



El ambiente
es de todos

Minambiente



Colombia 50% Mar
INVAMAR
Instituto de Investigaciones Marítimas y Costeras
Vinculado al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

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

2020

Volumen 19.

Santa Marta, Enero 2021



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)

Julián Mauricio Betancourt Portela

COORDINACIÓN DEL PROYECTO

INVEMAR

Luisa Fernanda Espinosa
Mario Rueda

CORPAMAG

Alfredo Martínez
Edgar Correa Viloria

GRUPO DE INVESTIGACION

Programa CAM

Karen Ibarra-Gutiérrez
Tatiana Zapata Rey
Roika Angulo Caamaño
Yoselin Nieto Gil
Luisa Villalba Escobar
Daniel Quintero Parra
Jader Osorio Tabares
Cesar Augusto Bernal
Julián Franco
Edgar Arteaga
Janeth Vivas
Julian Beltrán
Carlos Daza
Margarita Dussan
Alexandra Rodríguez

Programa VAR

Efraín Viloria Maestre
Sarith Salas Castro
José Alexander Romero
Fabián Escobar Toledo

Programa BEM

María Mutis Martinezguerra
Diana Isabel Gómez
David Alonso Carvajal

Programa GEZ

Jiner Bolaños

GRUPO DE APOYO

Campo

Carlos Carbono[†]
Jesús Pérez
Héctor Rodríguez A.
Vladimir Carbonó H.
Yaneth Palomino L.
Jesús Suarez G.
Stephannie Chávez Z.
Rubén Acevedo A.

Laboratorio

José Campo
Diana Rubio

Imagen portada: Proyecto Prociénaga – GTZ, Juan Pablo Parra, Carlos Augusto Villamil.

Citar como:

INVEMAR. 2021. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2020, Volumen 19. Santa Marta 193p. + Anexos

INVEMAR

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





Informe técnico final 2020:
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



CONTENIDO

1	RESUMEN EJECUTIVO	14
2	INTRODUCCIÓN	18
3	METODOLOGÍA.....	21
3.1	Área de Estudio.....	21
3.2	Métodos y Análisis de información	22
3.2.1	Calidad de Aguas	23
3.2.2	Ecosistemas de manglar	27
3.2.3	Recursos pesqueros	32
4	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	36
4.1	CALIDAD DE AGUAS.....	36
	¿Para qué monitorear la calidad del agua y del sedimento en la Ciénaga Grande de Santa Marta?	36
	¿Qué tendencias han presentado la salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y pH en más de dos décadas de monitoreo?.....	37
	¿Cuáles fueron las tendencias de material particulado y clorofila <i>a</i> ?	52
	¿Qué contaminantes se encontraron en aguas y sedimentos de la CGSM entre octubre de 2019 y marzo de 2020?	58
	¿Cuál fue el estado de la calidad sanitaria del agua de la CGSM entre octubre de 2019 y marzo de 2020?	70
	¿Qué factores etiológicos se encontraron en aguas y peces de interés comercial en la CGSM que pueden ser causantes de patologías intestinales y extraintestinales?	73
	¿Cómo varió la composición y densidad fitoplanctónica entre la época lluviosa de 2019 (octubre) y seca de 2020 (febrero) en la CGSM?.....	76
	¿Cómo ha sido el comportamiento histórico entre los años 2014 y 2019 de la densidad y composición fitoplanctónica en dos estaciones de la CGSM y cómo ha sido la dinámica de la presencia de géneros con especies potencialmente nocivas?.....	84
4.2	BOSQUE DE MANGLAR.....	96
	¿Cómo ha cambiado el estado de integridad de los bosques de manglar en la CGSM en los últimos años?	96
	¿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?.....	98
	¿En qué estado estructural y fitosanitario se encuentran los bosques de CGSM? ..	102



Informe técnico final 2020:
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



¿Cómo es la dinámica de los nuevos individuos de manglar en la CGSM?	114
¿Cómo ha cambiado la cobertura de manglar en los últimos dos años?	120
¿Cómo ha cambiado la composición de la comunidad avifaunal con respecto a la cobertura de manglar y cuáles son sus variaciones temporales?	126
¿Cuáles son las variaciones temporales que se presentan en la comunidad avifaunal de la CGSM a lo largo del año?	131
¿Qué papel cumplen las comunidades locales en la conservación de las comunidades avifaunales de la CGSM??	132
4.3 RECURSOS PESQUEROS	134
¿Qué cambios se reflejan en las variables de desempeño pesquero y en su relación con la variabilidad climática global en las últimas dos décadas?	134
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?	151
¿Cuál es el estado actual de algunos indicadores reproductivos de algunas especies de importancia comercial en la pesquería de la CGSM?	156
¿Cuál es el impacto de la pesca sobre las tallas de los principales recursos pesqueros de la CGSM?	161
5 DIAGNÓSTICO GENERAL Y CONCLUSIONES	168
6 RECOMENDACIONES	173
7 BIBLIOGRAFIA	176
8 ANEXOS	194



Informe técnico final 2020:
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



ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 3-1. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA Y LÍMITE DEL ÁREA EFECTIVA DEL MONITOREO REALIZADO POR INVEMAR EN LA CGSM.	22
FIGURA 3-2. UBICACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MONITOREO DEL COMPONENTE CALIDAD DE AGUAS Y MONITOREO PESQUERO, EN EL COMPLEJO LAGUNAR DE LA CGSM.	23
FIGURA 3-3. ESTACIONES DE MONITOREO. A: RINCONADA; B: AGUAS NEGRAS; C: CAÑO GRANDE; D: KM22; E: LUNA; F: SEVILLANO; G: CAÑO PALOS. FOTOS: ARCHIVOS LÍNEA RAE, 2018-2019.	29
FIGURA 3-4. PROCESO METODOLÓGICO DE CAMPO Y LABORATORIO DE LOS INDIVIDUOS RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	34
FIGURA 4-1. IMÁGENES CAPTURADAS EN EL MARCO DEL MONITOREO DE LA CALIDAD DE AGUAS Y SEDIMENTOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA. FOTOS: JULIÁN FRANCO, KAREN IBARRA – PROGRAMA CALIDAD AMBIENTAL MARINA, INVEMAR.	37
FIGURA 4-2. RESUMEN DE LA CANTIDAD DE DATOS DISPONIBLES ENTRE 1993 Y 2020 PARA LAS VARIABLES SALINIDAD, TEMPERATURA, OXÍGENO DISUELTO Y PH, EN 28 ESTACIONES DE LA CGSM.	38
FIGURA 4-3. BOXPLOT DE LOS VALORES DE SALINIDAD POR MES-AÑO EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES DE LA CGSM EN EL PERÍODO 1993 – 2020, DIFERENCIADAS SEGÚN EL VALOR ONI (TONALIDADES ROJAS EVENTOS EL NIÑO, AZULES EVENTOS LA NIÑA). CURVA NEGRA REPRESENTA LA LÍNEA DE TENDENCIA DE LOS DATOS. BARRAS VERTICALES ROJAS INDICAN REAPERTURA DE LOS CANALES CLARÍN, EL TORNO, ALMENDROS Y ALIMENTADOR EN 1996, RENEGADO Y AGUAS NEGRAS EN 1998.	40
FIGURA 4-4. BOXPLOT DE LOS VALORES MENSUALES DE SALINIDAD ENTRE 1993 – 2020 DIFERENCIADO POR ÉPOCA CLIMÁTICA, EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES DE LA CGSM.	41
FIGURA 4-5. RESUMEN DE LOS VALORES PROMEDIO DE SALINIDAD MENSUAL MEDIDOS EN AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES DE LA CGSM, DIFERENCIADOS POR AÑOS DURANTE EL PERÍODO 1993 - 2020.	42
FIGURA 4-6. BOXPLOT DE LOS VALORES DE TEMPERATURA POR MES-AÑO EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES DE LA CGSM EN EL PERÍODO 1993 – 2020, DIFERENCIADAS SEGÚN EL VALOR ONI (TONALIDADES ROJAS EVENTOS EL NIÑO, AZULES EVENTOS LA NIÑA).	42
FIGURA 4-7. RESUMEN DE LOS VALORES PROMEDIO DE TEMPERATURA MENSUAL MEDIDOS EN AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES DE LA CGSM, DIFERENCIADOS POR AÑOS DURANTE EL PERÍODO 1993 - 2020.	43
FIGURA 4-8. BOXPLOT DE LAS CONCENTRACIONES DE OXÍGENO DISUELTO POR MES-AÑO EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES DE LA CGSM EN EL PERÍODO 1993 – 2020, DIFERENCIADAS SEGÚN EL VALOR ONI (TONALIDADES ROJAS EVENTOS EL NIÑO, AZULES EVENTOS LA NIÑA). LÍNEA ROJA REPRESENTA EL VALOR MÍNIMO PERMISIBLE PARA PRESERVACIÓN DE FLORA Y FAUNA (4,00 MG O ₂ /L; MINAMBIENTE, 2015).	44
FIGURA 4-9. RESUMEN DE LAS CONCENTRACIONES PROMEDIO DE OXÍGENO DISUELTO MENSUAL MEDIDAS EN AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES DE LA CGSM, DIFERENCIADOS POR AÑOS DURANTE EL PERÍODO 1993 - 2020.	45
FIGURA 4-10. BOXPLOT DE LOS VALORES DE PH POR MES-AÑO EN EL AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES DE LA CGSM EN EL PERÍODO 1993 – 2020.	46
FIGURA 4-11. RESUMEN DE LOS VALORES PROMEDIO DE PH MENSUAL MEDIDOS EN AGUA SUPERFICIAL DE 28 ESTACIONES DE LA CGSM, DIFERENCIADOS POR AÑOS DURANTE EL PERÍODO 1993 - 2020. LÍNEAS ROJAS REPRESENTAN LOS VALORES MÍNIMO Y MÁXIMO PERMISIBLES PARA PRESERVACIÓN DE FLORA Y FAUNA EN AGUAS ESTUARINAS (6,5 – 8,5; MINAMBIENTE, 2015).	46



Informe técnico final 2020:
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 4-12. CONCENTRACIONES DE NITRÓGENO AMONIAL MEDIDAS ENTRE OCTUBRE DE 2019 Y MARZO DE 2020 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE ESTACIONES UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	48
FIGURA 4-13. CONCENTRACIONES DE NITRITO MEDIDAS ENTRE OCTUBRE DE 2019 Y MARZO DE 2020 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE ESTACIONES UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	49
FIGURA 4-14. CONCENTRACIONES DE NITRATO MEDIDAS ENTRE OCTUBRE DE 2019 Y MARZO DE 2020 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE ESTACIONES UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	50
FIGURA 4-15. CONCENTRACIONES DE FOSFATO MEDIDAS ENTRE OCTUBRE DE 2019 Y MARZO DE 2020 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE ESTACIONES UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	51
FIGURA 4-16. CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES MEDIDOS ENTRE OCTUBRE DE 2019 Y MARZO DE 2020 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE ESTACIONES EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA. LÍNEAS CONTINUAS HORIZONTALES REPRESENTAN LOS VALORES DE REFERENCIA USADOS EN LA CLASIFICACIÓN PARA AGUA SUPERFICIAL CONTAMINADA SEGÚN CONAGUA, 2015; AMARILLA, VALOR MÍNIMO (150 MG/L) Y ROJA, VALOR MÁXIMO (400 MG/L).	53
FIGURA 4-17. MOSAICO DE IMÁGENES SATELITALES EN LA CGSM EMPLEADAS PARA EL ANÁLISIS DE MATERIAL PARTICULADO ENTRE ENERO Y SEPTIEMBRE DEL 2020.	54
FIGURA 4-18. CONCENTRACIÓN SUPERFICIAL DE LOS SST EN LA CGSM DURANTE EL PERIODO DE ENERO A SEPTIEMBRE DEL 2020, OBTENIDA A PARTIR DE IMÁGENES SATELITALES.	55
FIGURA 4-19. CONCENTRACIONES DE CLOROFILA A MEDIDAS ENTRE OCTUBRE DE 2019 Y MARZO DE 2020 EN EL AGUA SUPERFICIAL DE ESTACIONES UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA. LÍNEAS CONTINUAS HORIZONTALES REPRESENTAN CONCENTRACIONES DE REFERENCIA SEGÚN LOPEZ Y MADROÑERO, 2015, AMARILLA CLASIFICACIÓN EUTRÓFICA ($\geq 8,00$ A $\leq 25,0$ μG CLOROFILA A /L), ROJA CLASIFICACIÓN HIPERTRÓFICA ($> 25,0$ μG CLOROFILA A/L).	56
FIGURA 4-20. MOSAICO DE IMÁGENES SATELITALES EN LA CGSM EMPLEADAS PARA EL ANÁLISIS DE CLOROFILA A ENTRE ENERO Y SEPTIEMBRE DEL 2020.	57
FIGURA 4-21. CONCENTRACIÓN SUPERFICIAL DE CLOROFILA-A EN ESTACIONES DE LA CGSM OBTENIDA A PARTIR DE IMÁGENES SATELITALES ENTRE ENERO Y SEPTIEMBRE DE 2020.	57
FIGURA 4-22. CONCENTRACIONES DE CROMO TOTAL EN SEDIMENTO MEDIDO BIMESTRALMENTE ENTRE 2015 Y 2020 EN OCHO ESTACIONES UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	60
FIGURA 4-23. CONCENTRACIONES HISTÓRICAS DE COBRE TOTAL EN SEDIMENTO MEDIDO BIMESTRALMENTE ENTRE 2015 Y 2020 EN OCHO ESTACIONES UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	61
FIGURA 4-24. CONCENTRACIONES HISTÓRICAS DE ZINC EN SEDIMENTOS MEDIDOS BIMESTRALMENTE ENTRE 2015 Y 2020 EN 8 ESTACIONES UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	62
FIGURA 4-25. CONCENTRACIONES HISTÓRICAS DE MERCURIO TOTAL EN SEDIMENTO MEDIDO BIMESTRALMENTE ENTRE 2015 Y 2020 EN 8 ESTACIONES UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	63
FIGURA 4-26. PORCENTAJE DE MEDICIONES REGISTRADAS ENTRE LOS AÑOS 2015 Y 2020, INFERIORES (<LC) Y SUPERIORES (>LC) AL LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN DE LAS TÉCNICAS ANALÍTICAS EMPLEADAS EN EL ANÁLISIS DE LOS METALES TOTALES CADMIO, CROMO, COBRE, MERCURIO, NÍQUEL, PLOMO Y ZINC EN SEDIMENTOS DE OCHO ESTACIONES UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	64
FIGURA 4-27. PORCENTAJE DE MEDICIONES REGISTRADAS ENTRE LOS AÑOS 2015 Y 2020, INFERIORES (<LC) Y SUPERIORES (>LC) AL LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN DE LAS TÉCNICAS ANALÍTICAS EMPLEADAS EN EL ANÁLISIS DE METALES BIODISPONIBLES CADMIO, CROMO, COBRE, NÍQUEL, PLOMO Y ZINC EN SEDIMENTOS DE OCHO ESTACIONES UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	65
FIGURA 4-28. CONCENTRACIONES HISTÓRICAS DE ZINC BIODISPONIBLE EN SEDIMENTO MEDIDO BIMESTRALMENTE ENTRE 2015 Y 2020 EN OCHO ESTACIONES UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	67



Informe técnico final 2020:
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 4-29. CONCENTRACIONES HISTÓRICAS DE COBRE BIODISPONIBLE EN SEDIMENTO MEDIDOS BIMESTRALMENTE ENTRE 2015 Y 2020 EN OCHO ESTACIONES UBICADAS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	68
FIGURA 4-30. CONCENTRACIONES HISTÓRICAS DE MERCURIO EN ORGANISMOS (PECES) DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, PERÍODO 2015 – 2020. ESPECIES ANALIZADAS <i>EUGERRES PLUMIERIS</i> Y <i>MUGIL INCILIS</i>	69
FIGURA 4-31. CONCENTRACIÓN DE COLIFORMES TOTALES EN ESTACIONES DE LA CGSM, DURANTE OCTUBRE DE 2019 – MARZO DE 2020; 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 (LCP) Y LA DISCONTINUA PARA ACTIVIDADES RECREATIVAS DE CONTACTO SECUNDARIO (LCS), CORRESPONDIENTES A 1000 NMP/100 mL Y 5000 NMP/100 mL, RESPECTIVAMENTE (MINAMBIENTE, 2015), REPRESENTADO EN ESCALA LOGARÍTMICA.	72
FIGURA 4-32. CONCENTRACIÓN DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES EN ESTACIONES DE LA CGSM, DURANTE OCTUBRE DE 2019 – MARZO DE 2020; 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), REPRESENTADO EN ESCALA LOGARÍTMICA.	73
FIGURA 4-33. ESPECIES DE <i>VIBRIO</i> SP. Y <i>AEROMONAS</i> SP., AISLADAS POR CADA ESTACIÓN. LOS NÚMEROS EN LAS BARRAS INDICAN EL NÚMERO DE CEPAS POR ESPECIE IDENTIFICADAS EN LAS ESTACIONES.	74
FIGURA 4-34. ESPECIES DE <i>VIBRIO</i> Y <i>AEROMONAS</i> AISLADAS DE PECES DE LA ESPECIE <i>MUGIL INCILIS</i> (LISA) ENTRE OCTUBRE DE 2019 Y MARZO DE 2020.	76
FIGURA 4-35. PORCENTAJE DE CONTRIBUCIÓN DE GÉNEROS SEGÚN LOS GRUPOS TAXONÓMICOS ENCONTRADOS PARA LA ÉPOCA LLUVIOSA DE 2019 (A) Y ÉPOCA SECA DE 2020 (B).	77
FIGURA 4-36. DENSIDAD CELULAR (CÉL. L ⁻¹ ; BARRAS) Y SALINIDAD (LÍNEAS PUNTEADAS) POR ESTACIÓN REGISTRADA DURANTE LA ÉPOCA DE LLUVIAS DE 2019 (OCTUBRE) Y ÉPOCA SECA DE 2020 (FEBRERO). 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.	78
FIGURA 4-37. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS TAXONÓMICOS DEL FITOPLANCTON EN LAS ESTACIONES DE MUESTREO DURANTE LA ÉPOCA DE LLUVIAS DE 2019 Y ÉPOCA SECA DE 2020. 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.	79
FIGURA 4-38. ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DE LAS COMUNIDADES FITOPLANCTÓNICAS EN LAS SIETE ESTACIONES MONITOREADAS EN LA CGSM DURANTE LA ÉPOCA DE LLUVIAS DE 2019 (AZUL) Y LA SECA DE 2020 (NARANJA). A) RIQUEZA DE MARGALEF (D), B) DIVERSIDAD SHANNON-WIENER (H´) C) ÍNDICES DE UNIFORMIDAD DE PIELOU (J´) Y D) ÍNDICE DE PREDOMINIO DE SIMPSON (λ).	80
FIGURA 4-39. ANÁLISIS DE ORDENACIÓN MEDIANTE LA TÉCNICA DE COORDENADAS PRINCIPALES (PCO) IMPLEMENTANDO LA ÉPOCA (A) Y LAS ZONAS (B) COMO FACTORES DE AGRUPACIÓN. LBA= BOCA DE LA BARRA; CLU= CIÉNAGA LA LUNA; NVE= NUEVA VENECIA; CEN= CENTRO CGSM; RIN= RINCONADA; FRF= FRENTE A RÍO FUNDACIÓN Y CAN= BOCA DEL CAÑO AGUAS NEGRAS; M= INFLUENCIA MARINA; CG= INTERIOR DE LA CIÉNAGA Y CP= COMPLEJO PAJARALES.	81
FIGURA 4-40. DENSIDADES FITOPLANCTÓNICAS (CÉL. L ⁻¹) REGISTRADAS MENSUALMENTE EN LA BOCA DE LA BARRA (CGSM) ENTRE LOS AÑOS 2014 Y SEPTIEMBRE DE 2019.	84
FIGURA 4-41. DENSIDADES FITOPLANCTÓNICAS (CÉL. L ⁻¹) REGISTRADAS MENSUALMENTE EN LA CIÉNAGA LA LUNA (CGSM) ENTRE LOS AÑOS 2014 Y SEPTIEMBRE DE 2019.	85
FIGURA 4-42. ABUNDANCIAS RELATIVAS (%), REGISTRADAS MENSUALMENTE EN LA BOCA DE LA BARRA (CGSM) ENTRE LOS AÑOS 2014 Y SEPTIEMBRE DE 2019.	86
FIGURA 4-43. ABUNDANCIAS RELATIVAS (%), REGISTRADAS MENSUALMENTE EN LA CIÉNAGA LA LUNA (CGSM) ENTRE LOS AÑOS 2014 Y SEPTIEMBRE DE 2019.	87



