes-Forero. 2004. La vegetación Terrestre, Eurihalina y dulceacuícola de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta. 77-96. En: Garay, J., J. Restrepo, O. Casas, O. Solano y F. Newmark (eds.). (2004). Los manglares de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta: pasado, presente y futuro. INVEMAR – serie de publicaciones especiales No. 11. Santa Marta. 236 p.

Alzate, J.C. (2019). Remoción biológica de nitrógeno por nitrificación y desnitrificación aeróbica en reactor de cargas secuenciales SBR. Tesis de maestría. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de la Plata, 128 pp.

Anderson, M. J. (2001). A new method for nonparametric multivariate analysis of variance. *Australian Journal of Ecology*, 26, 32–46.

Arroyo-Rodríguez, V., Rös, M., Escobar, F., Melo, F. P. L., Santos, B. A., Tabarelli, M., & Chazdon, R. (2013). Plant β -diversity in fragmented rain forests: Testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology*, 101(6), 1449–1458. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12153>

Austin, B., y Austin, D. A. (2012). *Bacterial Fish Pathogens: Disease of Farmed and Wild Fish*. Springer.

Ávila F. y Looor J. (2018). Niveles de mercurio en peces *Oreochromis niloticus* (Tilapia) del embalse La Esperanza del Cantón Bolívar. Tesis de pregrado. Facultad de Ingeniería. Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López, 62 pp.

Ball, M. C. (2002). Interactive effects of salinity and irradiance on growth: implications for mangrove forest structure along salinity gradients. *Trees*, 16(2), 126–139. <https://doi.org/10.1007/s00468-002-0169-3>.

Bennion, V., Dwyer, J. M., Twomey, A. J., & Lovelock, C. E. (2024). Decadal Trends in Surface Elevation and Tree Growth in Coastal Wetlands of Moreton Bay, Queensland, Australia. *Estuaries and Coasts*, 47(7), 1955–1971. <https://doi.org/10.1007/s12237-024-01325-y>

Blanco, J. A., & Viloria, E. A. (2006). ENSO and salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, Colombian Caribbean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66(1-2), 157-167.



Berger, U., Adams, M., Grimm, V., & Hildenbrandt, H. (2006). Modelling secondary succession of neotropical mangroves: Causes and consequences of growth reduction in pioneer species. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7(4), 243–252. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2005.08.001>

Blanco, J. A., J. C. Narváez B. y E. A. Viloria. (2007). Enso and the rise and fall of a tilapia fishery in northern Colombia. *Fish. Res.*, 88: 100-108.

Bicudo M. C. y M. Menezes. (2006). Géneros de Algas de Aguas Continentais do Brasil. Chave para identificação e descrições. Rima. Segunda edición. São Carlos. 502 p.

Billerman, S. M., Keeney, B. K., Rodewald, P. G., & Schulenberg, T. S. (2022). Birds of the world (S. M. Billerman, B. K. Keeney, P. G. Rodewald, & T. S. Schulenberg, Eds.). Cornell Laboratory of Ornithology. <https://birdsoftheworld.org/bow/home>.

Bray, J., & Curtis, J. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27, 325–349.

Brennan, B., Lawler, J., & Regan, F. (2021). Recovery of viable ammonia–nitrogen products from agricultural slaughterhouse wastewater by membrane contactors: a review. *Environmental Science Water Research & Technology*, 7(2), 259-273. <https://doi.org/10.1039/d0ew00960a>

Brown, N. (2004). Natural Regeneration of Tropical Rain Forests. In J. B. T.-E. of F. S. Burley (Ed.), *Encyclopedia of Forest Sciences* (pp. 1062–1066). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B0-12-145160-7/00232-5>.

Boesing, A. L., Nichols, E., & Metzger, J. P. (2018). Biodiversity extinction thresholds are modulated by matrix type. *Ecography*, 41(9), 1520–1533. <https://doi.org/10.1111/ecog.03365>.

Box, G. E., & Cox, D. R. (1964). An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 26(2), 211-243.

Bowler, D. E., Heldbjerg, H., Fox, A. D., de Jong, M., & Böhning-Gaese, K. (2019). Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. *Conservation Biology*, 33(5), 1120–1130. <https://doi.org/10.1111/cobi.13307>

Buchar, C. (2023). Estudio de metales pesados en agua y sedimentos de la ciénaga de Mallorquín, Atlántico. Tesis de pregrado. Universidad del Norte. Departamento de Física y Geociencias, 55 p.

Buchman, M. (2008). NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1. Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, 34 p.

Cadavid, B. C., Bautista, P. A., Espinosa, L. F., Hoyos, A. J., Malagón, A. L., Mármol, D., ... & Viloria, E. (2011). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2011.

Camargo, J. A., & Alonso, Á. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32(6), 831-849. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002>

Carrera-Villacrés, D., Guerrón-Varela, E., Cajas-Morales, L., González-Farinango, T., Guamán-Pineda, E., & Velarde-Salazar, P. (2018). Relación de temperatura, pH y CE en la variación de concentración



de fosfatos en el Río Grande, cantón Chone. Revista Congreso de Ciencia y Tecnología, 13(1).
<https://doi.org/10.24133/cctespe.v13i1.807>

Carrillo-Durán, I. D., & Medina-Daza, R. J. (2019). Multitemporal analysis of the flow of sediments using MODIS MYD09 and MOD09 images. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 29(2), 69-86.

Castellanos-Galindo, G. A., Krumme, U., Rubio, E. A., & Saint-Paul, U. (2013). Los peces de los manglares del Pacífico colombiano: diversidad, uso de hábitats y conservación. *Biota Colombiana*, 14(1), 123-138.

Cebrián-Piqueras, M. A., Filyushkina, A., Johnson, D. N., Lo, V. B., López-Rodríguez, M. D., March, H., Oteros-Rozas, E., Peppler-Lisbach, C., Quintas-Soriano, C., Raymond, C. M., Ruiz-Mallén, I., van Riper, C. J., Zinngrebe, Y., & Plieninger, T. (2020). Scientific and local ecological knowledge, shaping perceptions towards protected areas and related ecosystem services. *Landscape Ecology*, 35(11), 2549–2567. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01107-4>

Clarke, K.L. y R.M. Warwick. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory. Natural Environment research Council. UK. 131 p.

Cintrón-Molero, G., & Schaeffer-Novelli, Y. (1983). Introduction to mangrove ecology. UNESCO.

Coelho, J., Monteiro, R., Catry, T., Lourenço, P. M., Catry, P., Regalla, A., Catry, I., Figueira, P., Pereira, E., & Vale, C. (2016). Estimation of mercury background values in sediment and biota of the Bijagós archipelago, Guinea-Bissau. *Marine Pollution Bulletin*, 111(1-2), 488-492. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.053>.

CONAGUA - Comisión Nacional del Agua. 2015. Monitoreo de calidad del agua. Disponible en: <http://files.conagua.gob.mx/transparencia/CalidaddelAgua.pdf>.

Contreras, A. (2016). Valoración económica del servicio ecosistémico de soporte a la pesquería provisto por el ecosistema de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Economía del Caribe*, (18), 3.

Córdoba-Meza T., Espinosa-Díaz, L. F., y Vivas-Aguas, L. J. (2022). Ocurrencia y distribución de *Vibrio cholerae* cultivable en La Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Acta Biológica Colombiana*, 27(2), 199 - 207. <https://doi.org/10.15446/abc.v27n2.92057>.

Cotes, G. 2004. Gestión institucional para la rehabilitación de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta y sus bosques de manglar. 41-58p. En: Garay, J., J. Restrepo, O. Casas, O. Solano y F. Newmark (eds). 2004. Los manglares de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta: pasado, presente y futuro. INVEMAR-Serie de publicaciones especiales No.11. Santa Marta.236 p.

