



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

2025
Volumen 24

Santa Marta, Diciembre 2025





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. 2025. 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 2025, Volumen 24. Santa Marta 224p.

COORDINACIÓN DEL PROYECTO

INVEMAR

Luisa Fernanda Espinosa Díaz
Mario Rueda Hernández

CORPAMAG

Angelica Rodríguez Orduz
Freddy Benavides

GRUPO DE INVESTIGACIÓN

Programa CAM

María Alejandra Camargo Vargas
Daniel Fernando Jiménez Rincón
Juan Felipe Lazarus Agudelo
Carlos Salazar-Pérez
María José Pacheco Tuberquia
Julián Andrés Cuestas Mora
Jair José Valdes Carrascal
Paola Sofía Obando Madera
Tania Liceth Córdoba Meza
María José Nariño Vargas
Julián Franco-Angulo
Lizbeth Janet Vivas-Aguas
Luisa Fernanda Espinosa Díaz

Coordinación GEZ

Carlos Tavera Sanabria
Diana Romero Dachardi
Camilo Montes Chaura
Jhonny Garcés Ortega
Paula Cristina Sierra Correa

Programa VAR

Sarith Salas Castro
Jesus Arrieta Atencio
Keila Melo Tete
Steven Fonseca Mercado
Yan Fabian Montalvo
Sharon De la Hoz Lora
Efraín Viloria Maestre
José Romero Arenas
Fabián Escobar Toledo
Mario Rueda Hernández

Programa BEM

Fredy Vargas Cárdenas
Diana Isabel Gómez
David Alonso Carvajal

GRUPO DE APOYO

Campo

María Gabriela Quirama Molina
Juan Camilo Rodríguez Atará
Daniel Trigueros Rueda
Laura Margarita Babilonia Torres
Stephannie Chavez Zabaleta
Vladimir Carbone Hernández
Héctor Rodríguez Anchila
Janeth Palomino Larios
Jesús Suarez Gutierrez
Jonaiver Escobar
Laura Paola Fragozo Velasquez
Carlos Andrés Pacheco Vélez

Participación comunitaria en campo

Breiner Acosta Martínez
Elsy Mary Ruiz
Luz María Lazo
Juan David De Moya
Navil Rentería Niebles

Laboratorio

César Augusto Bernal
Lina Ortiz Muñoz
Yurley Tatiana Zapata Rey
Evaristo Espinosa Hernández
Kelvin Varela Cabello
Halbin Serrano Ramírez
Jonatan Pai Guanga
Álvaro Andrés Robles Scott
Carol Liseth Montañez Mantilla
Olga Díaz Fajardo
Gina Valeria Castro Moscoso
Sebastián Reyes
Ricardo De Lima
Lyzdanny Parejo Palacio

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.....	16
2.	INTRODUCCIÓN	20
3.	METODOLOGÍA.....	23
3.1.	Área de Estudio.....	24
3.2.	Métodos y Análisis de información	26
3.2.1.	Calidad de Aguas	26
	Variables monitoreadas	27
	Análisis de información	31
3.2.2.	Ecosistemas de manglar	32
	Diseño del muestreo para la caracterización biofísica del ecosistema de manglar	36
	Procesamiento y análisis de datos	37
	Análisis de cambios de cobertura de manglar en la CGSM.....	38
	Diseño de muestreo de la comunidad de aves asociada a bosques de manglar de la CGSM	44
	Análisis de datos del muestreo de aves	45
	Entrevistas a miembros de la comunidad del poblado Buenavista	45
3.2.3.	Recursos pesqueros	46
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	50
4.1.	CALIDAD DE AGUAS	51
4.1.1.	Contexto general calidad del agua y del sedimento en la Ciénaga Grande de Santa Marta	52
4.1.2.	Calidad del agua	62
	¿Qué cambios se presentaron en la calidad química del agua?	62
	¿Qué cambios se presentaron en la calidad sanitaria del agua?	78
	¿Qué especies de vibrio y aeromonas potencialmente patógenas se encontraron en el agua y peces de interés comercial en la CGSM?	81
	¿Qué cambios se presentaron en los nutrientes inorgánicos disueltos (ortofosfatos, nitrógeno amoniacal, nitratos y nitrito) y la clorofila a?.....	82
	¿Qué comportamiento presentaron los metales cadmio (cd), cobre (cu), cromo (cr), níquel (ni), plomo (pb), zinc (zn) y mercurio (hg), en material particulado y sedimentos de la CGSM?	92
	¿Qué comportamiento presentó el mercurio en peces de interés comercial en la CGSM?	100



4.1.3.	Evaluación general de la calidad del agua y del sedimento en la Ciénaga Grande de Santa Marta	101
	¿Cómo fue el comportamiento de la comunidad fitoplanctónica entre la época lluviosa 2024 y la época seca 2025?.....	104
	¿Cómo varió la composición y la densidad fitoplanctónica mensualmente entre octubre de 2024 y junio de 2025?	110
4.2.	BOSQUE DE MANGLAR	115
4.2.1.	¿Cómo ha cambiado el estado de integridad de los bosques de manglar en la CGSM en los últimos años?	116
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?.....	117
	Trayectoria del ecosistema de manglar 2013-2025.....	117
	Variables fisicoquímicas del agua 2025.....	118
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?	120
4.2.4.	¿Cómo es la dinámica de los nuevos individuos de manglar en la CGSM?.....	124
4.2.5.	¿Cómo fue la dinámica de cambio de la cobertura de manglar en el periodo 2023-2025?	126
4.2.6.	¿Cómo ha cambiado la composición de la comunidad avifaunal con respecto a la cobertura de manglar y cuáles son sus variaciones temporales?	136
	Evaluación de la comunidad de aves	136
	Cambios temporales de la comunidad de aves de la CGSM	147
4.2.7.	¿Qué papel cumplen las comunidades locales en la conservación de las comunidades avifaunales de la CGSM??.....	149
	Taller de educación ambiental con infancias	149
	Entrevistas a mujeres de diferentes edades	151
4.3.	RECURSOS PESQUEROS	157
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?.....	158
	Capturas anuales por grupos de especies.....	159
	Comportamiento de la abundancia de los recursos pesqueros y su agrupamiento explicado por el enso en la CGSM	165
	Captura desembarcada total anual para los principales sitios de desembarco por arte y/o método de pesca.....	166
	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.	170



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?	173
	Comparación interanual de las capturas e ingresos económicos en la pesquería de la CGSM.	173
	Renta económica por pescador para los principales sitios de desembarco por arte y/o método de pesca en la ecorregión CGSM.....	174
4.3.3.	¿Cuál es el estado actual de algunos indicadores reproductivos de algunas especies de importancia comercial en la pesquería de la CGSM?	178
	<i>Cuatro ojo (Megaleporinus muyscorum)</i>	178
	Robalo (<i>Centropomus undecimalis</i>)	181
	Otras especies	183
4.3.4.	¿Cuál es el impacto de la pesca sobre las tallas de los principales recursos pesqueros de la CGSM?.....	184
	Presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las principales especies de peces de la ecorregión CGSM	189
5.	DIAGNÓSTICO GENERAL Y CONCLUSIONES.....	191
6.	RECOMENDACIONES	196
7.	¿Para qué nos ha servido la información del monitoreo en la gestión de la CGSM?.....	201
8.	Bibliografía.....	203
9.	ANEXOS.....	220



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1-1. Localización geográfica y Límite del área efectiva del monitoreo realizado por INVEMAR en la CGSM.	24
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.	27
Figura 3.2-2. Localización de las estaciones de monitoreo de manglar y avifauna en la CGSM.	33
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; y f) Sevillano.	35
Figura 3.2-4. Disposición de transectos, parcelas y subparcelas permanentes de monitoreo y puntos de medición de variables fisicoquímicas del agua.	36
Figura 3.2-5. Flujo metodológico del análisis de cambios de la cobertura de manglar 2023-2025 en la CGSM.	39
Figura 3.2-6 Muestras de entrenamiento por año para la clasificación de Imágenes.	41
Figura 3.2-7 Sectores priorizados en la visita de campo.	43
Figura 3.2-8. Localización de los sitios de desembarque del monitoreo pesquero en la Ciénaga Grande de Santa Marta	48
Figura 4.1-1. Imágenes 2025 de la estación Boca de La Barra en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.	53
Figura 4.1-2. Imágenes 2025 del Río Sevilla, Boca del Río Sevilla, y Frente a Río Sevilla, en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.	54
Figura 4.1-3. Imágenes 2025 del Río Fundación, Boca del Río Fundación, y Frente a Río Fundación, en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.	55
Figura 4.1-4. Imágenes 2025 de la Boca del Río Aracataca, y Frente a Río Aracataca, en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.	56
Figura 4.1-5. Imágenes 2025 de estaciones con presencia de poblaciones (Tasajera, Isla del Rosario y Buenavista) en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.	57
Figura 4.1-6. Imágenes 2025 de estaciones Centro CGSM, Rinconada, Boca del Caño Grande, La Ye y Ciénaga La Luna en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.	58
Figura 4.1-7. Imágenes 2025 de estaciones Ciénaga La Ahuyama, Ciénaga La Redonda y Caño Aguas Negras en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.	59
Figura 4.1-8. Imágenes 2025 de estaciones Caño Clarín km 15, Boca Caño Clarín, Ciénaga Las Piedras, y Ciénaga El Loro, Ciénaga Pozo Verde y Ciénaga El Torno en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.	60
Figura 4.1-9. Imágenes noviembre 2024 – septiembre 2025 del área próxima a la estación Nueva Venecia en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.	61
Figura 4.1-10. Imágenes de estaciones A) Ciénaga la Ahuyama con presencia de <i>Hydrilla verticillata</i> y B) Ciénaga la Ahuyama con abundancia de <i>Eichhornia crassipes</i> durante el monitoreo en agosto 2025. Fotos: programa CAM – INVEMAR	62
Figura 4.1-11. 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 las estaciones.	63
Figura 4.1-12. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en la Boca de La Barra entre octubre de 2024 y septiembre de 2025.	63
Figura 4.1-13. 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 2024 y septiembre de 2025.	64
Figura 4.1-14. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en la Boca del Caño Aguas Negras entre octubre de 2024 y septiembre de 2025.	65
Figura 4.1-15. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en estaciones ubicadas en el Caño Clarín entre octubre de 2024 y septiembre de 2025.	65



Figura 4.1-16. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en cuatro estaciones ubicadas en el cuerpo de agua principal de la CGSM entre octubre de 2024 y septiembre de 2025.	66
Figura 4.1-17. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en cinco estaciones ubicadas en el complejo de Pajarales entre octubre de 2024 y septiembre de 2025.....	67
Figura 4.1-18. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en estaciones ubicadas en el noroccidente del VIPIS entre noviembre 2024 y abril 2025.	68
Figura 4.1-19. Salinidad del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2024 y septiembre de 2025. Escala de color de fondo representa el tipo de agua según los valores de salinidad, basado en la clasificación propuesta por Knox (2001).	69
Figura 4.1-20. Temperatura del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2024 y septiembre de 2025.....	71
Figura 4.1-21. Concentraciones de oxígeno disuelto (OD) del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2024 y septiembre de 2025. Línea horizontal roja representa el límite permisible para el OD según legislación colombiana (4,0 mg O ₂ /L; minambiente, 2015).	74
Figura 4.1-22. Valores de ph del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2024 y septiembre de 2025. 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).	76
Figura 4.1-23. Concentración de sólidos suspendidos entre octubre de 2024 a septiembre de 2025, en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM.	78
Figura 4.1-24. Concentración de Coliformes Totales (CTT) en estaciones de la CGSM entre octubre de 2024 y septiembre de 2025 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).	80
Figura 4.1-25. Concentración de Coliformes Termotolerantes (CTE) medida en estaciones de la CGSM, entre octubre de 2024 y septiembre de 2025 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).	81
Figura 4.1-26. 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.	82
Figura 4.1-27. Concentraciones de ortofosfatos medidas entre octubre 2024 a septiembre de 2025 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM.	84
Figura 4.1-28. Concentraciones de nitrógeno amoniacal entre octubre de 2024 – septiembre 2025 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 µg/L; Day <i>et al.</i> , 1989).	85
Figura 4.1-29. Concentraciones de nitratos entre octubre de 2024 – septiembre 2025 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM.....	87
Figura 4.1-30. Concentraciones de nitritos entre octubre de 2024 – septiembre 2025 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM.....	88
Figura 4.1-31. Concentraciones de clorofila a entre octubre de 2024 y septiembre de 2025 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 Madroño, 2015).	89
Figura 4.1-32. Porcentajes de condiciones tróficas en los registros entre octubre 2024 y septiembre 2025 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM. Escala de color representa condiciones oligotróficas (celeste: 1,0 – 2,5 µg Chl a/L), mesotróficas (naranja: 2,5 – 7,9 µg Chl a/L), eutróficas (amarilla: 8,0 – 25,0 µg Chl a/L) e hipertróficas (rosa: >25,0 µg Chl a/L) (según la clasificación propuesta por la OCDE, 1982 /en: López y Madroño, 2015).	91



Figura 4.1-33. Concentraciones de Cobre (Cu) biodisponible y total en sedimentos entre noviembre de 2024 y septiembre de 2025, en ocho estaciones de monitoreo ubicadas en la CGSM. Línea negra corresponde al valor de referencia (TEL-Threshold Effect Level) por debajo del cual es poco probable que ocurran efectos biológicos adversos (Buchman, 2008).....	95
Figura 4.1-34. Concentraciones de Cromo (Cr) total en sedimentos medidos entre noviembre de 2024 y septiembre de 2025, en ocho estaciones de monitoreo ubicadas en la CGSM. Línea negra corresponde al valor de referencia TEL (Threshold Effect Level) por debajo del cual es poco probable que ocurran efectos biológicos adversos (Buchman, 2008).....	96
Figura 4.1-35. Concentraciones de Zinc (Zn) biodisponible y total en sedimentos entre noviembre de 2024 y septiembre de 2025, en ocho estaciones de monitoreo ubicadas en la CGSM. Línea negra corresponde al valor de referencia (TEL-Threshold Effect Level) por debajo del cual es poco probable que ocurran efectos biológicos adversos (Buchman, 2008).....	98
Figura 4.1-36. Concentraciones de Mercurio (Hg) total en sedimentos entre noviembre de 2024 y septiembre de 2025, en ocho estaciones de monitoreo ubicadas en la CGSM. Línea corresponde al valor de referencia (TEL-Treshhold Effect Level) por debajo del cual es poco probable que ocurran efectos biológicos adversos (Buchman, 2008).....	99
Figura 4.1-37. Promedio de concentraciones históricas de Mercurio (Hg) total en sedimentos entre enero de 2016 y septiembre de 2025 en la CGSM.....	100
Figura 4.1-38. Concentraciones históricas promedio de mercurio total en organismos (peces) de la Ciénaga Grande de Santa Marta, periodo febrero 2016 – julio 2025. Especie analizada <i>Mugil incilis</i> (lisa).....	100
Figura 4.1-39. Concentraciones promedio de mercurio total en organismos (peces) de la CGSM adquiridos en el Complejo Pajarales y Salamanca, periodo noviembre 2024 – julio 2025. Especie analizada <i>Mugil incilis</i> (lisa).	101
Figura 4.1-40. 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).	102
Figura 4.1-41. 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).	104
Figura 4.1-42. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos del fitoplancton en las estaciones de muestreo durante octubre de 2024 y febrero de 2025. 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.....	105
Figura 4.1-43. Densidad celular (cél./L; barras) y salinidad (líneas punteadas) por estación registrada en octubre de 2024 y marzo de 2025. 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.	106
Figura 4.1-44. Análisis de coordenadas principales para la abundancia y composición de las microalgas....	108
Figura 4.1-45. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos de fitoplancton en Boca de la Barra - LBA y Ciénaga la Luna - CLU, entre julio de 2024 y septiembre de 2025.	111
Figura 4.1-46. Valores de la densidad fitoplanctónica (No. Cél. /L) registrado en las estaciones de Boca de la Barra (LBA) y Ciénaga la Luna (CLU), entre julio de 2024 y septiembre de 2025.	112
Figura 4.1-47. Boxplot de la densidad fitoplanctónica (cél./L) registrada en las estaciones Ciénaga La Luna (CLU) y Boca de la Barra (LBA) entre julio de 2024 y septiembre de 2025. Se indican los valores de χ^2 y el p-valor correspondientes a la prueba de Kruskal–Wallis.....	112
Figura 4.2-1. Serie histórica de Indicador de Integridad Biológica de Manglares – ibim para el bosque de manglar de la estación Caño Grande – CGD entre el 2002 y 2025.	117
Figura 4.2-2. Línea de tiempo entre el 2013 y 2025 de la trayectoria del ecosistema de manglar en términos de área basal, salinidad intersticial (50 cm) y cobertura. Los valores de área basal y salinidad corresponden al promedio aritmético y la desviación estándar ($\pm$ de) entre las estaciones Aguas Negras,	



Caño Grande, Kilómetro 22, Luna y Rinconada, cada año. Representación adaptada de Sánchez-Núñez <i>et al.</i> (2023).....	118
Figura 4.2-3. Serie histórica del promedio de salinidad intersticial (50 cm) (a) y promedio de salinidad intersticial por trimestre en el año 2025 (b) en la estación Caño Grande – GCD. Las barras rojas indican la desviación estándar. Los diagramas de cajas muestran el valor de la mediana y la distribución de los datos en cuartiles. Las letras minúsculas denotan diferencias significativas resultado de la prueba Kruskal–Wallis y <i>post-hoc</i> Wilcoxon.	120
Figura 4.2-4. Representación del escalamiento multidimensional no métrico (NDMS) de las estaciones de monitoreo cada año en los periodos 2010-2014 (a) 2015-2016 (b) 2017-2019 (c) y 2021-2024 (d), basado en disimilitudes Euclidianas. Las flechas/vectores grises representan las variables (i.e. Área basal y promedio de la densidad de plántulas por especie; promedio de salinidad y temperatura intersticial) que influyen significativamente en la distribución de los puntos (i.e. Estaciones). La dirección de los vectores/flechas indica el gradiente de influencia de cada variable en el espacio bidimensional, es decir, las estaciones 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. ANE: Aguas Negras; CGD: Caño Grande; K22: Kilómetro 22; LUN: Luna; RIN: Rinconada; AB: área basal; Plant: densidad de plántulas; Temp: temperatura; AG: <i>A. Germinans</i> ; LR: <i>L. Racemosa</i> ; RM: <i>R. Mangle</i>	121
Figura 4.2-5. Serie histórica del área basal (a) y la abundancia relativa por categoría diamétrica (b) en la estación CGD – Caño Grande.	124
Figura 4.2-6. Serie histórica de la densidad de propágulos/semillas (a) y plántulas (b) por especie en la CGSM. (*) En el 2025, los valores corresponden al muestreo trimestral (I, II y III) en la estación Caño Grande – CGD, el muestreo en los trimestres I y II en las estaciones Kilómetro 22 – K22 y LUN – Luna, y el muestreo en el trimestre III en la estación Sevillano – SEV.	125
Figura 4.2-7. Densidad de propágulos (a) y plántulas (b) por trimestre y especie en las estaciones de monitoreo en el 2025. CGD: Caño Grande; K22: Kilómetro 22; RIN: Rinconada; SEV: Sevillano.	126
Figura 4.2-8 Ubicación geográfica de los puntos de información de la salida de campo, noviembre 2025. .	127
Figura 4.2-9 Imagen captada con dron en las coordenadas 10°59'32.03" N – 74°32'51,65" W, donde se distinguen las coberturas vegetales del complejo lagunar, destacándose el bosque de manglar que bordea las lagunas costeras interiores y la vía que comunica los municipios de Ciénaga y Barranquilla.	128
Figura 4.2-10 Imagen captada con dron en las coordenadas 10°59'11.72" N – 74°32'51,65" W, densificación de la cobertura de manglar abierto.	129
Figura 4.2-11 Imagen captada con dron en las coordenadas 10°41'45.59" N – 74°26'10,068" W, bosque de manglar estable.	129
Figura 4.2-12 Imagen captada con dron en las coordenadas 10°54'56.01" N – 74°16'45,10" W, bosque de manglar, vegetación más densa y homogénea.	130
Figura 4.2-13 Incremento de manglar entre la entre la Ciénaga Alfandoque y la Ciénaga Grande de Santa Marta, entre los años 2023 y 2025.	131
Figura 4.2-14 Ganancia de cobertura de manglar, en la composición en falso color, a lo largo de las riberas de Caño Clarín.	132
Figura 4.2-15 Ganancia de cobertura de manglar, en la composición en falso color, al noroeste de nueva Venecia.	133
Figura 4.2-16 Pérdida de manglar entre 2023 y 2025 en la composición de falso color, en cercanías a la vía Ciénaga–Barranquilla.	133
Figura 4.2-17 Pérdida de manglar entre 2023 y 2025 en la composición de falso color, entre la Ciénaga Tamacal y la Ciénaga de La Aguja	134
Figura 4.2-18 Dinámica de pérdida, ganancia y estabilidad del manglar de la CGSM a escala 1:25000 entre el 2021 y el 2023.	135



Figura 4.2-19. Ejemplares de especies de aves migratorias boreales. A) <i>Ciilodonias niger</i> B) <i>Pandion hileaeetus</i> C) <i>Tyrannus tyrannus</i> .	136
Figura 4.2-20. Representación de las especies de aves detectadas en el monitoreo de avifauna asociada a bosques de manglar, en la Ciénaga Grande de Santa Marta -2025, de acuerdo con su estatus de residencia. Categorías de estatus de residencia: R-residente, R(E)-residente y endémica, MB-migratoria boreal.	139
Figura 4.2-21. Representación de las especies de aves detectadas en el monitoreo de avifauna asociada a bosques de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2025, de acuerdo con su categoría de amenaza. Categorías de amenaza: LC-preocupación menor, VU-vulnerable, EN-en peligro crítico, NT-Casi amenazada.	139
Figura 4.2-22. Ejemplares es especies de aves que se encuentran en alguna categoría de amenaza. A) <i>Molothrus aeneus</i> (NT), A) <i>Chrysuronia lilliae</i> (EN), C) <i>Chauna chavaria</i> (VU). Categorías de amenaza: LC-preocupación menor, VU-vulnerable, EN-en peligro crítico, NT-Casi amenazada.	140
Figura 4.2-23. 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, 2025. CAR-carroñero, CNV-carnívoro, CMI-consumidor de macroinvertebrados, FRU-frugívoro, GR-granívoro, HBV-herbívoro, PIS-piscívoro, INS-insectívoro, OMN-omnívoro	140
Figura 4.2-24. Ejemplares que representan diferentes gremios tróficos. A) <i>Ardea cocoi</i> - Piscívora B) <i>Buteogallus anthracinus</i> -Carnívora C) <i>Aramus guarauna</i> -Consumidora de macroinvertebrados D) <i>Ortalis garrula</i> -Herbívora E) <i>Cathartes burrovianus</i> -Carroñera F) <i>Chrysuronia lilliae</i> -Nectarívora G) <i>Daptrius chimachima</i> -Omnívora H) <i>Patagioenas cayennensis</i> -Granívora I) <i>Myiarchus tyrannulus</i> -Insectívora.	141
Figura 4.2-25. Perfil de diversidad alfa (D_α) por descomposición de números de Hill, considerando tres órdenes de diversidad (0, 1 y 2).	142
Figura 4.2-26. Curva rango abundancia de la comunidad de aves de la estación ANE.	143
Figura 4.2-27. Ejemplares de algunas de las especies más abundantes en la estación ANE. A) <i>Chauna chavaria</i> B) <i>Tyrannus tyrannus</i> C) <i>Aramus guarauna</i> D) <i>Crotophaga sulcirostris</i> .	143
Figura 4.2-28. Curva rango abundancia de la comunidad de aves de la estación CG	144
Figura 4.2-29. Ejemplares de algunas de las especies más abundantes en la estación CG. A) <i>Ardea alba</i> B) <i>Ardea cocoi</i> C) <i>Nannopterum brasilianum</i> .	144
Figura 4.2-30. Cobertura de <i>Hydrilla verticillata</i> en Ciénaga de Machete	145
Figura 4.2-31. Abundancia de las diferentes especies registradas en un área invadida por macrófitas.	145
Figura 4.2-32. Ejemplares de las especies más abundantes en la zona invadida por <i>Hydrilla verticillata</i> . A) <i>Ardea alba</i> B) <i>Jacana jacana</i> ejemplar adulto (izquierda) y ejemplar juvenil (derecha) C) <i>Leucophaeus atricilla</i> D) <i>Rostrhamus sociabilis</i> .	146
Figura 4.2-33. Perfil de diversidad beta (D_β) entre la comunidad de aves de la localidad ANE y la localidad CG, considerando tres órdenes de diversidad (0, 1 y 2).	146
Figura 4.2-34. Tendencia de la diversidad de aves por descomposición de números de Hill de la comunidad de aves de la CGSM en general (A.) Y de la comunidad de aves las diferentes estaciones por separado (B-F). Se consideraron tres órdenes de diversidad (0, 1 y 2).	147
Figura 4.2-35. Tendencias de cambios en la abundancia relativa de cinco especies de interés para la conservación en la CGSM, en el periodo 2016 y 2024.	148
Figura 4.2-36. Taller de educación ambiental sobre aves de la CGSM en el pueblo palafito de Buenavista.	149
Figura 4.2-37. Actividad de narración de cuento interactivo con sonidos de aves, inspirado en los pueblos palafitos de la CGSM.	150
Figura 4.2-38. Tercera actividad del taller de educación ambiental sobre aves de la CGSM en el pueblo palafito de Buenavista.	151
Figura 4.2-39. Garza blanca (<i>Ardea alba</i>) posada sobre el techo de una casa del pueblo palafito Buenavista.	152
Figura 4.2-40. Diagramas de Venn que muestra el número de especies mencionadas por las personas entrevistadas que son comunes entre hombres y mujeres (intersección entre los dos círculos),	



exclusivamente mencionadas por mujeres (círculo morado), exclusivamente mencionadas por hombres (círculos verdes). Se muestra un diagrama de la entrevista en general (A) y separadamente para seis preguntas de la entrevista (B-G).....	154
Figura 4.2-41. Cormorán o Cuervo (<i>Nannopterum brasilianum</i>), una de las especies más consumidas por los pobladores locales.	155
Figura 4.2-42. Especies de aves que ahora es común verlas cerca de los pueblos palafitos. A) <i>Fluvicola pica</i> B) <i>Rostrhamus sociabilis</i> ala izquierda y <i>Jacana jacana</i> a la derecha.	156
Figura 4.3-1. Captura desembarcada total anual y promedio mensual en la pesquería de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta. 2025: 9 meses.	158
Figura 4.3-2. Variación interanual de las capturas de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta.	159
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. 2025: 9 meses.	161
Figura 4.3-4. Variación multianual del IOS, caudales del río Magdalena, salinidad media y capturas totales en la CGSM. 2025: 9 meses.	162
Figura 4.3-5. Composición interanual de la captura (t) de peces en la ecorregión CGSM. 2025: 9 meses. ...	163
Figura 4.3-6. Composición interanual de la captura (t) de invertebrados en la ecorregión CGSM. 2025: 9 meses.	164
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).	166
Figura 4.3-8. Captura total anual en Caño Clarín de los principales artes y/ o métodos de pesca en la ecorregión CGSM. 2025: 9 meses.	167
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.	167
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.	168
Figura 4.3-11. Captura total anual en Nueva Venecia de las principales artes y/ o métodos de pesca en la ecorregión CGSM. 2025: 9 meses.	169
Figura 4.3-12. Captura total anual en Tasajera de las principales artes y/ o métodos de pesca en la ecorregión CGSM. 2025: 9 meses.	170
Figura 4.3-13. Variables de desempeño pesquero - Captura, Captura Por Unidad de Esfuerzo y Esfuerzo – de las principales artes y/o métodos de pesca en la ecorregión CGSM. (2005 – 2025: 6 meses).	172
Figura 4.3-14. Comparación interanual de las capturas e ingresos económicos a precios corrientes e indexados a precios de septiembre de 2025 para el total de especies capturadas con todos los artes en la pesquería de CGSM. 2025: 9 meses.	173
Figura 4.3-15. Renta económica por pescador en Caño Clarín-km 15, según arte o método de pesca en la ecorregión CGSM. (2005 – 2025: 6 meses).	175
Figura 4.3-16. Renta económica por pescador en la Ciénaga El Torno, según arte o método de pesca en la ecorregión CGSM. (2005 – 2017).	175
Figura 4.3-17. Renta económica por pescador en Isla del Rosario, según arte o método de pesca en la ecorregión CGSM. (2005 – 2025: 9 meses).	176
Figura 4.3-18. Renta económica por pescador en Nueva Venecia, según arte o método de pesca en la ecorregión CGSM. (2005 – 2025: 9 meses).	177
Figura 4.3-19. Renta económica por pescador en Tasajera, según arte o método de pesca en la ecorregión CGSM. (2005 – 2025: 9 meses).	178
Figura 4.3-20. Distribución de las fases reproductivas identificadas en las muestras de cuatro ojo (<i>Megaleporinus muyscorum</i>) colectadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta y Microfotografías de ovario en fase inmadura (a) y desarrollo (b) y testículo en fase desarrollo (c). OP: ovocito en crecimiento primario, OAC: ovocito en alveorlo cortical.	179



Figura 4.3-21. Distribución de tallas según las fases reproductivas del Cuatro ojo (<i>Megaleporinus muyscorum</i>) en la Ciénaga Grande de Santa Marta.	180
Figura 4.3-22. Distribución mensual de las fases reproductivas en relación a los índices biológicos del Cuatro ojo (<i>Megaleporinus muyscorum</i>) en la Ciénaga Grande de Santa Marta.	180
Figura 4.3-23. Distribución de las fases reproductivas identificadas en las muestras de Robalo (<i>Centropomus undecimalis</i>) colectadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta y Microfotografías de testículos en fase desarrollo (a) y desove activo (b) e individuos de <i>C. Undecimalis</i> en fase de transición (c). OP: ovocito en crecimiento primario, TD: tejido degenerativo.	182
Figura 4.3-24. Distribución de tallas según las fases reproductivas del Robalo (<i>Centropomus undecimalis</i>) en la Ciénaga Grande de Santa Marta.	182
Figura 4.3-25. Distribución mensual de las fases reproductivas en relación a los índices biológicos del Robalo (<i>Centropomus undecimalis</i>) en la Ciénaga Grande de Santa Marta.	183
Figura 4.3-26. Comparación anual de la talla media de captura (2005-2025) y composición de la captura por tallas (2025) contra la talla de madurez sexual para las principales especies de peces en la pesquería de la CGSM. 2025: 9 meses.	186
Figura 4.3-27. Comparación anual de la talla media de captura (2005-2025) y composición de la captura por tallas (2025) contra la talla de madurez sexual para las principales especies de jaibas en la pesquería de la CGSM. 2025: 9 meses.	189
Figura 4.3-28. Indicador Presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las principales especies de peces en la ecorregión CGSM.	190



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.2-1. Métodos de análisis empleados en el LABCAM del INVEMAR para medir variables fisicoquímicas, metales pesados y microbiológicas en aguas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.	28
Tabla 3.2-2. Métodos de análisis empleados en el LABCAM del INVEMAR para medir variables en sedimentos en la Ciénaga Grande de Santa Marta.	29
Tabla 3.2-3. Métodos de análisis empleados en el LABCAM del INVEMAR para medir variables en organismos (<i>Mugil incilis</i>).	29
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.	29
Tabla 3.2-5. Aspectos generales de las estaciones de monitoreo de bosque de manglar en la CGSM. Tomada y adaptada de INVEMAR (2023).	34
Tabla 3.2-6. Campañas trimestrales de monitoreo en las estaciones de manglar en el año 2025.	37
Tabla 3.2-7. Rangos de clasificación del Indicador de Integridad Biológica de manglares (IBIm).	37
Tabla 3.2-8. Sensores remotos utilizados para el análisis de los años 2023 – 2025.	39
Tabla 3.2-9. Parámetros del sistema de coordenadas MAGNA Colombia Bogotá.	40
Tabla 3.2-10 Clases temáticas de cobertura y dinámica de cambio del manglar para el periodo 2023–2025.	43
Tabla 3.2-11 Ficha pedagógica taller “Reconociendo las aves de La Ciénaga”	46
Tabla 3.2-12. Descripción de las variables, periodo y frecuencia de muestreo por sitio de desembarque	47
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.	103
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).	106
Tabla 4.1-3. Resultados del análisis BIOENV para cada una de las épocas climáticas, utilizando como variables fisicoquímicas profundidad (m), transparencia disco sechi – TRA (m), temperatura (°C), salinidad, pH, oxígeno disuelto (mg L ⁻¹), concentración de nitritos	109
Tabla 4.1-4. Clasificación de los géneros de microalgas potencialmente asociados a Floraciones Algales Nocivas (FAN) registrados entre octubre de 2024 y marzo de 2025, organizados por grupo taxonómico, género y tipo de FAN. La asignación de las categorías Tóxica, No-toxigénica y Greylist se realizó con base en la base de datos oficial de WoRMS–HAB (https://www.marinespecies.org/hab/nontoxic.php).	109
Tabla 4.1-5. Coeficientes del modelo lineal seleccionado mediante el criterio de información de Akaike (AIC). Se indican la estimación del coeficiente (β), el error estándar, el estadístico t y el nivel de significancia. *p < 0.05; **p < 0.01; ns: no significativo. Modelo: Densidad ~ Clorofila-a + N_NO3 + pH + Temperatura (n = 19)	113
Tabla 4.1-6. Clasificación de los géneros de microalgas potencialmente asociados a Floraciones Algales Nocivas (FAN) registrados entre julio de 2024 y septiembre de 2025, organizados por grupo taxonómico, género y tipo de FAN. La asignación de las categorías Tóxica, No-toxigénica y Greylist se realizó con base en la base de datos oficial de WoRMS–HAB (https://www.marinespecies.org/hab/nontoxic.php).	113
Tabla 4.2-1. Indicador de Integridad Biológica de Manglares – IBIm en las estaciones Aguas Negras – ANE, Kilómetro 22 – K22, Luna – LUN, Rinconada – RIN y Sevillano – SEV, en el periodo 2019-2024.	116
Tabla 4.2-2. Variables fisicoquímicas del agua intersticial en las estaciones de monitoreo en el 2025. Los valores corresponden al promedio aritmético y la desviación estándar ($\pm$ de), el valor mínimo (mín) y máximo (máx). ORP: Potencial oxido-reducción; CGD: Caño Grande; K22: Kilómetro 22; RIN: Rinconada; SEV: Sevillano.	119



Tabla 4.2-3. Variables fisicoquímicas del agua superficial en las estaciones de monitoreo en el 2025. Los valores corresponden al promedio aritmético y la desviación estándar ($\pm$ de), el valor mínimo (mín) y máximo (máx). ORP: Potencial oxido-reducción; CGD: Caño Grande; K22: Kilómetro 22; RIN: Rinconada; SEV: Sevillano.....	119
Tabla 4.2-3. Atributos estructurales del bosque de manglar en las estaciones de monitoreo en el 2025. CGD: Caño Grande; K22: Kilómetro 22; RIN: Rinconada; SEV: Sevillano. AG: <i>A. germinans</i> ; LR: <i>L. racemosa</i> ; RM: <i>R. mangle</i> ; CE: <i>C. erectus</i>	123
Tabla 4.2-5 Valores de extensión de manglar vivo y perdido en la CGSM, en el periodo 2023-2025.....	136
Tabla 4.2-6. 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, MB-migratoria boreal. Categorías de amenaza: LC-preocupación menor, VU-vulnerable, EN-en peligro crítico, NT-Casi amenazada. Gremios tróficos: CNV-carnívoro, PIS-piscívoro, OMN-omnívoro, HBV-herbívoros, INS-insectívoro, GR-granívoro, FRU-frugívoro, CAR-carroñero, NEC-nectarívoro, CMI-consumidor de macro invertebrados.	137
Tabla 4.2-7. Especies de aves mencionadas por las personas entrevistadas en el pueblo palafito de Buenavista en los años 2024 (hombres pescadores) y 2025 (mujeres amas de casa).	152
Tabla 4.3-1. Parámetros estimados de la principal variable morfológica y pesaje datados en laboratorio del Cuatro ojo (<i>Megaleporinus muyscorum</i>) en la Ciénaga Grande de Santa Marta.	179
Tabla 4.3-2. Parámetros estimados de la principal variable morfológica y pesaje datados en laboratorio del Robalo (<i>Centropomus undecimalis</i>) en la Ciénaga Grande de Santa Marta.	181
Tabla 4.3-3. Frecuencia de individuos en las diferentes fases de reproducción de Macabi (<i>E. smithi</i>), Mojarra peña (<i>C. kraussii</i>), Mojarra rayada (<i>E. plumieri</i>) y Bocachico (<i>P. magdalenae</i>) recolectados en la CGSM durante el mes de septiembre de 2025.....	184



ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 9-1. Cuento "El viaje de Liborio"	221
Anexo 9-2. Listado de especies comerciales capturadas en la pesquería de la ecorregión de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Número de especies por hábitat: Dulceacuícolas (f) 30, Estuarinas (e) 24 y Marinas (m) 59.	223



Resumen



La ecorregión de la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM constituye 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 importancia, la CGSM mostró un grave deterioro ambiental en la década de los 90s 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. 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) y de avifauna, 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 realizado el presente monitoreo ambiental en la ecorregión CGSM.

Durante el periodo octubre 2024 – septiembre de 2025, la calidad del agua de la CGSM presentó variaciones espacio temporales. La salinidad descendió para la mayoría de las estaciones, observándose un rango menor en comparación con los últimos tres años, generando condiciones de agua dulce durante gran parte del año, en las estaciones Boca Caño Aguas Negras (0-0,06), Nueva Venecia (de 0-0,2) y Buenavista (0-4,2). La temperatura superficial del agua aumentó en comparación con los años anteriores, especialmente al final de la época seca. Las mayores temperaturas se registraron durante el mes de marzo en las estaciones de Nueva Venecia (43,7°C), La Ye (40,0°C) y desembocadura del Río Fundación (38,6°C). Las concentraciones de oxígeno disuelto presentaron condiciones favorables para la preservación de la flora y fauna (>4,00 mg O₂/L; [MinAmbiente, 2015](#)) en el 73% de los registros del periodo evaluado; sin embargo, en las estaciones ubicadas en las desembocaduras y en los ríos Fundación y Sevilla, a partir del mes de marzo se registraron valores por debajo de los 4,00 mg O₂/L, en tanto que, para Nueva Venecia, se evidenció un incremento desde enero hasta abril (10,9 a 14,9 mg O₂/L), seguido de un descenso abrupto desde mayo hasta septiembre (1,56 a 2,25 mg O₂/L). Los mayores valores de pH se reportaron para la estación Nueva Venecia en enero (9,49), marzo (10,2) y abril (10,0), meses en los cuales se superaron los rangos establecidos por la legislación colombiana para aguas dulces (pH=4,5 – 9,0) y estuarinas cálidas (pH=6,5 – 8,5) (Decreto 1076, [MinAmbiente, 2015](#)). Las concentraciones de sólidos suspendidos totales, de clorofila a y de nutrientes inorgánicos disueltos muestran un estado de eutrofización en el ecosistema de la CGSM. Las condiciones fisicoquímicas de la CGSM durante el periodo evaluado favorecieron el crecimiento excesivo de la planta invasora *Hydrilla verticillata*, principalmente en el Complejo Pajarales. Las concentraciones de los metales pesados en sedimentos estuvieron por debajo del límite de cuantificación del método analítico, con excepción del Cromo total, Zinc total y Cobre total, los cuales durante el periodo evaluado llegaron a superar el valor permisible de referencia propuesto por la NOAA ([Buchman, 2008](#)). Las concentraciones de mercurio total en *Mugil incilis* se encontraron por debajo del valor de referencia establecido por el Ministerio de Salud y Protección Social para productos de pesca destinados al consumo humano ([MinSalud, 2012](#)).

El monitoreo del bosque de manglar se realizó en cuatro estaciones permanentes, tres 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 solo se calculó para la estación Caño Grande – CGD, debido a que fue la única en la que el monitoreo se realizó de manera habitual a lo largo del año. El acceso a las demás estaciones estuvo restringido por situaciones de orden público. Para la estación CGD, el IBIm se mantuvo en la categoría Regular, sin embargo, se presentó un aumento en la densidad de árboles y el área basal de la especie *Laguncularia racemosa*, y una disminución en el promedio de salinidad, con respecto al 2024. El análisis multivariado de los atributos estructurales del bosque y las variables fisicoquímicas del agua en las estaciones a través del tiempo, evidenció que el ecosistema de manglar en la CGSM es heterogéneo espacialmente, así como lo es su respuesta a los impulsores de cambio. Durante los últimos años, el manglar en las estaciones Luna y Kilómetro 22, donde ocurrieron las mayores afectaciones a causa del episodio El Niño fuerte del 2015, ha mostrado una tendencia positiva en el desarrollo estructural del bosque. Los resultados indican que en la actualidad el ecosistema de manglar de la CGSM exhibe una trayectoria de recuperación a nivel general.

La dinámica de la cobertura de manglar en la CGSM fue analizada durante el periodo 2023–2025 a escala 1:25.000, mediante un enfoque integrado que combinó teledetección, análisis espacial y verificación sistemática en campo. La metodología se basó en el uso de imágenes multiespectrales Sentinel-2 (MSI, Nivel 2A), seleccionadas en época seca para asegurar la comparabilidad temporal. El procesamiento se realizó en la plataforma Google Earth Engine mediante una clasificación supervisada con el algoritmo Random Forest, incorporando bandas espectrales e índices de vegetación. Los resultados fueron ajustados y validados a partir de campañas de campo que incluyeron recorridos extensos por el complejo lagunar, registros fotográficos georreferenciados y vuelos con vehículos aéreos no tripulados, lo que permitió corroborar *in situ* la distribución y estado del manglar. Los resultados evidenciaron un comportamiento predominantemente estable de la cobertura de manglar en la CGSM, con una estabilidad del 98,9 % y una pérdida del 1,1%, junto con procesos de expansión y densificación en sectores específicos del complejo lagunar de 4.3 %, asociados a dinámicas de regeneración natural. La integración de la información satelital con la evidencia de campo fortaleció la confiabilidad de la cartografía generada y del análisis espacial. En conclusión, el estudio indica una tendencia general de incremento de la cobertura de manglar en el periodo analizado, resaltando la utilidad de enfoques integrados que articulan teledetección y trabajo de campo para el monitoreo continuo y la gestión del ecosistema de manglar en la CGSM.

El monitoreo de aves de este año se llevó a cabo en dos de las cinco estaciones en las que se ha realizado en los últimos años. En dos estaciones no se pudo acceder por razones de orden público y en una debido a limitaciones de acceso por la invasión de macrófitas. Dada la problemática actual de la CGSM de invasión de macrófitas, se aprovechó para hacer un muestreo en una zona con alta incidencia de estas plantas acuáticas. Además, se realizó un taller de educación ambiental con infancias del pueblo palafito de Buenavista, en torno al conocimiento de las aves de la CGSM. También, se realizaron entrevistas a mujeres de este mismo pueblo para conocer su percepción sobre las aves. Se analizó el estado actual de la comunidad de aves de la CGSM y también los cambios temporales a partir de los datos históricos de los monitoreos. Se encontró una comunidad de aves con alta incidencia de aves que son comunes en hábitats terrestres, influenciado por la estación ANE que se encuentra cerca de la frontera ganadera. También, se evidenció que la población de *Chauna chavaria* está incrementando su abundancia en los últimos años. En las zonas invadidas por macrófitas fue notorio un cambio en la composición de especies de la comunidad de aves. Los talleres con las infancias, mostraron el interés en este grupo poblacional en participar en este tipo de actividades y que las niñas y niños de este lugar cuentan con un conocimiento valioso sobre las



aves de la CGSM. Las entrevistas hechas a las mujeres evidenciaron diferencias en la percepción sobre las aves de la CGSM entre hombres y mujeres. Es clave llevar acciones para enfrentar la invasión de macrófitas en la CGSM, dadas las evidentes consecuencias sobre la diversidad y sobre el bienestar de los pobladores locales. Además, se debe fortalecer las actividades de educación ambiental, que promuevan la apropiación del conocimiento en habitantes locales, especialmente en aquellos grupos poblacionales que han tenido menor participación.

Se evaluó el estado de los recursos aprovechados por pesca entre enero y septiembre de 2025, a partir del registro en el Sistema de Información Pesquera de INVEMAR – SIPEIN de 25.083 formularios: 20.320 registros de captura y esfuerzo, 3.137 de tallas y 1.625 de precios. Con esta información se estimó una producción pesquera desembarcada de 4.813 t, compuesta en un 78,7 % por peces y 21,2 % por crustáceos. Entre los peces, las especies más representativas fueron la lisa (30,1 %), la mojarra rayada (11,0 %) y un conjunto de especies estuarinas (mapalé, chivo cabezón, macabí) con las dulceacuícolas (mojarra lora y la arenca), que en conjunto constituyeron el 41,7 %. En el grupo de crustáceos, las jaibas constituyeron el 87,2 % del total del grupo. Durante el 2025 se observaron valores de salinidad menores en comparación con 2024; sin embargo, persistió la representación de especies estuarinas en los desembarcos. Desde el componente económico, se estimó un ingreso total de 17.856 millones de COP, destacándose el sitio de desembarque de Tasajera con el 51,89 %. Se actualizaron las tallas de madurez sexual (TM) para 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). Para cuatro ojo y róbalo, la captura estuvo compuesta casi en su totalidad por individuos inmaduros, lo que limitó la estimación del parámetro. En macabí y lebranche se evidenció que, en la CGSM, solo se capturan en estado juvenil debido a su migración reproductiva. Para los crustáceos, la TM se estimó en 95 mm de ancho del caparazón (Aca) para la jaiba azul y en 86,7 mm para la jaiba roja. El indicador de presión pesquera ejercida sobre las principales especies de peces en 2024 se calculó en 53,3 %; evidenciando una incidencia negativa de los artes de pesca sobre la estructura de tallas. La información generada constituye un insumo para la formulación de medidas de manejo en el marco del Comité Ejecutivo de la Pesca y del Plan de Cogestión Pesquera asociado al proyecto GEF-CGSM ejecutado por INVEMAR. Asimismo, los resultados apoyan el Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia, la elaboración de conceptos técnicos y el acompañamiento a los actores involucrados en la gestión de los recursos de la ecorregión. Todos los resultados han sido socializados con las comunidades de pescadores y las entidades responsables de 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 ecorregión de la CGSM ejercen jurisdicción los municipios de Sitionuevo, Pueblviejo, 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), Pueblviejo (34.212 habitantes) y Sitionuevo (30.855 habitantes; [DANE, 2025a](#)); 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-Sitio Nuevo, 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, cuyos valores alcanzaron hasta 120 unidades de salinidad en áreas de manglar ([INVEMAR, 2021b](#)). Esto 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), así como 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 actual y trayectoria 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 del monitoreo de la calidad del agua, los bosques de manglar y su avifauna asociada, y los recursos pesqueros durante el periodo de octubre 2024 a septiembre de 2025 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 en 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 constituidas 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).

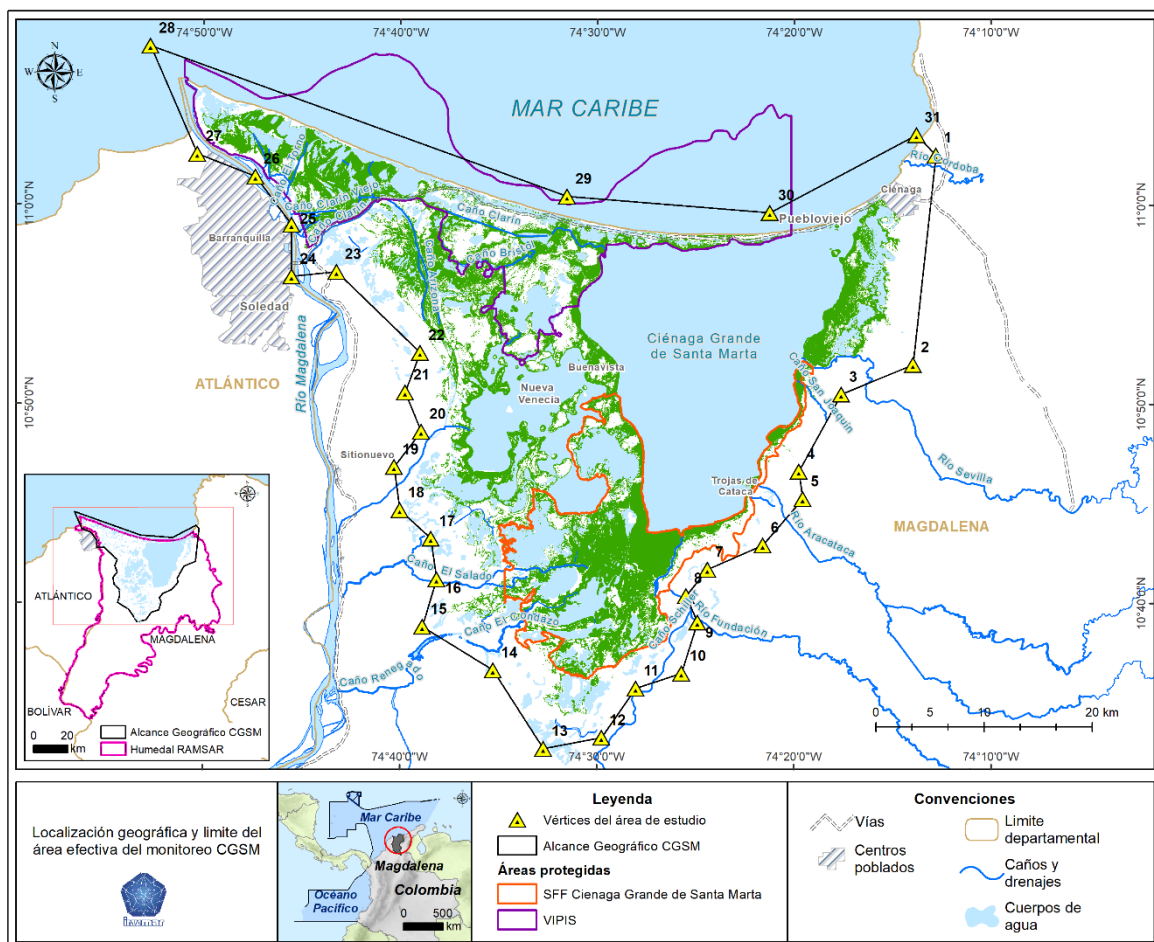


Figura 3.1-1. Localización geográfica y Límite del área efectiva del monitoreo realizado por INVEMAR en la CGSM.

La ecorregión 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 aproximadamente $1.031 \text{ mm año}^{-1}$, debido a la alta tasa de evapotranspiración ($1.431 \text{ mm año}^{-1}$) (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 (IDEAM, 2025a). Esta región se caracteriza por un comportamiento de precipitaciones tipo monomodal: 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 et al., 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 $\sim 90 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (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-arcillosa y lodo-arenosa 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 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 y Ricaurte-Villota, 2023](#)).

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

En el presente informe técnico, se presenta el diagnóstico de la calidad de aguas, el estado de los bosques de manglar y su avifauna asociada, y el estado del recurso pesquero, en la red de monitoreo que se implementó desde 1995. Durante el 2025, se han afrontado retos frente a la continuidad y el acceso a las estaciones de monitoreo por problemas de orden público y por la navegabilidad restringida a causa de la proliferación excesiva de la especie *Hydrilla verticillata*.



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 se realiza en una red de 28 estaciones, ubicadas en seis zonas del complejo lagunar que presentan diferentes características, cuya agrupación en zonas se realizó según la influencia marina, de agua dulce, cercanía a asentamientos humanos o actividades antrópicas (Figura 3.2-1). En la **zona 0**, la estación Boca de La Barra, es la única conexión permanente entre la Ciénaga Grande y el mar Caribe; La **zona 1**, comprende la cuenca baja y las desembocaduras de los ríos Sevilla, Aracataca y Fundación que vienen de la SNSM; La **zona 2**, contempla las estaciones 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; En la **zona 3** se ubican las estaciones Buenavista, Nueva Venecia y las Ciénagas La Auyama, La Luna y La Redonda hacen parte del Complejo de Pajarales; en la **zona 5**, se ubican las estaciones del margen occidental del Caño Clarín, boca del Caño Clarín y el km 15 en la vía Ciénaga – Barranquilla; y la **zona 6** que corresponde al noroccidente del VIPIS, contiene las estaciones Caño El Torno, Ciénaga El Loro, Ciénaga Las piedras, Ciénaga El Torno y Ciénaga Poza Verde localizadas. Cabe destacar que desde el año 2022 el monitoreo en la zona 6 ha afrontado retos de acceso por problemas de orden público, por tanto, en cooperación con funcionarios del área protegida Vía Parque Isla de Salamanca VIPIS (VIPIS), se coordinó el apoyo logístico para acceder a las estaciones esta zona en los meses de noviembre y diciembre de 2024, y enero, marzo y abril de 2025.

Las actividades de campo se ejecutaron mensualmente en dos días de muestreo durante los meses en los que fue posible realizar el monitoreo en el noroccidente de VIPIS; un día correspondiente a la Boca de La Barra, el cuerpo de la laguna principal, y el complejo de Ciénaga de Pajarales (monitoreo de 21 estaciones), y otro correspondiente a caño Clarín y el noroccidente del VIPIS (monitoreo de 7 estaciones), ambos en un rango horario entre las 07:00 h y las 15:00 h. En los meses en los que no fue posible acceder a Las estaciones de la zona 6 (noroccidente VIPIS) se realizó el monitoreo durante un solo día, con excepción de julio – septiembre 2025, en el que se dividió el monitoreo en la Boca de La Barra, el cuerpo de la laguna principal, y el complejo de Ciénaga de Pajarales en dos días, ya que la aparición y crecimiento acelerado de la planta invasora *Hydrilla verticillata* produjo bloqueos de canales que conectan la Ciénaga de Pajarales con las estaciones de Ciénaga La Ahuyama, Ciénaga La Luna, Ciénaga La Redonda y La Ye aumentando el tiempo de muestreo para cubrir las 21 estaciones. Durante los meses de mayo y junio de 2025, se presentaron alteraciones de orden público en la CGSM-Complejo Pajarales por lo que fue necesario reprogramar la salida prevista en estos meses para salvaguardar al personal durante las actividades de campo; en estos dos meses no fue posible acceder a los sectores de Rinconada y Ciénaga la Ahuyama.

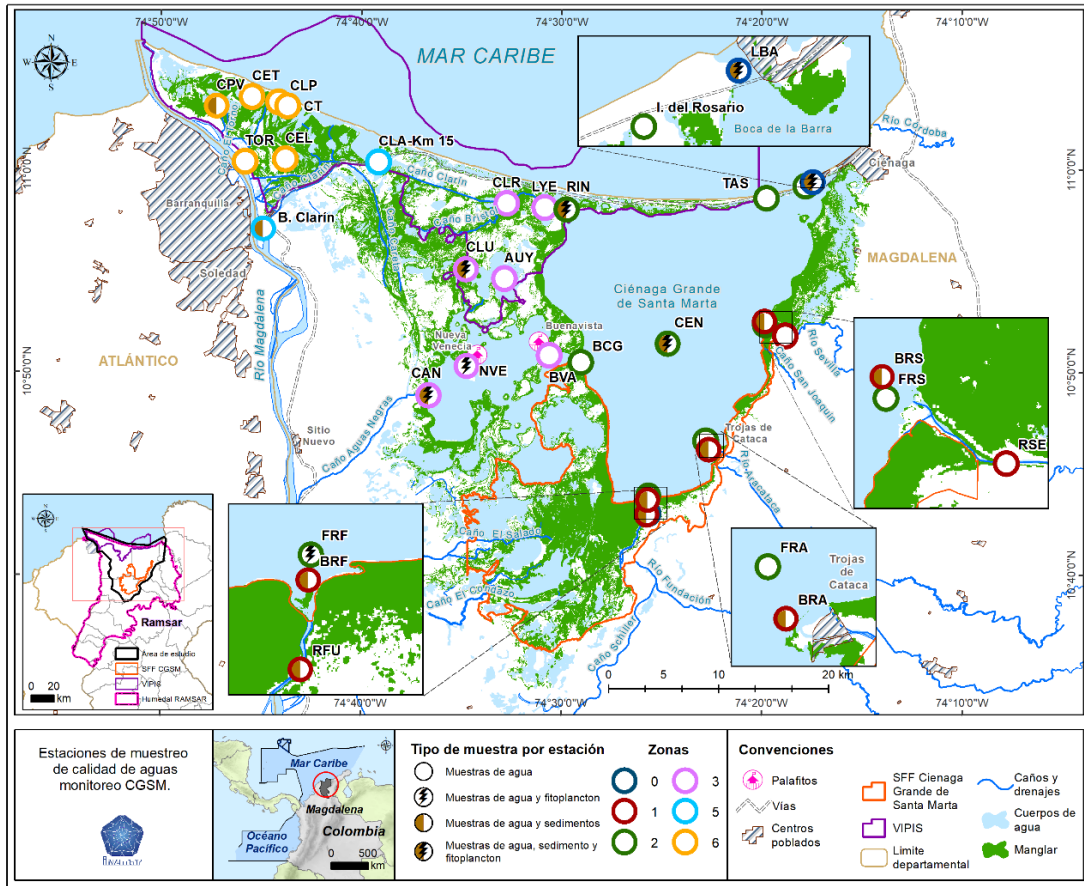


Figura 3.2-1. Mapa con las estaciones de monitoreo del componente calidad de aguas y sedimentos en el complejo lagunar de la CGSM. Fuente: Laboratorio de Servicios de Información (LABSIS) – INVEMAR.

Durante el periodo de este informe (octubre de 2024 a septiembre 2025), se destaca la cooperación lograda con el área protegida VIPIS, que permitió acceder a las estaciones Boca del Caño Clarín, Caño El Torno, Ciénaga el Torno, Ciénaga El Loro, Ciénaga Las Piedras, y Ciénaga Poza Verde en julio, agosto, noviembre y diciembre del 2024 y enero, marzo y abril del 2025.

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. 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.



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

Parámetros		Técnicas analíticas y métodos de referencia
Fisicoquímicos	Trasparencia <i>in situ</i>	Medición con Disco Secchi (Garay et al., 2003).
	Temperatura (°C) <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 acoplada a sonda (Standard Methods 2520-B, APHA et al., 2017).
	Conductividad <i>in situ</i>	Medición electrométrica acoplada 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 (SST)	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 de Lorenzen, lectura por espectrofotometría (Standard Methods N° 10200-H, APHA et al., 2017).
		Método tricromático por espectrofotometría (Standard Methods N° 10200-H, APHA et al., 2017).
	Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	Método gravimétrico, calcinación a 550°C (Standard Methods N° 2540 D, E, APHA et al., 2017).
	Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	Método colorimétrico del azul de indofenol (Strickland y Parsons, 1972).
	Nitritos (N-NO ₂ ⁻)	Método colorimétrico de la sulfanilamida (Strickland y Parsons, 1972).
	Nitratos (N-NO ₃ ⁻)	Reducción con cadmio y determinación espectrofotométrico (Strickland y Parsons, 1972).
Metales pesados	Ortofostatos (P-PO ₄ ³⁻)	Método colorimétrico del ácido ascórbico (Strickland y Parsons, 1972).
	Fósforo total	Digestión con persulfato de potasio y cuantificación colorimétrica de ácido ascórbico (SM 4500-P B modificado y Strickland y Parson, 1972).
	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.
Microbiológicos		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/100mL)	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 B, APHA et al., 2017).
	<i>Aeromonas</i> sp.	Filtración por membrana con filtros de nitrocelulosa de 0,45 µm de poro, e incubación a 35°C, por horas en Agar m-Aeromonas (Standard Methods, ALPHA et al., 2017).
	<i>Vibrio</i> sp.	Filtración por membrana con filtro de nitrocelulosa de 0,22 µm de poro, e incubación a 35°C, por 24 horas en Agar TCBS (Standard Methods, ALPHA et al., 2017).



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

Parámetros		Técnicas analíticas y métodos de referencia
Metales pesados	Metales biodisponibles: Plomo (Pb), cadmio (Cd), cobre (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni)	Extracción débil (metales biodisponibles): Digestión con HCl 0,1 N. Cuantificación: Espectrometría de absorción atómica (Standard Methods 3111 B, ALPHA et al., 2017)
	Metales totales: Plomo (Pb), cadmio (Cd), cobre (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, ALPHA 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).

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</i> sp. en peces	Incubación de 10 g de tejido muscular en agua peptonada por 8-12 h, con el sobrenadante se realiza la siembra por agotamiento en placa con agar TCBS (Standard Methods M° 9260 H, ALPHA 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, Chl a, SST	Metales	CTE, CTT	<i>Vibrio</i> sp. y <i>Aeromonas</i> sp.	Fito.
Boca de la Barra (LBA)	0 (Marina)	M	M	B	M	B	M
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 de 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	-
Ciénaga La Luna (CLU)	3 (Complejo Pajarales)	M	M	B	-	-	M
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	-	-	-	-

La calidad de sedimentos se determinó con la medición bimestral de metales totales (Plomo, cadmio, cobre, cromo, zinc, níquel y mercurio) y metales biodisponibles (Plomo, cadmio, cobre, cromo, zinc y níquel) en ocho (8) estaciones, Boca de La Barra (Zona 0), Río Fundación (Zona 1), Centro CGSM (Zona 2), Boca del Caño Aguas Negras y Ciénaga La Luna (Zona 3), Boca Caño Clarín (Zona 5) y Ciénaga Poza Verde (Zona 6) (Figura 3.2-1). Por otro lado, 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 2024 y marzo de 2025, 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 julio de 2024 y septiembre de 2025 en las estaciones de la Ciénaga la Luna (CLU) y Boca de la Barra (LBA). 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

Para determinar los cambios en las variables que determinan la calidad química y sanitaria del agua, se realizaron análisis con estadística descriptiva, usando Microsoft Excel. Se empleó estadística multivariada para la evaluación general de la calidad del agua en la CGSM, mediante el análisis de componentes principales (ACP). Para ello, se examinaron 11 variables: salinidad (SAL), temperatura (TEM), oxígeno disuelto (OD), transparencia (TRA), pH, sólidos suspendidos totales (SST), clorofila a (CLA), nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+), nitritos (N-NO_2^-), nitratos (N-NO_3^-) y ortofosfatos (P-PO_4^{3-}). La evaluación de las relaciones entre las variables fisicoquímicas, los nutrientes y los microorganismos, se calculó por medio del coeficiente de correlación de Pearson. Estos análisis se realizaron en el entorno de desarrollo integrado para R, RStudio 4.4.2.

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 en las diferentes épocas climáticas. Para establecer las diferencias 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](#)). La variación mensual de la densidad fitoplanctónica se exploró mediante estadística descriptiva y boxplots para cada estación. La comparación de la densidad entre estaciones se realizó mediante una prueba de Wilcoxon pareada, considerando los meses coincidentes, con el fin de evaluar diferencias espaciales en el tiempo. Para analizar la influencia de las variables ambientales sobre la densidad se realizó un modelo lineal múltiple. Previamente, se revisó la colinealidad entre predictores utilizando el factor de inflación de la varianza (VIF), y se aplicó un proceso de selección de variables basado en el criterio de información de Akaike (AIC) para obtener un modelo parsimonioso. El modelo final incluyó como predictores la clorofila-a, el pH, el nitrato y la temperatura. Todos los análisis estadísticos se realizaron en el software R, empleando niveles de significancia de $p < 0.05$.

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 el análisis de la relación entre la transparencia y el nivel del agua. Se clasificó el agua superficial en cada estación según los rangos de salinidad propuestos por Knox ([2001](#)) y se interpretó en una escala de colores, rosado (agua dulce; $< 0,5$), azul (agua estuarina; entre 0,5 y 17), verde (agua marina; entre 17 y 38) y amarillo (salmuera; > 38). Los valores de OD y pH fueron evaluados conforme a los criterios de calidad permisibles para la preservación de flora y fauna en aguas estuarinas ($\text{OD} = 4,0 \text{ mg O}_2/\text{L}$; $\text{pH} = 6,5 - 8,5$; [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 ($\text{pH} = 4,5 - 9,0$, [MinAmbiente, 2015](#)).

Las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos se compararon con valores de referencia para ambientes estuarinos propuestos por Mahmud *et al.* ([2020](#)). Las concentraciones de Chl 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 y Madroñero ([2015](#)), que establece los siguientes rangos: aguas oligotróficas ($1,0 - 2,5 \text{ } \mu\text{g Chl a/L}$), mesotróficas ($2,5 - 7,9 \text{ } \mu\text{g}$



Chl a/L), eutróficas (8,0 – 25,0 $\mu\text{g Chl a/L}$) e hipertóficas ($>25,0 \mu\text{g Chl a/L}$). Para el análisis de los SST, se utilizó como referencia la escala de clasificación de CONAGUA (2015), complementada con valores reportados para Colombia por Carrillo-Durán y Medina-Daza (2019) y otras partes del mundo por Wang *et al.* (2017).

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). Las concentraciones de mercurio total en peces fueron evaluadas de acuerdo con los criterios establecidos por el Ministerio de Salud y Protección Social para productos de pesca destinados al consumo humano (MinSalud, 2012).

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, $\text{Log}_{10}= 3,0$; CTE: 200 NMP/100 mL, $\text{Log}_{10}= 2,3$) y contacto secundario (pesca y deportes náuticos, CTT: 5.000 NMP/100 mL, $\text{Log}_{10}= 3,7$) (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).

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 PROCINAGA (PROCINAGA, 1995), 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).

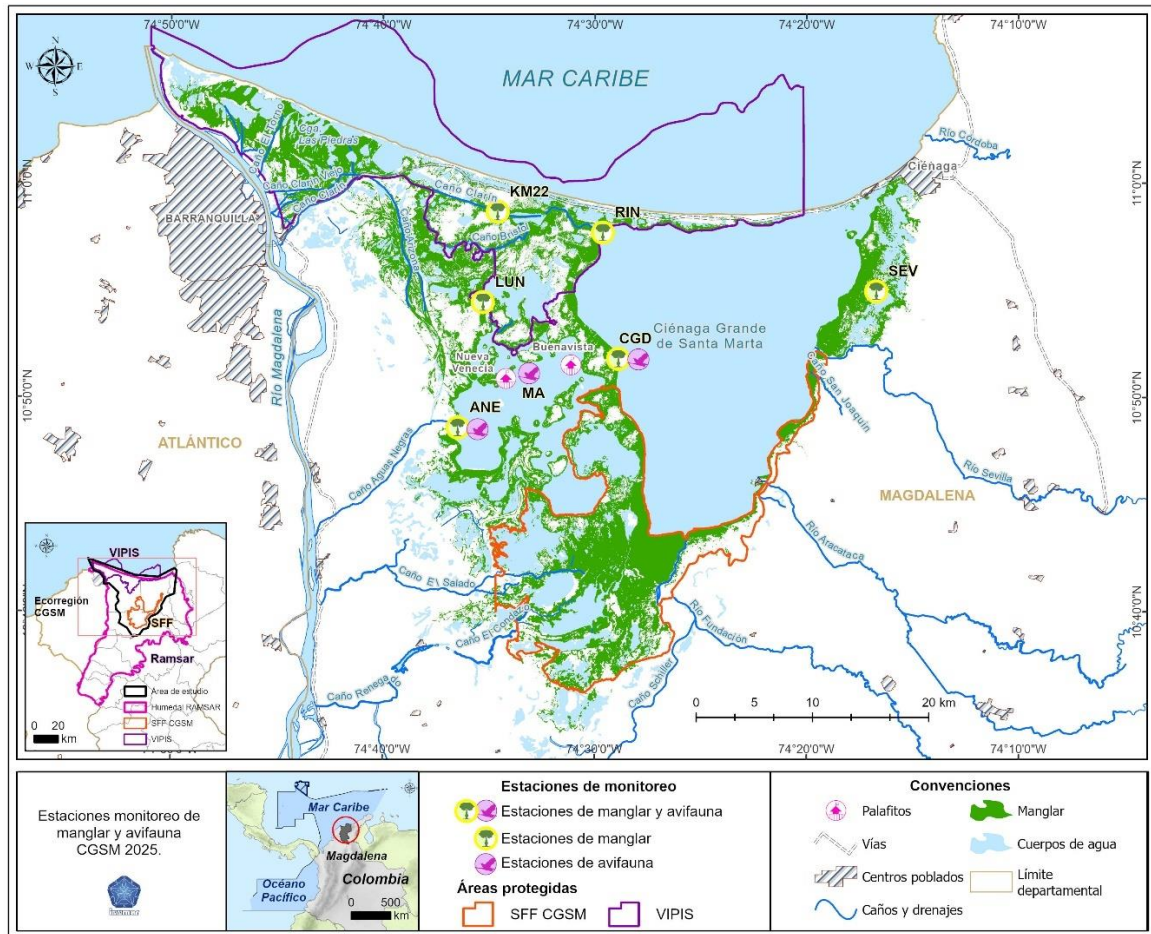


Figura 3.2-2. Localización de las estaciones de monitoreo de manglar y avifauna en la CGSM.

El monitoreo de las estaciones mediante una caracterización biofísica ha permitido examinar las interacciones de los factores bióticos y ambientales que determinan la estructura del bosque y que regulan el funcionamiento de los manglares a nivel local. Por ello, constituye un insumo fundamental para analizar la trayectoria de recuperación del ecosistema frente a diferentes impulsores. En 2018, se incluyó una estación en el complejo cenagoso de Sevillano (SEV), que permitió ampliar el alcance geográfico del monitoreo al sector oriental de la CGSM (Figura 3.2-2; Tabla 3.2-5).



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 considerada como un sistema semicerrado con gran parte de su superficie cubierta por bosque de manglar.

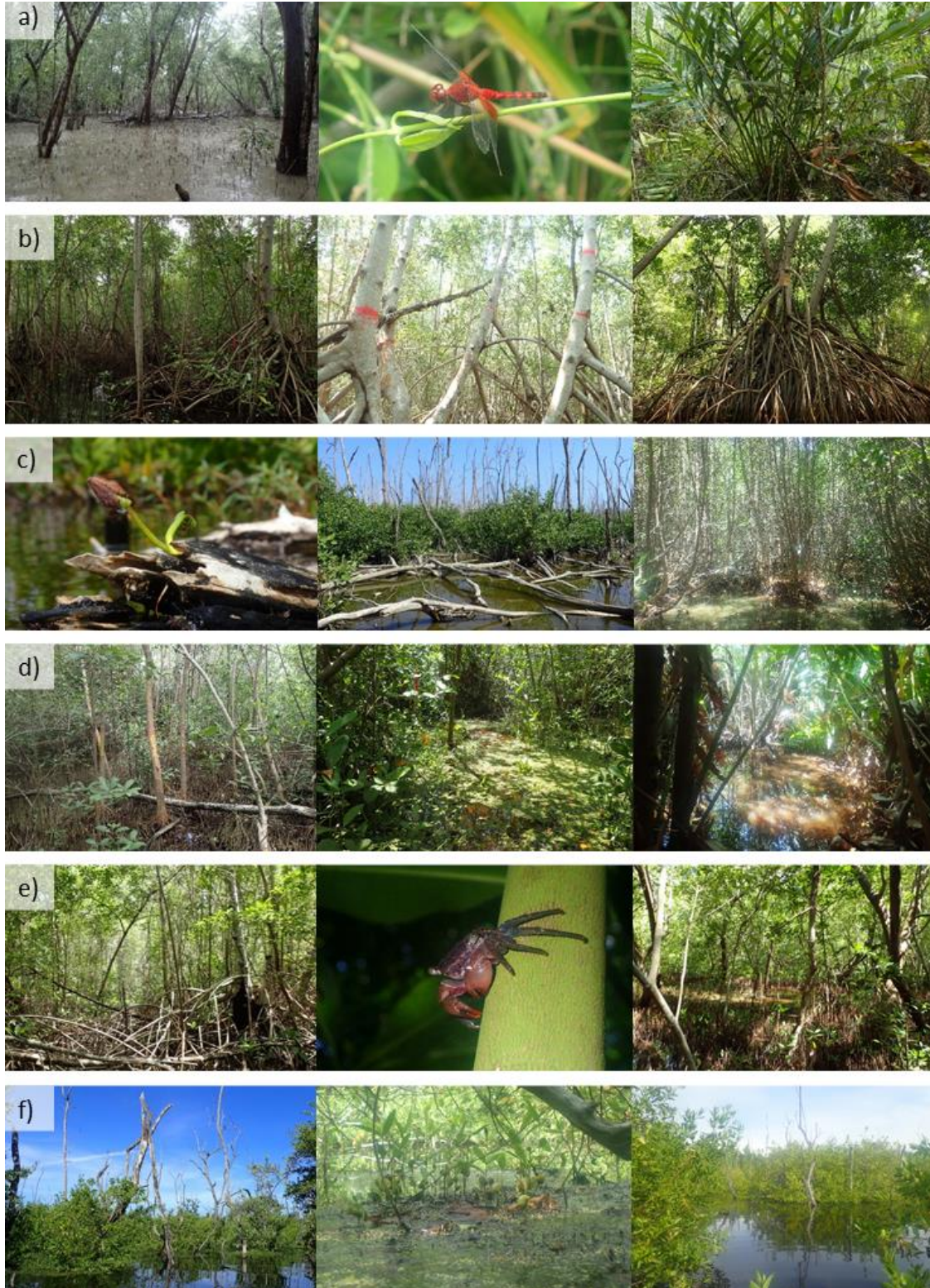


Figura 3.2-3. Estaciones de monitoreo de bosque de manglar en la CGSM: a) Aguas Negras; b) Caño Grande; c) Kilómetro 22; d) Luna; e) Rinconada; y f) Sevillano.

DISEÑO DEL MUESTREO PARA LA CARACTERIZACIÓN BIOFÍSICA DEL ECOSISTEMA DE MANGLAR

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).

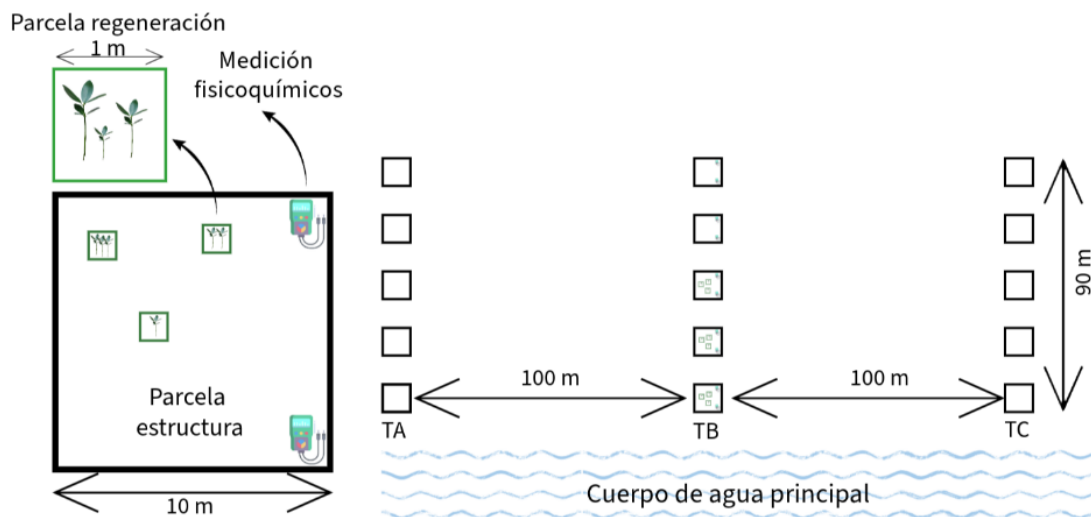


Figura 3.2-4. Disposición de transectos, parcelas y subparcelas permanentes de monitoreo y puntos de medición de variables fisicoquímicas del agua.

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 2025, se realizó la medición de nuevos individuos con DAP $\geq 2,5$ cm en las parcelas del TC y TA de la estación CGD, y en las parcelas del TB de la estación SEV.

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).

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. La densidad de plántulas y propágulos se midió en las subparcelas, y los parámetros fisicoquímicos en los vértices del costado derecho de cada parcela del TB, de acuerdo con la metodología de INVEMAR (2019).

Es preciso mencionar que, en el 2025 no fue posible realizar el monitoreo trimestral de manera habitual en todas las estaciones de monitoreo. En atención a las alertas de orden público, generadas desde la Policía Nacional, se restringieron las salidas al área protegida VIPIS, donde se ubican las estaciones Rinconada – RIN y Kilómetro 22 – K22. En los sectores Aguas Negras, Luna y Sevillano también se recibieron comunicaciones de situaciones de orden público a lo largo del año a través de miembros de las comunidades locales. Esta medida fue especialmente relevante para la



seguridad del grupo de investigadores y expertos locales a cargo del monitoreo del ecosistema de manglar, dadas las condiciones a las que están expuestos durante el levantamiento de la información en campo. Con este panorama, Caño Grande – CGD fue la única estación para la que se completó el monitoreo de los tres componentes (i.e estructura del bosque, regeneración natural y variables fisicoquímicas del agua) en todos los trimestres (Tabla 3.2-6).