Informe técnico final 2020:
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 4-44. DIAGRAMA DE BOX PLOT CON EL COMPORTAMIENTO DE LA ABUNDANCIA FITOPLANCTÓNICA EN LA BOCA DE LA BARRA (CGSM), AGRUPADAS POR AÑO Y CATEGORIZADAS POR ÉPOCA CLIMÁTICA (AZUL: SECA MAYOR, NARANJA: LLUVIOSA MENOR, VERDE: SECA MENOR Y ROSADO: LLUVIOSA MAYOR).	88
FIGURA 4-45. DIAGRAMA DE BOX PLOT CON EL COMPORTAMIENTO DE LA ABUNDANCIA FITOPLANCTÓNICA EN LA CIÉNAGA LA LUNA (CGSM), AGRUPADAS POR AÑO Y CATEGORIZADAS POR ÉPOCA CLIMÁTICA (AZUL: SECA MAYOR, NARANJA: LLUVIOSA MENOR, VERDE: SECA MENOR Y ROSADO: LLUVIOSA MAYOR).	88
FIGURA 4-46. HISTÓRICO PARA EL INDICADOR BIOLÓGICO DE INTEGRIDAD (IBIM) PARA LOS MANGLARES DE CGSM. AÑOS 2004 A 2019	96
FIGURA 4-47. IBIM POR ESTACIÓN EN CGSM.	97
FIGURA 4-48. VALORES PROMEDIO DE SALINIDAD INTERSTICIAL Y CAMBIOS EN LA EXTENSIÓN DE COBERTURA DE LOS MANGLARES DE CGSM DESDE 1993 EN RELACIÓN A LOS VALORES DE PRECIPITACIÓN.	98
FIGURA 4-49. ÍNDICE ONI A LO LARGO DE LOS AÑOS.	100
FIGURA 4-50. RELACIÓN ENTRE ÁREA BASAL (M ² /HA) E ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTANCIA EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO EN CGSM.	104
FIGURA 4-51. INCREMENTO DIAMÉTRICO ACUMULADO EN FUSTALES EN 5 ESTACIONES DE CGSM POR ESPECIE. AG=A. GERMINANS (COLOR VERDE), LR=L. RACEMOSA (COLOR AZUL), RM= R. MANGLE (COLOR AMARILLO).	108
FIGURA 4-52. ESTADO FITOSANITARIO EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO A TRAVÉS DEL TIEMPO (2015-2019). 0= BUEN ESTADO, 1= MODERADAMENTE AFECTADO, 2= FUERTEMENTE AFECTADO, 3= MUERTO.	111
FIGURA 4-53. SÍNTOMAS FITOSANITARIOS MÁS FRECUENTES EN LAS ESPECIES DE MANGLAR A TRAVÉS DE LOS AÑOS. AG= A. GERMINANS, LR= L. RACEMOSA, CE= C. ERECTUS, RM= R. MANGLE. HORM= HORMIGUERO, MN= MANCHAS NECRÓTICAS, DES2= DESCORTEZAMIENTO, GAL= GALERÍA, TERM= TERMITERO, FT= FRACTURACIÓN, MB= MANCHAS BLANCAS, RA= RAÍCES ADVENTICIAS, DEF= DEFOLIADO, EXU= EXUDACIONES, CLO= CLOROSIS, HERB= HERBIVORÍA, HP= HOJAS PERFORADAS, MUAS= MUERTE ASCENDENTE, MNP= MANCHA NECRÓTICA PERFORADA, CAN= CHANCRO.	112
FIGURA 4-54. DENSIDAD TOTAL DE PROPÁGULOS (IND/M ²) EN LA CGSM POR ESTACIONES, ESPECIES Y AÑOS DE MONITOREOS. EJE PRINCIPAL: DENSIDADES POR ESTACIÓN Y EJE SECUNDARIO: DENSIDAD TOTAL Y POR ESPECIE.	114
FIGURA 4-55. DENSIDAD TOTAL DE PLÁNTULAS (IND/M ²) EN LA CGSM POR ESTACIONES, ESPECIES Y AÑOS DE MONITOREOS. EJE PRINCIPAL: DENSIDADES POR ESTACIÓN Y EJE SECUNDARIO: DENSIDAD TOTAL Y POR ESPECIE.	116
FIGURA 4-56. DENSIDAD TOTAL BRINZALES (IND/HA) EN LA CGSM POR ESTACIONES, ESPECIES Y AÑOS DE MONITOREOS. EJE PRINCIPAL: DENSIDADES POR ESTACIÓN Y EJE SECUNDARIO: DENSIDAD TOTAL Y POR ESPECIE.	118
FIGURA 4-57. DINÁMICA DE PÉRDIDA, GANANCIA Y ESTABILIDAD DEL MANGLAR DE LA CGSM A ESCALA 1:25000 ENTRE EL 2017 Y EL 2018.	121
FIGURA 4-58. INTERFERENCIA DE LA VEGETACIÓN DULCEACUÍCOLA EN LA REFLECTANCIA DE LA IMAGEN DEL AÑO 2018	122
FIGURA 4-59 CAMBIOS DE NDVI EN LAS ZONAS DE MANGLAR DE LA CGSM ENTRE 2017 Y 2018.	124
FIGURA 4-60. DINÁMICA DE PÉRDIDA, GANANCIA Y ESTABILIDAD DEL MANGLAR DE LA CGSM A ESCALA 1:25000 ENTRE EL 2018 Y EL 2020.	125
FIGURA 4-61. DINÁMICA DE LA COBERTURA DEL MANGLAR DE LA CGSM A DIFERENTES ESCALAS ENTRE EL AÑO 2000 Y EL AÑO 2020.	126
FIGURA 4-62. PORCENTAJE POR GREMIOS TRÓFICOS PARA EL TOTAL DE EJEMPLARES DETECTADOS EN LAS CINCO ESTACIONES DE INTERÉS EN LOS AÑOS 2018 Y 2019.	128



Informe técnico final 2020:
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 4-63. NÚMERO DE DETECCIONES POR ESTACIÓN PARA 2018 Y 2019, MEDIANTE CLASIFICACIÓN DE GREMIOS TRÓFICOS (EXCLUYENDO ICTIÓFAGOS). LUN: LUNA; ANE: AGUAS NEGRAS; CGD: CAÑO GRANDE; KM22: KILOMETRO 22; RIN: RINCONADA.	129
FIGURA 4-64. NÚMERO DE DETECCIONES DE ICTIÓFAGOS POR ESTACIÓN PARA 2018 Y 2019, MEDIANTE CLASIFICACIÓN DE GREMIOS TRÓFICOS. LUN: LUNA; ANE: AGUAS NEGRAS; CGD: CAÑO GRANDE; KM22: KILOMETRO 22; RIN: RINCONADA.	129
FIGURA 4-65. PORCENTAJE DE REPRESENTATIVIDAD DE LAS ESPECIES MIGRATORIAS INCLUYENDO MIGRATORIAS BOREALES-MB, MIGRATORIAS AUSTRALES-MA Y MIGRATORIAS LOCALES-ML.	132
FIGURA 4-66. CAPTURA TOTAL ANUAL Y PROMEDIO MENSUAL INTERANUAL EN LA PESQUERÍA DE LA ECORREGIÓN CGSM. * 4 MESES Y ** 6 MESES.	135
FIGURA 4-67. TENDENCIA DE LA CAPTURA TOTAL ANUAL DE PECES, CRUSTÁCEOS Y MOLUSCOS EN LA PESQUERÍA DE LA ECORREGIÓN CGSM. * 4 MESES Y ** 6 MESES.	137
FIGURA 4-68. VARIACIÓN MULTIANUAL DEL IOS, CAUDALES DEL RÍO MAGDALENA, SALINIDAD MEDIA Y CAPTURAS TOTALES EN LA CGSM. * 4 MESES Y ** 6 MESES.	138
FIGURA 4-69. COMPOSICIÓN INTERANUAL DE LA CAPTURA (T) DE PECES EN LA ECORREGIÓN CGSM. * 4 MESES Y ** 6 MESES.	140
FIGURA 4-70. COMPOSICIÓN INTERANUAL DE LA CAPTURA DE INVERTEBRADOS EN LA ECORREGIÓN. * 4 MESES Y ** 6 MESES.	143
FIGURA 4-71. CAPTURA TOTAL ANUAL PARA LOS PRINCIPALES SITIOS DE DESEMBARCO POR ARTE Y/ O MÉTODO DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM. * 4 MESES Y ** 6 MESES.	146
FIGURA 4-72. CAPTURA, ESFUERZO Y CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO POR ARTE DE PESCA (A) ATARRAYA, (B) RED DE ENMALLE BOLICHE, (C) RED DE ENMALLE FIJA (TRASMALLO), (D) RED CAMARONERA RELEO Y (E) NASAS, EN LA ECORREGIÓN CGSM. ** 6 MESES.	150
FIGURA 4-73. COMPARACIÓN INTERANUAL DE LAS CAPTURAS E INGRESOS ECONÓMICOS A PRECIOS CORRIENTES E INDEXADOS A PRECIOS DE DICIEMBRE DE 2019 PARA EL TOTAL DE ESPECIES CAPTURADAS CON TODOS LOS ARTES EN LA PESQUERÍA DE CGSM. *4 MESES Y ** 6 MESES.	152
FIGURA 4-74. RENTA ECONÓMICA POR PESCADOR PARA LOS PRINCIPALES SITIOS DE DESEMBARCO POR ARTE Y/ O MÉTODO DE PESCA EN LA ECORREGIÓN CGSM. * 4 MESES Y ** 6 MESES.	155
FIGURA 4-75. PROGRESIÓN MENSUAL DE ESTADOS GONADALES DE LAS JAIBAS ROJAS (<i>CALLINECTES BOCOURTI</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	156
FIGURA 4-76. ESTACIONALIDAD REPRODUCTIVA PARA LA JAIBA ROJA (<i>CALLINECTES BOCOURTI</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	157
FIGURA 4-77. TALLA DE MADUREZ SEXUAL PARA SEXOS COMBINADOS DE LA JAIBA ROJA (<i>CALLINECTES BOCOURTI</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA. LA LÍNEA PUNTEADA MUESTRA EL CORTE DONDE SE UBICA LA TM.	157
FIGURA 4-78. PROGRESIÓN MENSUAL DE ESTADOS GONADALES DE LA MOJARRA LORA (<i>OREOCHROMIS NILOTICUS</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	159
FIGURA 4-79. TALLA DE MADUREZ SEXUAL PARA SEXOS COMBINADOS DE LA MOJARRA LORA (<i>OREOCHROMIS NILOTICUS</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA. LA LÍNEA PUNTEADA MUESTRA EL CORTE DONDE SE UBICA LA TM.	159
FIGURA 4-80. PROGRESIÓN MENSUAL DE ESTADOS GONADALES DEL CORONCORO (<i>MICROPOGONIAS FURNIERI</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	160
FIGURA 4-81. TALLA DE MADUREZ SEXUAL PARA SEXOS COMBINADOS DEL CORONCORO (<i>MICROPOGONIAS FURNIERI</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA. LA LÍNEA PUNTEADA MUESTRA EL CORTE DONDE SE UBICA LA TM.	161



Informe técnico final 2020:
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 4-82. COMPARACIÓN ANUAL DE LA TALLA MEDIA DE CAPTURA (2000-2020) Y COMPOSICIÓN DE LA CAPTURA POR TALLAS (2020) CONTRA LA TALLA DE MADUREZ SEXUAL PARA LAS PRINCIPALES ESPECIES DE PECES Y JAIBAS EN LA PESQUERÍA DE LA CGSM. ** 6 MESES	163
FIGURA 4-83. PRESIÓN PESQUERA ARTESANAL SOBRE LA ESTRUCTURA DE TALLAS CAPTURADAS DE LAS PRINCIPALES ESPECIES DE PECES EN LA ECORREGIÓN CGSM.	167
FIGURA 8-1. VEGETACIÓN DULCEACUÍCOLA EN ZONAS DE MANGLAR. TOMADO DE (INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS "JOSÉ BENITO VIVES DE ANDRÉS" [INVEMAR], 2018)	197
FIGURA 8-2. ZONAS DE MANGLAR NO CUBIERTAS POR LA CAPA BASE	197
FIGURA 8-3. ZONAS DE CUERPOS DE AGUA CUBIERTAS POR LAS CAPAS BASE DE MANGLAR	198
FIGURA 8-4. INTERFERENCIA DE LA VEGETACIÓN DULCEACUÍCOLA EN LA REFLECTANCIA DE LA IMAGEN DEL AÑO 2018	199
FIGURA 8-5. CAMBIOS DE NDVI EN LAS ZONAS DE MANGLAR DE LA CGSM ENTRE 2017 Y 2018.....	200



Informe técnico final 2020:
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



ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 3-1. CLASIFICACIÓN DEL AGUA SEGÚN LOS VALORES DE SALINIDAD (KNOX, 2001)	24
TABLA 3-2. IMÁGENES SATELITALES SELECCIONADA AÑO 2019.....	26
TABLA 3-3. IMÁGENES SATELITALES SELECCIONADA AÑO 2020.....	26
TABLA 3-4. SENSORES REMOTOS UTILIZADOS EN DIFERENTES AÑOS.....	29
TABLA 3-5. CLASES TEMÁTICAS TENIDAS EN CUENTA PARA EL ANÁLISIS DE COBERTURA EN LA CGSM.	31
TABLA 3-6. UMBRALES DE DETECCIÓN DE MANGLAR VIVO OSAVI.....	31
TABLA 3-7. DESCRIPCIÓN DE LAS VARIABLES, PERIODO Y FRECUENCIA DE MUESTREO POR ESTACIÓN O SITIO DE DESEMBARQUE	32
TABLA 4-1. REPORTE DEL NÚMERO DE MORFOTIPOS POR GRUPOS TAXONÓMICOS ENCONTRADOS EN LA CGSM EN DIFERENTES AÑOS Y ÉPOCAS DE MUESTREO. DIATOMEAS (DT), DINOFLAGELADOS (DF), CHLOROPHYTA (CL), CIANOBACTERIA (CB) Y OTROS MORFOTIPOS (OTM).....	80
TABLA 4-2. <i>RESULTADOS DEL ANÁLISIS BIOENV PARA CADA UNA DE LAS ÉPOCAS CLIMÁTICAS, UTILIZANDO COMO VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS PROFUNDIDAD (M), TRANSPARENCIA DISCO SECHI (M), TEMPERATURA (°C), SALINIDAD, PH, OXÍGENO DISUELTO (MG L⁻¹), CONCENTRACIÓN DE NITRITOS (MG L⁻¹), NITRATOS (MG L⁻¹), AMONIO (MG L⁻¹), FOSFATOS (MG L⁻¹), SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES - SST (MG L⁻¹) Y CLOROFILA A (µG/L).</i>	82
TABLA 4-3. DENSIDAD (CÉL. L ⁻¹) DE LOS GÉNEROS CON ESPECIES DE MICROALGAS POTENCIALMENTE TÓXICAS REGISTRADOS DURANTE OCTUBRE DE 2019 (ÉPOCA DE LLUVIOSA) Y FEBRERO DE 2020 (ÉPOCA SECA) EN LAS ESTACIONES ANALIZADAS. LL= ÉPOCA DE LLUVIAS Y S= ÉPOCA SECA. ESTACIONES: LA BOCA DE LA BARRA (LBA), CIÉNAGA LA LUNA (CLU), NUEVA VENECIA (NVE), CENTRO CIÉNAGA (CEN), RINCONADA (RIN), FRENTE AL RÍO FUNDACIÓN (FRF) Y CAÑO AGUAS NEGRAS (CAN).....	83
TABLA 4-4 COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN ENTRE LAS ABUNDANCIAS DE PRINCIPALES GRUPOS DEL FITOPLANCTON Y LAS VARIABLES AMBIENTALES EVALUADAS. * CORRELACIÓN SIGNIFICANTE CON P>0,05.	91
TABLA 4-5 PRESENCIA DE GÉNEROS CON ESPECIES POTENCIALMENTE NOCIVAS, PERIODO 2014-2019, DE ACUERDO AL MONITOREO MENSUAL O BIMENSUAL REALIZADO EN LA BOCA DE LA BARRA. ALE=ALEXANDRIUM; ANA=ANABAENA, ANB=ANABAENOPSIS, CH=CHAETOCEROS, COC= COCHLODINIUM, GYM= GYMNODINIUM, GYR= GYRODINIUM, MIC=MICROCYSTIS, NIT= NITZSCHIA, PRO= PROROCENTRUM, PSE= PSEUDO-NITZSCHIA, RAP= RAPHIIDIOPSIS, SCR= SCRIPPSIELLA, SKE= SKELETONEMA, SYN= SYNECHOCYSTIS.	91
TABLA 4-6. PRESENCIA DE GÉNEROS CON ESPECIES POTENCIALMENTE NOCIVAS, PERIODO 2014-2019, DE ACUERDO AL MONITOREO MENSUAL Y BIMENSUAL EN LA CIÉNAGA LA LUNA. ALE=ALEXANDRIUM; ANA=ANABAENA, ANB=ANABAENOPSIS, CH=CHAETOCEROS, CYL= CYLINDROSPERMOPSIS, GYM= GYMNODINIUM, GYR= GYRODINIUM, MIC=MICROCYSTIS, NIT= NITZSCHIA, PRO= PROROCENTRUM, RAP= RAPHIIDIOPSIS, SCR= SCRIPPSIELLA, SYN= SYNECHOCYSTIS.	93
TABLA 4-7. INCREMENTO DIAMÉTRICO ANUAL EN LAS CATEGORÍAS BRINZAL, LATIZAL Y FUSTAL EN LAS ESTACIONES DE MONITOREO DE MANGLAR DE LA CGSM (PROMEDIO). *VALORES SUPERIORES A 0,1 CM ANUAL.....	107
TABLA 4-8. CORRELACIÓN ENTRE LOS SÍNTOMAS FITOSANITARIOS Y LAS VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS DEL AGUA SUPERFICIAL E INTERSTICIAL DEL BOSQUE DE MANGLAR DE LA CGSM (2015-2019). EN NEGRITA LAS CORRELACIONES SIGNIFICATIVAS = P < 0,05.....	113
TABLA 4-9. VALORES DE EXTENSIÓN DE MANGLAR VIVO Y PERDIDO EN LA CGSM, EN EL PERIODO 2017-2018. ...	121
TABLA 4-10 VALORES ARTIFICIALES DE PÉRDIDAS Y GANANCIAS EN LAS ZONAS MÁS AFECTADAS POR PROLIFERACIÓN DE VEGETACIÓN DULCEACUÍCOLA DEL INFORME DE 2018	123



Informe técnico final 2020:
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



TABLA 4-11. VALORES DE EXTENSIÓN DE MANGLAR VIVO Y PERDIDO EN LA CGSM, EN EL PERIODO 2018-2020. .	125
TABLA 4-12. PARÁMETROS ESTIMADOS DE LA PRINCIPAL VARIABLE MORFOMÉTRICA Y PESAJE DATADOS EN LABORATORIO DE LA JAIBA ROJA (<i>CALLINECTES BOCOURTI</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.....	156
TABLA 4-13 PARÁMETROS ESTIMADOS DE LA PRINCIPAL VARIABLE MORFOMÉTRICA Y PESAJE DATADOS EN LABORATORIO DEL LEBRANCHE (<i>MUGIL LIZA</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.....	158
TABLA 4-14. PARÁMETROS ESTIMADOS DE LA PRINCIPAL VARIABLE MORFOMÉTRICA Y PESAJE DATADOS EN LABORATORIO DE LA MOJARRA LORA (<i>OREOCHROMIS NILOTICUS</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	158
TABLA 4-15. PARÁMETROS ESTIMADOS DE LA PRINCIPAL VARIABLE MORFOMÉTRICA Y PESAJE DATADOS EN LABORATORIO DEL CORONCORO (<i>MICROPOGONIAS FURNIERI</i>) RECOLECTADOS EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.	160
TABLA 8-1. VALORES ARTIFICIALES DE PÉRDIDAS Y GANANCIAS EN LAS ZONAS MÁS AFECTADAS POR PROLIFERACIÓN DE VEGETACIÓN DULCEACUÍCOLA	199

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 8-1. LÍMITES DE CUANTIFICACIÓN DE LOS METALES BIODISPONIBLES MEDIDOS EN MATERIAL PARTICULADO EN AGUAS.	194
ANEXO 8-2. LÍMITES DE DETECCIÓN DE LOS PLAGUICIDAS ORGANOCOLORADOS Y ORGANOFOSFORADOS MEDIDOS EN AGUAS Y SEDIMENTOS.....	194
ANEXO 8-3 ALCANCE DE LA CARTOGRAFÍA HISTORICA DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA REALIZADA POR INVEMAR.....	195
ANEXO 8-4. ESPECIES COMERCIALES DE LA PESQUERÍA DE LA ECORREGIÓN.....	200



Informe técnico final 2020:
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



CARLOS CARBONÓ GÓMEZ

12 de Noviembre de 1957 – 14 de
Junio de 2020

Por: Efraín Viloria Maestre

El 14 de junio de 2020, **CARLOS CARBONÓ GÓMEZ**, de Tasajera (Puebloviejo, Magdalena), falleció a la edad de 62 años.