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117–143.

Cronberg G., y H. Annodotter. 2006. Manual on aquatic cyanobacteria: A photo guide and synopsis of their toxicology. Denmark International Society for the Study of Harmful Algae and United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 105p.

DANE - Departamento Administrativo Nacional de Estadística. (2024a). Proyecciones y retroproyecciones de población municipal para el periodo 1985-2019 y 2020-2035 con base en el CNPV 2018. Serie municipal de población por área, para el periodo 2020-2035. Disponible en: <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion>. Consultado el 26 de noviembre de 2024.



DANE – Departamento administrativo nacional de estadística. 2024b. Índice de precios al consumidor (IPC). Disponible en: <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/precios-y-costos/indice-de-precios-al-consumidor-ipc>. Consultado el 28 de noviembre de 2024.

Day J.W., C. Hall, W.M. Kemp y A. Yáñez-Arancibia. (1989). Estuarine ecology. Wiley Interscience, John Wiley y Sons, Nueva York. 558 p.

De La Hoz-M., J., C. Bustamante y L. Manjarrés–Martínez. (2017). Análisis de la estructura de tallas de captura de las principales especies ícticas explotadas por las pesquerías artesanales de Colombia durante el período marzo-diciembre de 2017. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Bogotá. 38 p.

De La Hoz-M. J. y L. Manjarrés–Martínez. (2018). Parámetros biológico-pesqueros obtenidos a partir de la información colectada en las diferentes cuencas y litorales del país durante el período julio-diciembre de 2018. Informe técnico. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Bogotá. 34 p.

De La Peña A., C. Rojas y M. De la Peña. 2010. Valoración económica de manglar por el almacenamiento de carbono, Ciénaga Grande de Santa Marta. Clío América. Universidad del Magdalena. Año 4 N° 7, 133-150 p.

Dilger, R y Schnetter, M. 1998. The ProCiénaga project-an example for delta ecosystem biodiversity managing and monitoring for the benefit of a local people's better quality of life. 91-100. En: Biodiversity of Colombia. A call for colombian-german cooperation: Proceeding of the bilateral symposium Bonn, 14-15 November 1997. Manfred Kraemar; Wilhelm Barthlott (Eds.). Göttingen: Cuviller verlag. 139 p.

Dong, J., & Kuang, S. (2024). Bibliometric Analysis of Nitrogen Removal in Constructed Wetlands: Current Trends and Future Research Directions. *Water*, 16(10), 1453. <https://doi.org/10.3390/w16101453>.

Duarte L.O., J. De la Hoz Maestre, A. Martínez, J. Rodríguez y L. Manjarrés–Martínez. (2019). Parámetros biológico-pesqueros obtenidos a partir del monitoreo de los desembarcos de las pesquerías artesanales de Colombia efectuado durante el período febrero-diciembre de 2019. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Bogotá, 38 p.

Driscoll, C. T., Mason, R. P., Chan, H. M., Jacob, D. J., & Pirrone, N. (2013). Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effects. *Environmental Science & Technology*, 47(10), 4967-4983. <https://doi.org/10.1021/es305071v>.

Edberg, S. C., Rice, E. W., Karlin, R. J., & Allen, M. J. (2000). Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection. *Journal of Applied Microbiology*, 88(S1), 106S-116S.

Eddy, F. B. (2005). Ammonia in estuaries and effects on fish. *Journal of Fish Biology*, 67(6), 1495-1513. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2005.00930.x>

Edler, L., y M. Elbrächter. (2010). The Utermöhl method for quantitative phytoplankton analysis 13 – 20. En: Karlson, B., Cusack, C. y Bresnan, E. (Eds.). Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. Intergovernmental Oceanographic Commission of ©UNESCO. (IOC Manuals and Guides, no. 55.) Paris. 110 p.



Filgueiras, B. K. C., Peres, C. A., Melo, F. P. L., Leal, I. R., & Tabarelli, M. (2021). Winner–loser species replacements in human-modified landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.02.006>

Fraile, H., Franco, J., Ruiz, A., Villate Guinea, F., & Orive Aguirre, E. (1991). Algunos datos sobre variables indicadoras del estado trófico del estuario de la Reserva de Urdaibai. *Kobie. Ciencias Naturales*, ISSN 0214-6967, No. 20, 1991, Págs. 33-38, 20, 33–38. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7770723&info=resumen&idioma=SPA>.

Franks P.J.S. y B.A. Keafer. (2004). Sampling techniques and strategies for coastal phytoplankton blooms. 51-76. En: Hallegraeff, G.M., D.M. Anderson y A.D. Cembella (Ed.). *Manual on harmful marine microalgae*. Monographs on Oceanographic Methodology. UNESCO Publishing, Paris. 793 p.

Froese, R. y Binohlan, C. (2000). Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology* 56, 758–773.

Froese, R. (2004). Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish and Fisheries* 5, 86-91.

Garay, J., J. Restrepo, O. Casas, O. Solano y F. Newmark. (Eds.). (2004). *Los manglares de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta: pasado, presente y futuro*. INVEMAR. Serie de publicaciones especiales. No. 11. Santa Marta. 236 p.

González-Arteaga, M., & Ricaurte-Villota, C. (2023). Dinámica morfológica reciente de la desembocadura de Ciénaga Grande de Santa Marta: evolución, tendencias y causas. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 52 (1), 45-64.

Gower, J. C. (1971). A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics*, 27, 857–874.

Grande, E., Seybold, E. C., Tatariw, C., Visser, A., Braswell, A., Arora, B., Birgand, F., Haskins, J., & Zimmer, M. (2023). Seasonal and tidal variations in hydrologic inputs drive salt marsh porewater nitrate dynamics. *Hydrological Processes*, 37(8). <https://doi.org/10.1002/hyp.14951>.

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC). (2021). *Cambio climático 2021: Los fundamentos físicos*. Sexto Informe de Evaluación del Grupo de trabajo I.

Hogarth, P. J. (2015). *The Biology of Mangroves and Seagrasses* (Third). Oxford University Press.

Hoyos, R., Urrego, L. E., & Lema, Á. (2013). Respuesta de la regeneración natural en manglares del golfo de urabá (Colombia) a la variabilidad ambiental y climática intra-anual. *Revista de Biología Tropical*, 61(3), 1445–1461. <https://doi.org/10.15517/rbt.v61i3.11971>

IDEAM. (2024). Catálogo Nacional de Estaciones del IDEAM. <https://www.datos.gov.co/Ambiente-y-Desarrollo-Sostenible/Cat-logo-Nacional-de-Estaciones-del-IDEAM/hp9r-jxuu/data>

IDEAM- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (2014). Actualización del componente Meteorológico del modelo institucional del IDEAM sobre el efecto climático de los fenómenos El Niño y La Niña en Colombia, como insumo para el Atlas Climatológico. <http://archivo.ideam.gov.co/web/tiempo-y-clima/clima/fenomenos-el-nino-y-la-nina>

IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2024). Disponible en: <http://archivo.ideam.gov.co/web/tiempo-y-clima/climatologico-mensual>. Fecha de consulta:



diciembre 2024. IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - 2024. Boletín Climatológico Mensual - CLIMATOLÓGICO MENSUAL - IDEAM. (s/f).

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. (2006). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2006, Volumen 5. Santa Marta 111 p + anexos.