Tabla 3.2-6. Campañas trimestrales de monitoreo en las estaciones de manglar en el año 2025.

Estación	I (marzo)	II (junio)	III (septiembre)	IV (diciembre)
ANE				
CGD	X	X	X	X
K22	X			
LUN				
RIN	X			
SEV			X	X

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 superficial e intersticial. Con esta información, se calculó el Indicador de Integridad Biológica de Manglares – IBIm ([INVEMAR, 2018](#)) para la estación CGD, debido a que fue la única con los datos de todos los atributos disponibles hasta el 2025, 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 3.2-7).

Tabla 3.2-7. 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 aplicó una prueba estadística no paramétrica (Kruskal-Wallis) univariada para examinar la variación de la salinidad intersticial entre trimestres en la estación CGD. Luego, se aplicó la prueba *post-hoc* (i.e. Wilcoxon) de comparación pareada.

Para lograr una visualización multivariada de los cambios en el ecosistema de manglar a través de los últimos 15 años en las estaciones de monitoreo, se realizó un análisis de ordenación por medio de un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS, por sus siglas en inglés; [Kruskal, 1964](#)). Se definieron cuatro rangos temporales de análisis con base en el último episodio fuerte de El Niño, así: 2010-2014, como periodo previo al episodio; 2015-2016, como periodo El Niño fuerte; 2017-2019, como periodo posterior al episodio; 2021-2025, como periodo actual posterior al episodio.

Este análisis se basó en una matriz de distancias Euclidianas, construida a partir de los datos estandarizados del promedio de: el área basal por especie, la densidad de plántulas por especie, la salinidad intersticial y la temperatura intersticial; para cada estación por año en los periodos definidos. La matriz ajustó los puntos de ordenación (i.e. estaciones) 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.

Todos los análisis estadísticos se realizaron por medio del software R ([R Core Team, 2025](#)) y el entorno RStudio ([RStudio Team, 2025](#)). 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 para la creación de todas las salidas gráficas los paquetes *ggplot2* y *gridExtra*.

ANÁLISIS DE CAMBIOS DE COBERTURA DE MANGLAR EN LA CGSM

El cambio en la cobertura de manglar entre 2023 y 2025 en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), a escala 1:25.000, se estimó a partir del procesamiento e interpretación de imágenes satelitales, complementadas con información de campo y fuentes secundarias (INVEMAR, [2018](#), [2019](#), [2021a](#), [2021b](#), [2023](#)). La línea base correspondió a la cobertura de manglar de 2023, sobre la cual se generó y ajustó la cartografía de 2025 para identificar explícitamente las áreas de ganancia, pérdida y estabilidad de la cobertura de manglar. Como resultado, se obtuvo una capa actualizada de manglar para 2025 y una capa de dinámica de cambio que sintetiza los patrones espaciales de transformación del manglar en el periodo 2023–2025. A continuación, se describe el flujo metodológico seguido, en concordancia con el esquema de la Figura 3.2-5.



Figura 3.2-5. Flujo metodológico del análisis de cambios de la cobertura de manglar 2023-2025 en la CGSM.

Recopilación de datos

Para garantizar la comparabilidad temporal y minimizar los efectos de la variabilidad estacional, se seleccionaron imágenes satelitales consistentes con el periodo de muestreo en campo, priorizando escenas adquiridas durante la época seca. Se emplearon mosaicos multiespectrales de la constelación Sentinel-2 (MSI, Nivel 2A) de la Agencia Espacial Europea (ESA), correspondientes a los meses de enero, febrero y marzo de 2023 y 2025. Estos productos, disponibles en la colección “COPERNICUS/S2_SR_HARMONIZED” de la plataforma Google Earth Engine (GEE), constituyeron el insumo principal para la generación de las coberturas de manglar y el análisis de cambios.

Las características básicas de los datos utilizados se resumen en la Tabla 3.2-8, donde se especifican las fechas de adquisición, el sensor y las bandas empleadas. Para la discriminación de la cobertura de manglar se utilizaron principalmente las bandas de 10 m/píxel (azul, verde, rojo e infrarrojo cercano), complementadas con las bandas de 20 m de los límites rojos y del infrarrojo de onda corta.

Tabla 3.2-8. Sensores remotos utilizados para el análisis de los años 2023 – 2025.

Fecha	Satélite / sensor	Resolución espacial (m/px)	Bandas utilizadas
Enero–marzo 2023	Sentinel-2 MSI, Nivel 2A	10	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano
		20	Límites rojos
		20	Infrarrojos de onda corta
Enero–marzo 2025	Sentinel-2 MSI, Nivel 2A	10	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano
		20	Límites rojos
		20	Infrarrojos de onda corta



Adicionalmente, se recopiló la cartografía temática disponible de monitoreos previos de manglar en la CGSM (INVEMAR, [2018](#), [2019](#), [2021](#), [2023](#)), así como registros y reportes de campo recientes. Esta información permitió construir una cobertura base de manglar para 2025 y orientar la selección de áreas con potenciales cambios de cobertura.

Procesamiento de imágenes

Las imágenes Sentinel-2 utilizadas corresponden a productos de Nivel 2A, ortorrectificados y proyectados en el sistema UTM/WGS84, con una extensión aproximada de 100 km × 100 km por escena. El procesamiento a este nivel incorpora la corrección atmosférica mediante el procesador Sen2Cor, basado en el modelo de transferencia radiativa libRadtran, generando productos de reflectancia de fondo de atmósfera (BOA, Bottom-Of-Atmosphere). De este modo, se reduce la influencia de la atmósfera sobre las firmas espectrales y se facilita la comparación entre fechas. ([ESA, 2015](#))

En términos geométricos, las especificaciones de calidad de Sentinel-2 para el periodo considerado (enero–marzo de 2025) indican un error de geolocalización absoluto con $CE90 \leq 10$ m, es decir, inferior al tamaño de un píxel ([Enache et al., 2023](#)). Esta precisión es adecuada para el trabajo cartográfico a escala 1:25.000, por lo cual no fue necesario aplicar correcciones geométricas adicionales sobre los productos de Nivel 2A empleados.

El sistema de referencia espacial adoptado para el proyecto y para el cálculo de áreas fue MAGNA-SIRGAS, origen central, identificado oficialmente como MAGNA_Colombia_Bogota (EPSG: 3116). Los parámetros principales de este sistema se presentan en la Tabla 3.2-9. Todas las capas derivadas (coberturas de manglar, mapas de cambio y capas auxiliares) se Re proyectaron a este sistema, garantizando la consistencia espacial y la comparabilidad con la cartografía oficial.

Tabla 3.2-9. Parámetros del sistema de coordenadas MAGNA Colombia Bogotá.

Nombre: MAGNA Colombia Bogotá
Sistema de coordenadas geográficas: GCS_MAGNA
EPSG: 3116
Datum: D_MAGNA
Esferoide: GRS_1980
Semieje mayor: 6 378 137,0 m
Semieje menor: 6 356 752,314140356 m
Aplanamiento inverso: 298,257222101
Proyección: Transverse Mercator
Meridiano de referencia: Greenwich (0°)
Meridiano central: -74,07750791666666°
Latitud de origen: 4,596200416666666°
Falso Este: 1 000 000,0 m
Falso Norte: 1 000 000,0 m
Factor de escala: 1,0
Unidad angular: Grado (0,0174532925199433)
Unidad lineal: Metro (1,0)

Clasificación supervisada

El procesamiento digital de las imágenes se realizó en la plataforma Google Earth Engine, empleando el algoritmo de clasificación supervisada de Bosque Aleatorio (Random Forest, RF). Este

método de aprendizaje automático, basado en conjuntos de árboles de decisión, es ampliamente utilizado en teledetección debido a su robustez frente a datos atípicos, su capacidad para manejar múltiples variables y su buen desempeño en el mapeo de manglares a escala regional ([Elmahdy et al., 2020](#)).

Para las fechas de 2023 y 2025 se utilizaron como variables de entrada las bandas espectrales de Sentinel-2 y un conjunto de índices de vegetación derivados de estas, entre ellos el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), siguiendo las recomendaciones de Belgiu y Drăgu (2016). Las muestras de entrenamiento se construyeron a partir de la cartografía generada en monitoreos previos, ajustándolas a las características de cada imagen, y se complementaron con la información recolectada durante las campañas de campo 2023–2025.

En cada año se empleó un conjunto cercano a 1493 muestras (Figura 3.2-6), distribuidas entre las clases Manglar y No manglar. Aproximadamente el 70 % de estas muestras se destinó al entrenamiento del modelo y el 30 % restante a la validación. La calidad de las clasificaciones se evaluó mediante matrices de confusión, obteniéndose valores aceptables de precisión global y coeficiente kappa, consistentes con los estándares aceptados para cartografía temática a escala 1:25.000. Estos resultados respaldan la confiabilidad de las coberturas de manglar de 2023 y 2025 utilizadas en el análisis de cambios.

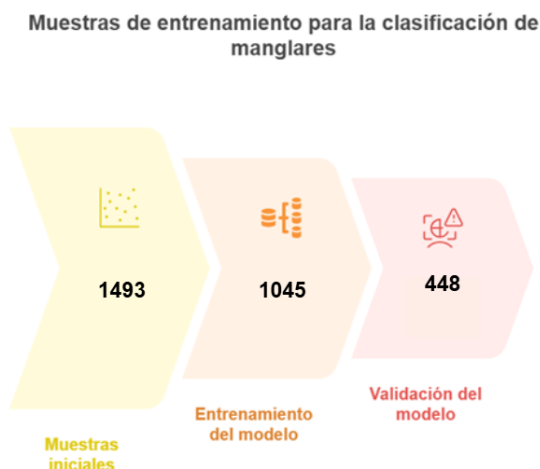


Figura 3.2-6 Muestras de entrenamiento por año para la clasificación de Imágenes.

Interpretación visual y edición cartográfica

Una vez generadas las clasificaciones de cobertura de manglar y no manglar para 2023 y 2025, se llevó a cabo una etapa de interpretación visual y edición cartográfica. Para ello se utilizaron composiciones de color de las imágenes Sentinel-2, principalmente [NIR, SWIR1, RED] y [RED, GREEN, BLUE], las cuales facilitan la diferenciación espectral entre manglar, otros tipos de vegetación y cuerpos de agua.

En primera instancia, se tomó como referencia la capa base de manglar de 2023, utilizada sin realizar modificaciones sobre su extensión ni geometría, como cartografía oficial del periodo inicial de análisis. A partir de esta capa de referencia y de la información contenida en las imágenes del primer trimestre de 2025, junto con los resultados de la clasificación supervisada, se generó y ajustó la cobertura de manglar para 2025. De este modo, la capa de 2023 se mantiene inalterada y funciona



como línea base frente a la cual se cuantifican las ganancias, pérdidas y áreas de estabilidad del manglar.

La edición se apoyó en: (i) los mapas resultantes de la clasificación supervisada, (ii) las composiciones de color de Sentinel-2, y (iii) el análisis del material digital recolectado durante la fase de campo. Este proceso permitió refinar límites, corregir errores puntuales de clasificación y asegurar la coherencia espacial y temática de las capas finales. La cartografía resultante para 2025 fue sometida a una revisión topológica completa, a fin de eliminar solapes, vacíos y geometrías inconsistentes.

Verificación de campo

La información de campo desempeñó un papel central en la validación de las coberturas y en la verificación de los cambios detectados. El trabajo de campo se estructuró de forma secuencial, integrando la preparación de insumos, la identificación preliminar de cambios y el diseño del muestreo.

En una primera fase se organizó la cartografía disponible y las imágenes satelitales de 2023 y 2025, a partir de las cuales se elaboraron mapas preliminares de cobertura y se delimitaron sectores con posibles modificaciones en la extensión del manglar. Con esta base se generaron insumos específicos para terreno (mapas impresos y digitales, capas de referencia y rutas de acceso) con el fin de optimizar el reconocimiento en campo.

Posteriormente, se realizó una identificación preliminar de cambios mediante la comparación visual de las imágenes y el cálculo de índices espectrales, destacando áreas potenciales de ganancia, pérdida o degradación del manglar. Con base en esta información se diseñó una grilla de muestreo y se definieron áreas de interés prioritarias para la visita de campo (Figura 3.2-7), procurando cubrir los sectores con mayor dinámica de cambio y representar las distintas condiciones ambientales observadas en el paisaje.

Durante las campañas en terreno se verificó in situ la presencia y el estado del manglar, se registraron evidencias fotográficas con sobrevuelos de dron y se documentaron observaciones sobre la información capturada. Estos registros se incorporaron posteriormente al proceso de ajuste cartográfico y a la evaluación cualitativa de los resultados.

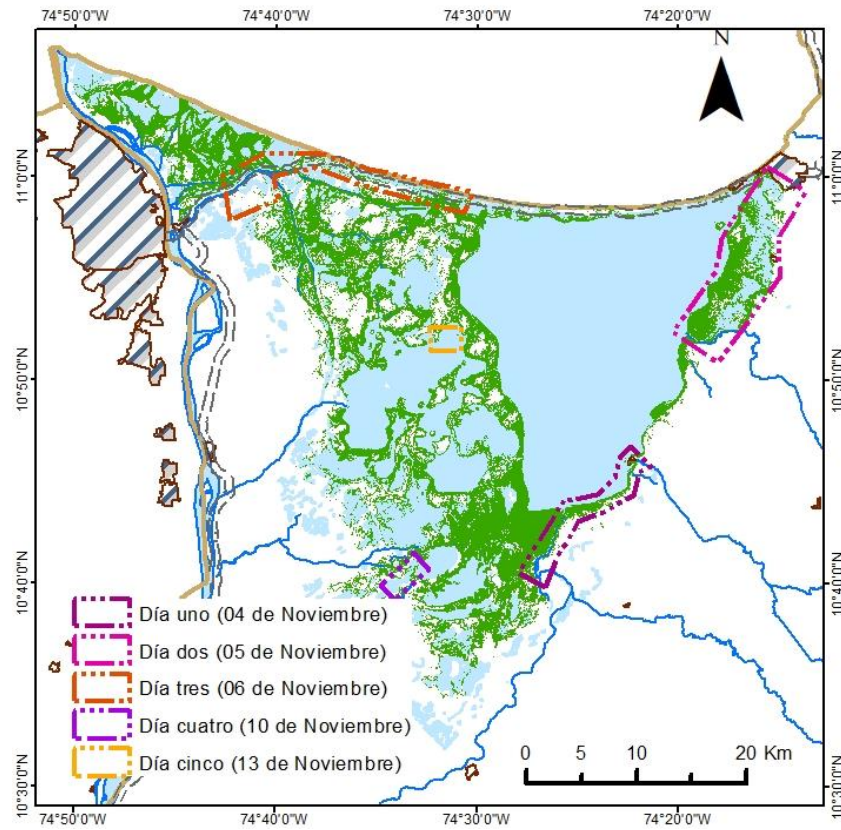


Figura 3.2-7 Sectores prioritizados en la visita de campo.

Creación de capas de cambio

Con las coberturas depuradas de 2023 y 2025 se procedió a la creación de las capas de cambio de cobertura de manglar. Para ello se realizó una superposición espacial entre ambas coberturas, identificando los polígonos que mantenían la condición de manglar, aquellos en los que el manglar había sido reemplazado por otras coberturas y las áreas donde el manglar se había establecido en superficies previamente clasificadas como no manglar.

La leyenda temática se definió de manera sencilla y consistente para facilitar la interpretación. Para las coberturas individuales de 2023 y 2025 se utilizaron dos clases principales: Manglar y No manglar. En la capa de dinámica de cambio 2023–2025 se establecieron tres categorías tal y como se muestra en la Tabla 3.2-10.

Tabla 3.2-10 Clases temáticas de cobertura y dinámica de cambio del manglar para el periodo 2023–2025.

Clase temática manglar 2023 y 2025
Manglar
No manglar
Clase dinámica manglar 2023-2025
Manglar estable
Pérdida de manglar
Ganancia de manglar



Esta estructura de clases permitió representar de forma clara la distribución espacial del manglar y su dinámica reciente en la CGSM. La capa de cambio resultante sintetiza las zonas de ganancia, pérdida y estabilidad para el periodo 2023–2025 y constituye el insumo principal para la estimación de áreas y el análisis posterior de las tendencias de transformación del ecosistema.

Finalmente, se recomienda mantener este protocolo en estudios presentes y futuros, utilizando imágenes de época seca dentro de un rango temporal homogéneo ([INVEMAR, 2021b](#)) y programando las campañas de campo preferiblemente durante el primer semestre del año de análisis, con el fin de asegurar la comparabilidad entre ejercicios de monitoreo y fortalecer la serie temporal de información sobre la cobertura de manglar en la CGSM.

DISEÑO DE MUESTREO DE LA COMUNIDAD DE AVES ASOCIADA A BOSQUES DE MANGLAR DE LA CGSM

En el 2025 se hizo el monitoreo de la comunidad de aves únicamente en dos (ANE y CGD) de las cinco estaciones en que se ha venido realizando durante los últimos años (Figura 3.2-2). En las estaciones RIN y K22 no se pudo realizar monitoreo debido a los problemas de orden público que se han presentado durante el año. La estación LUN estaba prevista para ser monitoreada, sin embargo, dadas las difíciles condiciones de navegabilidad a causa de la invasión de macrófitas no fue posible llegar hasta la estación. En cambio, se realizó un muestreo rápido de las aves que se encuentran en la Ciénaga de Machete en una de las zonas con más afectación por la invasión de macrófitas, en el complejo lagunar de Pajarales. Los muestreos se llevaron a cabo entre el 6 y el 9 de octubre de 2025.

Para el muestreo de aves, en las estaciones ANE y CGD, se establecieron 10 puntos de conteo y un transecto no estandarizado de 3 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, de tal manera que se establecieron 5 puntos de conteo hacia un sentido siguiendo el curso del caño y cinco puntos hacia el sentido contrario, abarcando 2,5 km aproximadamente. Todos los puntos de conteo se encontraban a una distancia mayor de 250 m uno de otro. 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.

Los transectos no estandarizados se establecieron con el fin de registrar las aves que prefieren el borde del manglar y son de mayor tamaño (tales como garzas y rapaces), estos también se establecieron a partir del borde de la estación, 1,5 km hacia un sentido y 1,5 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 con el fin de hacer el menor ruido posible. El trayecto del recorrido duró aproximadamente 45 minutos, estimando una duración de 15 minutos por cada 500 m recorridos.

El muestreo rápido realizado en el área invadida por macrófitas, consistió en un transecto de 2,5 km a lo largo de una trocha (camino estrecho despejado por los pescadores para poder navegar en canoa) sobre el espejo de agua. A lo largo de este transecto, se registraron todas las especies y el



número de individuos observados durante el recorrido. Este recorrido duró aproximadamente 45 minutos.

Todos los muestreos se realizaron durante la mañana, a partir de la salida del sol (06:00 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 DEL MUESTREO DE AVES

De los datos obtenidos en el muestreo, todas las especies fueron determinadas hasta el nivel taxonómico de especie y se clasificaron en gremios tróficos a partir de información de la plataforma *Birds of the World* sobre su preferencia alimentaria ([Billerman et al., 2022](#)). Adicionalmente, se determinó su estatus de residencia ([Ayerbe Quiñones, 2018](#)) y su categoría de amenaza de acuerdo con la IUCN y el libro rojo de las aves de Colombia ([IUCN, 2025](#); [Renjifo et al., 2002](#)).

Para cada estación, se realizaron curvas de rango-abundancia para analizar la composición y estructura de la comunidad. Adicionalmente, se calculó la diversidad de cada estación (diversidad alfa- $D\alpha$) por descomposición de números de Hill, considerando tres órdenes de diversidad (diversidad alfa de orden 0: $0D\alpha$; diversidad alfa de orden 1: $1D\alpha$; y diversidad alfa de orden 2: $2D\alpha$). La $0D\alpha$ es la riqueza de especies, es decir que da un mayor peso a las especies raras. La $1D\alpha$ 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 $2D\alpha$ 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, categoría de amenaza y estatus de residencia para las dos las estaciones.

Adicionalmente, se realizaron análisis temporales de los últimos cinco años de monitoreo (periodo 2021-2025). Se realizaron perfiles de diversidad por descomposición de números de Hill considerando los órdenes de diversidad 0, 1 y 2; para analizar la variación de la diversidad en los últimos años, en la CGSM en general y para cada una de las estaciones por separado. También, se analizaron cambios en la abundancia de cinco especies de aves de interés para la conservación (*Chauna chavaria*, *Chrysuronia lilliae*, *Conirostrum bicolor*, *Ortalis garrula* y *Molothrus armenti*), a partir del año 2016 y hasta el año 2025. Considerando que a lo largo de los años de monitoreo pudo haber variación en el esfuerzo de muestreo, se realizó el análisis a partir de las abundancias relativas, es decir considerando el número total de individuos de todas las especies de aves para cada año.

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 realizaron entrevistas semiestructuradas a diferentes miembros de la comunidad. Estas entrevistas buscan conocer la percepción que tienen las personas sobre las aves que habitan en la CGSM. El año pasado las entrevistas estuvieron dirigidas a hombres pescadores de diferentes edades ([INVEMAR, 2024c](#)). Este año esta misma entrevista fue aplicada a 11 mujeres de la comunidad de diferentes edades. Las preguntas orientadoras de la entrevista pueden ser consultadas en el informe del año 2024 ([INVEMAR, 2024c](#)). A partir de las entrevistas se elaboró un listado de las especies de aves con las que las personas se relacionan y se comparó como cambia la percepción sobre las aves entre hombres y mujeres.



Adicionalmente, considerando la importancia que pueden tener las nuevas generaciones en la conservación de la diversidad de aves de la ciénaga, se llevó a cabo un taller dirigido a las infancias del poblado Buenavista. El taller conto con 49 asistentes (49% niñas y 51% niños) entre los 4 y los 13 años. En la Tabla 3.2-11 se muestra la ficha pedagógica de este taller.

Tabla 3.2-11 Ficha pedagógica taller "Reconociendo las aves de La Ciénaga"

Reconociendo las aves de la Ciénaga
Público: infancias entre 5-12 años
Número de asistentes esperados: 25-35 niños y niñas
Materiales: Cuento "El viaje de Liborio impreso", cuerda (10 m), imágenes de aves, grabación con sonidos de las aves, parlante, Dispositivo para reproducir los sonidos (Celular o PC portátil), hojas de papel en blanco pliegos de papel bond, lápices, colores, plumones, esfero, listas de asistencia.
Duración: 2 h 35 min
Primera parte
Bienvenida y presentación del taller. Actividad para presentación de los participantes (30 min)
Presentación del cuento "el viaje de Liborio", utilizando la herramienta de tendadero, en donde mientras se narra el cuento, sobre una cuerda se van colgando imágenes de diferentes aves que van apareciendo en la narración, al mismo tiempo en que se reproducen los sonidos de las aves (20 min)
Refrigerio (30 min)
Segunda parte
Elaboración de carteles: Se hará grupos de tres niñas/os, cada grupo escogerá un ave que las represente y pondrá un nombre al grupo haciendo alusión al ave seleccionada. Para este cartel se utilizarán los pliegos de papel bond, los colores, los pulmones y lápices (30 min).
Socialización: cada grupo mostrara su cartel a los demás grupos. Explicará porque escogieron el ave que los representa (30 min).
Cierre del taller
Se hace una retroalimentación de la actividad y se recalca la importancia de cuidar las aves de la Ciénaga (15 min)

3.2.3. Recursos pesqueros

Para evaluar el estado de la pesquería en la ecorregión CGSM, se recopilaron datos de las variables de desempeño pesquero mediante muestreos realizados en los principales puntos de desembarco. Cabe destacar que, a partir de julio de 2025, el punto de desembarco Caño Clarín (Km 15) fue sustituido por Buenavista, debido a las bajas capturas registradas y a situaciones de orden público en esa área (Figura 3.2-8 y Tabla 3.2-12). En cada sitio, el muestreo fue realizado por personal del instituto capacitado, residentes en las comunidades pesqueras y conocedores de la dinámica de la actividad, quienes aplicaron, a través de dispositivos móviles en el Sistema de Información Pesquera de INVEMAR (SIPEIN), las encuestas diseñadas para el monitoreo. Los formularios contenían información del poder de pesca (especificaciones técnicas de los artes y métodos de pesca) y de la actividad pesquera (captura, unidades económicas de pesca activas diarias y número de días efectivos de pesca mensuales). Lo presentado en este informe correspondió al análisis de la actividad pesquera en la CGSM desde enero de 2005, con énfasis en lo reportado entre enero y septiembre de 2025. La información comprendida durante los primeros diez años de monitoreo (1994-2004) se encuentra registrada en ediciones anteriores a este informe ([INVEMAR, 2002](#); [2003](#), [2004](#)).



Tabla 3.2-12. 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). Complementadas con datos económicos (precios por especie y costos de faenas de pesca).	Enero 1994 - septiembre de 2025.	1994-1996 (6 días/semana). 1999-2025 (tres días por semana).	Se registran diariamente, pero se realizan estimaciones mensuales y anuales.
Buenvista		Julio de 2025- septiembre de 2025	Tres días por semana	
K-15 -Caño Clarín		Septiembre 1999 – junio de 2025.	1999-2025 (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.

A partir de la información obtenida en campo, se estimó la producción pesquera de la ecorregión y otras variables de desempeño pesquero, utilizando indicadores como la abundancia relativa de los recursos (captura por unidad de esfuerzo, CPUE), las tallas medias de captura (TMC) y la renta económica de la pesquería. Asimismo, se empleó un promedio ponderado anual de la salinidad ([INVEMAR, 2024a](#)) para comparar los efectos ambientales, incluidos el Índice de Oscilación del Sur (IOS) y los caudales del río Magdalena, principal tributario del área, con el fin de identificar patrones en el ecosistema relacionados con las principales fuentes de agua dulce del sistema lagunar ([Blanco et al., 2006](#); [Blanco et al., 2007](#)).


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

También se realizó un análisis a partir de un mapa de calor, el cual fue una representación gráfica que utilizó 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

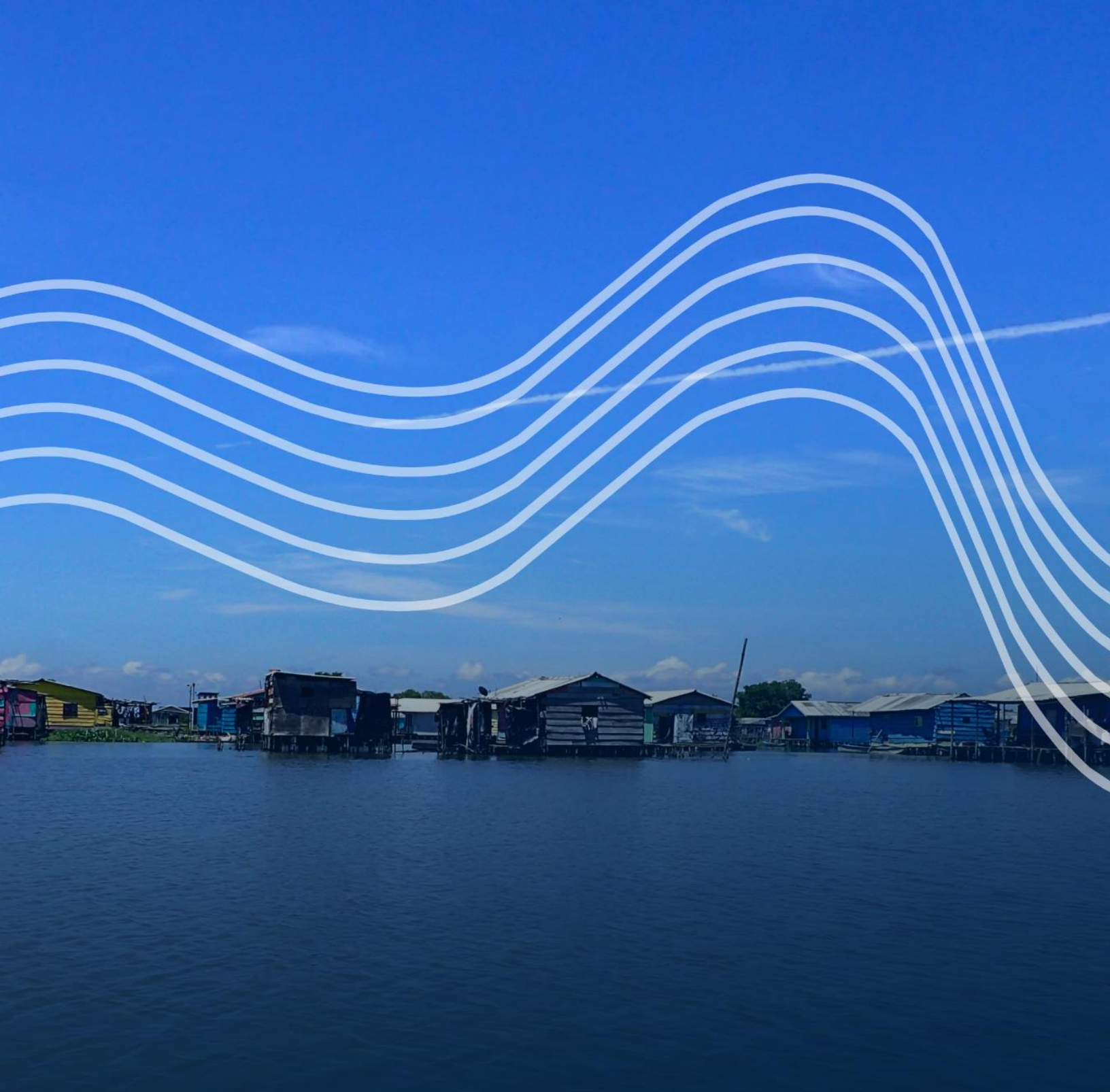


nivel taxonómico. El mapeo se logró utilizando herramientas de lenguaje R y se realizó un análisis de conglomerados de mapa de calor en cada uno de los niveles de especies.

En relación con los datos económicos, estos 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, 2025a](#)).

En cuanto a la determinación de la talla de madurez sexual (TM) y la descripción de otras variables biológico-pesqueras de las principales especies obtenidas mediante compra directa a los pescadores de la zona, se continuó con la evaluación del robalo (*Centropomus undecimalis*) y cuatro ojo (*Megaleporinus muyscorum*), debido a que las muestras obtenidas fueron en su mayoría individuos inmaduros, además de la baja disponibilidad del recurso en algunos meses del año. Asimismo, se retomó a partir de septiembre la compra de otras especies como macabi (*Elosp smithi*), mojarra peña (*Caquetaia kraussii*), mojarra rayada (*Eugerres plumieri*) y arenca (*Triportheus magdalenae*), que fueron evaluadas en años anteriores y cuya estimación de la talla de madurez no se obtuvo por no contar con la proporción de madurez adecuada para un ajuste adecuado del modelo de madurez.

Las muestras recolectadas en campo fueron analizadas en laboratorio, donde se realizaron mediciones morfométricas como longitud total (Lt) y longitud estándar (Ls), y se registró el peso total, así como el peso del hígado y de las gónadas. Se extrajeron los órganos reproductivos para determinar, mediante observación directa, el sexo y el estado de madurez, siguiendo los criterios propuestos por [Brown-Petterson et al. \(2011\)](#). Las asignaciones visuales del sexo y del estado de madurez gonadal fueron posteriormente corroboradas mediante análisis microscópico utilizando técnicas histológicas de rutina, con el método de tinción Hematoxilina-Eosina ([Gómez-León, 2006](#)). Para más detalles metodológicos se empleó lo referenciado en INVEMAR ([2019](#)).



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 cuerpo de agua que conforma el espejo lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) sustenta una amplia gama de servicios ecosistémicos, incluyendo servicios de aprovisionamiento, como la pesca artesanal que es la principal fuente económica de las comunidades que dependen del ecosistema; servicios culturales asociados al turismo, la recreación y la identidad local; así como funciones de soporte y regulación, fundamentales para el mantenimiento de la productividad biológica, el flujo de energía y la provisión de hábitats críticos para peces, crustáceos, aves y macroinvertebrados ([Vargas-Castillo et al., 2016](#)). Este sistema hidrológico actúa como eje articulador de los procesos ecológicos que permiten la coexistencia de la biota emergida y sumergida. A pesar de su alta relevancia ambiental y económica, las múltiples presiones antrópicas, que incluyen alteraciones hidrológicas derivadas de infraestructura vial, taponamiento de caños y la expansión agrícola, sumadas a los efectos de la variabilidad climática y estresores extremos, como periodos prolongados de sequía y de lluvias influenciados por el fenómeno de El Niño y La Niña, han modificado los aportes hídricos, incluso motivando la alteración de la estructura trófica por condiciones cambiantes en las condiciones de salinidad ([Blanco et al., 2007](#)).

En los últimos años ha sido evidente la disminución de la diversidad del fitoplancton y el aumento y predominio de cianobacterias en la CGSM, principalmente por los cambios fisicoquímicos en las condiciones del agua del complejo lagunar ([INVEMAR, 2022](#)). Adicionalmente, desde el año 1994 se han reportado mortandades de peces ([Mancera y Vidal, 1994](#)), relacionadas con la proliferación de microalgas potencialmente nocivas del grupo de las cianobacterias, las cuales han sido más recurrentes en los últimos 11 años (entre el 2014 y 2025) cuando se han registrado al menos quince (15) eventos de floraciones de estas microalgas ([INVEMAR, 2014](#), [2015a](#), [2015b](#), [2015c](#), [2016a](#), [2016b](#), [2016c](#), [2016d](#), [2017a](#), [2019b](#), [2021c](#), [2023a](#), [2023b](#), [2023c](#), [2025](#)). De acuerdo con lo anterior, se resalta la importancia de dar continuidad al monitoreo permanente de la comunidad fitoplanctónica en la CGSM para determinar la presencia y dinámica espacio temporal de las microalgas potencialmente nocivas, con el fin de comprender su comportamiento e identificar acciones para mejorar la gestión de estos eventos.

Cabe destacar que, durante el periodo octubre 2024 y septiembre 2025, el monitoreo de la calidad del agua y del sedimento en la CGSM, no fue posible realizarlo de manera regular en las 28 estaciones establecidas, debido a problemas de orden público en el sector del noroccidente VIPIS y a la presencia y propagación de la macrófita invasora *Hydrilla verticillata*, cuya presencia en el sistema ha limitado la navegación y acceso a las estaciones de Ciénaga la Ahuyama, Ciénaga la Luna, Ciénaga la Redonda y la Ye. Como una medida para afrontar el problema de la presencia de *H. verticillata*, CORPMAGAG diseñó un piloto de remoción el cual fue acompañado por el monitoreo de calidad de aguas en la zona intervenida, iniciado en septiembre 2025.

Durante el periodo evaluado y de acuerdo a las observaciones de campo durante la toma de muestras se observó salida de agua desde la CGSM hacia el mar en los meses de junio y agosto de 2025 (zona 0; Figura 4.1-1). En los tres ríos provenientes de la SNSM (zona 1), se observó desde presencia de espuma y abundancia de aves en el mes de marzo Frente al río Aracataca, hasta la aparición de agua con coloración verde pardo o café en el mes de junio, esto ocurrió tanto en las bocas como en los frentes de los ríos Sevilla, Fundación y Aracataca (Figura 4.1-2; Figura 4.1-3; Figura 4.1-4). Es de destacar que, en el mes de junio 2025, se evidenció la ubicación de una draga en la



boca el río Sevilla, plantas acuáticas en el río Sevilla y material vegetal flotante frente al río Aracataca.



Figura 4.1-1. Imágenes 2025 de la estación Boca de La Barra en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.

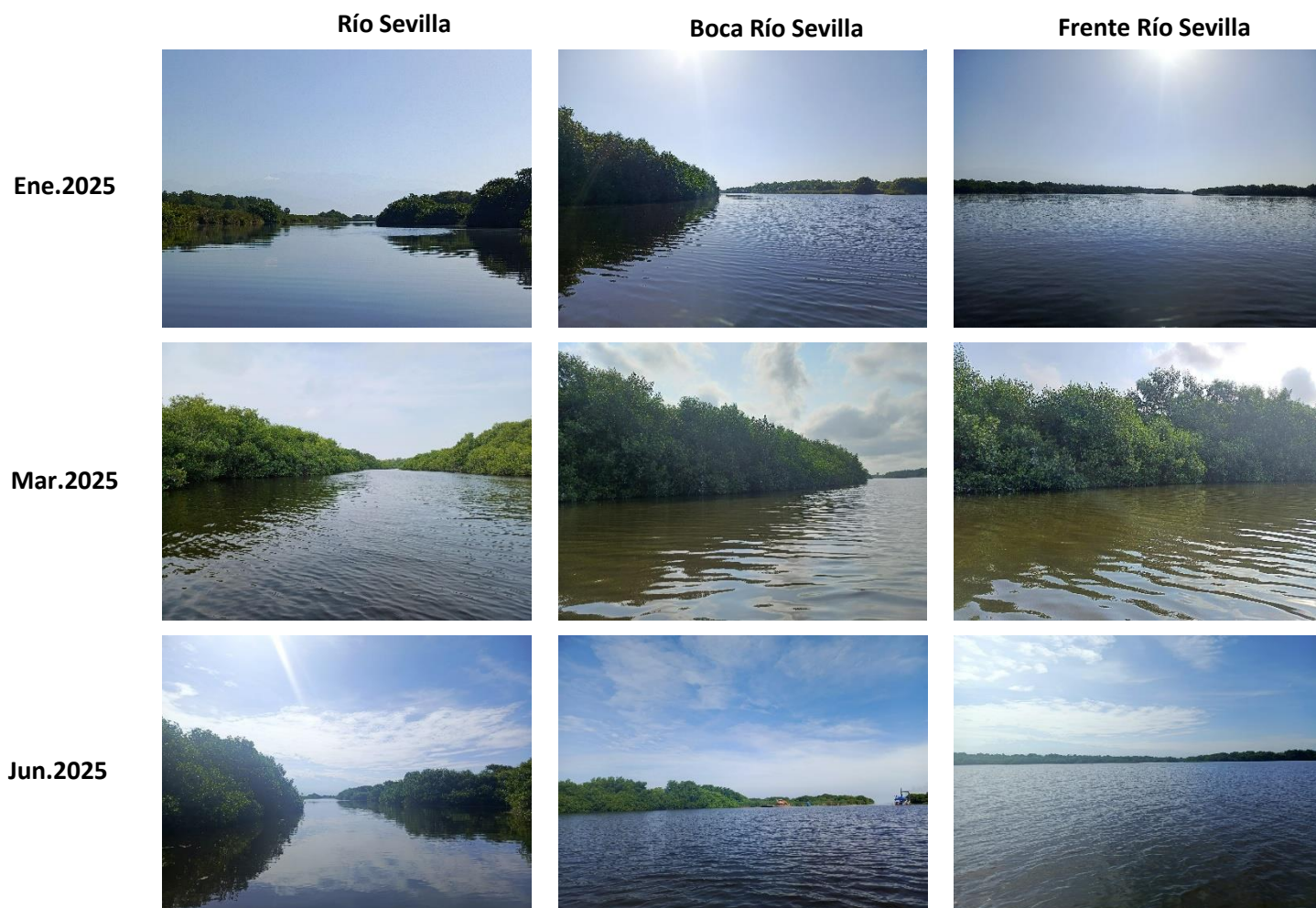


Figura 4.1-2. Imágenes 2025 del Río Sevilla, Boca del Río Sevilla, y Frente a Río Sevilla, en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.



Figura 4.1-3. Imágenes 2025 del Río Fundación, Boca del Río Fundación, y Frente a Río Fundación, en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.



Boca Río Aracataca

Frente Río Aracataca

Ene.2025



Mar.2025



Jun.2025



Figura 4.1-4. Imágenes 2025 de la Boca del Río Aracataca, y Frente a Río Aracataca, en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.

En el cuerpo de agua principal (zona 2) y en el complejo de Pajarales (zona 3), en las estaciones de Caño Clarín y el Noroccidente de VIPIS, se observó una variación en la coloración del agua, la cual fluctuó entre azul, verde pardo y café, de acuerdo con los patrones climáticos y las características del medio existentes en el sistema lagunar (Figura 4.1-5, Figura 4.1-6, Figura 4.1-7, Figura 4.1-8).

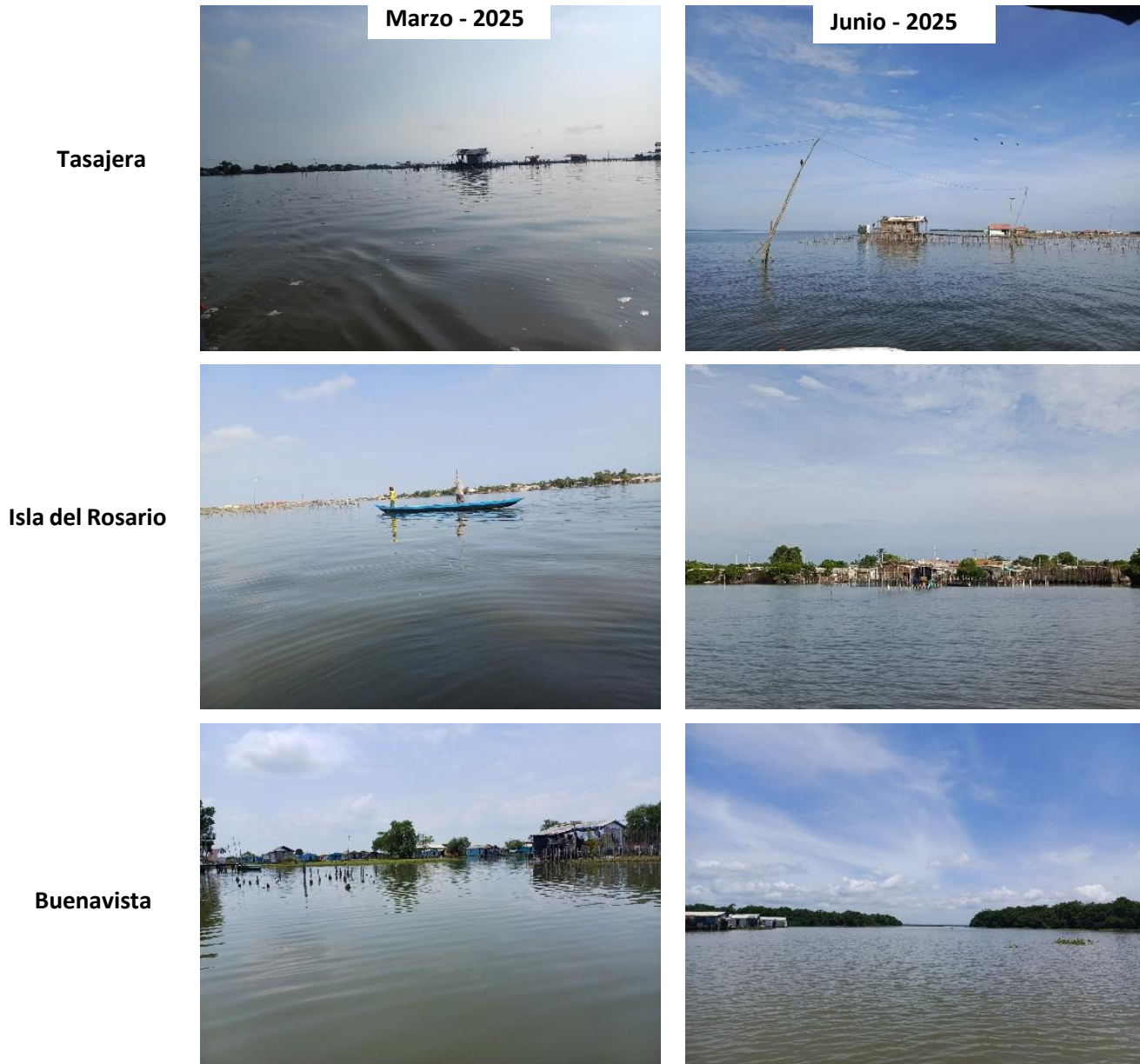


Figura 4.1-5. Imágenes 2025 de estaciones con presencia de poblaciones (Tasajera, Isla del Rosario y Buenavista) en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.

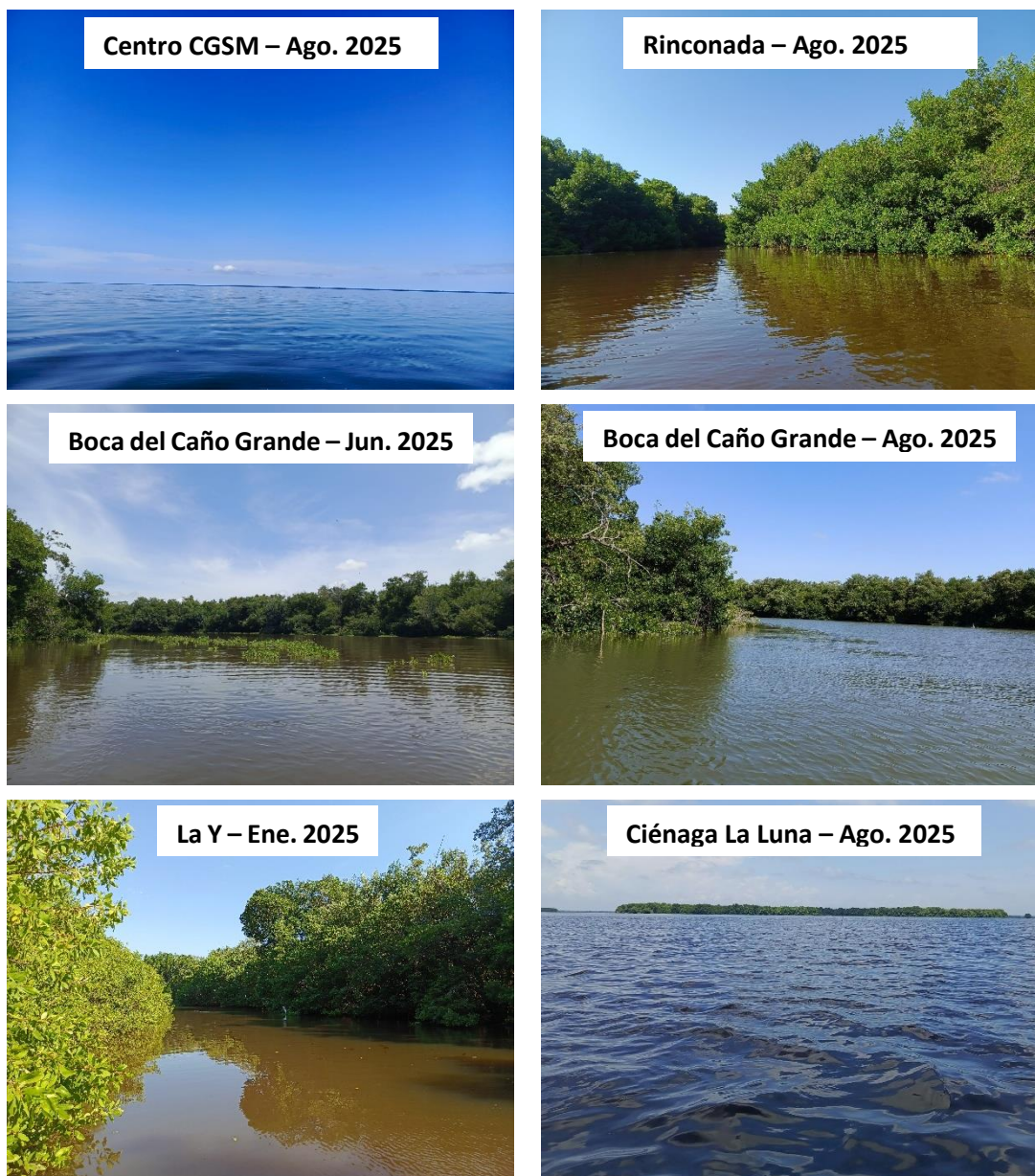


Figura 4.1-6. Imágenes 2025 de estaciones Centro CGSM, Rinconada, Boca del Caño Grande, La Ye y Ciénaga La Luna en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.

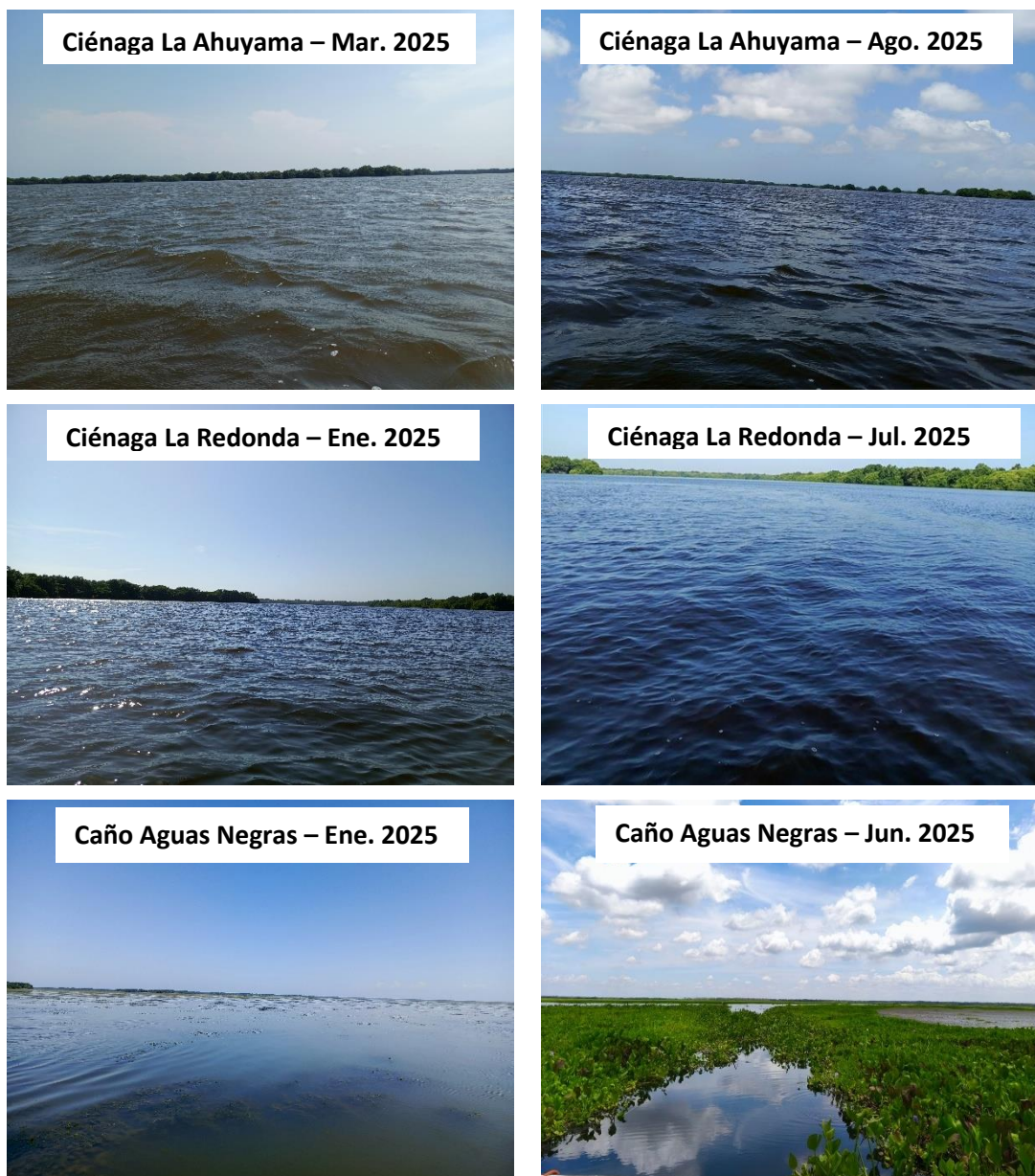


Figura 4.1-7. Imágenes 2025 de estaciones Ciénaga La Ahuyama, Ciénaga La Redonda y Caño Aguas Negras en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.

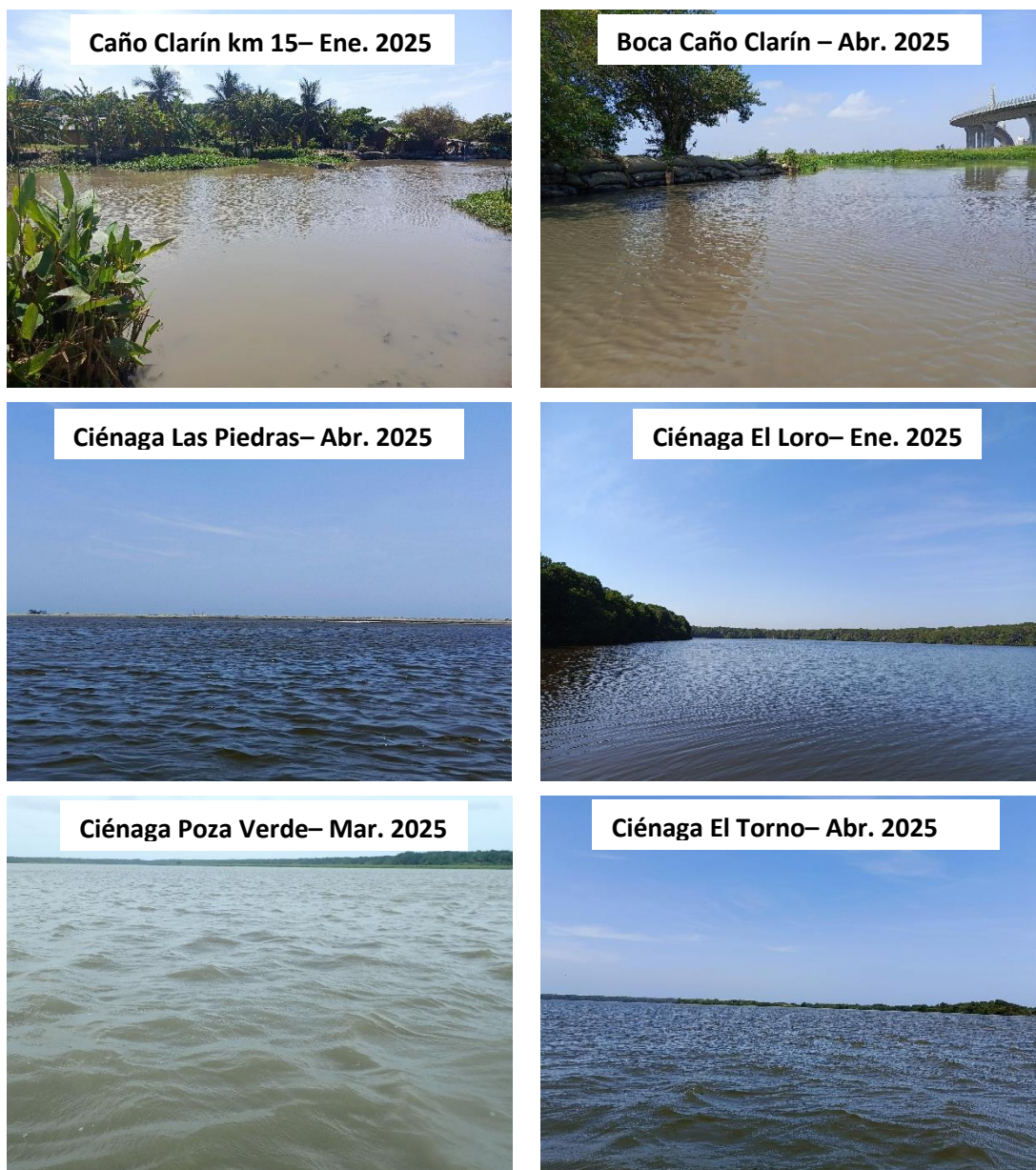


Figura 4.1-8. Imágenes 2025 de estaciones Caño Clarín km 15, Boca Caño Clarín, Ciénaga Las Piedras, y Ciénaga El Loro, Ciénaga Pozo Verde y Ciénaga El Torno en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.

Durante el periodo evaluado, se destaca la presencia de macrófitas en la estación Boca Caño Aguas Negras, cuya abundancia fue incrementando desde enero, así como en la estación Boca del Caño Grande, en la cual apareció en junio, pero desapareció en los meses posteriores (Figura 4.1-6, Figura 4.1-7). Por otro lado, en el caso de Nueva Venecia, desde enero se evidenció un crecimiento excesivo de macrófitas, principalmente de la especie invasora identificada como *H. verticillata*; acompañado de la presencia *Eichhornia crassipes* (buchón o taruya) a partir de agosto (Figura 4.1-9). La presencia de *H. verticillata* también fue identificada en los monitoreos de agosto de 2025 en las estaciones Ciénaga La Luna y Ciénaga La Ahuayama, observándose adicionalmente en el recorrido hacia esta última estación una abundante presencia de *E. crassipes* (Figura 4.1-10).



Figura 4.1-9. Imágenes noviembre 2024 – septiembre 2025 del área próxima a la estación Nueva Venecia en meses con condiciones climáticas contrastantes. Fotos: Programa CAM – INVEMAR.

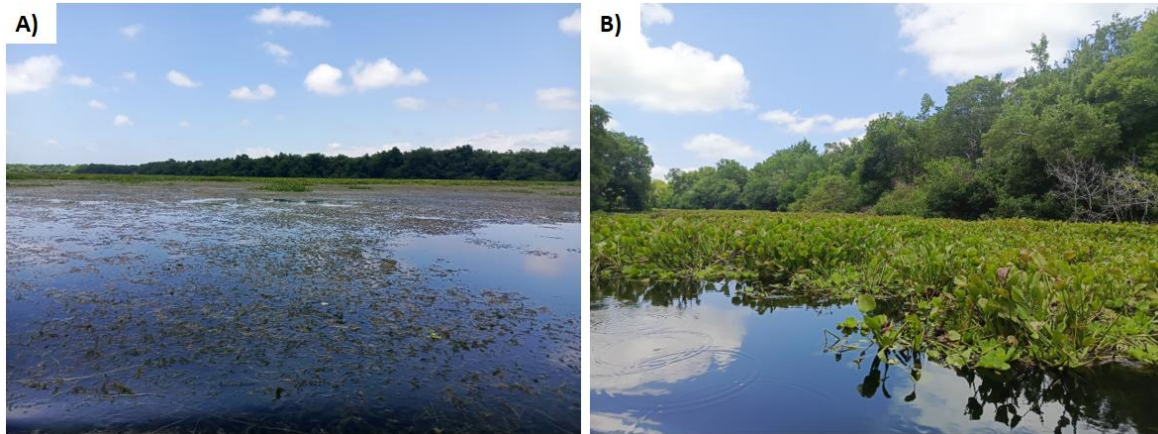


Figura 4.1-10. Imágenes de estaciones A) Ciénaga la Ahuyama con presencia de *Hydrilla verticillata* y B) Ciénaga la Ahuyama con abundancia de *Eichhornia crassipes* durante el monitoreo en agosto 2025. Fotos: programa CAM – INVEMAR

La CGSM enfrenta un nuevo problema ambiental, el crecimiento y avance progresivo de la macrófita invasora *Hydrilla verticillata*, particularmente en el Complejo de Pajarales, sumado a la abundante presencia de *Eichhornia crassipes* en algunas estaciones, como Boca Caño Aguas Negras, condiciones que favorecen la eutrofización y ocasionan desequilibrio de la calidad ambiental.

4.1.2. Calidad del agua

¿QUÉ CAMBIOS SE PRESENTARON EN LA CALIDAD QUÍMICA DEL AGUA?

La CGSM es un ecosistema lagunar, que se caracteriza por presentar profundidades menores a 3,0 m. Los cambios en la profundidad de las estaciones monitoreadas entre octubre 2024 y septiembre de 2025 se muestran en la Figura 4.1-11. La profundidad < 1,0 m se mantuvo en estaciones como desembocadura del Río Aracataca, Frente a Río Fundación, Isla del Rosario y Clarín Km-15, como se reportó para el año 2023-2024 ([INVEMAR, 2024c](#)). Durante el periodo evaluado, las mayores profundidades se registraron en las estaciones de Boca del Caño Grande (5,0 m - 8,6 m) y Ciénaga el Torno (8,8 m - 10,1 m). Estos resultados mantienen la tendencia de valores promedio de profundidad reportados en el 2024 ([INVEMAR, 2024c](#)).

En la estación Boca de la Barra (Figura 4.1-12), punto de conexión entre el mar Caribe y la CGSM, se presentó una profundidad entre 2,6 m y 3,8 m con una transparencia no superior a 0,6 m relacionado al constante intercambio de agua y oleaje que se presenta en la estación que favorecen la suspensión de partículas.

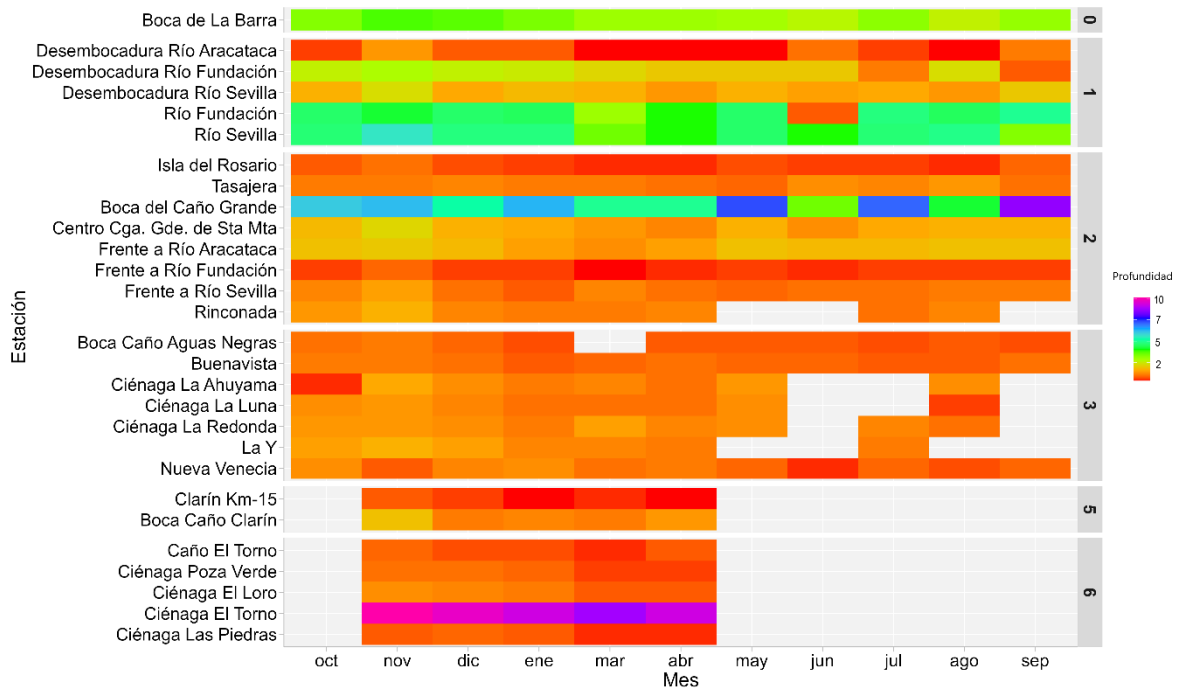


Figura 4.1-11. Representación gráfica de los cambios en la profundidad en las 28 estaciones que hacen parte del monitoreo de calidad de aguas en la CGSM. Bandas grises representan meses en los que no se pudo acceder a las estaciones.

Conexión permanente con el mar Caribe

Boca de La Barra

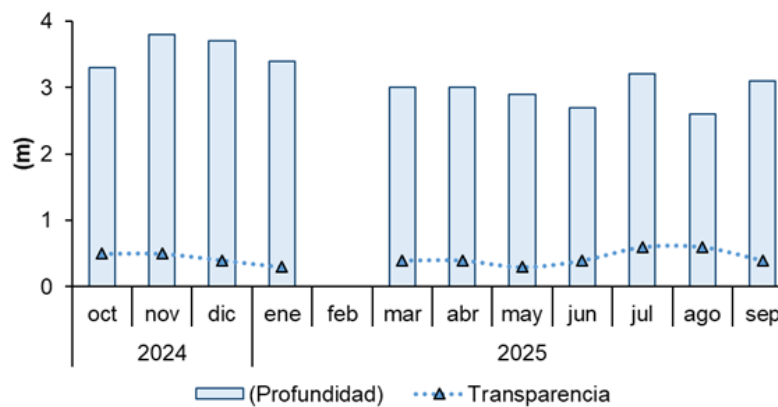


Figura 4.1-12. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en la Boca de La Barra entre octubre de 2024 y septiembre de 2025.

En las estaciones de los ríos provenientes de la SNSM (Figura 4.1-13), se observó una disminución de la profundidad, con los mayores registros en las estaciones de los ríos Fundación y Sevilla (3,0 m – 5,6 m), seguido de las desembocaduras de estos ríos y frente desembocadura río Aracataca (2,8 m – 1,1 m) y, por último, en los frentes de los ríos Sevilla y Fundación y desembocadura del río Aracataca (0,4 m – 1,5 m). Cabe mencionar que, para estas estaciones se han observado registros similares en la profundidad desde 2021-2022 ([INVEMAR, 2022](#)). Por otra parte, se observó que la transparencia en estas estaciones aumentó en los meses de noviembre 2024 a enero 2025 (finales época lluviosa – principios de época seca) y disminuyó en marzo y abril 2025 (meses con condiciones de época seca), lo cual se asocia a procesos físicos de movimiento de la columna de agua, con la resuspensión de sólidos por acción de los vientos, flujos de agua, y se acentúa por los bajos niveles de agua.

Ríos provenientes de la SNSM

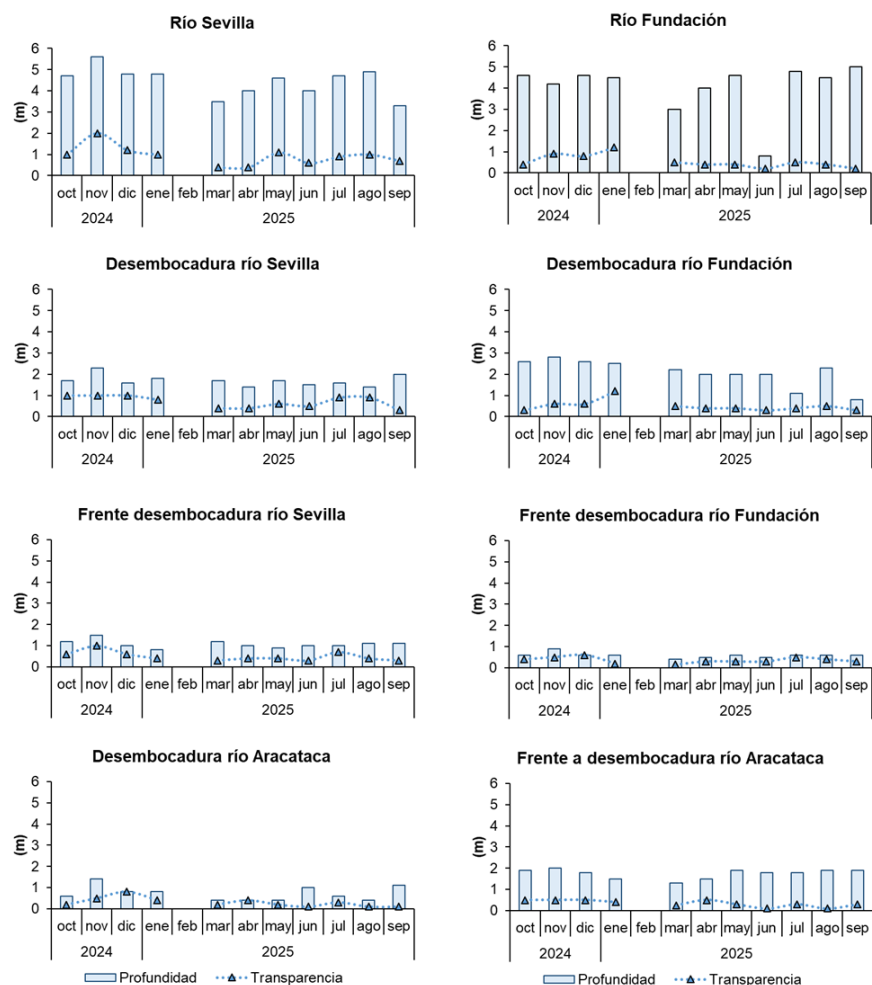


Figura 4.1-13. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en estaciones ubicadas en los ríos provenientes de la vertiente occidental de la SNSM entre octubre de 2024 y septiembre de 2025.

Las estaciones influenciadas por los aportes de agua del río Magdalena presentaron una profundidad menor a 2,0 m. En la estación Boca Caño Aguas Negras (Figura 4.1-14), la transparencia fue mayor durante octubre 2024 y junio 2025. Mientras que en el sector Caño Clarín las estaciones Ciénaga la Redonda y La Y presentaron la mayor transparencia durante noviembre 2024 y enero 2025 (transición a la época seca) y julio 2025 (mes con condiciones de época seca) (Figura 4.1-15). En las restantes estaciones la transparencia fue menor a 1,0 m.

Entrada de agua del río Magdalena

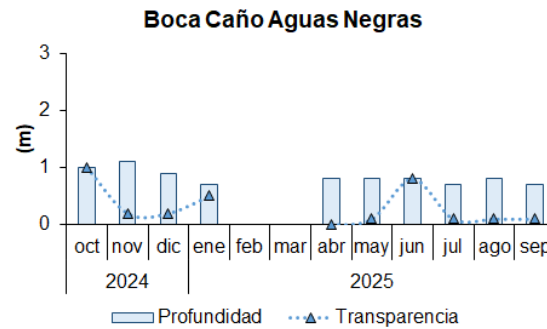


Figura 4.1-14. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en la Boca del Caño Aguas Negras entre octubre de 2024 y septiembre de 2025.

Entrada de agua del Río Magdalena (Sector Caño Clarín)

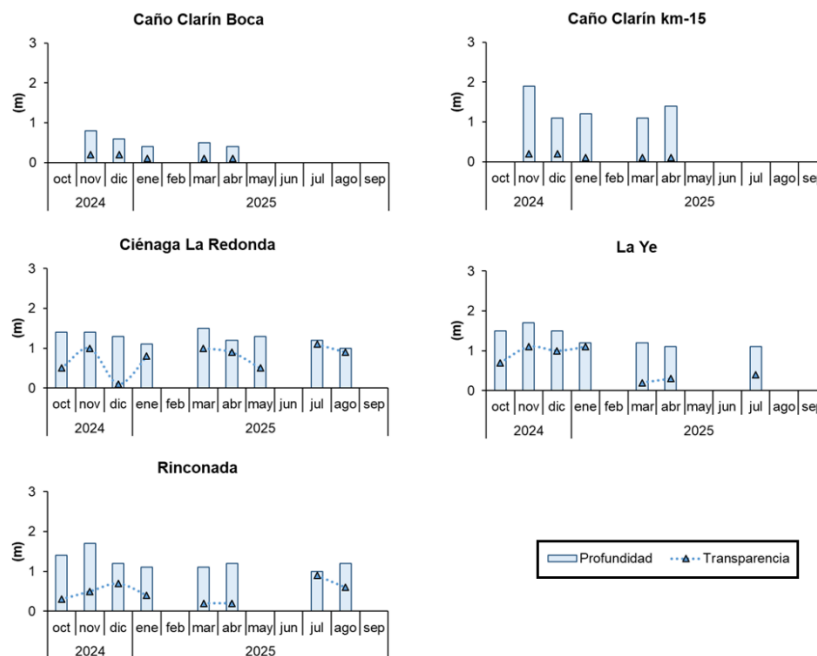


Figura 4.1-15. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en estaciones ubicadas en el Caño Clarín entre octubre de 2024 y septiembre de 2025.

En las estaciones ubicadas en el cuerpo de agua principal de la CGSM (Figura 4.1-16), se observó que la profundidad aumentó desde el margen costero en Isla del Rosario y Tasajera (0,5 m – 1,4 m), seguido del Centro CGSM (1,3 m – 2,2 m), hasta el costado occidental en Boca del Caño Grande (4,2 m – 8,6 m). Por otro lado, la transparencia en estas estaciones no superó 1,0 m.

Cuerpo de agua principal

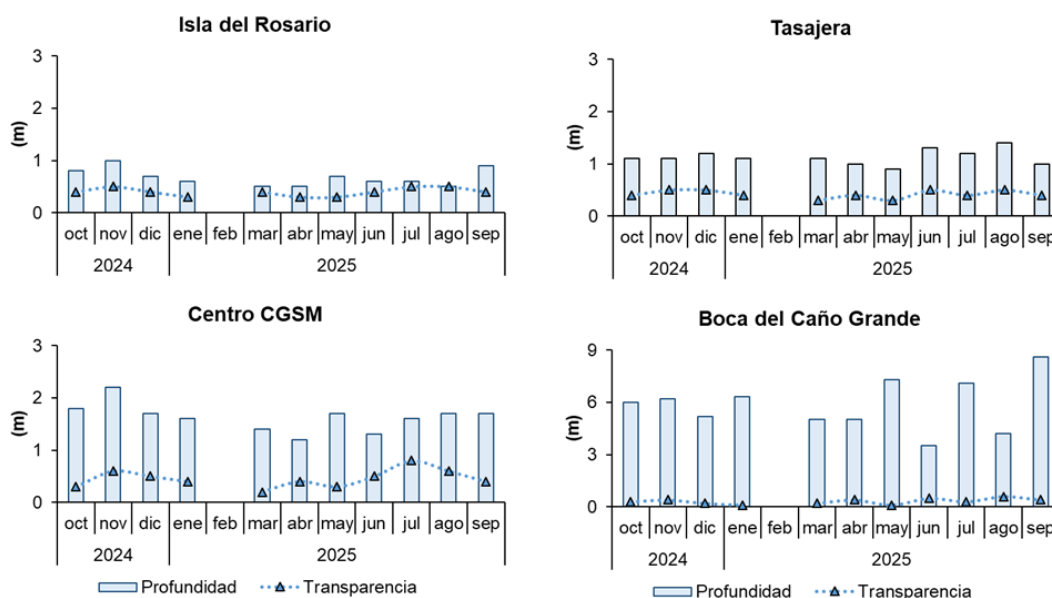


Figura 4.1-16. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en cuatro estaciones ubicadas en el cuerpo de agua principal de la CGSM entre octubre de 2024 y septiembre de 2025.

En el Complejo de Pajarales se presentaron profundidades entre 0,5 m y 1,4 m. Se observó mayor transparencia en la época de lluvias (octubre-noviembre 2024), seguido de una disminución en la época seca (diciembre 2024 – marzo 2025) y posteriormente un aumento nuevamente de esta variable desde junio 2025 en las estaciones de Nueva Venecia y Buenavista (Figura 4.1-17). Esta variabilidad de la transparencia es consistente con lo reportado en el 2024 para estas estaciones ([INVEMAR, 2024c](#)). La disminución de la transparencia en la época seca está asociada a la resuspensión de sedimentos en la columna de agua por la actividad eólica durante esos meses. Adicionalmente, la presencia de *H. verticillata*, puede tener efectos positivos en la transparencia de la columna de agua al favorecer la sedimentación de partículas, la retención de fósforo y materia orgánica disuelta y así reducir la turbidez ([Li et al., 2021](#); [Lv et al., 2023](#)); no obstante, su presencia en el sistema tiene efectos negativos debido al aumento de la materia orgánica y la liberación de nutrientes durante su descomposición ([Zhu et al., 2022](#)). Las condiciones favorables que pueda presentar un sistema en cuanto a la transparencia están ligadas a la etapa biológica de *H. verticillata*.