Estuvo casado con Yurismina Escorcia Rodríguez y juntos criaron a tres hijos, Yovana, Yurlys Paola y Carlos Francisco, de los cuales nacieron siete nietos. Conozco a Carlos desde 1993, cuando llegué a Tasajera, ubicada en la ecorregión CGSM; tiempo en que interactuamos en varias actividades del proyecto PROCÍENAGA (reuniones, salidas de campo, entre otras), donde tuve oportunidad de conocer su experiencia en la pesca de la ecorregión, escuchando sus anécdotas del manejo de artes de pesca y del tipo de recursos que capturaban; destacando en su caso, la pesca con líneas de mano, con el método de “correteo”, para capturar robalos

y sábalos con cuchara, con su amigo y familiar Rafael Ariza (instructor del SENA). En esta época, también se pudo conocer su formación y destreza como lanchero mecánico de motores fuera de borda, lo que le sirvió para trabajar con INVEMAR, inicialmente como acompañante de salidas de campo, como baquiano y como medida de seguridad, debido a inconvenientes de inseguridad, presentes en esos tiempos en el área. Sin embargo, solo hasta julio de 1995 se vinculó contractualmente a INVEMAR, como lanchero.

Se pudo evidenciar desde su vinculación con el Instituto, su gran sentido de la responsabilidad y excelente comportamiento, demostrando todo el tiempo su buen desempeño, en donde no solo demostró ser un buen conductor de lanchas, sino, un amplio conocedor del área, su geografía, historia, tradiciones; del cual muchos adquirimos muchas enseñanzas, como si fuera un libro abierto; exponiendo a través de los recorridos por los diferentes espejos de agua de la CGSM, por su intrincada red de caños, comunicaciones y ríos; apreciando su fauna y flora; información que nos permitió intercambiar y validar conceptos a través del conocimiento tradicional, proceso que fue de fácil adaptación para él, por ejemplo aprendiéndose los nombres científicos de los manglares y otros tipo de vegetación asociada; así como de los recursos pesqueros, en general a la terminología científica y manejo de los instrumentos de investigación.

Su apoyo también fue brindado en campo con la ayuda al monitoreo permanente de los manglares, en donde nos daba consejos de como caminar en el mismo, y siempre con una brújula en su cabeza. Atento de cada uno de los detalles y colaborando en todo lo que pudiera, midiendo los árboles y acompañándonos con su buen humor. Se



Informe técnico final 2020:
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



nos fue Carlos, dejando su huella imborrable,
quedando su recuerdo en muchos
investigadores y personal de apoyo del
INVEMAR e instituciones relacionadas, por

“lo buena gente” y su forma práctica y sencilla
de enseñar lo relacionado con la CGSM.



1 RESUMEN EJECUTIVO

La ecorregión de la Ciénaga Grande de Santa Marta - CGSM es el complejo lagunar estuarino más extenso de Colombia del cual hacen parte 14 municipios del departamento del Magdalena. Por sus características hidrológicas, ecológicas y geomorfológicas, sus ecosistemas estuarinos son considerados de los más productivos de la zona tropical, hecho que le ha permitido estar distinguida con cinco figuras de protección. A pesar de su gran importancia, la CGSM mostró un grave deterioro ambiental en la década de los noventa como producto del desequilibrio hídrico originado por la construcción de la carretera Ciénaga-Barranquilla en los años 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), 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- MADS, ha venido realizando el monitoreo ambiental en la CGSM desde finales de los 90s.

En el presente informe, se presentan los resultados de los tres componentes del monitoreo (calidad de aguas, manglares y recursos pesqueros) en el periodo comprendido entre octubre de 2019 y marzo de 2020 para calidad de aguas y entre octubre de 2019 y septiembre de 2020 para el componente de recursos pesqueros, realizando comparaciones con la serie histórica disponible para el sistema. El monitoreo de calidad de aguas se realiza en 28 estaciones, donde se realizaron mediciones *in situ* mensuales y se recolectaron muestras de aguas con diferente frecuencia para el análisis de nutrientes, clorofila *a*, sólidos suspendidos totales, y comunidades microbiológicas y fitoplanctónicas. En el componente manglares, no se realizaron salidas de campo en este periodo, debido a las restricciones impuestas por el Gobierno Nacional para prevenir el contagio por COVID-19, por lo cual se hizo un análisis histórico de las variables estructurales, funcionales, fitopatológicos y fisicoquímicos. Para la toma de las variables de desempeño pesquero (captura, esfuerzo, tallas, precios de los recursos, costos de operación de faenas, etc.), la información se registró en los principales sitios de desembarco del área. Adicionalmente, en el marco del proyecto “Fortalecimiento al monitoreo ambiental a la CGSM” (Convenio No. 40 suscrito entre INVEMAR y CORPAMAG en 2014), se recolectaron muestras de sedimentos y de aguas en estaciones específicas para analizar contaminantes como metales pesados y plaguicidas organoclorados y organofosforados. Asimismo, con los pescadores de la zona se adquirieron peces (lisas) para la determinación de mercurio y microorganismos potencialmente patógenos como *Vibrio* sp. y *Aeromonas* sp. Sumado a esto se actualizaron las tallas de madurez sexual (TM) para las especies chivo cabezón (*Ariopsis canteri*), chivo mapalé (*Cathorops mapale*), mojarra rayada (*Eugerres plumieri*),



Informe técnico final 2020:
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



jaiba azul (*Callinectes sapidus*) y jaiba roja (*Callinectes bocourti*) y de manera preliminar para las especies mojarra lora (*Oreochromis niloticus*) y coroncoro (*Micropogonias furnieri*). Finalmente se verificó el estado de madurez en el área de la CGSM para las especies macabí (*Elops smithi*) y lebranche (*Mugil liza*).

Los resultados para el período octubre 2019 – marzo 2020 del monitoreo de aguas, evidenciaron que continúan presentándose altas concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos, sólidos suspendidos totales y clorofila *a* en ciénagas cercanas al cuerpo de agua principal, en estaciones ubicadas en el complejo de Pajarales y en las de mayor influencia del río Magdalena, lo cual puede ocasionar escenarios de eutrofización y condiciones críticas para la supervivencia de la fauna. Las concentraciones de Coliformes totales y termotolerantes, indican que prevalecen las condiciones sanitarias inadecuadas en las estaciones Isla del Rosario, desembocadura río Aracataca, Nueva Venecia, Buenavista, Boca Caño Aguas Negras y Boca Caño Clarín, debido a la continua presencia de aguas residuales, lo cual debería limitar su uso para actividades como la pesca. Además, persisten especies de *Vibrio* y *Aeromonas* potencialmente patógenas como *V. cholerae* y *A. hydrophila*, las cuales representan un riesgo para la fauna y las poblaciones humanas expuestas a los recursos que provee el ecosistema. El monitoreo de metales pesados reafirma que su principal ingreso a la CGSM se da a través del río Magdalena, debido a que en estaciones como la Ciénaga Poza Verde y los caños Clarín y Aguas Negras, sobre las que influye directamente este río, las concentraciones de metales biodisponibles y totales en sedimentos y en el material particulado del agua son mayores con respecto a las concentraciones encontradas en las demás estaciones monitoreadas en la CGSM. Las concentraciones de metales totales superaron el nivel de referencia de efecto umbral (TEL), situación reiterativa que puede ocasionalmente representar riesgo para la biota. Los resultados de metales biodisponibles en sedimentos evidenciaron que entre el 40 % y el 100 % de los registros para los metales cadmio, plomo y cromo, se encontraron por debajo del límite de cuantificación de las metodologías analíticas. El mercurio total en peces de las especies *Eugerres plumieri* (mojarra rayada) y *Mugil incilis* (lisa) durante el último quinquenio se encontró por debajo del límite máximo permisible establecido por el Ministerio de Salud y Protección Social para los productos de pesca con destino al consumo humano (500 ng Hg/g de peso fresco).

Las densidades fitoplanctónicas analizadas entre octubre de 2019 y febrero de 2020 tuvieron una mayor influencia por las características ambientales de cada zona y no por la época climática, además, las cianobacterias fueron el grupo que más aportó a las densidades con porcentajes superiores al 90% en la abundancia relativa. El análisis histórico de la comunidad fitoplanctónica permitió observar que las mayores abundancias ocurren principalmente en las épocas de lluvia, manteniendo las Cianobacterias el predominio de abundancia respecto a otros grupos al interior y en el área costera de la CGSM y entre las cuales figuran géneros potencialmente nocivos.



Informe técnico final 2020:
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



En cuanto a los manglares de la CGSM, éstos presentan diferentes estados ecológicos y de salud que están íntimamente relacionados con su estado estructural, con la capacidad de generar e implantar nuevos individuos en la población y con factores que influyen en la dinámica del sistema (precipitación, salinidad, microtopografía, etc.). De manera general, según el Indicador de Integridad Biológica del Manglar (IBIm), los bosques de manglar de CGSM, se muestran bajo un estado “regular” desde el año 2004 al 2019, sin embargo, el comportamiento muestra que en el año 2013 hubo un aumento del indicador llegando a valores cercanos a “buen estado” (IBIm= 2,96). Desde ese momento hasta la actualidad el indicador ha disminuido, mostrando pérdidas en las características funcionales y estructurales del ecosistema. Específicamente, existen localidades en buen estado tales como Aguas Negras o Rinconada y otras en estado “no deseable” como Luna. La estación Aguas Negras se muestra como un ejemplo de rehabilitación tras 21 años, pasando de valores de área basal total cercanos a cero a mayores a 25 m²/ha en la última década. La estación Luna y la estación Kilometro 22 han mostrado eventos de recuperación en diferentes épocas, relacionados principalmente con el establecimiento, crecimiento y desarrollo de la especie *Laguncularia racemosa*. La cobertura de manglar, la densidad de plántulas y propágulos y el área basal parecen estar correlacionados con la salinidad y la disponibilidad de agua en la CGSM definidos por los eventos El Niño/ La Niña.

En cuanto a la dinámica de aprovechamiento de los recursos pesqueros, se ingresaron al Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, 16.440 registros (14.316 de captura y esfuerzo, 985 de tallas y 1.139 de precios), producto del monitoreo pesquero en los cuatro principales sitios de desembarco del área durante 6 meses de 2020, debido al corte del informe hecho en septiembre de 2020 y los meses no muestreados por restricciones de trabajo en campo por la COVID-19. Durante este periodo se estimó una producción pesquera de 3.687 t, representada en un 84% de peces y 16% de crustáceos. En el grupo de peces, se destacaron las especies estuarinas, principalmente la lisa (46,9%), seguida de un grupo compuesto por chivo mapalé, mojarra rayada, macabí, sábalo y chivo cabezón, que representaron el 31% del total de peces. En lo relativo a la mojarra lora, representó el 9,4% de la captura total desembarcada de este grupo, mientras las jaibas constituyeron el 78,2% de los crustáceos. La composición interanual de la captura por especies de peces e invertebrados, permitió inferir impactos en la estructura de los ensamblajes de peces y crustáceos. La disminución en la salinidad de las aguas favoreció hasta septiembre el aporte a la producción total de especies de peces estuarinos, de las cuales la lisa representó las mayores capturas en peso. Aunque se evidencia una disminución en el desembarco de los peces, lo estimado a septiembre de 2020, sugiere un incremento que podría estar por encima de la media anual de la serie histórica monitoreada en la CGSM. En cuanto a la estimación de las tallas de madurez (TM), se obtuvieron las siguientes estimaciones por especie: chivo cabezón 30,1 cm de longitud total (Lt), mapalé 16,3 cm Lt, mojarra rayada 21,6 cm Lt, mojarra lora 18,3 cm Lt y coroncoro 20,7 cm Lt. En el caso de los crustáceos, para la jaiba azul se estimó en 95 mm de ancho



Informe técnico final 2020:
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



del caparazón (Aca) y para jaiba roja en 86,7 mm de Aca. Para los casos de las especies macabí y lebranche, se evidenció que, en la CGSM, solo se pescan en estado juvenil.

La información obtenida en el monitoreo ambiental de la CGSM hasta la fecha, fue insumo para la generación de medidas de manejo para el Comité Ejecutivo de la Pesca, liderado por el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural y el MinAmbiente (cuotas, esfuerzo óptimo y tallas mínimas de captura), así como para la elaboración del Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia, la generación de conceptos técnicos y el acompañamiento a diversos actores en torno a las problemáticas actuales del sistema lagunar.



2 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 que derivan su sustento de forma directa e indirecta de los recursos que 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 provee el ecosistema.

Geográficamente, en la ecorregión de la CGSM ejercen jurisdicción los municipios de Sitionuevo, Pueblo Viejo, Remolino, El Retén, Salamina, Zona Bananera, Pivijay, Ciénaga, Aracataca, El Piñón, Fundación, Concordia, Zapayán y Cerro de San Antonio; incluidas en Sitionuevo las comunidades palafíticas de Buenavista y Nueva Venecia, en el complejo de Pajarales. Estas 14 entidades registran una población de 510.715 habitantes, en los cuales destaca la que se concentra en el casco urbano y área rural de Ciénaga (124.339 habitantes), la Zona Bananera (73.933 habitantes), Pivijay (38.973 habitantes), Aracataca (41.492 habitantes), Sitionuevo (29.159 habitantes) y Pueblo Viejo (32.188 habitantes) (DANE, 2020); 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 (De la Peña *et al.*, 2010).

Por su gran riqueza natural y condiciones ecológicas especiales, 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 disminución de caudales de los ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta por la canalización para los cultivos de banano; por la construcción de la carretera Barranquilla-Ciénaga (entre



Informe técnico final 2020:
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



1956 y 1960) que ocasionó el cierre de algunas bocanas naturales de intercambio entre el mar y la CGSM (Barra Vieja, Rincón del Jagüey), dando inicio a los incrementos de salinidad en los suelos de manglar por la alteración de los flujos hídricos (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, alcanzando valores de hasta 120 unidades de salinidad en áreas de manglar (INVEMAR, 2002), lo cual generó la pérdida de aproximadamente 285,7 km² (28.570 ha) de manglar entre 1956 y 1995 (correspondiente al 55,8% de la cobertura de bosque que existía originalmente), mortandades masivas de peces y la desaparición de la ostra, uno de los recursos más importantes del sistema (Mancera y Vidal, 1994; Vilorio *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 ecorregión 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. En el presente informe, se presentan los resultados de la evaluación de la calidad de aguas, el monitoreo de los bosques de manglar y los recursos pesqueros en el periodo comprendido entre octubre de 2019 y marzo de 2020 para los componentes de calidad de aguas y bosque de manglar y para el componente de recursos pesqueros entre octubre de 2019 a septiembre de 2020, enfatizando en todos los casos con un análisis de la serie histórica del monitoreo



Informe técnico final 2020:
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



ambiental. Lo anterior debido a la emergencia sanitaria por COVID-19 que se presenta en la región y que impidió la toma de información en la mayoría de los meses de evaluación. El análisis realizado permitió describir el comportamiento del complejo lagunar frente a las actividades de recuperación establecidas y su respuesta frente a los crecientes tensiones ambientales de la zona. Así mismo, se incluyen los resultados obtenidos en el Convenio No. 40 de 2014 celebrado entre INVEMAR y CORPAMAG que busca el fortalecimiento del monitoreo ambiental en esta área, incluyendo el análisis de contenidos de metales pesados en sedimentos y tejido muscular de peces de interés comercial, los microorganismos que puedan afectar la salud humana o del ecosistema, el estado fitosanitario del bosque de manglar, la abundancia y composición de aves como indicador del estado de conservación del bosque y algunas variables biológicas relevantes al manejo pesquero (tallas de madurez sexual de principales especies de recursos pesqueros). Se incluye un diagnóstico general del área de estudio de acuerdo a la información recopilada durante el año de estudio y unas recomendaciones generales dirigidas al manejo del complejo estuarino.



3 METODOLOGÍA

3.1 ÁREA DE ESTUDIO

La Ciénaga Grande de Santa Marta - CGSM se localiza en latitud Norte entre los 10.54505306 y 11.13278062 grados, y en longitud Oeste entre los -74.87842746 y -74.21323554. Durante el presente estudio, el área efectiva analizada comprende 205.393 ha constituida por el cuerpo central 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).

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 1.031 mm/año (aprox.), que se debe a la alta tasa de evapotranspiración (1431 mm/año) (Rivera- Monroy *et al.*, 2001). Para 2016, el IDEAM reportó para la región del Magdalena un promedio anual de precipitaciones entre 500-1000 mm con un comportamiento de precipitaciones tipo monomodal, con un marcado periodo de lluvias entre los meses de abril y noviembre, en donde se destaca octubre como el mes con mayores índices de pluviosidad, y un periodo comprendido entre diciembre y marzo 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 *et al.*, 2006; Rodríguez-Rodríguez, 2015); 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.*, 2016). 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 ~90 m³/s (aprox.). Finalmente, los patrones de circulación de la laguna son el resultado de la interacción entre los vientos Alisios, batimetría y las descargas de tributarios. Durante la época lluviosa, los incrementos de agua dulce



Informe técnico final 2020:
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



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.*, 2016).

El análisis de sedimentos realizado por INVEMAR, ha mostrado que los fondos de la ciénaga se caracterizan por poseer una composición lodo-arcilloso y lodo-arenoso con presencia de material biogénico, posiblemente proveniente de antiguos bancos de bivalvos principalmente. 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, 2017). La dinámica de la línea de costa en CGSM para 2017, mostró procesos erosivos entre los meses de marzo a julio y procesos de acreción o aporte de sedimentos durante los meses de agosto a octubre, con la excepción del costado este en donde durante todo el año ocurrieron procesos erosivos (INVEMAR-MADS-PNN, 2017).

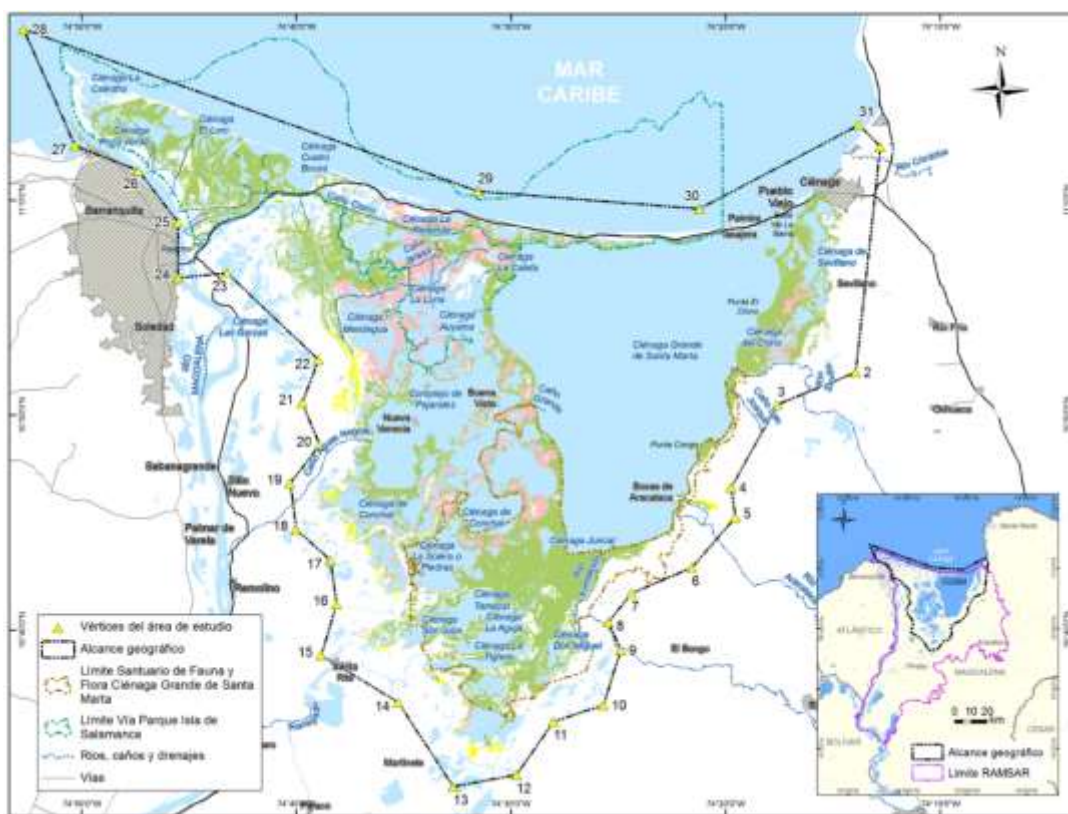


Figura 3-1. Localización geográfica y Límite del área efectiva del monitoreo realizado por INVEMAR en la CGSM.