INVEMAR. (2011). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INVEMAR. Informe Técnico Final. Santa Marta 127 p.+ anexos.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. (2016). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2015, Volumen 14. Santa Marta 181p.+ anexos.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”, Minambiente – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y PNN – Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2017a). Caracterización y diagnóstico topobatimétrico, sedimentológico e hidrológico de la CGSM e implementación de modelo hidrológico. Convenio Interadministrativo No. 430 de 2017. Informe técnico final. Santa Marta. 119 p.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras. (2017b). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2016, Volumen 15. Santa Marta 139 p.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. (2018). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2017, volumen 17. Santa Marta. 174 p.+ anexos.

INVEMAR– Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. (2019). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2019, Volumen 18. Santa Marta 214 p + anexos.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. (2021). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2020, Volumen 19. Santa Marta 193p. + Anexos

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. (2021a). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2021, Volumen 20. Santa Marta 178 p.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. (2022). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2022, Volumen 21. Santa Marta 168p.



INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. (2023). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2023, Volumen 22. Santa Marta 196 p.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. (2023a). Diagnóstico de calidad ambiental marina REDCAM. Cusba, J, P. Obando y L. Espinosa (Eds). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM: INVEMAR, MinAmbiente, CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCRE, CVS, CORPOURABÁ, CODECHOCÓ, CVC, CRC y CORPONARIÑO. Informe técnico final 2022, Santa Marta. 233 p.

INVEMAR. (2024). Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2023. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 202 p.

INVEMAR. (2024). Sistema de Información Ambiental Marina de Colombia – SIAM. Base de datos del sistema de información de calidad ambiental marina de la REDCAM. Información de salinidad de las estaciones ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta - CGSM, departamento de Magdalena. CORPAMAG - MinAmbiente - INVEMAR. datos correspondientes al año 2024. 14/10/2024.

Janda, J. M., y Abbott, S. L. (2010). The genus *Aeromonas*: taxonomy, pathogenicity, and infection. *Clinical Microbiology Reviews*, 23(1), 35–73.

Jaramillo, F., Licero, L., Åhlen, I., Manzoni, S., Rodríguez-Rodríguez, J. A., Guittard, A., Hylin, A., Bolaños, J., Jawitz, J., Wdowinski, S., Martínez, O., & Espinosa, L. F. (2018). Effects of Hydroclimatic Change and Rehabilitation Activities on Salinity and Mangroves in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Wetlands*, 38(4), 755–767. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1024-7>

Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>

Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha beta concepts. *Ecology*, 88(10), 2427–2439.

Knox, G.A. (2001). The ecology of seashore. CRC Press. Boca Ratón. 557 p.

Komárek J. y K. Anagnostidis. (1986). Modern approach to the classification system of Cyanophytes 2 – Chroococcales. *Arch Hydrobiol Suppl* 73 (Algol Stud 43), 157 – 226.

Komárek J. y K. Anagnostidis. (1989). Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4 – Nostocales. *Arch Hydrobiol Suppl* 82 (Algol Stud 56), 247 – 345.

Kulkarni, A. (2011). Water Quality Retrieval from Landsat TM Imagery. *Complex adaptive systems*, 6(0), 475- 480. doi:10.1016/j.procs.2011.08.088.

Kruskal, J. B. (1964). Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, 29, 115–129.

Laughinghouse, H. D., Smyth, A., Havens, K., & Frazer, T. (2022). Repensando el papel del nitrógeno y fósforo en la eutrofización de los ecosistemas acuáticos. *EDIS*, 2022(2). <https://doi.org/10.32473/edis-sg191-2022>.



- Lindenmayer, D. B., Lane, P. W., Barton, P. S., Crane, M., Ikin, K., Michael, D., & Okada, S. (2016). Long-term bird colonization and turnover in restored woodlands. *Biodiversity and Conservation*, 25(8), 1587–1603. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1140-8>.
- Lipp, E. K., Huq, A., & Colwell, R. R. (2002). Effects of global climate on infectious disease: the cholera model. *Clinical Microbiology Reviews*, 15(4), 757–770.
- Liu, S. M., Li, R. H., Zhang, G. L., Wang, D. R., Du, J. Z., Herbeck, L. S., Zhang, J., & Ren, J. L. (2011). The impact of anthropogenic activities on nutrient dynamics in the tropical Wenchanghe and Wenjiaohe Estuary and Lagoon system in East Hainan, China. *Marine Chemistry*, 125(1-4), 49-68. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2011.02.003>.
- López, M. y Madroñero, S. (2015). Estado trófico de un lago tropical de alta montaña: caso laguna de La Cocha. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25 (2), pp. 21-42, DOI: <http://dx.doi.org/10.18359/rcin.1430>.
- Lowerre-Barbieri, S., Villegas-Rios, D., Walters, S., Bickford, J., Cooper, W., Muller, R., & Trotter, A. (2014). Spawning Site Selection and Contingent Behavior in Common Snook, *Centropomus undecimalis*. *PLoS ONE*, 9(7), e101809. doi:10.1371/ journal.pone.0101809.
- MacDonald, D., D. Carr, D. Eckenrod, H. Greening, S. Grabe, G. Ingersoll, S. Janicki, R. LindsKoog, E. Long, R. Pribble, G. Sloane, D. Smorong. (2004). Development, Evaluation, and Application of Sediment Quality Targets for Assessing and Managing Contaminated Sediments in Tampa Bay, Florida. *Environmental Contamination and Toxicology*. Vol. 46: 147-161.
- Mahmud M., F. Ejeian, S. Azadi, M. Myers, B. Pejicic, R. Abbassi, A. Razmjou y M. Asadnia. (2020). Recent progress in sensing nitrate, nitrite, phosphate, and ammonium in aquatic environment. *Chemosphere*. Vol 259. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127492>
- Mancera, J. E., y L. A. Vidal. 1994. Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 23: 103-117p.
- Mármol-Rada, D., E. Vilorio-Maestre y J. Blanco-Racedo. (2010). Efectos de la pesca sobre la biología reproductiva de la lisa *Mugil incilis* (piscis: mugilidae) en la Ciénaga Grande De Santa Marta, Caribe Colombiano. *Bol. Inv. Mar. Cost* 39(2), 215-231.
- Martinez-Urtaza, J., et al. (2016). *Emerging Vibrio species in the environment and their public health implications*. *Frontiers in Microbiology*, 7, 446. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00446>
- Mason, R. P., Choi, A. L., Fitzgerald, W. F., Hammerschmidt, C. R., Lamborg, C. H., Soerensen, A. L., & Sunderland, E. M. (2012). Mercury biogeochemical cycling in the ocean and policy implications. *Environmental Research*, 119, 101-117. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.03.013>.
- McKee, K. (1995). Mangrove species distribution and propagule predation in Belize: an exception to the dominance-predation hypothesis. *Biotropica*, 27, 334–345. <https://doi.org/10.2307/2388919>
- McKenzie, L. J., Campbell, S. J., & Roder, C. A. (2003). *Seagrass-Watch: Manual for Mapping & Monitoring Seagrass Resources*. (2nd ed.). Seagrass-Watch.
- Mehlig, U. (2006). Phenology of the red mangrove, *Rhizophora mangle* L., in the Caeté Estuary, Pará, equatorial Brazil. *Aquatic Botany - AQUAT BOT*, 84, 158–164. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.09.007>



MinAmbiente - Ministerio De Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). Decreto N° 1076 de 2015. Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible. Decreto N° 1594 de 1984, artículos 2.2.3.3.9.7, 2.2.3.3.9.8 y 2.2.3.3.9.10, en cuanto a usos del agua y residuos líquidos. Bogotá, 2015. Disponible en: <http://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article/81-normativa/2093-plantilla-areas-planeacion-y-seguimiento-30#normas-fuente>

MinAmbiente-Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2023). Boletín No 1 del Consejo Nacional del Agua, preparación para la alta probabilidad de ocurrencia del fenómeno del niño 2023. Publicado el 26 de mayo de 2023 <https://www.minambiente.gov.co/boletin-no-1-del-consejo-nacional-del-agua-preparacion-para-la-alta-probabilidad-de-ocurrencia-del-fenomeno-del-nino-2023/> (consultado el 3 de diciembre de 2024).