Complejo Pajarales

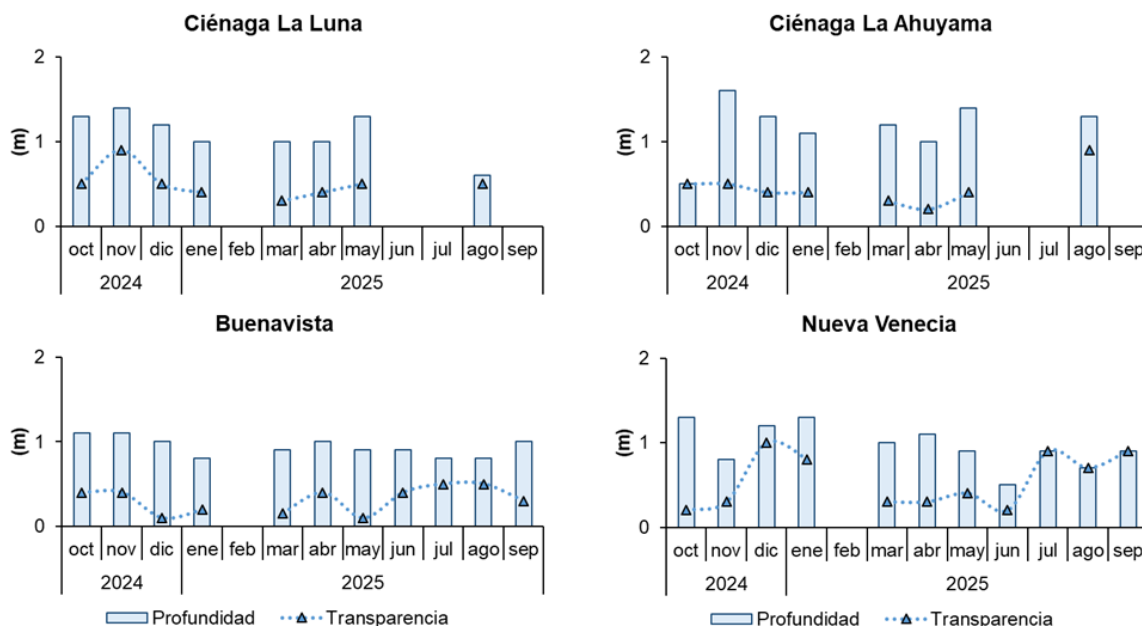


Figura 4.1-17. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en cinco estaciones ubicadas en el complejo de Pajarales entre octubre de 2024 y septiembre de 2025.

En las estaciones ubicadas en el Noroccidente VIPIS (Figura 4.1-18), la mayor profundidad se registró en Ciénaga el Torno con un rango de 8,8 m – 10,1 m y, en las restantes estaciones, la profundidad no superó 1,3 m. En esta área, la transparencia se ve afectada por la influencia directa del río Magdalena. El mayor registro de esta variable fue en los meses de diciembre y enero 2025 (condiciones de época seca) en las estaciones Ciénaga el Loro y Ciénaga el Torno (0,6 m – 1,0 m), lo cual puede estar relacionado a la estabilidad hidrodinámica del sistema en época de bajos caudales del río Magdalena, favoreciendo la rápida sedimentación de las partículas suspendidas ([Restrepo y Restrepo, 2005](#)). Por otra parte, las estaciones Caño el Torno y Ciénaga Poza Verde no superaron los 0,2 m de transparencia durante el periodo evaluado.

Noroccidente VIPIS

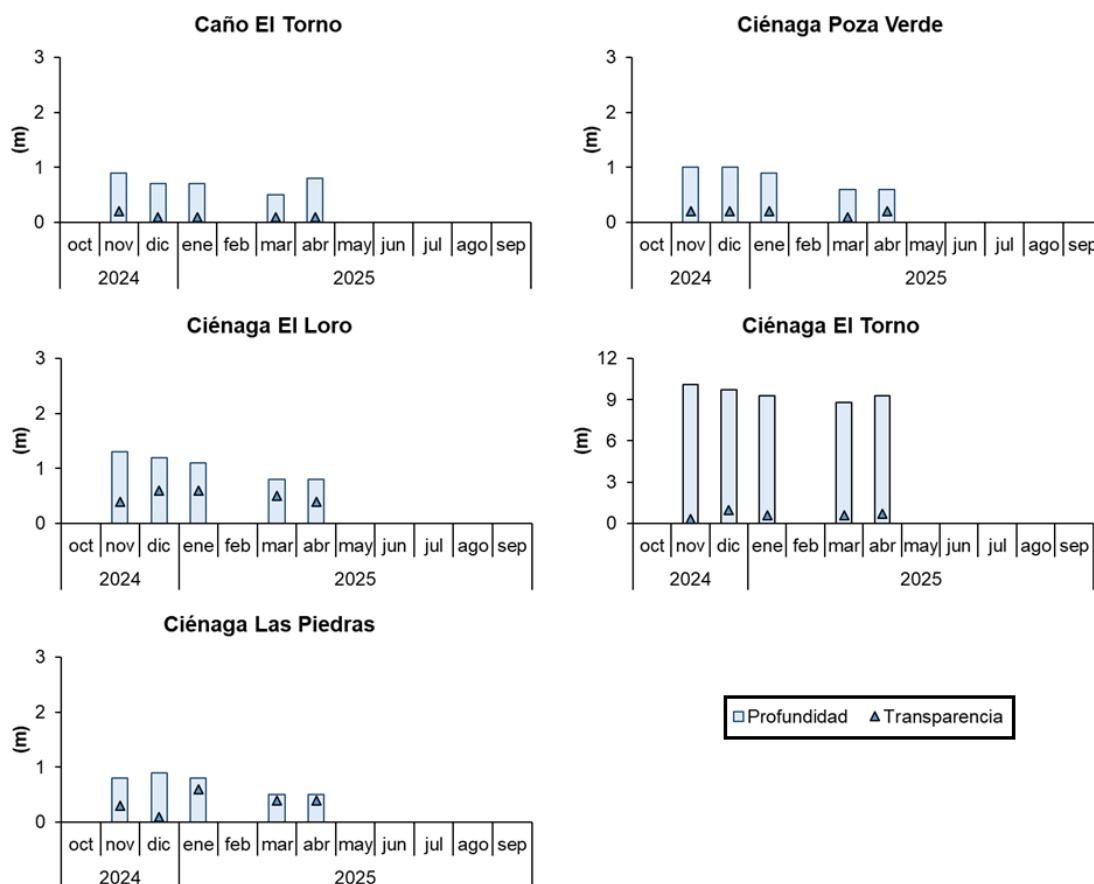


Figura 4.1-18. Cambios en la profundidad y transparencia del agua en estaciones ubicadas en el noroccidente del VIPIS entre noviembre 2024 y abril 2025.

Salinidad

La salinidad del agua superficial de la CGSM entre octubre 2024 y septiembre 2025 fluctuó entre 0 y 34,3 (Figura 4.1-19), con un rango menor que en los dos últimos años, cuando se registraron salinidades entre 0 y 38,2 en el 2023 y 0 y 36,4 en 2024 ([INVEMAR 2023](#); [INVEMAR 2024c](#)). Según la escala de Knox ([2001](#)), el tipo de agua salobre predominó en el 54 % de los registros para las estaciones monitoreadas, seguido del agua dulce en el 37 % de estaciones y el agua marina en el 8 %. Durante el periodo evaluado, se observó un descenso de la salinidad en octubre - noviembre 2024 (época de lluvias) y un marcado aumento entre enero - abril 2025 (época seca), seguido de una disminución en los meses de junio - julio 2025 (meses con precipitaciones con condiciones normales (80 – 120 %) y por debajo de lo normal (40 – 80 %), respectivamente); esta variabilidad está influenciada con los niveles de precipitación y las condiciones climáticas registradas para el departamento del Magdalena, con rangos de 0 – 50 mm para meses con condiciones de época seca (diciembre 2024 – marzo 2025) y 150 -200 mm para meses con condiciones lluviosas (octubre-noviembre 2024) ([IDEAM, 2025b](#)).

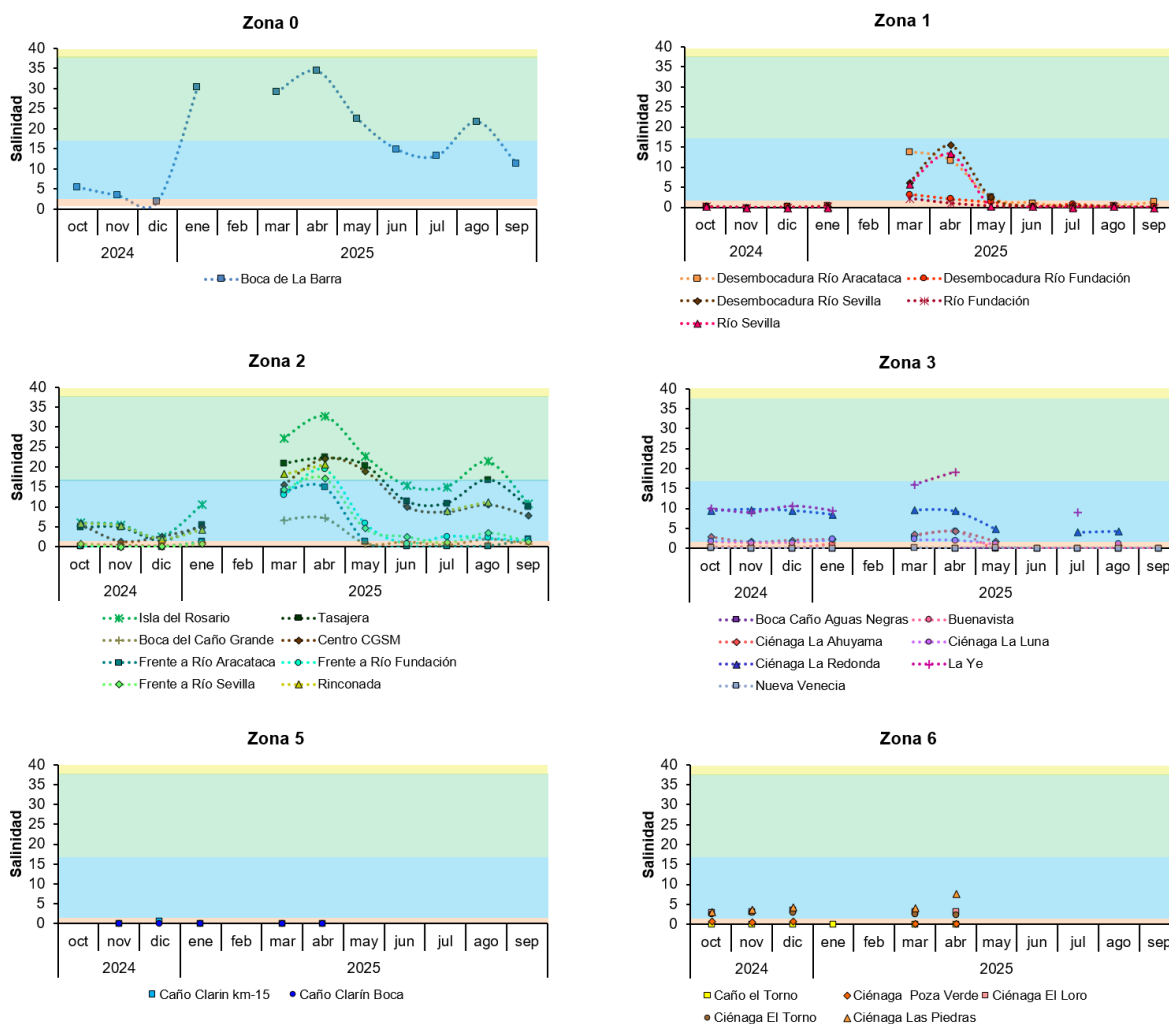


Figura 4.1-19. Salinidad del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2024 y septiembre de 2025. Escala de color de fondo representa el tipo de agua según los valores de salinidad, basado en la clasificación propuesta por Knox (2001).

Durante el periodo evaluado, las condiciones de agua dulce fueron constantes (con valores entre 0 – 0,2) en las estaciones de Nueva Venecia, Boca Caño Aguas Negras, Caño Clarín, Caño el Torno y predominaron (con valores entre 0 – 0,4) en las estaciones de Buenavista, en las desembocaduras y ríos Fundación y Sevilla y Frente a río Aracataca. A diferencia de años anteriores (INVEMAR, 2024c), las estaciones de Nueva Venecia y Buenavista presentaron condiciones de agua dulce y no salobre durante gran parte del periodo evaluado, situación que a su vez favoreció la proliferación de la macrófita *H. verticillata*. Como se ha reportado en otras regiones del mundo, el crecimiento de esta planta se produce principalmente en ecosistemas de agua dulce (Sousa, 2011). De acuerdo con Guzman *et al.* (2009) el rango de salinidad de *H. verticillata* es de 0 – 8,0.



Las demás estaciones que presentaron condiciones de agua dulce están asociadas al aporte directo de agua del río Magdalena. Es importante mencionar que, en las estaciones ubicadas en los ríos provenientes de la SNSM, la salinidad varió de dulce a salobre en los meses de marzo – mayo 2025 debido a la disminución de lluvias en esos meses. A diferencia de esto, en las estaciones Desembocadura y Frente río Aracataca predominó la condición de agua salobre (0,5 – 13,9) durante enero – junio 2025, lo cual ha sido registrado anteriormente durante los meses secos debido a la disminución en el flujo de agua dulce de estos afluentes ([INVEMAR 2022](#)). Cabe mencionar, que la cuenca media-baja de estos afluentes se encuentra bajo presiones antrópicas como cultivos de palma africana, banano, entre otros ([Martínez-Viloria & Rueda, 2025](#)) que hacen captación del agua del río mediante compuertas, lo cual intensifica la reducción de flujo de agua hacia las desembocaduras durante la época seca, influenciando el aumento de la salinidad por disminución del aporte de agua dulce.

Las estaciones en las que predominaron las condiciones salobres en la CGSM fueron Boca del Caño Grande, Centro CGSM y Rinconada (ubicadas en la zona 2), Ciénaga la Ahuyama, Ciénaga la Luna, Ciénaga la Redonda y La Y (ubicadas en la zona 3) y las estaciones de la zona 6 con excepción de Caño el Torno.

En las estaciones Boca de la Barra, Isla del Rosario, Tasajera, Centro CGSM, Rinconada y La Ye, se registraron condiciones de agua marina durante marzo – mayo 2025. Cabe mencionar que durante abril 2025 las estaciones Frente a Río Sevilla y Fundación presentaron salinidades de 17,2 y 19,4, respectivamente. Pese a que en agosto se registraron condiciones lluviosas ([IDEAM, 2025b](#)), se observó un aumento en la salinidad en estaciones como Boca de la Barra e Isla del Rosario (21,7 y 21,4), lo cual puede estar influenciado por los vientos que favorecieron el ingreso de agua marina al sistema a través de la Boca de la Barra, punto de conexión entre el mar Caribe y la CGSM.

En la CGSM entre octubre 2024 y septiembre 2025, se observó menor rango en la salinidad comparada con 2023. Nueva Venecia y Buenavista presentaron condiciones de agua dulce durante gran parte del periodo (históricamente han registrado periodos con condiciones salobres), lo que genera condiciones propicias para el crecimiento de macrófitas.

Temperatura

La temperatura del agua superficial en la CGSM durante el período evaluado fluctuó entre 26,5 °C y 43,7 °C (Figura 4.1-20), evidenciando un aumento en la temperatura contrastado con los últimos tres años y ampliando el rango registrado en el 2024 ([INVEMAR, 2024c](#)). El aumento de la temperatura es determinante en ecosistemas como la CGSM, ya que favorece la desoxigenación del agua ([Benjumea-Hoyos y Wills-Toro, 2007](#)), puede incrementar la presencia de patógenos y por ende influye en los procesos biológicos, químicos, físicos y en la salud de la vida acuática. En marzo 2025, mes con condiciones de época seca, se registró el mayor promedio de temperatura (34,8 °C), mientras que en junio y agosto (meses con condiciones lluviosas), se observaron los menores

promedios (29,4 °C y 29,9 °C respectivamente). Estas variaciones reflejan la influencia del régimen de precipitaciones sobre la dinámica térmica del sistema lagunar.

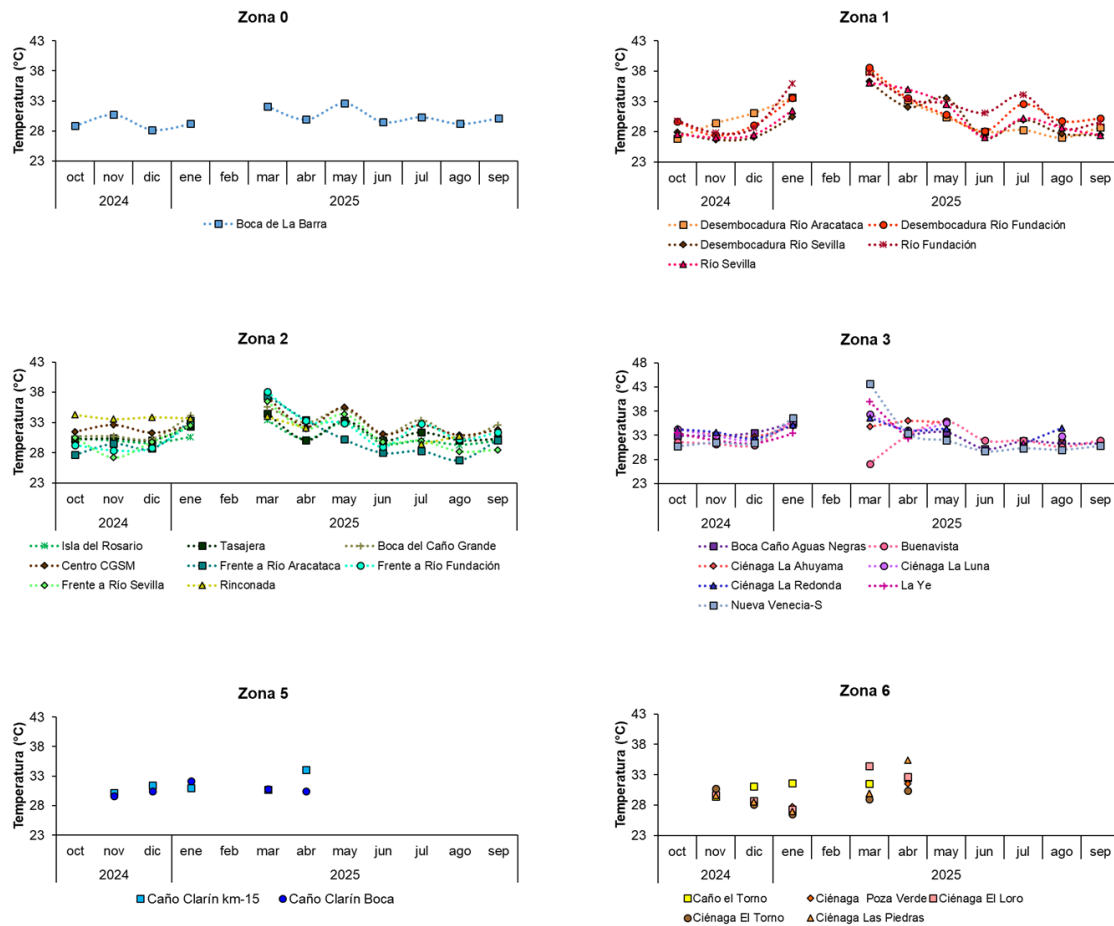


Figura 4.1-20. Temperatura del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2024 y septiembre de 2025.



Durante el periodo octubre 2024 – septiembre 2025, en la estación Boca de la Barra (zona 0) se registraron temperaturas entre 28,2 °C y 32,6 °C. En las estaciones de la zona 1 (desembocaduras y ríos de la SNSM), la temperatura fluctuó entre 26,9° C y 38,6° C. En la zona 2 la temperatura varió entre 26,2° C y 38,1° C; en las estaciones del Complejo Pajarales (zona 3) se registraron temperaturas de 27,1° C y 43,7° C. En las estaciones del Caño Clarín (zona 5) y Noroccidente VIPIS (zona 6), presentaron temperatura entre 26,5° C y 35,4° C. Para este periodo el rango de temperatura fue mayor en las zonas 1 y 3 en contraste con lo reportado en el 2024 ([INVEMAR, 2024c](#)).

Es importante mencionar que los mayores registros de temperatura ocurrieron durante el mes de marzo de 2025 para las estaciones de Nueva Venecia (43,7 °C), La Ye (40,0°C) y Desembocadura Río Fundación (38,6°C), coincidiendo con el final de la época seca. Como se ha documentado por Bianchini *et al.*, (2010) y Patrick y Florentine (2021), las altas temperaturas y la disponibilidad de luz favorecen el crecimiento y dispersión de macrofitas como *H. verticillata*, permitiéndole desplazar otras macrófitas nativas. Esta situación se evidenció en el Complejo Pajarales, durante los meses de mayo 2025 en adelante, en los cuales la proliferación de *H. verticillata* limitó el acceso completo a otros sectores del monitoreo.

Durante el periodo evaluado se registró una temperatura máxima de 43,7 °C en Nueva Venecia durante el muestreo realizado en marzo 2025, siendo el valor más alto reportado para el monitoreo. Cabe mencionar que, durante los últimos 5 años, se ha observado un aumento gradual del rango de temperatura.

Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto (OD) se evalúa en la CGSM con el propósito de identificar las condiciones adecuadas e inadecuadas para la preservación de flora y fauna, de acuerdo con el valor de referencia establecido por la normativa colombiana para aguas cálidas dulces, estuarinas y marinas, el cual es de 4,00 mg O₂/L ([MinAmbiente, 2015](#)). En el periodo evaluado, el 73 % de los reportes de las estaciones presentaron concentraciones de OD adecuadas para la preservación de flora y fauna (Figura 4.1-21), registrando un aumento del 72 % reportado para el 2024 ([INVEMAR, 2024c](#)). La concentración de OD fluctuó entre <LCM y 14,9 mg O₂/L, ampliando el rango registrado anteriormente en 2024 (hasta 12,8 mg O₂/L) con saturaciones de oxígeno entre 0,2 % y >LCM (200%).

En las estaciones Boca de la Barra, Isla del Rosario, Tasajera, Boca del Caño Grande, zona 5 y 6, con excepción de Ciénaga el Loro, se registraron condiciones adecuadas de OD (4,02 mg O₂/L – 8,52 mg O₂/L) de acuerdo a la normativa colombiana ([MinAmbiente, 2015](#)) durante todo el periodo evaluado. Como se ha reportado anteriormente, las estaciones ubicadas en la cuenca baja (0,71 mg O₂/L - 3,68 mg O₂/L; zona 1), desembocaduras (0,29 mg O₂/L – 3,67 mg O₂/L; zona 1) y frentes (1,12 mg O₂/L – 3,98 mg O₂/L; zona 2) de los ríos Sevilla y Fundación, presentaron concentraciones de OD por debajo del valor permisible establecido en el Decreto 1076 de 2015. Es importante mencionar que, históricamente estas estaciones han presentado bajas concentraciones de OD como producto



de los aportes de materia orgánica que descargan en el sistema, al ser tributarios de la SNSM y el proceso de descomposición de esta materia orgánica ([INVEMAR, 2016](#)).

A diferencia de estas estaciones, el frente y desembocadura del río Aracataca presentó concentraciones de OD adecuadas ($5,41 \text{ mg O}_2/\text{L} - 8,52 \text{ mg O}_2/\text{L}$), lo cual puede estar relacionado a la producción de O_2 por fotosíntesis o a una tasa de reoxigenación del área mayor a la de consumo. Así mismo, el consumo de O_2 en los ríos puede estar influenciado por el tipo de material que estos transportan ([Beltrán-Vargas y Rangel-Ch, 2012](#)), ya que cargas elevadas de materia orgánica favorecen procesos de descomposición que incrementan la demanda de oxígeno, mientras que aportes dominados por material inorgánico generan un menor consumo de O_2 en la columna de agua.

Durante 2024, se registraron concentraciones inadecuadas de OD en las estaciones La Ye (octubre y diciembre; $3,1 \text{ mg O}_2/\text{L} - 3,6 \text{ mg O}_2/\text{L}$) y Ciénaga El Loro (noviembre; $3,81 \text{ mg O}_2/\text{L}$). En 2025, estas condiciones se presentaron en Rinconada (julio y agosto; $<\text{LCM}$), Boca Caño Aguas Negras (mayo y junio; $1,57 \text{ mg O}_2/\text{L} - 2,78 \text{ mg O}_2/\text{L}$), La Ye (enero, marzo y julio; $0,65 \text{ mg O}_2/\text{L} - 3,93 \text{ mg O}_2/\text{L}$) y Nueva Venecia (mayo a septiembre $1,18 \text{ mg O}_2/\text{L} - 2,2 \text{ mg O}_2/\text{L}$) lo que evidencia una variabilidad espacial y temporal del OD en el sistema, asociada a la heterogeneidad de las condiciones locales, entre ellas la presencia de macrófitas acuáticas, sin descartar la influencia de otros procesos hidrodinámicos y biogeoquímicos. En el caso de Nueva Venecia, desde enero hasta abril cuando se observó el aumento de *H. verticillata* en el sistema, se registraron condiciones de sobresaturación de oxígeno (valores por encima de los $9,00 \text{ mg O}_2/\text{L}$; $10,9 \text{ mg O}_2/\text{L} - 14,9 \text{ mg O}_2/\text{L}$). El descenso del OD presentado a partir de mayo 2025, está influenciado por el proceso de descomposición de *H. verticillata* durante el cual aumenta la demanda bioquímica de oxígeno, favoreciendo condiciones hipóxicas en el cuerpo de agua.

De igual manera, durante enero – abril (condiciones de época seca), se registraron concentraciones mayores a $9,00 \text{ mg O}_2/\text{L}$ en las estaciones Rinconada ($9,65 \text{ mg O}_2/\text{L}$), Buenavista ($9,02 \text{ mg O}_2/\text{L}$), Ciénaga la Ahuyama ($9,32 \text{ mg O}_2/\text{L}$), Ciénaga la Luna ($9,26 \text{ mg O}_2/\text{L} - 9,53 \text{ mg O}_2/\text{L}$), Ciénaga La Redonda ($9,26 \text{ mg O}_2/\text{L}$) y Ciénaga Las Piedras ($9,13 \text{ mg O}_2/\text{L} - 11,80 \text{ mg O}_2/\text{L}$). Estos valores están asociados a las altas tasas de fotosíntesis características de la época seca; adicionalmente, las estaciones de Rinconada, La Ye, Ciénaga La Luna y Ciénaga La Ahuyama, al encontrarse en áreas de manglar, presentaron durante el período evaluado obstrucción parcial de los caños de acceso debido al crecimiento del mangle, lo cual puede reducir la recirculación del agua y, bajo condiciones de alta radiación, favorecer acumulaciones puntuales de oxígeno, explicando los episodios de sobresaturación registrado. Cabe mencionar, como se describió previamente, en el Complejo Pajarales (en Boca Caño Aguas Negras y Ciénaga la Ahuyama) se observó gran abundancia de *E. crassipes*, lo que también pudo influenciar la disponibilidad de OD en estas estaciones.

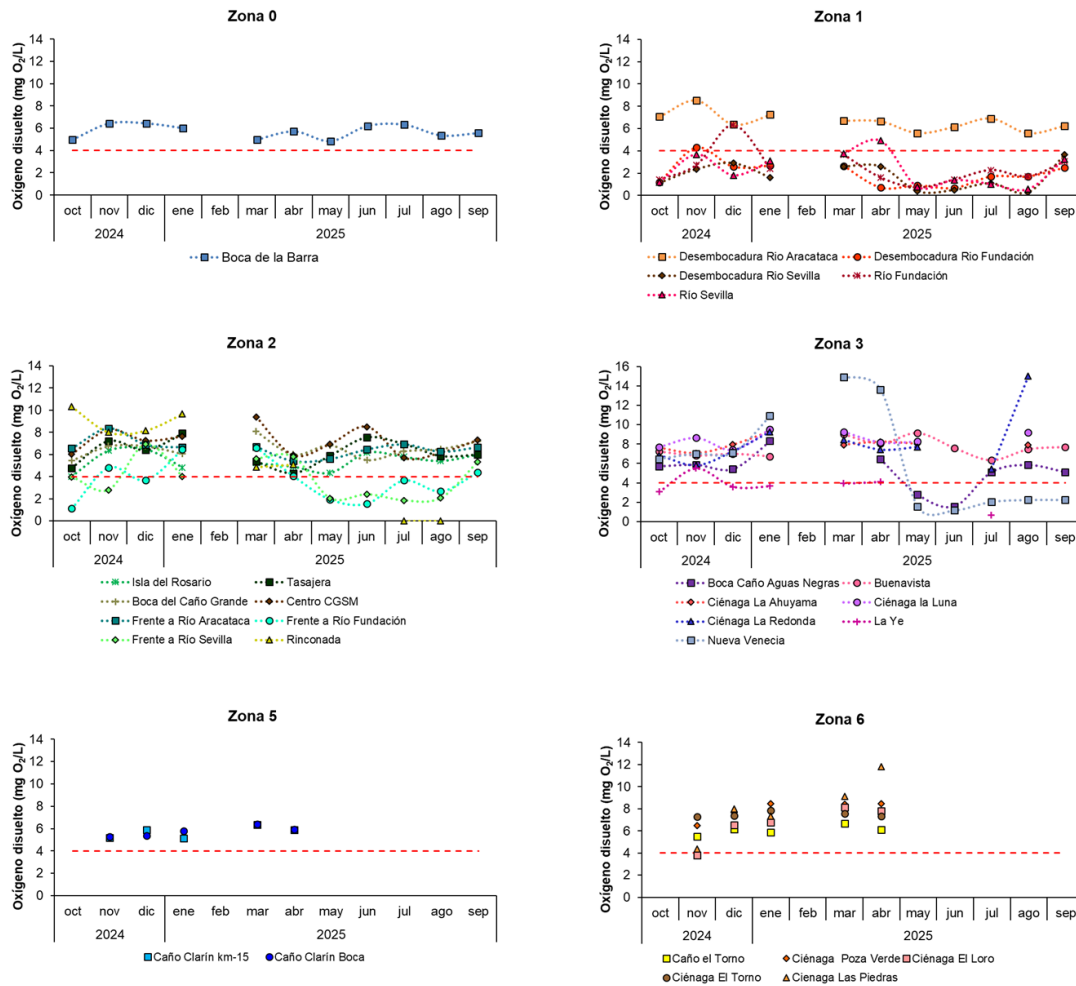


Figura 4.1-21. Concentraciones de oxígeno disuelto (OD) del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2024 y septiembre de 2025. Línea horizontal roja representa el límite permisible para el OD según legislación colombiana (4,0 mg O₂/L; [MinAmbiente, 2015](#)).

En el periodo evaluado, el 73% de los reportes de las estaciones presentaron concentraciones de OD por encima de 4 mg/L, cumpliendo con el criterio del MinAmbiente en el Decreto 1076 de 2015 con condiciones adecuadas para la preservación de flora y fauna en la CGSM.



pH

La medición del pH es importante ya que influye directamente en los procesos químicos y biológicos de los sistemas acuáticos, determinando la solubilidad y disponibilidad de nutrientes y contaminantes en el medio y a su vez para los organismos ([Saalidong et al., 2022](#)).

En la Figura 4.1-22 se presentan los resultados del pH en la CGSM durante octubre 2024 y septiembre 2025, de acuerdo a los criterios de calidad para la preservación de flora y fauna para aguas dulces cálidas (4,5 y 9,0; [MinAmbiente, 2015](#)) y aguas estuarinas y marinas (6,5 -8,5; [MinAmbiente, 2015](#)) teniendo en cuenta el registro de salinidad reportado en este periodo.

En las estaciones con condiciones de agua dulce, correspondientes a las ubicadas en el cauce bajo y desembocadura de los ríos Sevilla y Fundación, Boca Caño Aguas Negras, Nueva Venecia, Caño el Torno y Caño Clarín (boca y Km 15), se registraron valores entre 6,28 y 7,68 unidades de pH, cumpliendo con los criterios de calidad para aguas dulces cálidas ([MinAmbiente, 2015](#)). Con excepción de Boca Caño Aguas Negras (9,47) y Nueva Venecia (9,49 - 10,2) durante enero – marzo (meses con condiciones de época seca) que presentaron valores por encima del valor máximo (9,00 unidades de pH). Estos valores se encuentran alineados con el aumento de la temperatura que reduce la solubilidad del CO₂, además del consumo de este gas en el proceso de la fotosíntesis como resultado de la proliferación de *H. verticillata*.

Las estaciones con predominancia de condiciones salobres y marinas ubicadas en la zona 0, 2, 3 y 6 presentaron el 16 % de los registros con un pH mayor a 8,5, respecto a los criterios establecidos para la preservación de flora y fauna en este tipo de ecosistemas. Cabe mencionar, que también se presentaron registros de pH mayores a 8,5 en Tasajera (8,55 - 9,02), Centro CGSM (8,55 – 8,94), Rinconada (8,7 – 9,12) durante octubre 2024 – enero 2025 y Buenavista (8,63 – 8,72) durante marzo – mayo 2025.

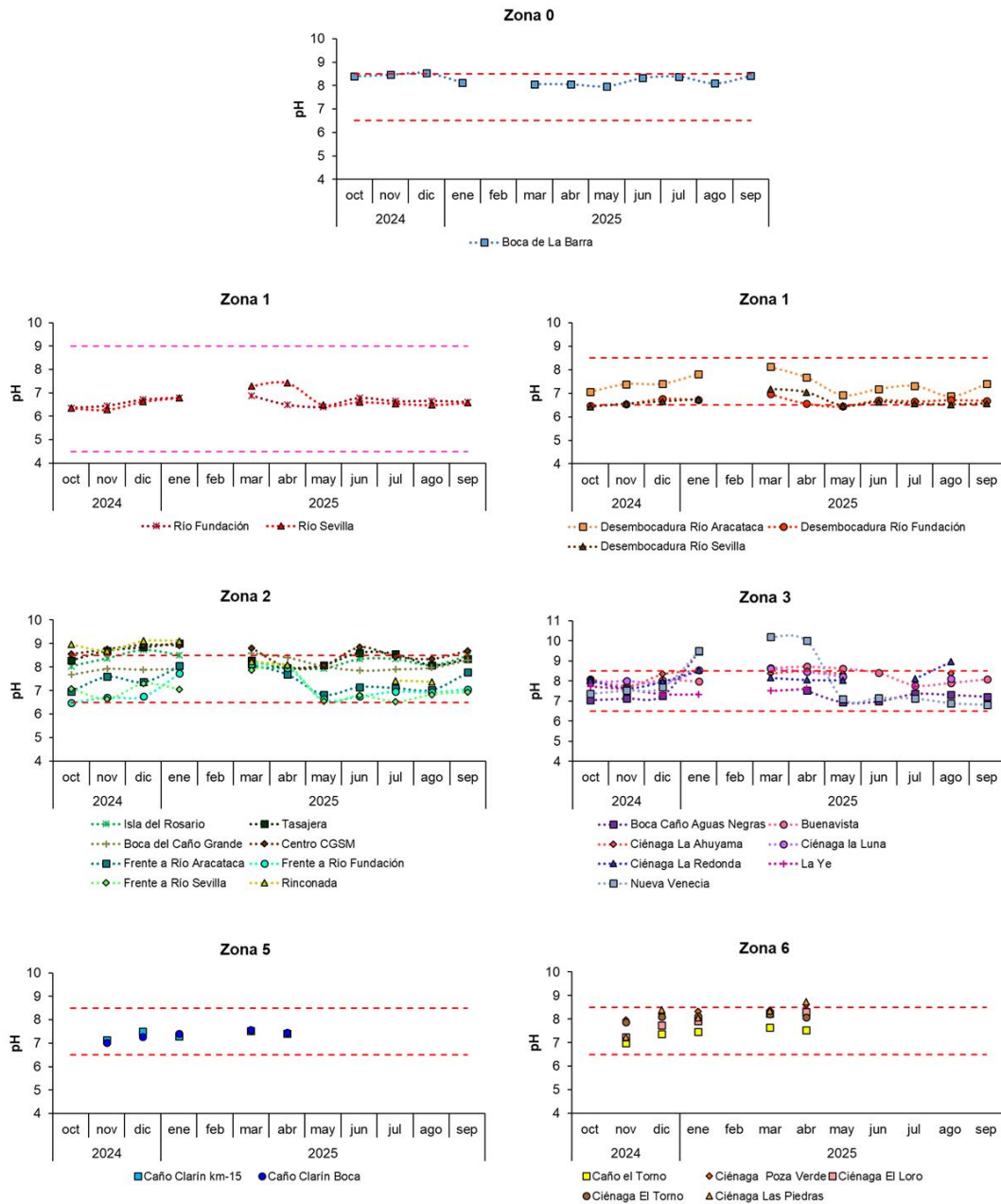


Figura 4.1-22. Valores de pH del agua superficial en 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM, entre octubre de 2024 y septiembre de 2025. Líneas horizontales fucsia representan los límites permisibles para el pH en aguas cálidas dulces (4,5 – 9,0) y líneas horizontales rojas representan los límites permisibles para el pH en aguas estuarinas y marinas (6,5 – 8,5) (MinAmbiente, 2015).



Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Los sólidos suspendidos totales (SST) incluyen al plancton, minerales de arcilla, arena, limo, coloides agregados, materia orgánica e inorgánica finamente dividida y otros microorganismos del agua. Este material puede provenir de varias fuentes y se dividen de acuerdo con la composición, ya sea orgánica o inorgánica ([Beltrán-Vargas y Rangel-Ch, 2012](#)) que además pueden transportar nutrientes, residuos de pesticidas, metales pesados y otros elementos. El aumento de estas partículas disminuye la cantidad de luz que penetra el cuerpo de agua, afectando la fotosíntesis y la temperatura. En el ecosistema de la CGSM, las concentraciones de SST históricamente han registrado valores muy por encima del valor de referencia utilizado para calidad de aguas superficial con base en los SST en normativa internacional (agua aceptable valores > 150 mg/L; [CONAGUA, 2015](#)). En Colombia, se han documentado concentraciones igualmente elevadas en ecosistemas estuarinos como el Golfo de Urabá que corresponde a un sistema estuarino de relevancia en el Caribe, con valores superiores a 210 mg/L ([Carrillo-Durán y Medina-Daza, 2019](#)) y en otros sistemas estuarinos del mundo, como en China, con valores que alcanzan hasta 474 mg/L ([Wang et al., 2017](#)). Al igual que en la CGSM, estos ecosistemas tienen fuerte influencia fluvial y condiciones hidrodinámicas favorables para la resuspensión de sedimentos. En el caso particular de la CGSM, la alta concentración de SST está determinada por el bajo nivel de profundidad (principalmente < 3,0 m) que favorece la resuspensión de material particulado, así como el aporte de agua del río Magdalena (río que cubre el 24 % del territorio colombiano y alberga el 85 % de la población; [Pinzón, 2024](#)) y de los ríos de la vertiente oriental de la SNSM (río Fundación, río Sevilla y río Aracataca, entre otros), que traen cargas considerables de sedimento ([Restrepo et al., 2015](#)).

En la estación Boca de la Barra (zona 0), se registraron concentraciones de SST entre 17,2 mg/L y 273 mg/L (Figura 4.1-23). En las estaciones de la zona 1, las menores concentraciones de SST se presentaron en la desembocadura del río Fundación (1,65 mg/L – 17,30 mg/L) y los mayores en la desembocadura del río Aracataca (10,7 mg/L – 176 mg/L). En el cuerpo de agua principal (zona 2), la concentración de SST varió entre 1,6 mg/L – 140 mg/L. En el Complejo Pajarales (zona 3), los SST fluctuaron entre 5,1 mg/L – 282 mg/L, siendo mayor los registros en la estación Boca Caño Aguas Negras. Las mayores concentraciones de SST se registraron en las estaciones de la zona 5 y Caño el Torno (zona 6) en el mes de abril con valores de 393 mg/L y 333 mg/L, respectivamente; estos valores se atribuyen al aporte directo de agua dulce del río Magdalena que llega al sistema lagunar de la CGSM por los caños Aguas Negras y Clarín y al ser un río que aporta una alta carga de sedimentos ([Restrepo et al., 2020](#)).

Cabe mencionar que, durante el periodo evaluado, el 62 % de los registros de altas concentraciones de SST (134 mg/L – 393 mg/L) se presentaron en meses con condiciones de época seca, lo cual se relaciona con la resuspensión de sedimentos producido por el viento, debido al bajo nivel de la columna de agua que favorece la concentración del material particulado ([Restrepo y Restrepo, 2005](#)). En mayo, agosto y septiembre 2025 (meses con condiciones de época lluviosa), se registró una disminución en las concentraciones de SST en el sistema (113 mg/L y 251 mg/L).

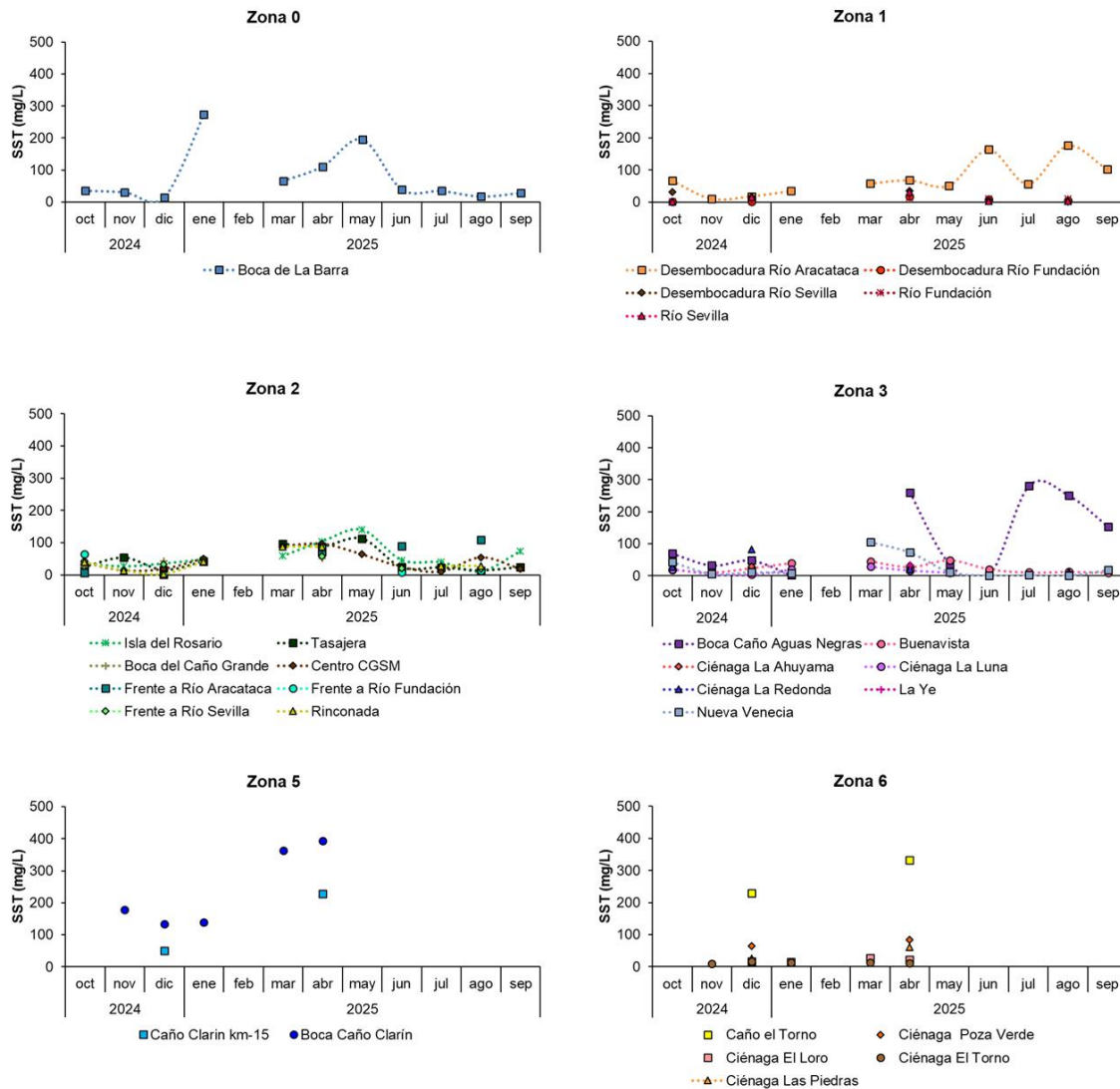


Figura 4.1-23. Concentración de sólidos suspendidos entre octubre de 2024 a septiembre de 2025, en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM.

¿QUÉ CAMBIOS SE PRESENTARON EN LA CALIDAD SANITARIA DEL AGUA?

Los Coliformes Totales (CTT) y los Coliformes Termotolerantes (CTE) son indicadores ampliamente utilizados para evaluar la contaminación fecal en ecosistemas acuáticos, debido a su asociación con descargas de aguas residuales de origen humano y animal. Su sensibilidad para detectar deficiencias en el saneamiento y variaciones rápidas en la calidad microbiológica del agua los hace esenciales en los programas de vigilancia ambiental (Korajkic et al., 2018; Rochelle-Newall et al., 2015). La presencia elevada de estos grupos bacterianos, se relaciona con la posible circulación de patógenos entéricos, los cuales pueden representar un riesgo para la salud pública (WHO, 2017; EPA, 2022).



Durante el periodo comprendido entre octubre de 2024 y septiembre de 2025, los resultados de CTT y CTE evidenciaron condiciones sanitarias recurrentemente inadecuadas en estaciones como Boca de la Barra (Zona 0), desembocadura del río Aracataca (Zona 1), Isla del Rosario y Tasajera (Zona 2), así como Boca Caño Aguas Negras, Buenavista y Nueva Venecia (Zona 3). En estas estaciones, al menos en el 70% de los meses evaluados se registraron concentraciones que superaron el límite establecido para actividades de contacto primario (1000 NMP/100 mL; $\text{Log}_{10} = 3,0$ para CTT y 200 NMP/100 mL; $\text{Log}_{10} = 2,3$ para CTE; [Minambiente, 2015](#)), lo que confirma aportes continuos de materia fecal en estos sectores del sistema (Figura 4.1-24; Figura 4.1-25).

Las concentraciones de CTT fluctuaron entre 1,8 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10} = 0,25$) y 160.000 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10} = 5,20$; Figura 4.1-24). Los valores más altos se registraron en las estaciones Boca Caño Clarín, Boca Río Aracataca, Tasajera, Nueva Venecia, Centro CGSM y Boca Caño Aguas Negras durante el mes de abril, superando tanto el criterio para contacto primario como el establecido para actividades de contacto secundario (5000 NMP/100 mL; $\text{Log}_{10} = 3,7$; [Minambiente, 2015](#)).

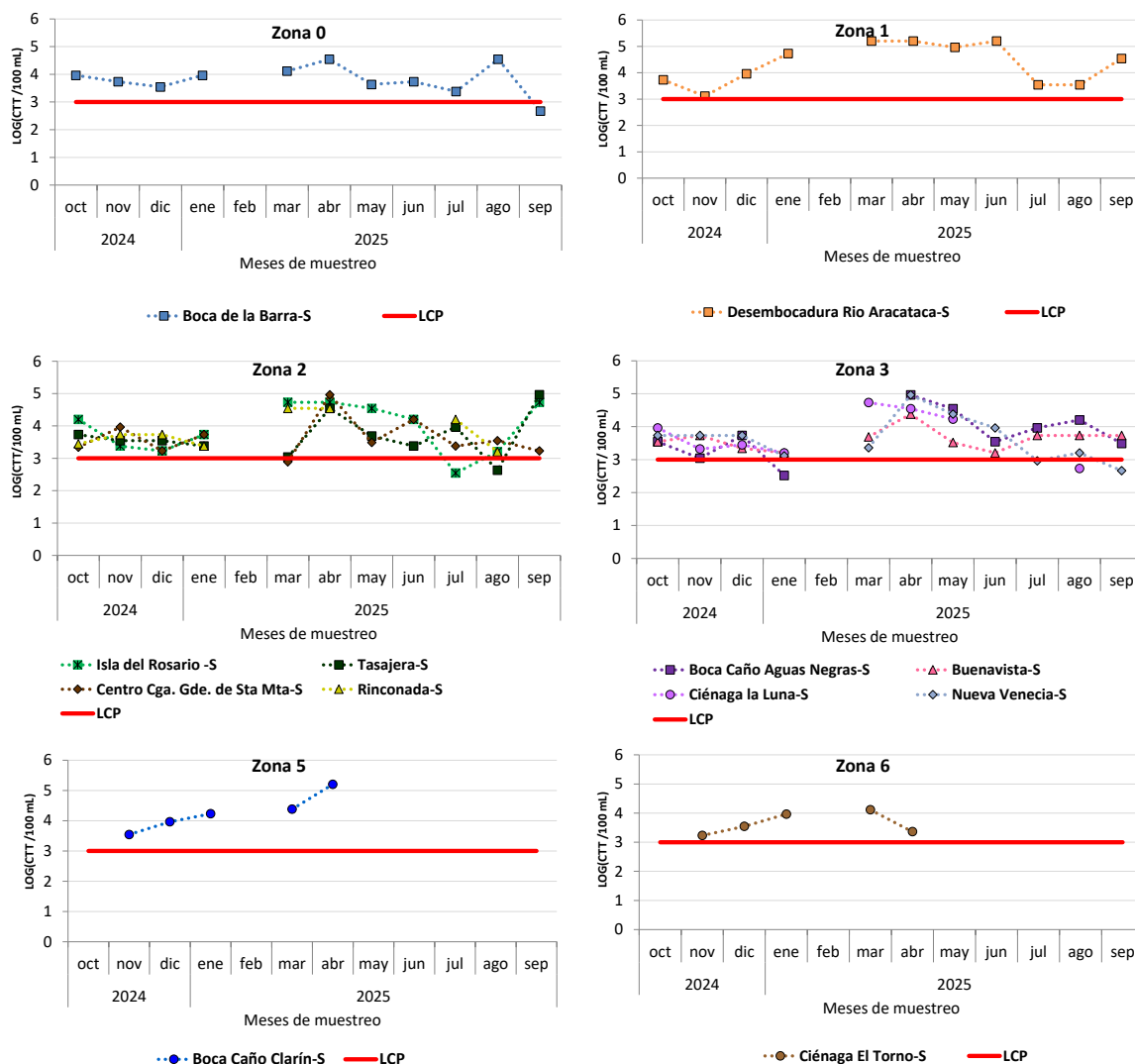


Figura 4.1-24. Concentración de Coliformes Totales (CTT) en estaciones de la CGSM entre octubre de 2024 y septiembre de 2025 representados en valores en escala logarítmica. La línea roja continua indica el criterio establecido para el desarrollo de actividades recreativas de contacto primario (LCP) correspondiente a 1000 NMP/1000 mL (Minambiente, 2015).

Las concentraciones de CTE variaron entre 1,8 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10} = 0,25$) y 54.000 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10} = 4,73$; Figura 4.1-25). Los valores más altos se registraron en las estaciones Boca de la Barra, Isla del Rosario y Tasajera durante el mes de septiembre, reflejando que en el sistema lagunar persisten condiciones sanitarias inadecuadas, asociadas principalmente a descargas domésticas sin tratamiento y aportes fluviales.

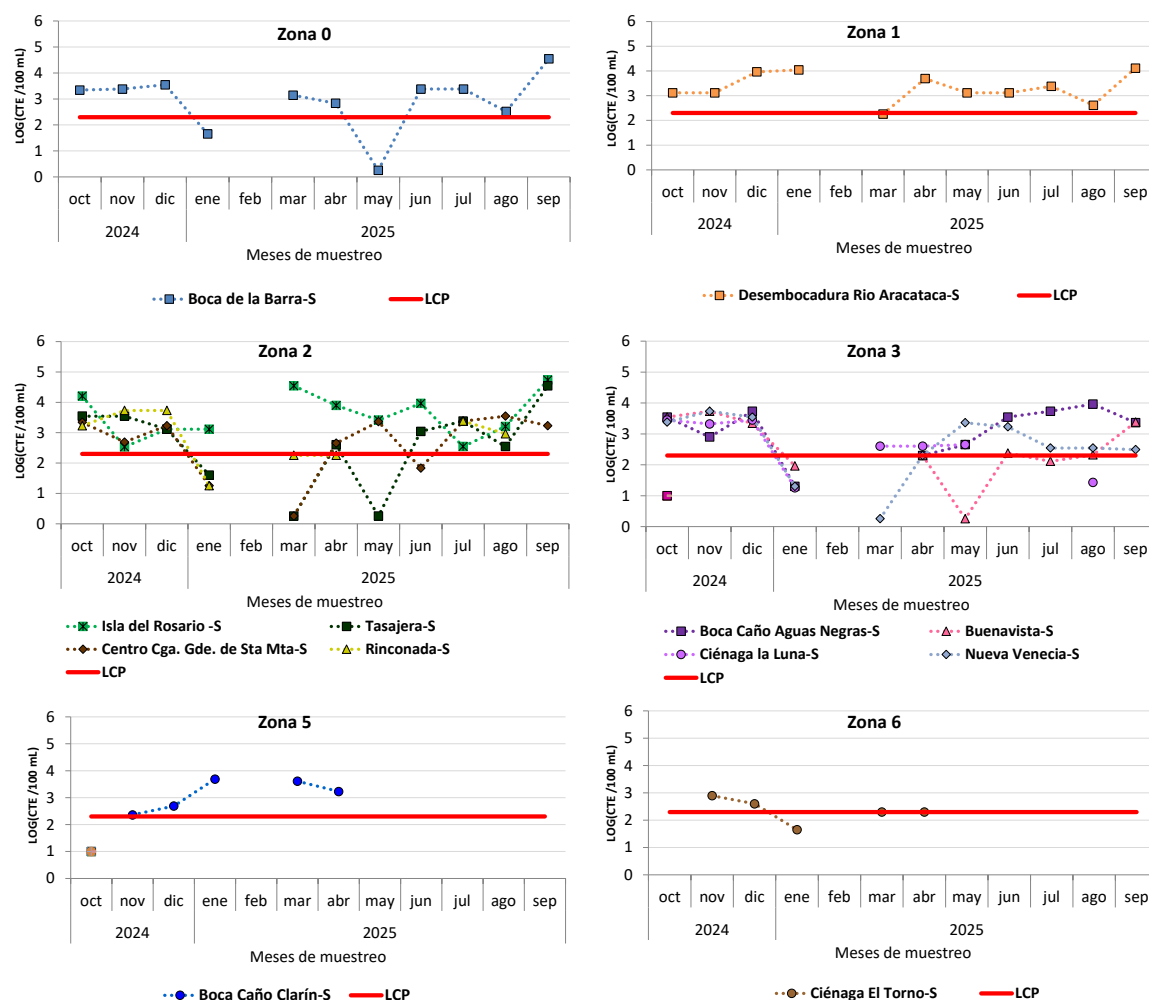


Figura 4.1-25. Concentración de Coliformes Termotolerantes (CTE) medida en estaciones de la CGSM, entre octubre de 2024 y septiembre de 2025 con valores en escala logarítmica. La línea roja continua indica el límite establecido por el decreto 1076 de 2015 para el desarrollo de actividades recreativas de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015).

¿QUÉ ESPECIES DE VIBRIO Y AEROMONAS POTENCIALMENTE PATÓGENAS SE ENCONTRARON EN EL AGUA Y PECES DE INTERÉS COMERCIAL EN LA CGSM?

El estudio de bacterias del género *Vibrio* y *Aeromonas* en sistemas estuarinos como la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) es esencial por su importancia sanitaria y ecológica. Diversas especies de estos géneros son capaces de causar enfermedades gastrointestinales, infecciones en piel y tejidos blandos, así como brotes asociados al consumo de productos pesqueros contaminados (Cabral, 2010; Janda & Abbott, 2010; Baker-Austin et al., 2018). Su presencia y proliferación se ven favorecidas por condiciones típicas de ambientes estuarinos, como altos aportes de nutrientes, variaciones en salinidad y temperatura, y zonas con baja renovación hídrica, factores que facilitan su persistencia en el ecosistema (Vezzulli et al., 2016; Calvo-Saad et al., 2025).

En las muestras de agua analizadas, se aislaron 30 colonias presuntivas del género *Vibrio*, de las cuales 90% correspondió a cepas de la especie *V. cholerae*, registrada en la mayoría de las estaciones excepto en Boca Caño Aguas Negras. Es importante señalar que la detección de *V. cholerae* no implica necesariamente la existencia de cepas toxigénicas asociadas a cólera; sin embargo, su persistencia ambiental evidencia condiciones propicias que favorecen su mantenimiento y dispersión, especialmente en zonas influenciadas por aportes fluviales con alta carga de materia orgánica. En cuanto al género *Aeromonas*, se aislaron 35 colonias presuntiva, de las cuales 34 correspondieron a la especie *A. hydrophila*, identificada en todas las estaciones (Figura 4.1-26).

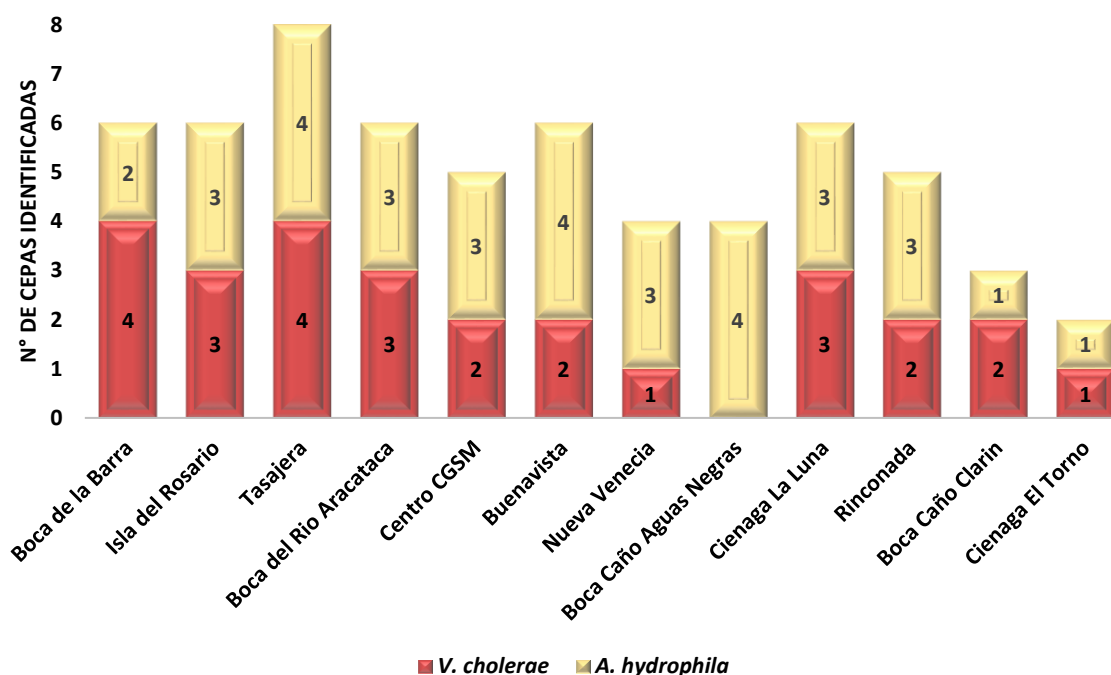


Figura 4.1-26. Especies de *Vibrio* y *Aeromonas* aisladas por cada estación. Los números en las barras indican el número de cepas por las especies identificadas en cada estación.

De los 78 peces de Lisa (*Mugil incilis*) analizados, se aislaron 65 colonias presuntivas de *Vibrio* spp., y se identificaron 53, de las cuales, el 100% correspondió a *V. cholerae*.

¿QUÉ CAMBIOS SE PRESENTARON EN LOS NUTRIENTES INORGÁNICOS DISUELTOS (ORTOFOSFATOS, NITRÓGENO AMONIAICAL, NITRATOS Y NITRITO) Y LA CLOROFILA A?

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 derivados 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-Rodríguez, 2015](#)).

Durante el periodo evaluado (octubre 2024 a septiembre 2025), las concentraciones más altas de ortofosfatos se registraron en las zonas 1 y 2, durante el mes de junio de 2025 (Figura 4.1-27). En la zona 1, específicamente en las estaciones Desembocadura Río Fundación y Río Fundación, con valores de 237 y 249 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$, respectivamente. En la zona 2, la mayor concentración se registró en la estación Frente a Río Fundación, con un valor de 253 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$. Este comportamiento de mayores concentraciones de ortofosfatos en las estaciones ubicadas en las zonas 1 y 2, ha sido reportado en los últimos seis (6) años ([INVEMAR, 2024c](#), [2023](#), [2022](#), [2021a](#), [2021](#), [2019](#)), lo cual se atribuye a factores como la escorrentía desde las zonas agrícolas aledañas y la erosión generada por actividades agrícolas en las áreas circundantes, las cuales facilitan el ingreso de nutrientes al complejo lagunar a través de lixiviación ([Aguirre et al., 2021](#)).

En la estación Desembocadura Río Aracataca (zona 1), se presentaron dos picos durante el periodo analizado, el primero en el mes de noviembre de 2024 (160 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$) y el segundo en mayo de 2025 (111 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$). Este patrón coincide con lo reportado en los monitoreos octubre 2022 – septiembre 2023 ([INVEMAR, 2023](#)) y octubre 2023 – septiembre 2024 ([INVEMAR, 2024c](#)), manteniéndose una relación con meses de condiciones climáticas secas, en donde la reducción del caudal del río probablemente favorece la resuspensión de sedimentos y motiva el aumento de la concentración de ortofosfatos en el agua ([Carrera-Villacr ez et al., 2018](#)).

En el noroccidente de VIPIS (zona 6) las mayores concentraciones de ortofosfatos ocurrieron para las estaciones Ciénaga El Loro y Ciénaga El Torno (Figura 4.1-27). En el caso de Ciénaga El Loro, los valores más altos se registraron en los meses de enero (157 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$) y marzo 2025 (140 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$). Mientras que en Ciénaga El Torno, se presentaron para diciembre 2024 (210 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$) y enero 2025 (192 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$). Estos valores fueron mayores a los observados en el periodo octubre 2023 – septiembre 2024, cuando las concentraciones no superaron los 120 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$ ([INVEMAR, 2024c](#)). Por otro lado, las concentraciones observadas en las zonas 0, 3 y 5 se mantuvieron dentro de los valores típicos reportados para estuarios con baja influencia antropogénica, es decir, menores a 100 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$ ([Reithmaier et al., 2021](#); Figura 4.1-27).

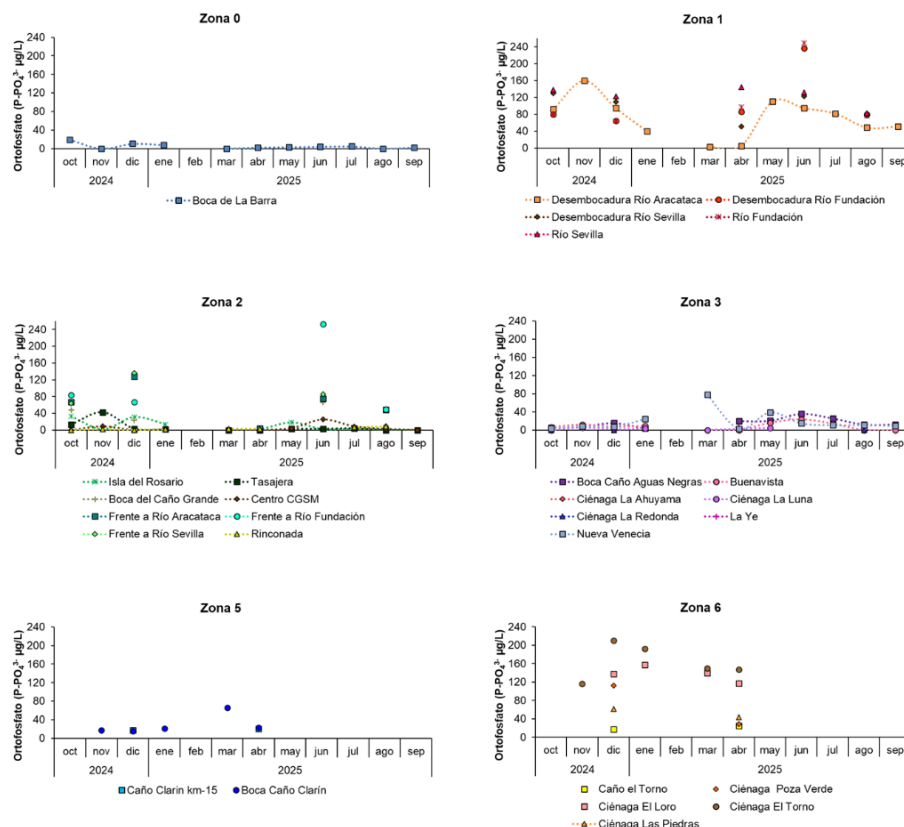


Figura 4.1-27. Concentraciones de ortofosfatos medidas entre octubre 2024 a septiembre de 2025 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM.

Las concentraciones de ortofosfatos registradas en junio de 2025 superaron los valores históricos reportados en los últimos cinco años de monitoreo para las estaciones Desembocadura Río Fundación, Río Fundación y Frente Río Fundación, las cuales llegaron a 237, 249 y 253 $\mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$, respectivamente.

El nitrógeno inorgánico, en sus formas más comunes (N-NH_4^+ , N-NO_2^- y N-NO_3^-), tiene tanto origen natural como fuentes 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).

En el periodo de análisis (octubre 2024 – septiembre 2025), las concentraciones más altas de nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+) se registraron para las zonas 1 y 2, en las estaciones Desembocadura Río Sevilla, Frente a Río Sevilla y Río Sevilla, con valores de 665, 663 y 596 $\mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$, respectivamente, durante el mes de junio 2025 (Figura 4.1-28). En la zona 0, se registró una concentración de 153 $\mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$ en el mes de marzo 2025. En la zona 3, las concentraciones más

altas se reportaron para La Ye en diciembre 2024 ($129 \mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$) y abril 2025 ($106 \mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$), y para Nueva Venecia en junio 2025 ($121 \mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$). En tanto que para la zona 6, se presentó una concentración ligeramente alta en Ciénaga El Torno durante el mes de diciembre 2024 ($78,6 \mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$). Las concentraciones registradas en el mes de junio de 2025 para las estaciones ubicadas en los ríos provenientes de la SNSM fueron mayores a las registradas en el periodo octubre 2023 – septiembre-2024, (INVEMAR, 2024c) y están relacionadas a descargas de aguas que provienen de actividades agrícolas y domésticas (Camargo y Alonso, 2006; Brennan et al., 2021; Dong y Kuang 2024).

En la zona 5 las concentraciones de nitrógeno amoniacal fueron inferiores a $70 \mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$. Si bien estos valores han sido descritos como característicos de estuarios con baja contaminación y limitada influencia antropogénica según Day *et al.* (1989) y Fraile *et al.* (1991), en sistemas con alta intervención humana como lo es la zona 5, las concentraciones observadas podrían estar relacionadas a una rápida transformación biogeoquímica del amonio, favorecidas por condiciones oxigenadas y temperaturas altas, y consecuentemente por su asimilación preferencial por parte de fitoplancton y macrófitas acuáticas (Shi *et al.*, 2025). Concentraciones superiores a este valor, 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.

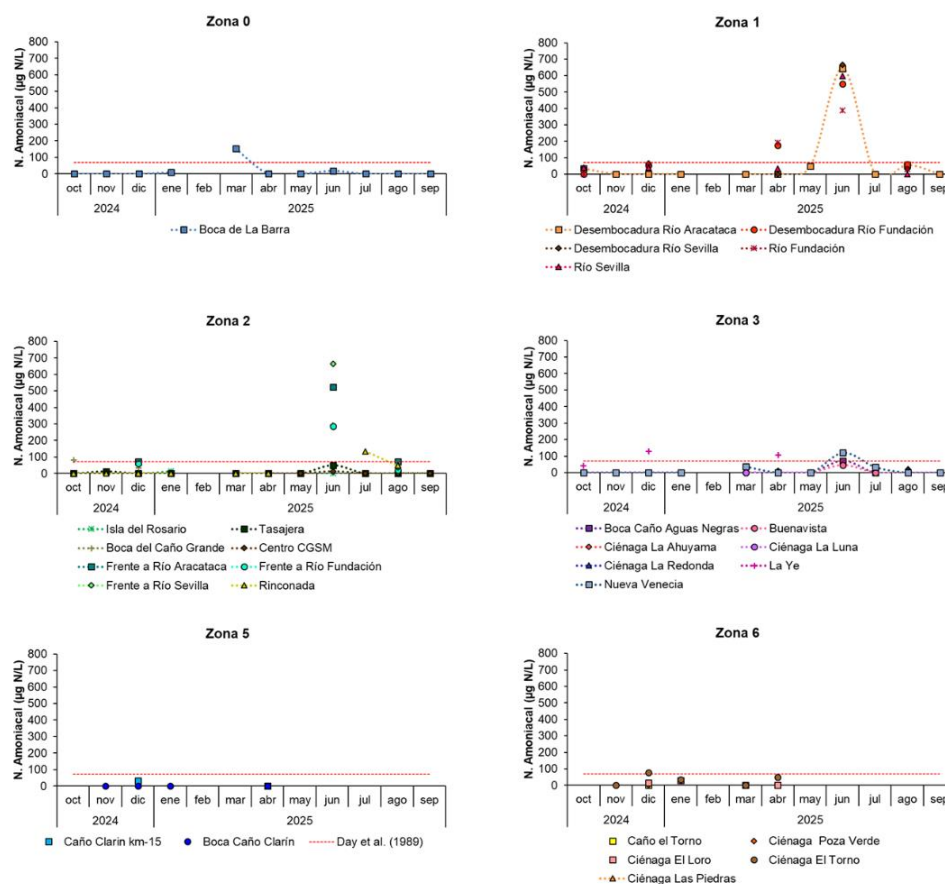


Figura 4.1-28. Concentraciones de nitrógeno amoniacal entre octubre de 2024 – septiembre 2025 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM. Línea punteada representa el valor referido como típico para estuarios poco contaminados ($70,0 \mu\text{g/L}$; Day *et al.*, 1989).



La concentración más alta de nitratos se registró en el mes de abril en la estación Boca Caño Aguas Negras, alcanzando un valor de $461 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$ (Figura 4.1-29), el cual superó ligeramente el valor máximo registrado ($445 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$) en el monitoreo del periodo octubre 2023 – septiembre 2024 para la misma estación ([INVEMAR, 2024c](#)). Como se ha documentado, en los últimos tres (3) años, este valor, se asocia a la ocurrencia de procesos de nitrificación microbiana, relacionados con 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 y Calero, 2003](#)). En estas condiciones, las bacterias convierten el amonio en nitrito y posteriormente en nitrato 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.

Las concentraciones de nitratos en las diferentes zonas de la CGSM presentaron variaciones marcadas a lo largo del año, reflejando tanto variabilidad estacional como impactos antrópicos y naturales. En la zona 1, las mayores concentraciones se registraron en la estación Desembocadura Río Aracataca, donde se presentaron picos en los meses de octubre 2024 ($143 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$), enero ($139 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$), julio ($167 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$) y septiembre 2025 ($161 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$). Estos valores superaron los reportados en el monitoreo del periodo octubre 2023 – septiembre 2024 ([INVEMAR, 2024c](#)). En la zona 3, la mayor concentración se observó para la estación Boca Caño Aguas Negras, registrándose un valor de $461 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$ en el mes de abril 2025, seguida de Nueva Venecia con $257 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$ en el mes de octubre 2024. En la zona 5, las concentraciones registradas fluctuaron entre 139 y $459 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$; específicamente, el mayor valor se observó para Boca Caño Clarín para el mes de marzo 2025 ($459 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$); y en la estación Caño Clarín km-15, se registró un valor máximo de $302 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$ en el mes de abril 2025. En la zona 6, las mayores concentraciones se registraron en el Caño El Torno, con valores de 368 y $187 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$ para los meses de octubre 2024 y abril 2025, respectivamente (Figura 4.1-29). Estos datos del 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](#)).

Durante el periodo evaluado, la mayor concentración de nitratos se reportó en la estación Boca Caño Aguas Negras ($461 \mu\text{g N-NO}_3^-/\text{L}$), superando ligeramente lo reportado para la estación durante el periodo octubre 2023 – septiembre 2024.

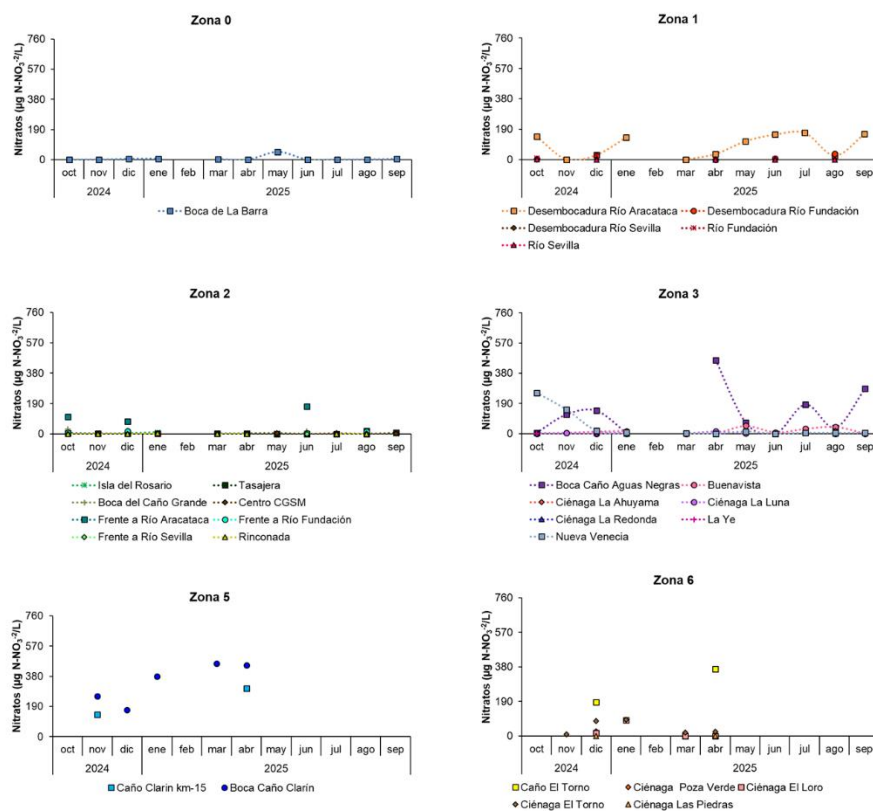


Figura 4.1-29. Concentraciones de nitratos entre octubre de 2024 – septiembre 2025 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM.

La mayor concentración de nitritos se registró para la estación Ciénaga El Torno durante el mes de noviembre 2024, alcanzando un valor de $48,0 \mu\text{g N-NO}_2^-/\text{L}$, seguida de Boca Caño Aguas Negras con $10,3 \mu\text{g N-NO}_2^-/\text{L}$ en el mes de septiembre 2025 (Figura 4.1-30). El comportamiento en la estación Ciénaga El Torno fue similar al observado en el periodo octubre 2023 – septiembre 2024, en el cual se registró una concentración de $48,8 \text{ N-NO}_2^-/\text{L}$ (INVEMAR, 2024c, 2023). En la estación Boca Caño Aguas Negras, se evidencia un incremento respecto a la concentración máxima registrada en el periodo 2023 - 2024 ($4,18 \text{ N-NO}_2^-/\text{L}$) (INVEMAR, 2024c).

A diferencia del amonio, los nitritos suelen ser menos preferidos por parte del fitoplancton, por lo cual, cuando se encuentran en altas concentraciones, tiende a acumularse en el medio y podría ser tóxico para diversos organismos acuáticos (Camargo y Alonso, 2006; Mahmud et al., 2020). En las estaciones monitoreadas en el periodo 2024 - 2025, el 59% de las concentraciones se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método analítico empleado por el LABCAM ($0,7 \mu\text{g N-NO}_2^-/\text{L}$). En tanto que, del total de datos cuantificados, el 97% su concentración fue inferior a $10 \mu\text{g N-NO}_2^-/\text{L}$ (Figura 4.1-30).



INFORME TÉCNICO FINAL 2025:
"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"

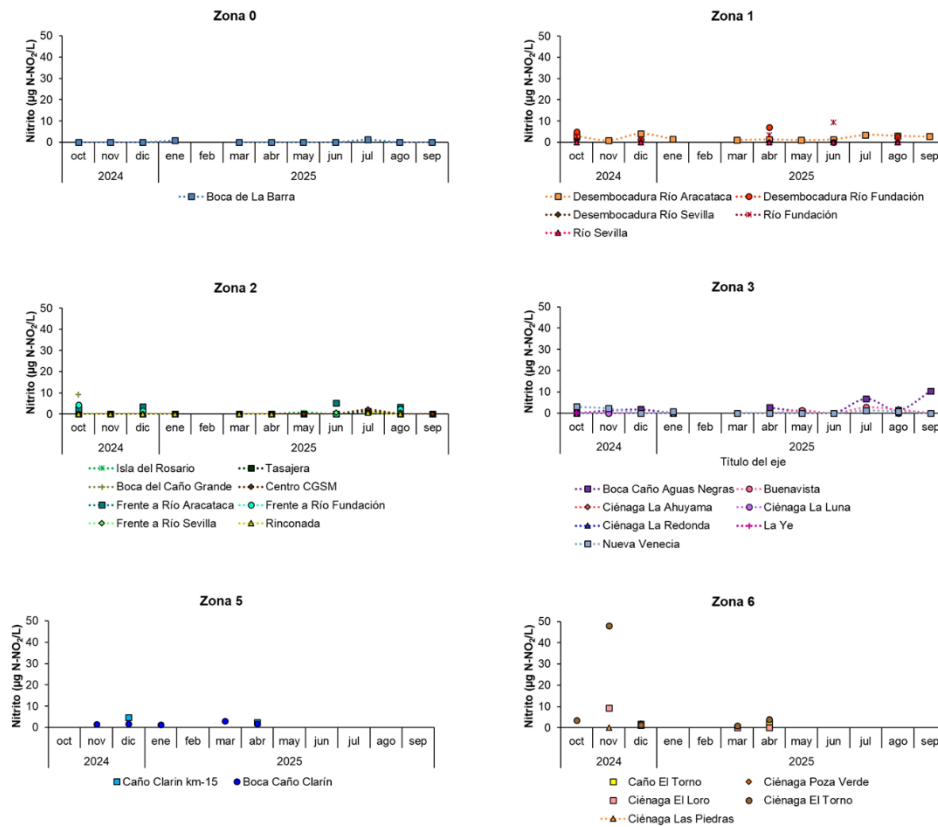


Figura 4.1-30. Concentraciones de nitritos entre octubre de 2024 – septiembre 2025 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM.