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

3.2 MÉTODOS Y ANÁLISIS DE INFORMACIÓN



Informe técnico final 2020:
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



En el marco del presente monitoreo, se evalúa la calidad de las aguas, el estado de los bosques de mangle y de los recursos pesqueros. Para esto, desde 1994 se implementó una red de estaciones de monitoreo y principales sitios de desembarco pesquero de la CGSM (Tasajera, Isla del Rosario, Caño Clarín, Torno y Nueva Venecia).

3.2.1 Calidad de Aguas

El programa de monitoreo de la calidad del agua en el área de estudio de la CGSM se evalúa en 28 estaciones, ubicadas en diferentes zonas del complejo lagunar (Figura 3-2); la Boca de La Barra, localizada entre la Ciénaga Grande y el mar Caribe (zona 0); las bocas y cuenca baja de los ríos provenientes de la SNSM, Sevilla, Aracataca y Fundación, en donde se sitúan cinco estaciones (zona 1); el cuerpo de la laguna principal con ocho estaciones (zona 2); el Complejo de Pajarales (zona 3) con siete estaciones, entre las que se destacan las ubicadas en las poblaciones palafíticas Nueva Venecia y Buenavista; el Caño Clarín con dos estaciones en la boca y el km 15 (zona 5); y la parte noroccidental del VIPIS con cinco estaciones (zona 6).

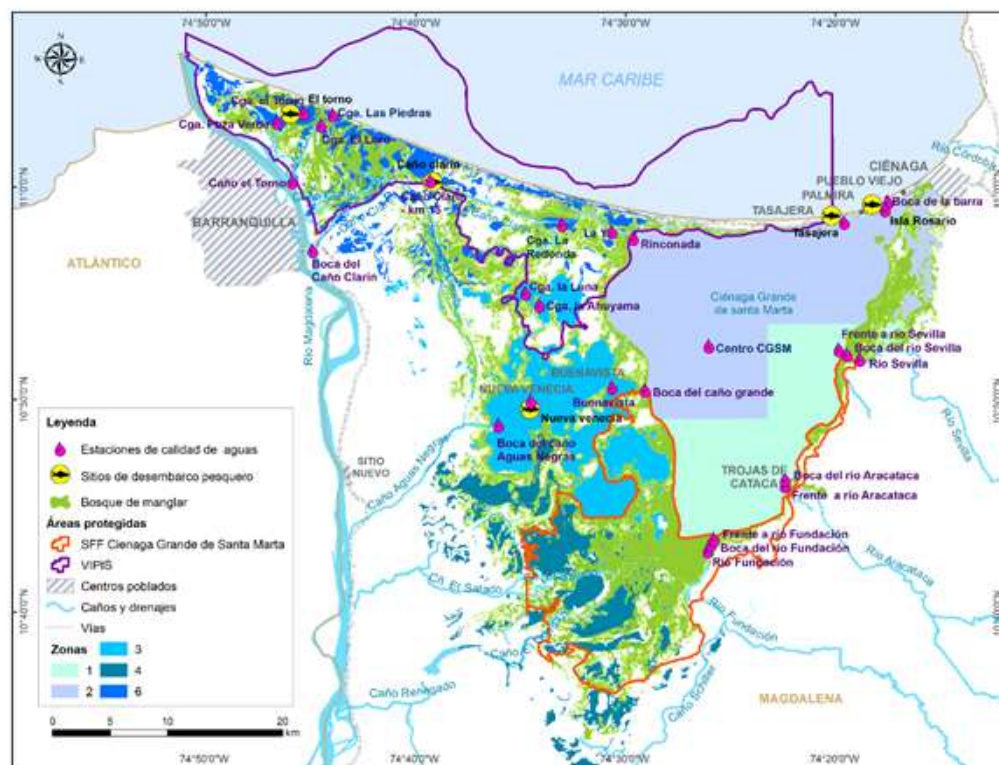


Figura 3-2. Ubicación de las estaciones de monitoreo del componente calidad de aguas y monitoreo pesquero, en el complejo lagunar de la CGSM.

Para el período octubre 2019 – marzo 2020 se dio continuidad al seguimiento de variables en aguas, sedimentos y organismos, que permiten determinar la calidad física, química y sanitaria en el sistema lagunar, y su relación con la reconexión hidrológica entre el río



Informe técnico final 2020:
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



Magdalena, la CGSM y el mar Caribe, y con los efectos de actividades antrópicas asociadas al complejo lagunar. El detalle de las estaciones, frecuencia con que se mide cada una de las variables de calidad de aguas, sedimentos y organismos, y los métodos empleados para su análisis en la Unidad de Laboratorios de Calidad Ambiental Marina - LABCAM del INVEMAR, pueden ser consultados en INVEMAR (2019).

Con el propósito de identificar tendencias a partir de los datos recolectados en más de dos décadas de monitoreo, se construyeron las series de tiempo 1993 – 2020. Se realizó una exploración inicial de los datos con el fin de identificar posibles valores atípicos, los cuales fueron excluidos del análisis gráfico. Las series de tiempo fueron construidas con base en diagramas boxplots (cajas y bigotes) por variable, incluyendo el valor del Índice Niño Oceánico (ONI, por sus siglas en inglés) para explicar la variabilidad de los datos con respecto a eventos climáticos extremos como El Niño (condiciones de sequía) y La Niña (condiciones lluviosas), mediante una escala de color. Los boxplots constituyen un análisis de tipo descriptivo en el que el 50 % de los datos centrales se distribuyen dentro de las cajas, el 25% de los datos más bajos en el extremo inferior, el 25% de los datos más altos en el extremo superior, y los datos considerados como atípicos se señalan con un punto fuera de la caja en cualquiera de los extremos. Se elaboró un mapa de calor en función del mes y del año para establecer la relación de esta variable con los eventos climáticos tanto locales como globales.

Adicionalmente, para la variable salinidad se incluyó la línea de tendencia de los datos construida a partir de un suavizado de las medianas en cada fecha de monitoreo, así como un boxplot en función de los meses diferenciando por época climática. Los análisis de las series de tiempo se realizaron empleando el software estadístico R (V.4.0.2; R-Core Team, 2020), junto a las librerías dplyr (Wickham *et al.*, 2020), readxl (Wickham y Bryan, 2019), y para los gráficos ggplot2 (Wickham, 2016) y cecolor (Balamuta, 2018).

Los valores de salinidad fueron empleados para clasificar el agua de cada estación a partir de los rangos referidos por Knox (2001; Tabla 3-1) para aguas de tipo dulce, salobre, marina o salmuera. De esta manera se interpretó el comportamiento del sistema frente al incremento o disminución en los aportes de agua dulce y salada.

Tabla 3-1. Clasificación del agua según los valores de salinidad (Knox, 2001)

Clasificación por tipo de agua	Rango de salinidad	Representación por escala de color
Salmuera	> 38	
Marina	17 – 38	
Salobre	0,5 – 17	
Dulce	0 – 0,5	

Los resultados de metales pesados en material particulado en aguas y en sedimentos, fueron graficados en un diagrama tipo mosaico para identificar el porcentaje de datos de cada metal que desde 2015 se ha encontrado por encima del límite de cuantificación (LC)



Informe técnico final 2020:
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



de la técnica analítica empleada en el LABCAM del INVEMAR. Con base en los resultados de este gráfico, se analizaron mediante diagramas de boxplot por año, únicamente cobre (Cu) total, cromo (Cr) total, mercurio (Hg) total, zinc (Zn) total, cobre (Cu) biodisponible y zinc (Zn) biodisponible, metales que presentaron el mayor porcentaje de datos por encima del LC. Dentro de cada diagrama, se realizó la diferenciación tanto por estación como por eventos climáticos.

Las concentraciones de metales totales en sedimentos expresada en peso seco fueron comparadas con los valores de referencia de efecto umbral y de efecto probable (Threshold Effect Level, TEL y Probable Effect Level, PEL respectivamente, por sus siglas en inglés) propuestos por la NOAA (Buchman, 2008) para evaluar la calidad del sedimento en términos de afectación de la biota. Estos valores de referencia generan tres rangos por debajo del TEL, entre el TEL y PEL y mayor al PEL que indican que la concentración del metal total en sedimento raramente, ocasionalmente y frecuentemente es asociada a efectos adversos sobre la biota (MacDonald, 1996). Los resultados de mercurio total en peces se compararon con los valores máximos establecidos por el Ministerio de Salud y Protección Social de Colombia para el consumo humano (< 500 ng/g de peso fresco) (MinSalud, 2012).

Los resultados de pH y oxígeno disuelto fueron analizados bajo los criterios de calidad del agua para la preservación de flora y fauna (MinAmbiente, 2015). Para el análisis de los Coliformes Totales y Coliformes Termotolerantes se emplearon los criterios establecidos para fines recreativos mediante contacto primario (natación y buceo) y secundario (pesca y deportes náuticos) (MinAmbiente, 2015).

Las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos fueron comparadas con valores de referencia para ambientes estuarinos (Batley y Simpson, 2009; Mahmud *et al.*, 2020), las de clorofila *a* con los valores de la categorización de condiciones eutróficas de la OCDE (1982, En: López y Madroño, 2015) y las de sólidos suspendidos totales con la escala de clasificación de CONAGUA (2015).

Como alternativa para continuar en 2020 con el seguimiento de las variables SST y clorofila-*a*, luego de la suspensión del monitoreo mensual desde abril de 2020 debido a la contingencia presentada por el COVID-19, se analizaron imágenes satelitales para el período enero – septiembre 2020. El uso de tecnología de sensores remotos permitió suplir la falta de información durante los meses que no se pudieron realizar mediciones. Haciendo un enfoque en las variables de clorofila-*a* y sólidos suspendidos totales (SST). El preprocesamiento y procesamiento de imágenes satelitales de sentinel-2, de la Agencia Espacial Europea (ESA), se realizó con el software Acolite, desarrollado y distribuido por el Real Instituto Belga de Ciencias Naturales (RBINS). Este programa permite el procesamiento imágenes para aplicaciones de aguas costeras y continentales.

Acolite realiza también la corrección atmosférica utilizando el enfoque de "Dark spectrum fitting (DFS)" (Vanhellemont y Ruddick, 2018; Vanhellemont, 2019). Estas imágenes



Informe técnico final 2020:
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



satelitales se seleccionaron y descargaron de manera gratuita del servidor Copernicus SciHub de la (ESA) (<https://scihub.copernicus.eu/>).

Con el propósito de calibrar los parámetros y obtener la información en el periodo establecido, se consideró recaudar las imágenes para el año 2019 y 2020. Para esto se contó con un criterio de selección. Las correspondiente al año 2019 (Tabla 3-2), se estableció que la diferencia entre la fecha de los datos de campo y la fecha de la imagen satelital no excediera 96 horas (Zhang *et al.*, 2002), de modo que la calibración de parámetros fuera lo más cercana posible a los valores de campo. Sin embargo, esto no fue posible en todos los casos debido a la alta nubosidad en la zona. Para el año 2020, se escogieron las imágenes con menor cobertura de nubes (Tabla 3-3).

Tabla 3-2. Imágenes satelitales seleccionada año 2019.

Fecha de monitoreo	Fecha imagen Satelital	Nombre Imagen Satelital
11/03/2019	15/03/2019	S2A_MSIL1C_20190315T152641_N0207_R025_T18PWT_20190315T184544
22/04/2019	14/04/2019	S2A_MSIL1C_20190414T152641_N0207_R025_T18PWT_20190414T202758
13/05/2019	14/05/2019	S2A_MSIL1C_20190514T152641_N0207_R025_T18PWT_20190514T184725
10/06/2019	13/06/2019	S2A_MSIL1C_20190613T152641_N0207_R025_T18PWT_20190613T185100
15/07/2019	13/07/2019	S2A_MSIL1C_20190713T152641_N0208_R025_T18PWT_20190713T184748
12/08/2019	12/08/2019	S2A_MSIL1C_20190812T152641_N0208_R025_T18PWT_20190812T202713
16/09/2019	11/09/2019	S2A_MSIL1C_20190911T152641_N0208_R025_T18PWT_20190911T202930

Tabla 3-3. Imágenes satelitales seleccionada año 2020.

Mes	Fecha imagen satelital	Nombre Imagen Satelital
Marzo	19/03/2020	S2A_MSIL1C_20200319T152641_N0209_R025_T18PWT_20200319T185047
	29/03/2020	S2A_MSIL1C_20200329T152641_N0209_R025_T18PWT_20200329T185226
Abril	8/04/2020	S2A_MSIL1C_20200408T152641_N0209_R025_T18PWT_20200408T221203
	18/04/2020	S2A_MSIL1C_20200418T152641_N0209_R025_T18PWT_20200418T184727
	28/04/2020	S2A_MSIL1C_20200428T152641_N0209_R025_T18PWT_20200428T185016
Mayo	8/05/2020	S2A_MSIL1C_20200508T152641_N0209_R025_T18PWT_20200508T184900
	18/05/2020	S2A_MSIL1C_20200518T152641_N0209_R025_T18PWT_20200518T185114
	23/05/2020	S2B_MSIL1C_20200523T152639_N0209_R025_T18PWT_20200523T184409
Junio	7/06/2020	S2A_MSIL1C_20200607T152651_N0209_R025_T18PWT_20200607T184713
Julio	7/07/2020	S2A_MSIL1C_20200707T152641_N0209_R025_T18PWT_20200707T184608
	27/07/2020	S2A_MSIL1C_20200727T152651_N0209_R025_T18PWT_20200727T190033
Agosto	16/08/2020	S2A_MSIL1C_20200816T152651_N0209_R025_T18PWT_20200816T190119



Informe técnico final 2020:
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



Septiembre	5/09/2020	S2A_MSIL1C_20200905T152641_N0209_R025_T18PWT_20200905T190122
	10/09/2020	S2B_MSIL1C_20200910T152639_N0209_R025_T18PWT_20200910T202449

Comunidad fitoplanctónica

El monitoreo de la comunidad fitoplanctónica se realizó 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 del caño Aguas Negras), entre el periodo de lluvias de 2019 (octubre) y la época seca de 2020 (febrero). Para la caracterización del fitoplancton se colectaron muestras integradas de la columna de agua a través de un tubo de PVC de dos pulgadas de diámetro provisto con una válvula de pie según la metodología propuesta por Franks y Keafer (2004). Adicionalmente, se realizaron arrastres superficiales con una red de 20 µm. Finalmente, las muestras colectadas se depositaron en frascos plásticos de 500 mL adicionando 6 mL de lugol, y en frascos plásticos de 100 mL que se fijaron con 1 mL de formol al 40% (Edler y Elbrächter, 2010; Reguera *et al.*, 2016).

El análisis cuali-cuantitativo de las microalgas potencialmente nocivas se realizó teniendo en cuenta lo descrito por INVEMAR (2019). Los resultados se analizaron con estadística descriptiva y multivariada. Se realizó un análisis histórico de las estaciones Boca de la Barra y Ciénaga la Luna entre los años 2014 y 2019 sobre el comportamiento de la comunidad fitoplanctónica (composición y abundancia) y su asociación con las variables ambientales (temperatura, salinidad, nitritos, nitratos, amonio y fosfatos). Y se elaboró un listado con la presencia y densidad de géneros potencialmente nocivos observados en la CGSM, teniendo como guía la lista de referencias taxonómicas de microalgas nocivas construida por la Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la UNESCO - COI.

3.2.2 Ecosistemas de manglar

La evaluación de la respuesta del manglar a las medidas de recuperación realizadas en el proyecto PROCIENAGA, se basó en el monitoreo de 5 estaciones dentro de CGSM que responden a un gradiente de disturbio. Para el año 2018 se agregó una estación ubicada en la parte oriental, en inmediaciones de la Ciénaga de Sevillano. La estación Rinconada es considerada la estación de referencia debido al bajo grado de intervención y deterioro, por lo cual presenta un mayor desarrollo estructural. Las estaciones Aguas Negras, Caño Grande, Kilometro 22 y Sevillano, fueron consideradas como estaciones en nivel de perturbación media. La estación Luna presentó un grado de perturbación alta debido al pobre desarrollo estructural y salinidades superiores a 100 unidades (Figura 3-3; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). La estación Caño Palos corresponde a una estación ubicada en el sur del complejo, en jurisdicción del SFF CGSM la cual fue monitoreada puntualmente por el INVEMAR en 2018, con el mismo diseño experimental



Informe técnico final 2020:
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



de las estaciones anteriormente nombradas, bajo las actividades del proyecto “*Desarrollo Local Sostenible y Gobernanza para la Paz*” financiado por la Unión Europea (SINCHI et al., 2019). Actualmente el monitoreo de esta estación está a cargo de los funcionarios del área protegida. La descripción detallada y la ubicación precisa de las localidades de monitoreo se encuentra reportada en INVEMAR (2019).

En cada estación se realizaron mediciones en campo de los componentes: (1) estructura, (2) regeneración natural, (3) componentes fisicoquímicos, (4) estado fitosanitario, (5) composición y abundancia de la comunidad avifaunal, con las metodologías reportadas en INVEMAR (2019). Igualmente se realizó el análisis de información desarrollando e interpretando históricamente el Indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) para la Ciénaga Grande de Santa Marta, algunas variables de interés para definir la composición florística y estructural de los bosques de manglar, el estado fitosanitario basado en una escala de clasificación de las afectaciones, la regeneración natural calculando la densidad de propágulos, plántulas y brinzales (INVEMAR, 2019). Para el componente de avifauna se evaluó el estado de salud del manglar en términos de cobertura vegetal, de acuerdo a los gremios tróficos de las especies presentes en las cinco estaciones de monitoreo, con datos específicos para la estación Aguas Negras desde 2016 y para el total de estaciones en los años 2018 y 2019, siendo esto comparado con la información referente a los cambios de la cobertura vegetal para 2018 y 2019. Los análisis fueron acompañados en muchos casos con gráficas y tablas para optimizar la visualización de la información, y a su vez teniendo en cuenta la disponibilidad de la información.

Los valores de precipitación usados para el análisis de salinidad y cobertura se construyeron basados en los promedios de precipitación anual para seis estaciones pluviométricas ubicadas en cercanías de la CGSM o de puntos de referencia cercanos. Para el departamento de Magdalena se tuvieron en cuenta las estaciones La Palma, La Ye y Sevillano, correspondientes al municipio de Ciénaga, y en el departamento de Atlántico las estaciones Aeropuerto Ernesto Cortissoz, Sede Ideam Barranquilla, y Las Flores dentro de la misma ciudad. Los datos del índice ONI fueron tomados de la página web de la NOAA (Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica del Departamento de Comercio de los Estados Unidos), más específicamente del centro de predicción de clima (https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php), con estos datos, se construyó una gráfica en Excel.

La densidad de plántulas y propágulos se correlacionaron con el ONI, con los valores de precipitación y con la salinidad intersticial; la densidad de brinzales con el IBIm; y los síntomas fitosanitarios más frecuentes en las especies de manglar, con los promedios anuales de la salinidad y temperatura del agua superficial e intersticial durante el periodo de 2015 a 2019, todo esto empleando la correlación de Spearman (rs) en el programa Past 4.0.



Figura 3-3. Estaciones de monitoreo. A: Rinconada; B: Aguas Negras; C: Caño Grande; D: Km22; E: Luna; F: Sevillaño; G: Caño Palos. Fotos: Archivos línea RAE, 2018-2019.