MinSalud - Ministerio de Salud y Protección Social. (2012). Resolución N°122 de 2012. Por medio de la cual se modifica parcialmente la Resolución N° 776 de 2008. <https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/DE/DIJ/resolucion-0122-de-2012.pdf>.

Montoya-Pfeiffer. (2022). Biología reproductiva y diversidad genética de manglares: implicaciones para su restauración ecológica. In J. A. Rodríguez-Rodríguez (Ed.), La restauración de los manglares en Colombia: Técnicas, saberes y experiencias (pp. 74–85). INVEMAR.

Morante-Filho, J. C., Faria, D., Mariano-Neto, E., & Rhodes, J. (2015). Birds in Anthropogenic Landscapes: The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. PLOS ONE, 10(6), e0128923. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128923>.

Narváez, J.C., M. Rueda, E. Vilorio, J. Blanco, J.A. Romero, F. Newmark. (2005). Manual del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR (SIPEIN V.3.0): Una herramienta para el diseño de sistemas de manejo pesquero. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR. Santa Marta Colombia. 128 p. (Serie de documentos generales del INVEMAR No. 18)

Narváez, J. C., F. Pertuz, y J. B. Racado. 2008. Efecto de los artes de pesca sobre el tamaño de los peces en una pesquería artesanal del Caribe colombiano. Boletín de Investigaciones Marinas y costeras, 37(2). 163-187.

Navas-Parejo J. Corzo A. y Papaspyrou S. (2020). Seasonal cycles of phytoplankton biomass and primary production in a tropical temporarily open-closed estuarine lagoon – The effect of an extreme climatic event. Science of the Total Environment. Vol 723. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138014>.

Neumann, R.M. y M.S. Allen. 2007. Size structure. En: Guy, C.S. y Brown, M.L. (ed.). Analysis and Interpretation of Freshwater Fisheries Data, chapter 9, American Fisheries Society, Bethesda, MD.375-421.

Njiru, D. M., Githaiga, M. N., Nyaga, J. M., Lang'at, K. S., & Kairo, J. G. (2022). Geomorphic and Climatic Drivers Are Key Determinants of Structural Variability of Mangrove Forests along the Kenyan Coast. Forests, 13(6), 1–18. <https://doi.org/10.3390/f13060870>.

NOAA. (2024). Cold & Warm Episodes by Season. https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php



Nunes, L. S. C., & Camargo, A. F. M. (2020). The interspecific competition of tropical estuarine macrophytes is not density-dependent. *Aquatic Botany*, 164, 103233. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2020.103233>.

Ocampo-Peñuela, N., & Winton, R. S. (2017). Economic and Conservation Potential of Bird-Watching Tourism in Postconflict Colombia. *Tropical Conservation Science*, 10. <https://doi.org/10.1177/1940082917733862>.

Ogle, D. 2013. FishR Vignette- Maturity Schedules. Northland College. 7 p.

Ong, J.E. & Gong, W.K. (2013). Structure, Function and Management of Mangrove Ecosystems. ISME Mangrove Educational Book Series No. 2. International Society for Mangrove Ecosystems (ISME), Okinawa, Japan, and International Tropical Timber Organization (ITTO), Yokohama, Japan.

Panduro, G., Rengifo, G.C., Barreto, J.L., Arbaiza-Peña, A.K., Iannaccone, J., Alvarino, L., Crnobrna, B. (2020). Bioacumulacion por mercurio en peces y riesgo por ingesta en una comunidad nativa en la amazonia peruana. *Revista de investigaciones veterinarias del Perú*, 31(3), e18177. <https://doi.org/10.15381/rivep.v31i3.18177>.

Paparazzo, F. E., Farías, L., Santinelli, N., Alder, V., & Esteves, J. L. (2013). Incorporación de nitrato por fitoplancton en dos ambientes marinos diferentes de la provincia de Chubut (42°-46°S, Argentina). *Revista De Biología Marina Y Oceanografía*, 48(3), 591-600. <https://doi.org/10.4067/s0718-19572013000300015>

Perera-García, MA, Mendoza-Carranza, M, & Páramo-Delgadillo, S. (2008). Dinámica reproductiva y poblacional del robalo, *Centropomus undecimalis* (perciformes: Centropomidae), en barra San Pedro, Centla, México. *Universidad y ciencia*, 24(1), 49-59. Recuperado en 03 de diciembre de 2024, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0186-29792008000400006&lng=es&tlng=es.

Price, K., Daust, K., Lilles, E., & Roberts, A. M. (2020). Long-term response of forest bird communities to retention forestry in northern temperate coniferous forests. *Forest Ecology and Management*, 462(December 2019), 117982. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117982>.

PROCIENAGA. (1995). Plan de manejo ambiental de la subregión Ciénaga Grande de Santa Marta. Proyecto de rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta, PRO-CIENAGA (CORPAMAG - INVEMAR - CORPES - GTZ), Santa Marta, sp.

Proffitt, C. E., & Devlin, D. J. (2005). Long-term growth and succession in restored and natural mangrove forests in southwestern Florida. *Wetlands Ecology and Management*, 13(5), 531–551. <https://doi.org/10.1007/s11273-004-2411-9>

Proffitt, C. E., & Travis, S. E. (2010). Red Mangrove Seedling Survival, Growth, and Reproduction: Effects of Environment and Maternal Genotype. *Estuaries and Coasts*, 33(4), 890–901. <https://doi.org/10.1007/s12237-010-9265-6>.

RStudio Team (2020). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>

R – Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

R Core Team. (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. (R version 4.3.1). R Foundation for Statistical Computing.



Rabinowitz, D. (1978). Dispersal Properties of Mangrove Propagules. *Biotropica*, 10(1), 47–57.
<https://doi.org/10.2307/2388105>

Ramírez-González, A., & Viña-Vizcaíno, G. (1998). *Limnología Colombiana: Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis*. Editorial Panamericana. Bogotá, Colombia.

Rao, G.S. y Rao, G.N. (2010). Study of ground water quality in greater Viskhapatnun city, Andhra Pradesh (India)," *J. of Env. Sc. & Engg.* 52:137-146.

Ralph, C. J., Droege, S., & Sauer, J. R. (1995). Managing and monitoring birds using point counts: Standards and applications. Workshop on Monitoring Bird Population Trends by Point Counts, 161–169.

Reithmaier, G. M. S., Chen, X., Santos, I. R., Drexler, M. J., Holloway, C., Call, M., Álvarez, P. G., Euler, S., & Maher, D. T. (2021). Rainfall drives rapid shifts in carbon and nutrient source-sink dynamics of an urbanised, mangrove-fringed estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 249, 107064.
<https://doi.org/10.1016/j.ECSS.2020.107064>

Reynolds, C. S. (2006). *Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.

Reyes-Motavita, M. C., & Hernández-Castillo, B. E. (2023). Biodiversidad acuática del Sitio Demostrativo de Ecohidrología PHI-UNESCO DRMI-Sitio Ramsar Complejo Cenagoso de Zapatos. Volumen 4. Macrófitas acuáticas. Fundación Natura, Ideam

Rivera-Monroy, V., J. Mancera-Pineda, R. Twilley, O. Casas-Monroy, E. Castañeda-Moya, J. Restrepo, F. Daza-Monroy, L. Perdomo, S. Reyes-Forero, E. Campos, M. Villamil y F. PintoNolla. (2001). Estructura y función de un ecosistema de manglar a lo largo de una trayectoria de restauración: el caso de la región Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final. Contrato 429-97 Minambiente/INVEMAR/COLCIENCIAS/University of Louisiana at Lafayette/Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés". Santa Marta. 244 p.