Ciénaga El Torno continúa siendo la estación con la mayor concentración de nitritos reportada en el área de estudio.

Clorofila a

La concentración de clorofila a fluctuó entre $< 0,07 \mu\text{g/L}$ – $154 \mu\text{g/L}$ (Figura 4.1-31), de acuerdo con los rangos propuestos por la OCDE, 1982 (en [López y Madroñero, 2015](#)), predominaron condiciones eutróficas en el 36 % de las estaciones monitoreadas, seguido de las condiciones hipertróficas (25 %), condiciones mesotróficas (20 %) y por último oligotróficas (19 %). La clorofila a es una medida indirecta de la biomasa de fitoplancton (producción primaria) y a su vez es un indicador del grado de eutrofización de un sistema ([Shi et al., 2022](#))

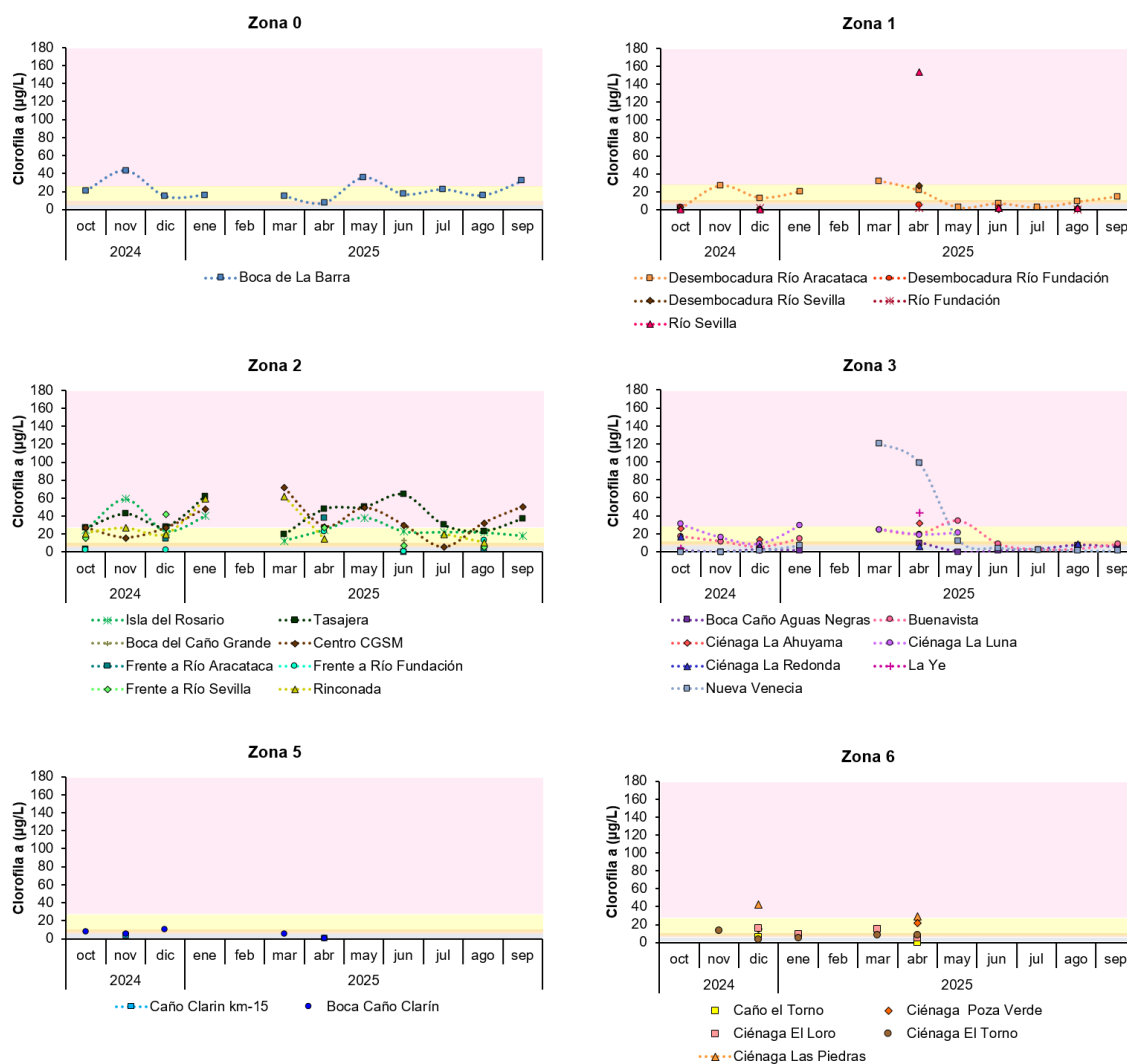


Figura 4.1-31. Concentraciones de clorofila a entre octubre de 2024 y septiembre de 2025 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM. Escala de color de fondo representa condiciones oligotróficas (banda celeste: $1,0 - 2,5 \mu\text{g Chl a/L}$), mesotróficas (banda naranja: $2,5 - 7,9 \mu\text{g Chl a/L}$), eutróficas (banda amarilla: $8,0 - 25,0 \mu\text{g Chl a/L}$) e hipertróficas (banda rosa: $>25,0 \mu\text{g Chl a/L}$) (según la clasificación propuesta por la OCDE, 1982 /en: [López y Madroñero, 2015](#)).



En la Boca de la Barra (Zona 0), las concentraciones de clorofila a, mostraron menor variabilidad con respecto al 2024 ($<0,07 \mu\text{g/L}$ - $51,8 \mu\text{g/L}$; (INVEMAR, 2024c), indicando condiciones mesotróficas en abril 2025 e hipertróficas en los meses de noviembre 2024 y mayo y septiembre 2025 ($7,64 \mu\text{g/L}$ – $43,7 \mu\text{g/L}$ respectivamente). Para esta estación, predominaron las condiciones eutróficas con el 64 % de los reportes (Figura 4.1-32). Para las estaciones de los ríos provenientes de la SNSM (zona 1), las concentraciones de clorofila a indicaron que en el 52 % de las estaciones se presentaron condiciones oligotróficas ($<0,07 \mu\text{g/L}$ – $2,14 \mu\text{g/L}$), principalmente en diciembre 2024, junio 2025 (meses con condiciones de época seca) y agosto 2025 (mes con condiciones lluviosas). No obstante, en la estación Río Sevilla, en el mes de abril (mes con menor porcentaje de precipitación en el departamento), se registraron condiciones hipertróficas, debido a la alta concentración de clorofila a ($154 \mu\text{g/L}$); relacionado a la escasa precipitación durante ese mes (abril 2025) que reduce la dilución del agua, y favorece la acumulación de nutrientes y el aumento de la biomasa fitoplanctónica. Así mismo, coincide con lo reportado por Sánchez *et al.* (2011), quienes mencionan que la comunidad fitoplanctónica de la desembocadura del río Sevilla incrementa su abundancia en la época seca entre marzo y abril; y en lo reportado por INVEMAR (2024c) en los que se registran mayores concentraciones de microalgas durante la época seca.

En las estaciones del cuerpo de agua principal (zona 2), predominaron las condiciones hipertróficas y eutróficas durante todo el periodo evaluado (con 44 % y 39 % de los reportes de las estaciones, respectivamente; Figura 4.1-32). En el Complejo Pajarales (zona 3), el 20 % de los registros de clorofila mostraron condiciones oligotróficas ($<0,07 \mu\text{g/L}$) y el 29 % condiciones hipertróficas ($120 \mu\text{g/L}$), presentándose el mayor registro en Nueva Venecia en marzo 2025, lugar donde se registró el aumento de otras variables como OD y temperatura.

En las estaciones de Caño Clarín (Boca y Km-15), se registraron concentraciones de clorofila a $<0,07 \mu\text{g/L}$ en abril 2025, condiciones mesotróficas y eutróficas ($4,0 \mu\text{g/L}$ – $10,7 \mu\text{g/L}$) en octubre – diciembre 2024 y marzo 2025. En las estaciones de la zona 6, predominaron las condiciones eutróficas ($8,5 \mu\text{g/L}$ – $21,40 \mu\text{g/L}$).

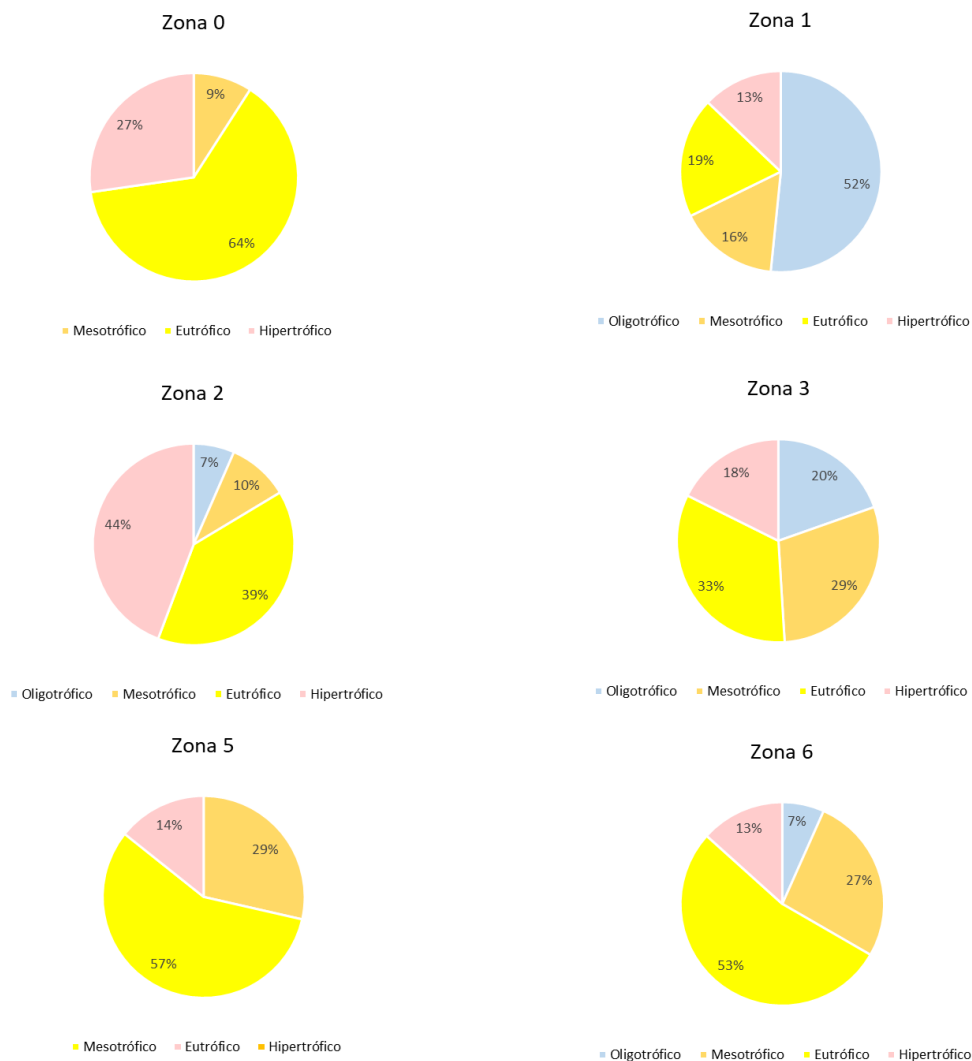


Figura 4.1-32. Porcentajes de condiciones tróficas en los registros entre octubre 2024 y septiembre 2025 en el agua superficial de 28 estaciones ubicadas en seis zonas de la CGSM. Escala de color representa condiciones oligotróficas (celeste: 1,0 – 2,5 $\mu\text{g Chl a/L}$), mesotróficas (naranja: 2,5 – 7,9 $\mu\text{g Chl a/L}$), eutróficas (amarilla: 8,0 – 25,0 $\mu\text{g Chl a/L}$) e hipertroficas (rosa: >25,0 $\mu\text{g Chl a/L}$) (según la clasificación propuesta por la OCDE, 1982 /en: [López y Madroñero, 2015](#)).



¿QUÉ COMPORTAMIENTO PRESENTARON LOS METALES CADMIO (CD), COBRE (CU), CROMO (CR), NÍQUEL (NI), PLOMO (PB), ZINC (ZN) Y MERCURIO (HG), EN MATERIAL PARTICULADO Y SEDIMENTOS DE LA CGSM?

La Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) está influenciada por las descargas del Río Magdalena, que recibe desechos directos como indirectos en su recorrido por 11 departamentos, lo cual deteriora la calidad hídrica del afluente ([Ortiz-Romero et al., 2015](#)), por lo cual su descarga en la CGSM altera la calidad de su agua. Dentro de los contaminantes que aporta la descarga del río Magdalena, variando las concentraciones de metales pesados al ser un fluyente con alta carga de este tipo de contaminantes y otros compuestos ([Tejeda-Benitez et al., 2016](#)).

No obstante, la CGSM experimenta cambios constantes de salinidad, temperatura y pH del agua, los cuales inciden directamente en la acumulación de metales pesados en el material particulado del agua y en los sedimentos ([INVEMAR, 2023](#)). Algunos metales como cobre, níquel y zinc son esenciales para la biota, pero en altas concentraciones pueden ser tóxicos, otros metales al no ser esenciales, como el cadmio, cromo, plomo y mercurio, en bajas concentraciones tienen efectos tóxicos, representando riesgos para la fauna y salud de los ecosistemas ([Beltrame et al., 2009](#)). La contaminación por metales pesados en ambientes acuáticos, es un problema a nivel mundial debido a sus efectos tóxicos y capacidad de acumulación a través de la cadena alimentaria ([Deepak, 2016](#)). Por ello, monitorear continuamente estos contaminantes proporcionan indicadores útiles para predecir el impacto sobre los ecosistemas y la acumulación en organismos ([Jeon et al., 2021](#)).

Metales en material particulado en agua.

Naturalmente en los cuerpos de agua, existe variedad de formas químicas o especies de metales que, según su distribución, influyen en la reactividad, movilidad, biodisponibilidad y toxicidad de los metales en los organismos acuáticos ([Wang et al., 2014](#)).

El monitoreo de metales pesados se realizó bimestralmente en el periodo comprendido entre octubre 2024 - septiembre 2025, donde se evaluaron las concentraciones de cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn), obteniendo valores inferiores a los límites de cuantificación empleados por LABCAM del INVEMAR (Cd: 6,25 µg/L; Cu: 12,5µg/L; Cr: 12,5µg/L; Ni: 37,5µg/L; Pb: 37,5µg/L; Zn: 12,5µg/L). Desde el año 2016 hasta el presente, las concentraciones de estos metales han estado por debajo de los LM del método usado por INVEMAR, excepto en enero de 2023, cuando las concentraciones del zinc alcanzaron valores de 42,7 y 27,9 µg Zn/ INVEMAR ([2021b](#), [2022](#) y [2023](#)). El aumento de las concentraciones de zinc en los cuerpos de agua, provienen de los aportes de aguas residuales de las industrias textil, de plástico, electrónica y de la minería.

A pesar que los niveles de concentración de metales en material particulado en agua se han mantenido constantes en los últimos años, los programas de monitoreo son herramientas que permiten conocer su distribución espacial; así como el impacto sobre el recurso hídrico y los riesgos que puedan presentar a la biota por su elevada toxicidad.



Mercurio (Hg) total en agua

Durante el periodo de monitoreo (octubre 2024 a septiembre 2025), las concentraciones de mercurio estuvieron por debajo del límite de cuantificación del método empleado por LABCAM del INVEMAR (0,30 $\mu\text{g Hg/L}$), con excepción de las estaciones Río Fundación en marzo de 2025 y Boca de la Barra en septiembre de 2025, donde se registraron concentraciones de mercurio de 1,16 y 0,318 $\mu\text{g Hg/L}$, respectivamente. Las concentraciones históricas de mercurio en la CGSM reportadas hasta la fecha, han estado por debajo del LCM ([INVEMAR, 2023, 2022](#)). Si bien es cierto, la presencia de mercurio en un ecosistema acuático puede ocurrir de forma natural, producto de depósitos minerales o eventos como incendios forestales, actividad volcánica o degradación de la corteza, las actividades antrópicas artesanales o industriales relacionadas con la minería o la quema de carbón pueden producir su liberación ([Spencer et al., 2018](#); [Hylander y Meili, 2003](#)), por tal motivo, realizar monitoreos ininterrumpidos permite detectar cambios en su concentración que permitan generar reportes y alertar ante un incremento que pueda poner en riesgo la biota.

En contraste a los reportes históricos, en el 2025 se cuantificaron concentraciones de mercurio total en agua para las estaciones Río Fundación en marzo y Boca de la Barra en septiembre.

Metales biodisponibles y totales en sedimentos.

Los metales pesados se originan naturalmente del proceso de meteorización de las rocas, sin embargo, sus concentraciones aumentan principalmente por las descargas industriales ([Zhang et al., 2022](#)), aunque en Colombia, los reportes más comunes de contaminación están vinculados a la agricultura, industria y minería ([Pabón et al., 2020](#)).

Los sistemas delta estuarinos se caracterizan por ser zonas con abundantes recursos naturales, disponer de climas favorables y ubicaciones estratégicas, sustentando los asentamientos humanos y desarrollo socioeconómico ([Cai et al., 2025](#)). Durante las dos últimas décadas, la CGSM ha soportado múltiples presiones antrópicas y naturales, cambiando los aportes hídricos y transporte de sedimentos, que han deteriorado la calidad del agua por incrementos en concentraciones de nutrientes inorgánicos, clorofila a, fitoplancton y metales pesados ([INVEMAR, 2023](#)). La evaluación de los metales pesados ha cobrado relevancia en los últimos años, ya que no son biodegradables y tienen la capacidad de bioacumularse en las redes tróficas ([Zhi et al., 2023](#)), generando preocupación a nivel global por su presencia en los ecosistemas estuarinos ([Xavier et al., 2020](#); [Aali et al., 2024](#)). La toxicidad de los metales, depende de los niveles de concentración y su reacción con otros factores del entorno ([Caporale y Violante, 2016](#)). Estos, pueden ser retenidos por sedimentos y materia orgánica, disminuyendo su concentración en la columna de agua, sin embargo, las fluctuaciones ambientales que experimenta la CGSM podrían incrementar su concentración y biodisponibilidad, puesto que, cambios en el pH, potencial redox, salinidad, carbonatos, temperatura entre otros, podrían liberarlos ([Aguirre et al., 2021](#)).

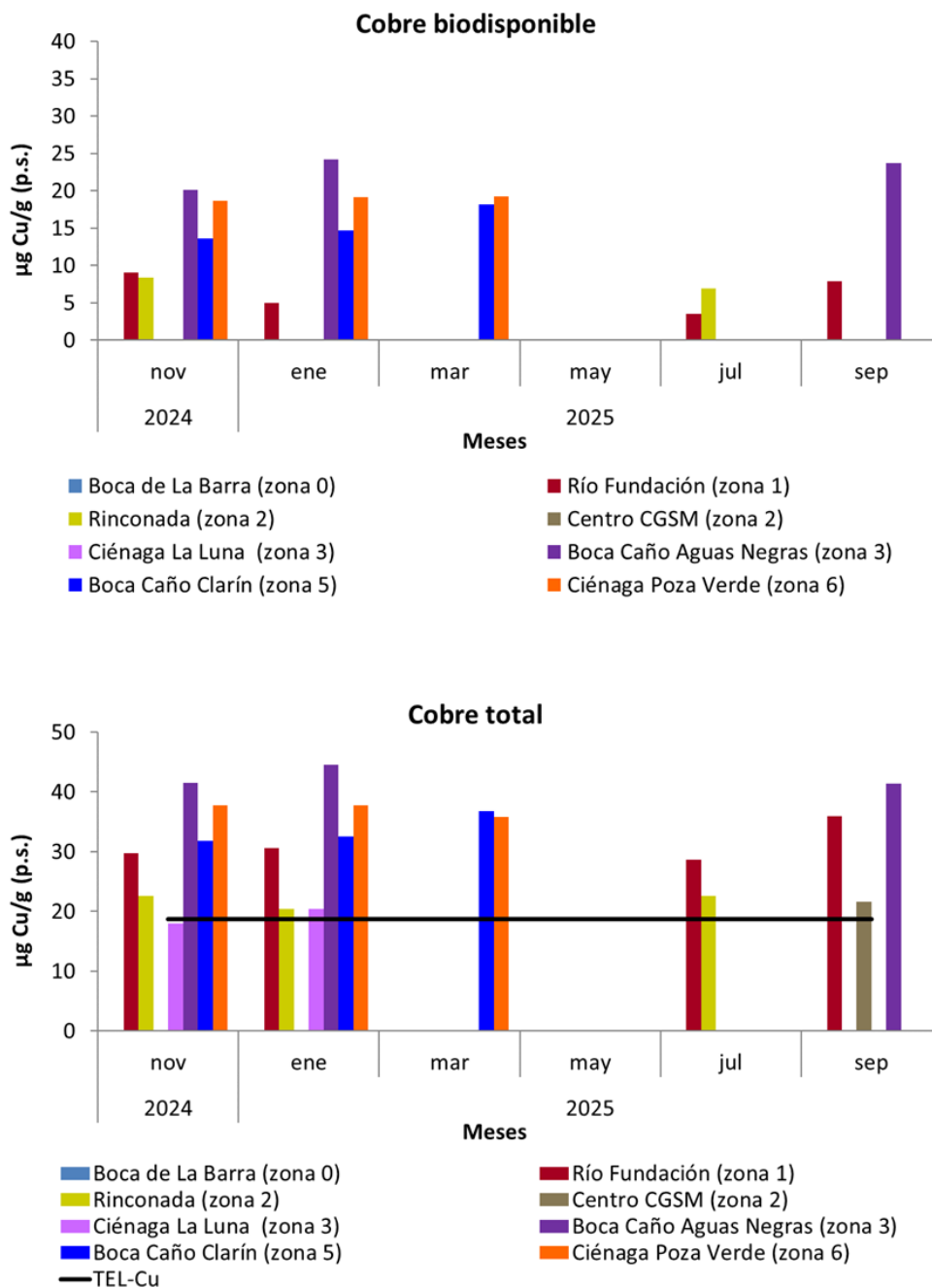


Cadmio

Se registraron concentraciones de cadmio biodisponible en las estaciones de Boca de Caño Clarín en marzo de 2025 (1,33 $\mu\text{g Cd/g}$) y Boca de Caño Aguas Negras en septiembre de 2025 (1,67 $\mu\text{g Cd/g}$). Para las estaciones Boca de la Barra, Río Fundación, Rinconada, Centro CGSM, Ciénaga la Luna y Ciénaga Poza Verde, los niveles de cadmio biodisponible se mantuvieron por debajo del límite de cuantificación del método empleado por el LABCAM del INVEMAR (1,25 $\mu\text{g Cd/g p.s}$) durante los meses de monitoreo. Por otra parte, para las estaciones evaluadas a lo largo del periodo, los niveles de cadmio total fueron inferiores al límite de cuantificación del método empleado por el LABCAM del INVEMAR (12,5 $\mu\text{g Cd/g}$).

Cobre

Las concentraciones de cobre biodisponible fluctuaron entre <2,5 y 24,2 $\mu\text{g Cu/g}$, las más altas se registraron en la estación Boca Caño Aguas Negras en los meses de noviembre 2024 (20,1 $\mu\text{g Cu/g}$), enero (24,2 $\mu\text{g Cu/g}$) y septiembre (23,7 $\mu\text{g Cu/g}$) del 2025. Las concentraciones de cobre total fluctuaron entre < 5 y 44 $\mu\text{g Cu/g}$; en las estaciones de Boca Caño Aguas Negras, Boca de Caño Clarín, Ciénaga Poza Verde, Río Fundación, Rinconada, Ciénaga la Luna y Centro CGSM (en el mes de septiembre de 2025), las concentraciones de este metal superaron el valor de referencia TEL (18,7 $\mu\text{g Cu/g}$; [Bucham, 2008](#)), valores que potencialmente podrían tener efectos negativos para la biota del ecosistema; su presencia se encuentra asociada al uso de agroquímicos, descargas de la industria textil y galvanoplastia ([INVEMAR, 2023](#)). La única estación en donde las concentraciones de cobre total se encontraron por debajo del límite de cuantificación (5,00 $\mu\text{g Cu/g}$, Figura 4.1-33) fue Boca de la Barra.



Cromo

Las concentraciones de cromo biodisponible se registraron en las estaciones Boca de Caño Clarín en el mes de noviembre del 2024 (2,7 $\mu\text{g Cr/g}$); y Boca de Caño Clarín (3,4 $\mu\text{g Cr/g}$) y Ciénaga Poza Verde (4,23 $\mu\text{g Cr/g}$) en el mes de marzo de 2025; así como en el Río Fundación en el mes de julio de 2025 (3,58 $\mu\text{g Cr/g}$). Para las restantes estaciones los valores de cromo biodisponible se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método empleado por el LABCAM del INVEMAR (2,5 $\mu\text{g Cr/g}$).

Las concentraciones de cromo total oscilaron entre <25,0 y 110,0 $\mu\text{g Cr/g}$ (Figura 4.1-34), con una marcada tendencia de aumento entre la época lluvias (noviembre) y la época seca (enero-marzo), y una posterior disminución en la época de transición (mayo a septiembre). Las mayores concentraciones de cromo total se registraron en las estaciones de Boca de Caño Aguas Negras, Boca Caño Clarín, Ciénaga Poza Verde y Río Fundación, en las cuales la concentración de cromo total superó el valor de referencia TEL (52,3 $\mu\text{g Cr/g}$; [Buchman, 2008](#)), que indica una probabilidad de riesgo para la biota ante su continua presencia. Es importante destacar que el cromo se precipita rápidamente en los sedimentos o puede ser tomado por plantas acuáticas como *H. verticillata*, la cual cuenta con capacidad de almacenar este tipo de metales presentes en los sedimentos ([Sanyal et al., 2015](#); [Lafabrie et al., 2013](#)).

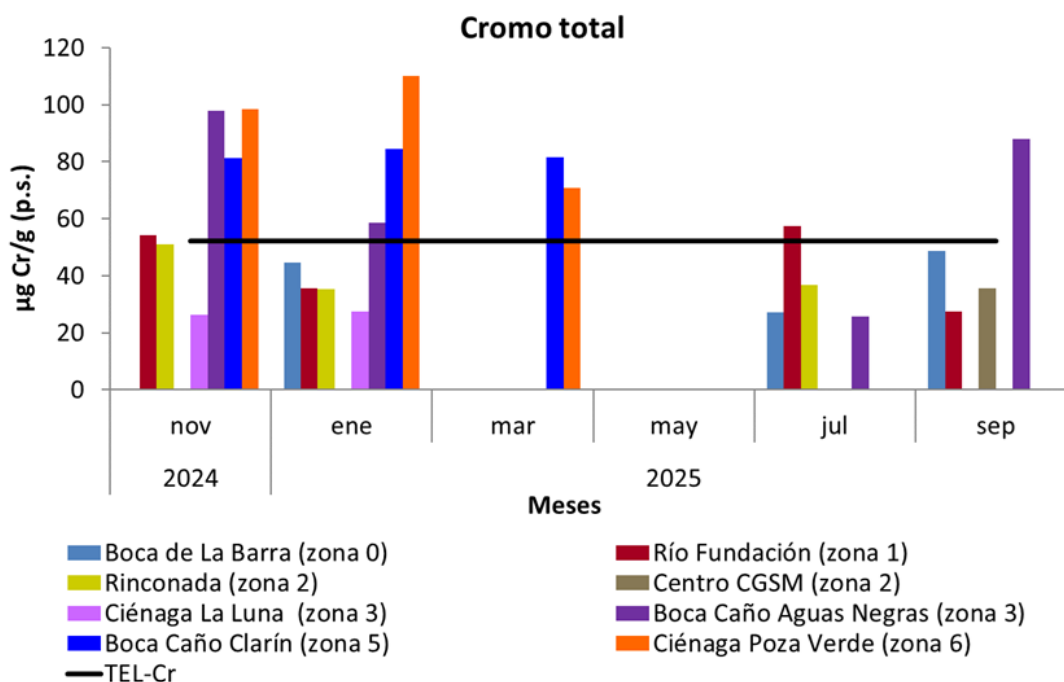


Figura 4.1-34. Concentraciones de Cromo (Cr) total en sedimentos medidos entre noviembre de 2024 y septiembre de 2025, en ocho estaciones de monitoreo ubicadas en la CGSM. Línea negra corresponde al valor de referencia TEL (Threshold Effect Level) por debajo del cual es poco probable que ocurran efectos biológicos adversos ([Buchman, 2008](#))



Níquel

Las concentraciones de Níquel biodisponible se registraron en la estación Ciénaga Poza Verde en marzo de 2025 (7,52 $\mu\text{g Ni/g}$) y Boca de Caño Aguas Negras en septiembre de 2025 (7,71 $\mu\text{g Ni/g}$). En los otros meses del periodo de monitoreo 2024 – 2025, en las estaciones Boca de la Barra, Río Fundación, Rinconada, Centro CSM, Ciénaga la Luna y Boca Caño Clarín, el Níquel biodisponible se mantuvo por debajo del límite de cuantificación del método empleado por el LABCAM INVEMAR (7,50 $\mu\text{g Ni/g}$). Las concentraciones de Níquel total en todas las estaciones, durante todos los meses del monitoreo estuvieron por debajo al límite de cuantificación del método empleado por el LABCAM (75,0 $\mu\text{g Ni/g}$), manteniendo el comportamiento de lo reportado por INVEMAR ([2023](#)).

Plomo

Las concentraciones cuantificables de plomo biodisponible se registraron en Boca de Caño Aguas Negras (9,3 $\mu\text{g Pb/g}$) y Ciénaga Poza Verde en enero de 2025 (7,91 $\mu\text{g Pb/g}$), Boca de Caño Clarín en los meses de marzo (9,12 $\mu\text{g Pb/g}$) y septiembre de 2025 (8,75 $\mu\text{g Pb/g}$). En las estaciones restantes, la concentración de plomo biodisponible estuvo por debajo del límite de cuantificación del método empleado por el LABCAM INVEMAR (7,50 $\mu\text{g Pb/g}$). Los resultados de plomo total fluctuaron entre <15,0 y 29,6 $\mu\text{g Pb/g}$. Los valores más altos se registraron en las estaciones Boca de Caño Clarín (29,6 $\mu\text{g Pb/g}$), Ciénaga Poza Verde (27,4 $\mu\text{g Pb/g}$) y Boca de Caño Aguas negras (25,3 $\mu\text{g Pb/g}$). En el análisis histórico, el plomo total solamente superó el valor de referencia TEL, en la estación Rinconada (37,6 $\mu\text{g Pb/g}$), en noviembre del 2018 ([INVEMAR, 2019](#)).

Zinc

Las concentraciones de zinc biodisponible fluctuaron entre <2,5 y 58,6 $\mu\text{g Zn/g}$ (Figura 4.1-35), sin observarse una tendencia entre épocas climáticas. Los valores más altos fueron registrados en las estaciones de Boca de Caño Aguas Negras (59,5 $\mu\text{g Zn/g}$), Boca de Caño Clarín (40,8 $\mu\text{g Zn/g}$) y Ciénaga Poza Verde (32,2 $\mu\text{g Zn/g}$). Las concentraciones de zinc total variaron entre 31,9 y 178,0 $\mu\text{g Zn/g}$. En las estaciones Boca de Caño Aguas Negras, Boca de Caño Clarín y Ciénaga Poza Verde, las concentraciones de zinc superaron el valor de referencia TEL (124 $\mu\text{g Zn/g}$; [Buchman, 2008](#)), el cual indica que es probable que la presencia de este metal implique riesgos para la biota del ecosistema ([Fu et al., 2016](#)).

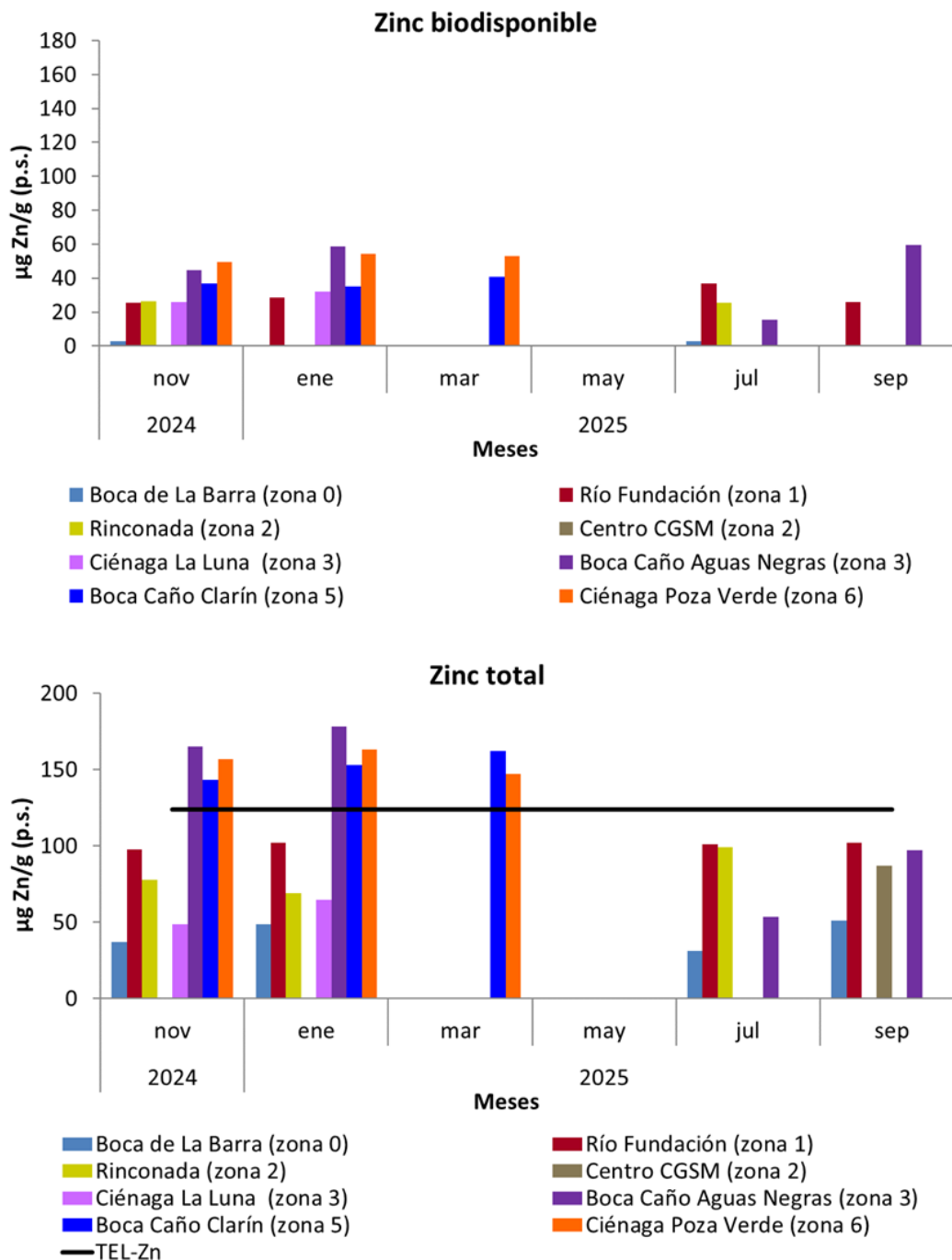


Figura 4.1-35. Concentraciones de Zinc (Zn) biodisponible y total en sedimentos entre noviembre de 2024 y septiembre de 2025, en ocho estaciones de monitoreo ubicadas en la CGSM. Línea negra corresponde al valor de referencia (TEL-Threshold Effect Level) por debajo del cual es poco probable que ocurran efectos biológicos adversos (Buchman, 2008).

Mercurio

Las concentraciones de mercurio total mostraron una tendencia de aumento en el periodo noviembre de 2024 a enero de 2025, con variaciones entre $<0,003$ - $0,11 \mu\text{g Hg/g}$, presentándose en la estación Boca de Caño Agua Negras la mayor concentración de mercurio para ese periodo (Figura 4.1-36). El aumento de las concentraciones se produce hacia la época seca 2025 (enero-marzo) (Figura 4.1-37). Posteriormente, en el mes de mayo, las concentraciones de mercurio disminuyen, seguido nuevamente de un incremento en la finalización de la época seca (julio) y tendencia de aumento en la época lluviosa (septiembre), obteniendo concentraciones entre $<0,003$ - $0,12 \mu\text{g Hg/g}$, presentándose la mayor concentración de mercurio en la estación Boca de Caño Aguas Negras. Cabe resaltar que durante el periodo de monitoreo 2024 – 2025, en ninguna estación se registraron concentraciones que sobrepasaran el valor de referencia TEL ($0,130 \mu\text{g Hg/g}$; [Buchman, 2008](#)) a partir del cual se generan efectos para la biota.

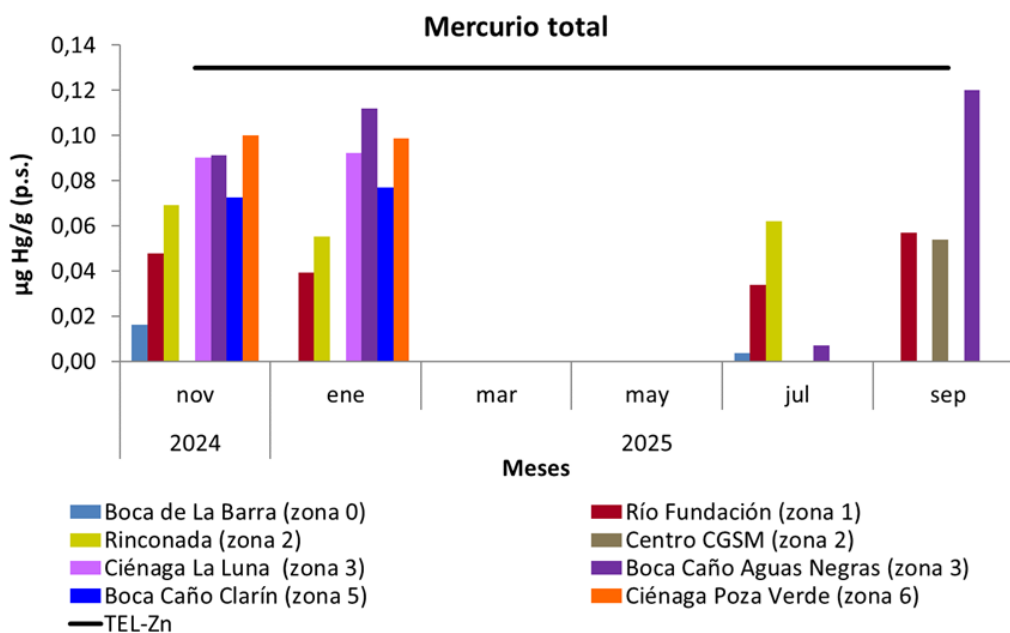


Figura 4.1-36. Concentraciones de Mercurio (Hg) total en sedimentos entre noviembre de 2024 y septiembre de 2025, en ocho estaciones de monitoreo ubicadas en la CGSM. Línea corresponde al valor de referencia (TEL-Treshold Effect Level) por debajo del cual es poco probable que ocurran efectos biológicos adversos ([Buchman, 2008](#)).

Los niveles históricos de mercurio en la CGSM en el periodo comprendido 2016 al 2025 (Figura 4.1-37), muestran un incremento a partir de los meses de septiembre hasta marzo, donde a partir este disminuye su concentración, con excepción del año 2023, cuando las concentraciones más altas de Hg se registraron en el mes de julio.

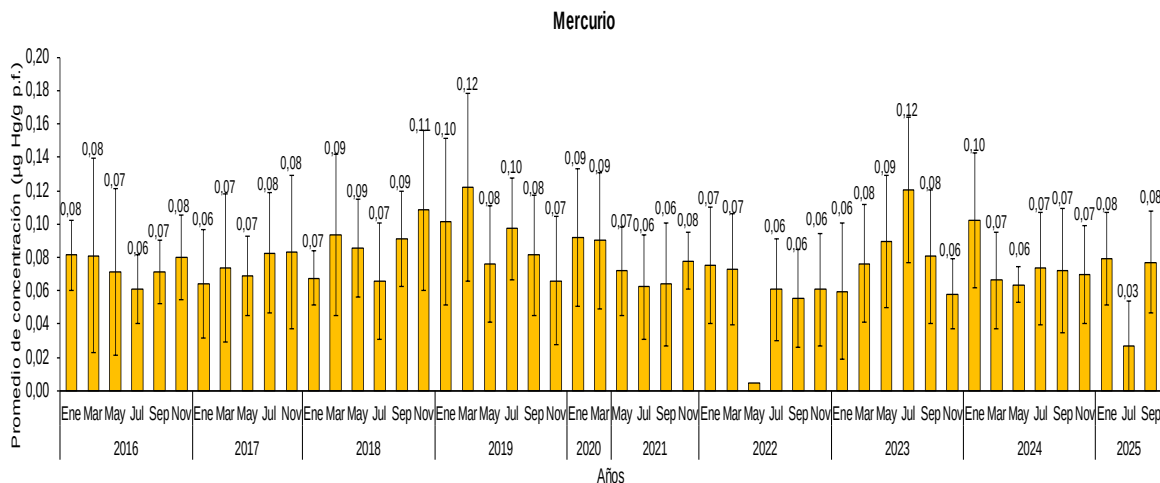


Figura 4.1-37. Promedio de concentraciones históricas de Mercurio (Hg) total en sedimentos entre enero de 2016 y septiembre de 2025 en la CGSM.

¿QUÉ COMPORTAMIENTO PRESENTÓ EL MERCURIO EN PECES DE INTERÉS COMERCIAL EN LA CGSM?

La contaminación por mercurio (Hg) se ha convertido en preocupación pública a nivel internacional, debido a su elevada toxicidad, y a su capacidad de bioacumularse en los organismos y biomagnificarse a través de las redes tróficas, causando impactos tóxicos por el consumo de alimentos contaminados con este metal.

En el periodo monitoreado (2024 –2025), se analizaron un total de 68 individuos de la especie *Mugil incilis* (lisa) que es uno de los peces que se comercializan en la CGSM. Las concentraciones de Hg total en estos organismos oscilaron entre $5,68 \pm 2,42$ y $11,11 \pm 1,29$ ng Hg/g p.f. (Figura 4.1-38), concentraciones similares a los reportes históricos (desde febrero de 2016 hasta septiembre de 2024; [INVEMAR, 2024c](#)). Aunque en el 2019 y 2023, se registraron concentraciones de mercurio con valores máximos de $71,3 \pm 4,94$ y $152,26 \pm 124,70$ ng Hg/g p.f., respectivamente.

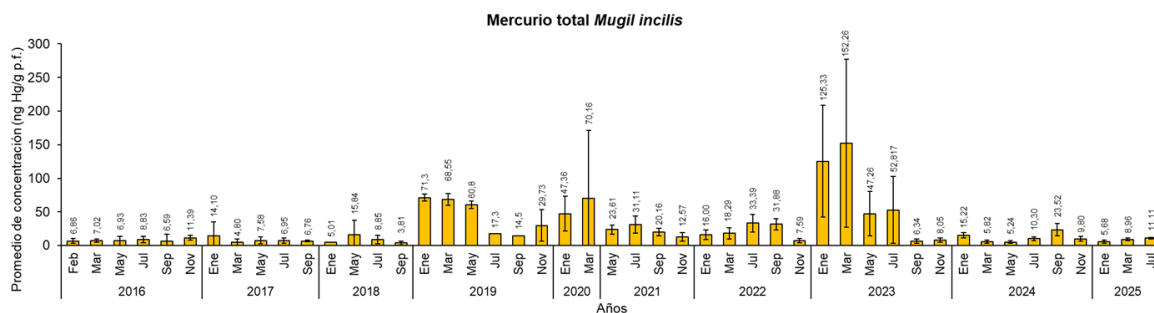


Figura 4.1-38. Concentraciones históricas promedio de mercurio total en organismos (peces) de la Ciénaga Grande de Santa Marta, periodo febrero 2016 – julio 2025. Especie analizada *Mugil incilis* (lisa).

Debido a que se debe garantizar la seguridad en el consumo de peces, los resultados obtenidos se compararon con los límites máximos permisibles de concentración de Hg establecidos por el Ministerio de Salud y Protección Social para productos pesqueros que tienen como finalidad el consumo humano (500 ng Hg/g p.f.; [MinSalud, 2012](#)). Las concentraciones de Hg registradas en los

peces muestreados no superan el límite permisible (Figura 4.1-39), por lo cual el consumo de estos peces no suponen un riesgo para la salud humana.

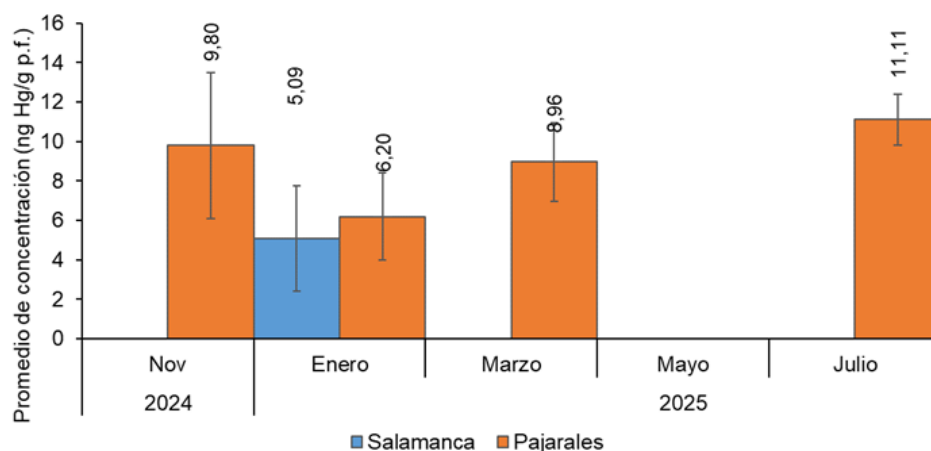


Figura 4.1-39. Concentraciones promedio de mercurio total en organismos (peces) de la CGSM adquiridos en el Complejo Pajarales y Salamanca, periodo noviembre 2024 – julio 2025. Especie analizada *Mugil incilis* (lisa).

*Las concentraciones de mercurio en *Mugil incilis* no superaron el valor máximo permisible establecido por MinSalud (2012) para productos de pesca de consumo humano (500 ng Hg/g p.f.).*

4.1.3. Evaluación general de la calidad del agua y del sedimento en la Ciénaga Grande de Santa Marta

El análisis de componentes principales (ACP) aplicado a variables medidas en aguas de la CGSM, permitió evidenciar tendencias claras y agrupaciones entre las seis zonas de estudio (Figura 4.1-40), lo cual fue validado a partir del test de normalidad multivariado (p -valor $<0,05$). Las variables más influyentes o responsables de la calidad de agua correspondieron a pH, oxígeno disuelto (OD), temperatura (TEM), Clorofila a (CLA), salinidad (SAL), sólidos suspendidos totales (SST), transparencia (TRA) y ortofosfatos ($P-PO_4^{3-}$).

El primer componente principal (PC1) explicó el 30,1% de la varianza total de los datos, en el cual se observó un predominio de pH, OD, TEM, CLA, SAL y SST, reflejando la fuerte influencia de estas variables en el periodo evaluado (Figura 4.1-40). Estas variables dominaron principalmente las características del cuerpo de agua en las zonas 0, 2 y 3, con excepción de los SST, cuya relevancia fue mayor para la zona 6. Este comportamiento coincide con lo reportado en el periodo 2023 -2024, en el cual las mismas variables influyeron las características de las zonas 0, 2 y 3 (INVEMAR, 2024c). No obstante, en el periodo actual, se identifica una relación más estrecha en las variables

responsables por la similitud de las características ambientales, destacándose incluso un solapamiento entre estas zonas.

El segundo componente principal (PC2) explicó el 19,5% de la variación total de los datos, siendo las variables más influyentes TRA, CLA, SAL y pH. En la zona 1 predominó la influencia de $P-PO_4^{3-}$ y $N-NH_4^+$, en la zona 5 de los $N-NO_3^-$ y en la zona 6 de $N-NO_2^-$ y TRA (Figura 4.1-40).

En términos generales el ACP separa las zonas que presentaron condiciones ambientales relacionadas a un sistema donde dominan variables como salinidad, alta oxigenación, pH y CLA, de otro en el cual predominan altas cargas de nutrientes inorgánicos y sólidos en suspensión. En lo que respecta a la salinidad, este comportamiento es típico de áreas próximas al mar, que es particularmente el caso de la zona 0 (Boca de la Barra) y algunas estaciones de la zona 2 (Tasajera e Isla del Rosario). La afinidad de la zona 3 con las variables de OD, CLA, TEM y pH podría mantener relación con el excesivo crecimiento de macrófitas y aumento de fitoplancton (alta producción primaria), las cuales durante el día ocasionan incrementos en el OD producto de la fotosíntesis y en consecuencia aumentos en los niveles de pH. Mientras que las zonas 1, 5 y 6 mantuvieron mayor afinidad con variables características de procesos de descomposición de la materia orgánica, como son los nutrientes inorgánicos disueltos ($P-PO_4^{3-}$, $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ y $N-NO_2^-$).

La prueba Kruskal Wallis mostró 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.

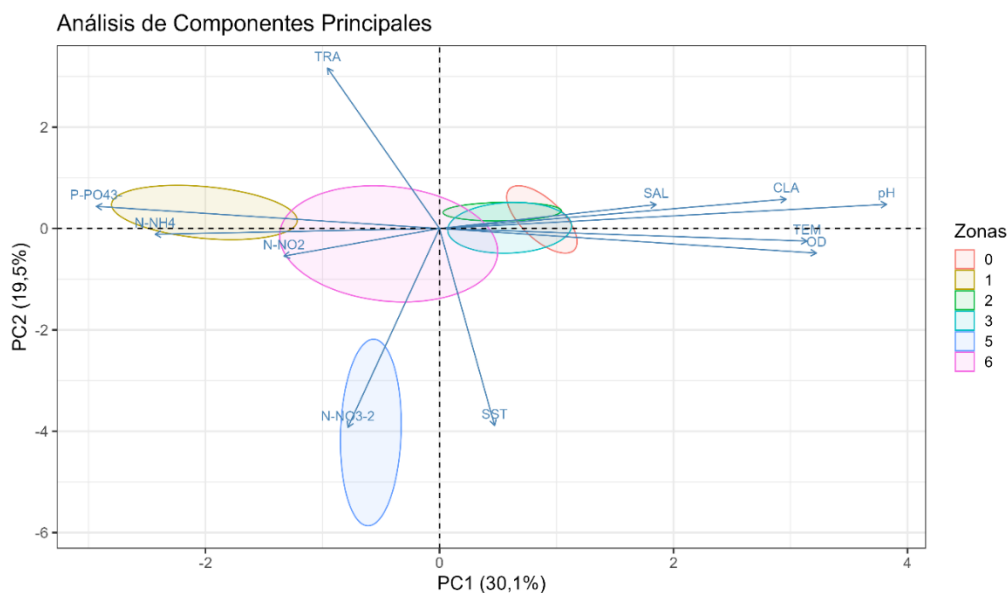


Figura 4.1-40. Análisis de componentes principales (ACP) de las variables de calidad de agua en las zonas marina (zona 0), ríos provenientes de la SNSM (zona 1), cuerpo de agua principal (zona 2), Complejo de Pajarales (zona 3), Caño Clarín (zona 5) y Noroccidente VIPIS (zona 6).



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.

Kruskall test		
Fisicoquímicos	Variable	P-Valor
	pH	<0,05*
	Salinidad	<0,05*
	Oxígeno Disuelto (OD)	<0,05*
	Sólidos Suspendidos Totales (SST)	<0,05*
	Transparencia (TRA)	<0,05*
	Clorofila a (CLA)	<0,05*
	Temperatura	<0,05*
Nutrientes	Ortofosfato ($P-PO_4^{3-}$)	<0,05*
	Amonio ($N-NH_4$)	<0,05*
	Nitrato ($N-NO_3^-$)	<0,05*
	Nitrito ($N-NO_2^-$)	<0,05*

El análisis de correlación de las variables fisicoquímicas, nutrientes y microbiológicas evidenció un patrón integrado que relaciona los procesos de producción primaria, la carga de nutrientes y la dinámica microbiológica con la calidad del agua en las zonas estudiadas. Se observaron correlaciones positivas relativamente altas entre el pH y el OD ($r=0,69$), así como entre los SST y los $N-NO_3^-$ ($r=0,66$), lo que sugiere una fuerte influencia de la actividad fotosintética y de aportes continentales o posibles procesos de resuspensión en el cuerpo de agua. En línea con lo anterior, las correlaciones positivas entre la CLA y el pH ($r=0,66$), así como entre el OD y la CLA ($r=0,44$), indican que la producción primaria podría estar ejerciendo control sobre los procesos de oxigenación y el equilibrio ácido-base del sistema. En tanto que las correlaciones moderadas entre los $P-PO_4^{3-}$ y $N-NO_2^-$ ($r=0,49$), reflejan procesos de mineralización y transformación de la materia orgánica. La relación positiva entre la TEM y el OD ($r=0,45$), sugiere que los incrementos térmicos coinciden con condiciones de mayor actividad biológica. Por otro lado, la correlación si bien positiva pero baja entre los CTE y CTT ($r=0,33$) indica la coexistencia de fuentes fecales y no fecales de contaminación bacteriana. Finalmente, las correlaciones inversas moderadas entre los SST y la TRA ($r= -0,54$), entre los $N-NO_3^-$ y la TRA ($r= -0,45$) y entre los $N-NO_3^-$ y el pH ($r= -0,42$), evidencian que el aumento de sedimentos y nutrientes se asocia con una disminución en la transparencia del agua, reforzando la influencia de los aportes continentales (Figura 4.1-41).



Figura 4.1-41. 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 2024 Y LA ÉPOCA SECA 2025?

En las 7 estaciones monitoreadas entre octubre de 2024 y marzo 2025 (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), se identificaron en total 74 géneros de fitoplancton, representados por los grupos de microalgas: Charophyta, Chlorophyta, Cryptista, Cyanobacteriophyta, Dinoflagellata, Euglenophyta, Haptophyta y Heterokontophyta. En cuanto a las abundancias relativas, las cianobacterias fueron el grupo que más aportó a las densidades, con porcentajes superiores al 90% en la mayoría de las estaciones (Figura 4.1-42). La cianobacteria del género cf. *Synechocystis* contribuyó con las densidades más altas en la mayoría de estaciones, coincidiendo con lo observado históricamente ([Hernández, 1986](#); [Mancera y Vidal, 1994](#); [Ibarra et al., 2014a](#); [INVEMAR, 2022](#)). Por otra parte, se registró una mayor abundancia relativa del grupo de las algas verdes (Chlorophyta), particularmente en la estación NVE en febrero de 2025, en comparación con los años 2023 y 2024 ([INVEMAR, 2024c](#)).

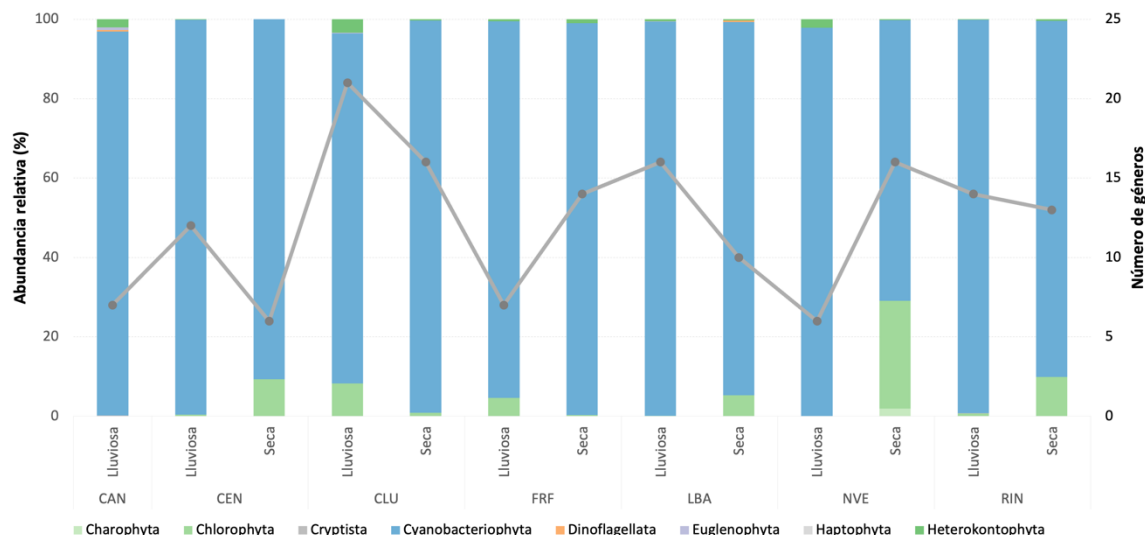


Figura 4.1-42. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos del fitoplancton en las estaciones de muestreo durante octubre de 2024 y febrero de 2025. LBA= Boca de la Barra; CLU= Ciénaga la Luna; NVE= Nueva Venecia; CEN= Centro CGSM; RIN= Rinconada; FRF= Frente a Río Fundación y CAN= Boca del caño Aguas Negras.

Durante la época de lluvias de 2024, las estaciones RIN, LBA y CEN registraron mayores concentraciones de microalgas con respecto a la época seca de 2025, en contraste, los sectores de CLU, FRF y NVE presentaron mayor densidad de microalgas durante el periodo seco de 2025 (Figura 4.1-43). La mayor concentración de microalgas se reportó en las estaciones RIN (473.986.221 y 285.493.493 cél./L) y CEN (230.490.256 cél./L), y las densidades más bajas se observaron en las estaciones CAN (22.263.129 cél./L) y NVE (11.779.641 cél./L). Estos resultados evidenciaron una disminución de la concentración celular en todas las estaciones con respecto a octubre de 2023 y febrero de 2024, cuando la densidad estuvo dentro del rango de 142.336.530 - 2.659.406.196 cél./L (INVEMAR, 2024c). Por otra parte, vale la pena resaltar que las bajas concentraciones registradas en CAN y NVE con respecto a las demás estaciones, coincide con el sector en el que está presente la planta invasora *Hydrilla verticillata*, la cual puede estar afectando el crecimiento celular de las microalgas al no permitir el suficiente ingreso de luz y al consumir los nutrientes disponibles en la columna de agua.



Figura 4.1-43. Densidad celular (cél./L; barras) y salinidad (líneas punteadas) por estación registrada en octubre de 2024 y marzo de 2025. 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](#)), como 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
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
2024, época de lluvias (presente informe)	11	3	8	9	5	36
2025, época seca (presente informe)	12	3	10	10	2	37

El análisis de coordenadas principales (Figura 4.1-44), en términos de composición y densidad no mostró una agrupación de las estaciones por época climática, es decir, que la estacionalidad no tendría una clara influencia sobre la composición de las microalgas en cada una de las estaciones. resultados que coinciden con el análisis de PERMANOVA, el cual mostró que no hay diferencias significativas en la composición de la comunidad fitoplanctónica (pseudo-F = 1.28, $R^2 = 0.10$, $p = 0.27$) y la densidad (pseudo-F = 0.85, $R^2 = 0.07$, $p = 0.64$) entre la época lluviosa y la época seca.

Considerando lo anterior, la aplicación de un PERMANOVA mixto teniendo en cuenta la época y la localidad, permitió observar que la composición ($R^2 = 0.741$, $p = 0.011$) y densidad fitoplanctónica ($R^2 = 0.70$, $p = 0.016$) fueron significativas en un 74.1 % y 70 %, respectivamente, lo cual indica que para el periodo analizado, la concentración celular y composición del fitoplancton tuvo una mayor influencia por las características ambientales de cada sector que por las épocas climáticas, coincidiendo con los resultados registrados en el monitoreo 2024- 2025 ([INVEMAR, 2024c](#)).

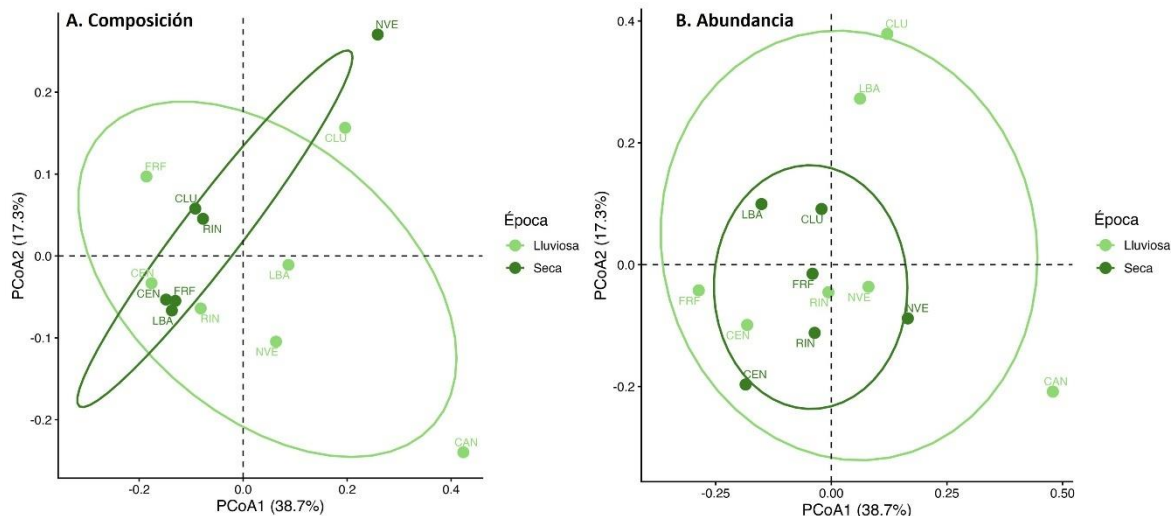


Figura 4.1-44. Análisis de coordenadas principales para la abundancia y composición de las microalgas.

En cuanto al análisis SIMPER, se observó que las diferencias espaciales en la estructura de la comunidad fitoplanctónica entre las estaciones, estuvieron explicadas principalmente por un conjunto consistente de taxones dominantes. En todas las comparaciones entre estaciones (CAN, CEN, CLU, FRF, LBA, NVE y RIN), los géneros *Microcystis*, *Planktolyngbya*, *Synechocystis*, *Merismopedia*, *Komvophoron* y *Oocystis* explicaron de manera conjunta entre el 60 y el 75 % de la disimilitud acumulada. De igual forma, géneros como *Scenedesmus*, *Willea*, *Dictyosphaerium*, *Raphidiopsis*, *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Gloeocapsa*, *Cyclotella*, *Navicula*, *Actinastrum* y *Pediastrum* contribuyeron a las diferencias locales restantes. En conjunto, estos resultados indican que la variabilidad espacial de la comunidad fitoplanctónica ocurre principalmente por los cambios en la abundancia relativa de los géneros de cianobacterias y clorófitas presentes en la CGSM.

El análisis estadístico BIOENV arrojó diferencias entre las variables ambientales y las épocas climáticas (Tabla 4.1-3). En la época lluviosa, la combinación de los sólidos suspendidos totales (SST) y la transparencia del agua (TRA) presentó la mayor correlación con la matriz biológica ($p = 0.77$). En contraste, durante la época seca, los ortofosfatos presentaron una correlación alta con la estructura de la comunidad ($p = 0.93$).

Estos resultados indican que, en la época lluviosa, predominaron los factores ópticos y particulados, reflejados en la influencia conjunta de los sólidos suspendidos y la transparencia, lo que sugiere una fuerte regulación por la disponibilidad de luz y la turbidez del sistema. En cambio, durante la época seca, el control pasa a ser principalmente nutricional, con el ortofosfato como principal variable moduladora de la estructura comunitaria. 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](#); [INVEMAR, 2022](#)).



Tabla 4.1-3. Resultados del análisis BIOENV para cada una de las épocas climáticas, utilizando como variables fisicoquímicas profundidad (m), transparencia disco sechi – TRA (m), temperatura (°C), salinidad, pH, oxígeno disuelto (mg L-1), concentración de nitritos

Época	Año	Número de variables	Coefficiente de correlación (ρ)	Método de correlación	Variables ambientales seleccionadas	Índice de disimilitud
Lluvia	2023	2	0.771	Spearman	SST y TRA	Bray–Curtis
Seca	2024	1	0.930	Spearman	Ortofosfatos	Bray–Curtis

La presencia de fitoplancton potencialmente nocivo ha sido recurrente a lo largo de los monitoreos realizados en la CGSM (Tabla 4.1-4), incluso, es frecuente observar altas densidades de estas especies. En el periodo analizado, se registró la presencia de algunos *géneros* como *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Microcystis*, *Scrippsiella*, *Cf. Synechocystis* y *Raphidiopsis*, 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.

Tabla 4.1-4. Clasificación de los géneros de microalgas potencialmente asociados a Floraciones Algaes Nocivas (FAN) registrados entre octubre de 2024 y marzo de 2025, organizados por grupo taxonómico, género y tipo de FAN. La asignación de las categorías Tóxica, No-toxigénica y Greylist se realizó con base en la base de datos oficial de WoRMS–HAB (<https://www.marinespecies.org/hab/nontoxic.php>).

Grupo taxonómico	Genero	Tipo FAN
Cyanobacteriophyta	<i>Anabaena</i>	Tóxica
	<i>Anabaenopsis</i>	Tóxica
	<i>Aphanizomenon</i>	Tóxica
	<i>Merismopedia</i>	Tóxica
	<i>Microcystis</i>	Tóxica + Greylist
	<i>Oscillatoria</i>	Tóxica
	<i>Pseudanabaena</i>	Tóxica
	<i>Raphidiopsis</i>	Tóxica
	<i>Synechocystis</i>	Tóxica
Heterokontophyta	<i>Chaetoceros</i>	No-toxigénica
	<i>Coscinodiscus</i>	No-toxigénica
	<i>Leptocylindrus</i>	No-toxigénica
	<i>Nitzschia</i>	Tóxica
	<i>Skeletonema</i>	No-toxigénica
	<i>Thalassiosira</i>	No-toxigénica
Dinoflagellata	<i>Gymnodinium</i>	Tóxica
	<i>Karlodinium</i>	Tóxica
	<i>Protoperidinium</i>	No-toxigénica
	<i>Scrippsiella</i>	No-toxigénica



*Para el actual monitoreo, la concentración celular del fitoplancton tuvo una mayor influencia por las características ambientales de cada sector que por las épocas climáticas, coincidiendo con los resultados registrados en el monitoreo 2023- 2024. El género que más aportó a las altas densidades registradas fue cf. **Synechocystis**; sus elevadas concentraciones se han asociado con mortandades de peces en la CGSM en años anteriores. Así mismo, se destaca la presencia de géneros productores de toxinas como **Microcystis**.*

¿CÓMO VARIÓ LA COMPOSICIÓN Y LA DENSIDAD FITOPLANCTÓNICA MENSUALMENTE ENTRE OCTUBRE DE 2024 Y JUNIO DE 2025?

En el monitoreo mensual realizado en las estaciones LBA y CLU, se observó que las cianobacterias contribuyeron con más del 90 % de la abundancia relativa en casi todos los meses (Figura 4.1-45). En el caso de LBA, la salinidad osciló entre 5 y 33 (Figura 4.1-46), presentando un mayor aporte de otros grupos de microalgas como las diatomeas; en contraste, CLU presentó salinidades bajas en todos los meses (entre 0 y 5), lo que pudo favorecer a otros grupos característicos de agua dulce como las clorófitas y criptófitas, además de las cianobacterias.

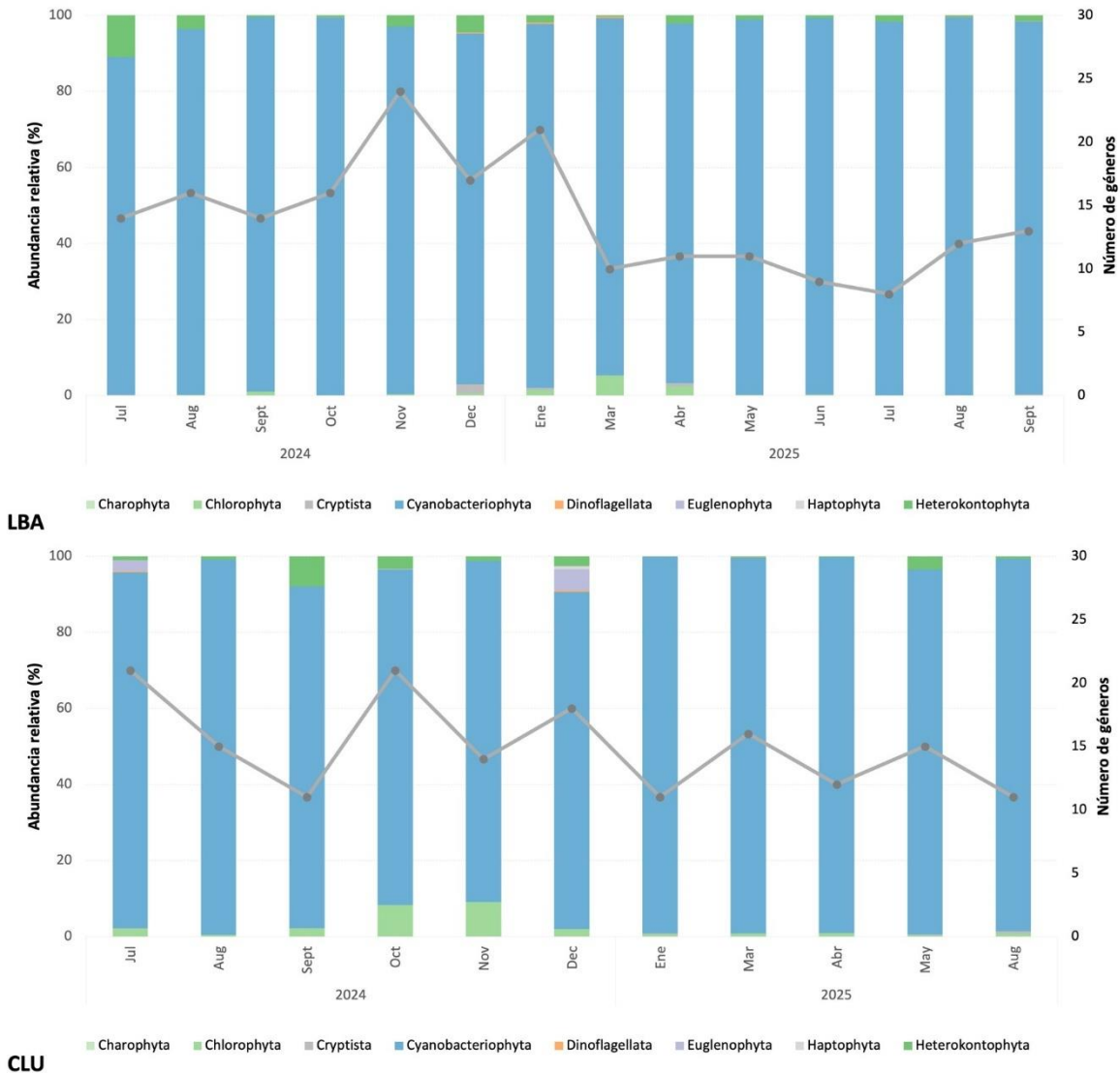


Figura 4.1-45. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos de fitoplancton en Boca de la Barra - LBA y Ciénaga la Luna - CLU, entre julio de 2024 y septiembre de 2025.

Las densidades fitoplanctónicas en la estación LBA oscilaron entre 22.335.152 y 238.276.753 cél./L, presentándose las mayores densidades en septiembre de 2024 (238.276.753 cél./L) (Figura 4.1-46). En CLU, las concentraciones fluctuaron entre 26.853.976 y 204.238.746 cél./L en los meses de diciembre y agosto de 2024, respectivamente (Figura 4.1-46). Estos resultados estuvieron dentro del valor máximo reportado históricamente, con un valor máximo de 2.116.128.537 cél/L para LBA en octubre 2014 y de 11.039.434.757 cél/L para la CLU en abril 2014 ([INVEMAR, 2022](#)).



Figura 4.1-46. Valores de la densidad fitoplanctónica (No. Cél./L) registrado en las estaciones de Boca de la Barra (LBA) y Ciénaga la Luna (CLU), entre julio de 2024 y septiembre de 2025.

El análisis estadístico, no mostró diferencias significativas en la comunidad fitoplanctónica entre las estaciones LBA y CLU, aunque LBA presentó una mediana mayor que CLU, esta diferencia no fue estadísticamente significativa ($p > 0.05$), lo que sugiere que ninguna estación mantuvo densidades consistentemente más altas que la otra.

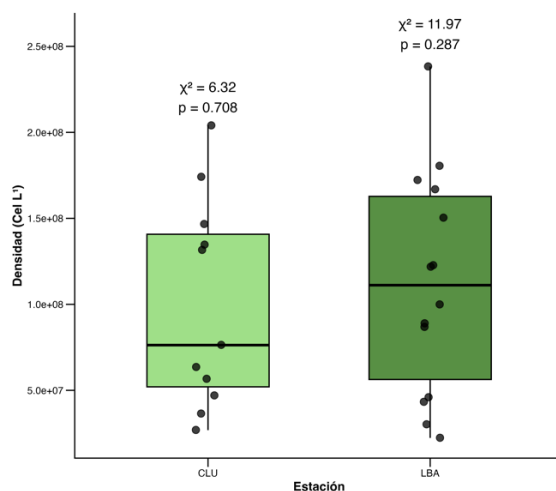


Figura 4.1-47. Boxplot de la densidad fitoplanctónica (cél./L) registrada en las estaciones Ciénaga La Luna (CLU) y Boca de la Barra (LBA) entre julio de 2024 y septiembre de 2025. Se indican los valores de χ^2 y el p-valor correspondientes a la prueba de Kruskal-Wallis.

El modelo lineal seleccionado por el criterio de Akaike, mostró que las variables ambientales explicaron el 60.5 % de la variación mensual de la densidad fitoplanctónica ($R^2 = 0.605$; R^2 ajustado = 0.492), con un ajuste global significativo ($F_{4,14} = 5.36$; $p = 0.0079$). A esta escala mensual, el pH fue el principal modulador de la densidad, con un efecto positivo y significativo ($p = 0.0023$), seguido



por la clorofila-a, que también mostró una influencia mensual positiva significativa ($p = 0.0204$). En contraste, el nitrato y la temperatura solo presentaron tendencias débiles y no significativas.

En conjunto, estos resultados muestran que la densidad del fitoplancton varió mes a mes de manera marcada entre julio de 2024 y octubre de 2025, sin diferencias estructurales entre estaciones, y que dicha variación estuvo principalmente modulada por el estado productivo del sistema (clorofila-a) y por las condiciones químicas del agua (pH), más que por cambios directos en los nutrientes o la temperatura.

Tabla 4.1-5. Coeficientes del modelo lineal seleccionado mediante el criterio de información de Akaike (AIC). Se indican la estimación del coeficiente (β), el error estándar, el estadístico t y el nivel de significancia. * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; ns: no significativo. Modelo: Densidad $\sim$ Clorofila-a + N-NO₃ + pH + Temperatura (n = 19)

Predictor	Estimación (β)	Error estándar	t	p-valor	Significancia
Intercepto	-1.33×10^9	3.84×10^8	-3.45	0.0039	**
Clorofila-a	1.91×10^6	7.31×10^5	2.62	0.0204	*
Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	1.62×10^6	9.93×10^5	1.63	0.1261	ns
pH	1.38×10^8	3.71×10^7	3.73	0.0023	**
Temperatura	7.44×10^6	4.39×10^6	1.69	0.1126	ns

Estos resultados difieren con el comportamiento de la comunidad fitoplanctónica observado entre el periodo 2023 y 2024, periodo durante el cual se reportaron diferencias significativas entre estaciones, principalmente por las altas concentraciones celulares registradas en CLU con respecto a LBA ([INVEMAR, 2024c](#)), en contraste, en el actual estudio la densidad del fitoplancton varió mes a mes sin ningún patrón o tendencia aparente.