Adicionalmente, el proceso de análisis de los cambios de cobertura de manglar se hizo por medio de procesamiento e interpretación de imágenes multiespectrales de satélite, a escala 1:25000, tomando como base las capas vectoriales generadas en versiones anteriores de este estudio, bajo la siguiente metodología:

Adquisición de imágenes: Fueron seleccionados los sensores multiespectrales de los satélites Sentinel-2, desarrollados por la Agencia Espacial Europea (ESA, por su sigla en inglés), con los instrumentos ópticos utilizados en los años anteriores. Adicionalmente, fueron utilizados mapas base de imágenes Planet Scope, realizados por la compañía © 2020, Planet Labs Inc, como se muestra en la Tabla 3-4. Las imágenes utilizadas correspondieron a los meses de febrero y junio.

Tabla 3-4. Sensores remotos utilizados en diferentes años.



Informe técnico final 2020:
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



AÑO	SATÉLITE / SENSOR	RESOLUCIÓN ESPACIAL (m)	BANDAS UTILIZADAS
2017	PLANET	4	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano
		10	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano
	SENTINEL-2-MSI	20	Rojo límite, infrarrojo de onda corta
		60	Aerosoles, vapor de agua, cirrus
	PLANET	20	Rojo límite, infrarrojo de onda corta
		60	Aerosoles, vapor de agua, cirrus
2018	PLANET	4	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano
		10	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano
	SENTINEL-2-MSI	20	Rojo límite, infrarrojo de onda corta
		60	Aerosoles, vapor de agua, cirrus
	PLANET	20	Rojo límite, infrarrojo de onda corta
		60	Aerosoles, vapor de agua, cirrus
2020	PLANET	4	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano
		10	Azul, verde, rojo, infrarrojo cercano
	SENTINEL-2-MSI	20	Rojo límite, infrarrojo de onda corta
		60	Aerosoles, vapor de agua, cirrus
	PLANET	20	Rojo límite, infrarrojo de onda corta
		60	Aerosoles, vapor de agua, cirrus

Corrección atmosférica de imágenes: Las imágenes obtenidas por sensores remotos suelen tener errores que se dan en el proceso de adquisición y tratamiento posterior, los cuales son causados principalmente por las limitaciones de la propia tecnología y las condiciones ambientales del lugar y el momento de captura de la escena. Por lo anterior es necesario emplear una serie de procesos que permitan disminuir los efectos adversos en las imágenes. Uno de los efectos más sensibles en los sensores remotos ópticos es la interferencia que tiene la atmósfera en la energía que capta el sensor. Para corregir este efecto existen algunas imágenes que ya son entregadas por el proveedor con un ajuste de estos efectos realizado con el modelo Sen2Cor, desarrollado por la ESA, el cual toma como parámetros información de algunas bandas del mismo sensor e información de modelos atmosféricos según el contexto geográfico (Louis *et al.*, 2016).

Clases temáticas: La Tabla 3-5 muestra las clases temáticas tenidas en cuenta para el análisis de cobertura.



Informe técnico final 2020:
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



Tabla 3-5. Clases temáticas tenidas en cuenta para el análisis de cobertura en la CGSM.

CLASE
Manglar
Otros tipos de vegetación
Cuerpos de agua

Información de campo: Fueron utilizados datos de campo de periodos anteriores en los que se determinó tanto la presencia de manglar como su estado.

Procesamiento de imágenes en la plataforma Google Earth Engine: Las imágenes empleadas en el presente estudio fueron generadas a partir de algoritmos aplicados a colecciones de imágenes de los meses de enero, febrero y marzo de los años 2017, 2018 y 2020 en la plataforma de procesamiento masivo de imágenes Google Earth Engine (Hu et al., 2020)

Clasificación semi-automatizada con el algoritmo Random Forest: Fue aplicado el algoritmo de clasificación supervisada de bosques aleatorios, tomando como base datos de campo para entrenamiento del modelo como validación (Belgiu y Drăgu, 2016).

Interpretación visual de imágenes y edición cartográfica: Se generaron combinaciones a color de las bandas del sensor multispectral del satélite Sentinel-2, resaltando las del infrarrojo cercano, infrarrojo de onda corta y rojo. Se realizó ajuste local del contraste para diferenciar a escalas espectrales detalladas, las diferencias de reflectancia entre las diferentes cubiertas vegetales. La edición cartográfica se hizo por medio de interpretación visual, tomando como base la capa de manglar del año 2018 e identificando zonas en las que la respuesta espectral del manglar ha cambiado hacia la de otras cubiertas (Pérdida). De manera similar se identificaron zonas en las que otras cubiertas han mudado hacia vegetación de manglar (Ganancia).

Índice de Optimizado de Vegetación Ajustado al Suelo Normalizado y Umbrales de Detección de Manglar: El Índice de Optimizado de Vegetación Ajustado al Suelo Normalizado – OSAVI (por su sigla en inglés) fue desarrollado por Rondeaux et al. (1996) y busca disminuir el efecto que tiene el suelo en la estimación de índices de vegetación. Su formulación es $(NIR-Rojo) / (NIR+Rojo+0,16)$, donde 0,16 es una constante estimada como óptima para la reducción de los efectos del suelo (Steven, 1998). La determinación de los umbrales del índice OSAVI para detección de manglar vivo se realizaron por medio de estadísticas de muestro de campo tomadas en cada año y se relacionaron con los valores estimados en las imágenes generando los rangos de la Tabla 3-6.

Tabla 3-6. Umbrales de detección de manglar vivo OSAVI.



Informe técnico final 2020:
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



OSAVI UMBRAL	IMAGEN
< 0,15	2017
< 0,14	2018

3.2.3 Recursos pesqueros

En 2020 se continuó con el monitoreo pesquero, registrando datos de las variables de desempeño de la pesquería artesanal de la ecorregión CGSM (Tabla 3-7), aplicando un muestreo en los principales sitios de desembarco (Figura 3-2). En cada sitio, el muestreo fue desarrollado por un grupo de auxiliares de campo (previamente capacitados), residentes en las diferentes localidades y conocedores de la dinámica de la actividad pesquera, quienes aplicaron las encuestas diseñadas para el monitoreo. Además, se recolectó información del poder de pesca (especificaciones técnicas de los artes y métodos de pesca) y la actividad pesquera (unidades económicas de pesca activa diaria y número de días efectivos de pesca mensuales). En este período anual, se registraron datos a corte de septiembre-2020, entre febrero y septiembre; sin embargo, solo fue posible la recolecta presencial en los sitios de desembarco, en los meses de febrero-marzo y septiembre; remotamente (por teléfono) en junio, julio y agosto; dejando de registrarse en abril y mayo, debido al aislamiento social por la pandemia del COVID-19. Por lo cual se sugiere tener en cuenta para propósitos de comparación, que solo corresponde a información de seis (6) meses, para información de captura y esfuerzo pesquero y tres (3) meses para frecuencias de longitudes. De igual manera se aclara, que en este año no se registraron datos de salinidad con la representación temporal requerida, debido al aislamiento mencionado.

Tabla 3-7. Descripción de las variables, periodo y frecuencia de muestreo por estación o sitio de desembarque

Estación/ Pto. De muestreo, desembarque	Variable de muestreo	Periodo de muestreo	Frecuencia de muestreo	Observaciones
Isla del Rosario	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 2020	Diaria. 1994-1996 (6 días/semana. 1999-2020 (tres días por semana).	Se registran diariamente, pero se realizan estimaciones mensuales y anuales.
Tasajera	Ídem	Ídem	Ídem	Ídem
Nueva Venecia	Ídem	Ídem	Ídem	Ídem



Informe técnico final 2020:
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



K-15 Caño Clarín	Ídem	Septiembre 1999 - Septiembre de 2020.	1999-2020 (tres días por semana).	Ídem
El Torno	Ídem	Marzo 2002 – Diciembre de 2017.	2002-2017 (tres días por semana).	Ídem. De 2018-2020, no se registraron datos por inconvenientes administrativos.

Con el fin de predecir capturas en los meses de abril y mayo del año 2020 a partir de la serie de tiempo, se consideró la serie histórica de 2000–2019 de las capturas en la CGSM. Inicialmente se detectaron señales periódicas con la función *periods* basado en el lenguaje de programación R, con el fin de identificar los componentes armónicos de la serie de tiempo (González–Rodríguez *et al.*, 2015; R Core Team, 2020). Esta función primero elimina la tendencia lineal de los datos originales, seguido de regresiones periódicas probando diferentes conjuntos de periodos de dos a n años, donde n es la longitud de la serie de tiempo (en años; del Monte–Luna *et al.*, 2012). La regresión periódica está definida como:

$$Y_t = a_1 \cdot \cos(2\pi p^{-1} \cdot t) + b_1 \cdot \sin(2\pi p^{-1} \cdot t)$$

Donde a_1 y b_1 son los parámetros estimados para la regresión múltiple y se utilizan para estimar el ángulo de fase $\theta = \arctan(b_1 / a_1)$ y la amplitud $A = \sqrt{(a_1^2 + b_1^2)}$. A y θ se estima mediante mínimos cuadrados de cada modelo ajustado, calculado de igual forma el periodo óptimo (PO). Una vez encontrado el PO se estima la diferencia de los datos y los valores ajustados de las regresiones periódicas, hasta identificar el siguiente PO. Este proceso se le denomina descenso cíclico y se repite hasta encontrar todos los componentes armónicos significativos (Bloomfield, 1976). La significación estadística de cada armónico se evalúa mediante una prueba F dependiente de la suma de cuadrados de dos modelos sucesivos (Bates y Watts, 1988). El modelo final ajustado es la suma de la tendencia lineal y los componentes armónicos significativos:

$$Y_t = \alpha + \beta t + \sum_{i=1}^m A_i \cdot \cos(2\pi p_i^{-1} \cdot t - \theta_i)$$

Donde α y β son los parámetros de la tendencia lineal sustraída al comienzo del procedimiento, m es el número de armónicos encontrados.

Es importante aclarar que estas estimaciones de captura son información de referencia, por lo tanto, no serán tomados en cuenta para los análisis de seguimiento del recurso pesquero.

Por otra parte, en este año, se continuó con la determinación de la talla de madurez sexual-TM ($L_{50\%}$) y otras variables biológico-pesqueras para las especies jaiba roja (*Callinectes bocourti*) y lebranche (*Mugil liza*), proceso iniciado entre febrero y septiembre de 2019,



Informe técnico final 2020:
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



complementándose el periodo anual hasta enero de 2020 (Figura 3-4), como una actividad relativa al fortalecimiento del monitoreo. De igual manera en el marco de esta actividad, se determinó preliminarmente la TM de las especies mojarra lora (*Oreochromis niloticus*) y coroncoro (*Micropogonias furnieri*).

Para el cálculo de la TM se recolectaron mensualmente ejemplares de *C. bocourti* y *M. liza* (hasta enero de 2020) y de *O. niloticus* y *M. furnieri*, entre febrero y septiembre de 2020, no obstante, solo fue posible realizar muestreo en los meses de febrero-marzo y agosto-septiembre, debido a limitantes para realizar salidas de campo por el aislamiento preventivo por COVID-19. Para aspectos metodológicos se empleó lo referenciado en INVEMAR (2019).



Figura 3-4. Proceso metodológico de campo y laboratorio de los individuos recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

La continuidad del análisis se fundamentó a partir de la revisión de los datos registrados en formularios de campo, en esta oportunidad aplicados a través de dispositivos móviles y de la depuración de los mismos en el Sistema de Información Pesquera de INVEMAR (SIPEIN) (Narváez et al., 2005). Así como en informes anteriores (INVEMAR, 2006), se estimó la producción pesquera de la ecorregión y otras variables de desempeño pesquero a nivel de indicadores como la abundancia relativa de los recursos (Captura por unidad de esfuerzo-CPUE), las tallas medias de captura (TMC) y la renta económica de la pesquería, incluyendo lo relacionado con los artes y/o métodos de pesca usados en los principales sitios de desembarco.

Para la estimación de la TM definida como la longitud en la que al menos el 50% de los individuos llegan a la madurez sexual (Saborido-Rey, 2004). Se aplicó un ajuste linealizado del modelo logístico de madurez con máxima verosimilitud y estimación de intervalos de confianza mediante técnicas de remuestreo (Bootstrap) (Ogle, 2013). La estimación de los parámetros y la construcción de los intervalos, se realizó con la ayuda del software R (Core



Informe técnico final 2020:
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



Team, 2012), siguiendo el programa de madurez de Northland College (Ogle, 2013), para el cual se utilizaron los paquetes: FSA, NCStats y car, para la versión de R 3.0.2®. La estacionalidad reproductiva en los peces se estimó teniendo en cuenta el porcentaje mensual de individuos en cada estado de madurez y en jaiba se tuvo en cuenta el porcentaje mensual de hembras ovígeras y se relacionó en ambos casos con valores promedio del índice gonadosomático ($IGS=PG/PT$, donde PG es el peso de la gónada y PT peso total del pez), correlacionando con la salinidad del agua promedio de la CGSM.

Las especies seleccionadas para actualización de TM, fueron consideradas debido a su importancia comercial y sobre las cuales se tenía incertidumbre de estas estimaciones, lo cual se requiere para su comparación con el indicador TMC, que se determina a través de la información de frecuencias de longitudes por especies, entre 2000-2020 y relacionando la variación anual con la composición de la captura por tallas en 2020, realizando una comparación entre estas variables y la TM como punto de referencia biológico e indicador del impacto de la pesca; útil para sustentar una medida de manejo como la talla mínima de captura-TmC.

En 2020 también se continuó con la determinación de las estadísticas de presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las 15 principales especies de peces en la ecorregión CGSM, seleccionadas a partir de la estimación de las capturas anuales, las cuales por lo general representan más del 80% del total del desembarco de peces en el área. En este contexto para la estimación del indicador se relacionaron los datos de las TMC de cada una de éstas especies con sus datos correspondientes de TM, obtenidos en algunos casos a través del proyecto de fortalecimiento al monitoreo y otros a través de información secundaria, del área de estudio y aledañas o afines. Paso seguido al cálculo del indicador TMC/TM para cada una de las especies priorizadas, se realizó la sumatoria de los indicadores por especies, deduciéndose en términos porcentuales de presión pesquera, sobre las tallas de los recursos analizados.

En relación a los datos económicos, se analizaron a precios corrientes y constantes de diciembre de 2019, utilizando el Índice de Precios al Consumidor registrado por el Departamento Administrativo Nacional de Estadística- DANE (DANE, 2020).

Los valores históricos de salinidad medidos (hasta 2019, por falta de registro en 2020), se utilizaron para estimar un promedio ponderado anual de la salinidad, para efectos comparativos con la variación anual del Índice de Oscilación Sur (IOS) y con los caudales de los ríos tributarios al sistema a fin de determinar patrones en el ecosistema. El IOS es la anomalía estandarizada de la presión atmosférica a nivel del mar entre Darwin y Tahití, la cual se utiliza para medir la variación del fenómeno de “El Niño-Oscilación Sur” (ENOS). Valores positivos indican eventos de La Niña (periodos lluviosos) y los negativos eventos “El Niño” (periodos secos). La fuente de datos utilizados del IOS, procede del Centro de Predicción del Clima-Centros Nacionales de Predicción Ambiental / Servicio Nacional del Tiempo (NOAA- NCEP). Esto se viene haciendo dado que se ha determinado la influencia



de ENOS en la variabilidad en los caudales de los tributarios, que son la principal fuente de agua dulce del sistema lagunar (Blanco *et al.*, 2006 y 2007).

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 CALIDAD DE AGUAS

¿Para qué monitorear la calidad del agua y del sedimento en la Ciénaga Grande de Santa Marta?

La Ciénaga Grande de Santa Marta como interfase entre los ambientes terrestre, marino y fluvial, es un área vital que, tanto por su riqueza natural como por su ubicación estratégica en la zona costera, favorece el suministro de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento (pesca), cultura (turismo, recreación), regulación (captura de carbono) y soporte (producción biológica, flujo de energía, hábitat) (Vargas-Castillo *et al.*, 2016; INVEMAR, 2019 b).

Pese a su importancia, la CGSM ha estado sometida a intensas y continuas presiones debido a las actividades antropogénicas que se desarrollan dentro y en sectores aledaños (INVEMAR, 2002; 2003; 2004; 2005; 2006; 2007; 2008; Cadavid *et al.*, 2009; Bautista *et al.*, 2010; Cadavid *et al.*, 2011; Aguilera, 2011; Ibarra *et al.*, 2013; Ibarra *et al.*, 2014 a; Ibarra *et al.*, 2014b; INVEMAR, 2018; 2018b; 2019), lo cual, sumado a la alteración de los patrones de lluvia locales, los cambios en los regímenes de transporte de sedimentos y una mayor frecuencia de eventos climáticos extremos, han deteriorado la calidad del agua de esta laguna costera, afectando a la flora y fauna presente, y a las comunidades humanas que utilizan los recursos que provee el ecosistema. (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2016).

El monitoreo de la calidad del agua y del sedimento en la CGSM (Figura 4-1) es una valiosa herramienta para determinar el estado del recurso hídrico con relación a las actividades humanas que están presentes en la zona, a eventos climáticos a escala local y global, y a las obras hidráulicas de rehabilitación realizadas para recuperar la conectividad hídrica. La información generada ofrece elementos para el manejo y protección de la ecorregión, que permiten efectuar un seguimiento, análisis y gestión del sistema lagunar.



Informe técnico final 2020:
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

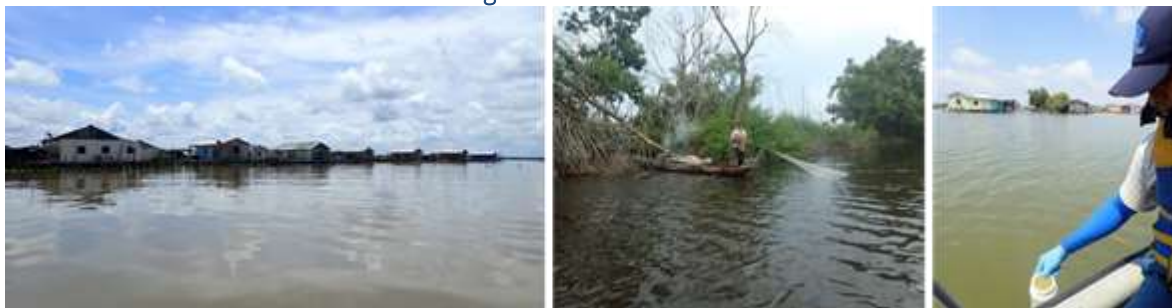


Figura 4-1. Imágenes capturadas en el marco del monitoreo de la calidad de aguas y sedimentos en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Fotos: Julián Franco, Karen Ibarra – Programa Calidad Ambiental Marina, INVEMAR.

El monitoreo de la calidad del agua y del sedimento en la CGSM aporta información relevante acerca del estado del recurso hídrico, para el seguimiento, análisis y gestión del sistema lagunar.

¿Qué tendencias han presentado la salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y pH en más de dos décadas de monitoreo?

La cantidad de datos por año entre 1993 y 2020 para las variables salinidad, temperatura, oxígeno disuelto (OD) y pH, en las 28 estaciones del monitoreo de calidad de aguas en la CGSM se resume en la Figura 4-2.