Rodríguez, A. (2015). Distribución de nitrógeno y fósforo en agua, sedimento y productores primarios en dos lagunas costeras con diferente grado de antropización y conexión con el océano. Tesis de pregrado. Universidad de la República. Facultad de Ciencias, 41 p.

Rodríguez-Rodríguez, J. A. (2015). Trayectorias de rehabilitación del bosque de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, luego de su reconexión con el Río Magdalena [Universidad Nacional de Colombia].
chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgiclfndmkaj/https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/unal/75852/1/201201810612.2015.pdf

Rodríguez-Rodríguez, J. A., Pineda, J. E. M., Trujillo, L. V. P., Rueda, M. E., & Ibarra, K. P. (2018). Ciénaga Grande de Santa Marta: the largest lagoon-delta ecosystem in the Colombian Caribbean. *The wetland book II: distribution, description and conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 757-772.

Round F.E., R. M. Crawford y D. G. Mann. (1990). *The Diatoms. Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press. Cambridge. 747 p.

Ruiz-Ramírez, D.C. (2017). Método de Estimación de Sólidos Suspendidos Totales como Indicador de la Calidad del Agua Mediante Imágenes Satelitales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.



Saborido-Rey, F. (2004). Ecología de la reproducción y potencial reproductivo en las poblaciones de peces marinos. Universidad de Vigo, España. 69p.

Sánchez R.M., M. Castro-González, S. Zea. (2011). Efecto del enriquecimiento por nitrógeno y fósforo en los cambios netos de nutrientes y producción fitoplanctónica en la desembocadura del río Sevilla, Ciénaga Grande de Santa Marta. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 35 (134): 35-43. ISSN 0370-3908.

Sánchez-Núñez, D. A., & Mancera-Pineda, J. E. (2011). Flowering patterns in three neotropical mangrove species: Evidence from a Caribbean island. Aquatic Botany, 94(4), 177–182.

Sánchez-Núñez, D. A., Rodríguez-Rodríguez, J. A., & Mancera Pineda, J. E. (2023). Effects of climate variability and hydrological rehabilitation measures on long-term mangrove trajectories: From reproduction to recruitment and landscape cover changes. Journal of Applied Ecology, 60(12), 2508–2520. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14536>

Sekercioglu, C. H. (2012). Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. Journal of Ornithology, 153, 153–161. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0869-4>.

Selin, N. E. (2009). Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review. Annual Review Of Environment And Resources, 34(1), 43-63. <https://doi.org/10.1146/annurev.enviro.051308.084314>.

Sidik, F., Neil, D., & Lovelock, C. E. (2016). Effect of high sedimentation rates on surface sediment dynamics and mangrove growth in the Porong River, Indonesia. Marine Pollution Bulletin, 107(1), 355–363. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.048>

Souza, M., & Sampaio, E. (2011). Predation on propagules and seedlings in mature and regenerating mangroves in the coast of Ceará, Brazil. Hydrobiologia, 661, 179–186. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0522-2>.

Suárez-Almiñana, S., Paredes-Arquiola, J., Andreu, J., & Solera, A. (2021). Efecto del cambio climático en la calidad del agua de la Cuenca del Júcar. Ingeniería del agua, 25(2), 75-95.

Su, Y. C., y Liu, C. (2007). Vibrio parahaemolyticus: a concern of seafood safety. Food Microbiology, 24(6), 549–558.

Schwoerer, T., & Dawson, N. G. (2022). Small sight—Big might: Economic impact of bird tourism shows opportunities for rural communities and biodiversity conservation. PLOS ONE, 17(7), e0268594. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0268594>.

Statham, P. J. (2011). Nutrients in estuaries - An overview and the potential impacts of climate change. The Science of the Total Environment, 434, 213-227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.088>.

Tan, X., Yan, P., Liu, Z., Qin, H., & Jiang, A. (2023). Demographics, behaviours, and preferences of birdwatchers and their implications for avitourism and avian conservation: A case study of birding in Nonggang, Southern China. Global Ecology and Conservation, 46, e02552. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02552>

Tavera, H. A. (2014). Lineamientos nacionales para el monitoreo de ecosistemas de manglar en Colombia.



Tay, H. W., Bryan, K. R., Pilditch, C. A., Park, S., & Hamilton, D. P. (2011). Variations in nutrient concentrations at different time scales in two shallow tidally dominated estuaries. *Marine and Freshwater Research*, 63(2), 95. <https://doi.org/10.1071/mf11102>.

Taylor, R., Whittington, J., Grier, H., & Crabtree, R. (2000). Age, growth, maturation, and protandric sex reversal in common snook, *Centropomus undecimalis*, from the east and west coasts of South Florida. *Fishery Bulletin*, 98, 612-624.

Thompson, F. L., Iida, T., & Swings, J. (2004). Biodiversity of *Vibrios*. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 68(3), 403-431.

Tomas, C. R. 1997. Identifying marine phytoplankton. Academic Press. San Diego. 858 p.

Torres, J. R., Sánchez-Mejía, Z. M., Arreola-Lizárraga, J. A., Galindo-Félix, J. I., Mascareño-Grijalva, J. J., & Rodríguez-Pérez, G. (2022). Environmental factors controlling structure, litter productivity, and phenology of mangroves in arid region of the Gulf of California. *Acta Oecologica*, 117, 103861. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2022.103861>.

Tuchkovenko, Y. S., & Calero, L. A. (2003). Modelo matemático del ecosistema de la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 32(1), 145-167.

Tuomisto, H. (2010). A diversity of beta diversities: Straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography*, 33(1), 2–22. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05880.x>

Vargas-Castillo, Y., Rodríguez-Rodríguez, J., Licero, Espinosa, L. (2016). Lineamientos generales de restauración para las lagunas costeras en Colombia. Resolución MADS No 478 de 2016. Santa Marta, 27 p + anexos.

Vargas-Cárdenas, F., Arroyo-Rodríguez, V., Morante-Filho, J. C., Schondube, J. E., Auliz-Ortiz, D. M., & Ceccon, E. (2022). Landscape forest loss decreases bird diversity with strong negative impacts on forest species in a mountain region. *Perspectives in Ecology and Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2022.10.001>

Vidal, L. A. 1995. Estudio del fitoplancton en el sistema lagunar estuarino tropical Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia, durante el año 1987. Tesis (M.Sc.) Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 207 p.

Vidal, L.A. 2010. Manual del fitoplancton hallado en la Ciénaga Grande de Santa Marta y cuerpos aledaños. Bogotá: Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano. 384 p.

Vilardy-Quiroga, S., y J.A. González-Novoa (Eds.). 2011. Repensando la Ciénaga: Nuevas miradas y estrategias para la sostenibilidad en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Universidad del Magdalena y Universidad Autónoma de Madrid. Santa Marta, Colombia. 228 p.

Viloria, E., A. Acero y J. Blanco. 2012. El colapso de la pesquería de la mojarra rayada *Eugerres plumieri* (pisces: Gerreidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta: ¿causas pesqueras, ambientales o biológicas? *Bol. Invest. Mar.Cost.*, 41 (2): 399-428.

Virkkala, R. (2016). Long-term decline of southern boreal forest birds: consequence of habitat alteration or climate change? *Biodiversity and Conservation*, 25(1), 151–167. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-1043-0>



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA"



Vivas-Aguas, L. J., Espinosa, L. F., & Parra Henríquez, L. G. (2013). Identificación de fuentes terrestres de contaminación y cálculo de las cargas de contaminantes en el área de influencia de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR*, 42(1), 7-30.