En la Tabla 4.1-6 se relacionan los géneros de microalgas potencialmente nocivos registrados en el actual monitoreo.

Tabla 4.1-6. Clasificación de los géneros de microalgas potencialmente asociados a Floraciones Algaes Nocivas (FAN) registrados entre julio de 2024 y septiembre de 2025, organizados por grupo taxonómico, género y tipo de FAN. La asignación de las categorías Tóxica, No-toxigénica y Greylist se realizó con base en la base de datos oficial de WoRMS-HAB (<https://www.marinespecies.org/hab/nontoxic.php>).

Grupo taxonómico	Género	Tipo FAN
Cianobacteria	<i>Anabaena</i>	Tóxica
	<i>Anabaenopsis</i>	Tóxica
	<i>Aphanizomenon</i>	Tóxica
	<i>Merismopedia</i>	Tóxica
	<i>Microcystis</i>	Tóxica + Greylist
	<i>Oscillatoria</i>	Tóxica
	<i>Pseudanabaena</i>	Tóxica
	<i>Raphidiopsis</i>	Tóxica
	<i>Synechocystis</i>	Tóxica
Diatomea	<i>Chaetoceros</i>	No-toxigénica
	<i>Coscinodiscus</i>	No-toxigénica
	<i>Leptocylindrus</i>	No-toxigénica
	<i>Nitzschia</i>	Tóxica
	<i>Skeletonema</i>	No-toxigénica
	<i>Thalassiosira</i>	No-toxigénica
Dinoflagelado	<i>Gymnodinium</i>	Tóxica
	<i>Karlodinium</i>	Tóxica
	<i>Protoperidinium</i>	No-toxigénica
	<i>Scrippsiella</i>	No-toxigénica



En el monitoreo mensual no se observaron diferencias significativas de la densidad del fitoplancton entre estaciones, contrastando con el análisis realizado entre el 2023 y 2024, no obstante, las características ambientales siguen favoreciendo el predominio de las cianobacterias y la presencia de géneros potencialmente nocivos.



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?

El monitoreo histórico ha mostrado que el ecosistema de manglar en la ecorregión CGSM es variable en cuanto a su estructura y composición, como resultado de condiciones ambientales sitio-específicas reguladas principalmente por la hidrología y la topografía. A pesar de hacer parte del mismo sistema delta-estuarino, la respuesta diferencial del ecosistema a los impulsores de cambio en las estaciones de monitoreo, evaluada mediante el IBIm, refleja dicha heterogeneidad.

Teniendo en cuenta que en 2025 solo se calculó el IBIm para la estación CGD, a continuación, se presenta una síntesis del comportamiento del indicador en las demás estaciones en el periodo 2019-2024, años posteriores a la degradación ocasionada por el fenómeno El Niño-Oscilación del Sur (ENSO, por sus siglas en inglés), en la fase El Niño fuerte del 2015-2016 (Tabla 4.2-1). Los resultados detallados se encuentran en INVEMAR (2024c).

Entre el 2019 y 2024 se observó una tendencia de estabilidad en la estación de referencia RIN, donde el IBIm ha permanecido en la categoría Buen estado. En las estaciones K22 y LUN, las cuales fueron las más afectadas por el episodio El Niño 2015-2016, el IBIm exhibió una tendencia positiva desde el 2019 que evidencia una trayectoria de recuperación en el ecosistema (Tabla 4.2-1). El bosque de manglar en la estación K22 pasó de la categoría Alerta en 2019 a Regular en 2024, mientras que en la estación LUN pasó de la categoría No deseable a Regular, en el mismo periodo. El IBIm en la estación SEV ha permanecido en la categoría Alerta, con los menores valores reportados entre todas las estaciones. Allí el manglar se desarrolla bajo condiciones desfavorables, con valores promedio de salinidad intersticial de 52 unidades en el 2024, y 82 unidades en el 2023, los cuales se alejan del rango óptimo para el crecimiento de la vegetación (INVEMAR 2024c; Ball, 2002; Wang *et al.*, 2024). El manglar en la estación ANE ha mostrado una tendencia de degradación progresiva, al pasar de la categoría Buen estado en 2019 a Regular en 2024 (Tabla 4.2-1). La entrada de agua dulce y sedimentos a través del Caño Aguas Negras parece ser uno de los factores relacionados con las condiciones actuales del ecosistema de manglar en esa estación (INVEMAR, 2023, 2024c).

Tabla 4.2-1. Indicador de Integridad Biológica de Manglares – IBIm en las estaciones Aguas Negras – ANE, Kilómetro 22 – K22, Luna – LUN, Rinconada – RIN y Sevilano – SEV, en el periodo 2019-2024.

Estación	2019	2021	2022	2023	2024	Categoría
ANE	3,40	2,72	2,72	2,73	2,52	No deseable
K22	1,94	2,23	2,29	1,98	2,32	Alerta
LUN	1,44	2,80	2,29	2,52	2,73	Regular
RIN	3,40	3,51	3,16	3,44	3,29	Buen estado
SEV	1,49	1,38	1,52	1,55	1,66	Deseable

Con respecto a la estación CGD, en 2025 el IBIm permaneció en la categoría Regular; sin embargo, el valor aumentó de 2,49 a 2,76 unidades, gracias al incremento del área basal y la densidad de *Laguncularia racemosa*. La inclusión de los nuevos individuos de esta especie en la estructura del bosque refleja que el ecosistema cuenta con las condiciones adecuadas para promover el proceso de sucesión secundaria y la recuperación, después de la degradación observada entre el 2015 y el 2017 (Figura 4.2-1).

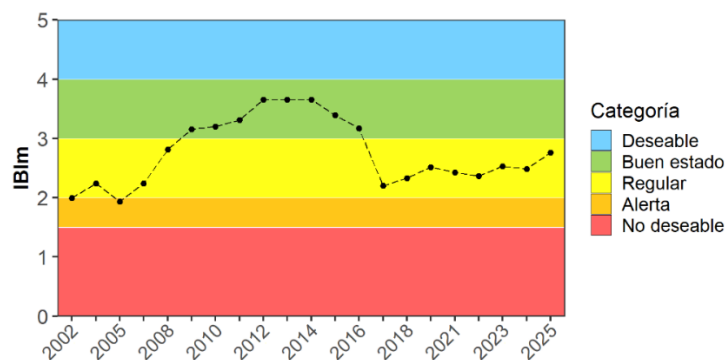


Figura 4.2-1. Serie histórica de Indicador de Integridad Biológica de Manglares – IBIm para el bosque de manglar de la estación Caño Grande – CGD entre el 2002 y 2025.

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?

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 ([Jaramillo et al., 2018](#); [INVEMAR, 2023](#), [2024c](#)). Estos, a su vez, responden al efecto colectivo de la variabilidad climática inter-anual, regulada por fenómenos recurrentes como ENSO, y a las medidas de rehabilitación hídrica ([Sánchez-Núñez et al., 2023](#)). Particularmente, la cobertura de manglar registrada en los periodos 1993-1994, 1997-1998, donde ocurrieron pérdidas, mostró una relación inversa con la salinidad ([INVEMAR, 2021b](#)). Esos periodos estuvieron caracterizados por fases El Niño fuertes ([NOAA, 2025](#)), que ocasionaron disminuciones en el caudal medio del río Magdalena ([INVEMAR, 2023](#); [IDEAM, 2025a](#)), principal tributario de la CGSM. En contraste, la implementación de acciones de rehabilitación hídrica en 1996 y 1998, y las fases La Niña en 2010 y 2011, generaron disminuciones en la salinidad intersticial que han contribuido a la recuperación del bosque ([INVEMAR, 2021b, 2023](#); [Sánchez-Núñez et al., 2023](#)).

TRAYECTORIA DEL ECOSISTEMA DE MANGLAR 2013-2025

Durante los últimos años, las fluctuaciones en la cobertura de manglar, el área basal del bosque y la salinidad del agua intersticial también parecen estar relacionadas con la influencia de la variabilidad climática (Figura 4.2-2). Entre el 2013 y 2024 el promedio mayor de salinidad intersticial (i.e. 47,07 unidades) se registró en el 2016, un año después del inicio del episodio El Niño fuerte 2015-2016. Aunque en ese año hubo una disminución en el área basal y la cobertura del bosque con respecto al 2013, la degradación progresiva se extendió hasta el 2019, cuando el promedio del área basal alcanzó el menor valor registrado en los últimos años (i.e. $15,46 \pm 12,5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$; Figura 4.2-2). Esta tendencia sugiere un desacople de la respuesta de la vegetación a la exposición prolongada a condiciones estresantes como la hipersalinidad.

Por una parte, la muerte masiva de individuos se evidenció en el 2019, aproximadamente cuatro años después del evento. Sin embargo, en ese momento la cobertura del bosque ya mostraba una trayectoria de recuperación. De acuerdo con INVEMAR ([2024c](#)), los años 2017 al 2019 se caracterizaron por una mayor proporción de fustales, es decir, árboles adultos que sobrevivieron a las condiciones de El Niño y tenían el potencial de reactivar la regeneración natural bajo condiciones ambientales favorables. La disminución de la salinidad en el 2017 probablemente promovió el

proceso de regeneración natural, lo cual permitió el reclutamiento y crecimiento de nuevos individuos. En este sentido, la menor cobertura de manglar registrada en 2017 responde principalmente a la muerte masiva de individuos jóvenes (i.e. brinzales y latizales), los cuales son menos competentes a la hora de enfrentar condiciones ambientales adversas.

Pese a que en el 2023 se presentaron condiciones de El Niño débil (NOAA, 2025), desde el 2019, la cobertura del bosque ha mostrado una tendencia positiva, mientras que la salinidad ha disminuido gradualmente, con valores promedio relativamente estables en 2023 y 2024 (Figura 4.2-2). Esto refleja, en cierta medida, cómo la respuesta del ecosistema depende de la duración e intensidad de estos eventos climáticos.

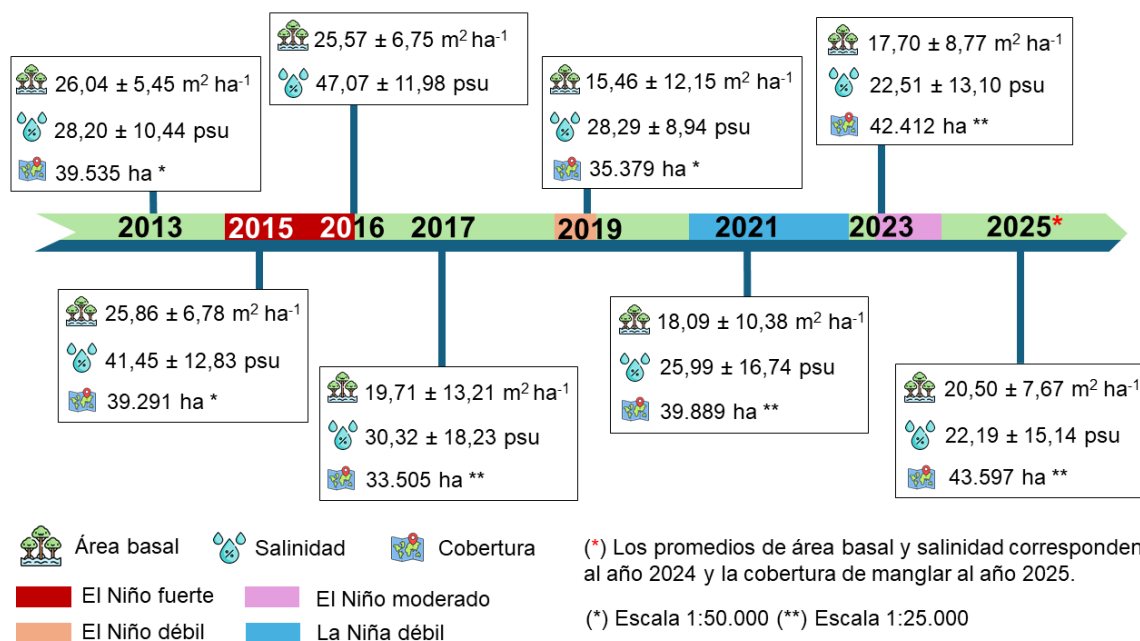


Figura 4.2-2. Línea de tiempo entre el 2013 y 2025 de la trayectoria del ecosistema de manglar en términos de área basal, salinidad del agua intersticial (50 cm) y cobertura. Los valores de área basal y salinidad corresponden al promedio aritmético y la desviación estándar ($\pm$ de) entre las estaciones Aguas Negras, Caño Grande, Kilómetro 22, Luna y Rinconada, cada año. Representación adaptada de Sánchez-Núñez *et al.* (2023).

Al observar la línea de tiempo (Figura 4.2-2), la trayectoria general observada en el bosque de manglar respalda la hipótesis de que la efectividad de la rehabilitación hídrica está condicionada por la variabilidad climática, tal como ha sido sugerido por Jaramillo *et al.* (2018) y Sánchez-Núñez *et al.* (2023).

VARIABLES FISICOQUÍMICAS DEL AGUA 2025

El establecimiento, supervivencia, productividad y riqueza de los manglares son controlados, en gran parte, por las características fisicoquímicas del agua (Alongi, 2009). Los valores de las variables en el agua intersticial y superficial registrados en el 2025 deben ser analizados con cautela, ya que solo en la estación CGD se realizó el muestreo en las épocas seca (trimestre I), de transición (trimestre II) y de lluvias (trimestre III) (Tabla 4.2-2 y Tabla 4.2-3). En las estaciones K22 y RIN los valores promedio corresponden a la época seca, y en la estación SEV a la época de lluvias (Tabla 4.2-2 y Tabla 4.2-3). Lo anterior debido a la situación de orden público que se viene presentando en la CGSM y que ha impedido el normal desarrollo de las jornadas de monitoreo.



Tabla 4.2-2. Variables fisicoquímicas del agua intersticial en las estaciones de monitoreo en el 2025. Los valores corresponden al promedio aritmético y la desviación estándar ($\pm$ de), el valor mínimo (mín) y máximo (máx). ORP: Potencial oxido-reducción; CGD: Caño Grande; K22: Kilómetro 22; RIN: Rinconada; SEV: Sevillano.

Estación	Trimestres monitoreados 2025	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.
CGD	I, II y III	32,28 $\pm$ 8,19	16,40	43,46	28,90 $\pm$ 0,15	0,12	28,73	5,61 $\pm$ 0,74	4,45	6,49	-107,12 $\pm$ 104,67	-277,50	11,25
K22	I	30,72 $\pm$ 11,56	11,97	43,54	29,09 $\pm$ 0,50	28,60	29,85	6,66 $\pm$ 0,05	6,58	6,74	-331,83 $\pm$ 24,35	-356,00	-274,50
RIN	I	31,02 $\pm$ 5,46	21,75	42,56	29,15 $\pm$ 0,37	28,70	29,90	6,50 $\pm$ 0,18	6,07	6,73	-319,20 $\pm$ 50,79	-371,00	-201,00
SEV	III	40,88 $\pm$ 3,77	36,45	48,15	30,25 $\pm$ 0,50	29,63	31,05	6,39 $\pm$ 0,10	6,31	6,61	-316,96 $\pm$ 19,80	-347,67	-285,33

Tabla 4.2-3. Variables fisicoquímicas del agua superficial en las estaciones de monitoreo en el 2025. Los valores corresponden al promedio aritmético y la desviación estándar ($\pm$ de), el valor mínimo (mín) y máximo (máx). ORP: Potencial oxido-reducción; CGD: Caño Grande; K22: Kilómetro 22; RIN: Rinconada; SEV: Sevillano.

Estación	Trimestres monitoreados 2025	Salinidad (psu)			Temperatura (°C)				pH (unidades)				ORP (mV)			Nivel de inundación (cm)	
		promedio ± de	mín.	máx.	promedio ± de	mín.	máx.	promedio ± de	mín.	máx.	promedio ± de	mín.	máx.	promedio ± de	mín.	máx.	
CGD	I, II y III	9,71 ± 7,99	4,09	22,54	27,17 ± 0,66	26,37	28,13	6,66 ± 0,40	5,88	7,16	-141,56 ± 67,30	-225,33	-36,00	6,28 ± 4,13	2,63	14,33	
K22	I	8,04 ± 1,67	5,64	11,11	28,57 ± 0,49	27,85	29,20	6,71 ± 0,10	6,49	6,82	-250,81 ± 19,67	-271,50	-222,00	21,30 ± 12,47	0,00	36,00	
RIN	I	27,49 ± 3,03	24,17	33,17	29,84 ± 0,89	28,80	31,50	7,00 ± 0,43	6,58	7,59	-252,43 ± 61,08	-307,00	-128,00	10,90± 13,27	0,00	43,00	
SEV	III	3,31 ± 0,64	2,43	4,51	30,51 ± 1,47	28,97	32,97	6,86 ± 0,35	6,21	7,32	-219,74 ± 67,32	-283,00	-80,67	27,89 ± 18,72	14,00	72,00	

Aunque los promedios de las variables no son comparables entre las estaciones en el 2025, se puede observar que el mayor promedio de salinidad intersticial se presentó en la estación SEV durante la época de lluvias (Tabla 4.2-2). El valor estuvo casi 10 unidades por encima del registrado en las estaciones K22 y RIN en la época seca, lo cual permite presumir que la estación SEV exhibe la mayor salinidad intersticial entre todas las estaciones, como se ha reportado en años anteriores ([INVEMAR, 2023, 2024c](#)).

Con respecto a la salinidad intersticial en la estación CGD, el promedio en el 2025 fue menor que en el 2024 (Figura 4.2-3a). En los últimos 10 años (2015-2025) las fluctuaciones sugieren una relación con las fases El Niño y La Niña del ENSO, por ejemplo, incrementos en el 2016 y 2024, luego de condiciones El Niño fuerte y El Niño débil en 2015 y 2023, respectivamente. No obstante, el promedio de salinidad intersticial ha oscilado entre ~16 y 38 unidades, un rango de valores óptimos para el crecimiento y desarrollo de la vegetación ([Ball, 2002](#); [Wang et al., 2024](#)) (Figura 4.2-3a). La estación CGD se localiza en proximidad a la desembocadura de caño Grande, el cual conecta el complejo de Pajarales con el espejo de agua principal de la CGSM. En esta zona, el aporte y el intercambio de agua en el bosque de manglar son constantes, lo que probablemente ha contribuido a que los efectos del ENSO sobre la salinidad intersticial no sean tan pronunciados como en otros sectores de la ecorregión CGSM.

La variación temporal de la salinidad intersticial en la estación CGD en el 2025 no mostró una tendencia a lo largo del año, con un rango de promedio entre 29,3 y 36,6 unidades (Figura 4.2-3b). En el trimestre II, la salinidad aumentó levemente con respecto al trimestre I, luego disminuyó significativamente ($p = 0.001$) en el trimestre III (Figura 4.2-3b).

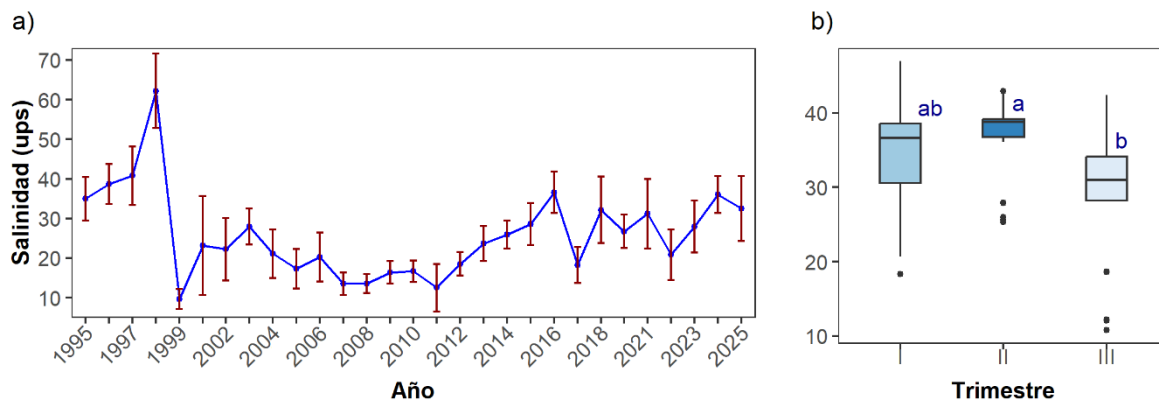


Figura 4.2-3. Serie histórica del promedio de salinidad intersticial (50 cm) (a) y promedio de salinidad intersticial por trimestre en el año 2025 (b) en la estación Caño Grande – GCD. Las barras rojas indican la desviación estándar. Los diagramas de cajas muestran el valor de la mediana y la distribución de los datos en cuartiles. Las letras minúsculas denotan diferencias significativas resultado de la prueba Kruskal–Wallis y *post-hoc* Wilcoxon.

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?

El análisis de ordinación, con base en atributos estructurales del bosque y variables fisicoquímicas del agua intersticial dentro de los rangos temporales definidos, permite visualizar el comportamiento del ecosistema en cada estación a través del tiempo (Figura 4.2-4). En el periodo

2010-2014, como línea de referencia de las condiciones del manglar previas al episodio El Niño fuerte del 2015-2016, la dispersión de los puntos mostró diferencias entre las estaciones CGD y LUN (Figura 4.2-4a). En el caso de la estación CGD, la variable que más influyó en su agrupación fue el área basal de *Rhizophora mangle*, mientras que para la estación LUN fue el área basal de *Laguncularia racemosa*. Las estaciones K22 y RIN mostraron una mayor cercanía, debido principalmente a una mayor área basal de *Avicennia germinans*. La estación ANE no mostró una distinción clara, sin embargo, sus puntos se dispersaron en proximidad a los de las estaciones K22 y RIN, lo que sugiere una mayor similitud con las condiciones de dichas estaciones (Figura 4.2-4a).

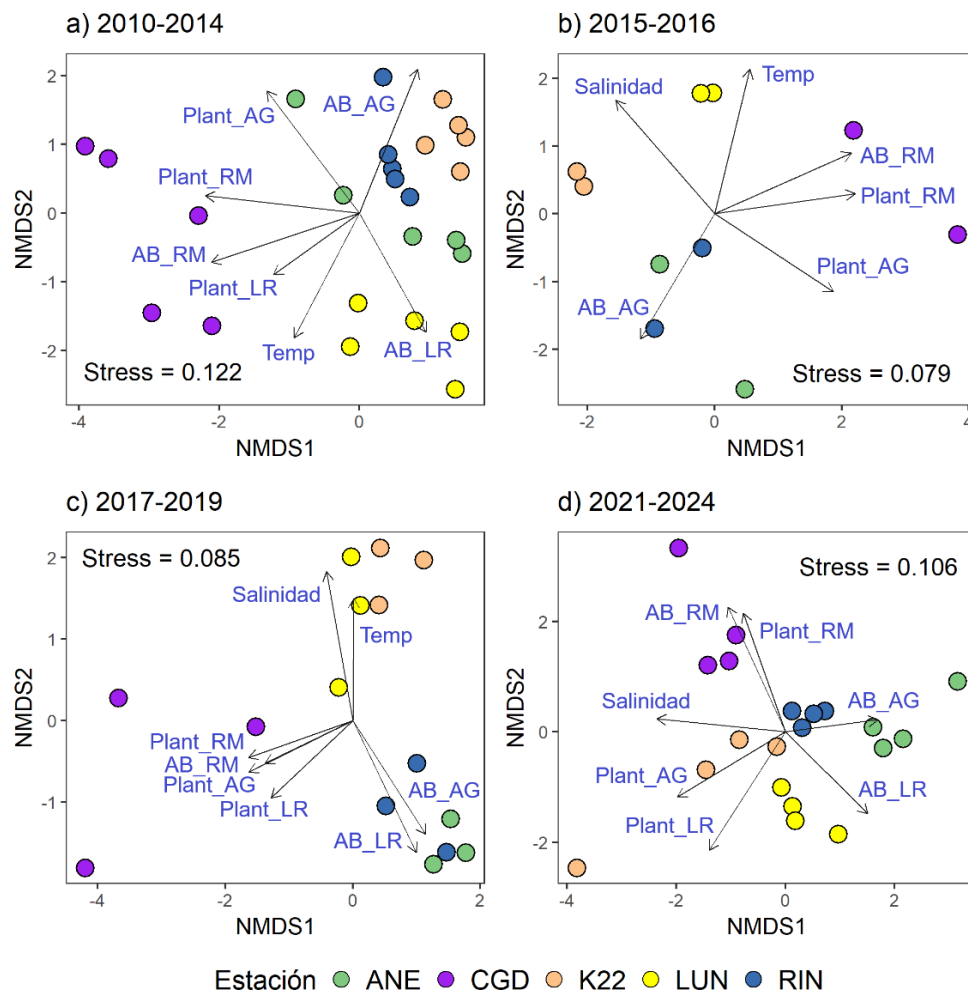


Figura 4.2-4. Representación del escalamiento multidimensional no métrico (NDMS) de las estaciones de monitoreo cada año en los periodos 2010-2014 (a) 2015-2016 (b) 2017-2019 (c) y 2021-2024 (d), basado en disimilitudes Euclidianas. Las flechas/vectores grises representan las variables (i.e. área basal y promedio de la densidad de plántulas por especie; promedio de salinidad y temperatura intersticial) que influyen significativamente en la distribución de los puntos (i.e. estaciones). La dirección de las flechas/vectores indica el gradiente de influencia de cada variable en el espacio bidimensional, es decir, las estaciones 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. ANE: Aguas Negras; CGD: Caño Grande; K22: Kilómetro 22; LUN: Luna; RIN: Rinconada; AB: área basal; Plant: densidad de plántulas; Temp: temperatura; AG: *A. germinans*; LR: *L. racemosa*; RM: *R. mangle*.



Durante el episodio El Niño fuerte del 2015-2016, las únicas estaciones que presentaron un comportamiento similar fueron RIN y ANE, caracterizadas por una mayor área basal de *A. germinans* (Figura 4.2-4b). La distribución de las estaciones K22 y LUN estuvo influenciada por la salinidad y la temperatura del agua intersticial. Estas variables parecen responder en el corto plazo a las condiciones climáticas El Niño en sitios con una aparente mayor sensibilidad a esos cambios (Figura 4.2-4b).

Durante el período 2017–2019, la dispersión de las estaciones evidenció la respuesta diferencial del ecosistema de manglar de la CGSM frente a los efectos de un episodio fuerte de El Niño. (Figura 4.2-4c). La agrupación de las estaciones K22 y LUN, atribuida a una fuerte asociación con una mayor salinidad y temperatura intersticial, confirma la tendencia que se empezaba a observar durante el episodio (Figura 4.2-4b y c). Por su localización geográfica, estas estaciones presentan una menor conectividad hidrológica, en comparación con ANE, RIN y CGD. El intercambio de agua limitado contribuye a mayores temperaturas, intensificadas por las condiciones de El Niño fuerte ([Solander et al., 2019](#)). Esto resulta en mayores tasas de evapotranspiración que incrementa la concentración de sales en el suelo, las cuales se acumulan por periodos prolongados hasta que el aporte e intercambio adecuado de agua dulce permita su lavado. Como consecuencia, se puede presentar la muerte masiva de individuos de manglar debido al estrés fisiológico generado por la hipersalinidad ([Gauthey et al., 2022](#)). La dirección de los vectores correspondientes al área basal de *A. germinans* y *L. racemosa*, en efecto, refleja valores menores de estas variables en las estaciones K22 y LUN (Figura 4.2-4c). Lo anterior probablemente explica la respuesta del ecosistema a nivel general en la CGSM, luego del episodio El Niño fuerte 2015-2016.

Durante el último periodo 2021-2024, la menor dispersión de los puntos y cercanía de la mayoría de estos al centro, indica una mayor similitud entre todas las estaciones (Figura 4.2-4d). La distribución de la estación K22 estuvo asociada con la salinidad y la densidad de plántulas de *A. germinans* y *L. racemosa*. Estas últimas, junto con el área basal de *L. racemosa* también se relacionaron con la agrupación de la estación LUN. Teniendo en cuenta que *L. racemosa* es una especie pionera, los resultados indican que en las estaciones K22 y LUN predominan procesos de regeneración natural, luego de haber presentado la mayor afectación por el episodio El Niño fuerte del 2015-2016.

En términos generales, el ecosistema de manglar en la CGSM es heterogéneo espacialmente, de allí que su respuesta a fenómenos climáticos como ENSO, también sea variable. El manglar en las estaciones LUN y K22 presenta similitudes presuntamente derivadas de la hidrología de zonas internas de la CGSM, propia de manglares tipo cuenca ([Lugo y Snedaker, 1974](#)). En las estaciones ANE, RIN y CGD, el manglar está expuesto a un mayor intercambio de agua dulce, característico de manglares tipo ribereño ([Lugo y Snedaker, 1974](#)). La dispersión de la estación CGD, sin embargo, difiere de la de ANE y RIN a lo largo del tiempo (Figura 4.2-4a-d). Esto debido a la predominancia de *R. mangle* en la composición estructural del bosque, especie utilizada para la reforestación de ese sitio en los años 2000, en el marco del proyecto Manglares de Colombia ([INVEMAR, 2011](#)).

En el 2025, los resultados de los atributos estructurales del bosque de manglar no son comparables entre estaciones debido a que, solo en la estación CGD se completó el monitoreo para los tres transectos que corresponden a 1.500 m² (Tabla 4.2-4). Cabe resaltar que, en la estación SEV el área basal en el 2025 fue mayor (i.e. 8,87 m² ha⁻¹; Tabla 4.2-4) que la reportada en el 2024 (i.e. 6,33 m² ha⁻¹; [INVEMAR 2024c](#)). Considerando que hubo un menor esfuerzo de muestreo y que el transecto



que presenta una mayor degradación (TB) si se monitoreó, la inclusión de los nuevos individuos en el 2025 indica que la estructura del bosque se está recuperando. La serie histórica de estas variables hasta el 2024 puede ser consultada en INVEMAR ([2024c](#)).

Tabla 4.2-4. Atributos estructurales del bosque de manglar en las estaciones de monitoreo en el 2025. CGD: Caño Grande; K22: Kilómetro 22; RIN: Rinconada; SEV: Sevillano. AG: *A. germinans*; LR: *L. racemosa*; RM: *R. mangle*; CE: *C. erectus*.

Estación	Área muestreada 2025 (m ²)	Especie	Abundancia absoluta (árb. vivos)	Densidad absoluta (árb. ha ⁻¹)	Área basal (m ² ha ⁻¹)
CGD	1500	AG	33	220	5,89
		LR	99	660	4,40
		RM	49	327	9,86
		Total	181	1207	20,15
K22	300	AG	1	33	0,11
		LR	291	9700	20,90
		Total	292	9733	21,00
RIN	500	AG	79	1580	33,47
		LR	10	200	3,43
		RM	4	80	0,20
		Total	93	1860	37,09
SEV	900	AG	54	600	8,20
		LR	12	133	0,34
		CE	25	278	0,33
		Total	91	1011	8,87

En cuanto a la estación CGD, el área basal aumentó de 15,01 m² ha⁻¹ en el 2024 a 20,15 m² ha⁻¹ en el 2025, principalmente por los individuos de *L. racemosa* (Figura 4.2-5a). Con base en la composición del bosque en términos de las categorías diamétricas, dicho aumento responde a la medición e inclusión de árboles adultos jóvenes (i.e. latizales), los cuales incrementaron su proporción en el 2025 (Figura 4.2-5b). En general, se observó un patrón similar al mencionado anteriormente en la estación SEV y al reportado en la estación K22 en el 2024 ([INVEMAR 2024c](#)). Es decir, los individuos jóvenes establecidos (brinzales y latizales), que en el 2024 se empezaron a incluir en el monitoreo, actualmente evidencian una tendencia positiva en el desarrollo estructural del bosque de manglar.

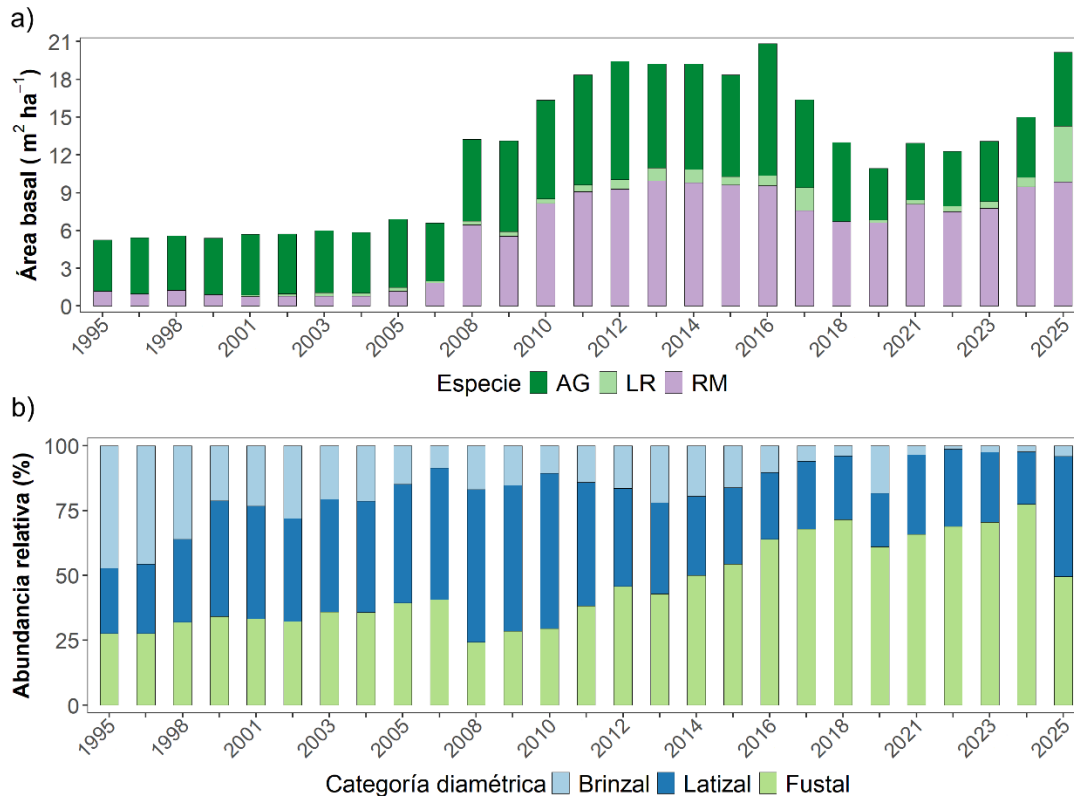


Figura 4.2-5. Serie histórica del área basal (a) y la abundancia relativa por categoría diamétrica (b) en la estación CGD – Caño Grande.

4.2.4.¿Cómo es la dinámica de los nuevos individuos de manglar en la CGSM?

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 individuos y especies en el tiempo ([Brown, 2004](#); [Hoyos et al., 2013](#)). El análisis de la densidad de propágulos/semillas 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/semillas y plántulas en las estaciones de monitoreo han mostrado una tendencia similar en las fluctuaciones a través del tiempo (Figura 4.2-6a y b). En la serie histórica, las menores densidades de propágulos y plántulas se registraron en 2006 y 2017, años posteriores a episodios El Niño fuerte. Este comportamiento sugiere que factores desfavorables para la vegetación, como la hipersalinidad ocasionada por esos eventos, limitan los procesos de regeneración natural.

La capacidad de regeneración está 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 de establecimiento, supervivencia y crecimiento de las plántulas, dadas las condiciones adversas del medio.

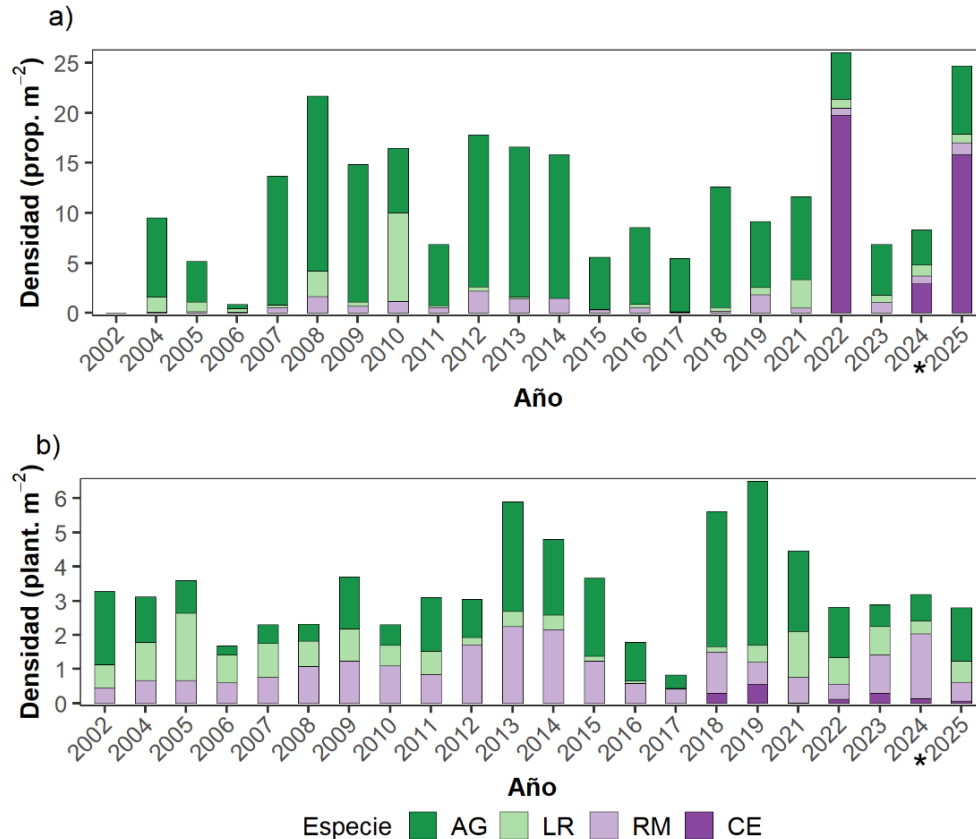


Figura 4.2-6. Serie histórica de la densidad de propágulos/semillas (a) y plántulas (b) por especie en la CGSM. (*) En el 2025, los valores corresponden al muestreo trimestral (I, II y III) en la estación Caño Grande – CGD, el muestreo en los trimestres I y II en las estaciones Kilómetro 22 – K22 y LUN – Luna, y el muestreo en el trimestre III en la estación Sevillano – SEV.

En el 2025, de las estaciones y trimestres monitoreados, la mayor densidad de propágulos/semillas se registró en la estación SEV en el trimestre III, correspondiente a la época de lluvias, con un aporte notable de semillas de *Conocarpus erectus* (Figura 4.2-7a). Aunque las estaciones K22 y RIN no fueron monitoreadas en los trimestres II y III, los valores observados en la estación CGD a lo largo del año, sugieren que en la época de lluvias la densidad de propágulos tiende a ser mayor (Figura 4.2-7a). Se ha documentado que la producción de propágulos y semillas de las especies de manglar está sincronizada con las épocas climáticas (en el Caribe colombiano: [Sánchez-Núñez y Mancera-Pineda, 2011](#) y [Montoya-Pfeiffer, 2022](#)). Este patrón estacional supone una estrategia reproductiva que, durante la temporada de mayor caudal en la época de lluvias, contribuye al transporte y a una dispersión eficiente de los propágulos/semillas a diferentes áreas.

Al analizar la densidad de plántulas, no se observó una tendencia clara a lo largo de los trimestres (Figura 4.2-7b). Particularmente, en la estación CGD la variación en la densidad mostró el mismo patrón que la variación en la salinidad intersticial en los trimestres I, II y III (Figura 4.2-7b y Figura

4.2-3b). Se esperaba que la disminución en la salinidad promoviera el establecimiento de plántulas de *L. racemosa* (Sánchez-Núñez *et al.*, 2023), sin embargo, fue *A. germinans* la que contribuyó en mayor proporción al aumento de la densidad de plántulas en el trimestre III (Figura 4.2-3b). Esta especie tiene una mayor producción de propágulos, comparada con *R. mangle* y *L. racemosa* (Rabinowitz, 1978; Alleman y Hester, 2011), los cuales logran enraizarse y empezar a desarrollarse bajo condiciones ambientales favorables durante la época de lluvias.

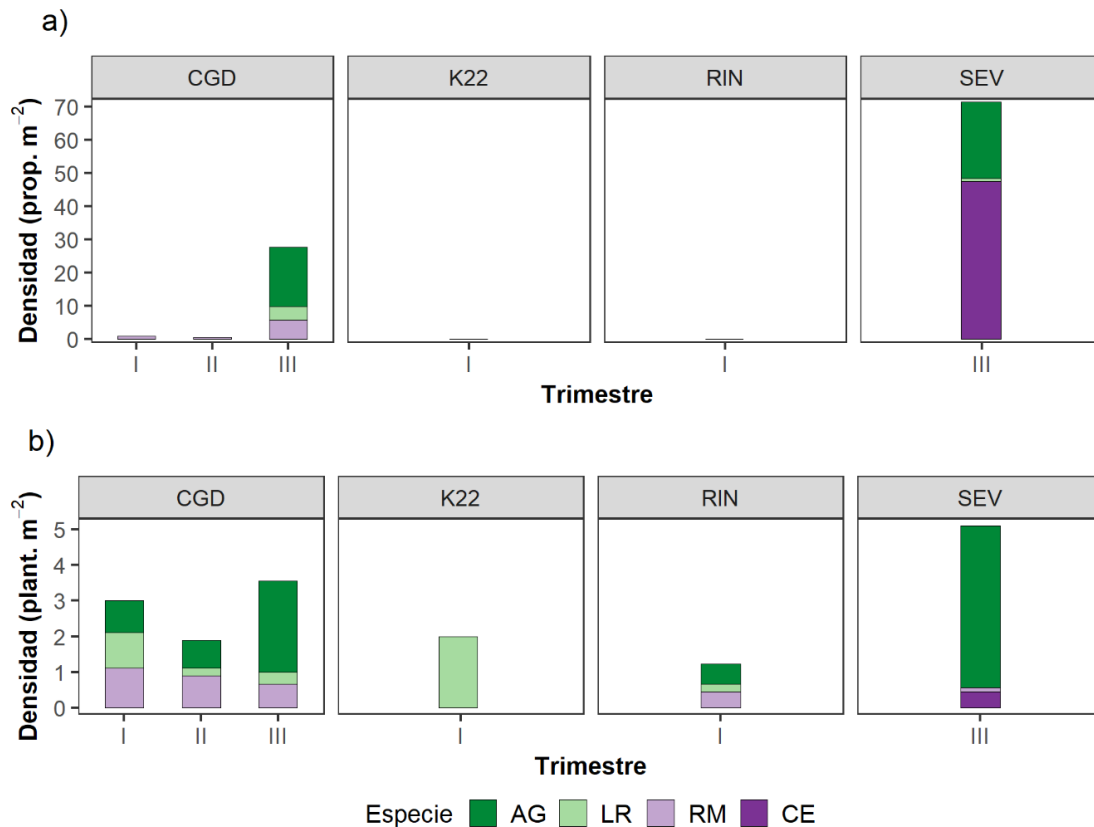


Figura 4.2-7. Densidad de propágulos (a) y plántulas (b) por trimestre y especie en las estaciones de monitoreo en el 2025. CGD: Caño Grande; K22: Kilómetro 22; RIN: Rinconada; SEV: Sevillano.

4.2.5. ¿Cómo fue la dinámica de cambio de la cobertura de manglar en el periodo 2023-2025?

Durante la campaña de campo realizada entre el 4 y el 13 de noviembre de 2025 se recorrieron más de 400 km a lo largo del complejo lagunar, con énfasis en sitios de interés para el análisis de la dinámica de manglar. En esta salida se adquirieron 665 fotografías y más de una hora de video mediante un dron DJI Mavic 2 Pro, complementadas con registros de observación directa en terreno. Este material constituyó un insumo fundamental para la corroboración *in situ* de los tipos de cobertura y para la interpretación y ajuste de la dinámica de cambio de manglar en el periodo 2023–2025, permitiendo identificar con mayor precisión las zonas de ganancia, pérdida y estabilidad de la cobertura.

En la Figura 4.2-8 se presenta la ubicación de los puntos de control utilizados en el proceso de verificación y ajuste de la cartografía, junto con información adicional proveniente de proyectos desarrollados en el área de estudio. Entre estos se incluye el proyecto correspondiente al Santuario de Fauna y Flora, ejecutado a finales de 2023 e inicios de 2024 ([INVEMAR, 2024d](#)), en el cual se realizó una visita directa al interior del Santuario de Fauna y Flora Ciénaga Grande de Santa Marta, así como la información recopilada en el marco del proyecto de monitoreo de la CGSM del año 2023 ([INVEMAR, 2023](#)). La integración de estos insumos fortaleció la validación de la clasificación de coberturas y la interpretación de la dinámica reciente del manglar en la CGSM.

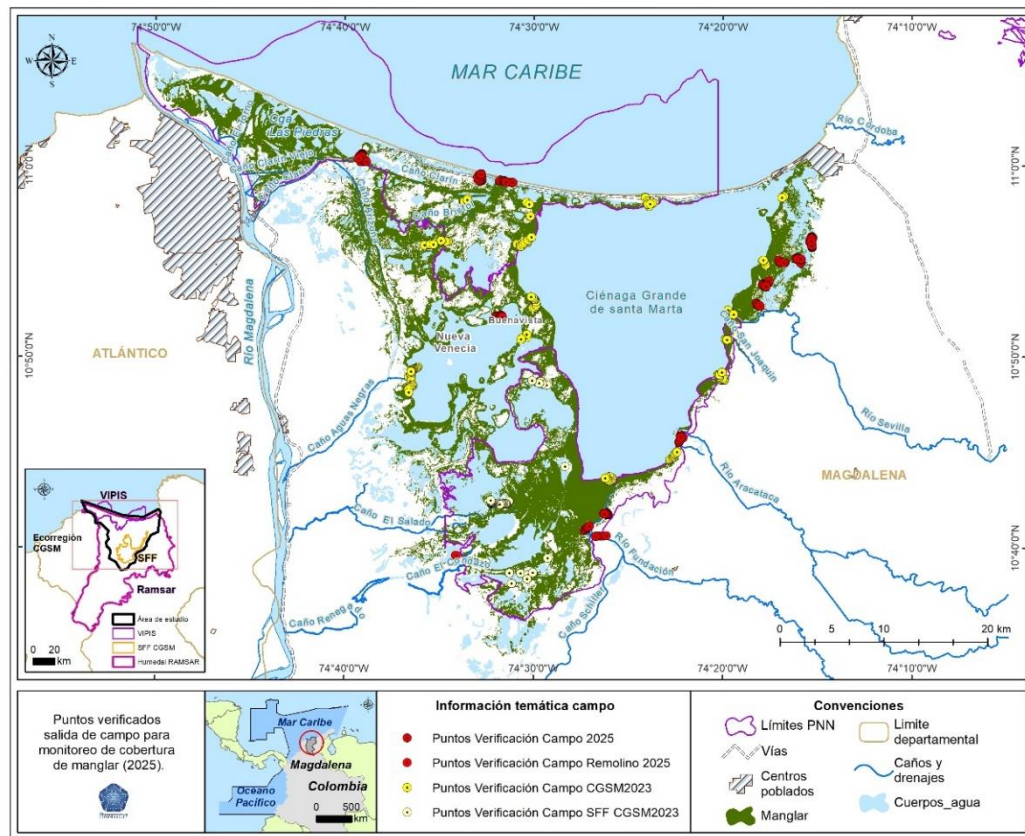


Figura 4.2-8 Ubicación geográfica de los puntos de información de la salida de campo, noviembre 2025.

Durante los vuelos con dron realizados en 2025 se logró identificar con mayor detalle la distribución de las coberturas vegetales en sectores remotos y de difícil acceso del complejo lagunar. En la Figura 4.2-9 se observa un tramo de la barra litoral que separa la CGSM del mar Caribe, donde se distingue claramente la franja de playa, el bosque de manglar que bordea las lagunas costeras interiores y la vía que comunica a Ciénaga con Barranquilla, la cual constituye un elemento antrópico dominante en el paisaje.

Las observaciones aéreas permitieron diferenciar coberturas de manglar denso, vegetación acuática asociada a espejos de agua interiores y vegetación transicional (pastizales, herbazales y vegetación de playa), especialmente hacia el oeste del complejo lagunar. Adicionalmente, se identificaron zonas con árboles muertos o de baja vitalidad en sectores encharcados, las cuales resultan

relevantes para la interpretación de procesos de degradación del manglar. El recuadro inserto en la Figura 4.2-9 muestra la localización del punto de observación dentro de la CGSM, lo que facilitó la integración de esta información visual con la cartografía de coberturas y el análisis de la dinámica de cambio entre 2023 y 2025.



Figura 4.2-9 Imagen captada con dron en las coordenadas 10°59'32.03" N – 74°32'51,65" W, donde se distinguen las coberturas vegetales del complejo lagunar, destacándose el bosque de manglar que bordea las lagunas costeras interiores y la vía que comunica los municipios de Ciénaga y Barranquilla.

Por otro lado, la Figura 4.2-10 corresponde al mismo sector, pero con un ajuste visual hacia el sur de la ciénaga, donde se evidenció un proceso de densificación de la cobertura de manglar abierto. La imagen muestra un mosaico de árboles de manglar distribuidos sobre una planicie de inundación ampliamente encharcada, donde la separación entre individuos es menor respecto a registros previos. Este patrón es consistente con una fase de regeneración y cierre progresivo del dosel.

El incremento en la densidad de plántulas y juveniles, visible en los claros entre árboles adultos, indica una colonización activa de espacios previamente más abiertos. Esta transición desde un manglar más ralo hacia una estructura más continua resulta especialmente relevante para la interpretación de la dinámica de cambio 2023–2025, ya que se traduce en un aumento de la cobertura de manglar vivo en la cartografía.

Por otro lado, en el sector sur, en cercanías a la desembocadura del río Fundación, se evidencia una marcada estabilidad de la cobertura de manglar. La Figura 4.2-11 muestra cómo el cauce atraviesa una matriz continua de bosque de manglar. Las riberas del río presentan una franja de vegetación palustre y herbácea que actúa como transición hacia el manglar más denso, lo que sugiere condiciones hidrológicas relativamente estables y una buena conectividad entre el sistema fluvial y el complejo lagunar en el tramo observado.

En este sector, la comparación entre la cartografía de 2023 y 2025 indica que los polígonos fueron clasificados mayoritariamente como manglar estable, con cambios mínimos en la extensión de la cobertura.



Figura 4.2-10 Imagen captada con dron en las coordenadas 10°59'11.72" N – 74°32'51,65" W, densificación de la cobertura de manglar abierto.



Figura 4.2-11 Imagen captada con dron en las coordenadas 10°41'45.59" N – 74°26'10,068" W, bosque de manglar estable.

Finalmente, en la Figura 4.2-12 se muestra que en el sector Este se observa un extenso bloque de manglar continuo que se proyecta desde el interior del complejo hacia la franja costera frente al mar Caribe, con evidencias de ganancia de cobertura en algunos sectores. La imagen muestra un dosel mayoritariamente cerrado, en el que se distinguen parches de vegetación más densa y homogénea que no eran tan evidentes en registros anteriores, lo que sugiere procesos recientes de regeneración y expansión lateral del manglar.

Si bien se reconocen individuos con copas ralas y algunos troncos blanquecinos, es notorio que estos se distribuyen de forma más dispersa dentro de una matriz de manglar vivo en mejor estado de conservación. Este patrón es consistente con la transición desde condiciones de estrés hacia un escenario de recuperación parcial, que en la cartografía 2023–2025 se refleja como polígonos de manglar estable combinados con áreas de ganancia de cobertura.



Figura 4.2-12 Imagen captada con dron en las coordenadas 10°54'56.01" N – 74°16'45,10" W, bosque de manglar, vegetación más densa y homogénea.

Para el periodo de monitoreo de la cobertura de manglar 2023–2025, y manteniendo la misma metodología de análisis de cambio, se identificaron varios sitios de interés a partir de composiciones en falso color de imágenes Sentinel-2, en las cuales es posible distinguir de manera integrada procesos de ganancia, pérdida y estabilidad de la cobertura. La Figura 4.2-13 muestra el primer sitio de interés, ubicado entre la Ciénaga Alfandoque y la Ciénaga Grande de Santa Marta, donde se observa, al comparar 2023 con 2025, una reducción de los tonos más oscuros y heterogéneos asociados a áreas degradadas y un incremento de sectores con tonalidades más brillantes y homogéneas. Estos sectores más brillantes corresponden a zonas con mayor continuidad y vigor del manglar, interpretadas como áreas de ganancia de cobertura en el periodo de análisis.

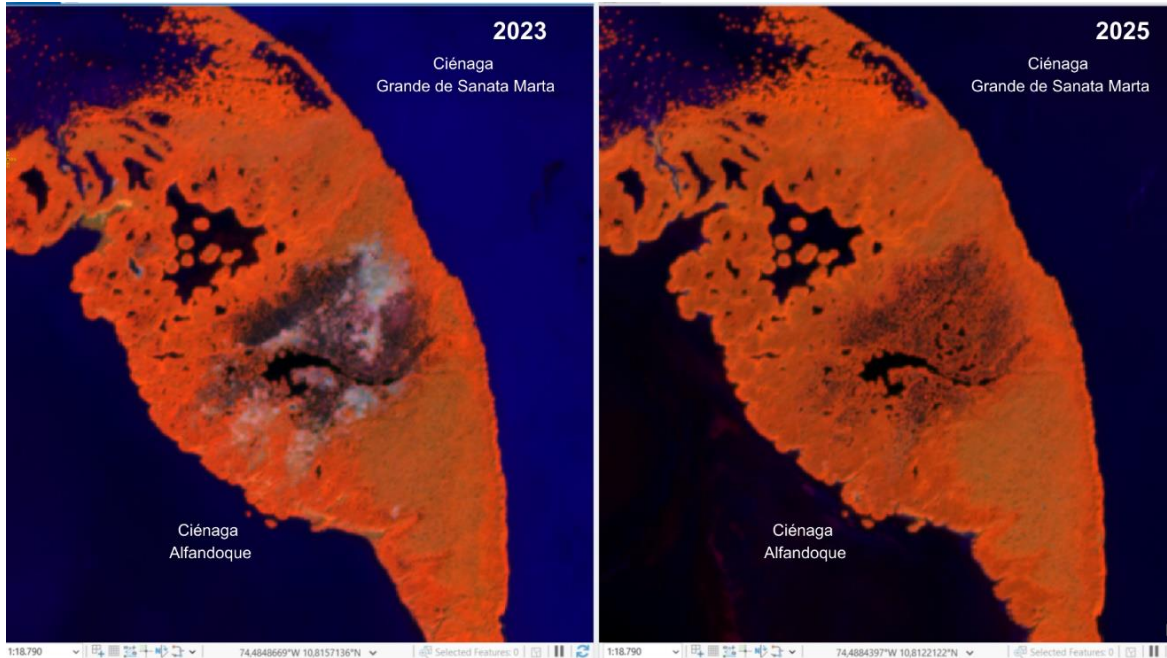


Figura 4.2-13 Incremento de manglar entre la entre la Ciénaga Alfandoque y la Ciénaga Grande de Santa Marta, entre los años 2023 y 2025.

En el sector de Caño Clarín (Figura 4.2-14) también se observa un patrón claro de ganancia de cobertura de manglar, en la composición en falso color, la vegetación aparece en tonos anaranjados y los cuerpos de agua en azul oscuro, lo que permite resaltar la franja de manglar que bordea el caño. Al comparar ambas fechas, se evidencia que en 2023 (panel izquierdo) la banda de manglar es más angosta y discontinua, con presencia de parches más oscuros y heterogéneos adyacentes al espejo de agua, indicativos de menor densidad de dosel o de áreas parcialmente degradadas.

Para 2025 (panel derecho), esa misma franja se aprecia más continua y ancha, con tonalidades anaranjadas más brillantes y homogéneas a lo largo de las riberas de Caño Clarín, lo que sugiere un incremento en la densidad y vigor del manglar. Estos cambios se interpretan como ganancia de cobertura, coherente con los polígonos de aumento de manglar identificados en la clasificación supervisada, y aportan evidencia adicional de procesos de recuperación local en uno de los principales canales de intercambio entre la Ciénaga Grande de Santa Marta y sus ciénagas adyacentes.

En este tercer sitio de interés, al noroeste de nueva Venecia se muestra nuevamente un patrón de recuperación de la cobertura de manglar (Figura 4.2-15). En la composición en falso color, la vegetación se representa en tonos anaranjados y los cuerpos de agua en azul oscuro. En 2023 (panel izquierdo) se observa un cinturón de manglar más fragmentado y heterogéneo, con amplias zonas internas dominadas por tonalidades oscuras y mixtas que reflejan menor densidad de dosel, presencia de claros y áreas degradadas. Para 2025 (panel derecho), ese cinturón vegetal aparece más continuo y definido, con tonalidades anaranjadas más brillantes y homogéneas alrededor del cuerpo de agua central, lo que sugiere un incremento en la cobertura y vigor del manglar en los bordes de la laguna.

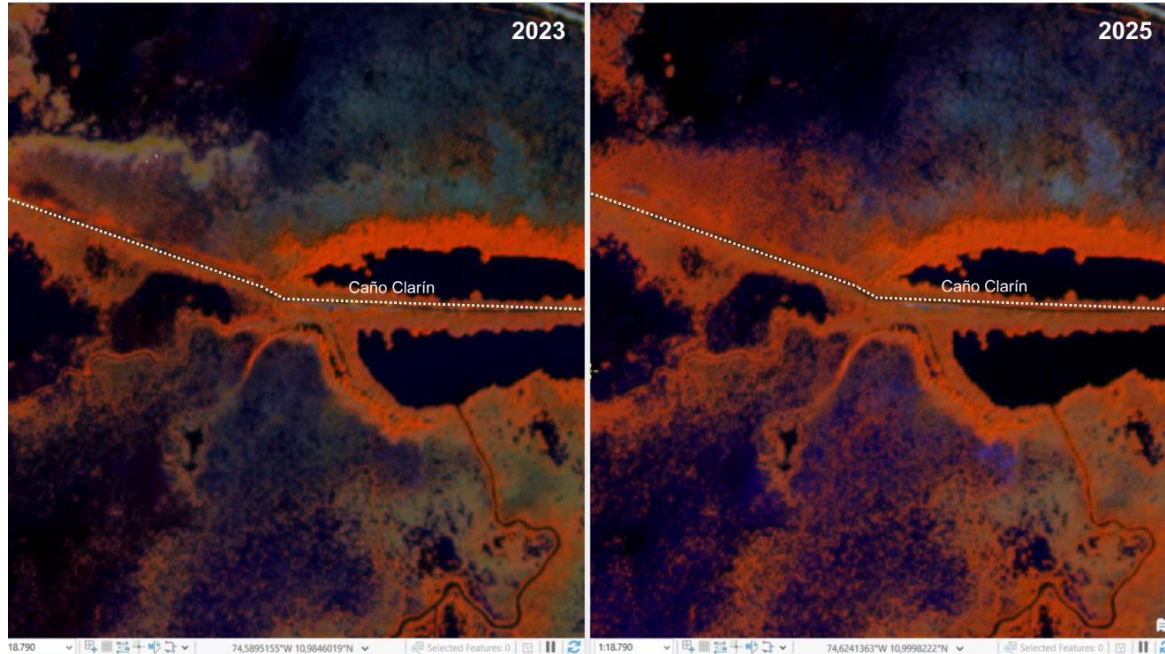


Figura 4.2-14 Ganancia de cobertura de manglar, en la composición en falso color, a lo largo de las riberas de Caño Clarín.

Aunque persiste un núcleo central de aguas abiertas y sectores con menor densidad de vegetación, la expansión del manglar hacia el interior y la reducción de áreas mixtas indican un proceso de ganancia de cobertura en el periodo 2023–2025. Este comportamiento es coherente con los polígonos de recuperación identificados en la clasificación supervisada y refuerza la interpretación de este sector como una zona donde el manglar está colonizando gradualmente superficies que, en 2023, presentaban mayor grado de alteración.

El siguiente sitio de interés, ubicado sobre la vía Ciénaga–Barranquilla (Figura 4.2-16), en el sector conocido como Los Cocos, evidencia un patrón consistente de pérdida de manglar entre 2023 y 2025. La comparación entre ambas fechas muestra que la franja de manglar se vuelve progresivamente más estrecha y fragmentada. Sectores que en 2023 presentaban una cobertura continua de bosque pasan a exhibir, en 2025, parches aislados de vegetación rodeados por áreas claras asociadas a suelos desnudos, vegetación baja o zonas fuertemente intervenidas.

Esta sustitución de bosque de manglar por coberturas más abiertas e irregulares es consistente con procesos de degradación y retracción del manglar, aunque la causa específica no puede determinarse con certeza a partir del análisis realizado. Entre las posibles explicaciones se incluyen la influencia de la vía y de las presiones antrópicas asociadas, así como la ocurrencia de incendios u otros escenarios que generen aperturas en el dosel. En la cartografía de cambio 2023–2025 estos procesos se registran como polígonos de manglar perdido y como transición hacia coberturas no boscosas, lo que permite identificar este tramo de la vía Ciénaga–Barranquilla como un sector con señales recurrentes de afectación sobre la cobertura de manglar y los humedales asociados, que requiere verificación y seguimiento en campo.

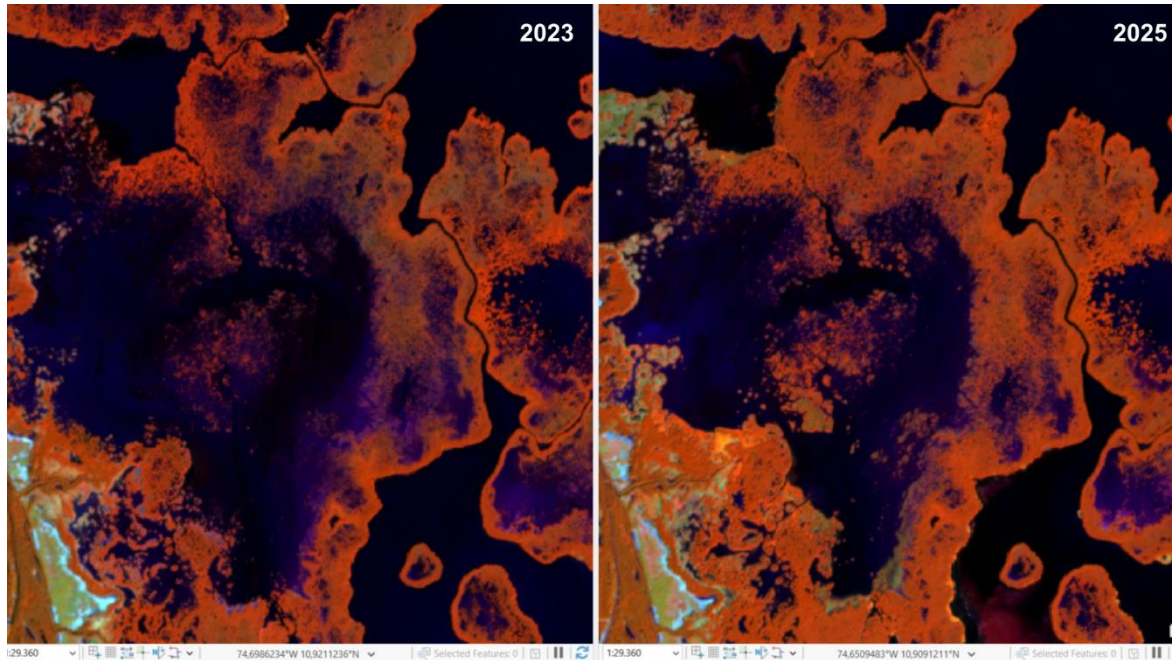


Figura 4.2-15 Ganancia de cobertura de manglar, en la composición en falso color, al noroeste de nueva Venecia.

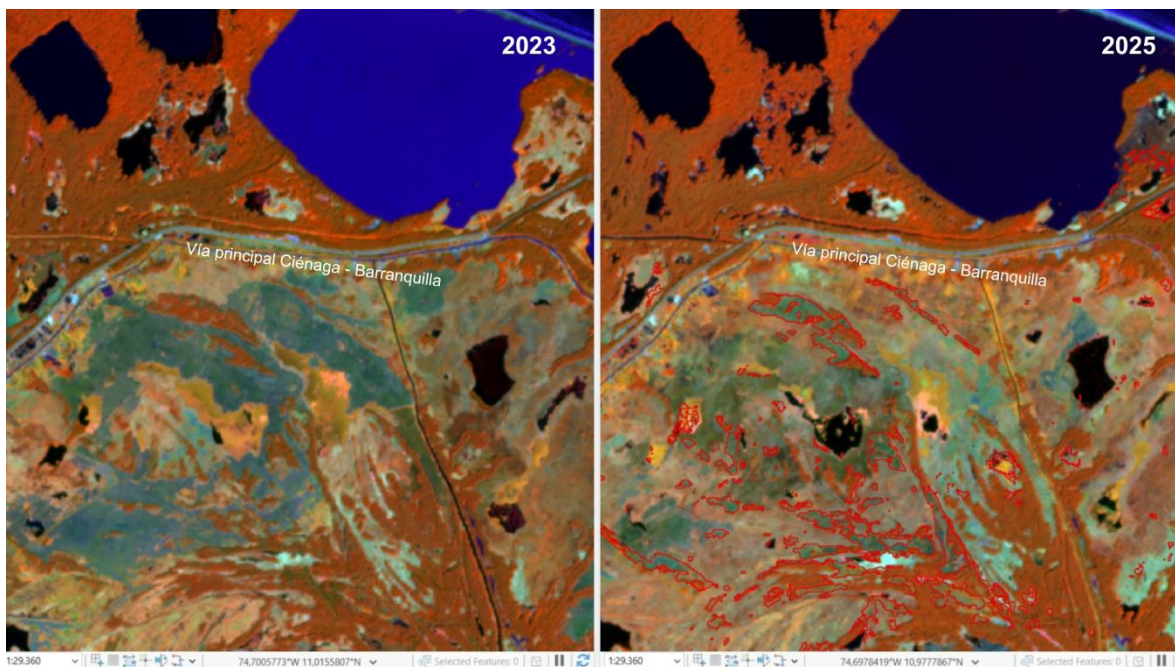


Figura 4.2-16 Pérdida de manglar entre 2023 y 2025 en la composición de falso color, en cercanías a la vía Ciénaga–Barranquilla.

Finalmente, en el sector sur del complejo, entre la Ciénaga Tamacal y la Ciénaga La Aguja (Figura 4.2-17), se identifica un patrón claro de pérdida de manglar para el periodo 2023–2025. La comparación entre ambas fechas muestra que las franjas de bosque que bordeaban los cuerpos de

agua se reducen y fragmentan, dando lugar a superficies más extensas con coberturas abiertas, suelos desnudos o vegetación baja. Sectores que en 2023 presentaban un cinturón de manglar más continuo aparecen en 2025 interrumpidos por claros y parches no boscosos, lo que evidencia una retracción de la cobertura arbórea.

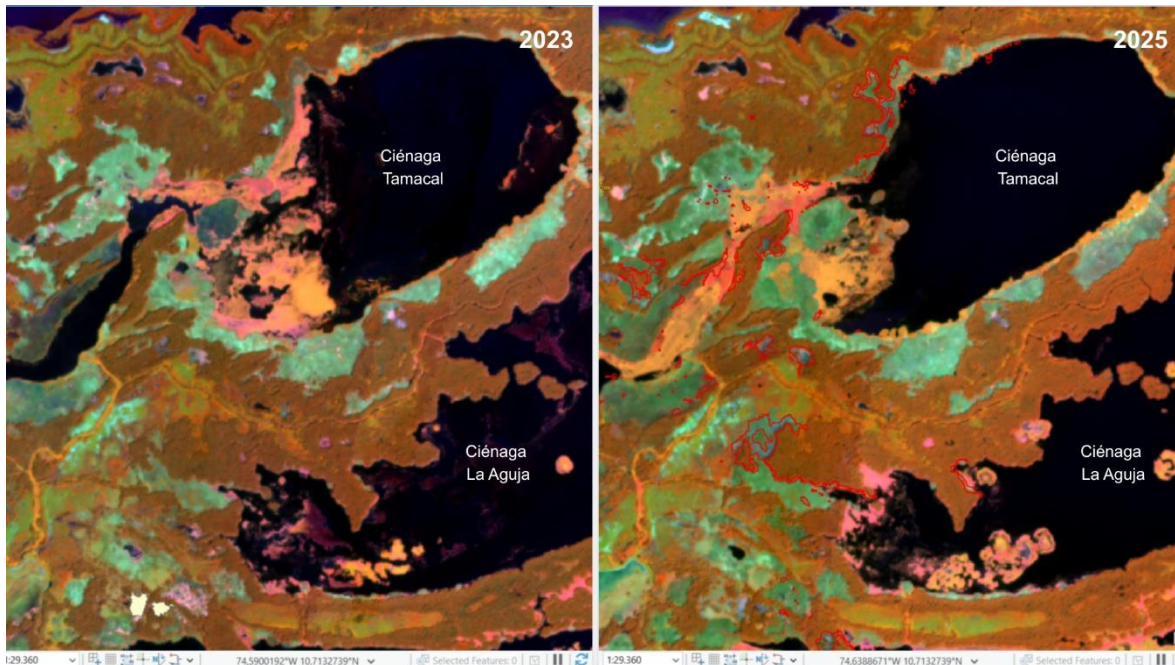


Figura 4.2-17 Pérdida de manglar entre 2023 y 2025 en la composición de falso color, entre la Ciénaga Tamacal y la Ciénaga de La Aguja

A continuación, se presenta el mapa de dinámica de la cobertura de manglar para el periodo 2023–2025 (Figura 4.2-18), que sintetiza el resultado de la metodología de análisis de cambio aplicada. En este producto se diferencian las áreas de manglar estable, así como los sitios puntuales donde se registran procesos de ganancia y pérdida de cobertura.

El mapa permite identificar con claridad los sectores en los que el manglar se mantiene continuo a lo largo del complejo lagunar, así como las zonas donde el bosque se ha regenerado o densificado y aquellos tramos donde ha retrocedido o sido reemplazado por otras coberturas, proporcionando una visión espacial integrada de la dinámica reciente del ecosistema.

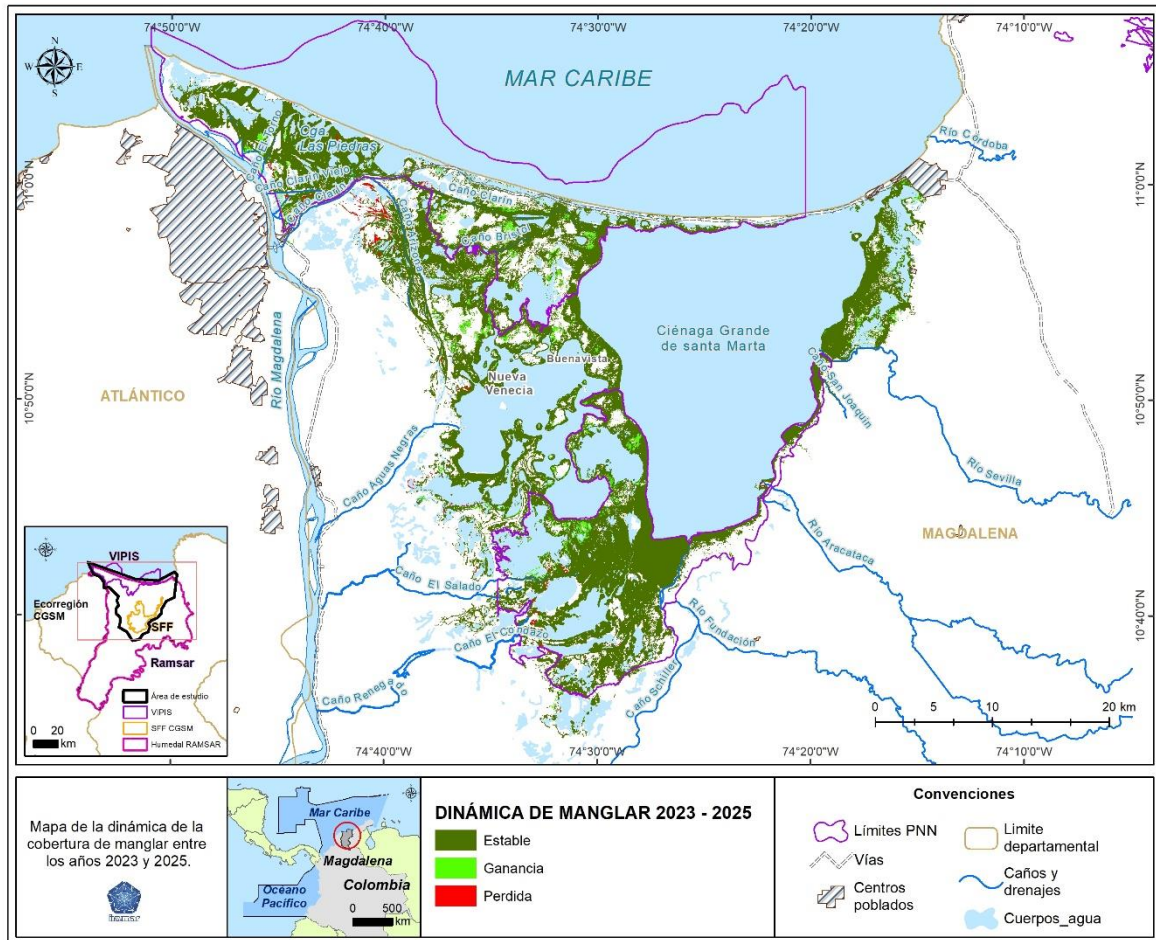


Figura 4.2-18 Dinámica de pérdida, ganancia y estabilidad del manglar de la CGSM a escala 1:25000 entre el 2021 y el 2023

En términos cuantitativos, la Tabla 4.2-5 muestra que el manglar estable alcanza aproximadamente 41.759,97 ha, mientras que la ganancia de manglar suma 1.837,13 ha y la pérdida de manglar (antes manglar, ahora otras coberturas) corresponde a cerca de 450,50 ha. Estos valores indican que alrededor del 98,9 % del manglar presente en 2023 se mantiene estable en 2025, que aproximadamente un 4,3 % adicional se incorpora como nueva cobertura de manglar y que cerca del 1,1 % ha sido reemplazado por otras coberturas. Como resultado de esta dinámica, el área total de manglar vivo pasa de 42.210,47 ha en 2023 a 43.597,10 ha en 2025, lo que representa un aumento neto de 1.386,63 ha. No obstante, el análisis espacial evidencia que la pérdida de manglar no se distribuye de manera homogénea, sino que se concentra en sectores específicos, destacándose el sector de Los Cocos, en la zona aledaña al Via Parque Isal de Salamanca a lo largo de la vía Ciénaga–Barranquilla, donde se registran aproximadamente 211,03 ha de manglar perdido, equivalentes a cerca del 47 % de la pérdida total del periodo 2023–2025. En conjunto, estos resultados evidencian un escenario general de incremento neto de la cobertura de manglar a escala del complejo lagunar, coexistiendo con focos localizados de afectación que requieren atención prioritaria en los procesos de gestión y conservación del ecosistema.

Tabla 4.2-5 Valores de extensión de manglar vivo y perdido en la CGSM, en el periodo 2023-2025

Dinámica de manglar 2023- 2025		ha	Total (ha)
Manglar vivo	Manglar estable	41.759,97	43.597,1
	Ganancia de manglar	1.837,13	
Pérdida de manglar	Antes manglar ahora otras coberturas	450,497	450,497

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

EVALUACIÓN DE LA COMUNIDAD DE AVES

Caracterización general de la comunidad de aves de la CGSM año 2025

En total se obtuvieron 450 registros de aves, pertenecientes a 66 especies (Tabla 4.2-6). De estas, el 86% de las especies fueron especies residentes y el otro 14% fueron especies migratorias boreales (Figura 4.2-19, Figura 4.2-20). Si bien, la mayoría de las especies no se encuentran en alguna categoría de amenaza (94 % de las especies están en preocupación menor), dos especies (*Molothrus armenti* y *Conirostrum bicolor*) se encuentran en la categoría de casi amenazadas, una (*Chauna chavaria*) se encuentra en vulnerable y una (*Chrysuronia lilliae*) se encuentra en peligro (Figura 4.2-21, Figura 4.2-22).



Figura 4.2-19. Ejemplares de especies de aves migratorias boreales. A) *Ciilodonias niger* B) *Pandion hileaeetus* C) *Tyrannus tyrannus*.



Tabla 4.2-6. 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, MB-migratoria boreal. Categorías de amenaza: LC-preocupación menor, VU-vulnerable, EN-en peligro crítico, NT-Casi amenazada. Gremios tróficos: CNV-carnívoro, PIS-piscívoro, OMN-omnívoro, HBV-herbívoros, INS-insectívoro, GR-granívoro, FRU-frugívoro, CAR-carroñero, NEC-nectarívoro, CMI-consumidor de macro invertebrados.