Informe técnico final 2020:
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

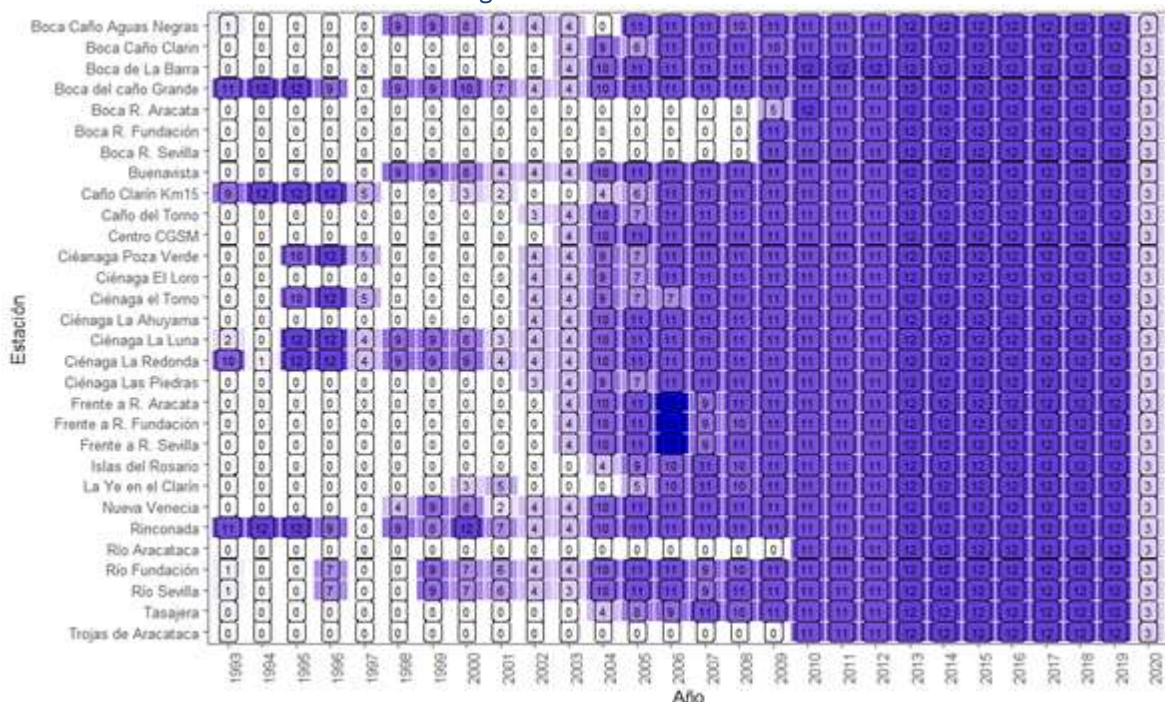


Figura 4-2. Resumen de la cantidad de datos disponibles entre 1993 y 2020 para las variables salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y pH, en 28 estaciones de la CGSM.

De las 28 estaciones con las que cuenta actualmente el monitoreo, para los años 1993, 1994 y 1995, previo a la reapertura de los canales de comunicación con el río Magdalena, se cuenta con datos para siete, tres y ocho estaciones, respectivamente. Durante la reapertura de los caños Clarín, El Torno, Almendros y Alimentador en 1996, Renegado y Aguas Negras en 1998 (INVEMAR, 2003), y la serie de “Box-Culverts” construidos para reconectar parcialmente a la Ciénaga con el mar Caribe, se tienen datos para ocho estaciones. Entre 1999 y 2002 con el desarrollo del proyecto “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 de manejo adaptativo” (INVEMAR, 2002), se incrementó la frecuencia y el número de estaciones de monitoreo con las que se logró caracterizar el comportamiento del sistema y dar seguimiento al proceso de rehabilitación de la CGSM, después de las obras hidráulicas. Entre 1993 y 2010 se incorporaron nuevas estaciones y a partir del año 2011 se mantienen las 28 estaciones y frecuencia del monitoreo actual. Tras las medidas y restricciones adoptadas por el Gobierno Nacional como mecanismo para enfrentar la pandemia por COVID-19, el monitoreo fue suspendido desde el 18 de marzo de 2020 y su reactivación depende de las medidas que dispongan autoridades locales y nacionales.

Las series de tiempo (1993 – 2020) para salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y pH, son de gran interés para explicar la dinámica del complejo lagunar ante intervenciones



Informe técnico final 2020:
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



hidráulicas, obras de rehabilitación y eventos climáticos a escala local y global, así como para entender y predecir posibles ciclos temporales que permitan tomar acciones adecuadas para el manejo del sistema.

En la serie de tiempo de la salinidad, se puede observar que entre 1993 y 1995 se registraron valores de salinidad de más de 60 unidades, los más altos de todo el período analizado (1993 - 2020), demostrando las complejas condiciones de hipersalinidad por las que atravesó el sistema lagunar a principios de la década de los 90 (Figura 4-3). Desde 1996 y hasta 1998 se hizo evidente un prominente descenso de salinidad, que reflejó la respuesta del sistema a las obras de restablecimiento hídrico (construcción de canales y box-culverts), ejecutadas en el marco del proyecto “Rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta (PRO-CIÉNAGA; INVEMAR, 2003)”, las cuales además coincidieron con el incremento en el régimen de precipitaciones por evento La Niña (INVEMAR, 2003, Franco, 2005). A partir de 1998, se observa un comportamiento cíclico de aproximadamente 6

Desde 1998, la salinidad ha presentado ciclos aproximadamente cada 6 años. Cada ciclo revela una fuerte relación entre el aumento de la salinidad y los eventos climáticos El Niño.

años, en donde cada ciclo denota una fuerte relación entre el aumento de la salinidad y los eventos climáticos El Niño, entre mayor es la intensidad de estos eventos, mayor es el incremento de la salinidad en la CGSM.

Si bien, las lagunas costeras exhiben un amplio gradiente de salinidad que varía desde agua dulce ($< 0,5$) hasta la hipersalinidad (> 40) (Joyce *et al.*, 2005), el predominio de condiciones hipersalinas como las que se presentaron en la Ciénaga entre 2014 y 2016, que llegaron a alcanzar los valores máximos registrados en los años 90 y principio de la década de los 2000, generan efectos negativos para el ecosistema que se reflejan en disminución de la producción pesquera y deterioro del ecosistema de manglar (INVEMAR, 2018).



Informe técnico final 2020:
Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios
estructurales y funcionales de las comunidades vegetales
y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la
Ciénaga Grande de Santa Marta

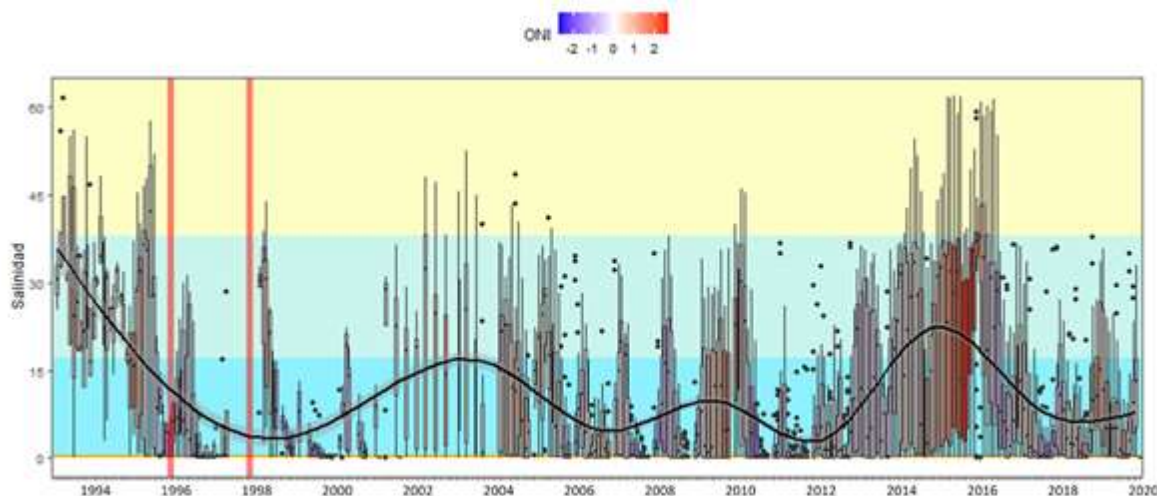


Figura 4-3. Boxplot de los valores de salinidad por mes-año en el agua superficial de 28 estaciones de la CGSM en el período 1993 – 2020, diferenciadas según el valor ONI (tonalidades rojas eventos El Niño, azules eventos La Niña). Curva negra representa la línea de tendencia de los datos. Barras verticales rojas indican reapertura de los canales Clarín, El Torno, Almendros y Alimentador en 1996, Renegado y Aguas Negras en 1998.

El predominio de condiciones hipersalinas como las que se han presentado en la Ciénaga especialmente en la década de los 90 y entre 2014 - 2016, generan efectos negativos como disminución de la producción pesquera y deterioro del ecosistema de manglar.

En la Figura 4-3 además de los ciclos interanuales, se observaron ciclos intranuales de menor amplitud. Con base en esto, se construyó la Figura 4-4 en la que se presentan los valores mensuales de salinidad para el período 1993 – 2020, encontrando que los picos de mayor salinidad han ocurrido entre los meses de marzo y mayo, y los de menor salinidad entre septiembre y diciembre. Este comportamiento está estrechamente relacionado con los períodos climáticos característicos del departamento del Magdalena, los cuales están regidos por los patrones generales que influyen en la costa Caribe colombiana, una época seca mayor entre diciembre y abril, cuya mayor intensidad se da entre febrero y marzo; un periodo de lluvias menores entre mayo y junio; un período seco menor entre julio y agosto, y una época lluviosa mayor entre septiembre y noviembre en la cual se registra el 65 % de las precipitaciones anuales (Franco, 2005).



Informe técnico final 2020:
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

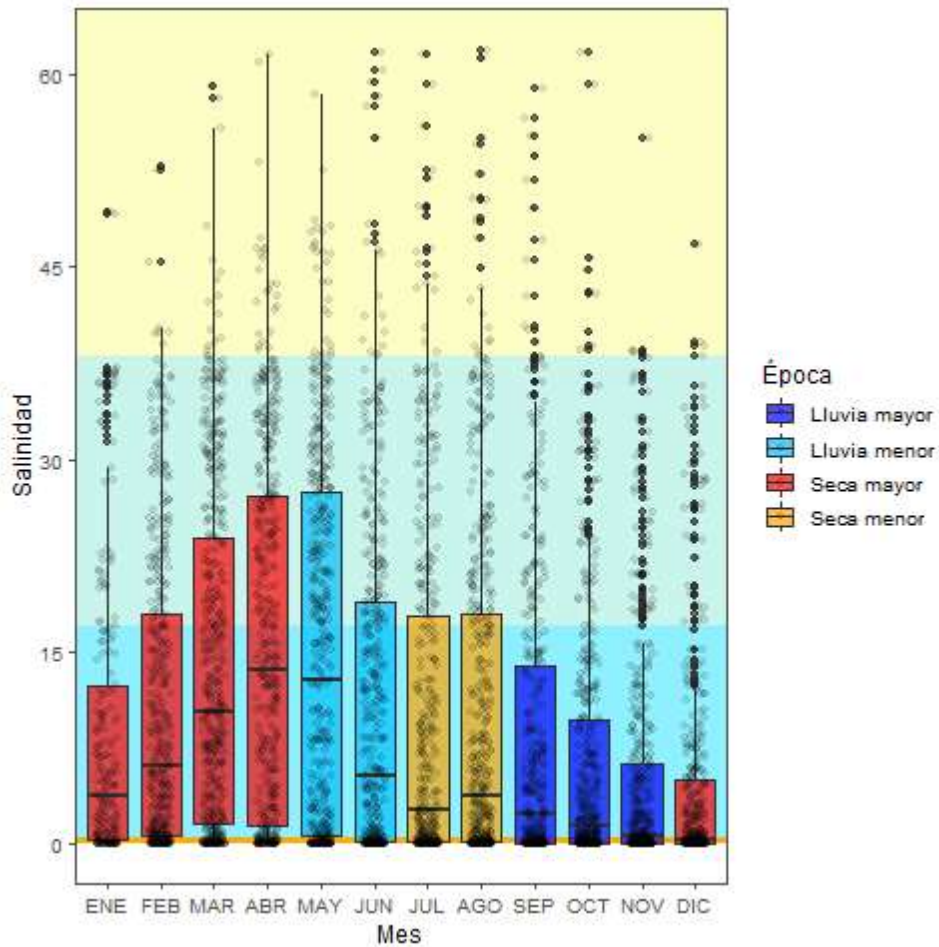


Figura 4-4. Boxplot de los valores mensuales de salinidad entre 1993 – 2020 diferenciado por época climática, en el agua superficial de 28 estaciones de la CGSM.

A través del mapa de calor presentado en la Figura 4-5, se evidenció que los eventos climáticos a escala global (El Niño, La Niña), tienen una mayor influencia sobre la salinidad que los eventos climáticos a escala local (períodos mayores y menores de lluvias y sequías), ya que las mayores variaciones se han dado a nivel de año, como 1993, 1994, 2015, 2016, 2018 y 2019, donde los valores de salinidad fueron altos durante la mayor parte del año. Asimismo, es posible observar que, en meses como marzo, abril y junio, se ha registrado la variabilidad más alta.



Informe técnico final 2020:
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

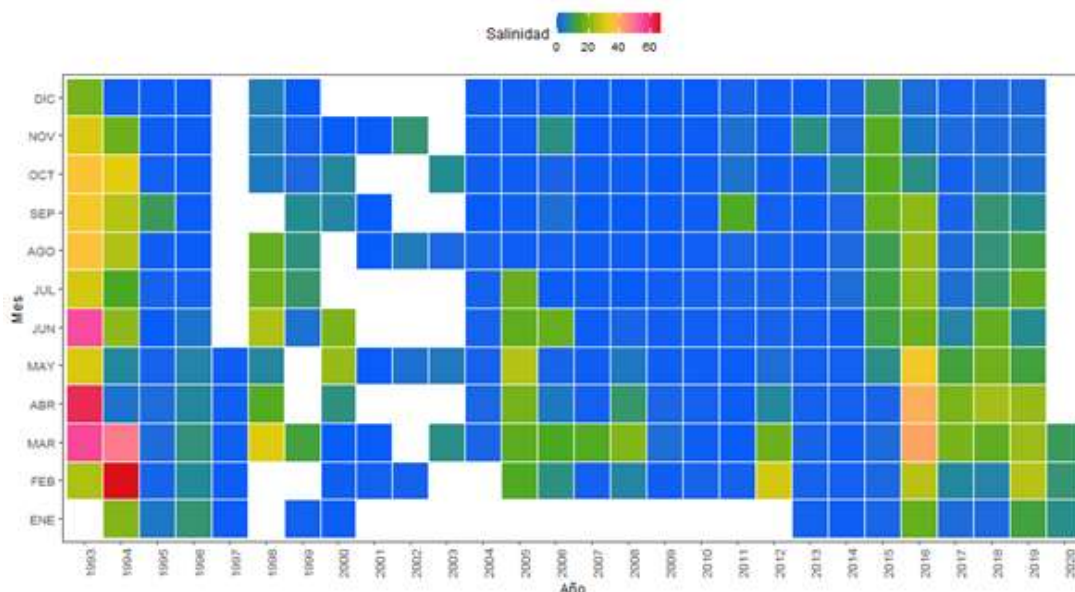


Figura 4-5. Resumen de los valores promedio de salinidad mensual medidos en agua superficial de 28 estaciones de la CGSM, diferenciados por años durante el período 1993 - 2020.

En el análisis de la información histórica 1993 – 2020 de la temperatura, se excluyeron cuatro datos que fueron considerados como atípicos, ya que se encontraron por debajo de los 22 °C (Rinconada, noviembre de 2004; Tasajera, marzo de 2005; Boca Caño Clarín, marzo de 2008; y La Ye, octubre de 2010). Con los demás registros históricos se construyó la serie de tiempo (Figura 4-6), donde se observa que la temperatura presenta un comportamiento cíclico aproximadamente anual. Asimismo, se encontró una leve relación entre la temperatura y eventos El Niño y La Niña, con valores promedio más altos en los períodos ONI positivos (eventos de sequía).

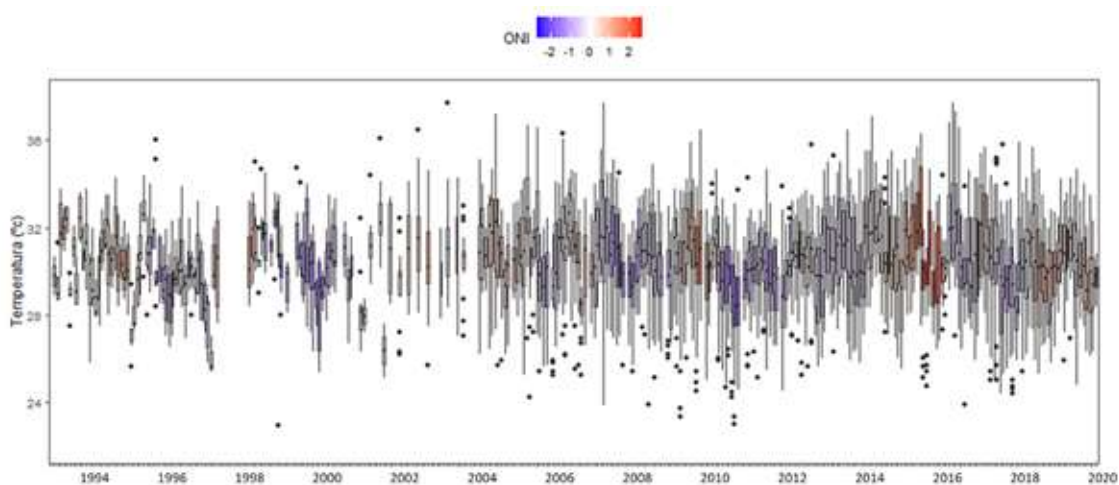


Figura 4-6. Boxplot de los valores de temperatura por mes-año en el agua superficial de 28 estaciones de la CGSM en el período 1993 – 2020, diferenciadas según el valor ONI (tonalidades rojas eventos El Niño, azules eventos La Niña).



Informe técnico final 2020:
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



A diferencia de la salinidad, en el mapa de calor de la temperatura promedio a lo largo del período evaluado, no se observa que una tendencia extrema de aumento o descenso (Figura 4-7). Entre los meses de diciembre y marzo se presentan las temperaturas más bajas, debido a la mayor intensidad de los vientos Alisios durante la época seca mayor (diciembre – abril, Franco, 2005; CIOH, 2020), generando una mayor aireación y descenso de la temperatura del agua. Por el contrario, entre junio y noviembre, meses en los cuales hay un debilitamiento de los vientos, se han registrado las mayores temperaturas en el agua superficial de la CGSM.

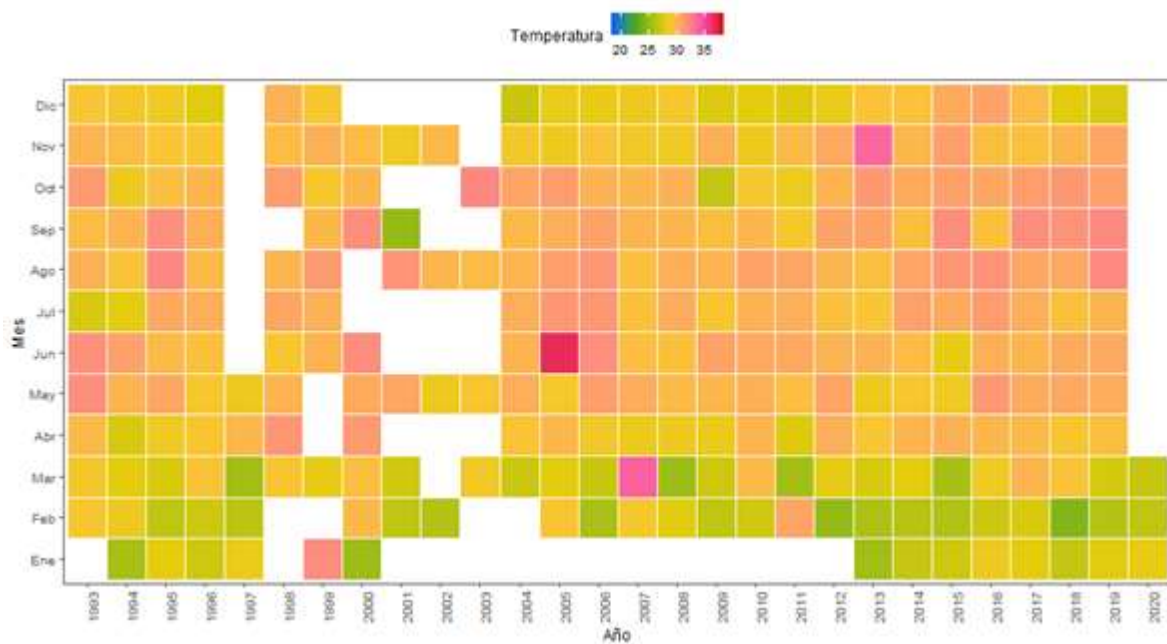


Figura 4-7. Resumen de los valores promedio de temperatura mensual medidos en agua superficial de 28 estaciones de la CGSM, diferenciados por años durante el período 1993 - 2020.