Wang, W., Xin, K., Chen, Y., Chen, Y., Jiang, Z., Sheng, N., Liao, B., & Xiong, Y. (2024). Spatio-temporal variation of water salinity in mangroves revealed by continuous monitoring and its relationship to floristic diversity. *Plant Diversity*, 46(1), 134–143. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2023.06.006>.

Wei, J., Dong, X., Liu, S., and Lin, X. (2023). Editorial: Advances in estuarine and coastal nitrogen cycle. *Frontiers in Marine Science*. 10:1130839. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1130839>.



Anexos





INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
“MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA”



Anexo 9-1. Listado de especies de aves registrado en el monitoreo de la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2024.
Categorías de estatus de residencia: R-residente, R(E)-residente y endémica, R(ML)-residente y migratoria local, MB-migratoria boreal, MA-migratoria austral. Categorías de amenaza: LC-preocupación menor, VU-vulnerable, EN-en peligro crítico. Categorías por preferencia alimentaria: CNV-carnívoro, PIS-piscívoro, OMN-omnívoro, HBV-herbívoro, INS-insectívoro, GR-granívoro, FRU-frugívoro, CAR-carroñero, NEC-nectarívoro, CMI-consumidor de macro invertebrados.

Familia	Especie	Estatus de residencia	Categoría de amenaza	Preferencia alimentaria
Accipitridae	<i>Busarellus nigricollis</i>	R	LC	CNV
	<i>Buteogallus anthracinus</i>	R	LC	CNV
	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	R	LC	CNV
Anatidae	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	R	LC	OMN
	<i>Dendrocygna viduata</i>	R	LC	OMN
	<i>Spatula discors</i>	MB	LC	OMN
Anhimidae	<i>Chauna chavaria</i>	R	VU	HBV
	<i>Anhinga anhinga</i>	R	LC	PIS
Apodidae	<i>Chaetura brachyura</i>	R	LC	INS
Aramidae	<i>Aramus guarauna</i>	R	LC	CMI
Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	R	LC	PIS
	<i>Ardea cocoi</i>	R	LC	PIS
	<i>Bubulcus ibis</i>	R	LC	PIS
	<i>Butorides striata</i>	R	LC	PIS
	<i>Butorides virescens</i>	R	LC	PIS
	<i>Egretta coerulea</i>	R	LC	PIS
	<i>Egretta thula</i>	R	LC	PIS
	<i>Egretta tricolor</i>	R	LC	PIS
	<i>Nyctanassa violacea</i>	R	LC	PIS
	<i>Nycticorax nycticorax</i>	R	LC	PIS
	<i>Tigrisoma lineatum</i>	R	LC	PIS
	<i>Tigrisoma mexicanum</i>	R	LC	PIS
Buconidae	<i>Hypnelus ruficollis</i>	R	LC	INS
	<i>Notharchus hyperrhynchus</i>	R	LC	INS
	<i>Cathartes aura</i>	R	LC	CAR



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
 “MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
 ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
 LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
 GRANDE DE SANTA MARTA”



Familia	Especie	Estatus de residencia	Categoría de amenaza	Preferencia alimentaria
Cathartidae	<i>Cathartes burrovianus</i>	R	LC	CAR
	<i>Coragyps atratus</i>	R	LC	CAR
Cerylidae	<i>Chloroceryle aenea</i>	R	LC	PIS
	<i>Chloroceryle amazona</i>	R	LC	PIS
	<i>Chloroceryle americana</i>	R	LC	PIS
	<i>Megaceryle alcyon</i>	MB	LC	PIS
	<i>Megaceryle torquata</i>	R	LC	PIS
	<i>Megaceryle torquata</i>	R	LC	PIS
Coerebinae	<i>Coereba flaveola</i>	R	LC	NEC
Columbidae	<i>Patagioenas cayennensis</i>	R	LC	GR
	<i>Zenaida auriculata</i>	R	LC	GR
Cracidae	<i>Ortalis garrula</i>	R (E)	LC	HBV
Cuculidae	<i>Coccyzus americanus</i>	MB	LC	INS
	<i>Crotophaga ani</i>	R	LC	INS
	<i>Crotophaga major</i>	R	LC	INS
	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	R	LC	INS
	<i>Piaya cayana</i>	R	LC	INS
Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	R	LC	CNV
	<i>Daptrius chimachima</i>	R	LC	OMN
Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i>	MA	LC	PIS
Furnariidae	<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	R	LC	INS
	<i>Dendroplex picus</i>	R	LC	INS
Hirundinidae	<i>Progne tapera</i>	MA	LC	INS
Icteridae	<i>Icterus nigrogularis</i>	R	LC	OMN
	<i>Quiscalus lugubris</i>	R	LC	OMN
	<i>Quiscalus mexicanus</i>	R	LC	OMN
Jacanidae	<i>Jacana jacana</i>	R (ML)	LC	CMI
Laridae	<i>Gelochelidon nilotica</i>	MB	LC	PIS



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
“MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA”



Familia	Especie	Estatus de residencia	Categoría de amenaza	Preferencia alimentaria
Pandionidae	<i>Pandion hiliaetus</i>	MB	LC	PIS
Parulidae	<i>Parkesia noveboracensis</i>	MB	LC	INS
	<i>Protonotaria citrea</i>	MB	LC	INS
Pelecanidae	<i>Pelecanus occidentalis</i>	R	LC	PIS
Phalacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianum</i>	R	LC	PIS
Picidae	<i>Colaptes punctigula</i>	R	LC	INS
	<i>Dryobates kirkii</i>	R	LC	INS
	<i>Dryocopus lineatus</i>	R	LC	INS
	<i>Melanerpes rubricapillus</i>	R	LC	INS
Podicipedidae	<i>Tachybaptus dominicus</i>	R	LC	OMN
Psittacidae	<i>Amazona ochrocephala</i>	R	LC	FRU
	<i>Eupsittula pertinax</i>	R	LC	FRU
Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i>	MB	LC	CMI
Sternidae	<i>Phaetusa simplex</i>	R	LC	PIS
	<i>Sternula superciliaris</i>	R	LC	PIS
Thamnophilidae	<i>Sakesphorus canadensis</i>	R	LC	INS
Thraupidae	<i>Conirostrum bicolor</i>	R	NT	INS
	<i>Saltator olivascens</i>	R	LC	HBV
Threskiornithidae	<i>Eudocimus albus</i>	R	LC	CMI
	<i>Plegadis falcinellus</i>	MB	LC	CMI
Trochilidae	<i>Chrysuronia lilliae</i>	R (E)	EN	NEC
Turdidae	<i>Turdus leucomelas</i>	R	LC	OMN
Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>	R	LC	INS
	<i>Empidonax virescens</i>	MB	LC	INS
	<i>Fluvicula pica</i>	R	LC	INS
	<i>Myiarchus panamensis</i>	R	LC	INS
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	R	LC	OMN
	<i>Tyrannus dominicensis</i>	MB	LC	INS



Familia	Especie	Estatus de residencia	Categoría de amenaza	Preferencia alimentaria
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	R	LC	INS
	<i>Tyrannus Tyrannus</i>	MB	LC	INS