Familia	Especie	Estatus de residencia	Categoría de amenaza	Gremio trófico
Accipitridae	<i>Buteogallus anthracinus</i>	R	LC	CNV
	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	R	LC	CNV
	<i>Rupornis magnirostris</i>	R	LC	CNV
Anatidae	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	R	LC	OMN
	<i>Dendrocygna bicolor</i>	R	LC	HBV
Anhimidae	<i>Anhinga anhinga</i>	R	LC	PIS
	<i>Chauna chavaria</i>	R	VU	HBV
Aramidae	<i>Aramus guarauna</i>	R	LC	CMI
Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	R	LC	PIS
	<i>Ardea cocoi</i>	R	LC	PIS
	<i>Ardea ibis</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>Nycticorax nycticorax</i>	R	LC	PIS
	<i>Tigrisoma lineatum</i>	R	LC	PIS
Buconidae	<i>Hypnelus ruficollis</i>	R	LC	INS
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	R	LC	CAR
	<i>Cathartes burrovianus</i>	R	LC	CAR
	<i>Coragyps atratus</i>	R	LC	CAR
Alcedinidae	<i>Megaceryle alcyon</i>	MB	LC	PIS
	<i>Megaceryle torquata</i>	R	LC	PIS
Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i>	R	LC	GR
	<i>Patagioenas cayennensis</i>	R	LC	GR
Cracidae	<i>Ortalis garrula</i>	R	LC	HBV
Cuculidae	<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
Furnariidae	<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	R	LC	INS
	<i>Dendroplex picus</i>	R	LC	INS
Hirundinidae	<i>Progne tapera</i>	R	LC	INS
Icteridae	<i>Quiscalus mexicanus</i>	R	LC	OMN
	<i>Molothrus armenti</i>	R	NT	GR



INFORME TÉCNICO FINAL 2025:
“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	Gremio trófico
Jacaniidae	<i>Jacana jacana</i>	R	LC	CMI
Pandionidae	<i>Pandion hiliaetus</i>	MB	LC	PIS
Parulidae	<i>Parkesia noveboracensis</i>	MB	LC	INS
	<i>Protonotaria citrea</i>	MB	LC	INS
	<i>Setophaga petechia</i>	MB	LC	INS
Pelecanidae	<i>Pelecanus occidentalis</i>	R	LC	PIS
Phalacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianum</i>	R	LC	PIS
Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	R	LC	INS
	<i>Melanerpes rubricapillus</i>	R	LC	INS
Psittacidae	<i>Eupsittula pertinax</i>	R	LC	FRU
Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i>	MB	LC	CMI
Laridae	<i>Phaetusa simplex</i>	R	LC	PIS
	<i>Sternula superciliaris</i>	R	LC	PIS
	<i>Chlidonias niger</i>	MB	LC	PIS
Thamnophilidae	<i>Sakesphorus canadensis</i>	R	LC	INS
Thraupidae	<i>Coereba flaveola</i>	R	LC	NEC
	<i>Conirostrum bicolor</i>	R	NT	INS
Threskiornithidae	<i>Eudocimus albus</i>	R	LC	CMI
	<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	R	LC	CMI
	<i>Platalea ajaja</i>	R	LC	CMI
Trochilidae	<i>Chrysuronia lilliae</i>	R(E)	EN	NEC
Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus</i>	R	LC	INS
Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>	R	LC	INS
	<i>Fluvicula pica</i>	R	LC	INS
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	R	LC	OMN
	<i>Tyrannus tyrannus</i>	MB	LC	INS
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	R	LC	INS
	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	R	LC	INS
	<i>Todirostrum cinereum</i>	R	LC	INS
Vireonidae	<i>Hylophilus flavipes</i>	R	LC	INS

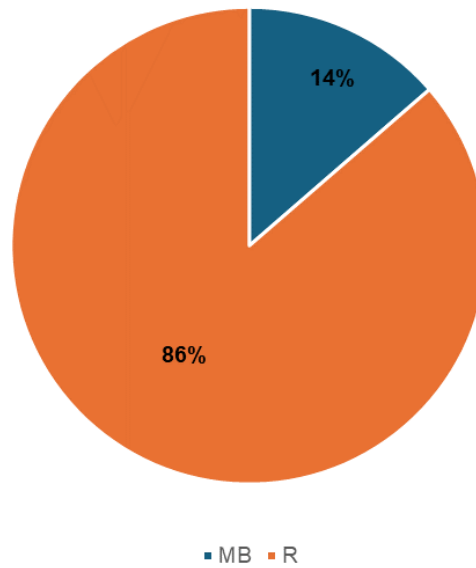


Figura 4.2-20. Representación de las especies de aves detectadas en el monitoreo de avifauna asociada a bosques de manglar, en la Ciénaga Grande de Santa Marta -2025, de acuerdo con su estatus de residencia. Categorías de estatus de residencia: R-residente, R(E)-residente y endémica, MB-migratoria boreal

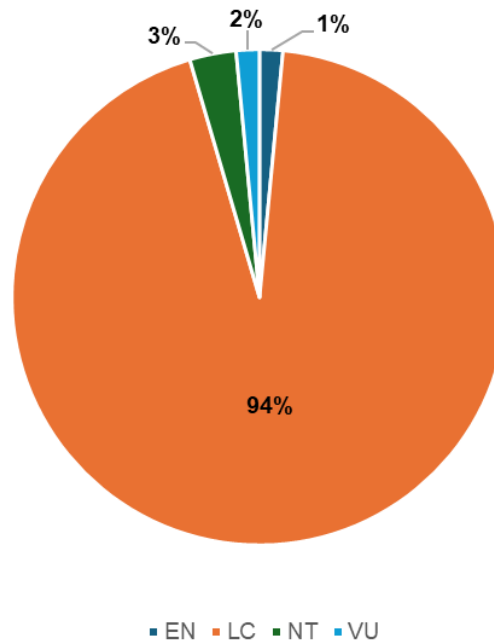


Figura 4.2-21. Representación de las especies de aves detectadas en el monitoreo de avifauna asociada a bosques de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2025, de acuerdo con su categoría de amenaza. Categorías de amenaza: LC-preocupación menor, VU-vulnerable, EN-en peligro crítico, NT-Casi amenazada.



Figura 4.2-22. Ejemplares es especies de aves que se encuentran en alguna categoría de amenaza. A) *Molothrus aeneus* (NT), A) *Chrysuronio lilliae* (EN), C) *Chauna chavaria* (VU). Categorías de amenaza: LC-preocupación menor, VU-vulnerable, EN-en peligro crítico, NT-Casi amenazada.

El gremio trófico que estuvo representado por una mayor proporción de especies fue el de aves insectívoras, seguido por las aves piscívoras y las consumidoras de macro invertebrados. Los demás gremios tróficos estuvieron menos representados (<6 %; Figura 4.2-23). Algunas de las especies insectívoras que se destacaron fueron: *Crotophaga ani*, *C. sulcirostris*, *Conirostrum bicolor*, *Myiarchus tyrannulus*, entre otras. Entre las representantes de las aves piscívoras estuvieron: *Ardea alba*, *Ardea cocoi*, *Egretta thula*, *Phaetusa simplex*. Algunas de las representantes de las especies consumidoras de macroinvertebrados fueron: *Aramus guarauna*, *Eudocimus albus*, *Jacana jacana*. El listado completo de las especies de cada gremio se encuentra en la Tabla 4.2-6. En la Figura 4.2-24, se muestran las fotografías de algunos ejemplares de los gremios tróficos.

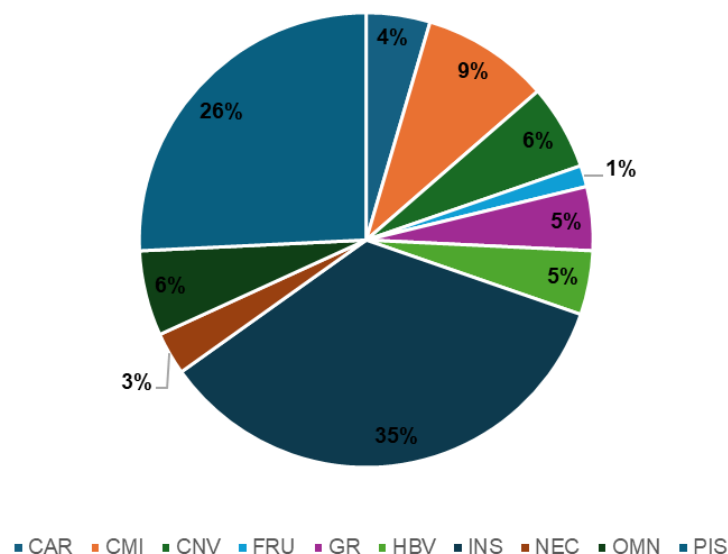


Figura 4.2-23. Porcentaje de representatividad de los gremios tróficos de las especies de aves detectadas en el monitoreo de avifauna asociada a manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta, 2025. CAR-carroñero, CNV-carnívoro, CMI-consumidor de macroinvertebrados, FRU-frugívoro, GR-granívoro, HBV-herbívoros, PIS-piscívoro, INS-insectívoro, OMN-omnívoro.



Figura 4.2-24. Ejemplares que representan diferentes gremios tróficos. A) *Ardea cocoi*- Piscívora B) *Buteogallus anthracinus*-Carnívora C) *Aramus guarauna*-Consumidora de macroinvertebrados D) *Ortalis garrula*-Herbívora E) *Cathartes burrovianus*-Carroñera F) *Chrysornis lilliae*-Nectarívora G) *Daptrius chimachima*-Omnívora H) *Patagioenas cayennensis*-Granívora I) *Myiarchus tyrannulus*-Insectívora.

La presencia de estos diferentes gremios tróficos da cuenta de la diversidad funcional en el ecosistema de manglar. Esta diversidad funcional se relaciona directamente con la provisión de servicios ecosistémicos provistos por las aves ([Sekercioglu, 2012](#)). Sin embargo, son notables las diferencias en la representación de especies por gremio trófico de este año con el año anterior ([INVEMAR, 2024c](#)). En el 2024, se observó una mayor proporción de especies piscívoras y consumidoras de macroinvertebrados. Sin embargo, la menor representación de estos grupos en este año obedece a que solo se muestrearon dos estaciones y una de ellas fue ANE, la cual es una estación que se encuentra cerca de la frontera ganadera y por lo tanto con una fuerte influencia de aves terrestres. Por esta razón, hubo una alta proporción de especies insectívoras, las cuales son comunes en estas zonas de transición ([Poulin et al., 1994](#)).

Comparación de la comunidad de aves entre estaciones

Entre las dos estaciones que hacen parte de las estaciones que se han venido monitoreando, en la estación ANE se registró una mayor riqueza de especies (50 especies), en tanto que la estación CGD se observaron 32 especies. Mientras que en el muestreo realizado en la zona de la Ciénaga de

Machete invadida por macrófitas, se registraron siete especies. Esta mayor riqueza de especies obedece a que en la estación ANE se encontraron no solamente especies características de manglar tales como garzas y otras aves acuáticas, sino que también especies características de bordes de humedales (por ejemplo, *Chauna chavaria*), así como de hábitats terrestres como *Tyrannus melancholicus*).

Los perfiles de diversidad evidencian que, tanto en la estación de ANE como la estación de CGD, la riqueza de especies está influenciada por la presencia de un importante número de especies raras (poco abundantes) y solo unas pocas especies dominantes. Esto se interpreta a partir del cambio en los valores de diversidad entre los diferentes órdenes de diversidad, ya que entre cada orden de diversidad hay un cambio de diversidad considerable (Figura 4.2-25). Este es un patrón común en comunidades biológicas naturales de la región tropical, en donde los valores altos de diversidad están influenciados por la presencia de un alto número de especies raras ([Hubbel, 2001](#))

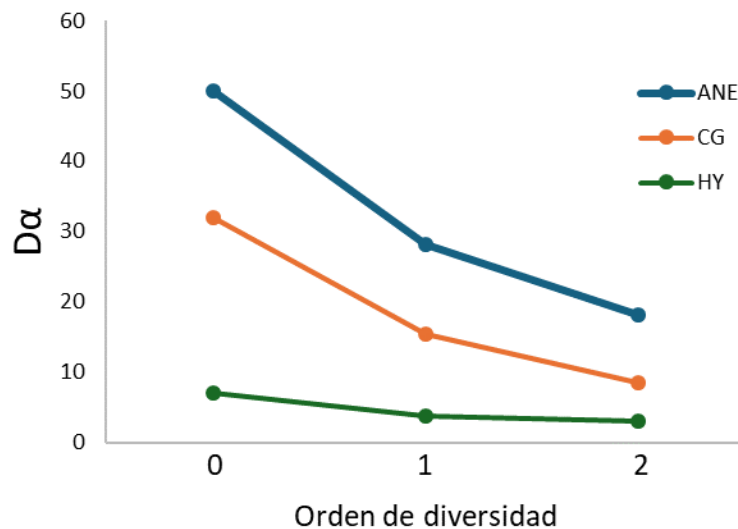


Figura 4.2-25. Perfil de diversidad alfa ($D\alpha$) por descomposición de números de Hill, considerando tres órdenes de diversidad (0, 1 y 2)

Lo anterior se reafirma con las curvas de rango abundancia para ambas estaciones (Figura 4.2-26 y Figura 4.2-28), en donde se aprecia la dominancia de unas pocas especies. En la estación ANE la especie más abundante fue *Chauna chavaria*, seguida por *Tyrannus dominicensis* y *Crotophaga ani*. *Crotophaga sulcirostris*, *Aramus guarana*, *Coereba flaveola* y *Eudocimus albus*, también se encuentran entre las especies más abundantes en esta estación, aunque en menor medida (Figura 4.2-26). *Chauna chavaria* es una especie herbívora; *T. dominicensis*, *C. ani* y *C. sulcirostris*, son especies insectívoras; *C. flaveola* es una especie nectarívora ([Billerman et al., 2022](#)) (Figura 4.2-27). La presencia de estas especies, como se mencionó antes, evidencia una fuerte influencia de aves que también son comunes en hábitats terrestres. Las únicas especies con abundancias mayores que dependen exclusivamente de recursos acuáticos son *A. guarana* y *E. albus*, las cuales son consumidoras de macro invertebrados acuáticos ([Billerman et al., 2022](#)).

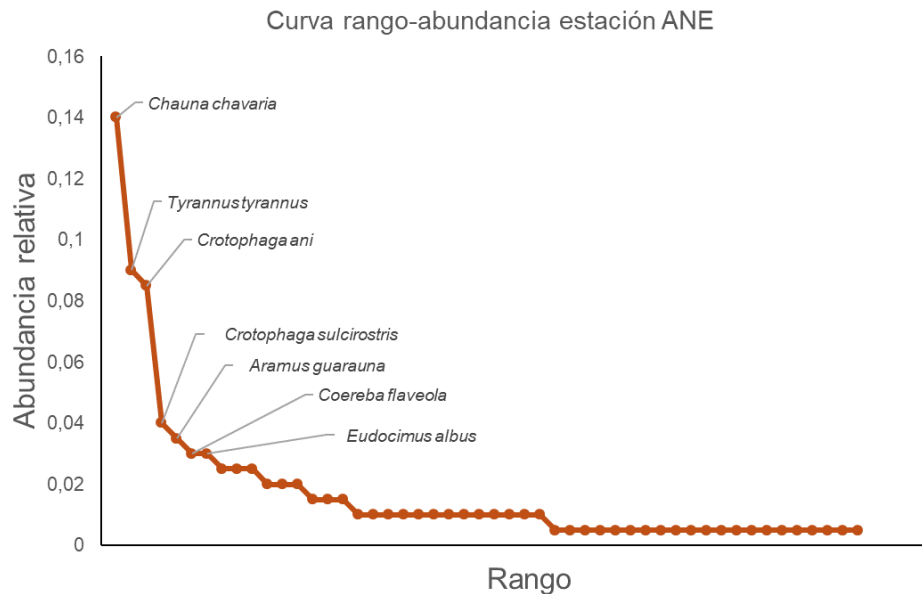


Figura 4.2-26. Curva rango abundancia de la comunidad de aves de la estación ANE.

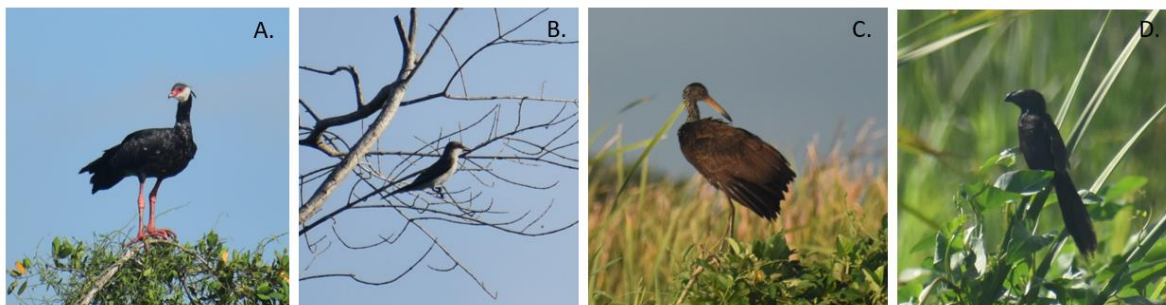


Figura 4.2-27. Ejemplares de algunas de las especies más abundantes en la estación ANE. A) *Chauna chavaria* B) *Tyrannus tyrannus* C) *Aramus guarauna* D) *Crotophaga sulcirostris*.

La presencia de especies piscívoras y consumidoras de macro invertebrados acuáticos, es característica de ecosistemas acuáticos en donde hay buena disponibilidad de estos recursos. El que las aves de estos grupos no estén entre las más abundantes dan muestra del estado de este sector, en donde el manglar no se encuentra en buen estado y está cerca de la frontera ganadera.

En contraste, en la estación de CGD las especies más abundantes fueron *Ardea alba* y *Ardea cocoi*, seguidas por *Nannopterum brasilianum* y *Conirostrum bicolor*. *Quiscalus mexicanus*, también fue una de las especies más abundantes en esta estación (Figura 4.2-28). *Ardea alba*, *A. cocoi* y *N. brasilianum* (Figura 4.2-29), son todas especies piscívoras, mientras que *C. bicolor* es una especie insectívora característica de bosques de manglar. Por su parte *Q. mexicanus*, que es una especie omnívora muy generalista, se encuentra de manera natural en ecosistemas de manglar. Lo anterior es evidencia de la buena condición en la que se encuentran en bosque de manglar del sector de esta estación. La presencia de aves piscívoras y consumidoras de macroinvertebrados acuáticos es

indicativo de buen estado de ecosistemas acuáticos, especialmente en lo que se refiere a la disponibilidad de recursos ([Lindén et al., 2025](#)).

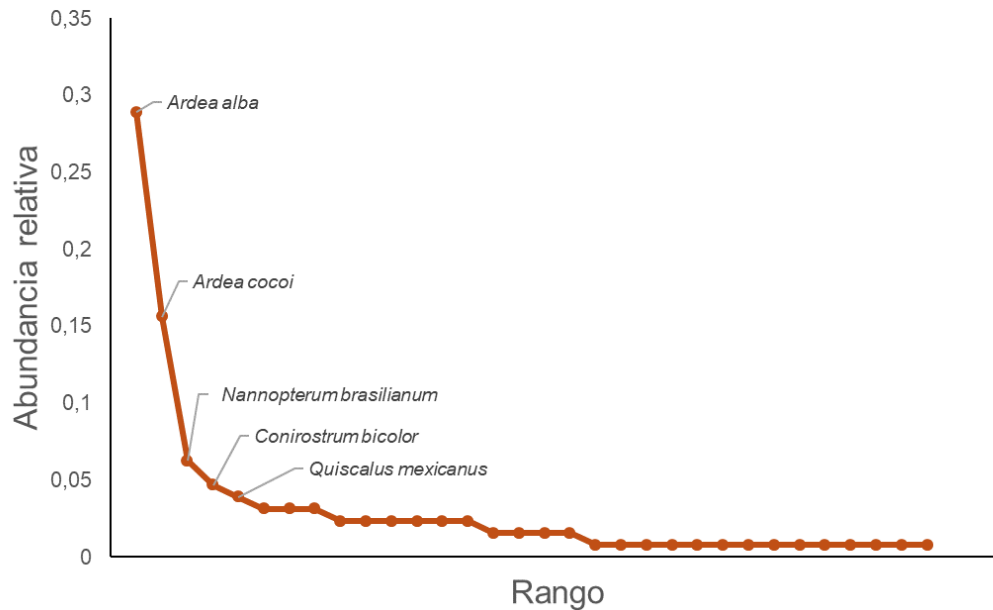


Figura 4.2-28. Curva rango abundancia de la comunidad de aves de la estación CG



Figura 4.2-29. Ejemplares de algunas de las especies más abundantes en la estación CG. A) *Ardea alba* B) *Ardea cocoi* C) *Nannopterum brasilianum*.

La presencia de macrófitas ha ocasionado cambios en la composición de la comunidad de aves en algunas zonas de la CGSM.

Por su parte, en la zona invadida por macrófitas (*Hydrilla verticillata* y Buchón de agua-*Pontederia crassipes*, Figura 4.2-30), fue notorio el cambio en la composición de especies que se suelen observar en las áreas del interior de la ciénaga. El gallito de agua (*Jacana jacana*), fue la especie notoriamente más abundante (Figura 4.2-31 y Figura 4.2-32B). Esta es una especie característica de los bordes de

humedales, en donde los cuerpos de agua son poco profundos y hay presencia de vegetación flotante. En la CGSM era muy raro observar a *J. jacana* hacia el interior del espejo de agua y se solía ver en los bordes de la Ciénaga. Encontrar esta especie con mayor frecuencia al interior de la ciénaga, evidencia como la invasión de macrófitas está promoviendo la proliferación de esta especie. Se ha demostrado como la invasión de plantas en ecosistemas acuáticos genera cambios en la composición de la comunidad de aves a lo largo del tiempo (Sica *et al.*, 2018). Sin embargo, vale la pena resaltar que los cambios en la CGSM con la invasión de macrófitas se han hecho evidentes de un año para otro, lo que invita a prestar atención a esta problemática.



Figura 4.2-30. Cobertura de *Hydrilla verticillata* en Ciénaga de Machete.

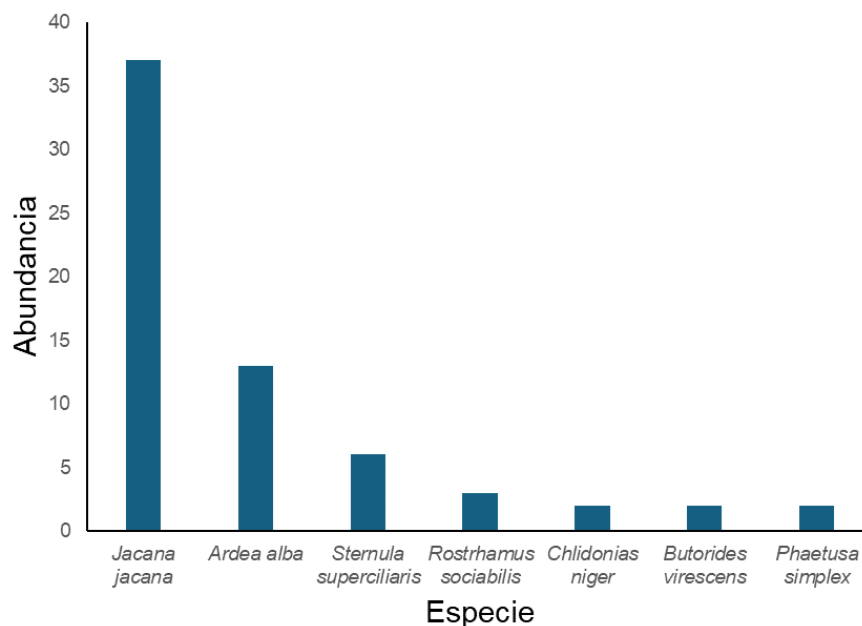


Figura 4.2-31. Abundancia de las diferentes especies registradas en un área invadida por macrófitas.

Otra de las especies que se ha hecho más notoria en la zona invadida por macrófitas, ha sido *Rostrhamus sociabilis* (Figura 4.2-32D), conocida como águila caracolera. Esta especie también es común observarla hacia los bordes de la ciénaga, donde hay presencia de vegetación flotante que alberga caracoles, que son su principal fuente de alimento. En las entrevistas hechas a las mujeres del poblado de Buenavista, en donde también está ocurriendo la invasión de macrófitas, varias de las entrevistadas manifestaron estar viendo esta especie de ave cerca al pueblo de manera recurrente, hecho que antes no ocurría.

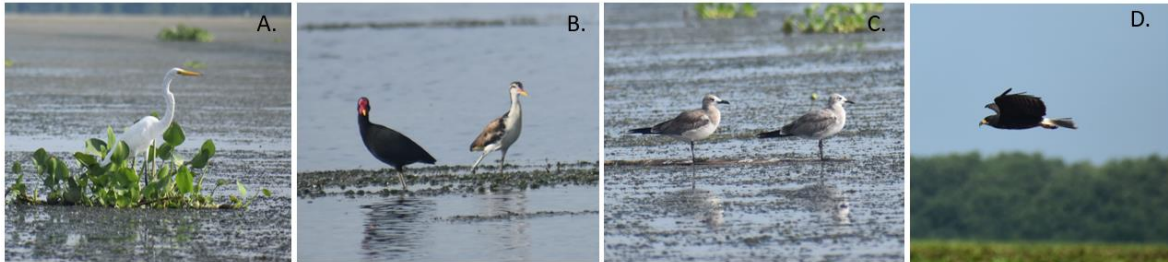


Figura 4.2-32. Ejemplares de las especies más abundantes en la zona invadida por *Hydrilla verticillata*. A) *Ardea alba* B) *Jacana jacana* ejemplar adulto (izquierda) y ejemplar juvenil (derecha) C) *Leucophaeus atricilla* D) *Rostrhamus sociabilis*.

Diferencias en composición de especies entre estaciones

Las diferencias en composición de especies de aves entre las localidades de la estación ANE y CG, se reafirma al analizar la diversidad beta entre estas dos localidades. Los valores de diversidad beta entre dos localidades pueden variar entre 1 y 2, 2 indica que son dos comunidades completamente diferentes en su composición de especies y 1 que son exactamente iguales. Los valores de diversidad beta para los tres órdenes de diversidad evaluados estuvieron entre 1,61 y 1,69 (Figura 4.2-33), lo que nos indica que estas dos localidades se diferencian en más del 60% de su composición de especies. Algo que tiene mucho sentido, considerando las diferencias en la condición de los bosques de manglar de estas dos estaciones y su ubicación. Los bosques de manglar de la estación CG, se encuentran mejor conservados y hacia el interior de la ciénaga, mientras que la estación ANE el bosque de manglar está más deteriorado y se ubica hacia los bordes de la ciénaga.

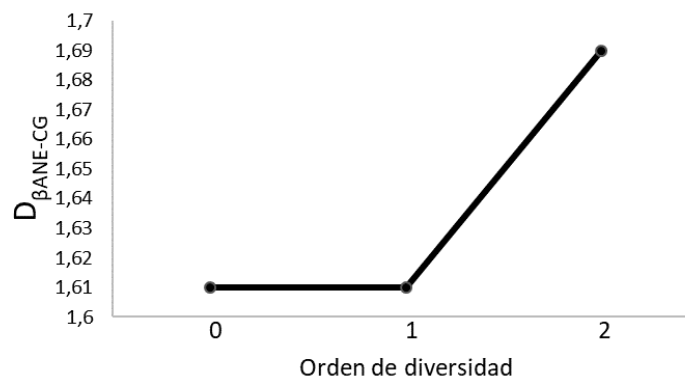


Figura 4.2-33. Perfil de diversidad beta (D_{β}) entre la comunidad de aves de la localidad ANE y la localidad CG, considerando tres órdenes de diversidad (0, 1 y 2).

CAMBIOS TEMPORALES DE LA COMUNIDAD DE AVES DE LA CGSM

En un análisis para el periodo entre 2021 y 2024, se encontró que la estación ANE se diferencia significativamente de las otras estaciones respecto a su composición de especies de aves ([INVEMAR, 2024c](#)). En esta oportunidad se quiso visualizar cual es la tendencia de la diversidad de aves en los últimos cinco años de monitoreo para las estaciones ANE y CGD, y en los últimos cuatro años para las estaciones KM22, LUN, RIN y la CGSM en general (Figura 4.2-34 A-F).

Respecto a la riqueza de especies (diversidad de orden 0, q_0), se observó una disminución en el año 2022 a nivel de toda la Ciénaga y no hubo diferencias entre estaciones, ya que el patrón general se repitió en todas (Figura 4.2-34 A-F). Sin embargo, si hubo diferencias entre estaciones cuando se analizó la diversidad de orden 1 (q_1), que evalúa el número de especies efectivas, quitándole peso a las especies raras; y cuando se analizó la diversidad de orden 2 (q_2), que básicamente se centra en la diversidad de especies dominantes. Estas diferencias se evidenciaron en la estación ANE, la cual se distinguió de las otras estaciones porque en el año 2023 hubo una marcada disminución en los valores de estos dos órdenes de diversidad, mientras que en el resto de las estaciones no se presentaron cambios drásticos entre los años evaluados (Figura 4.2-34). Lo anterior nos indica que ese año en la estación ANE, hubo una predominancia de especies raras y una menor diversidad de especies comunes y de especies dominantes. Se podría pensar que la disminución de la riqueza de especies (q_0) en el año 2022 obedece a una disminución en la disponibilidad de recursos para algunas aves, especialmente para aves piscívoras, ya que en ese año se reportó una menor proporción de especies de este gremio trófico, respecto a los años 2021 y 2023.

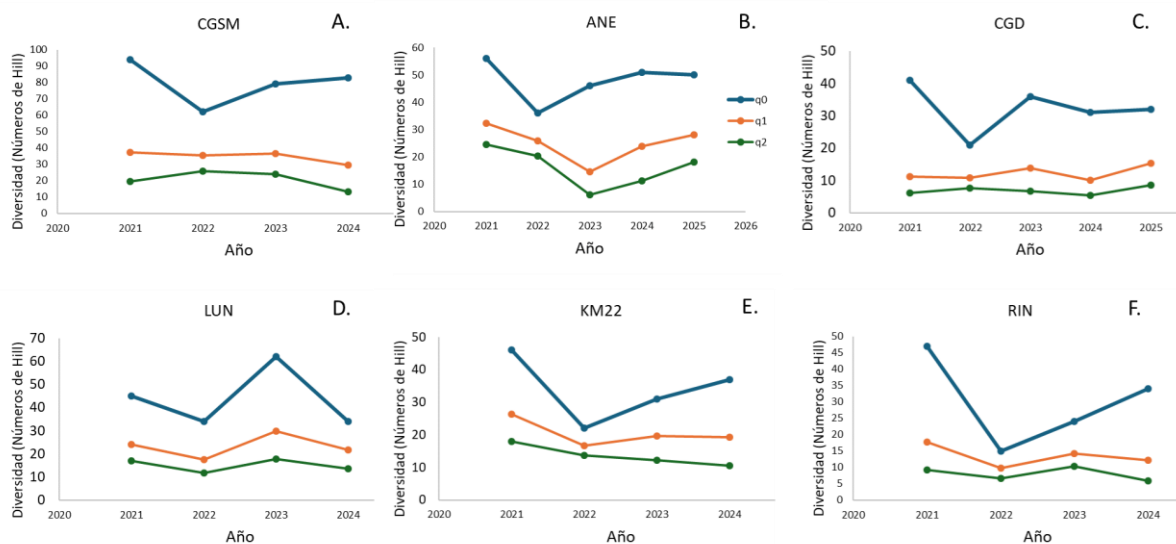


Figura 4.2-34. Tendencia de la diversidad de aves por descomposición de números de Hill de la comunidad de aves de la CGSM en general (A.) y de la comunidad de aves las diferentes estaciones por separado (B-F). Se consideraron tres órdenes de diversidad (0, 1 y 2).

También, se evaluó la tendencia de la abundancia de cinco especies de interés para la conservación, que han sido registradas en los monitoreos que se han realizado desde el año 2016 en el marco de proyecto de fortalecimiento de la CGSM. Dichas especies fueron: *Chauna chavaria*, *Chrysoronia lilliae*, *conirotrum bicolor*, *Ortalis garrula* y *Molothrus armenti*.

En los últimos años *Chauna chavaria*, una especie de interés para la conservación, ha incrementado su abundancia en la CGSM.

De las cinco especies evaluadas, se encontró que el Chavarril (*Chauna chavaria*) ha incrementado significativamente su abundancia en la CGSM ($p < 0.05$, $R^2 = 0.583$; Figura 4.2-35). La mayor parte de los registros de esta especie han sido en la estación ANE. Para las otras cuatro especies no se encontró una tendencia significativa ($p > 0.05$; Figura 4.2-35 B-E). Sin embargo, aunque no estadísticamente significativa, para el Colibrí Cenaguero (*Chrysuronia lilliae*) y la Guacharaca Caribeña (*Ortalis garrula*) se observa un incremento de su abundancia con el paso del tiempo (Figura 4.2-35 B y E). Mientras que, para el conirrostro manglero (*Conirostrum bicolor*) y el tordo chico (*Molothrus armenti*) no hay una tendencia clara de cambios en su abundancia en los últimos años (Figura 4.2-35C-D). Lo anterior pone en evidencia cómo el mejoramiento del estado del manglar en los últimos años ha tenido efectos positivos en algunas especies de aves de interés de conservación.

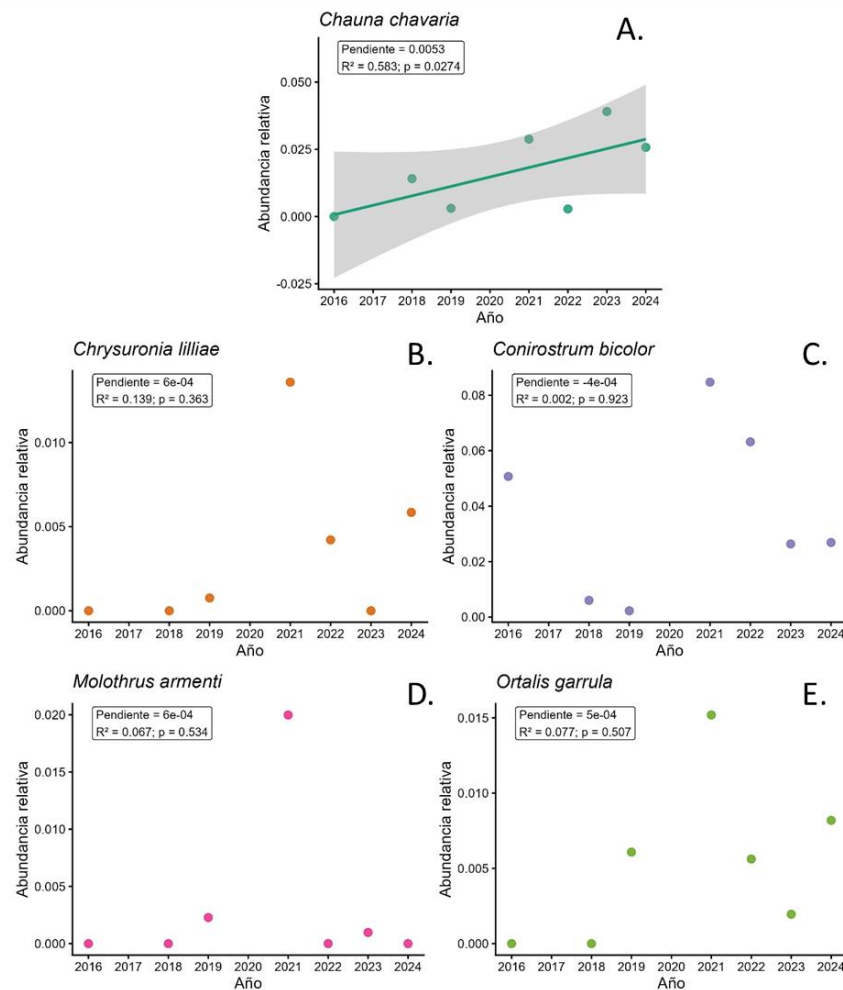


Figura 4.2-35. Tendencias de cambios en la abundancia relativa de cinco especies de interés para la conservación en la CGSM, en el periodo 2016 y 2024.

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

Desde el 2024, se planteó que es clave entender como las personas que habitan este territorio se relacionan con el manglar y específicamente con las aves ([INVEMAR, 2024c](#)). Esta información puede explicar el éxito o las limitaciones de las diferentes iniciativas para la conservación de la biodiversidad en la CGSM y ayuda a orientar los planes de manejo de la biodiversidad local ([Cebrián-Piqueras et al., 2020](#)). Es fundamental conocer la percepción que tiene diferentes miembros de la comunidad, acerca de las aves que se encuentran en su entorno, ya que esta percepción puede cambiar entre géneros, edades e incluso los oficios que desempeñan las personas en la comunidad. El año pasado se realizaron entrevistas a hombres pescadores, para conocer su percepción de las aves que observan y con las que se relacionan en la CGSM. Estas entrevistas evidenciaron cómo las personas de esta comunidad valoran ciertas aves y han notado algunos cambios en su comportamiento. Además, se reflejó el papel cultural y el estrecho vínculo entre los pescadores y las aves en el oficio de la pesca ([INVEMAR, 2024c](#)). Este año los esfuerzos estuvieron dirigidos a otros miembros de la comunidad: infancias entre 4 y 13 años y mujeres de diferentes edades.

TALLER DE EDUCACIÓN AMBIENTAL CON INFANCIAS

En el taller con infancias, la convocatoria fue más exitosa de lo que se esperaba. Se esperaba la asistencia de 25 a 35 niños y niñas, pero acudieron 49: 24 niñas y 25 niños (Figura 4.2-36).



Figura 4.2-36. Taller de educación ambiental sobre aves de la CGSM en el pueblo palafito de Buenavista

En la primera parte del taller, en la que se narró un cuento interactivo (Anexo 9-1) con sonidos de algunas aves de La CGSM, hubo una participación de los niños y niñas. Vale la pena destacar que varios de los sonidos de las especies de aves que aparecieron en el cuento fueron reconocidos por niños y niñas, especialmente las especies más comunes y llamativas (Figura 4.2-37). Entre las especies que reconocieron sus sonidos estuvieron: el Carrao (*Aramus guarana*), el Águila Colorada (*Busarellus nigricollis*), la Guacharaca (*Ortalis garrula*) y el Ibis (*Eudocimus albus*). Estas especies son de gran tamaño y abundantes en la CGSM, lo que explica que hayan sido fácilmente reconocidas por su sonido.

Las niñas y los niños de Buenavista reconocen varias especies de aves que habitan la CGSM.

En cambio, otras especies como la Garcilla Verde (*Butorides virescens*), la Avetigre (*Tigrisoma mexicanum*) y El Chavarril (*Chauna chavaria*) no fueron reconocidas por los niños y niñas a partir de su sonido. Sin embargo, cuando se les presentó la imagen de las aves, varios asistentes las reconocieron visualmente. Estas especies, aunque también son de tamaño notable, son menos comunes en zonas aledañas al poblado y/o tienen comportamientos que las hacen más difíciles de ver. También, se presentaron especies que, aunque son comunes en los bosques de manglar, no fueron reconocidas ni visual ni auditivamente. Estas especies fueron: el Batará (*Sakesphorus canadensis*) y el colibrí ventrizafiro (*Chrysoronia lilliae*).



Figura 4.2-37. Actividad de narración de cuento interactivo con sonidos de aves, inspirado en los pueblos palafitos de la CGSM

Estos resultados del taller, evidencian cómo hay algunas especies de aves con las cuales las infancias están más familiarizadas, que obedece principalmente a lo conspicuas que sean las especies y lo comunes que son en el entorno de los niños y las niñas. También, muestran que hay otras especies de aves de las cuales las infancias no tienen conocimiento de que existan en su territorio. De ahí la importancia de realizar más talleres de educación ambiental (Figura 4.2-38) y de generar material audiovisual para fortalecer el conocimiento local de su biodiversidad, destacando la importancia que cumplen las especies de aves en el ecosistema y en la vida de la CGSM.



Figura 4.2-38. Tercera actividad del taller de educación ambiental sobre aves de la CGSM en el pueblo palafito de Buenavista.

ENTREVISTAS A MUJERES DE DIFERENTES EDADES

Las 11 mujeres entrevistadas estuvieron entre los 22 y los 59 años de edad, diez de ellas han vivido en la Ciénaga desde que nacieron y solo una llegó a vivir cuando tenía 15 años, y ha vivido allí durante 44 años. Todas ellas son mujeres casadas, que se dedican a las labores domésticas y solo dos de ellas tiene un trabajo adicional del que obtienen una retribución económica. Una de ellas es madre comunitaria y la otra tiene un pequeño restaurante.

En total, mencionaron 37 tipos de aves a lo largo de las entrevistas, a las cuales se pudo asociar a 23 especies (Tabla 4.2-7). En el año anterior, los pescadores mencionaron 18 especies de aves a lo largo de las entrevistas ([INVEMAR, 2024c](#)). Hubo gran diferencia entre mujeres y hombres respecto al reconocimiento de las aves con las que más se relacionan o más se familiarizan.

En general solo ocho especies fueron mencionadas tanto por hombres como por mujeres, mientras que 15 especies fueron mencionadas exclusivamente por mujeres y 10 especies exclusivamente por los hombres (Figura 4.2-40A, Tabla 4.2-7). En lo referente a las aves que más les gusta (pregunta 1), entre hombres y mujeres comparten el gusto por tres especies: *Phaetusa simplex*, *Phoenicopterus ruber*, *Spatula discors* (Figura 4.2-40B). Tanto mujeres como hombres les gusta las tangas (*P. simplex*) porque el sonido que hacen en la madrugada, el cual funciona como despertador. En tanto que el Flamenco (*P. ruber*) y el Barrequete (*S. discors*) son valorados por su belleza y sus colores. En el caso de las mujeres, la mayoría de ellas manifestaron tener un gusto especial por la Garza blanca (*Ardea alba*). El principal motivo por el que les atrae esta ave es por su belleza, les gusta su color blanco y su apariencia elegante. Además, dicen que, como a estas garzas les gusta estar cerca de las casas, las adornan y dan color al pueblo (Figura 4.2-39). En el caso de los hombres, las especies por las que habían manifestado tener mayor gusto están relacionadas con la actividad pesquera, tales como el Pelicano (*Pelecanus occidentalis*) y la Tijereta (*Fregata magnificens*) ([INVEMAR, 2024c](#)).



Figura 4.2-39. Garza blanca (*Ardea alba*) posada sobre el techo de una casa del pueblo palafito Buenavista.

La percepción de las aves de la CGSM que tienen las mujeres entrevistadas de Buenavista, que se dedican a las labores hogareñas, contrasta con la que tienen los hombres, quienes desempeñan las actividades de pesca.

Tabla 4.2-7. Especies de aves mencionadas por las personas entrevistadas en el pueblo palafito de Buenavista en los años 2024 (hombres pescadores) y 2025 (mujeres amas de casa).

Especie	Hombres (2024)	Mujeres (2025)
<i>Ardea alba</i>		X
<i>Ardea cocoi</i>		X
<i>Butorides virescens</i>	X	
<i>Chauna chavaria</i>	X	X
<i>Catharthes aura</i>	X	
<i>Chrysuronia lilliae</i>	X	X
<i>Coragyps atratus</i>	X	X
<i>Daptrius chimachima</i>		X
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	X	
<i>Dendrocygna viduata</i>	X	
<i>Fluvicola pica</i>		X
<i>Fregata magnificens</i>	X	



INFORME TÉCNICO FINAL 2025:
 “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”



<i>Himantopus mexicanus</i>		X
<i>Leucophaeus ATRICILLA</i>	X	
<i>Mycteria americana</i>	X	X
<i>Nannopterum brasilianum</i>	X	X
<i>Ortalis garrula</i>		X
<i>Pelecanus occidentalis</i>	X	X
<i>Phaetusa simplex</i>	X	X
<i>Phoenicopterus ruber</i>	X	X
<i>Pintangus sulphuratus</i>		X
<i>Quiscalus lugubris</i>		X
<i>Quiscalus mexicanus</i>		X
<i>Rostrhamus sociabilis</i>		X
<i>Rupornis magnirostris</i>	X	
<i>Setophaga petechia</i>		X
<i>Spatula clypeata</i>	X	X
<i>Spatula discors</i>	X	X
<i>Tito alba</i>	X	X

Cuando se les preguntó a las mujeres acerca de las aves que no les gustaban o les causaban problemas (pregunta 2). Hubo consenso en que el Lucío (*Quiscalus mexicanus*) y la Chinchirugua (*Quiscalus lugubris*) son las aves menos apreciadas por ellas. Las mujeres no gustan de estas especies porque se acercan a las casas y ensucian (defecan en las casas). Además, en las tardes llegan en bandadas a dormir en arboles de mangle que están cerca de las casas, para algunas mujeres les resulta molesto el ruido que producen y existe la creencia de que estas aves traen la plaga del monte (mosquitos).

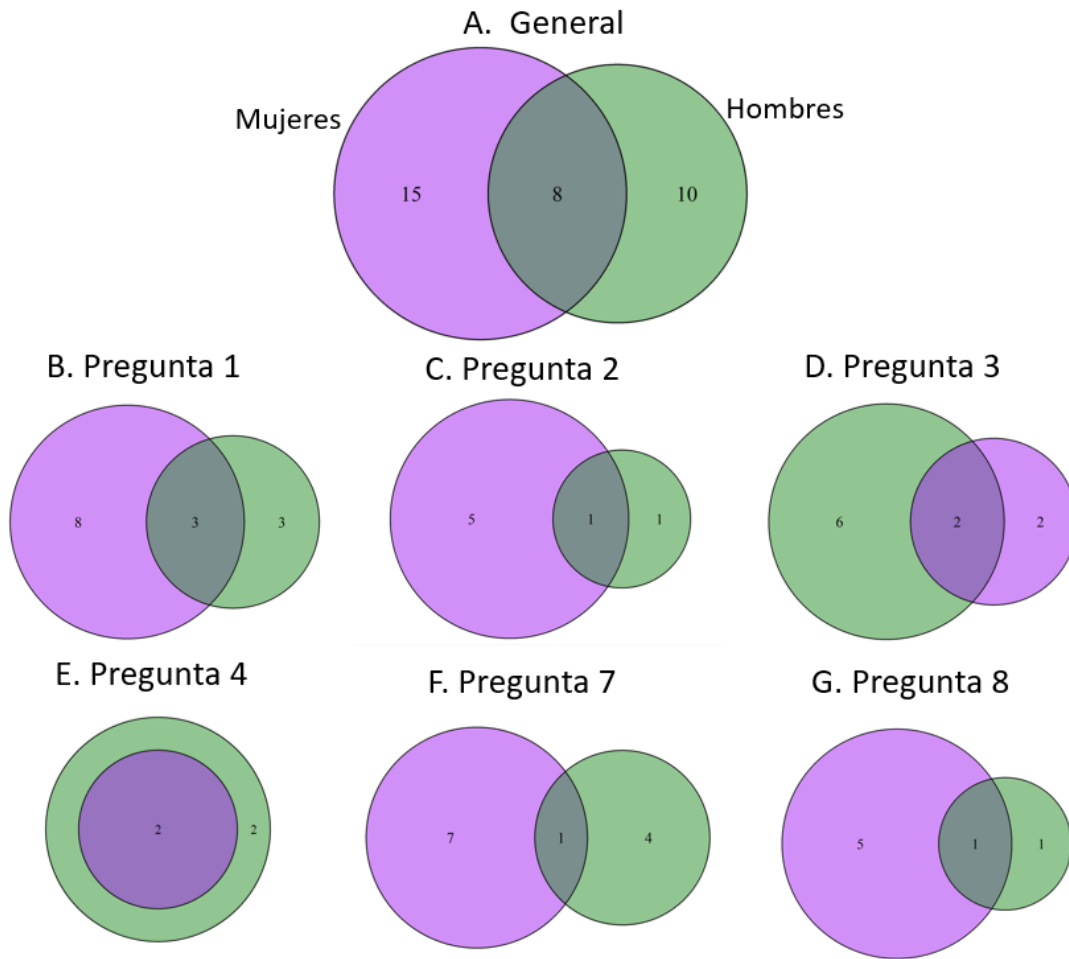


Figura 4.2-40. Diagramas de Venn que muestra el número de especies mencionadas por las personas entrevistadas que son comunes entre hombres y mujeres (intersección entre los dos círculos), exclusivamente mencionadas por mujeres (círculo morado), exclusivamente mencionadas por hombres (círculos verdes). Se muestra un diagrama de la entrevista en general (A) y separadamente para seis preguntas de la entrevista (B-G).

En cuanto a cuáles son las aves de las que se benefician, las mujeres destacaron principalmente aquellas aves que utilizan o han utilizado para el consumo. El cuervo o Cormorán (*Nannopterun brasilianum*) es la especie más apetecida para el consumo (Figura 4.2-41). El Barrequete (*Spatula discors*) es otra de las especies más utilizada para el consumo. Estas especies fueron las dos especies mencionadas tanto por las mujeres en este año, como por los hombres en el año anterior (Figura 4.2-40D). Otras especies que también son utilizadas para el consumo y fueron mencionadas por las mujeres fueron: el Cabello (Mycteria americana) y la Garza blanca (*Ardea alba*).



Figura 4.2-41. Cormorán o Cuervo (*Nannopterum brasilianum*), una de las especies más consumidas por los pobladores locales.

Para las mujeres hay algunas especies de aves que les dan información de fenómenos que van a ocurrir. Por ejemplo, la actividad de las golondrinas les avisa que va a llover. Pero también hay aves que les pueden indicar algo que ya ocurrió, tal es el caso de bandadas de goleros volando en círculos, que les informan sobre la presencia de algún cadáver. Este mismo reconocimiento informativo de estas especies de aves, también fue manifestado por los hombres en el año anterior ([INVEMAR, 2024c](#)). Sin embargo, entre los hombres también hay otras especies indicadoras, que no fueron mencionadas por las mujeres en las entrevistas. Para los hombres las Gaviotas (*Leucophaeus atricilla*) y tijeretas (*Fregata magnificens*) indican lugares en donde hay abundancia de peces (Figura 4.2-40E). Una vez más se manifiesta el vínculo de los hombres y las aves a través del oficio de la pesca.

Algo que también llama la atención, es que las mujeres entrevistadas no conocen historias acerca de las aves. Esto contrasta con la percepción de los hombres, quienes contaron diferentes historias acerca de las aves, especialmente historias en actividades de pesca ([INVEMAR, 2024c](#)).

Respecto a la percepción de las mujeres sobre aves que ahora se ven menos en la CGSM, no hubo consenso y las entrevistadas mencionaron ocho aves diferentes que sentían ver menos: *Pelecanus occidentalis*, *Mycteria americana*, *Spatula discors*, *Ardea cocoi*, *Nannopterum brasilianum*, *Tyto alba*, *Himantopus mexicanus* y *Phaetusa simplex*. La percepción en este aspecto, también es contrastante con la de los hombres, ya que solo una especie en común (*N. brasilianum*) consideran que está disminuyendo en la CGSM (Figura 4.2-40F).

Así mismo, la percepción acerca de las especies nuevas o que ahora se ven más en la CGSM fue muy variable entre hombres y mujeres. Mientras las mujeres reconocen seis especies (*Rostrhamus sociabilis*, *Chrysuronia lilliae*, *Fluvicola pica*, *Quiscalus mexicanus*, *Pintangus sulphuratus*, *Setophaga petechia*) que antes no veían o veían muy poco y ahora ven con mayor frecuencia, los hombres reconocen dos especies y solo una de ellas también fue mencionada por las mujeres (*C. lilliae*) (Figura 4.2-40G).

Vale la pena destacar que la mayoría de las mujeres entrevistadas coincidieron en que la Viudita (*Fluvicola pica*) y el Águila caracolera (*Rostrhamus sociabilis*), son de las especies que se han empezado a ver con más frecuencia cerca al pueblo (Figura 4.2-42). Esto, está estrechamente relacionado con la invasión de macrófitas, ya que estas especies de aves se ven favorecidas con las nuevas condiciones generadas por esta invasión. Además, las áreas aledañas a los pueblos palafitos están siendo de las más afectadas por esta problemática.



Figura 4.2-42. Especies de aves que ahora es común verlas cerca de los pueblos palafitos. A) *Fluvicola pica* B) *Rostrhamus sociabilis* ala izquierda y *Jacana jacana* a la derecha.

Cuando se les pregunto si habían participado en actividades que tuvieran como propósito la promoción de la conservación de las aves y de los recursos naturales en general, ninguna de las mujeres manifestó haber participado en alguna actividad y solo algunas dijeron saber que se han llevado a cabo estas actividades en su comunidad. De las que dijeron saber que habían ocurrido estas actividades, manifestaron que son los hombres quienes asisten.

Las repuestas en las entrevistas ponen en evidencia que hay una diferencia en la manera en que mujeres y hombres perciben y se relacionan con las aves de la CGSM. Para las mujeres el mayor interés sobre las aves radica en torno a lo bellas que son. Además, las aves que las mujeres tienen más presentes son aquellas que se ven a los alrededores de los pueblos palafíticos. En cambio, para los hombres muchas de las aves que más admiran son aquellas que les dan información sobre la pesca o con las que se relacionan en su quehacer pesquero.



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?

La captura total estimada entre enero y septiembre de 2025 fue de 4.814 t, con una media mensual de $534,85 \pm 22,19$ t (EE) (Figura 4.3-1). Este promedio indica que la producción pesquera en la CGSM se mantuvo dentro del rango de recuperación registrado desde 2017 (Figura 4.3-2). La serie temporal mostró dos comportamientos: uno inicial (2007-2016), con tendencia a la disminución en las capturas ($r = 0,72$; $p\text{-valor} < 0,05$), y otro en los últimos siete años, con una recuperación ($r = 0,66$; $p\text{-valor} > 0,05$). Las capturas anuales correspondiente a los años 2020- 2023 fueron las más altas de la última década. A partir del registro de 2025, se infirió que, de mantenerse el comportamiento de la media mensual, al completar el período anual del seguimiento, el desembarco anual estaría cercano a 6.420 t, cifra similar a la estimada para 2024 (Figura 4.3-1). Cabe señalar que, durante los últimos ocho años, no se ha incluido la producción de VIPIS, correspondiente a moluscos extraídos en esta área, debido a limitaciones administrativas.

La pesca en 2025 mantiene capturas estables dentro del rango de recuperación, con un desembarco anual estimado de 6.420 t, similar a 2024 pero inferior a los tres años previos.

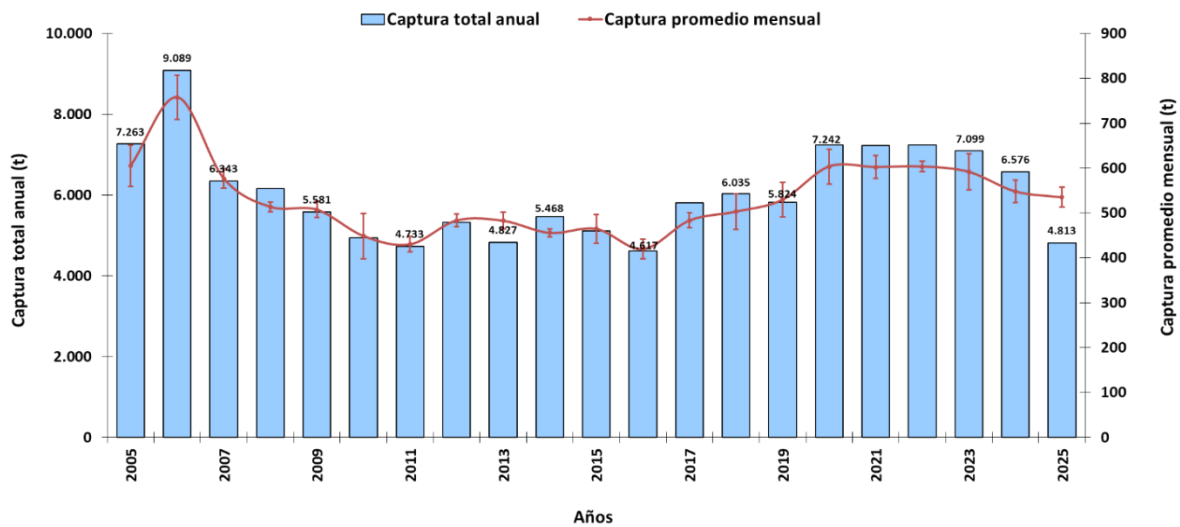


Figura 4.3-1. Captura desembarcada total anual y promedio mensual en la pesquería de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta. 2025: 9 meses.

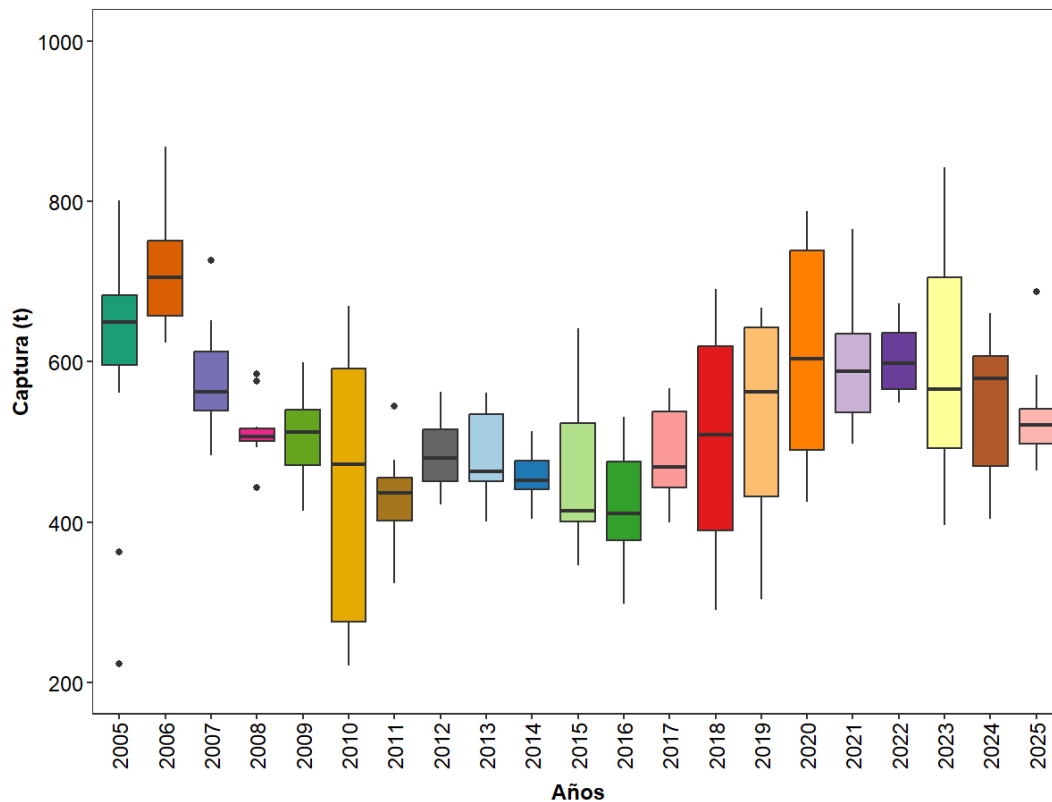


Figura 4.3-2. Variación interanual de las capturas de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta.

CAPTURAS ANUALES POR GRUPOS DE ESPECIES

Entre enero y septiembre de 2025, los peces fueron el grupo que más aportó a las capturas totales, con 3.792 t, seguido por los crustáceos con 1.021 t. Al comparar estos resultados con el mismo periodo de 2024, se observó un leve incremento: 1,3 % en peces y 4,2 % en crustáceos (Figura 4.3-3). El aumento en el grupo de crustáceos se explica por la inclusión del punto de desembarco de Buenavista, donde la actividad pesquera se centra en la captura de jaiba. De mantenerse este comportamiento, los desembarcos podrían alcanzar valores cercanos a los estimados entre 2020 y 2023, superiores a los estimados en el período 2007-2019 (Figura 4.3-1). Este comportamiento confirma el estado de recuperación de la producción pesquera observado 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.

En cuanto a los crustáceos (camarones y jaibas), se evidencia una tendencia creciente en la producción, atribuida a la relevancia que ha adquirido las jaibas en los últimos años, ya que inicialmente no era considerada un recurso de gran importancia comercial (producto de exportación). Si la producción anual continúa con los valores medios mensuales observados hasta septiembre de 2025, se infiere que el rendimiento para este grupo se acercaría a 1.350 t, cifra superior a la media anual de la serie temporal (Figura 4.3-3).

Por otro lado, los moluscos mostraron una disminución abrupta de los desembarcos, representados históricamente por ostras y caracoles antes de las obras hidráulicas (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, por encontrarse bajo jurisdicción de Parques Nacionales Naturales de Colombia; sin embargo, en 2025 se registró la captura de especies de este grupo en sectores de Isla del Rosario, con volúmenes inferiores a 2 k (Figura 4.3-3).

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 2006 como el año con las mayores capturas desembarcadas promedio mensual de peces ($597,4 \pm \text{IC } 95\% = 649,9 - 104,1$), asociado principalmente con la variación de la salinidad en el complejo lagunar (Figura 4.3-3). Esta relación, se manifestó contrariamente desde el año 2013, donde un aumento de la salinidad del agua produjo los valores más bajos de la captura en toda la serie. (Figura 4.3-1).

Los desembarcos en la CGSM están modulados en el corto plazo por las obras hidráulicas realizadas entre 1996 y 2000 de acuerdo con los patrones climáticos (IOS y Salinidad) ([INVEMAR, 2002](#)), no obstante, los rendimientos pesqueros recientes no muestran el patrón reportado en Invemar ([2002](#)). El descenso de las capturas entre 2006 y 2013 no correspondió con el patrón climático, caracterizado por IOS ascendente y bajas salinidades, lo que sugiere la influencia de otros factores, como el mantenimiento de los caños, que inciden en el régimen hidrológico del área (Figura 4.3-4). Las salinidades < 15 facilitaron la presencia de especies dulceacuícolas y estuarinas. Entre 2014-2016 se evidenció el fenómeno El Niño, con altas salinidades; mientras que, desde 2017 hasta 2025, salvo en 2019 y 2023, predominó La Niña, con bajas salinidades, lo cual coincidió con el mantenimiento de los principales caños. Esta condición favoreció una moderada recuperación de la producción pesquera, incluso hasta lo estimado a septiembre de 2025, incrementando la abundancia de especies estuarinas y dulceacuícolas, destacando la mojarra rayada (*Eugerres plumieri*) y la mojarra lora (*Oreochromis niloticus*). (Figura 4.3-4).

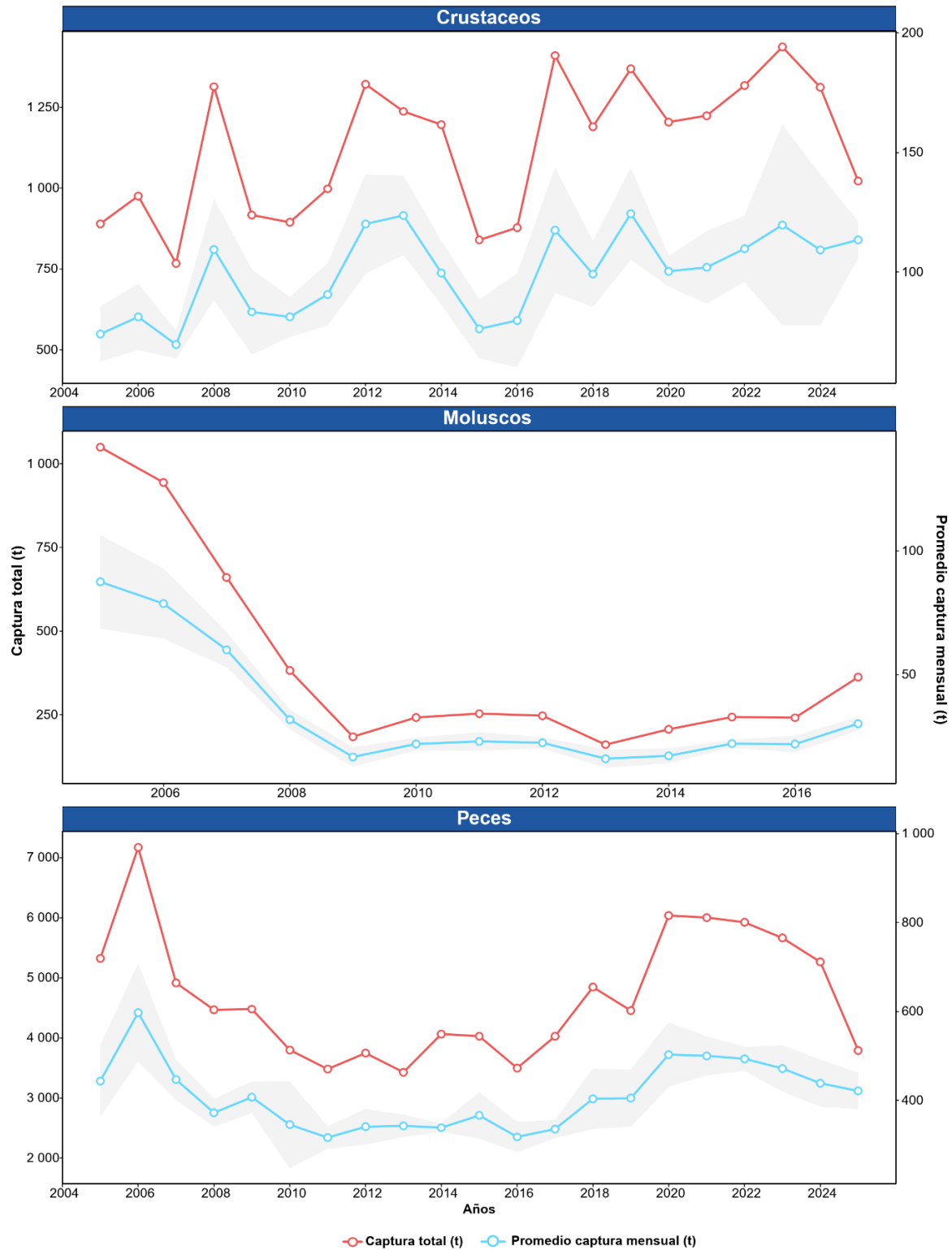


Figura 4.3-3. Tendencia de la captura total anual y promedio mensual de peces, crustáceos y moluscos en la pesquería de la ecorregión CGSM. 2025: 9 meses.

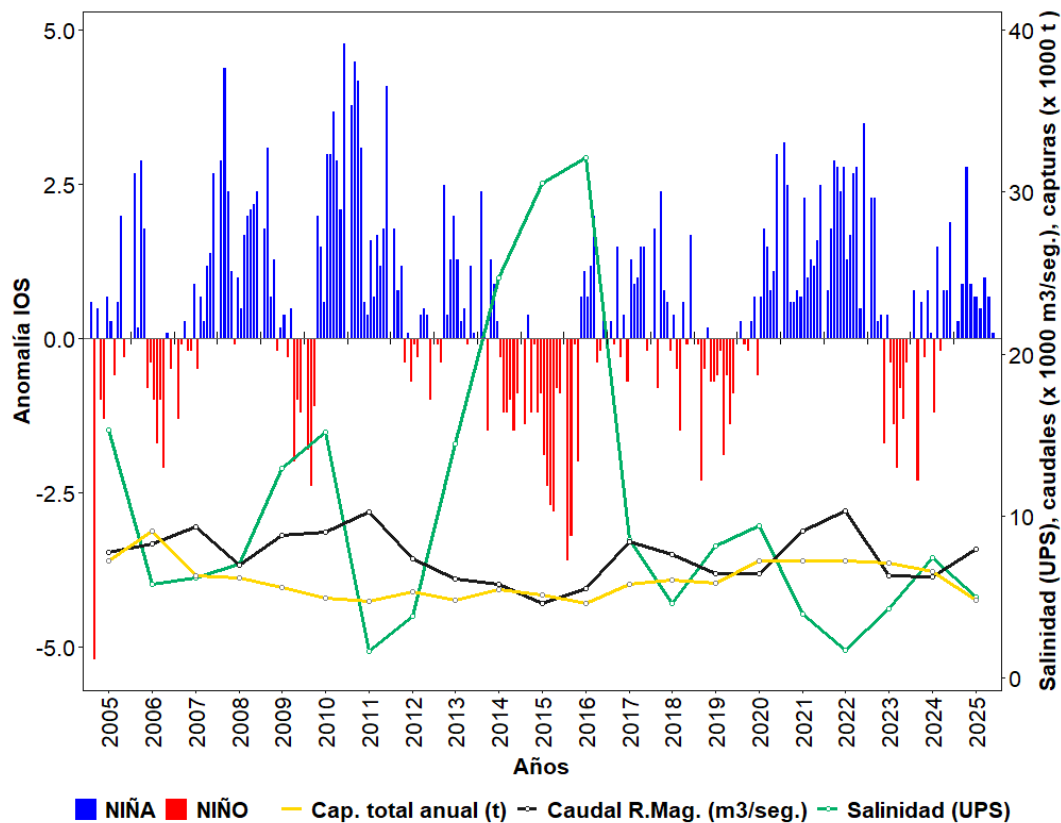


Figura 4.3-4. Variación multianual del IOS, caudales del río Magdalena, salinidad media y capturas totales en la CGSM. 2025: 9 meses.

Composición de las capturas por especies de peces

La composición por especies de los grupos de peces varió entre 39 a 68 especies, registrándose los mayores valores entre 2009 y 2014 los mayores números de especies (62 y 68 especies) (Figura 4.3-5). Del total de taxones registrados, el 19,0 % corresponde a especies estuarinas, el 48,8 % a marinas y el 32,0 % a dulceacuícolas. Durante el periodo 2006-2009, las condiciones favorecieron a las especies dulceacuícolas, destacando la mojarra lora. No obstante, entre 2014-2016, estas fueron reemplazadas por las estuarinas y marinas (lisa, macabí, mapalé, chivo cabezón y sábalo) debido al incremento en la salinidad. Esto evidencia la relación entre la composición de especies y los cambios en la salinidad del agua, modulada por el régimen hídrico de la ecorregión y la variabilidad climática (Figura 4.3-5).

Entre 2017 y 2022 se registró un descenso de salinidad, asociado al aumento de los aportes de agua del río Magdalena, influenciados por eventos climáticos globales (evento Niña en cinco de estos siete años). Desde el 2023 se observa un leve incremento en la salinidad, favoreciendo la presencia de especies como la mojarra rayada y afectando las capturas de especies dulceacuícolas (cuatro ojo, arenca, entre otras). Además, la intervención de los caños ha propiciado una mayor representación de que especies estuarinas, como el chivo cabezón, chivo mapalé y la lisa, esta última mostrando recuperación en 2024 y 2025, tras el descenso registrado en 2022 y 2023 (Figura 4.3-5).

Por otro lado, sobresale la recuperación de la mojarra rayada en 2022 y lo estimado a septiembre de 2025, manteniéndose entre las principales especies desembarcadas desde su restablecimiento en 2011. En 2022 y 2023 alcanzó las mayores producciones de la serie temporal (25,9 % y 27,6 % del total de peces), incluso por encima de lo registrado entre 1994 y 1996, cuando figuraba junto con la lisa y el mapalé entre las tres especies más representativas (80% del total de peces), a pesar de haber mostrado evidencias de colapso en la pesquería por causas principalmente ambientales (Viloria *et al*, 2012). De acuerdo con lo registrado hasta la fecha, se infiere que para finales de 2024 y comienzos de 2025 podría presentarse el fenómeno La Niña, con probabilidad de disminución en la salinidad en la ecorregión, favoreciendo las capturas de especies dulceacuícolas.

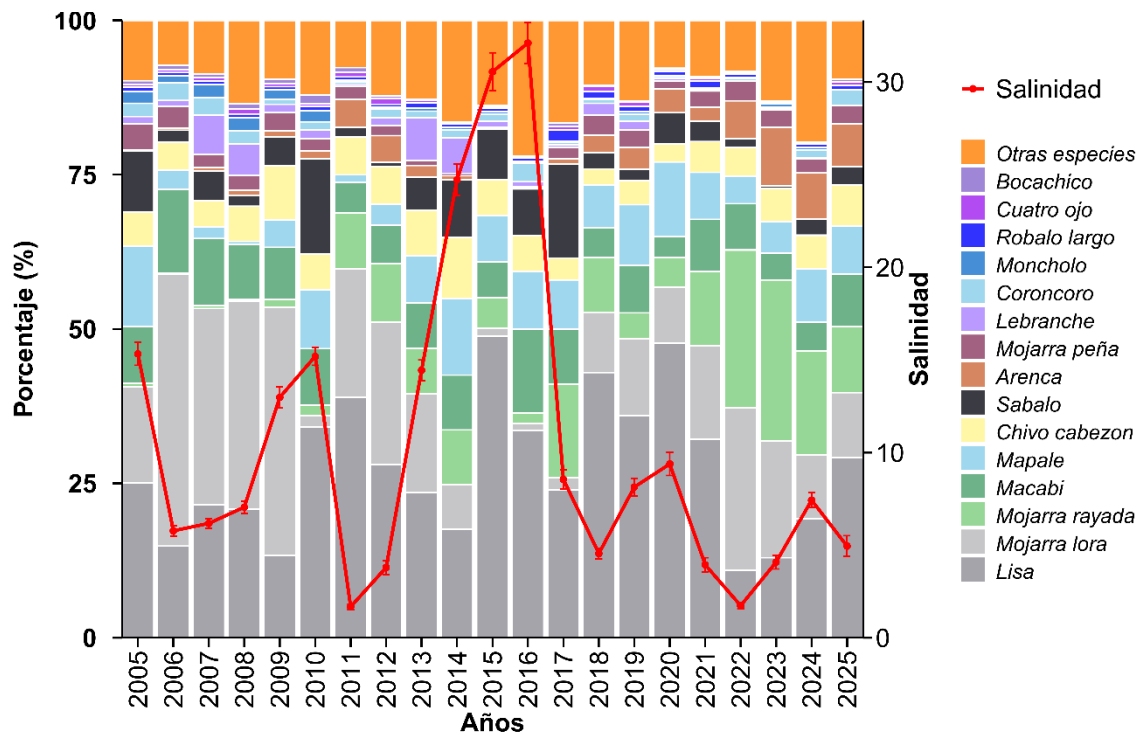


Figura 4.3-5. Composición interanual de la captura (t) de peces en la ecorregión CGSM. 2025: 9 meses.

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.

Composición de las capturas por especies de invertebrados

Desde 2018 hasta septiembre de 2025, la composición de las capturas de invertebrados se ha basado únicamente en datos de crustáceos, teniendo en cuenta que no se realizó monitoreo en la VIPIS, único relicto del molusco almeja en la ecorregión CGSM. Aun así, la producción de este grupo ha sido significativa y ha dependido exclusivamente por los crustáceos (camarones y jaibas

principalmente) (Figura 4.3-6). En el caso del recurso jaiba, aunque se registran capturas de varias especies (*Callinectes sapidus*, *C. bocourti*, *C. danae*, *C. exasperatus*, *Arenaeus cribarius* y la introducida *Charybdis helleri*), solo se dispone de información detallada para las dos de mayor producción e importancia comercial (*C. sapidus*-jaiba azul y *C. bocourti*-jaiba roja), ya que las demás suelen aparecer de manera ocasional y se mezclan al momento de su venta. Teniendo en cuenta lo anterior, entre enero y septiembre de 2025 se han desembarcado 892 t, mientras que el máximo histórico se obtuvo en 2022, con 1.221 t. Si se mantiene la tendencia de las capturas mensuales, se proyecta que al cierre del año el total alcanzará cerca de 1.150 t, superando lo registrado en 2024 y situándose dentro del rango observado entre 2021 y 2023. Este aumento podría tener relación con la inclusión del sitio de desembarco Buenavista, cuya pesca está dirigida principalmente al recurso jaiba, y en tan solo tres meses de monitoreo alcanzó el 12,6 % de jaibas desembarcadas en el 2025.

En cuanto al recurso camarón, el mayor registro histórico de desembarcos se obtuvo en 2008, con 461,3 t. No obstante, en lo que va del año se han registrado 128,6 t. Si la tendencia de las capturas mensuales se mantiene, se proyecta un total cercano a 170 t al finalizar el año. Esto representa una reducción en comparación con lo reportado para 2024 (Figura 4.3-6). Además, en los últimos 14 años se ha observado la presencia del camarón tigre, *Penaeus monodon*, una especie introducida originaria del Indopacífico.