La serie de tiempo 1993 – 2020 para el oxígeno disuelto, variable fundamental para la preservación de la flora y la fauna, mostró a partir del año 2006 un ciclo aproximadamente cada 7 u 8 años (Figura 4-8). Este comportamiento no se logró corroborar en la década de los 90 y principio de los años 2000 debido a los pocos datos. El OD a lo largo del periodo evaluado fue estable con un 50 % de los datos (cajas) en un rango entre 4,00 mg O₂/L y 9,00 mg O₂/L, con algunas variaciones al interior de cada año. En la mayoría de los años, cerca del 25 % de los registros más bajos (barras negras inferiores) fueron inferiores a 4,00 mg O₂/L, concentración mínima permisible definida por la normatividad colombiana para garantizar la preservación de flora y fauna (Minambiente, 2015). Esta situación se vio agudizada, entre 2012 – 2015 y 2018 – 2019, años en los cuales se presentó una notoria cantidad de datos entre 0,00 y 3,00 mg O₂/L, y que coincidieron con valores del ONI positivos (transición entre años neutros y años El Niño).



Informe técnico final 2020:
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



Entre 2014 y 2019, el 25 % de los datos más altos (barras negras superiores, Figura 4-8), fueron mayores a 9,00 mg O₂/L, concentraciones que aunque están por encima del valor mínimo permisible para OD (4,00 mg O₂/L), han revelado condiciones de sobresaturación, ya que para dichas concentraciones se han medido valores de saturación de oxígeno de hasta 310 %, lo cual representa deterioro de la calidad del agua. Este hecho ha sido relacionado con una alta productividad del sistema debido al aumento de fitoplancton (INVEMAR, 2016c; INVEMAR, 2016d; INVEMAR, 2018b; INVEMAR, 2019), cuyos procesos diurnos y nocturnos generan una alta variabilidad del oxígeno, en el día con la actividad fotosintética liberan oxígeno y consumen CO₂, mientras que en la noche consumen oxígeno y liberan CO₂, lo cual limita la respiración de los organismos aerobios en horas de la noche. En el mapa de calor presentado en la Figura 4-9 se observa que en el día las concentraciones promedio de oxígeno disuelto más altas (> 9,00 mg O₂/L) han predominado a nivel año, entre 1995 - 1998, 2000 y 2014 - 2016; y a nivel mensual, entre enero - marzo, y junio, meses con predominio de condiciones secas.

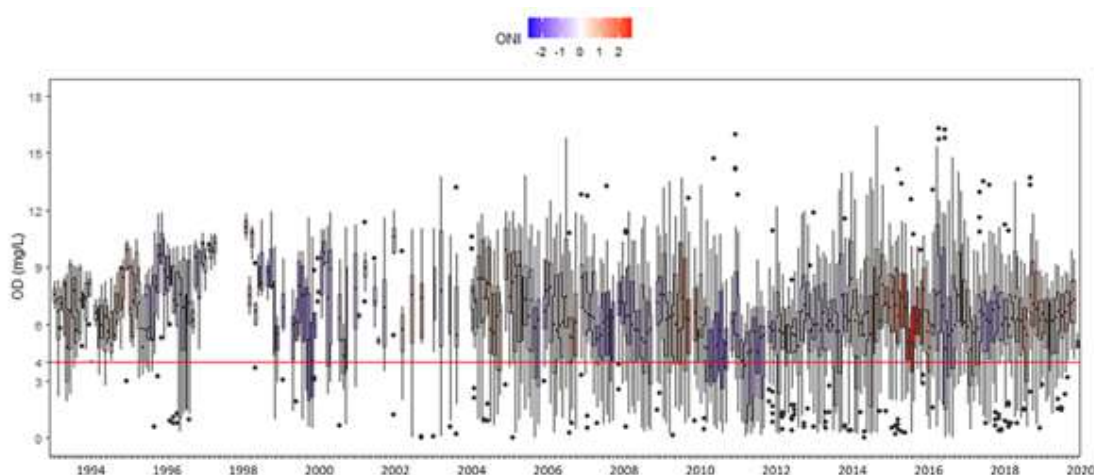


Figura 4-8. Boxplot de las concentraciones de oxígeno disuelto por mes-año en el agua superficial de 28 estaciones de la CGSM en el período 1993 – 2020, diferenciadas según el valor ONI (tonalidades rojas eventos El Niño, azules eventos La Niña). Línea roja representa el valor mínimo permisible para preservación de flora y fauna (4,00 mg O₂/L; Minambiente, 2015).



Informe técnico final 2020:
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

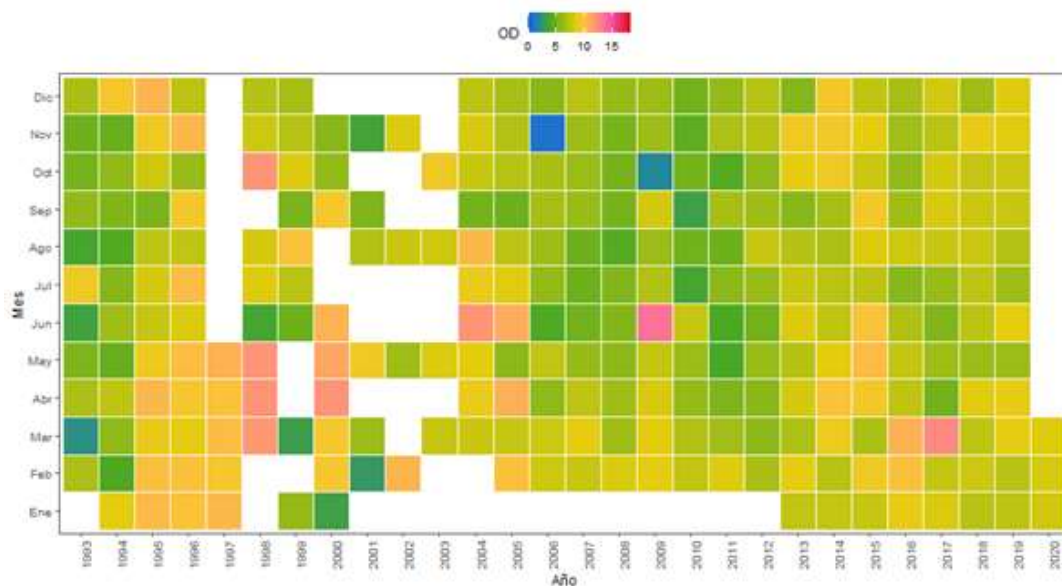


Figura 4-9, Resumen de las concentraciones promedio de oxígeno disuelto mensual medidas en agua superficial de 28 estaciones de la CGSM, diferenciados por años durante el período 1993 - 2020.

Condiciones extremas de oxígeno disuelto, como concentraciones inferiores a 4,0 mg O₂/L o superiores a 9,0 mg O₂/L, representan deterioro de la calidad del agua.

Para la serie de tiempo de pH, se excluyeron 7 puntos del período 1993 – 2020 que presentaron un pH inferior a 5 unidades (Ciénaga La Redonda, mayo de 2001; Tasajera, junio de 2013; Caño Clarín km 15, abril de 2014; Boca del río Aracataca, octubre de 2015; La Barra, abril de 2016; Río Sevilla, abril de 2016; y Frente a río Sevilla, abril de 2016). En la Figura 4-10 se observa que entre los años 1993 y 2000, el sistema presentó condiciones de pH que llegaron a superar tanto los valores de pH característicos de agua marina (7,9 – 8,2; Libes, 2011), como el valor máximo permisible definido por la legislación colombiana para preservación de flora y fauna en agua estuarina y marina (8,5; Minambiente, 2015). A partir del año 2000 se presentó una disminución en los valores de pH con un comportamiento anual que fluctúa principalmente dentro del rango 6,5 – 8,5. Cabe resaltar, que durante las dos últimas décadas de monitoreo, al menos el 25 % de los datos, han estado por encima del valor máximo permisible (8,5), lo cual está estrechamente relacionado con las condiciones de sobresaturación de oxígeno que se han encontrado en el sistema en horas del día y que son indicadoras de una elevada actividad fotosintética.



Informe técnico final 2020:
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



El resumen gráfico de los valores promedio mensuales de pH entre 1933 – 2020 (Figura 4-11), pone de manifiesto tres importantes cambios en las 28 estaciones de monitoreo, el primero entre los años 1993 y 1999, período en el cual se presentaron condiciones de pH altamente básicas ($\text{pH} > 8,0$), el segundo, una disminución del pH a partir del año 2000 con valores que fluctuaron entre 6,0 y 8,0 unidades, y el tercero, un incremento en la última década que fue más evidente entre el año 2013 y principios del 2016, así como en el primer trimestre de 2020.

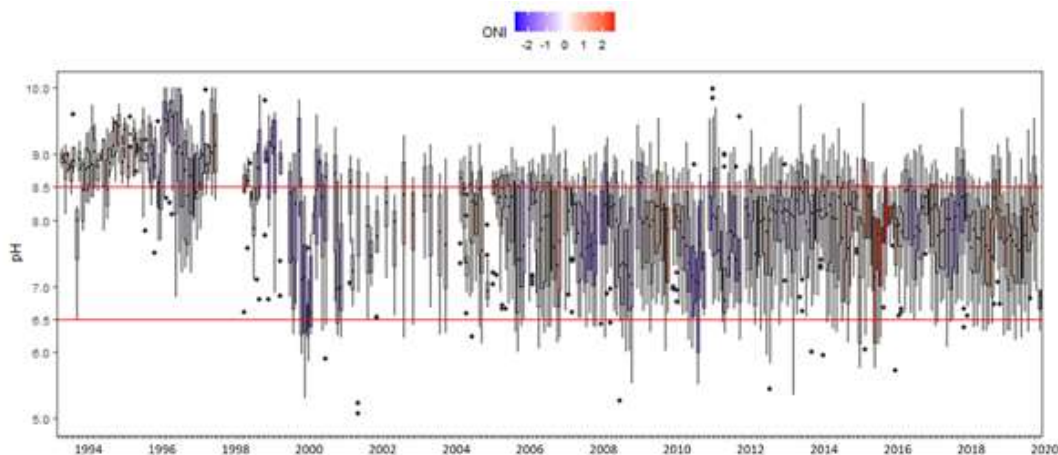


Figura 4-10. Boxplot de los valores de pH por mes-año en el agua superficial de 28 estaciones de la CGSM en el período 1993 – 2020.

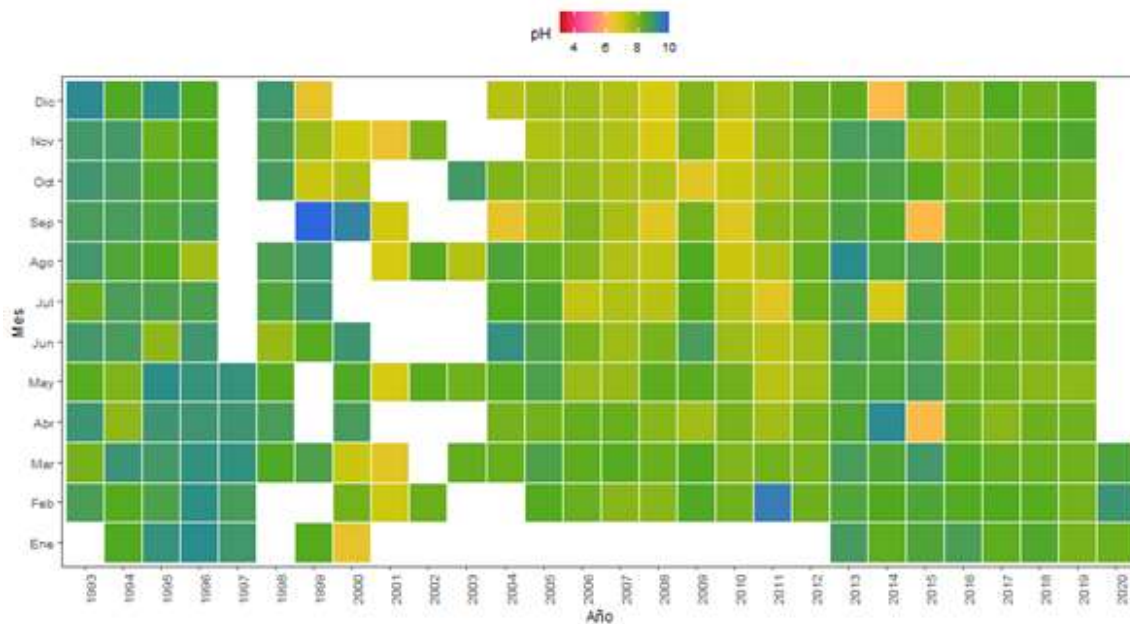


Figura 4-11. Resumen de los valores promedio de pH mensual medidos en agua superficial de 28 estaciones de la CGSM, diferenciados por años durante el período 1993 - 2020. Líneas rojas representan los valores mínimo y máximo permisibles para preservación de flora y fauna en aguas estuarinas (6,5 – 8,5; Minambiente, 2015).



Nutrientes Inorgánicos Disueltos

La productividad primaria es la base de la cadena trófica, por lo cual el monitoreo de variables como clorofila *a*, nutrientes inorgánicos disueltos (nitrito, nitrato, amonio y fosfatos) y sólidos suspendidos totales, son de vital importancia en la gestión de los ecosistemas. La clorofila *a* se relaciona con la concentración de biomasa fitoplanctónica, los nutrientes inorgánicos y los sólidos suspendidos totales tienen un papel importante en la regulación de su desarrollo. Los sólidos además de transportar nutrientes en altas concentraciones y contaminantes como metales pesados, pueden llegar a obstaculizar la transferencia de luz a la columna de agua y con ello interrumpir los procesos de fotosíntesis (Amany *et al.*, 2012; Doxaran *et al.*, 2014; Navas-Parejo *et al.*, 2020; Guðmundsson *et al.*, 2016; Gibson *et al.*, 2020). Altas concentraciones de nutrientes pueden favorecer procesos de deterioro de la calidad del agua, ya que estas se relacionan estrechamente con procesos de eutrofización (Rodríguez-Gallego *et al.*, 2017).

Las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos evaluadas entre octubre de 2019 y marzo de 2020 (Figura 4-12), evidenciaron que en el caso del nitrógeno amoniacal, los niveles más elevados se presentaron al interior del cuerpo de agua principal, especialmente en la época lluviosa de 2019 (octubre, noviembre), en las estaciones Rinconada (octubre 2019: 202 $\mu\text{g N-NH}_4/\text{L}$), Isla del rosario (octubre 2019: 185 $\mu\text{g N-NH}_4/\text{L}$), Centro CGSM (noviembre 2019: 154 $\text{N-NH}_4\mu\text{g/L}$) y Tasajera (noviembre 2019: 141 $\mu\text{g/L}$). Se infiere circulación de nutrientes desde del cuerpo de agua principal hacia el mar Caribe, ya que las concentraciones en la estación Boca de La Barra, presentaron un máximo de 138 $\mu\text{g N-NH}_4/\text{L}$ en octubre de 2019, ubicándose entre las estaciones con mayor concentración de este nutriente. En la época seca (enero – marzo de 2020), se midieron concentraciones altas en las estaciones Boca de La Barra y Nueva Venecia (71,0 $\mu\text{g N-NH}_4/\text{L}$ y 98,0 $\mu\text{g N-NH}_4/\text{L}$, respectivamente); en las estaciones Buenavista, La Luna y La Y, se registró un incremento entre enero y marzo, lo cual pudo estar relacionado con la preferencia de la comunidad bacteriana por este nutriente en época seca, de acuerdo a lo referido en otro estudio realizado en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Sánchez *et al.*, 2011). Si bien se destacan cambios considerables en este nutriente, todas las concentraciones medidas en el periodo evaluado fueron inferiores a valores de referencia de nitrógeno amoniacal según lo reportado en estudios para preservación de organismos en agua estuarina (460 $\mu\text{g N-NH}_4/\text{L}$) (Batley y Simpson, 2009).



Informe técnico final 2020:
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

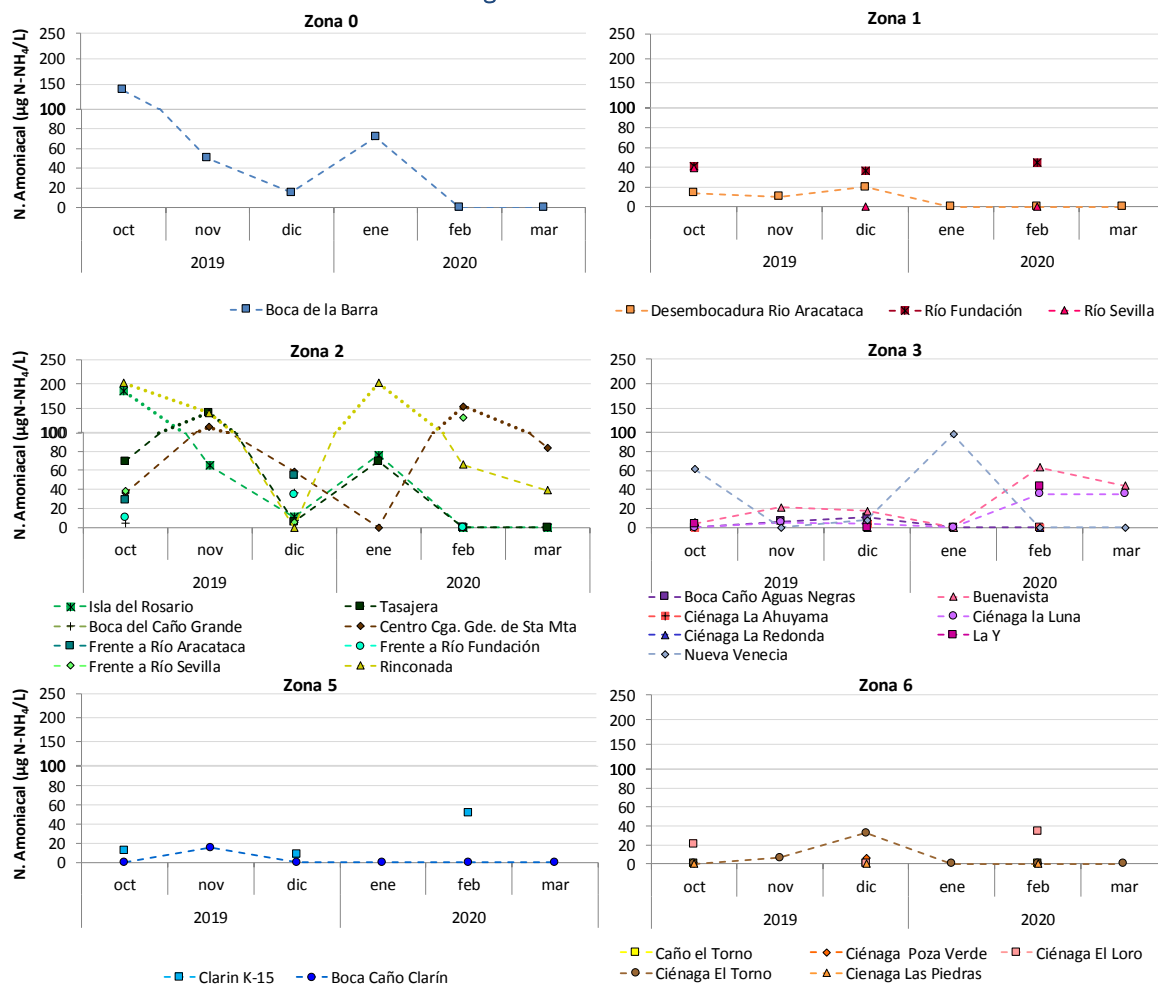


Figura 4-12. Concentraciones de nitrógeno amoniacal medidas entre octubre de 2019 y marzo de 2020 en el agua superficial de estaciones ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

En el caso de los nitritos, las mayores concentraciones se encontraron en el último trimestre de 2019, en las estaciones Centro CGSM (diciembre: $15,4 \mu\text{g N-NO}_2^-/\text{L}$) y Ciénaga El Torno (noviembre $27,7 \mu\text{g N-NO}_2^-/\text{L}$) (Figura 4-13). En los demás meses evaluados, las concentraciones de nitritos fueron bajas y fluctuaron entre el límite de cuantificación de la técnica empleada en el LABCAM ($0,70 \mu\text{g N-NO}_2^-/\text{L}$) y $10,0 \mu\text{g N-NO}_2^-/\text{L}$, siendo este nutriente la especie nitrogenada de menor abundancia en el área de estudio para el periodo evaluado, situándose en valores inferiores al rango típico para sistemas estuarinos ($23,0 \mu\text{g N-NO}_2^-/\text{L}$ - $690 \mu\text{g N-NO}_2^-/\text{L}$) referido por Mahmud y colaboradores (2020).