Anexo 9-2. Listado de especies comerciales capturadas en la pesquería de la ecorregión de la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre Vulgar	Nombre científico
PECES			
Agujeta (f)	<i>Ctenolucius hujeta</i>	Mojarra rayada (e)	<i>Eugerres plumieri</i>
Alpacora (m)	<i>Pomatomus saltatrix</i>	Moncholo (f)	<i>Hoplias malabaricus</i>
Anchoveta (e)	<i>Mugil curema</i>	Morena (m)	<i>Gymnothorax funebris</i>
Arenca (f)	<i>Triportheus magdalenae</i>	Palometa (m)	<i>Chaetodipterus faber</i>
Bacalao (m)	<i>Rachicentrum canadun</i>	Pampano (m)	<i>Trachinotus carolinus</i> – <i>T. falcatus</i>
Bagre Pintado (f)	<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i>	Pargo (m)	<i>Lutjanus spp.</i>
Barbul – Barbul arroyo (f)	<i>Pimelodus blochii</i> – <i>Rhamdia quelen</i>	Pez erizo (m)	<i>Diodon sp.</i>
Binde (m)	<i>Lobotes surinamensis</i>	Pez Gato (m)	<i>Polydactylus virginicus</i>
Blanquillo (f)	<i>Sorubim cuspicaudus</i>	Pez león (m)	<i>Pterois volitans</i>
Bobito (e)	<i>Stellifer venezuelae</i>	Pez sapo (m)	<i>Sphoeroides testudineus</i>
Bocachico (f)	<i>Prochilodus magdalenae</i>	Pez volador (m)	<i>Dactylopterus volitans</i>
Bocona (m)	<i>Anchovia clupeioides</i> <i>Cetengraulis edentulus</i>	–Picúa (m)	<i>Sphyrna barracuda</i>
Bonito (m)	<i>Euthynnus alletteratus</i>	Ratón (m)	<i>Albula vulpes</i>
Boquita de sábalo (e)	<i>Larimus breviceps</i>	Ratona (f)	<i>Sternopygus macrurus</i>
Cachama (f)	<i>Colossoma macropomum</i>	Raya (m)	<i>Dasyatis guttata</i>
Cachagua (f)	<i>Trachelyopterus insignis</i>	Rayao (f)	<i>Agonostomus monticola</i>
Carite (m)	<i>Scomberomorus regalis</i>	Rey bocachico (f)	
Carrurra (e)	<i>Bairdiella ronchus</i>	Róbalo largo (e)	<i>Centropomus undecimalis</i>
Carta = Carecaballo (m)	<i>Selene spp.</i>	Róbalo pipon (e)	<i>Centropomus ensiferus</i>
Chango (f)	<i>Cynopotamus magdalenae</i>	Róbalo pluma (e)	<i>Centropomus pectinatus</i>
Chinchorro (m)	<i>Bagre Marinus</i>	Ronco (m)	<i>Pomadasys crocro</i> <i>Archosargus rhomboidalis</i>
Chivo cabezón (e)	<i>Ariopsis canteri</i>	Sábalo (e)	<i>Megalops atlanticus</i>
Chivo mozo (e)	<i>Sciades proops</i>	Sable (m)	<i>Trichiurus lepturus</i>



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
“MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
GRANDE DE SANTA MARTA”



Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre Vulgar	Nombre científico
PECES			
Chonga (m)	<i>Strongylura marina</i>	Sapo marino (m)	<i>Lagocephalus laevigatus</i>
Cocó (m)	<i>Conodon nobilis</i>	Sierra (m)	<i>Scomberomorus cavalla</i>
Cojinúa negra (m)	<i>Caranx crysos</i>	Tiburón (m)	<i>Carcharhinus</i> spp.
Corbinata marina (m)	<i>Umbrina coroides</i> - <i>U. broussoneti</i> - <i>Cynoscion</i> sp	Tilapia roja (f)	<i>Oreochromis</i> sp.
Corbinata río = pacora (f)	<i>Plagioscion magdalenae</i>	Urami-Terapia (f)	<i>Trichogaster pectoralis</i>
Coroncoro (e)	<i>Micropogonias furnieri</i>	Viejita (f)	<i>Hemibrycon</i> sp - <i>Astyanax fasciatus</i> - <i>Cyphocharax magdalenae</i>
Coroncoro perro (m)	<i>Paralichthys</i> <i>brasiliensis</i> , <i>Menticirrhus</i> sp	Vizcaína (f)	<i>Curimata mivarti</i>
MOLUSCOS			
Coroncoro perro de río (f)	<i>Loricaria</i> spp	Almeja (e)	<i>Polymesoda arctata</i>
Cuatro ojos (f)	<i>Megaleporinus muyscorum</i>	Calamar (m)	<i>Loligo</i> sp.
Doncella (f)	<i>Ageneiosus pardales</i>	Caracol (e)	<i>Melongena melongena</i>
Dorada (f)	<i>Brycon moorei</i>	Ostra (e)	<i>Crassostrea rhizophorae</i>
Dulcina (m)	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	CRUSTÁCEOS	
Guabina (m)	<i>Synodus</i> sp.	Camarón - Langostino* (m)	<i>Penaeus schmitti</i> * - <i>Penaeus notialis</i> - <i>P. subtilis</i> - <i>Xiphopenaeus kroyeri</i>
Jurel (m)	<i>Caranx hippos</i>	Camarón tigre (m)	<i>Penaeus monodon</i>
Lebranche (e)	<i>Mugil liza</i>	Cangrejo (e)	<i>Uca</i> sp.
Lechero (m)	<i>Tylosurus acus</i>	Jaiba azul (m)	<i>Callinectes sapidus</i>
		Jaiba roja (m)	<i>Callinectes bocourti</i>
		Jaiba siri (m)	<i>Callinectes danae</i>
Lenguado (m)	<i>Achirus lineatus</i>	Jaiba negra (introducida) (m)	<i>Charybdis helleri</i>
Lisa (e)	<i>Mugil incilis</i>	Jaiba rugosa prieta (m) (N. R.)	<i>Callinectes exasperatus</i>
		Jaiba pintada (m) (N. R.)	<i>Arenaeus cribarius</i>
Macabí (e)	<i>Elops smithi</i>	Langosta (m)	<i>Panulirus argus</i>
Machuelo (m)	<i>Ophistonema oglinum</i>	Langosta de piedra (f)	<i>Macrobrachium</i> sp.
Mapalé (e)	<i>Cathorops mapale</i>	REPTILES	
Meona (e)	<i>Oligoplites saurus</i> - <i>O. palometa</i>		
Mero (m)	<i>Epinephelus</i> sp.	Icotea (f)	<i>Trachemys callirostris</i> <i>scripta</i>
Mero de río (f)	<i>Dormitator maculatus</i>	Tortuga Verde Oliva (m)	<i>Lepidochelys olivacea</i>



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
 “MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS
 ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE
 LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA
 GRANDE DE SANTA MARTA”



Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre Vulgar	Nombre científico
PECES			
Mojarra blanca (e)	<i>Diapterus rhombeus (e) – D. auratus (e) – Gerres cinereus (m)</i>	Tipo de especies por hábitat	
Mojarra lora (f)	<i>Oreochromis niloticus</i>	Hábitat	Número de especies
Mojarra peña (f)	<i>Caquetaia kraussi</i>	Dulceacuícolas (f)	30
Mojarra piedra (m)	<i>Chaetodon ocellatus</i>	Estuarinas (e)	24
		Marinas (m)	59
		Total	113



Anexo 9-3. Captura (t) desembarcado total anual para los principales sitios de desembarco por arte y/o método de pesca de los últimos 15 años de monitoreo en la ecorregión de la CGSM. Para detalle de datos históricos se puede consultar el siguiente enlace: [SIPEIN - Sistema de Información Pesquera de Invermar](#)