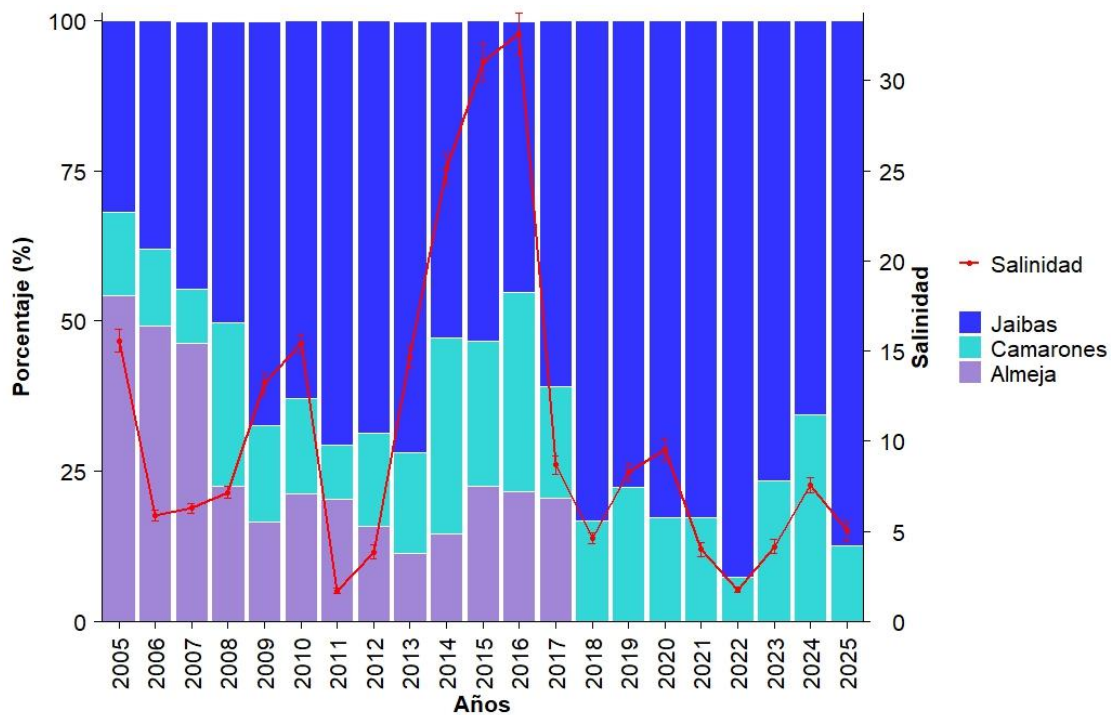


Figura 4.3-6. Composición interanual de la captura (t) de invertebrados en la ecorregión CGSM. 2025: 9 meses.



Las capturas de invertebrados dependen de crustáceos. En 2025 van 892 t de jaibas y se proyectan aproximadamente 1.150 t al cierre, con la jaiba roja aportando el 44 %.

En lo referente a los moluscos, la almeja (*Polymesoda arctata*), aunque no ha sido monitoreada en los últimos ocho años, registró sus mayores capturas en 2005, con aproximadamente 1.050 t (Figura 4.3-6). Persiste la preocupación, dado que constituye la única evidencia de moluscos explotados en la ecorregión, considerando que la ostra y el caracol no muestran señales claras de recuperación como recursos pesqueros. Con respecto a los desembarcos de caracoles y ostras, se registran capturas en 2007, 2009, 2010, 2013, 2014, 2016, 2017, 2024 y 2025, aunque en proporciones muy bajas, 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) (Figura 4.3-4.), también se realizó a nivel de abundancia relativa (CPUE: kg/faena), confirmando que los cambios ambientales influyen en la abundancia y composición de las especies, especialmente por variaciones en la salinidad. En este contexto, se presentó un mapa de calor con los valores logarítmicos de CPUE, donde el gradiente de color de rojo a verde indica abundancias relativas de baja a alta, respectivamente.

Los resultados mostraron que los eventos climáticos influyen significativamente en las capturas de la CGSM. El fenómeno La Niña se asocia con mayor estabilidad y mejores capturas en especies como la jaiba azul, jaiba roja, la mojarra lora, lisa y mapalé, que mantuvieron alta productividad a lo largo del periodo. Por el contrario, especies como lebranche, coroncoro y bocachico presentaron disminuciones marcadas durante este evento (Figura 4.3-7.)

Por otra parte, los patrones de agrupamiento sugieren que ciertos años comparten perfiles de capturas similares, posiblemente influenciados por las condiciones climáticas asociadas a los fenómenos El Niño o La Niña (Figura 4.3-7.).

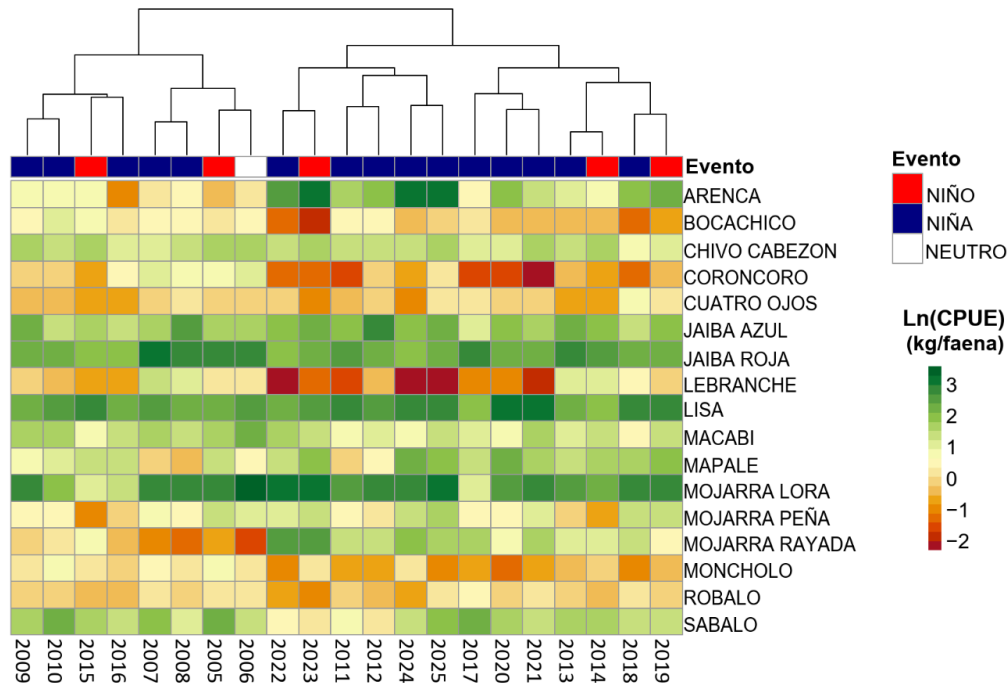


Figura 4.3-7. Mapa de calor de la abundancia, en términos de valores logarítmicos de la CPUE de los principales recursos pesqueros (filas) y su agrupamiento por años, explicado por el evento climático (columnas).

CAPTURA DESEMBARCADA TOTAL ANUAL PARA LOS PRINCÍPIALES SITIOS DE DESEMBARCO POR ARTE Y/O MÉTODO DE PESCA

A continuación, se presenta la captura registrada por sitio de desembarco según las principales artes y/o método de pesca empleados en el área de la ecorregión CGSM con el propósito de identificar el uso de las distintas técnicas utilizadas para la extracción de los recursos pesqueros y generar recomendaciones para su gestión y manejo.

En la CGSM se utilizan aproximadamente 13 diferentes artes y/o métodos de pesca, 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 para la pesca de jaibas; y las redes camaroneras (releo o garceo) 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, dependiendo de su comportamiento estacional. 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, entre 2005 y 2024, las capturas anuales desembarcadas oscilaron entre 83 t y 779 t. Sin embargo, para el 2025, la captura registrada se encontró por debajo de este rango (52 t), debido, principalmente a la suspensión del monitoreo a partir de junio, lo que implicó la ausencia de información para los últimos meses del año, periodo en el que usualmente se evidenciaba un incremento en las capturas, especialmente de aquellas especies influenciadas por las aguas del río Magdalena. De tal manera, las redes de enmalle fijas (trasmallos) constituyeron el 64,3 % del total anual desembarcado, siendo el arte de mayor uso. Seguido de las atarrayas con el

15,0 %. 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 %. Específicamente para el 2025, las capturas estuvieron dadas por las redes de enmalle fija (35 t), las atarrayas (7 t) y el buceo (peces) (10 t) (Figura 4.3-8).

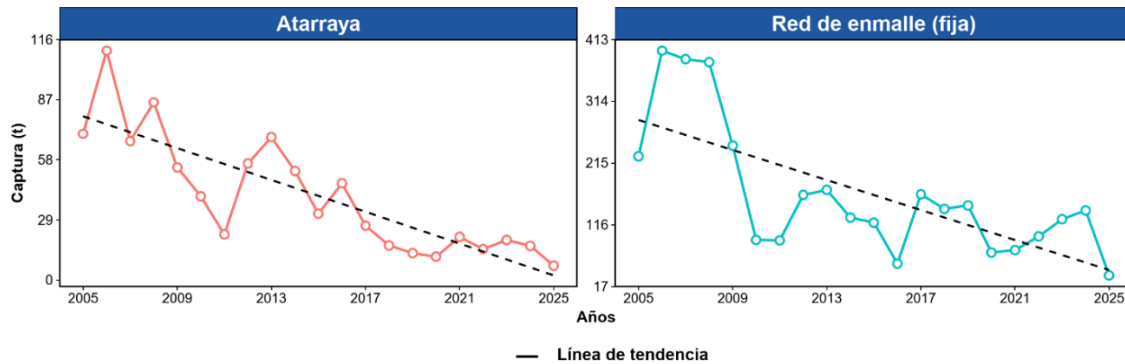


Figura 4.3-8. Captura total anual en Caño Clarín de los principales artes y/o métodos de pesca en la ecorregión CGSM. 2025: 9 meses.

En el área aledaña a la Ciénaga del Torno, ubicada en el área protegida del VIPIS, con información entre el año 2005 y 2017, se han estimado capturas anuales entre 240 t y 1.118,5 t con mayor incidencia de las unidades de pesca de buceo (almejas) con el 82,4 %, caracterizándose estas unidades por la participación de un porcentaje representativo de pescadores de Barranquilla. Seguidamente, en orden de importancia para esta área se presentan las redes de enmalles fijas (trasmallos) con el 11,3 % en la representación de las capturas (Figura 4.3-9). Cabe destacar la relevancia de las atarrayas, cuyo uso fue cobrado mayor importancia debido al incremento en sus capturas, pasando gradualmente de 18 t en 2005 a 32 t en 2017 (Figura 4.3-9).

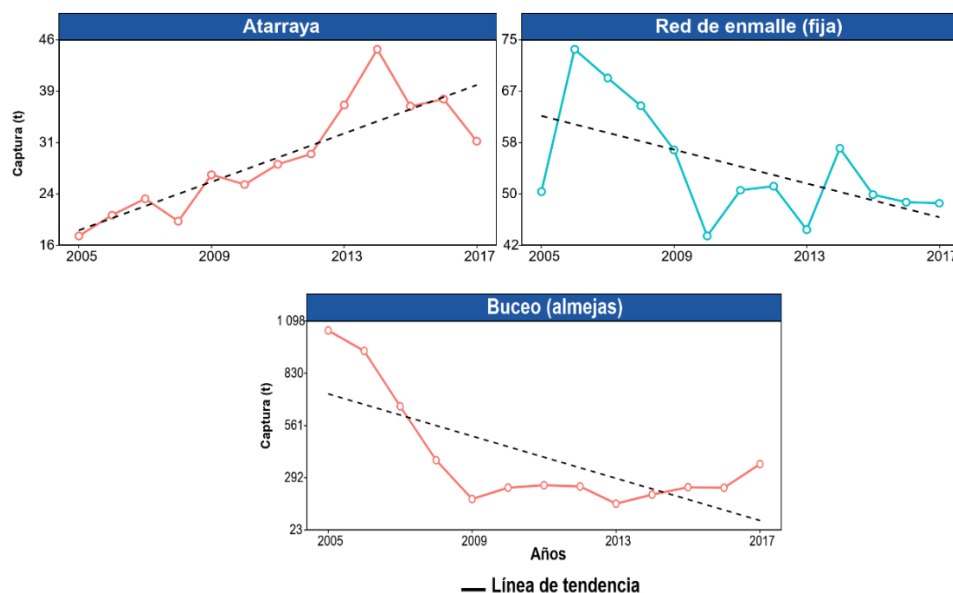


Figura 4.3-9. Captura total anual en la Ciénaga el Torno de las principales artes y/o métodos de pesca en la ecorregión CGSM.

En Isla del Rosario, las capturas anuales fluctuaron entre 828 t y 1.702 t en el período comprendido entre 2005 y septiembre de 2025. La mayor proporción correspondió a las nasas, cuyo objetivo de pesca son las jaibas, las cuales aportaron el 44,2 % del total desembarcado, seguidas por las redes camaroneras (releo) con un 28,8 %, las atarrayas con un 15,1 % y, por último, las redes de enmalle fijas (trasmallos) con un 10,7 % (Figura 4.3-10). En particular, para el año 2025, de las 962,2 t desembarcadas, las principales contribuciones provinieron de las redes camaroneras (releo) con 426 t, seguidas por las nasas con 338 t. En menor proporción se registraron capturas con atarraya, red de enmalle fija y red camaronera (garceo), con 99 t, 94 t y 5 t, respectivamente (Figura 4.3-10).

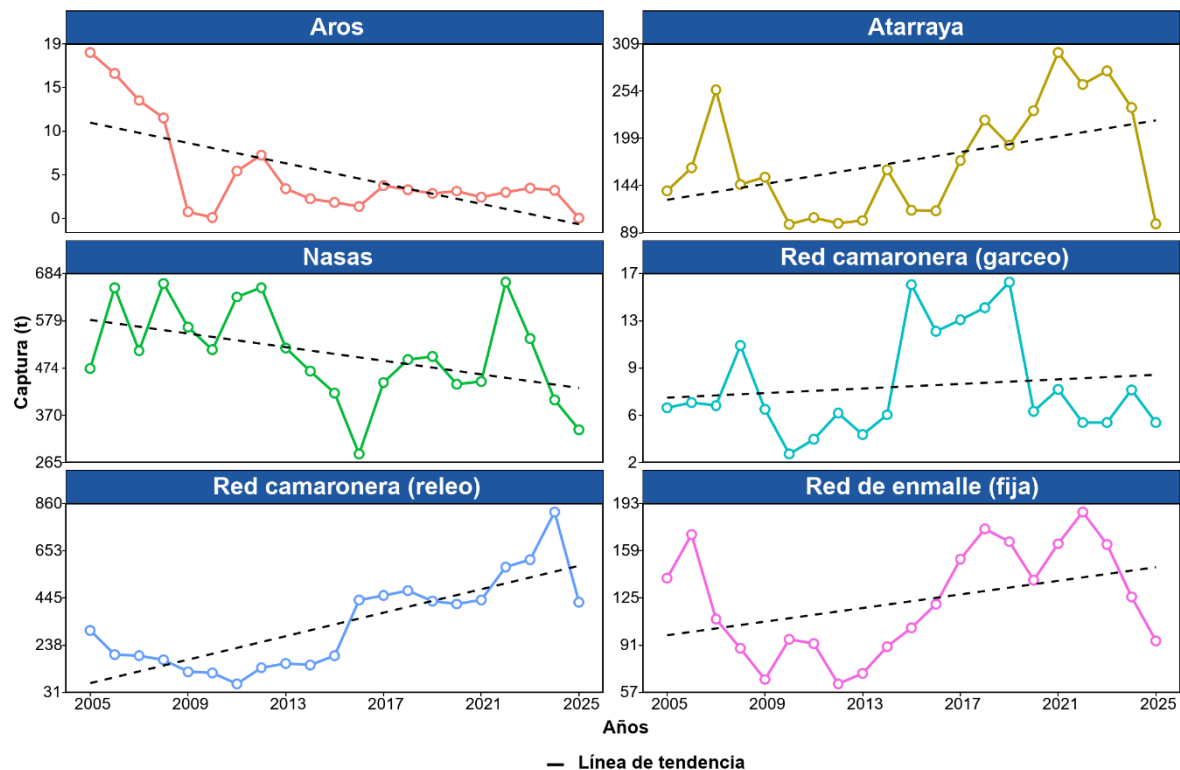


Figura 4.3-10. Captura total anual en Isla del Rosario de las principales artes y/o métodos de pesca en la ecorregión CGSM. 2024: 9 meses.

La comunidad de Nueva Venecia registró las mayores capturas desembarcadas en la ecorregión CGSM, con un total acumulado de 51.462,2 t entre 2005 y septiembre de 2025, presentando variaciones anuales entre 1.543 t y 3.961 t, lo que representa el 40,4 % de la producción pesquera desembarcada en la CGSM. Por consiguiente, la chinchorra es el arte de pesca con la mayor participación (23,2 %) en las faenas, seguida por las redes de enmalle (boliche) (20,6 %), las atarrayas (16,3 %), que tradicionalmente fueron las más empleadas, el chinchorro (14,0 %) y las redes de enmalle, tanto en la modalidad zangarreo (10,0 %) como fijas (8,7 %). Cabe destacar que la incorporación de la chinchorra y el chinchorro se produjo tras la reapertura de los caños, con el objetivo principal de capturar la mojarra lora (*O. niloticus*). Finalmente, las redes de enmalle en sus tres modalidades y el palangre muestran una tendencia positiva, con un crecimiento sostenido en las operaciones de pesca artesanal dentro de la comunidad (Figura 4.3-11). En el 2025, de las 1.685 t desembarcadas en Nueva Venecia, las redes de enmalle de tipo boliche y fija, presentaron las

mayores apturas con 30,5 % y 14,3 %, respectivamente. Seguida por la chinchorra con el 13,3 % y la Atrarraya con el 12,9 % (Figura 4.3-11).

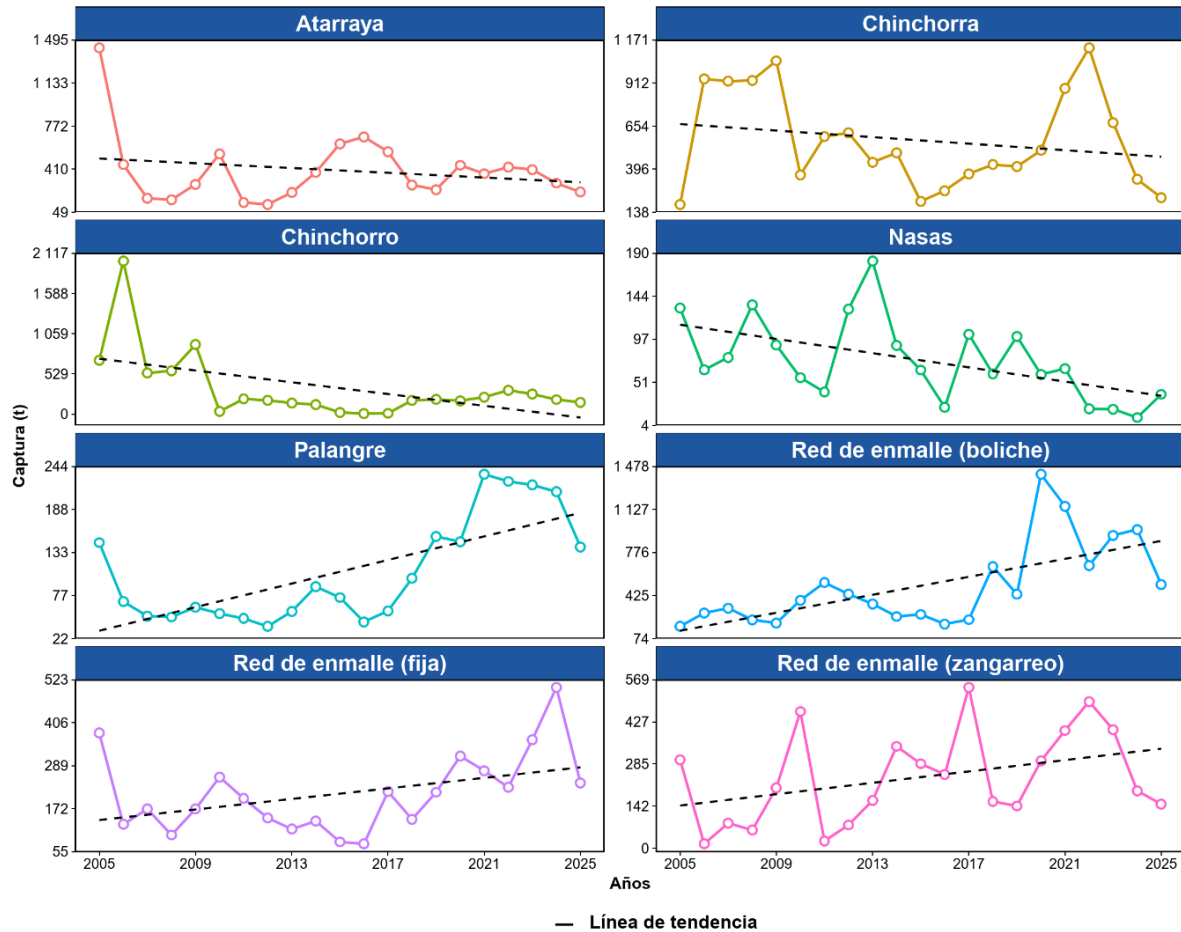


Figura 4.3-11. Captura total anual en Nueva Venecia de las principales artes y/ o métodos de pesca en la ecorregión CGSM. 2025: 9 meses

Entre las principales comunidades que desarrollan la pesca en la ecorregión CGSM, Tasajera destaca por concentrar el mayor número de pescadores potencialmente activos, con cerca del 26 % del total ([INVEMAR, 2024b](#)). Esta comunidad ocupa el segundo lugar en producción pesquera desembarcada, con un acumulado aproximado de 40.071 toneladas entre enero de 2005 y septiembre de 2025. Las capturas anuales han oscilado entre 1.130 t y 2.565 t. En cuanto al uso de artes de pesca, predominan las redes de enmalle boliche (49,6 %), seguidas por las atrarrayas (17,9 %), las redes de enmalle fijas (14,0 %) y las redes camaroneras releo (8,5 %). No obstante, según la serie temporal analizada, los artes que presentan una tendencia positiva son las redes de enmalle (en sus modalidades fija y boliche) y las redes camaroneras releo, evidenciando un crecimiento sostenido en su uso y en sus desembarcos (Figura 4.3-12). Con respecto a las 1.983 t desembarcadas en el 2025, el 63,7 % corresponde a capturas realizadas con la red de enmalle (boliche), mostrando un aumento comparado con lo reportado para el 2024, caso similar ocurre con la red de enmalle fija,

la cual reporta el 18,6 % del total. Por el contrario, la red camaronera (releo) y la atarraya presentan una disminución en sus capturas con respecto al 2024 (Figura 4.3-12).

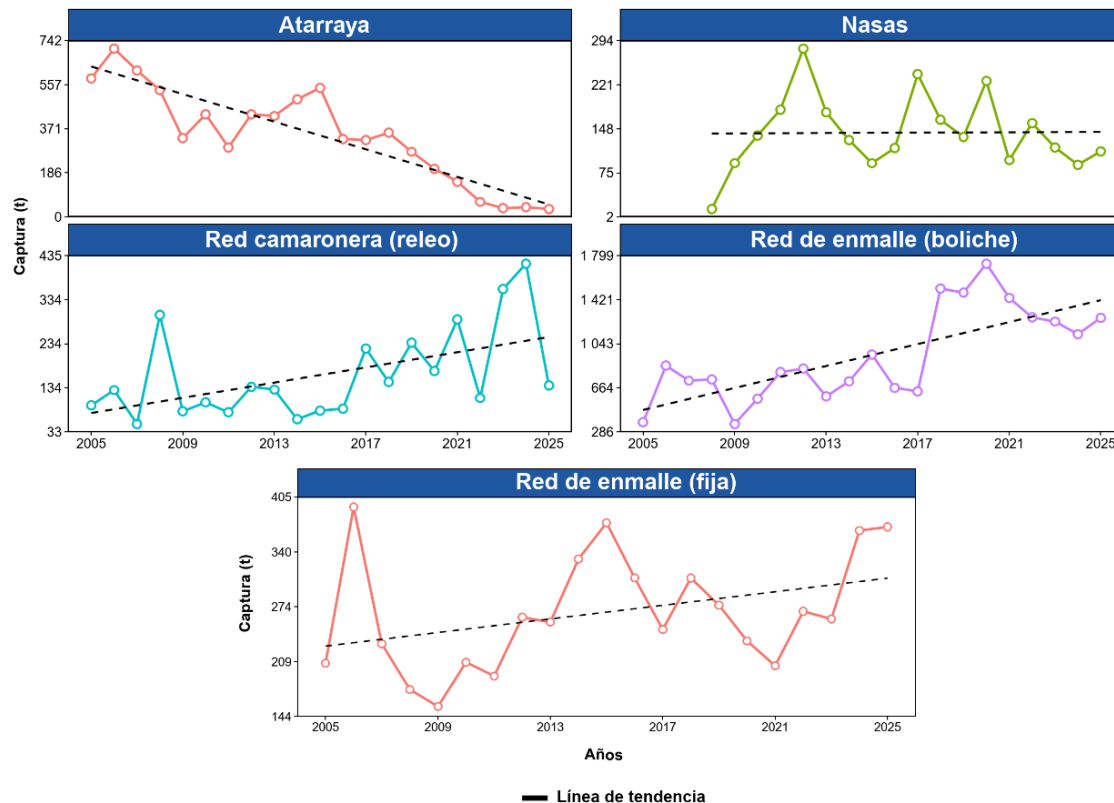


Figura 4.3-12. Captura total anual en Tasajera de las principales artes y/o métodos de pesca en la ecorregión CGSM. 2025: 9 meses

Durante la evaluación de la pesquería en la CGSM, el sitio de desembarco Buenavista fue analizado con base en la información disponible para el período julio-septiembre, ya que únicamente se registraron datos en esos tres meses consecutivos. Esta restricción temporal constituye una consideración metodológica relevante, pues limita la representación anual del esfuerzo y la variabilidad estacional de la actividad pesquera; no obstante, permite una aproximación preliminar al uso de los artes y a la magnitud de las capturas en esta zona. En dicho intervalo, la captura total ascendió a 130,8 t, reflejando una dinámica dominada por las nasas, que aportaron el 86 % del total desembarcado, seguidas de la red de enmalle fija, con 11 % y la atarraya, como arte de menor incidencia con solo el 2 % del total, evidenciando una estructura operativa concentrada en pocas modalidades de pesca. Si bien estos resultados ofrecen insumos útiles para caracterizar la actividad extractiva en el sitio, es importante interpretar las proporciones y magnitudes con cautela, dado que corresponden a un periodo corto y no capturan la totalidad de la fluctuación temporal típica de la pesquería en la región.

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 entre las estimaciones de la captura desembarcada, 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, con el objetivo de determinar el grado de incidencia de éstos sobre los principales recursos pesqueros.

Para las atarrayas, los mayores valores de desempeño pesquero en 2005, seguidos por un descenso hasta 2009. En 2010, las capturas y la CPUE mostraron un incremento, mientras que el esfuerzo se mantuvo constante. Posteriormente, los índices de abundancia variaron entre 21,4 y 41,0 kg/faena hasta 2025.

En el caso del boliche, se observó un comportamiento variable, donde los incrementos en la CPUE respondieron más a la reducción del número de faenas que a mejoras en los rendimientos ([INVEMAR, 2024c](#)). Se destacan los valores registrados en 2020 y 2021 (136,2 y 111,26 kg/faena respectivamente), por ser los más altos del indicador. Para 2025 se registró una disminución en el esfuerzo, mientras que los otros indicadores se mantienen estables, sin variaciones negativas (Figura 4.3-13).

En las redes de enmalle fijas, se observó un incremento moderado al inicio, seguido de una caída hasta 2009 y estabilidad hasta 2016. En 2017 se evidenció una tendencia al alza en las capturas y el esfuerzo, sin variaciones significativas en la CPUE. Tras ese año, el esfuerzo disminuyó notablemente, mientras que los demás indicadores se mantuvieron relativamente constantes hasta 2019. En 2024 se produjo un nuevo incremento en el esfuerzo y las capturas, alcanzando niveles sin precedentes en la serie temporal (41.299 faenas y 1.131 t., respectivamente). Para 2025, con corte a septiembre, los indicadores muestran una tendencia descendente en comparación con el año anterior (Figura 4.3-13).

En las redes camaroneras (releo), se registraron valores altos de esfuerzo al inicio de la temporalidad, seguidos por una disminución hasta 2007. Luego se observaron oscilaciones que se prolongaron hasta 2015, tras lo cual se presentó un incremento entre 2016 y 2024. Los mayores valores del índice de CPUE en toda la serie se alcanzaron en 2017 y 2024, con 15,4 y 21.2 kg/faena, respectivamente. Desde 2022, la CPUE se ha mantenido relativamente estable hasta septiembre de 2025; sin embargo, de continuar esta tendencia en lo que resta del año, se prevé un decrecimiento en los tres indicadores (Figura 4.3-13).

Las nasas, al igual que las redes camaroneras, están orientadas a la captura de jaibas, objetivo que comparten con otro arte de pesca: los aros. Según INVEMAR ([2024c](#)), este recurso presentaba inicialmente una actividad pesquera y un esfuerzo muy bajo, aunque con un alto índice de CPUE. Posteriormente, esta situación cambió debido a los incentivos generados por las empresas procesadoras para su comercialización y exportación, lo que impulsó la intensificación de la pesca. Como resultado, el esfuerzo pasó de 1.078 faenas y una CPUE de 43,1 kg/faena en el año 2000 a 14.973 faenas y una CPUE de 26,1 kg/faena en 2001, lo que representa una disminución del 39,4 % en el indicador de abundancia relativa del recurso jaiba ([INVEMAR, 2024c](#)). En la serie temporal correspondiente en la Figura 4.3-13, se observa un incremento significativo del esfuerzo hasta 2014, año en el que se alcanzó el valor más alto del período analizado (37.242 faenas). Posteriormente, los tres indicadores disminuyen hasta 2016, cuando inicia un nuevo auge que culmina con valores elevados en 2017. A partir de esa fecha, se presentan oscilaciones permanentes en los indicadores del rendimiento pesquero, tendencia que se mantiene hasta lo analizado para 2025 en este informe.

De manera general, entre 2007 y 2009 se evidencia una disminución progresiva en los índices de captura y en la CPUE para las artes de pesca con atarraya y redes de enmalle, tanto con el método del boliche como en el de las fijas. Esta tendencia podría estar asociada a una reducción en el esfuerzo, posiblemente motivada por desincentivos derivados por menores ingresos en la actividad. En contraste, para las redes camaroneras y las nasas, la caída se produce después de un pico de producción registrado en 2008.

El mayor número de faenas en los artes analizados es aplicado por las redes camaroneras, con un rango de faenas anuales de 27.003 – 112.752, seguido por las atarrayas (14.933 - 54.557), los trasmallos (24.634 – 41.299), los boliches (8.743 – 24.659) y las nasas (20.172 - 37.242). En lo relativo al boliche, se observa 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 ([INVEMAR, 2024c](#)), lo cual se atribuye principalmente al restablecimiento del principal recurso objeto de captura (mojarra rayada).

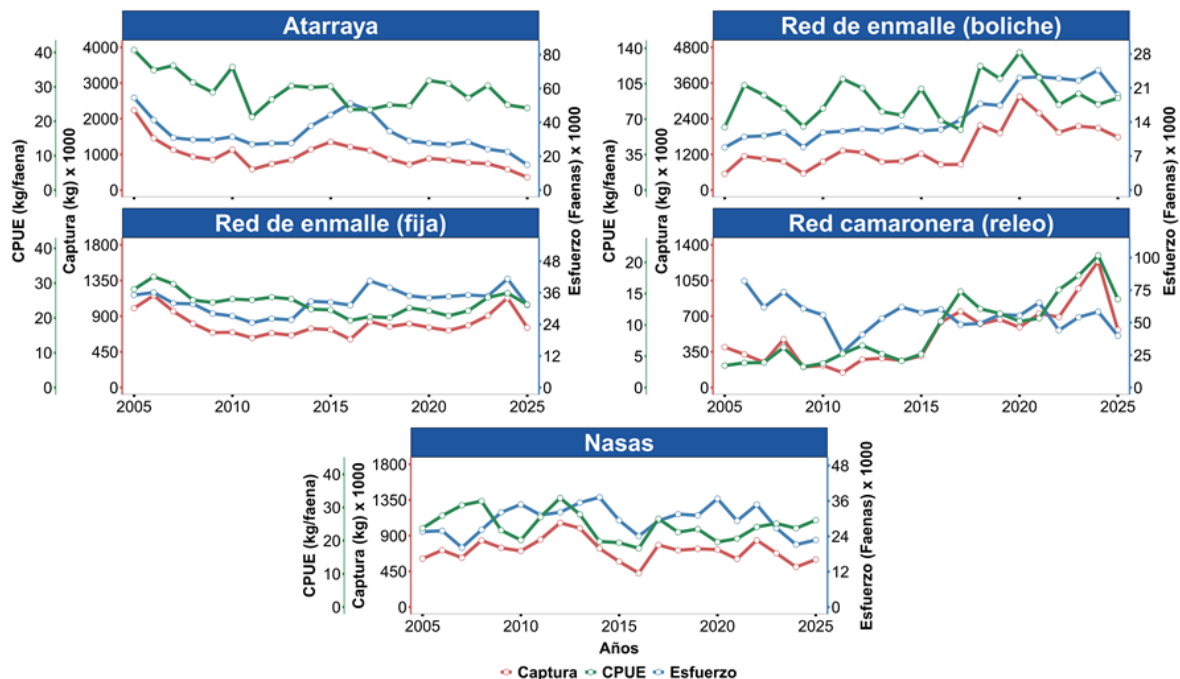


Figura 4.3-13. Variables de desempeño pesquero - Captura, Captura Por Unidad de Esfuerzo y Esfuerzo – de las principales artes y/o métodos de pesca en la ecorregión CGSM. (2005 – 2025: 6 meses).

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?

COMPARACIÓN INTERANUAL DE LAS CAPTURAS E INGRESOS ECONÓMICOS EN LA PESQUERÍA DE LA CGSM.

Los aspectos bioeconómicos de la pesquería en la ecorregión se analizaron a partir de la relación entre la captura total de las especies y los ingresos económicos generados durante los años monitoreados. Para ello, se utilizaron los desembarcos mensuales por especie y, con base en los precios de venta del pescador al primer intermediario, se estimaron los ingresos mensuales promedio de cada año del período evaluado, tanto en precios corrientes como indexados a precios constantes. En términos de precios corrientes, se observó una tendencia general al alza, alcanzando sus valores más elevados entre 2022 y 2024 (Figura 4.3-14.). El incremento marcado en la curva de ingresos en 2006 está asociado a un aumento superior al 100 % en el precio de la especie dulceacuícola mojarra lora ya posicionada en el mercado, cuya participación en las capturas creció, en contraste con la disminución y lenta recuperación de las especies estuarinas de mayor valor comercial.

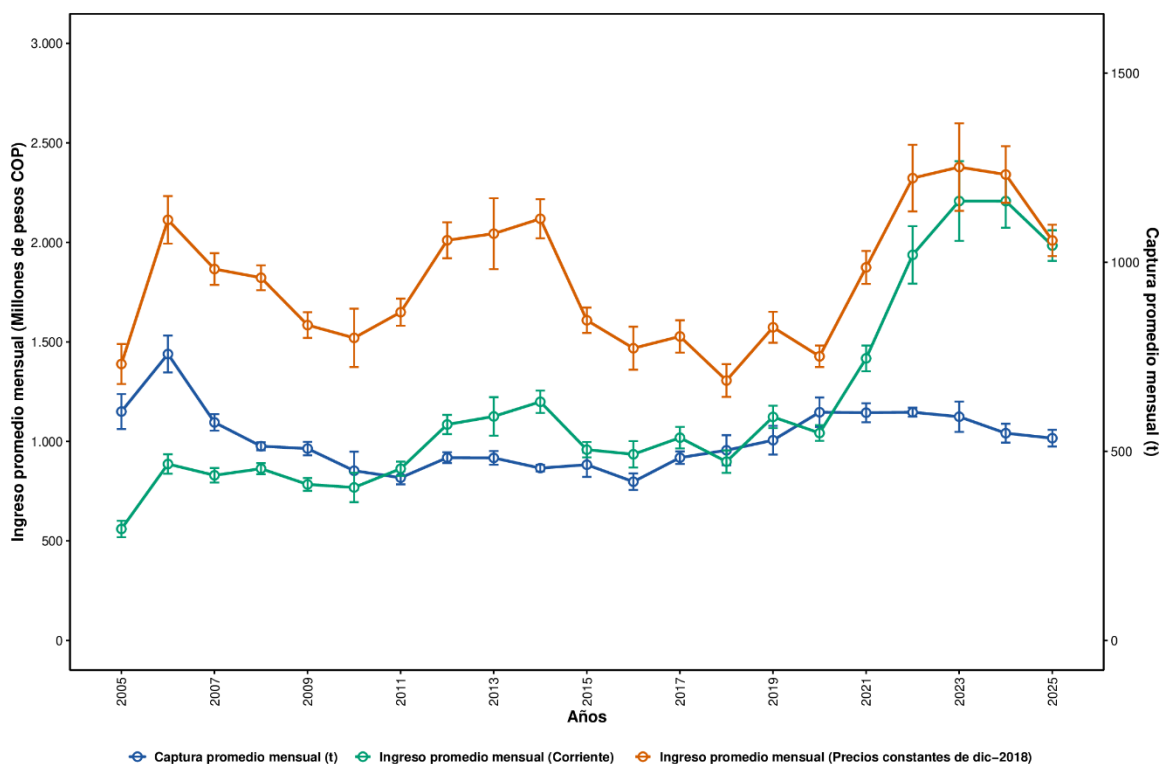


Figura 4.3-14. Comparación interanual de las capturas e ingresos económicos a precios corrientes e indexados a precios de septiembre de 2025 para el total de especies capturadas con todos los artes en la pesquería de CGSM. 2025: 9 meses.

Así mismo, aunque en los últimos años de la serie se registraron menores capturas desembarcadas en comparación con los años iniciales, los ingresos fueron iguales o superiores, con un incremento notable desde 2012 hasta la fecha de análisis del presente informe. Este comportamiento se



atribuye a los aportes de algunos artes de pesca y sus especies objetivo, cuya valoración económica es significativa (e.g., camarones). En este sentido, se destaca el caso de las redes camaroneras releo, que incrementaron sus capturas del recurso camarón respecto a lo registrado en 2008, especialmente en Tasajera, donde el desembarco aumentó casi cinco veces en comparación con lo estimado para 2007.

Es importante destacar el incremento en las capturas registrado entre 2005 y 2006, el cual, junto con el aumento en los precios de primera venta de algunos recursos como la mojarra lora, contribuyó a mejorar los ingresos mensuales promedio de los pescadores. Sin embargo, cuando se mantiene un patrón de captura similar, pero disminuye el precio de venta del recurso, los ingresos tienden a reducirse. Durante el período 2012-2014, los ingresos de la pesquería, medidos a precios constantes, se mantuvieron estables a pesar de la reducción gradual del recurso pesquero. No obstante, en 2022 y 2024 se evidenció una mejoría, resultado de la recuperación de los desembarcos, tendencia que se observa desde 2017 y explicada principalmente por el aumento en la producción de la especie mojarra rayada.

Al cierre de la serie evaluada, la captura promedio mensual se mantiene relativamente constante en 535 toneladas. Mientras que, los ingresos mensuales promedio derivados de la actividad pesquera en la ecorregión muestran una tendencia a la baja, pasando de 2.116 millones de COP en 2024 a 2.009 millones de COP en 2025.

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) para cada año evaluado. Al igual que en el análisis de las capturas, el indicador de renta económica se calculó a nivel de sitio de desembarco, reiterando las diferencias existentes en la ubicación geográfica y en el uso de los artes de pesca.

Históricamente, en Caño Clarín-km 15, los pescadores han utilizado principalmente artes de pesca como redes de enmalle fijas (trasmallos) y atarrayas (Sección capítulo Captura desembarcada total anual para los principales sitios de desembarco por arte y/o método de pesca) Durante gran parte de la serie temporal, estos artes han superado el punto de referencia económico (SMMLV), con un incremento notable en los ingresos asociados a los trasmallos entre 2022 y 2024, alcanzando aproximadamente el doble del indicador, seguido de una marcada caída en lo que va de 2025. En cuanto a las redes camaroneras (garceo y releo), entre 2014 y 2019 se ubicaron por encima del indicador, impulsadas por el aumento en las capturas de las especies objetivos (Figura 4.3-15). No obstante, el análisis específico para 2025 confirma que las redes de enmalle fijas continúan siendo el arte de pesca predilecto por los pescadores de Caño Clarín-km 15, mientras que el buceo ocupa el segundo lugar, desplazando a las tradicionalmente utilizadas atarrayas.

En el área aledaña a la Ciénaga del Torno (VIPIS), los pescadores que emplean el arte de mayor incidencia: buceo para la extracción de almeja, han superado el umbral de referencia durante toda la serie plurianual monitoreada, al igual que quienes utilizan trasmallos. Por su parte, los usuarios de atarrayas solo sobrepasaron el SMMLV en el período 2013-2017. Cabe reiterar la ausencia de datos entre 2018 y 2025 (Figura 4.3-16).

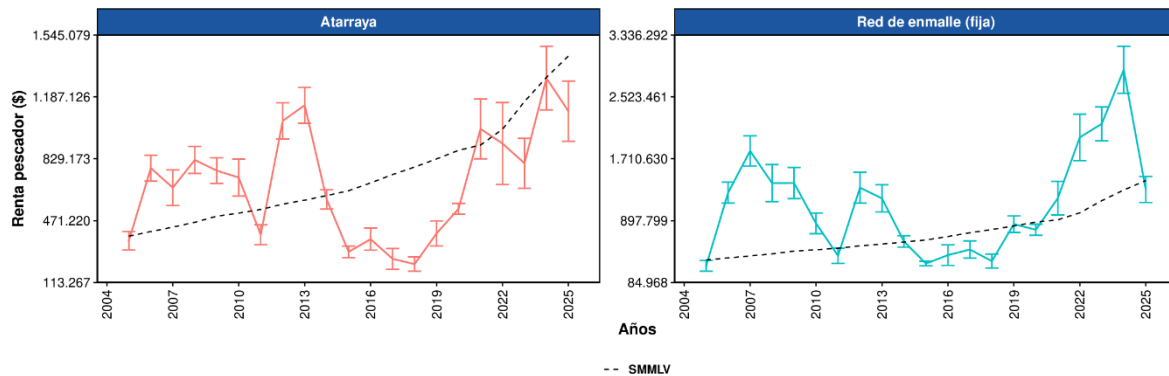


Figura 4.3-15. Renta económica por pescador en Caño Clarín-km 15, según arte o método de pesca en la ecorregión CGSM. (2005 – 2025: 6 meses).

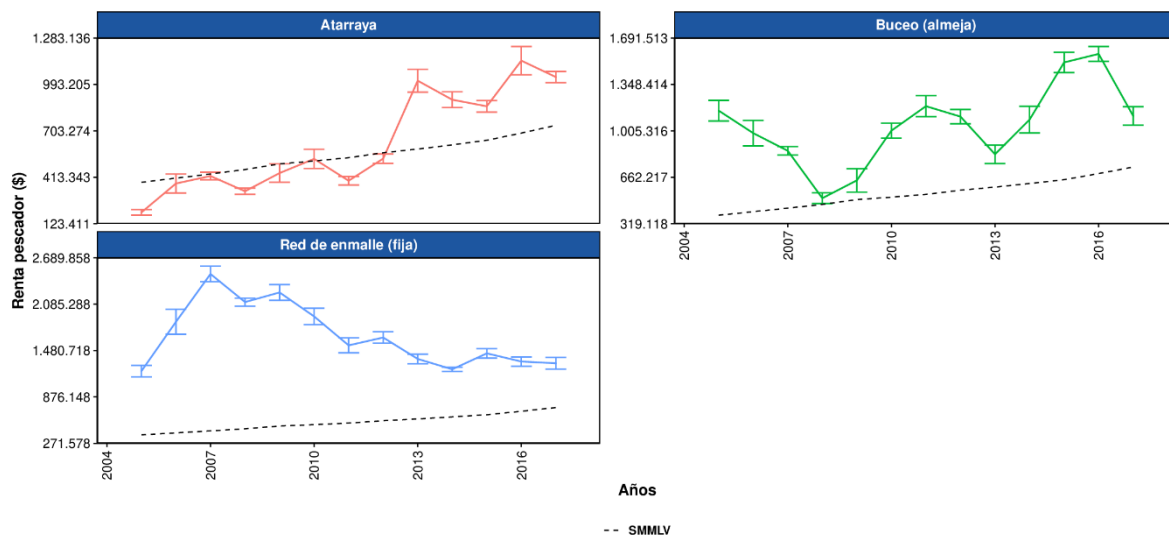


Figura 4.3-16. Renta económica por pescador en la Ciénaga El Torno, según arte o método de pesca en la ecorregión CGSM. (2005 – 2017).

En Isla del Rosario, la renta producto de las operaciones de las Unidades Económicas de Pesca (UEP) que emplean aros, no superó el punto de referencia económico. Un comportamiento similar se observa en las redes camaroneras que utilizan el método del garceo y releo, a excepción de este último, que presentó ingresos por encima del SMMLV durante 2019 y 2020, seguido de una disminución. Para 2025, la renta económica del pescador mantiene su tendencia a la baja.

Las nasas, destinadas a la captura de jaibas, alcanzaron utilidades superiores al valor de referencia entre 2006 y 2009. Posteriormente, se registró una caída por debajo del SMMLV que se prolongó hasta 2021. A partir de 2022, la renta del pescador volvió a superar el umbral hasta 2024, mientras que en los nueve meses transcurridos de 2025 se observa un nuevo descenso, situándose nuevamente por debajo del punto referencial.

En su orden, los artes de trasmallo y atarraya se mantuvieron por encima del punto de referencia durante la mayor parte del período evaluado, con una caída entre 2018 y 2020 y un incremento notable entre 2022 y 2025, salvo en el caso de las atarrayas, que para este último año presentan valores por debajo del umbral (Figura 4.3-17).

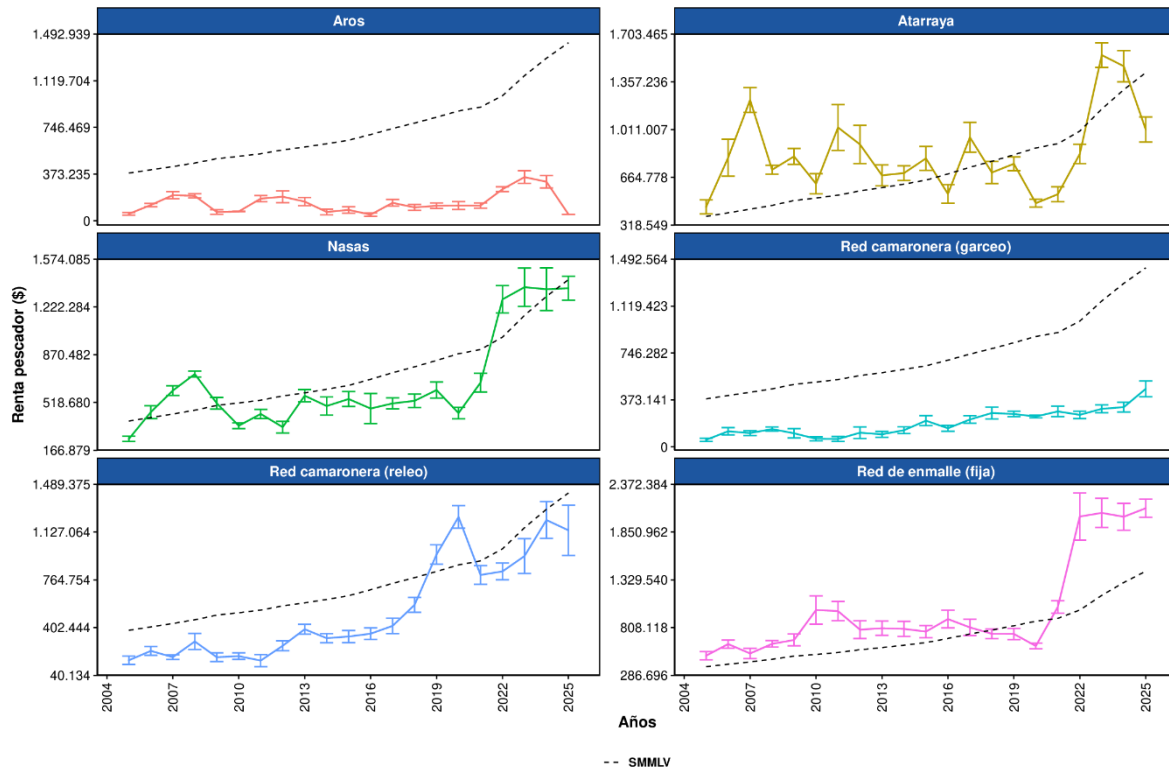


Figura 4.3-17. Renta económica por pescador en Isla del Rosario, según arte o método de pesca en la ecorregión CGSM. (2005 – 2025: 9 meses).

En la comunidad palafítica de Nueva Venecia, cuya actividad principal y tradicional es la pesca, se emplean diversas artes y métodos en las faenas realizadas por sus habitantes, registrando ganancias parcialmente alrededor del SMMLV. Al analizar cada arte de manera individual, se evidencia un déficit en la renta generada por las atarrayas en comparación con el punto de referencia establecido para toda la serie evaluada. Los chinchorros, chinchorras y la red de enmalle con boliche muestran una tendencia similar en la renta económica a partir de 2016, con ingresos superiores al salario mínimo mensual legal vigente (SMMLV). Sin embargo, resulta llamativo el comportamiento de las redes de enmalle con zangarreo, que durante toda la serie evaluada registran ingresos superiores al punto de referencia, pese a que su operación está prohibida para todo el complejo cenagoso (Figura 4.3-18).

En relación con Tasajera, se observó una situación similar a la de los pescadores de Nueva Venecia en cuanto a la tendencia de los registros de renta económica alrededor del SMMLV en la mayoría de las artes, excepto en el caso de quienes emplean el método del boliche. Para este grupo, el indicador se incrementó en los periodos 2011-2014 y 2021-2023, alcanzando valores entre 3,2 y 4,7 veces, y entre 1,4 y 1,9 veces el límite de referencia, respectivamente. Este comportamiento estuvo influenciado principalmente por la recuperación de los rendimientos de producción pesquera de la

especie de mayor importancia comercial (mojarra rayada), considerando además que este método presenta la mayor eficiencia para su captura. No obstante, en el periodo evaluado en el presente informe se evidencia un descenso en dichos valores, llegando incluso a ser inferiores al umbral (Figura 4.3-19).

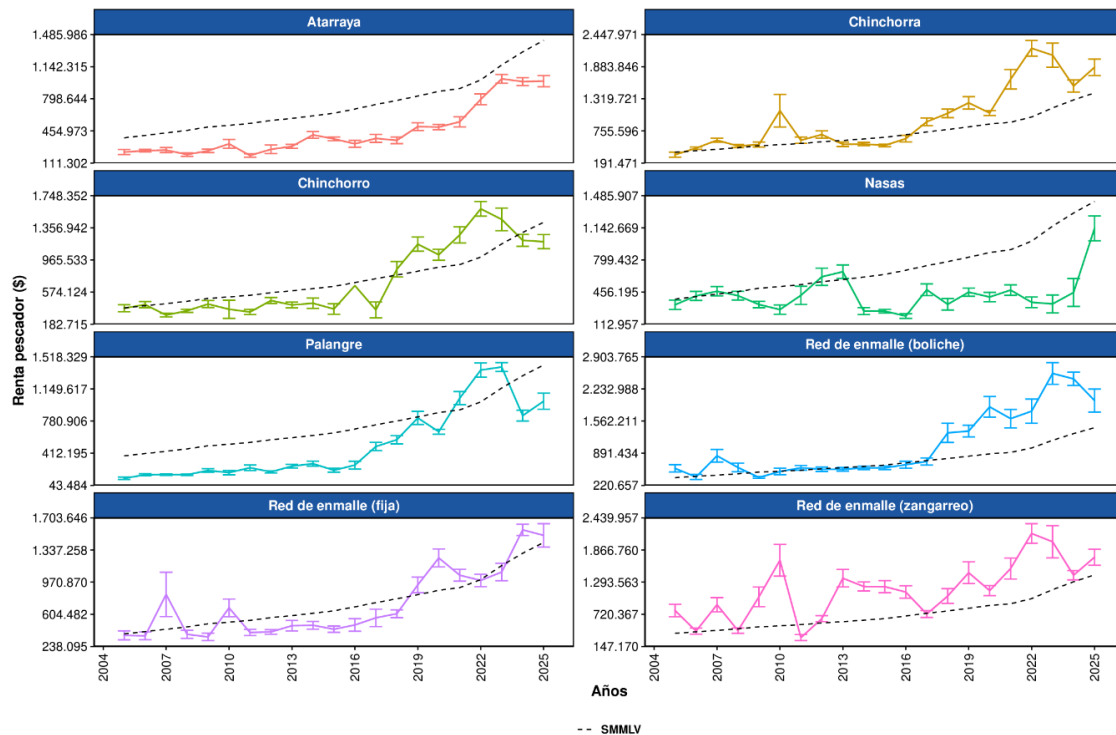


Figura 4.3-18. Renta económica por pescador en Nueva Venecia, según arte o método de pesca en la ecorregión CGSM. (2005 – 2025: 9 meses).

En cuanto a Buenavista, fue evaluado utilizando exclusivamente la información correspondiente a los meses de julio, agosto y septiembre de 2025. Estos registros permiten obtener una primera aproximación a la dinámica económica local. Por consiguiente, Buenavista alcanzó un ingreso total \$391 millones COP, de los cuales las nasas aportaron 62 %, seguidas por la red de enmalle (fija) con 27 %, mientras que la atarraya y la línea de mano contribuyeron menos del 10% del total generado. En cuanto a la composición específica del valor desembarcado, la especie que generó mayores ingresos fue la jaiba roja, evidenciando su importancia económica en el corto intervalo analizado. Si bien estos resultados constituyen un insumo relevante para comprender la estructura de generación de ingresos en el sitio, deben interpretarse con precaución debido a la cobertura temporal limitada del conjunto de datos.

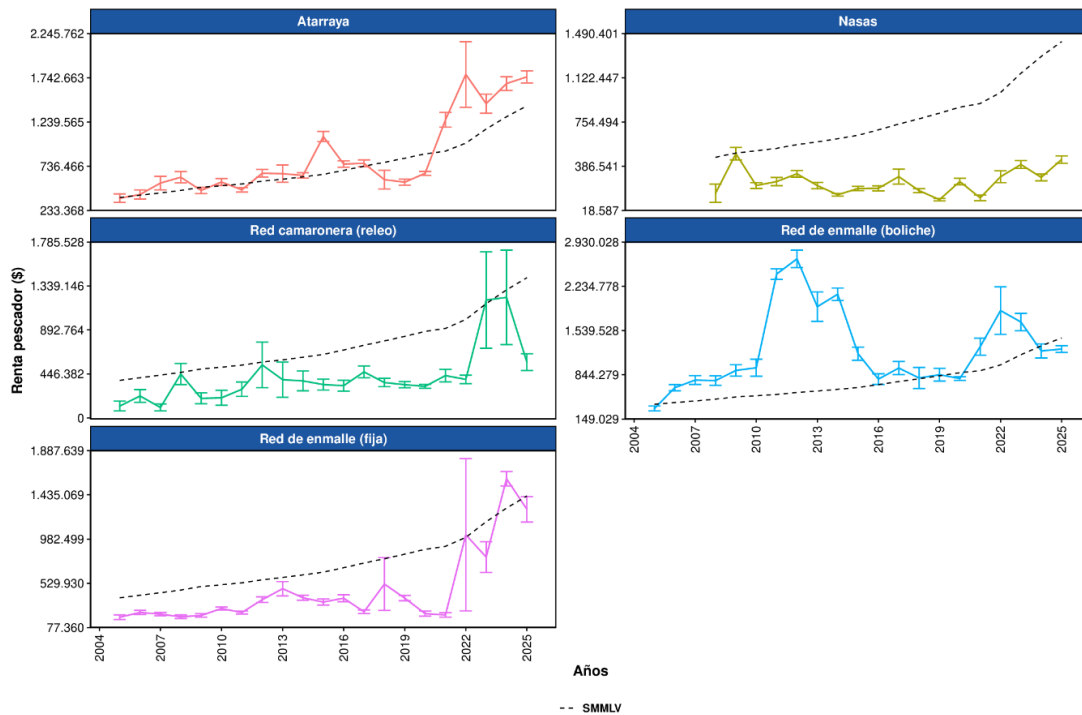


Figura 4.3-19. Renta económica por pescador en Tasajera, según arte o método de pesca en la ecorregión CGSM. (2005 – 2025: 9 meses).

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

CUATRO OJO (*Megaleporynus muyscorum*)

Desde el año 2023 se han analizado individuos de la especie cuatro ojo con el propósito de obtener muestras representativas que permitan evaluar la estacionalidad reproductiva y estimar la talla de madurez. No obstante, la baja disponibilidad del recurso en la zona limitó significativamente la obtención de ejemplares. Como resultado, se recolectaron muestras hasta septiembre de 2025, alcanzando un total de 98 individuos: 48 hembras (49 %), 40 machos (41%) y 10 ejemplares (10 %) cuyo sexo no pudo determinarse (Tabla 4.3-1). La proporción sexual estimada M:H para esta especie fue de 0,83:1, indicando que la proporción de sexos no difiere estadísticamente entre sexos. ($X^2 = 0,72$; $p\text{-valor} > 0,05$).

La mayoría de las muestras analizadas correspondieron a individuos inmaduros (79%). De acuerdo con Brown-Peterson et al. (2011), la madurez inicia en la fase de desarrollo tanto en hembras como en machos; por lo tanto, se obtuvo un porcentaje inferior al 30% de individuos maduros (Figura 4.3-20). En el análisis de tallas, el intervalo más representativo fue de 28,2 a 30,2 cm Lt, donde se encontraron principalmente ejemplares en fase inmadura y, en menor proporción, en fase de desarrollo y regresión. Esta última ocurre después del desove (Figura 4.3-21). Se destaca que el individuo maduro de mayor tamaño se registró con 25,0 cm Lt, mientras que el único ejemplar en fase capaz de desovar fue un macho con 26,0 cm Lt.

Tabla 4.3-1. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje datados en laboratorio del Cuatro ojo (*Megaleporinus muyscorum*) en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Parámetros	Sexo		
	Hembra	Macho	Indeterminados
n	48	40	10
Mín. Lt (cm)	21	20	25
Máx. Lt (cm)	36	30,8	30
$\bar{X} \pm EE$ Lt (cm)	$28,9 \pm 0,4$	$28,2 \pm 0,4$	$28,7 \pm 0,3$
Mín. Pt (g)	90,1	84,9	159,3
Máx. Pt (g)	540,6	328,9	262,4
$\bar{X} \pm EE$ Pt (g)	$247,6 \pm 12,6$	$205,6 \pm 10,15$	$212,7 \pm 10,4$

■ Inmaduro ■ Desarrollo ■ Capaz de desovar ■ Regeneración

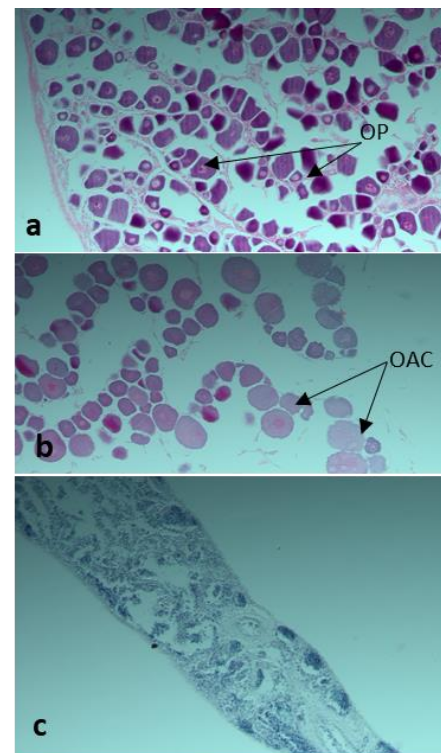
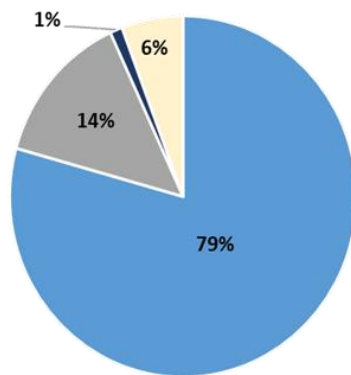


Figura 4.3-20. Distribución de las fases reproductivas identificadas en las muestras de cuatro ojo (*Megaleporinus muyscorum*) colectadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta y Microfotografías de ovario en fase inmadura (a) y desarrollo (b) y testículo en fase desarrollo (c). OP: ovocito en crecimiento primario, OAC: ovocito en alveorlo cortical.

A nivel mensual, no se logró identificar un patrón definido de estacionalidad reproductiva, debido a que no se contó con individuos en fase activa de reproducción (capaz de desovar) ni con un ciclo anual continuo de muestreo. Sin embargo, los individuos maduros analizados se registraron en marzo y noviembre de 2023, enero de 2024, y mayo y junio de 2025. Respecto a los índices biológicos, el IHS presentó los valores más altos en los meses donde prevalecieron los estados

juveniles de cuatro ojo, lo que concuerda con la relación típica: valores máximos antes de la maduración, dado que el hígado acumula energía para el desarrollo gonadal (Figura 4.3-22).

En cuanto a la talla de madurez, la información obtenida durante el estudio fue limitada y, además, la mayoría de los ejemplares recolectados correspondieron a individuos inmaduros. Esta condición restringió la posibilidad de realizar estimaciones confiables sobre la talla de madurez sexual, dado que no se contó con una proporción representativa de organismos en estado reproductivo.

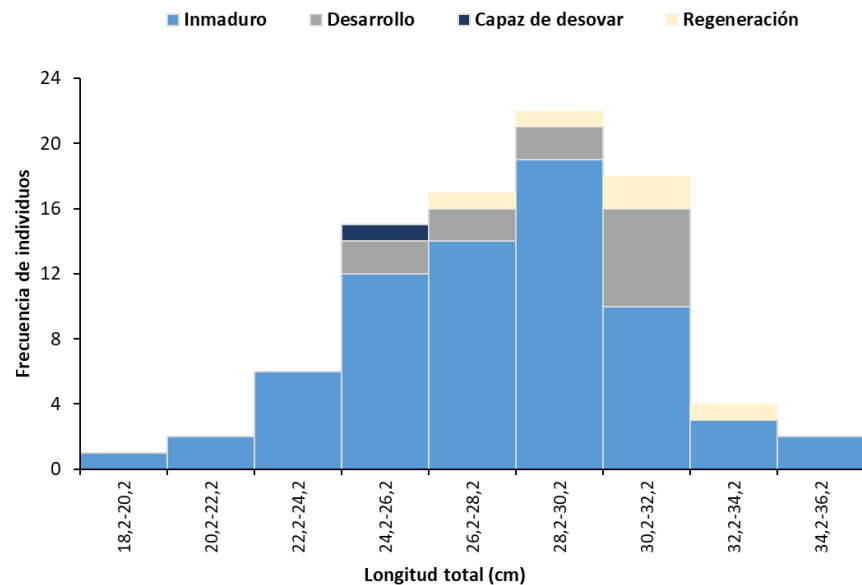


Figura 4.3-21. Distribución de tallas según las fases reproductivas del Cuatro ojo (*Megaleporinus muyscorum*) en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

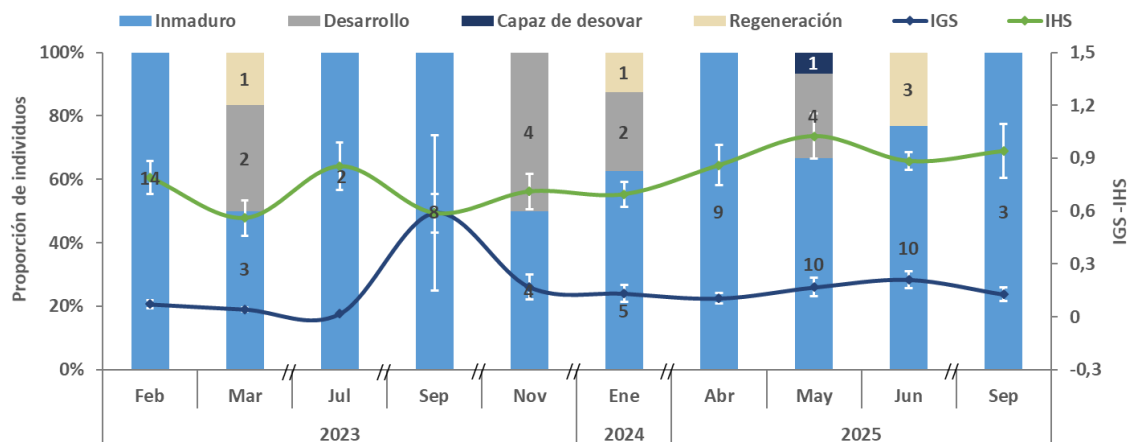


Figura 4.3-22. Distribución mensual de las fases reproductivas en relación a los índices biológicos del Cuatro ojo (*Megaleporinus muyscorum*) en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

ROBALO (*Centropomus undecimalis*)

En continuidad con la evaluación reproductiva del robalo, hasta la fecha se ha recolectado 255 individuos, de los cuales el 99,2 % corresponde a machos, mientras que únicamente el 0.4 % fue una hembra y otro 0,4 % un individuo indeterminado (Tabla 4.3-2). La proporción sexual estimada (M:H) fue de 1:0,003, lo que indica que la proporción de sexos presenta diferencias estadísticas significativas ($X^2 = 250,2$; $p\text{-valor} < 0,05$).

La revisión histológica permitió determinar que el 91 % de los individuos evaluados se encontraron en fase inmadura. En las hembras, esta etapa se caracteriza por la presencia de ovocitos en crecimiento primario, mientras que en machos se observa la presencia de células germinales primarias en la periferia de los túbulos seminíferos. El 3,6 % correspondió a robalos en fase de desarrollo y el 4,4 se clasificó en fase de capacidad de desove. Adicionalmente, se identificó un individuo en fase de transición, definida como una etapa intermedia durante el cambio de sexo funcional, en el cual se evidencia tejido gonadal de ambos sexos y degeneración del tejido del sexo anterior. Es importante señalar que el individuo en transición no presenta actividad reproductiva durante esta fase ([Brown-Petterson et al., 2011](#)) (Figura 4.3-23).

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

Parámetros	Sexo		
	Hembra	Macho	Indeterminados
n	1	253	1
Mín. Lt (cm)	30,9	17	30,9
Máx. Lt (cm)	-	59	-
$\bar{X} \pm EE$ Lt (cm)	-	$33,6 \pm 0,4$	-
Mín. Pt (g)	252,6	38,9	252,6
Máx. Pt (g)	-	1.950	-
$\bar{X} \pm EE$ Pt (g)	-	$349,1 \pm 14,4$	-

Los individuos de *C. undecimalis* analizados se encontraron entre 16,5 y 61,5 cm Lt, siendo el intervalo de 31,5 a 36,5 cm Lt el más representativo de la serie. Los individuos inmaduros se registraron en todas las tallas evaluadas; sin embargo, los machos sexualmente activos (capaz de desovar) se observaron a partir de 29,7 cm Lt, con las mayores frecuencias en el rango de 31,5 a 36,5 cm Lt. El individuo en estado de transición se encontró con una talla de 30 cm Lt (Figura 4.3-24). El análisis temporal de las fases reproductiva no evidenció un patrón definido, considerando que más del 90% de los individuos evaluados se encontraban en fase inmadura. No obstante, se registró la presencia de individuos en capacidad de desovar durante los meses de mayo de 2023, así como en enero, mayo, junio, julio y noviembre de 2024. Estos resultados sugieren un diferencial por parte de la especie, aprovechando las zonas de manglar y aguas salobres de la CGSM para su desarrollo temprano, beneficiándose de la protección y disponibilidad de alimento que ofrece este ecosistema ([Sanchez-Nuñez et al., 2024](#)) (Figura 4.3-25).

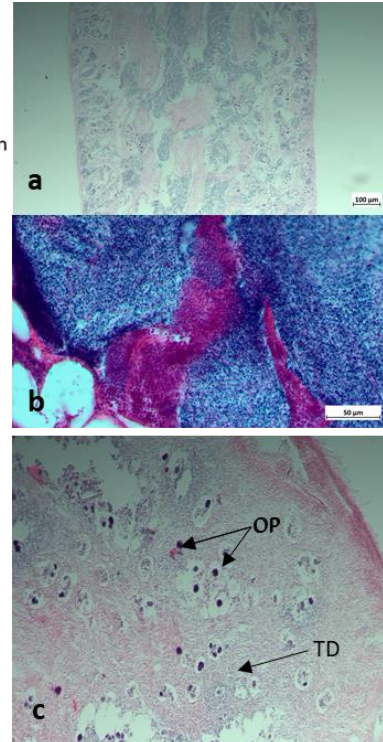
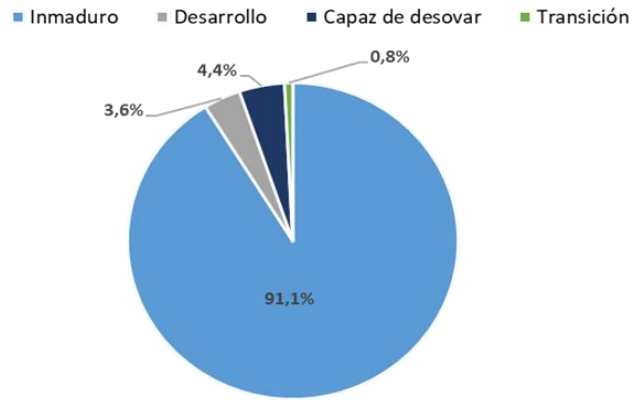


Figura 4.3-23. Distribución de las fases reproductivas identificadas en las muestras de Robalo (*Centropomus undecimalis*) colectadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta y Microfotografías de testículos en fase desarrollo (a) y desove activo (b) e individuos de *C. undecimalis* en fase de transición (c). OP: ovocito en crecimiento primario, TD: tejido degenerativo.

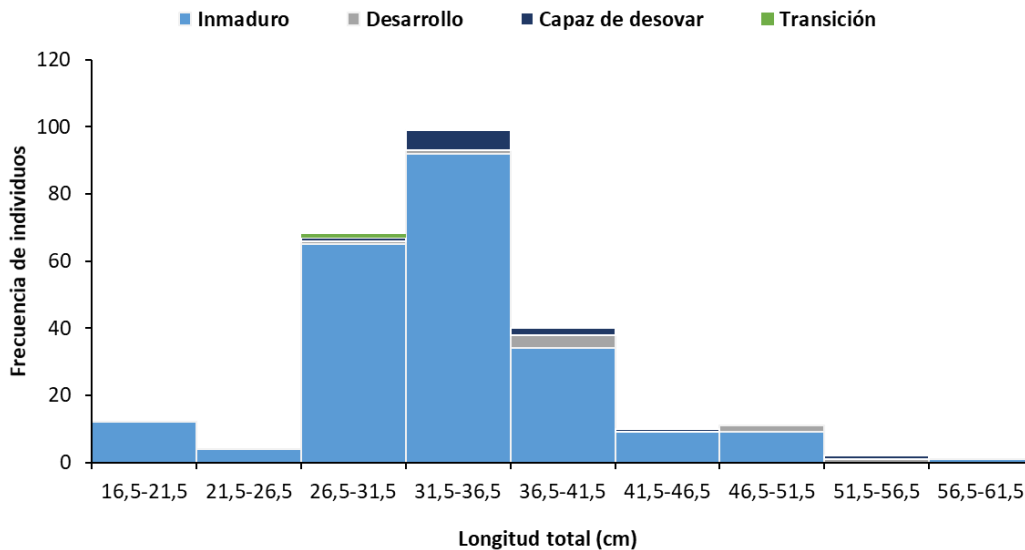


Figura 4.3-24. Distribución de tallas según las fases reproductivas del Robalo (*Centropomus undecimalis*) en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

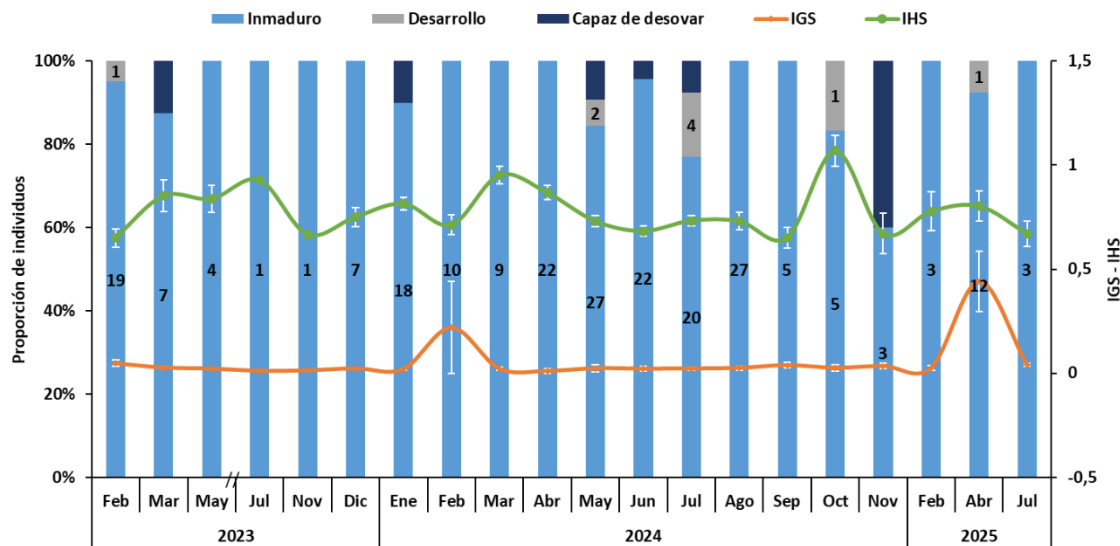


Figura 4.3-25. Distribución mensual de las fases reproductivas en relación a los índices biológicos del Robalo (*Centropomus undecimalis*) en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

En relación con la talla de madurez, los resultados obtenidos no permiten una estimación confiable de este parámetro debido a la ausencia de una proporción representativa de organismos en estado reproductivo. Esta limitación metodológica resalta la necesidad de ampliar el muestreo e incorporar estrategias que garanticen la inclusión de individuos en diferentes fases reproductivas, con el fin de obtener datos robustos para definir parámetros biológicos esenciales.

OTRAS ESPECIES

A partir de septiembre se retomó la consecución de individuos de especies como el macabi, mojarra peña y mojarra rayada, previamente evaluadas en años anteriores, en los cuales la desproporción de organismo sen fase madura impidió realizar estimaciones robustas (INVEMAR, 2018; 2019; 2021 y 2022). De manera complementaria, se inició el muestreo de bocachico (*P. magdalenae*), obteniéndose hasta la fecha de corte del presente informe los resultados descritos en la Tabla 4.3-3. Metodológicamente, esta estrategia busca subsanar las limitaciones detectadas en estudios previos, incorporando un diseño de muestreo que permita incluir individuos en diferentes fases reproductivas y así generar información más completa para estimar parámetros biológicos esenciales, como talla de madurez y proporción sexual, fundamentales para la gestión y conservación de estas especies.



Tabla 4.3-3. Frecuencia de individuos en las diferentes fases de reproducción de Macabi (*E. smithi*), Mojarra peña (*C. Kraussii*), Mojarra rayada (*E. plumieri*) y Bocachico (*P. magdalenae*) recolectados en la CGSM durante el mes de septiembre de 2025.

Especie / fase de reproducción	Inmaduro	Rango de talla cm Lt	Desarrollo	Rango de talla cm Lt	Capacidad de desove	Rango de talla cm Lt
Macabi	3	15–30	-	-	-	-
Bocachico	1	17	25	-	-	-
Mojarra peña	17	14–17,5	3	16,2-16,5	3	15-16
Mojarra rayada	5	10-14	11	12-15,5	10	13-16,8

4.3.4.¿Cuál es el impacto de la pesca sobre las tallas de los principales recursos pesqueros 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 dos 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 4.3-26 y Figura 4.3-27), evaluó el posible impacto causado por la pesca. Para tal efecto, se presenta la comparación individual de los datos anuales de TMC (2005-2025), así como la relación de la composición de captura por tallas para 2025 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](#), [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 2025. Aunque la TMC mostró mejoría en los años 2011-2013 y 2015, sin embargo, fue leve, disminuyendo en 2016 con una baja más significativa en 2021; determinándose para lo que va de la presente anualidad que el 52,6 % de los individuos se capturaron por debajo de la TM (Figura 4.3-26). 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 4.3-26). 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 2025, se estimó para chivo cabezón un registro del 71,9 % 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 4.3-26).