Sitio de desembarco	Arte y/o método de pesca	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	TOTAL
CAÑO CLARIN - KM15	ATARRAYA	54.201	40.31 1	21.88 4	55.99 2	68.66 1	52.51 6	31.87 4	46.47 4	26.19 7	16.645	12.968	11.205	20.711	14.915	19.231	13.31 5	1.340.0 68
	BUCEO (PECES)				5.108						658				19.527	17.128	8.882	51.304
	CHINCHORRA																	41.629
	CHINCHORRO (CAMARONERO)																	23.080
	NASAS					118.1 86	44.88 7											342.701
	PALANGRE	1.505	2.497						408					112				15.754
	RED CAMARONERA (GARCEO)			5.045			242.5 10	11.11 7	49.45 4	91.88 2		61.513						485.512
	RED CAMARONERA (RELEO)						51.95 0	35.73 0	119.8 80	68.68 5								281.007
	RED DE ENMALLE (FIJA)	242.74 8	91.68 8	90.89 0	163.5 84	171.6 78	127.6 48	119.4 21	53.92 0	164.5 91	141.38 7	146.95 9	71.714	75.250	97.132	124.71 5	101.2 97	5.010.5 17
	RED DE ENMALLE (ZANGARREO)																	51
EL TORNO	ATARRAYA	26.594	25.14 6	28.12 0	29.63 5	36.83 8	45.05 0	36.65 3	37.70 7	31.51 4								431.832
	BUCEO (ALMEJA)	182.65 3	241.3 50	253.7 38	247.5 64	158.9 96	205.2 83	243.5 14	240.7 81	362.6 98								6.246.9 98
	LINEA DE MANO																	187
	NASAS						7.362		4.201									86.338
	PALANGRE																	1.363
	RED DE ENMALLE (BOLICHEO)																	822
	RED DE ENMALLE (FIJA)	57.201	43.32 8	50.72 1	51.36 4	44.34 2	57.48 2	49.99 5	48.79 4	48.61 5								797.270
	RED DE ENMALLE (ZANGARREO)																	6.386
ISLA DEL ROSARIO	AROS	729	129	5.249	7.026	3.307	2.177	1.775	1.337	3.628	3.200	2.770	3.034	2.356	2.907	3.364	2.001	797.311
	ATARRAYA	153.68 3	98.91 6	106.4 66	99.95 8	103.3 07	162.2 30	115.0 37	114.2 97	172.8 42	219.97 6	190.78 2	230.94 7	298.58 8	261.37 7	276.97 4	183.2 49	4.361.8 50
	BUCEO (CARACOL)					362	187											81.226
	BUCEO (OSTRA)		300			891	852		147									3.189
	NASAS	565.15 7	514.9 10	631.9 03	652.6 23	519.1 81	467.6 69	419.2 54	284.3 76	442.6 29	493.19 5	500.09 6	438.62 4	445.03 3	664.57 3	539.60 9	257.9 88	11.928. 080
	RED CAMARONERA (GARCEO)	6.121	2.530	3.703	5.814	4.079	5.673	16.11 0	12.37 0	13.28 8	14.274	16.323	5.962	7.723	5.050	5.052	6.637	201.510



INFORME TÉCNICO FINAL 2024:
"MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y
DE LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA"



Sitio de desembarco	Arte y/o método de pesca	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	TOTAL
	RED CAMARONERA (RELEO)	122.07 1	116.5 87	68.62 9	138.8 39	158.0 03	151.2 84	191.8 85	436.1 06	455.6 55	477.25 2	431.50 8	418.62 7	436.82 8	580.91 8	613.33 0	614.0 72	7.607.5 52
	RED DE ENMALLE (FIJA)	66.087	95.11 9	91.97 4	62.93 4	70.47 3	89.83 7	103.4 25	120.5 20	153.0 00	174.78 9	165.58 4	137.89 7	164.09 2	187.02 5	163.63 0	93.98 3	3.200.0 71
NUEVA VENECIA	ATARRAYA	283.12 3	537.9 67	129.9 49	114.5 26	214.0 21	383.9 90	622.9 16	681.5 56	556.2 95	277.26 8	238.77 0	442.82 1	372.22 3	427.21 5	406.41 9	204.1 07	20.571. 348
	CHINCHORRA	1.046. 217	361.3 93	591.0 03	614.1 59	437.6 59	493.9 00	202.2 10	266.8 91	367.7 15	423.14 9	410.97 1	508.53 6	880.61 4	1.123. 713	675.12 7	256.3 92	12.305. 914
	CHINCHORRO	914.77 0	36.12 5	199.9 30	182.0 94	146.2 93	125.6 59	23.21 1	8.257	11.43 7	181.15 5	195.23 7	176.92 2	223.95 6	314.32 6	264.93 8	151.7 24	10.736. 272
	LINEA DE MANO																	9.138
	NASAS	90.753	55.56 6	39.93 3	129.4 84	181.5 80	90.43 9	63.85 1	23.48 8	102.4 78	59.728	100.19 9	59.062	65.289	21.861	21.546	12.46 5	1.690.4 04
	PALANGRE	62.038	53.84 6	47.50 0	37.25 8	56.58 5	88.65 8	74.61 9	43.19 8	57.21 3	99.403	153.52 4	146.69 6	233.88 2	224.64 7	219.99 7	158.5 47	3.120.6 83
	RED DE ENMALLE (BOLICHEO)	200.28 2	386.3 89	531.1 09	436.6 29	357.0 67	253.9 26	271.2 87	193.0 78	228.5 54	661.85 9	435.38 2	1.414. 470	1.153. 366	669.36 6	916.18 4	665.8 77	11.564. 716
	RED DE ENMALLE (FIJA)	171.39 9	258.2 14	199.9 90	147.0 75	116.9 11	138.6 13	82.24 1	76.66 1	218.8 02	143.78 2	216.91 2	314.95 2	275.57 6	230.18 4	359.27 7	386.6 10	6.970.7 37
	RED DE ENMALLE (ZANGARREO)	203.74 4	461.5 14	24.87 5	78.94 2	161.5 28	344.1 16	285.4 69	249.4 61	542.6 37	158.11 7	143.06 6	295.20 4	397.43 1	495.08 9	400.24 8	160.9 43	6.122.0 15
	AROS																	8.293
	ATARRAYA	330.92 0	431.6 68	292.3 48	431.6 89	424.3 21	494.4 20	543.0 52	327.7 16	322.7 49	353.98 2	273.78 5	201.91 5	147.87 9	62.356	36.107	29.02 7	9.487.4 18
TASAJERA	CHINCHORRA	42.010	2.602			40.18 4	7.248	11.93 5							33.564	65.972	45.88 2	331.852
	CHINCHORRO																	2.101.7 63
	NASAS	91.170	136.6 94	179.5 87	280.4 26	175.1 57	129.2 47	91.12 9	116.1 47	238.1 01	162.71 8	134.47 8	227.08 0	96.090	157.39 5	117.09 8	45.32 5	2.393.3 26
	PALANGRE	75.514	61.56 5	70.04 4	116.4 29	81.47 9	89.69 5	57.36 6		13.78 6						1.715		794.003
	RED CAMARONERA (RELEO)	80.128	100.4 84	77.80 1	136.1 32	129.5 90	61.93 0	81.69 4	86.09 5	223.2 65	146.62 4	236.27 3	171.77 0	289.18 1	110.32 2	358.63 5	370.2 24	3.594.9 39
	RED DE ENMALLE (BOLICHEO)	354.57 1	571.3 58	798.5 86	829.7 32	590.1 49	720.2 57	950.5 50	665.2 40	634.1 31	1.517. 284	1.480. 563	1.730. 630	1.436. 575	1.269. 496	1.233. 117	688.3 20	23.965. 066
	RED DE ENMALLE (FIJA)	155.71 4	208.3 92	192.0 09	261.9 77	256.1 00	331.2 29	374.3 13	308.7 08	247.4 40	308.57 5	276.36 1	233.81 6	204.19 1	268.93 4	259.91 2	263.8 46	6.020.8 90
	RED DE ENMALLE (ZANGARREO)																	52.606