Para el caso de otras cinco especies de peces que muestra la figura (mojarra rayada, bocachico, cuatro ojo, 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. Sin embargo, en los últimos cuatro años su TMC ha estado hasta dos cm por encima de la TM indicando aún un riesgo moderado en la composición de la captura por tallas en 2025, ya que se sigue registrando que el 35,3 % de los individuos que se encuentra por debajo del PRL (Figura 4.3-26). 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*) 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 80 % y 100 % de individuos por debajo del PRL (Figura 4.3-26).

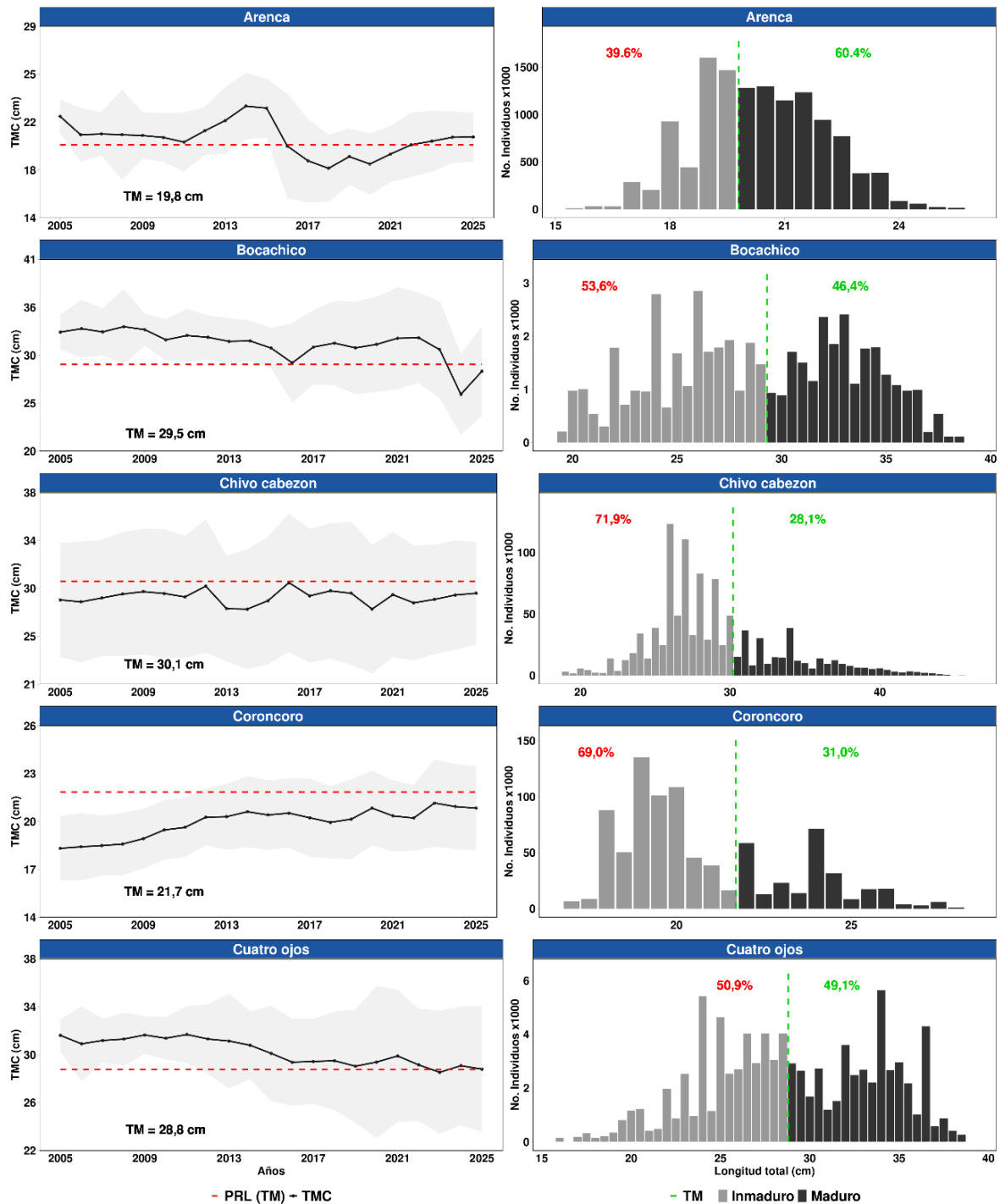
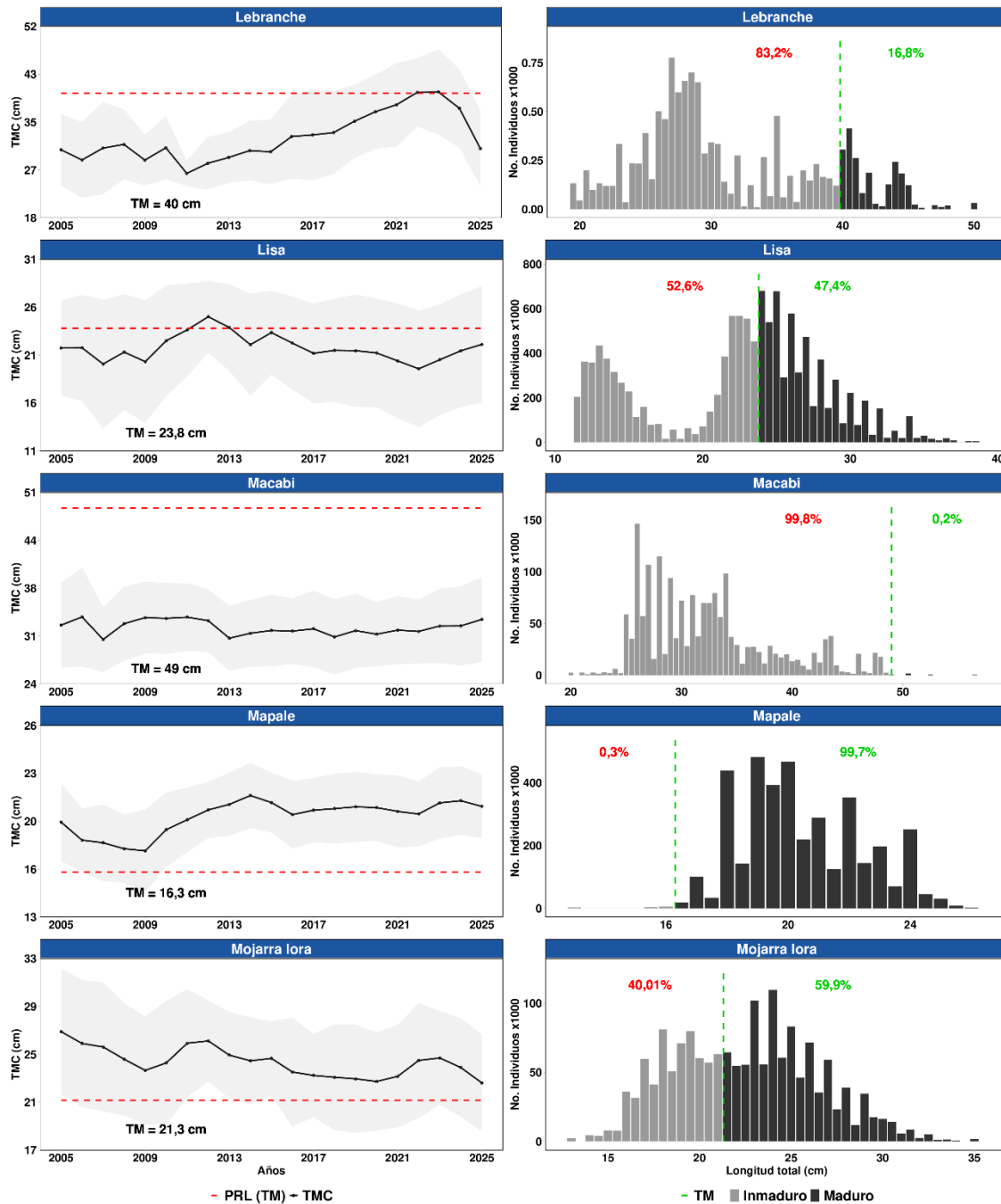
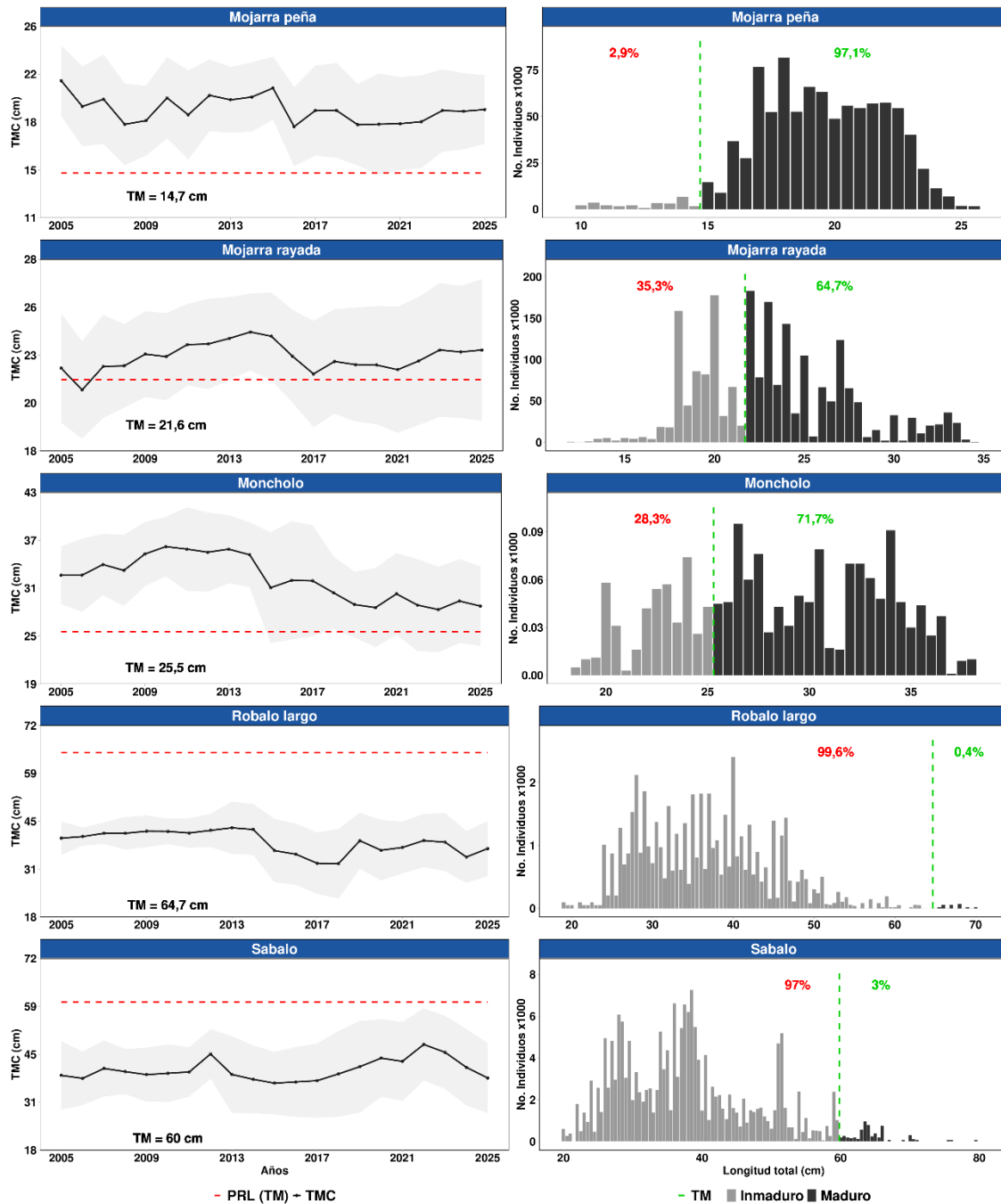


Figura 4.3-26. Comparación anual de la talla media de captura (2005-2025) y composición de la captura por tallas (2025) contra la talla de madurez sexual para las principales especies de peces en la pesquería de la CGSM. 2025: 9 meses.



Continuación Figura 4.3-26. Comparación anual de la talla media de captura (2005-2025) y composición de la captura por tallas (2025) contra la talla de madurez sexual para las principales especies de peces en la pesquería de la CGSM. 2025: 9 meses.



Continuación Figura 4.3-26. Comparación anual de la talla media de captura (2005-2025) y composición de la captura por tallas (2025) contra la talla de madurez sexual para las principales especies de peces en la pesquería de la CGSM. 2025: 9 meses.

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

En cuanto a 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 reportados por Correa (2002) (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 diez años cerca al PRL. Para el 2025, registrándose en lo que va de 2025, un 47,5 % de individuos por debajo de la TM para *C. bocourti* y 47,5 % de individuos capturados por debajo del PRL para *C. sapidus* (Figura 4.3-27).

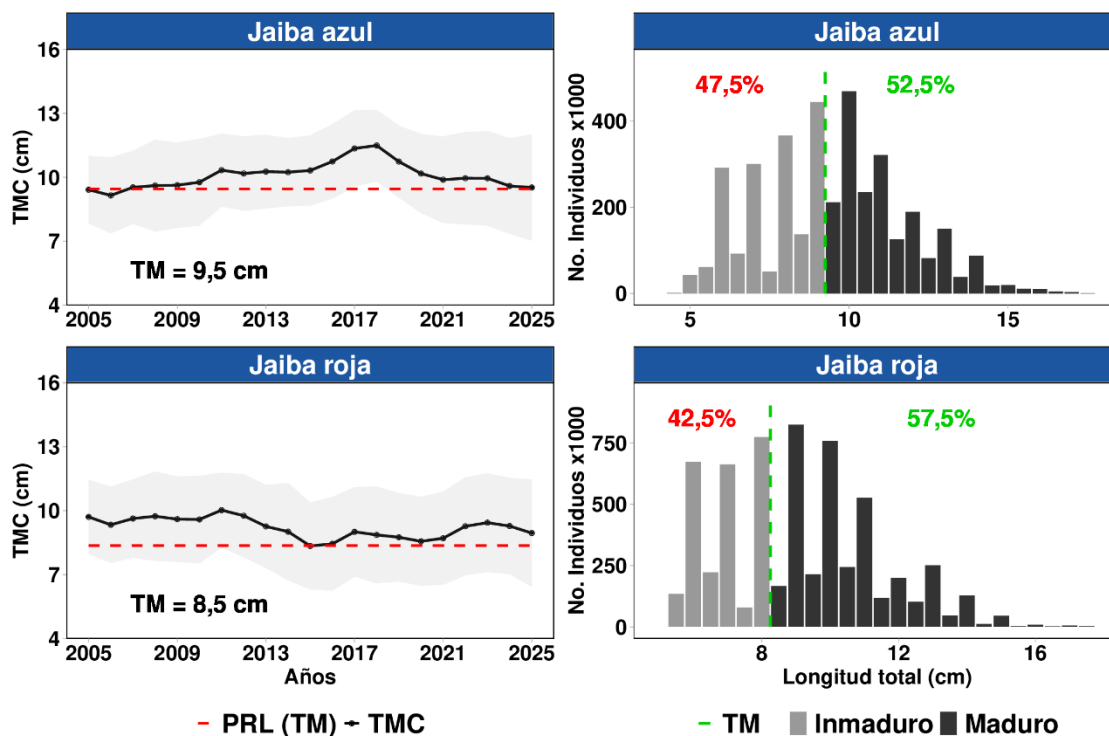


Figura 4.3-27. Comparación anual de la talla media de captura (2005-2025) y composición de la captura por tallas (2025) contra la talla de madurez sexual para las principales especies de jaibas en la pesquería de la CGSM. 2025: 9 meses.

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 4.3-28 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 2024; siendo para este último año de 66,7 %, similar al reportado en 2016 y 2021. 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; Froese, 2004).

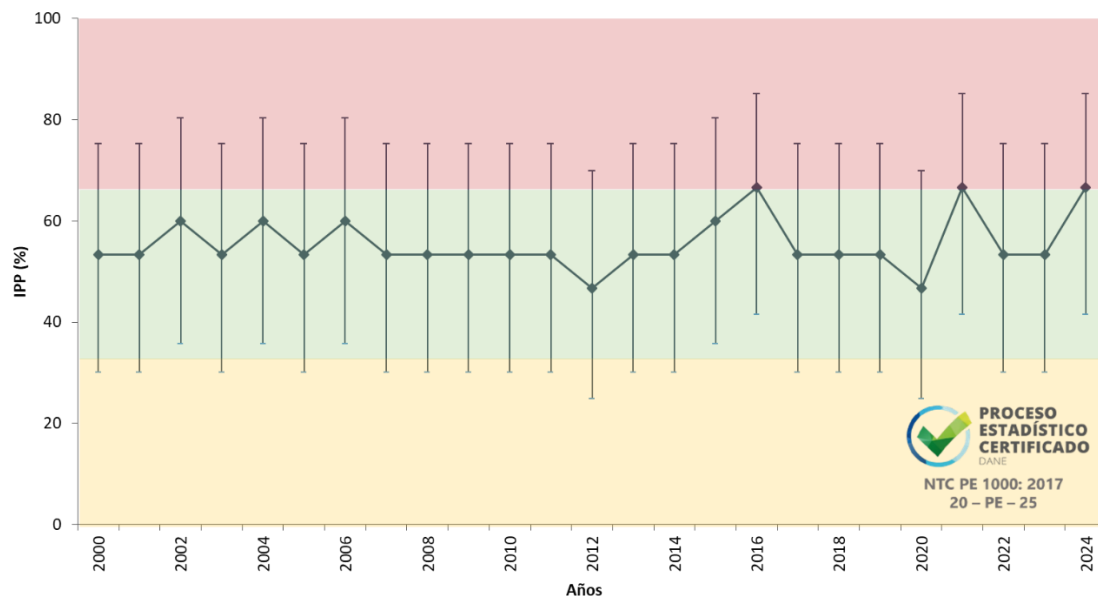
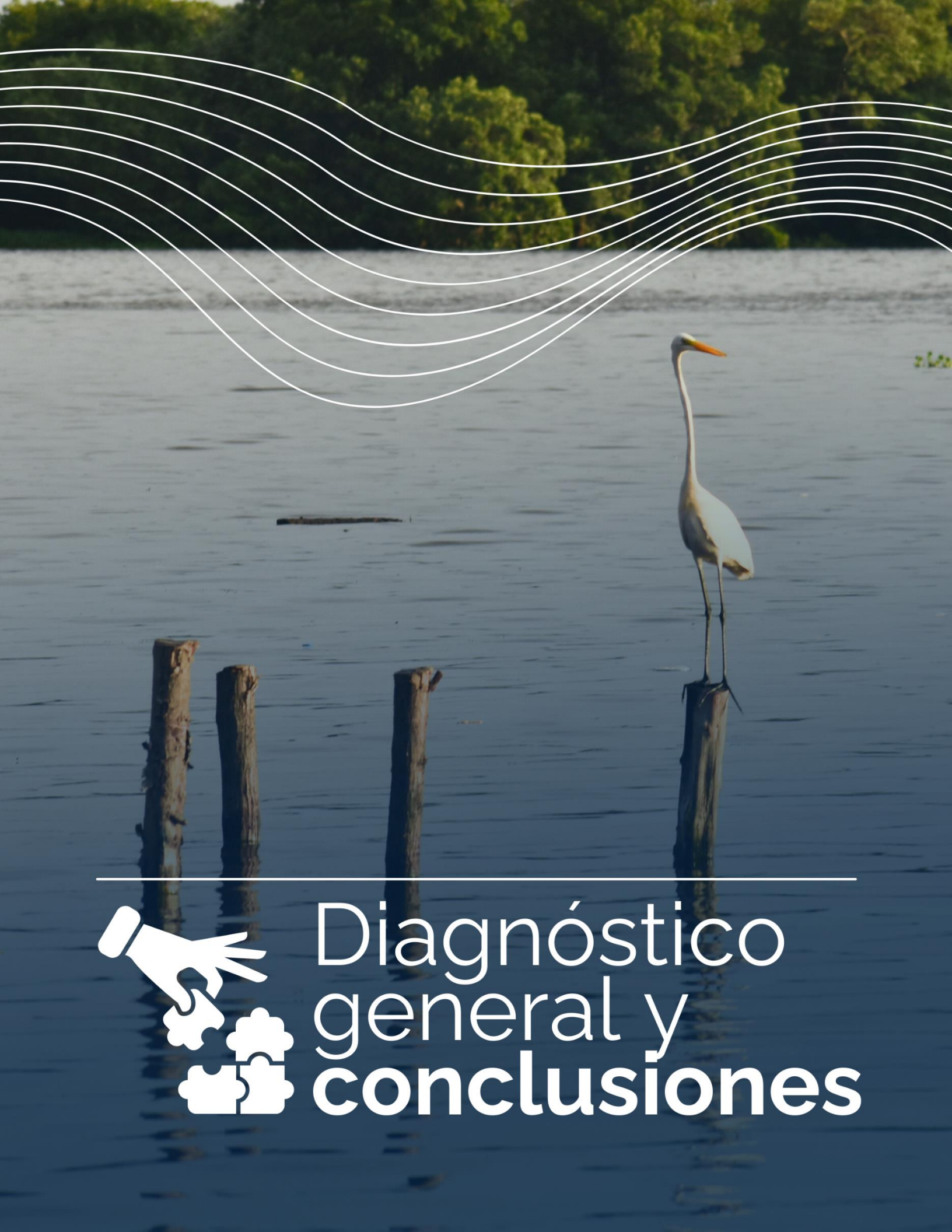


Figura 4.3-28. Indicador Presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las principales especies de peces en la ecorregión CGSM.



Diagnóstico general y **conclusiones**



Calidad de aguas

Durante el periodo octubre 2024-septiembre 2025, las condiciones fisicoquímicas del agua fueron diferente entre las zonas de estudio. En relación con el período anterior 2023 - 2024, La salinidad de todo el complejo lagunar de la CGSM disminuyó a lo largo del periodo evaluado, particularmente en las estaciones Boca Caño Aguas Negras y Nueva Venecia, ubicadas en el Complejo de Pajarales, las características del agua pasaron de ser típicamente estuarinas en el periodo anterior a tener condiciones propias de cuerpos de agua dulce. Se presentó un aumento en la temperatura superficial del agua, principalmente en los meses con condiciones de época seca. En términos del oxígeno disuelto, se presentaron condiciones favorables para la preservación de la fauna y flora, con excepción de los ríos provenientes de la SNSM y las estaciones Boca Caño Aguas Negras y Nueva Venecia. Los sólidos suspendidos totales, la clorofila a y los nutrientes inorgánicos disueltos siguen reflejando un estado de eutrofización en el sistema. Estas características fisicoquímicas, favorecieron el asentamiento y propagación de *Hydrilla verticillata*, especialmente en el Complejo de Pajarales.

En términos de contaminación por metales, aunque en la mayoría de las muestras de sedimento las concentraciones de metales se presentaron por debajo del límite de cuantificación del método analítico, se detectaron concentraciones de Zinc total, Cobre total y Cromo total por encima de los valores permisibles de referencia, lo cual indica el efecto de las actividades antrópicas sobre la calidad del agua del río Magdalena y los ríos provenientes de la SNSM, que descargan sus aguas en el complejo lagunar de la CGSM. A pesar de que el mercurio en *Mugil incilis* no superó el valor máximo permisible por la normativa colombiana para productos de consumo humano, en este periodo se cuantificó mercurio total en agua para dos estaciones (Río Fundación y Boca de la Barra), el cual puede eventualmente ser acumulado la biota de la CGSM.

El registro recurrente de concentraciones de Coliformes Totales y Termotolerantes que superan los criterios de calidad en varias estaciones indica que la CGSM recibe aportes continuos de aguas residuales domésticas. Esta condición favorece la presencia y permanencia tanto de bacterias indicadoras de contaminación fecal, como de microorganismos potencialmente patógenos, incrementado el riesgo sanitario en zonas con uso recreativo y pesquero. De forma complementaria, la detección de *Vibrio cholerae* (no toxigénico) y *Aeromonas hydrophila*, en la mayoría de las estaciones evaluadas, aunque son géneros ubicuos, naturalmente asociados a ambientes estuarinos como la CGSM, su presencia indica condiciones ambientales que pueden favorecer la persistencia de cepas patógenas de estos géneros. Estos hallazgos resaltan la necesidad de fortalecer las acciones de vigilancia microbiológica y gestión ambiental para prevenir brotes asociados a cambios ambientales o incrementos en las cargas de contaminación.

El monitoreo de la comunidad fitoplanctónica mostró que en el periodo octubre 2024 a septiembre 2025, predominaron las cianobacterias con respecto a otros grupos de microalgas y se registró la presencia de géneros potencialmente nocivos, los cuales podrían ocasionar problemas ambientales como mortandades de peces e intoxicaciones en humanos. Por otra parte, vale la pena resaltar que las bajas concentraciones de fitoplancton registradas en las estaciones CAN y NVE con respecto a las demás estaciones, coincide con el sector en el que está presente la planta invasora *Hydrilla verticillata*, la cual puede estar afectando el crecimiento celular de las microalgas al no permitir el suficiente ingreso de luz y al consumir los nutrientes disponibles en la columna de agua.



Bosque de manglar

En el 2025, el bosque de manglar en la estación Caño Grande mostró un incremento en el área basal y en la densidad de árboles de la especie *L. racemosa*, mientras que el promedio de salinidad intersticial disminuyó ~4 unidades, con respecto al 2024.

En términos generales, el ecosistema de manglar en la CGSM es heterogéneo espacialmente, de allí que su respuesta a los impulsores de cambio también sea variable. El análisis multivariado en los periodos previo, durante y posterior al episodio El Niño fuerte del 2015-2016, mostró que en las estaciones Kilómetro 22 y Luna actualmente predominan procesos de sucesión secundaria, luego de haber presentado la mayor afectación por ese evento.

Se ha evidenciado una tendencia positiva en el desarrollo estructural del bosque de manglar desde el 2024, que responde a la inclusión y medición de los nuevos individuos en las estaciones Caño Grande, Kilómetro 22 y Sevillano. Se debe continuar con dicha inclusión en las estaciones Aguas Negras y Luna, con el fin de obtener métricas que describan con mayor certeza el estado del bosque.

En cuanto al análisis de la cobertura de manglar en la CGSM, los resultados cuantitativos para el periodo 2023–2025 mostraron que la dinámica está dominada por la estabilidad, con cerca del 98,9 % del manglar presente en 2023 manteniéndose en 2025, acompañada de una ganancia adicional de cobertura y de una pérdida relativamente menor ($\approx 1,1\%$), lo que se traduce en un aumento neto del área de manglar vivo. Este balance respalda la interpretación de un escenario general de recuperación neta del manglar a escala del complejo lagunar, aunque coexistiendo con focos localizados de degradación que requieren atención prioritaria en términos de gestión, seguimiento y medidas de conservación y restauración específicas.

De manera complementaria, se concluye que la estructura de clases de cambio (ganancia, pérdida y estabilidad) y la capa de dinámica de cobertura generada permitieron representar de forma clara y sistemática la distribución espacial del manglar y su evolución reciente, constituyéndose como el insumo principal para la estimación de áreas y el análisis de tendencias.

Comunidades de aves

Se registraron 66 especies de aves, de la cuales la mayoría de ellas fueron especies residentes. El gremio trófico más abundante fue el de aves insectívoras. Las aves Piscívoras que ha sido el gremio más representado en los monitoreos de años anteriores, este año fue el segundo grupo mejor representado, dado que solo se muestrearon dos estaciones en el ecosistema de manglar y una de ellas correspondió a ANE, la cual se encuentra en muy cerca de la frontera ganadera. Por lo tanto, este año se presentó una gran influencia de especies de aves de hábitats terrestres.

Durante el 2024 en particular, el avance acelerado de invasión de macrófitas ha generado cambios evidentes en la composición de la comunidad de aves en los sectores con mayor incidencia de estas plantas acuáticas. Algunas especies, como *Jacana jacana*, *Fluvicola pica* y *Rostrhamus sociabilis*, se han visto favorecidos con estas nuevas condiciones que se generan por esta invasión. Sin embargo, para otras especies como las piscívoras, puede resultar más difícil atrapar sus presas. También, para los habitantes locales la actividad pesquera se ha visto comprometida por la proliferación de macrófitas. Considerando que el consumo de aves, como los Cuervos (*Nannopterum brasilianum*), es una práctica común en la zona, el acceso limitado al recurso pesquero puede llevar a ejercer una



mayor presión sobre las poblaciones de aves, pues podría incrementar de caza de las aves para suplir las necesidades alimentarias.

Con los análisis temporales, se evidenció la tendencia de los cambios en la abundancia de especies de aves de interés de conservación. A partir de eso pudo observar cómo *C. chavaria* ha incrementado su abundancia en la CGSM, posiblemente en respuesta a los esfuerzos de restauración que se han llevado a cabo.

A partir de los talleres, se manifiesta el interés de la comunidad en participar en este tipo de actividades de educación ambiental. Los niños y las niñas que asistieron tuvieron una participación activa de las actividades y mostraron tener conocimiento de las aves que se encuentran en la CGSM. Sin embargo, hay otros temas en los que en los que se puede incidir para incrementar la apropiación social del conocimiento en los habitantes locales.

Las entrevistas a las mujeres del pueblo palafito de Buenavista, dieron a conocer cómo la percepción de las aves de la CGSM puede cambiar entre mujeres y hombres y está ligada a sus actividades cotidianas. Mientras que para las mujeres esa percepción está influenciada por su cotidianidad en torno al cuidado hogareño, para los hombres esta percepción gira en torno a la actividad pesquera.

Recursos pesqueros

Hasta septiembre de 2025, la evaluación del componente de recursos pesqueros confirma que las variaciones en su composición están asociadas a cambios en la salinidad del agua, los cuales son condicionados 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 en 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 (1999). Sin embargo, entre 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 2025, la representatividad estuvo dada por la lisa.

Se resalta una tendencia de recuperación de la producción pesquera a partir de 2017, que se conserva comparativamente hasta 2025, infiriendo con base en lo valorado a septiembre de 2025, que al finalizar la valoración a diciembre se mantendrá en niveles cercanos al año anterior, con valores mayores a los ocho años anteriores (2009-2016) y por arriba del promedio anual de los ocho últimos años de la serie temporal del monitoreo pesquero. Se enfatiza que la condición climática actual y el comportamiento de las variables de desempeño pesquero en los nueve meses monitoreados en 2025, 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 1.306 ($\pm 82,3$) 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.



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 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 un estudio de caracterización de las actividades productivas que se desarrollan en las cuencas aportantes de la CGSM, para identificar los tipos de fertilizantes y plaguicidas usados en cultivos, tipos de riego, arado de tierra y demás fuentes de contaminación que puedan influir negativamente la calidad del agua de la CGSM.

Se recomienda un continuo mantenimiento y limpieza de macrófitas acuáticas (*Hydrilla verticillata* y *Eichhornia crassipes*), previa determinación de los efectos y alternativas viables de remoción en los sectores de Nueva Venecia, Buenavista, Boca del Caño Aguas Negras, Ciénaga la Ahuyama y Ciénaga la Luna, ya que la acumulación de estas plantas incrementa la eutrofización del sistema y el deterioro ecológico.

Se reitera en la necesidad de 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.

Es necesario implementar acciones de gestión enfocadas en reducir los aportes de aguas residuales domésticas, priorizando las zonas donde se evidenciaron mayores incumplimientos microbiológicos. Asimismo, se sugiere consolidar un sistema de alerta temprana que integre información microbiológica, hidrológica y climática para anticipar eventos que incrementen la proliferación de *Vibrio sp.*, y *Aeromonas sp.*, especialmente en periodos de aumento de temperatura o disminución del recambio hídrico. Finalmente, se sugiere ampliar el programa de monitoreo microbiológico de la CGSM, incorporando evaluaciones con mayor frecuencia temporal y la inclusión de indicadores avanzados de contaminación fecal; así como fortalecer los procesos de comunicación del riesgo con comunidades locales, pescadores y autoridades territoriales, promoviendo prácticas de manejo seguro del recurso hídrico y de los productos pesqueros.

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

Dadas las limitaciones de acceso durante el monitoreo en el 2025, se debe prestar atención al sector Aguas Negras, donde se identificó un foco de degradación del bosque de manglar desde el 2023. Se sugiere investigar los efectos de la entrada excesiva de sedimentos en este sector sobre la respiración de las raíces subterráneas de los manglares de la especie *Avicennia 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 pilotos de restauración activa con siembras de las especies *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*, en lugares donde estas sean las especies adecuadas para acelerar el proceso de recuperación. Por ejemplo, en bosques tipo cuenca con condiciones ambientales favorables para el crecimiento de la vegetación. *Laguncularia racemosa* se comporta como una especie pionera y, generalmente, presenta mayores tasas de crecimiento en sitios degradados; sin embargo, *Avicennia germinans* es la especie que ha mostrado una mayor resistencia a fenómenos climáticos recurrentes como El Niño. Se hace relevante investigar y realizar pilotos para explorar métodos que incrementen la tasa de supervivencia de esta especie en procesos de restauración.

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.

En cuanto al análisis de cambio de la cobertura de manglar, desde la perspectiva técnica, se recomienda avanzar en la integración de diferentes fuentes de datos y resoluciones espaciales, incorporando, cuando sea posible, imágenes de mayor detalle y sensores complementarios (por ejemplo, radar de apertura sintética o datos LiDAR), que permitan caracterizar mejor la estructura del bosque y detectar cambios sutiles en la cobertura. Del mismo modo, sería conveniente extender el análisis a series temporales más largas, incluyendo años previos y futuros, para distinguir variaciones de corto plazo asociadas a fluctuaciones hidrológicas o climáticas de tendencias más persistentes en la degradación o recuperación del manglar.

También se recomienda integrar de manera más explícita los resultados de la cartografía de cambio de manglar en los instrumentos de planificación y gestión ambiental vigentes para la CGSM (planes de manejo, ordenamiento de humedales, planes de restauración, entre otros). Para ello, es conveniente que las entidades responsables incorporen las capas de estabilidad, ganancia y pérdida en sus sistemas de información geográfica institucionales, de modo que sirvan como base para priorizar zonas de intervención, definir metas de conservación y orientar la asignación de recursos hacia los sectores más críticos o estratégicos del complejo lagunar.

Por otro lado, debido al acceso a nueva información y al avance tecnológico, se han identificado inconsistencias temáticas heredadas de ejercicios cartográficos previos, particularmente desde el inicio del análisis a 1:25000 de 2017, las cuales se mantienen en la capa de cobertura y pueden incidir en la interpretación de la dinámica del manglar. En este contexto, se recomienda para próximos análisis, realizar ajustes controlados en los atributos, de manera que estos errores puedan ser documentados y corregidos sin alterar la geometría base de la cartografía. Adicionalmente, es aconsejable incorporar metodologías que consideren explícitamente un margen o porcentaje de error en la clasificación, permitiendo una evaluación más realista de la incertidumbre asociada a los resultados. Como complemento, se sugiere incluir en la tabla de atributos un campo específico de seguimiento de la información, en el cual se registre el origen de los ajustes y las observaciones derivadas de validaciones posteriores, con el fin de fortalecer la trazabilidad, transparencia y actualización progresiva de la cartografía de manglar.



Comunidad de aves

Las condiciones de seguridad pública de la zona en este año en particular, han limitado el acceso a algunas de las estaciones de monitoreo. Si bien, es importante hacer los monitoreos en las mismas áreas de los años anteriores, vale la pena pensar en alternativas para el estudio de las aves, que puedan dar información clave para el conocimiento de este grupo biológico. En este año la alternativa fue muestrear en una zona invadida por macrófitas. Otra limitación de acceso a las zonas de monitoreo fue la invasión de macrófitas, es clave realizar actividades de mantenimiento y limpieza de macrófitas en las rutas de navegabilidad. La dificultad de tránsito en la zona, más allá de impedir llevar a cabo los monitoreos, está ocasionando graves complicaciones a los habitantes para desarrollar sus actividades cotidianas.

Los análisis temporales que sean llevado a cabo con los datos históricos, han dado información clave sobre las tendencias en la comunidad de aves en general, y particularmente para algunas especies de aves. Es importante que se continúe haciendo análisis de cambios en las poblaciones de aves, no solo de aquellas especies de cuales se tiene interés de conservación, sino también de aquellas que son valoradas por los habitantes locales, como, por ejemplo: el Cuervo. También existe algunas percepciones negativas sobre algunas especies de aves (por ejemplo: que se traen los mosquitos del monte a los pueblos). Es importante llevar a cabo talleres de educación ambiental, para aclarar estas percepciones que pueden llevar a que algunas aves sean agredidas o maltratadas por parte de las personas.

En este mismo sentido, es importante llevar a cabo actividades de educación ambiental dirigidas especialmente a grupos poblacionales, que han tenido menor participación en este tipo de actividades en el pasado, como es el caso de las mujeres. También, es fundamental promover la apropiación social del conocimiento de su biodiversidad en los pobladores locales, especialmente en las infancias.

Por otro lado, teniendo en cuenta la apertura a temas relacionados con el manejo y la conservación de la biodiversidad por parte de los habitantes locales, vale la pena llevar a cabo capacitaciones para monitoreo comunitario, para fortalecer la apropiación local del conocimiento. Esto, contribuirá a tener información más detallada de la diversidad de la zona, al mismo tiempo en que se generan nuevas alternativas económicas para la comunidad. Además, estas capacitaciones también fortalecerán las actividades de ecoturismo, que ya tienen antecedentes en la zona, pero que aún no se consolidan.

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 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 sistemático en la CGSM ha permitido la detección oportuna de alteraciones fisicoquímicas y sanitarias en la calidad del agua del sistema lagunar. La información generada ha sido fundamental para la evaluación de riesgos ambientales y la priorización de acciones de manejo, al aportar insumos técnicos y científicos que respaldan la toma de decisiones en su gestión integral.
- La información generada del monitoreo de microalgas potencialmente nocivas es fundamental como base técnica y científica para la gestión de la CGSM y la formulación del Plan Nacional de Contingencia frente a Floraciones Algaes Nocivas en Colombia.
- La información colectada con el monitoreo de los manglares ha permitido generar alertas tempranas de degradación del ecosistema, y ha suministrado información de línea base para el diseño de pilotos de restauración activa. Los datos históricos del bosque de manglar constituyen una línea de referencia clave ante futuros eventos que puedan afectar directa o indirectamente el estado del ecosistema.
- El análisis de la dinámica de cambio de la cobertura de manglar constituye un insumo clave que orienta la priorización de sectores de intervención, el seguimiento a procesos de recuperación y permite la evaluación de la efectividad de las acciones de manejo. Los resultados proporcionan una base objetiva para la planificación, el monitoreo multitemporal y la toma de decisiones adaptativas en la gestión del ecosistema de manglar en la CGSM.
- El monitoreo de aves ha reafirmado el papel de este grupo biológico como indicador de la integridad del ecosistema de manglar y tiene gran potencial para fortalecer la apropiación del conocimiento en la comunidad local.
- El monitoreo pesquero permite caracterizar de manera continua el estado biológico, productivo y económico de la pesca, identificar especies dominantes, niveles de presión pesquera y cambios ambientales, y actualizar parámetros clave como las tallas de madurez. Esta información sirve como base técnica para orientar decisiones de manejo, cogestión y políticas públicas, apoyar informes nacionales y fortalecer la gestión participativa con las comunidades pesqueras de la CGSM. También permite evidenciar y cuantificar los efectos de la invasión de *Hidrylla* sobre la actividad pesquera, al registrar cambios en las zonas de pesca, en la composición de las capturas, en el esfuerzo y en los ingresos de los pescadores. Además, constituye un soporte técnico clave para evaluar la redistribución espacial de la pesca, anticipar conflictos y orientar medidas de manejo y adaptación, tanto para el control de la fanerógama como para la sostenibilidad de los medios de vida de las comunidades afectadas.
- Tener un monitoreo de las condiciones ambientales de la CGSM permite identificar y conocer la magnitud de nuevos fenómenos que puedan acontecer en el área, que comprometen los recursos naturales y el bienestar de las personas. Un ejemplo de esto, fue el caso de la invasión de *Hydrilla* este año.



Bibliografía



Aali, S. Ghiyasi, H. Agah, S. Khoramnezhadian, A. Saleh Assessment of heavy metal content and ecological risk in offshore surface sediments of the Northern Persian Gulf: implications for environmental management Reg. Stud. Mar. Sci., 69. 2024. Article 103317, [10.1016/j.rsma.2024.103317](https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103317)

Acosta, E.P. 2012. Caracterización espacial y temporal de la estructura de la comunidad fitoplanctónica y su correlación con algunas variables ambientales locales en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis de grado. Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga. 134 p.

Aguirre, S. E., N.V. Piraneque y J. Linero-Cueto. 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). <https://doi.org/10.31910/rudca.v24.n1.2021.1313>

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>

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 p.

APHA – American Public Health Association, AWWA – American Water Works Association y WEF – Water Environment Federation. 2017. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23 ed. United States of America. 1406 p.

Ayerbe Quiñones, F. 2018. Guía ilustrada de la avifauna colombiana (primera). WCS.

Baker-Austin, C., Trinanes, J. A., Taylor, N. G. H., Hartnell, R., Siitonen, A., & Martinez-Urtaza, J. 2018. Emerging *Vibrio* risk at high latitudes in response to ocean warming. *Nature Climate Change*. 8: 176–181.

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>.

Belgiu, M., & Drăgu, L. 2016. Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 114, 24–31. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.01.011>



Beltrame, M. O., De Marco, S. G., & Marcovecchio, J. E. 2009. Dissolved and particulate heavy metals distribution in coastal lagoons. A case study from Mar Chiquita Lagoon, Argentina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(1), 45-56.

Beltrán-Vargas, J. E y J.O. Rangel-Ch. 2012. Modelación dinámica de los sólidos suspendidos totales en el humedal Jaboque, Bogotá (Colombia). *Colombia forestal*, 15(2), 191-205.

Benjumea Hoyos, C. A. y Á. Wills Toro, Á. 2007. Evaluación de la estratificación térmica y su relación con el oxígeno disuelto del agua en la ciénaga Cachimbero, municipio de Cimitarra, Santander. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 41: 48-65.

Bicudo M. C. y M. Menezes. 2006. Géneros de Algas de Aguas Continentais do Brasil. Chave para identificacao e descricoes. 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>

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.

Blanco, J. A., y 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.

Blanco, J.A., E.A. Viloria y J.C. Narváez. 2006. ENSO and salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta Coastal lagoon system, Colombia Caribbean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66 (2006) 157-167.

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

Brennan, B., J. Lawler y F. Regan. 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>.

Brown-Peterson, N. J., Wyanski, D. M., Saborido-Rey, F., Macewicz, B. J., & Lowerre-Barbieri, S. K. 2011. A standardized terminology for describing reproductive development in fishes. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science*, 3(1), 52–70. <https://doi.org/10.1080/19425120.2011.555724>

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.

Cabral, J.P.S. 2010. Water microbiology: Bacterial pathogens and water. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 7(10): 3657–3703.



- Cai, G., Li, S., & Zhao, L. 2025. Heavy metal enrichment characteristics in different sedimentary environments: A case study of the Pearl River Estuary and adjacent coastal area. *Regional Studies in Marine Science*, 85, 104180. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2025.104180>
- Calvo-Saad, M. J., Narváez-Florez, S. Y., Córdoba-Meza, T., Montañó, A., Díaz, P., Escandón, P., ... & Wiesner, M. 2025. *Vibrio* spp. in aquatic ecosystems of the coastal zone of Colombia. *Regional Studies in Marine Science*, 104515.
- Camargo, J. A., y Á. Alonso. 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>
- Caporale, A.G.; Violante, A. 2016. Chemical processes affecting the mobility of heavy metals and metalloids in soil environments. *Current Pollution Reports*. 2(1):15-27. <https://doi.org/10.1007/s40726-015-0024-y>
- Carrera-Villacrés, D., E. Guerrón-Varela. L. Cajas-Morales. T. González-Farinango. E. Guamán-Pineda y P. Velarde-Salazar. 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):37-40 <https://doi.org/10.24133/cctespe.v13i1.807>
- Carrillo-Durán, I. D y R.J. Medina-Daza. 2019. Multitemporal analysis of the flow of sediments using MODIS MYD09 and MOD09 images. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 29(2): 69-86. <https://doi.org/10.18359/rcin.3854>
- 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
- 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.
- Correa, J. 2002. Determinación y análisis de algunos parámetros biológicos de las jaibas (*Callinectes sapidus* y *C. bocourti*), capturados en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final Contrato #008 de 2001. 43 p
- 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.



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. 2025a. 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 14 de noviembre de 2025.

DANE – Departamento administrativo nacional de estadística. 2025b. 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 17 de noviembre de 2025.

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. 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 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.

Declerck, S., J. Vandekerkhove y L. Johansson. 2005. Multi-group diversity in shallow lakes along gradients of phosphorus and water plant cover. *Ecology*, 86: 1905–1915.

Deepak, P. 2016. Heavy Metals: Sources toxicity and remediation techniques, Chapter 5, 131 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 y S. Kuang. 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.

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>



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

Elmahdy, S. I., Ali, T. A., Mohamed, M. M., Howari, F. M., Abouleish, M., & Simonet, D. 2020. Spatiotemporal mapping and monitoring of mangrove forests changes from 1990 to 2019 in the Northern Emirates, UAE using random forest, Kernel logistic regression and Naive Bayes Tree models. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 102.

Enache, S., Clerc, S., Poustomis, F., Boccia, V., Dransfeld, S. 2023. Data Quality Report Sentinel-2 L1C MSI May 2023. Quality Report. Retrieved from <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/document-library>

EPA - Environmental Protection Agency. 1996. Método 3052. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. Washington, DC, U.S. 8 p. <http://www.epa.gov>

EPA - Environmental Protection Agency. 2007. Método 7473. Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry. Washington, DC, U.S. 17 p. <http://www.epa.gov>

ESA. 2015. SENTINEL-2 User Handbook. https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/Sentinel-2_User_Handbook

Fraile, H., J. Franco. A. Ruiz. F. Villate Guinea y E. Orive Aguirre. 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. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish and Fisheries* 5, 86-91.

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.

Fu, Z., F. Wu. L. Chen. B. Xu. C. Feng. Y. Bai. H. Liao. S. Sun. J.P. Giesy y W. Guo. 2016. Copper and zinc, but not other priority toxic metals, pose risks to native aquatic species in a large urban lake in eastern China. *Environmental Pollution*, 219: 1069–1076. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.007>

Garay Tinoco, J. A. C.A. Pinilla González y J.M. Díaz Merlano. 2003. Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos (aguas, sedimentos y organismos).

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.



Gauthey, A., Backes, D., Balland, J., Alam, I., Maher, D., Cernusak, L., Duke, N., Medlyn, B., Tissue, D., & Choat, B. (2022). The Role of Hydraulic Failure in a Massive Mangrove Die-Off Event. *Frontiers in Plant Science*, 13. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.822136>.

Gómez-León, J. 2006. Estudio epizootico de agentes patógenos en almeja fina (*Ruditapes decussatus*) cultivada en Galicia. Tesis Doctorado Cienc. Biol., Universidad de Santiago de Compostela, España. 220 p.

González, E. J., M. Ortaz, C. Peñaherrera, E. Montes, M. Matos y J. Mendoza. 2003. Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos. *Limnetica*, 22(1-2): 15-35.

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.

Grande, E., E.C. Seybold. C. Tatariw. A. Visser. A. Braswel. B. Arora. F. Birgand. J. Haskins y M. Zimmer. 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>.

Guzmán, J. M. Q., López, C. A. C., & Henry, A. M. A. 2009. Comparación de la distribución espacio-temporal de *Hydrilla verticillata* en el Parque nacional río dulce en la época seca y época lluviosa del 2008 y 2006.

Hernández, C. 1986. Producción primaria y dinámica del fitoplancton en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Tesis M. Sc., Univ. Nacional, Bogotá. 177 p.

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>

Hubbel, S. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press.

Hylander, L., y M. Meili. 2003. 500 years of mercury production: global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. *The Science of the Total Environment*, 301: 13-27

Ibarra, K.P., M.C. Gómez, E.A. Vilorio, E. Arteaga, M. Quintero, I. Cuadrado, J.A. Rodríguez, L. Licero, L.V. Perdomo y M. Rueda. 2014a. 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 2013. Santa Marta 160 p.+ anexos.

IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2025a. Disponible en: [Consulta y Descarga de Datos Hidrometeorológicos](#). Fecha de consulta: noviembre de 2025.

IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2025b. Tiempo y Clima. Boletín Climatológico Mensual.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2002. 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: un enfoque adaptativo. Informe Técnico Final 1999-2002, Volumen 1. Santa Marta.



INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2003. 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 2003, Volumen 2. Santa Marta.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2004. 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 2004, Volumen 3. Santa Marta.

INVEMAR– Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2014. Concepto sobre la mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta. CPT-CAM-030-14-octubre 2014. Santa Marta, 17p.

INVEMAR– Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2015a. Concepto sobre la mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta (sector Tasajera), Magdalena, ocurrida en junio de 2015. CPT-CAM-011-15. Santa Marta, 14p.

INVEMAR– Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2015b. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en el sector Pajara, Ciénaga Grande de Santa Marta, Magdalena, en julio de 2015. CPT-CAM-015-15. Santa Marta, 11p.

INVEMAR– Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2015c. Concepto técnico sobre mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Sector Caño Grande- Pajarales), ocurrida en noviembre de 2015. CPT-CAM-022- 15. Santa Marta, 13p.

INVEMAR– Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2016a. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta (sector Boca De La Barra), Magdalena, ocurrida en septiembre de 2016. CPT-CAM-033-16.11p.

INVEMAR– Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2016b. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en el la Ciénaga Grande de Santa Marta municipio de Pueblo Viejo, Magdalena. CPT-CAM-015-16.20p.

INVEMAR– Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2016c. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en el sector Ciénaga Grande de Santa Marta - Complejo de Pajarales. CPT-CAM-021-16. 13 p.

INVEMAR– Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2016d. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta CGSM-Complejo Pajarales. CPT-CAM-026-16. 13p.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2016e. 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. 2017a. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en la zona costera de Tasajera y reporte de mancha negra en el Rodadero, Departamento del Magdalena. CPT-CAM-006-17. Santa Marta. 21 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”. 2019a. 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”. 2019b. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en la desembocadura del Río Fundación, reportada el 09 de febrero de 2019. CPT-CAM-002-19. Santa Marta. 25 p.

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 2020, Volumen 19. Santa Marta 193 p + anexos.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2021b. 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 193p. + Anexos.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2021c. Concepto técnico sobre una mortandad de peces reportada en los sectores Puerto Caimán, Mahoma y Punta Gruesa en la Ciénaga Grande de Santa Marta-CGSM el 4 de agosto de 2021. CPT-CAM-007-21. Santa Marta. 22p.

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”. 2023a. 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”. 2023b. Concepto técnico sobre mortandad de peces en el sector río Frío -Ciénaga del Chino - Caño (Magdalena), CGSM - ocurrida en abril de 2023. CPT-CAM-010-23. Santa Marta. 22 p.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2023c. Concepto técnico sobre una mortandad de peces reportada en los sectores Ciénaga la Ahuyama y Ciénaga la Luna (CGSM) el 18 de julio de 2023. CPT-CAM-018-23. Santa Marta. 23 p.



INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2023d. Concepto técnico sobre una mortandad de peces reportada en el sector Tasajera, En La Ciénaga Grande De Santa Marta (CGSM) El 25 De Julio De 2023. CPT-CAM-019-23. Santa Marta. 20p.

INVEMAR– Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2024a. 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.

INVEMAR– Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2024b. Base de datos de la caracterización pesquera en la ecorregión CGSM.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2024c. 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 176 p. + Anexos.

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2024d. Informe Técnico Final. ITF-01 Convenio interadministrativo 001 de 2023. Parques Nacionales Naturales de Colombia – INVEMAR, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés, Santa Marta. 169 p.

INVEMAR– Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. 2025. Concepto técnico sobre la floración de cianobacterias observada el 6 de febrero de 2025 en el sector de Tasajera, CGSM. CPT-CAM-002-25. Santa Marta. 26 p

ISO - International Standard Organization. 2014. ISO 17289:2014 Water quality — Determination of dissolved oxygen — Optical sensor method. Ed. 07-2014.

IUCN. 2025. The IUCN red list of threatenet species. <https://www.iucnredlist.org/>. Consultado el 06 de noviembre de 2025

Janda, J.M., & 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., Wdowski, 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>

Jeong, H., J. Choi, D. Choi, J. Noh y K. Ra. 2021. Heavy metal pollution assessment in coastal sediments and bioaccumulation on seagrass (*Enhalus acoroides*) of Palau. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 111912.

Jeppesen E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L.J. Pedersen, y L. Jensen. 1997. Topdown control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*. 342/343, 151–164.

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 (Algal Stud 43), 157 – 226.
- Komárek J. y K. Anagnostidis. 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4 – Nostocales. *Arch Hydrobiol Suppl* 82 (Algal Stud 56), 247 – 345.
- Korajkic, A., McMinn, B. R., & Harwood, V. J. 2018. Relationships between microbial indicators and pathogens in recreational water settings. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(12), 2842.
- Kruskal, J. B. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, 29, 115–129.
- Lafabrie, C., K.M. Major. C.S. Major y J. Cebrián. 2013. Trace metal contamination of the aquatic plant *Hydrilla verticillata* and associated sediment in a coastal Alabama creek (Gulf of Mexico – USA). *Marine Pollution Bulletin*, 68(1–2): 147–151. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.045>
- Li, H., Li, Y., Huang, D., Zhang, L., Lu, J., & Zhang, J. 2021. The response mechanism of *Hydrilla verticillata* and leaf epiphytic biofilms to depth and nutrient removal. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(35), 49032–49041.
- López, M. y S. Madroñero. 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>.
- Lugo, A. E., y Snedaker, S. C. 1974. The Ecology of Mangroves. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 5(1974), 39–64. <http://www.jstor.org/stable/2096879%0D>
- MacDonald, D., D. Carr, D. Eckenrode, H. Greening, S. Grabe, G. Ingersoll, S. Janicki, R. LindsKoog, E. Long, R. Pribble, G. Sloane y 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*. 46: 147–161.
- Mahmud M., F. Ejeian, S. Azadi, M. Myers, B. Pejic, R. Abbassi, A. Razmjou y M. Asadnia. 2020. Recent progress in sensing nitrate, nitrite, phosphate, and ammonium in aquatic environment. *Chemosphere*. 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.
- 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. Viloria-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.



Martínez-Viloria, H. y Rueda, M., (Eds.). 2025. Paisajes sostenibles: Ciénaga Grande de Santa Marta. Instituto de investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés, Santa Marta. Serie de Publicaciones Generales N° 132, Santa Marta, 188p.

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>

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>

Mogollón, M. 1996. Estructura de la comunidad fitoplanctónica del Complejo de Pajarales y Salamanca Occidental, Costa Caribe Colombiana. Tesis (Biólogo Marino). Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Ciencias del Mar. Bogotá, Colombia. 67 p.

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.

Narváez, J. C., F. Pertuz, y J. B. Racedo. 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.

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.

NOAA. 2025. ENSO: Recent Evolution, Current Status and Predictions. https://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/enso_advisory/ensodisc.shtml. Consultado el 5 de diciembre 2025.

Ortiz-Romero. L.T., J. Delgado-Tascón, A. Pardo-Rodríguez, D. Murillo-Perea y J. Guio Duque. 2015. Determinación de metales pesados e índices de calidad en aguas y sedimentos del río Magdalena - Tramo Tolima. Colombia. *Rev. Tumbaga*. 2: 43-60.

Pabón. S., R. Benítez, R. Sarria and J. Gallo. 2020. Contaminación del agua por metales pesados. métodos de análisis y tecnologías de remoción. *Entre Cienc. Ing.*, 14: 9-18.

Paparazzo, F. E., L. Farías. N. Santinelli. V. Alder y J.L. Esteves. 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>



Pinzón, G. 2024. Río Grande de la Magdalena, itinerario cultural de Colombia. *Hereditas*, (35), 88-99.

Poulin, B., Lefebvre, G., & McNeil, R. 1994. Diets of land birds from northeastern Venezuela. *Condor*, 96(2), 354–367. <https://doi.org/10.2307/1369320>

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., & 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>.

R – Core Team. 2025. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

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

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., X. Chen. I. R. Santos. M. J. Drexler. C. Holloway. M. Call. P.G. Álvarez. S. Euler y D.T. Maher. 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.2020.10706>

Renjifo, L. Miguel., Franco-Maya, A. M., Amaya-Espinel, J. D., Kattan, G. H., & López-Lanús, B. 2002. Libro rojo de aves de Colombia. Instituto Humboldt Colombia: MMA, Ministerio del Medio Ambiente.

Restrepo, J. C. y J.D. Restrepo. 2005. Efectos naturales y antrópicos en la producción de sedimentos de la cuenca del río Magdalena. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 29(111): 239-254. [https://doi.org/10.18257/raccefyn.29\(111\).2005.2158](https://doi.org/10.18257/raccefyn.29(111).2005.2158)

Restrepo, J. D., A. Cárdenas-Rozo. J.F. Paniagua-Arroyave y L. Jiménez-Segura. 2020. Aspectos físicos de la cuenca del río Magdalena, Colombia: Geología, hidrología, sedimentos, conectividad, ecosistemas acuáticos e implicaciones para la biota. *COMITÉ CIENTÍFICO*, 41.

Restrepo-López, J. C., Ortiz-Royero, J. C., Otero-Díaz, L., & Ospino-Ortiz, S. R. 2015. Transporte de sedimentos en suspensión en los principales ríos del Caribe colombiano: magnitud, tendencias y variabilidad. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 39(153), 527-546.

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.



Rochelle-Newall, E., Nguyen, T. M. H., Le, T. P. Q., Sengtaheuanghoung, O., & Ribolzi, O. 2015. A short review of fecal indicator bacteria in tropical aquatic ecosystems: knowledge gaps and future directions. *Frontiers in microbiology*, 6, 308.

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://efaidnbmnnnibpcajpcgltclefindmkaj/https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/unal/75852/1/201201810612.2015.pdf](https://efaidnbmnnnibpcajpcgltclefindmkaj/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.

RStudio Team. 2025. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>

Saalidong, B. M., S.A. Aram. S. Otu y P.O. Lartey. 2022. Examining the dynamics of the relationship between water pH and other water quality parameters in ground and surface water systems. *PloS one*, 17(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0262117>

Sánchez R.M., M. Castro-González y 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>

Sánchez-Núñez, D. A., Vilorio Maestre, E., y Rueda, M. 2024. Cross-habitat utilization of fish in a tropical deltaic system as a function of climate variability and body size: Are mangroves fish nurseries in a tropical delta? **PLOS ONE*, 19*(8), e0308313. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0308313>

Sanyal, T., A. Kaviraj y S. Saha. 2015. Deposition of chromium in aquatic ecosystem from effluents of handloom textile industries in Ranaghat–Fulia region of West Bengal, India. *Journal of Advanced Research*, 6, 995–1002. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2014.12.002>

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>



Shi, J., Q. Shen. Y. Yao. J. Li. F. Chen. Xu. Wang. Z. Gao. L. Wang. y Y. Zhou. 2022. Estimación de las concentraciones de clorofila-a en pequeños cuerpos de agua: Comparación de sensores Gaofen-6 y Sentinel-2 fusionados. *Teledetección*, 14 (1), 229.

Shi, P., Z. Tan. Y. Fu. M.N. Xu. R. Zhao. L.S. J.M. Thang. L. Han. S. Sun. E. Tan. Z. Zheng y S.J. Kao. 2025. Nitrogen utilization dynamics in a tropical estuary: Interplay of temperature and phytoplankton communities. *Marine Environmental Research*, 205(2025), 107018.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107018>

Sica, Y. V., Gavier-Pizarro, G. I., Pidgeon, A. M., Travaini, A., Bustamante, J., Radeloff, V. C., & Quintana, R. D. 2018. Changes in bird assemblages in a wetland ecosystem after 14 years of intensified cattle farming. *Austral Ecology*, 43(7), 786–797. <https://doi.org/10.1111/aec.12621>

Solander, K., Newman, B., Araújo, A., Barnard, H., Berry, Z., Bonal, D., Bretfeld, M., Burban, B., Candido, L., Céleri, R., Chambers, J., Christoffersen, B., Detto, M., Dorigo, W., Ewers, B., Ferreira, S., Knohl, A., Leung, L., McDowell, N., Miller, G., Monteiro, M., Moore, G., Negrón-Juárez, R., Saleska, S., Stiegler, C., Tomasella, J., & Xu, C. (2019). The pantropical response of soil moisture to El Niño. *Hydrology and Earth System Sciences*. <https://doi.org/10.5194/hess-2019-535>.

Sousa, W. T. Z. 2011. *Hydrilla verticillata* (Hydrocharitaceae), a recent invader threatening Brazil's freshwater environments: a review of the extent of the problem. *Hydrobiologia*, 669(1): 1-20.

Spencer, W., J. Blum, A. Kurz y J. Pizzuto. 2018. Spatial and temporal variation in the isotopic composition of mercury in the South River, VA. *Chemical Geology*, 494: 96-108.

Strickland, J. D.H. y T.R. Parsons. 1972. A Practical Handbook of Seawater Analysis. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 167 (2a. edition). 293 p.

Tavera, H. A. 2014. Lineamientos nacionales para el monitoreo de ecosistemas de manglar en colombia.

Tay, H. W., K. R. Bryan. C.A. Pilditch. S. Park y D.P. Hamilton. 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>.

Tejeda-Benitez, L., R. Flegal. K. Odigie y J. Olivero-Verbel. 2016. Pollution by metals and toxicity assessment using *Caenorhabditis elegans* in sediments from the Magdalena River, Colombia. *Environmental Pollution*, 212, 238–250. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.057>

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., y L.A. Calero. 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>



United States Environmental Protection Agency (EPA). 2022. Recreational Water Quality Criteria and Methods Update: 2022 Edition. Office of Water, Washington, D.C.

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

Vezzulli, L., Grande, C., Reid, P.C., Hélaouët, P., Edwards, M., & Pruzzo, C. 2016. Climate influence on *Vibrio* and associated human diseases during the past half-century in the coastal North Atlantic. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 113(34): E5062–E5071.

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.

Wang, C., Chen, S., Li, D., Wang, D., Liu, W., & Yang, J. 2017. A Landsat-based model for retrieving total suspended solids concentration of estuaries and coasts in China. *Geoscientific Model Development*, 10(12), 4347-4365.

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>.

Wang, X., Y. Li. Z. Chen y H. Zhao. 2014. *Effects of heavy metals on aquatic ecosystems: A case study*. *Environmental Science Journal*, 12(3), 155–163.

World Health Organization (WHO). 2017. Guidelines for Safe Recreational Water Environments. Volume 1: Coastal and Fresh Waters. Geneva, Switzerland.

Xavier, D. D. A., dos Santos, V. F., de Miranda, A. G., & Berredo, J. F. 2020. Determination of background geochemistry of an Amazon estuary: The Cúnaní Estuary – Amapá. *Marine Pollution Bulletin*, 155, 111144. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111144>

Zhang, H., S. Liu. L. Ai. P. Cao. K. Wu. J. Cui. H. Wang. C. Mohamed y X. Shi. 2022. Distribution and assessment of heavy metal in sediments of Malacca Strait, *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 178: 113575.

Zhi, L., Jiao, W., Ruiping, L., Zihan Y., Ningning S., Jun L., Haiying Z., Fangli W. 2023. Source apportionment and source-specific risk assessment of bioavailable metals in river sediments of an anthropogenically influenced watershed in China. *Science of the total environment*, 169367.



INFORME TÉCNICO FINAL 2025:
"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"



Zhu, S., Wu, X., Zhou, M., Ge, X., Yang, X., Wang, N. Lin, X. & Li, Z. 2022. Effects of harvesting intensity on the growth of *Hydrilla verticillata* and water quality. *Sustainability*, 14(22), 15390.



Anexos





Anexo 9-1. Cuento" El viaje de Liborio"

Este Cuento fue escrito por el investigador científico del programa BEM, Fredy Vargas Cárdenas. Este busca familiarizar a las infancias con los cantos de algunas de las aves de La Ciénaga Grande de Santa Marta. La historia se desarrolla en un escenario inspirado en el paisaje de la Ciénaga y los pueblos palafitos. La narración del cuento va acompañada con la reproducción de cantos de las aves que aparecen en momentos clave de la historia. A continuación, la historia:

Para Liborio había llegado la hora de ir a la secundaria. Pero su nuevo Colegio quedaba en el pueblo vecino, un pueblo palafito, donde las casas están sobre la ciénaga, sostenidas por palos de mangle. Resulta que, en su pueblo, solo se puede estudiar la primaria. Entonces, como había terminado el quinto grado, tendría que tomar su canoa e irse bogueando hasta el pueblo vecino, que es como es su pueblo mueven las canoas con la ayuda de un palo largo. Pero para llegar hasta allá, tenía que atravesar una gran mancha de bosque de manglar. Aunque Liborio había pasado por este bosque antes, nunca lo había hecho solo y recordaba que las primeras veces que paso por allí escuchó sonidos extraños que incluso llegaron a asustarlo. Todos esos recuerdos vinieron a su cabeza, justo ahora que estaba por entrar a esa enorme mancha de manglar.

No había pasado mucho tiempo después de adentrarse al manglar, cuando escuchó un sonido muy grave y misterioso (sonido de *Butorides virescens*). ¿Cuál era aquel sonido? ¿qué ser es capaz de rugir así? Se preguntaba Liborio. Seguramente era algo enorme. Buscando con su mirada, entre las enormes raíces del mangle rojo que caían desde el tronco y se sumergían en el espejo de agua, encontró una criatura que parecía de otro mundo, con un color verde jade y una capota color café que cubría su ancho cuello. No era muy grande, pero se movía sigilosa entre las raíces, con cabeza gacha y un pico puntiagudo como espada. Si, era la garcilla verde, aquella garza diminuta que años atrás lo había maravillado con sus colores. Se alegró de haberla recordado.

Siguió su camino, bogueando lento, a la velocidad que el manglar lo permite, contemplando en soledad humana pero rodeado de mucha vida. Entre los murmullos del manglar un fuerte sonido irrumpió (sonido de *Aramus guarana*). Pronto llegó a su cabeza la imagen de una criatura de una enorme joroba, con cuerpo todo café y muchas manchas blancas, con un enorme y fuerte pico; se trataba del misterioso Carrao. No terminaba de contemplar a esta sorprendente ave, cuando un nuevo sonido llegó a sus oídos (sonido de *Tigrisoma Mexicanum*). La primera vez que escuchó este sonido, pensó que se trataba de un enorme jabalí y se sorprendió cuando en cambio, encontró un ser con pose de sacerdotisa, alta y esbelta, con tonos castaños, ocre y negros en su cuerpo que la camuflan entre troncos y raíces del manglar, fundiéndose como parte de él. Ahí estaba, la hermosa avetigre, esperando paciente el paso de un pez distraído.

Pero los sonidos del manglar no vienen solo de las ramas y las raíces, en lo alto un sonido alertaba a los pequeños habitantes del manglar (*Busarellus nigricollis*), aunque este sonido pareciera inofensivo, en el bosque todos saben el peligro que les acecha. En el cielo, volando en círculos se encontraba la majestuosa Águila Colorada, con su plumaje rojo marrón, sus enormes garras y su pico filoso. En lo bajo entre las ramas alguien estaba alarmado y avisando la presencia del águila (sonido de *Sakesphorus canadensis*). Parecía un nomo brincando de rama en rama, con su antifaz negro y peinado alocado, cantando como solo él lo sabe hacer, era el sonoro Batará.

De repente, un fuerte aleteo se escuchó en las ramas altas del manglar (sonido de *Ortalis garrula*). Seleccionando cuidadosamente hojas tiernas de mangle, esta ave que, aunque de tamaño notable, su color pardo la puede hacer pasar desapercibida. Pero no pasa lo mismo con su canto, que, en



coro con sus compañeras, puede atravesar el manglar y llegar hasta el poblado. Entretanto, un sutil sonido merodeaba cerca de la balsa (sonido de *Chrysoronia lilliae*). Aunque casi imperceptible, este zumbido le traía tranquilidad a Liborio, ya sabía la belleza que le esperaba cuando lo viera. Apareció, moviéndose a gran velocidad, tan pequeño como un Ada y brillante como piedras preciosas, el Colibrí Manglero o Ventrizafiro como también lo llaman, andaba buscando néctar entre las flores de los mangles blancos.

Liborio estaba por salir de aquel bosque encantado, ya se veía el final del caño por el que transitaba y en el fondo se abría paso la gran Ciénaga y en ella, se veían suspendidas y pequeñas las casas de palo coloridas. En el borde del manglar, en aguas menos profundas un ave blanca resplandeciente, de pico curvo y fino, buscaba entre el fango ostras y caracoles (sonido de *Eudocimus albus*). En la punta más alta del último árbol de mangle, con cantos que retumban en el horizonte (sonido de *Chauna chavaria*), erguido y vigilante, se encontraba el Chavarrí, con su antifaz rojo y gargantilla blanca, mientras cientos de gaviotines posados sobre palos que sostuvieron casas que ya pasaron su tiempo, esperaban para anunciar la llegada de Liborio a la nueva escuela.



Anexo 9-2. Listado de especies comerciales capturadas en la pesquería de la ecorregión de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Número de especies por hábitat: Dulceacuícolas (f) 30, Estuarinas (e) 24 y Marinas (m) 59.

Nombre común	Nombre científico	Nombre común	Nombre científico
PECES			
Agujeta (f)	<i>Ctenolucius hujeta</i>	Machuelo (m)	<i>Opisthonema oglinum</i>
Alpacora (m)	<i>Pomatomus saltatrix</i>	Mapalé (e)	<i>Cathorops mapale</i>
Anchoveta (e)	<i>Mugil curema</i>	Meona (e)	<i>Oligoplites saurus</i>
Arenca (f)	<i>Triportheus magdalenae</i>	Meona (e)	<i>Oligoplites palometa</i>
Bacalao (m)	<i>Rachycentron canadum</i>	Mero (m)	<i>Epinephelus</i> sp.
Bagre Pintado (f)	<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i>	Mero de río (f)	<i>Dormitator maculatus</i>
Barbul – Barbul arroyo (f)	<i>Pimelodus blochii</i>	Mojarra blanca (e)	<i>Diapterus rhombeus</i>
Barbul – Barbul arroyo (f)	<i>Rhamdia quelen</i>	Mojarra blanca (e)	<i>Diapterus auratus</i>
Binde (m)	<i>Lobotes surinamensis</i>	Mojarra blanca (m)	<i>Gerres cinereus</i>
Blanquillo (f)	<i>Sorubim cuspicaudus</i>	Mojarra lora (f)	<i>Oreochromis niloticus</i>
Bobito (e)	<i>Stellifer venezuelae</i>	Mojarra peña (f)	<i>Caquetaia kraussii</i>
Bocachico (f)	<i>Prochilodus magdalenae</i>	Mojarra piedra (m)	<i>Chaetodon ocellatus</i>
Bocona (m)	<i>Anchovia clupeioides</i>	Mojarra rayada (e)	<i>Eugerres plumieri</i>
Bocona (m)	<i>Cetengraulis edentulus</i>	Moncholo (f)	<i>Hoplias malabaricus</i>
Bonito (m)	<i>Euthynnus alletteratus</i>	Morena (m)	<i>Gymnothorax funebris</i>
Boquita de sábalo (e)	<i>Larimus breviceps</i>	Palometa (m)	<i>Chaetodipterus faber</i>
Cachama (f)	<i>Colossoma macropomum</i>	Pampano (m)	<i>Trachinotus carolinus</i>
Cachagua (f)	<i>Trachelyopterus insignis</i>	Pampano (m)	<i>Trachinotus falcatus</i>
Carite (m)	<i>Scomberomorus regalis</i>	Pargo (m)	<i>Lutjanus</i> spp
Carrurra (e)	<i>Bairdiella ronchus</i>	Pez erizo (m)	<i>Diodon</i> sp.
Carta = Carecaballo (m)	<i>Selene</i> spp	Pez Gato (m)	<i>Polydactylus virginicus</i>
Chango (f)	<i>Cynopotamus magdalenae</i>	Pez león (m)	<i>Pterois volitans</i>
Chinchorro (m)	<i>Bagre marinus</i>	Pez sapo (m)	<i>Sphoeroides testudineus</i>
Chivo cabezón (e)	<i>Ariopsis canteri</i>	Pez volador (m)	<i>Dactylopterus volitans</i>
Chivo mozo (e)	<i>Sciades proops</i>	Picúa (m)	<i>Sphyrna barracuda</i>
Chonga (m)	<i>Strongylura marina</i>	Ratón (m)	<i>Albula vulpes</i>
Cocó (m)	<i>Conodon nobilis</i>	Ratona (f)	<i>Sternopygus macrurus</i>
Cojinúa negra (m)	<i>Caranx crysos</i>	Raya (m)	<i>Hypanus guttatus</i>
Corbinata marina (m)	<i>Umbrina coroides</i>	Rayao (f)	<i>Dajaus monticola</i>
Corbinata marina (m)	<i>Umbrina broussonnetii</i>	Rey bocachico (f)	<i>Characidae</i> sp.
Corbinata marina (m)	<i>Cynoscion</i> sp.	Róbalo largo (e)	<i>Centropomus undecimalis</i>
Corbinata río = pacora (f)	<i>Plagioscion surinamensis</i>	Róbalo pipon (e)	<i>Centropomus ensiferus</i>
Coroncoro (e)	<i>Micropogonias furnieri</i>	Róbalo pluma (e)	<i>Centropomus pectinatus</i>
Coroncoro perro (m)	<i>Paralichthys brasiliensis</i>	Ronco (m)	<i>Rhonciscus crocro</i>
Coroncoro perro (m)	<i>Menticirrhus</i> sp.	Ronco (m)	<i>Archosargus rhomboidalis</i>
Coroncoro perro de río (f)	<i>Loricaria</i> spp	Sábalo (e)	<i>Megalops atlanticus</i>
Cuatro ojo (f)	<i>Megaleporinus muyscorum</i>	Sable (m)	<i>Trichiurus lepturus</i>
Doncella (f)	<i>Ageneiosus pardalis</i>	Sapo marino (m)	<i>Lagocephalus laevigatus</i>
Dorada (f)	<i>Brycon moorei</i>	Sierra (m)	<i>Scomberomorus cavalla</i>
Dulcina (m)	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Tiburón (m)	<i>Carcharhinus</i> spp
Guabina (m)	<i>Synodus</i> sp.	Tilapia roja (f)	<i>Oreochromis</i> sp.
Jurel (m)	<i>Caranx hippos</i>	Urami-Terapia (f)	<i>Trichopodus pectoralis</i>



INFORME TÉCNICO FINAL 2025:
 “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”



Lebranche (e)	<i>Mugil liza</i>	Viejita (f)	<i>Hemibrycon</i> sp.
Lechero (m)	<i>Tylosurus acus</i>	Viejita (f)	<i>Psalidodon fasciatus</i>
Lenguado (m)	<i>Achirus lineatus</i>	Viejita (f)	<i>Cyphocharax magdalenae</i>
Lisa (e)	<i>Mugil incilis</i>	Vizcaína (f)	<i>Curimata mivartii</i>
Macabí (e)	<i>Elops smithi</i>		
MOLUSCOS			
Almeja (e)	<i>Polymesoda arcata</i>	Caracol (e)	<i>Melongena melongena</i>
Calamar (m)	<i>Loligo</i> sp.	Ostra (e)	<i>Crassostrea rhizophorae</i>
CRUSTÁCEOS			
Langostino (m)	<i>Penaeus (Litopenaeus) schmitti</i>	Jaiba roja (m)	<i>Callinectes bocourti</i>
Camarón (m)	<i>Penaeus (Farfantepenaeus) notialis</i>	Jaiba siri (m)	<i>Callinectes danae</i>
Camarón (m)	<i>Penaeus (Farfantepenaeus) subtilis</i>	Jaiba negra (introducida) (m)	<i>Charybdis (Charybdis) hellerii</i>
Camarón (m)	<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	Jaiba rugosa prieta (m) (N. R.)	<i>Callinectes exasperatus</i>
Camarón tigre (m)	<i>Penaeus (Penaeus) monodon</i>	Jaiba pintada (m) (N. R.)	<i>Arenaeus cribrarius</i>
Cangrejo (e)	<i>Uca</i> sp.	Langosta (m)	<i>Panulirus argus</i>
Jaiba azul (m)	<i>Callinectes sapidus</i>	Langosta de piedra (f)	<i>Macrobrachium</i> sp.
REPTILES			
Icotea (f)	<i>Trachemys scripta callirostris</i>	Tortuga Verde Oliva (m)	<i>Lepidochelys olivacea</i>