Informe técnico final 2020:
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

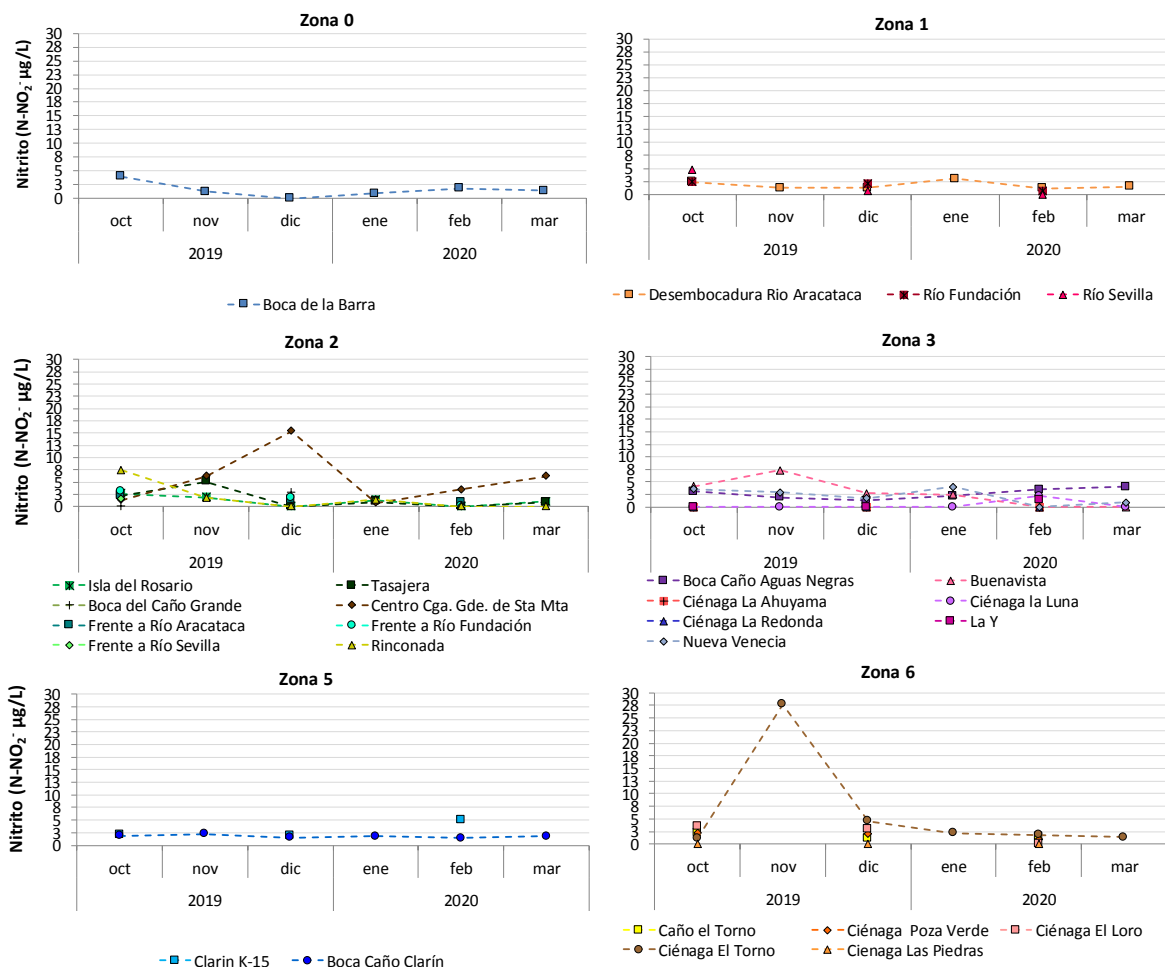


Figura 4-13. Concentraciones de nitrito medidas entre octubre de 2019 y marzo de 2020 en el agua superficial de estaciones ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

En las estaciones con mayor influencia del río Magdalena, se presentaron las concentraciones más elevadas de nitratos (Figura 4-14), lo cual se relaciona con la carga de vertimientos de aguas sin tratamientos que recibe la cuenca del río más importante de Colombia (Restrepo *et al.*, 2006b), siendo el Caño Clarín (Boca y km 15) donde se registraron las mayores concentraciones durante el período evaluado (Caño Clarín: 371 - 720 µg N-NO₃/L; 313 - 634 µg N-NO₃/L), seguido por la estación Boca Caño Aguas Negras (235 - 468 µg N-NO₃/L), canal por el que ingresan aguas del río Magdalena hacia el complejo de Pajarales, y cuya influencia fue notoria en estaciones ubicadas en las poblaciones palafíticas Nueva Venecia (<2,10 - 296 µg N-NO₃/L) y Buenavista (<2,10 - 276 µg N-NO₃/L), donde además hay aportes directos de aguas residuales por ausencia de sistemas de tratamiento. Asimismo, se presentaron altas concentraciones de nitratos en la zona noroccidental del VIPIS especialmente en el Caño El Torno (21,9 - 691 µg N-NO₃/L) y en estaciones influenciadas por los ríos de la vertiente occidental de la SNSM, como el río Fundación (212 µg N-NO₃/L) y la desembocadura del río Aracataca (167 µg N-NO₃/L). La



Informe técnico final 2020:
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



presencia de nutrientes como nitratos y fosfatos, además de estar relacionada con las descargas de aguas residuales puntuales a través de los ríos, también pueden atribuirse a las descargas difusas de los residuos derivados del uso de fertilizantes y pastoreo (Mayo *et al.*, 2019).

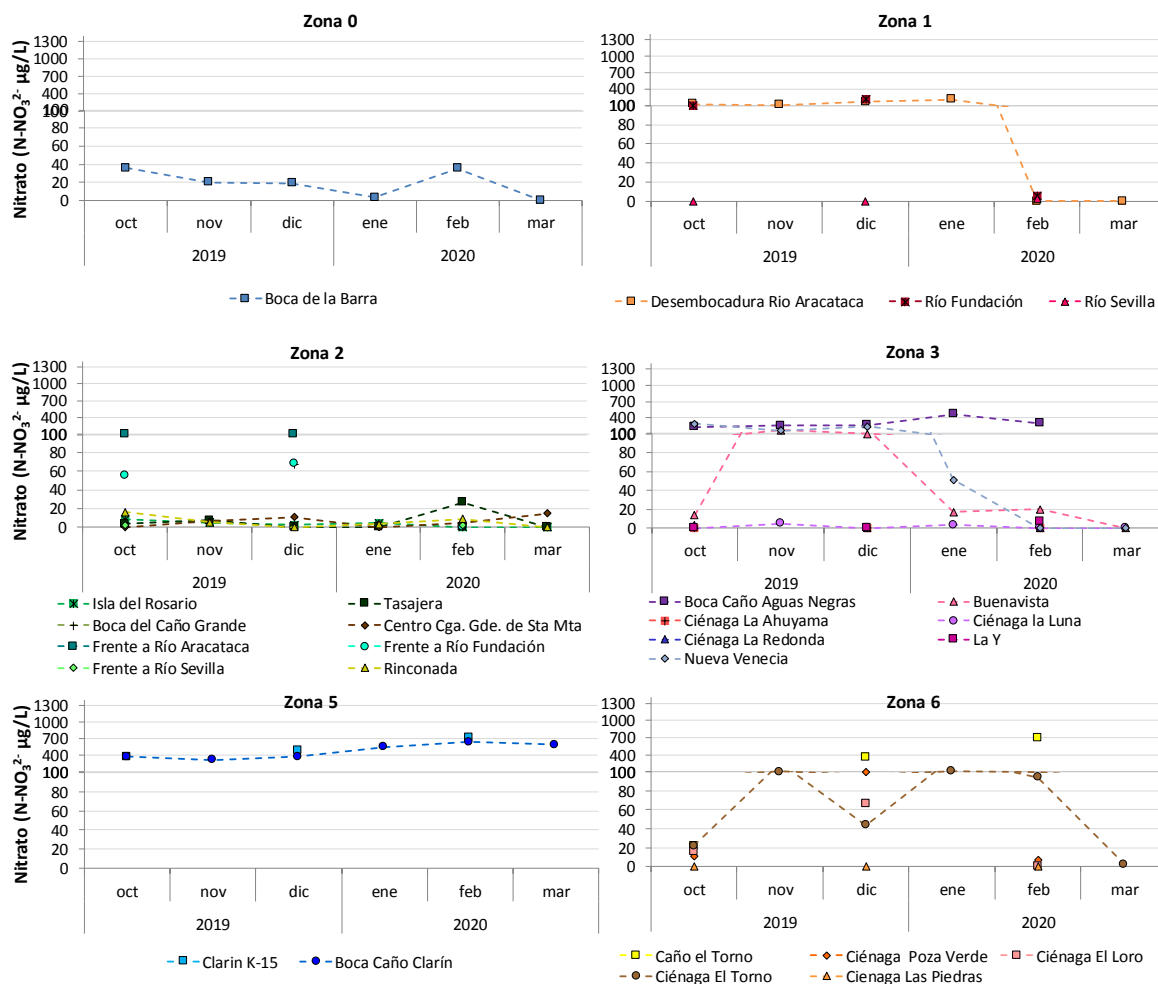


Figura 4-14. Concentraciones de nitrato medidas entre octubre de 2019 y marzo de 2020 en el agua superficial de estaciones ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

El fósforo medido como fosfato, también presentó concentraciones altas en las estaciones con influencia de los ríos de la vertiente occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta (Figura 4-15). La mayor concentración se registró en la desembocadura del río Aracataca ($145 \mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$); también se registraron altos niveles de fosfatos en las ciénagas El Loro ($134 \mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$), Poza Verde ($133 \mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$), Las Piedras ($117 \mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$) y El Torno ($104 \mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{L}$), ubicadas en la parte noroccidental del VIPIS. Los fosfatos fueron más abundantes en el último trimestre de 2020, época de lluvias, por lo que su presencia se atribuye principalmente a la acción de la escorrentía (Jiang *et al.*, 2020).



Informe técnico final 2020:
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

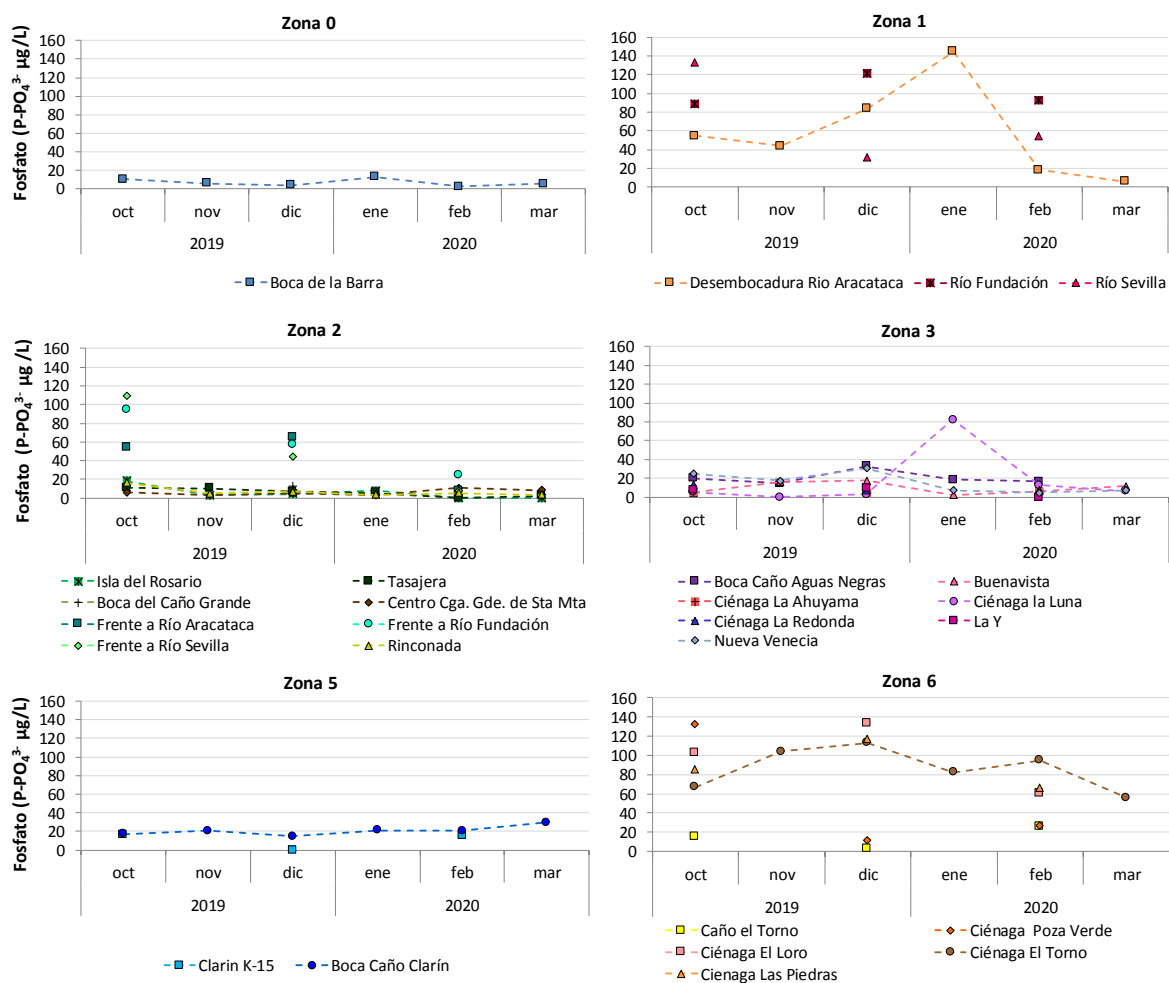


Figura 4-15. Concentraciones de fosfato medidas entre octubre de 2019 y marzo de 2020 en el agua superficial de estaciones ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.



El nitrógeno amoniacal se encontró en altas concentraciones en la época lluviosa de 2019 en Rinconada, Centro CGSM y Tasajera. En el caso del fosfato, las concentraciones más elevadas se presentaron en las estaciones con influencia de los ríos de la vertiente occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta, especialmente en la desembocadura del río Aracataca, y en el noroccidente del VIPIS.

¿Cuáles fueron las tendencias de material particulado y clorofila *a*?

Los niveles de sólidos suspendidos totales (SST), en las estaciones con mayor influencia del río Magdalena, estuvieron dentro del rango de referencia para agua superficial clasificada como contaminada ($150 \text{ mg/L} < \text{SST} \leq 400 \text{ mg/L}$; CONAGUA, 2015). Durante el último trimestre de 2019, y particularmente en octubre y noviembre, meses que hacen parte de la época lluviosa mayor (Franco, 2005), las estaciones que presentaron mayor concentración de SST fueron la Boca del Caño Clarín (394 mg/L), seguida de Caño El Torno (193 mg/L) y Boca del Caño Aguas negras (186 mg/L). La condición de agua superficial contaminada se mantuvo entre el 50 y 100 % de los meses evaluados (Figura 4-16).



Informe técnico final 2020:
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

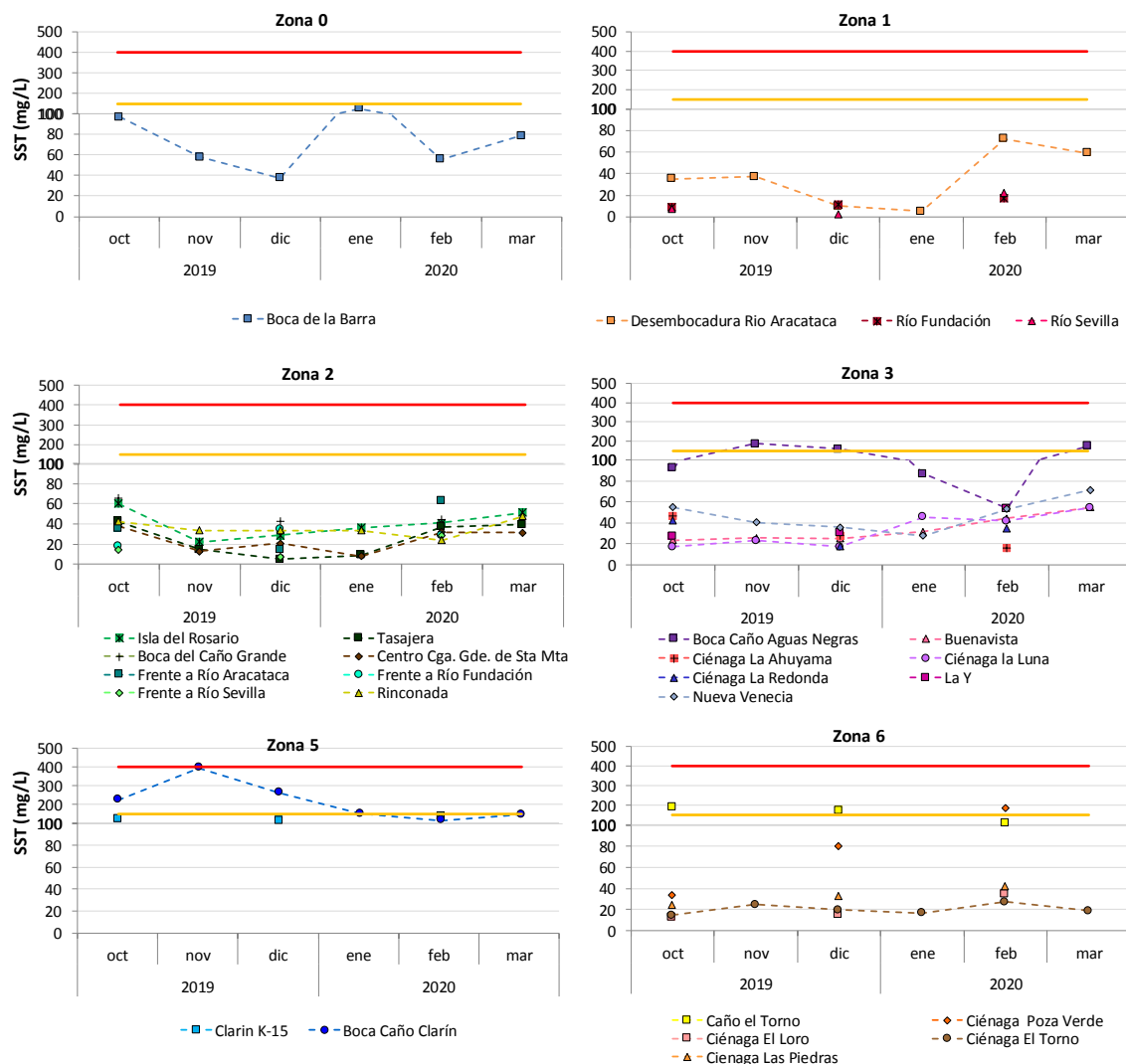


Figura 4-16. Concentración de sólidos suspendidos totales medidos entre octubre de 2019 y marzo de 2020 en el agua superficial de estaciones en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Líneas continuas horizontales representan los valores de referencia usados en la clasificación para agua superficial contaminada según CONAGUA, 2015; amarilla, valor mínimo (150 mg/L) y roja, valor máximo (400 mg/L).

Los resultados evidencian el aporte de sólidos desde el río Magdalena, considerado como uno de los ríos del mundo con mayor carga de sedimentos (Higgins_ *et al.*, 2016), ya que contribuye aproximadamente con el 40 % del total de los sedimentos en suspensión descargados al mar Caribe (Restrepo *et al.*, 2020). Esta carga de sedimentos está asociada a la alta intervención antropogénica del río Magdalena (Higgins_ *et al.*, 2016) producto de la deforestación por actividades como minería y mal uso del suelo, entre otros (Restrepo y Syvitzki, 2006).

El mosaico de las imágenes satelitales para evaluar los cambios en las concentraciones de material particulado en la CGSM entre enero y septiembre de 2020 se presentan en la Figura 4-17. La concentración superficial de sólidos suspendidos totales en la Ciénaga El Conchal y el Complejo de Pajarales, de manera recurrente superó los 100 mg/L, inclusive alcanzando concentraciones por encima de 200 mg/L, en seis de los nueve meses del monitoreo, excepto febrero, marzo y junio. Para la zona cercana al caño San Joaquín y río Sevilla, se evidenció la misma tendencia de concentraciones entre febrero y mayo, niveles relacionados con la influencia del río Magdalena.

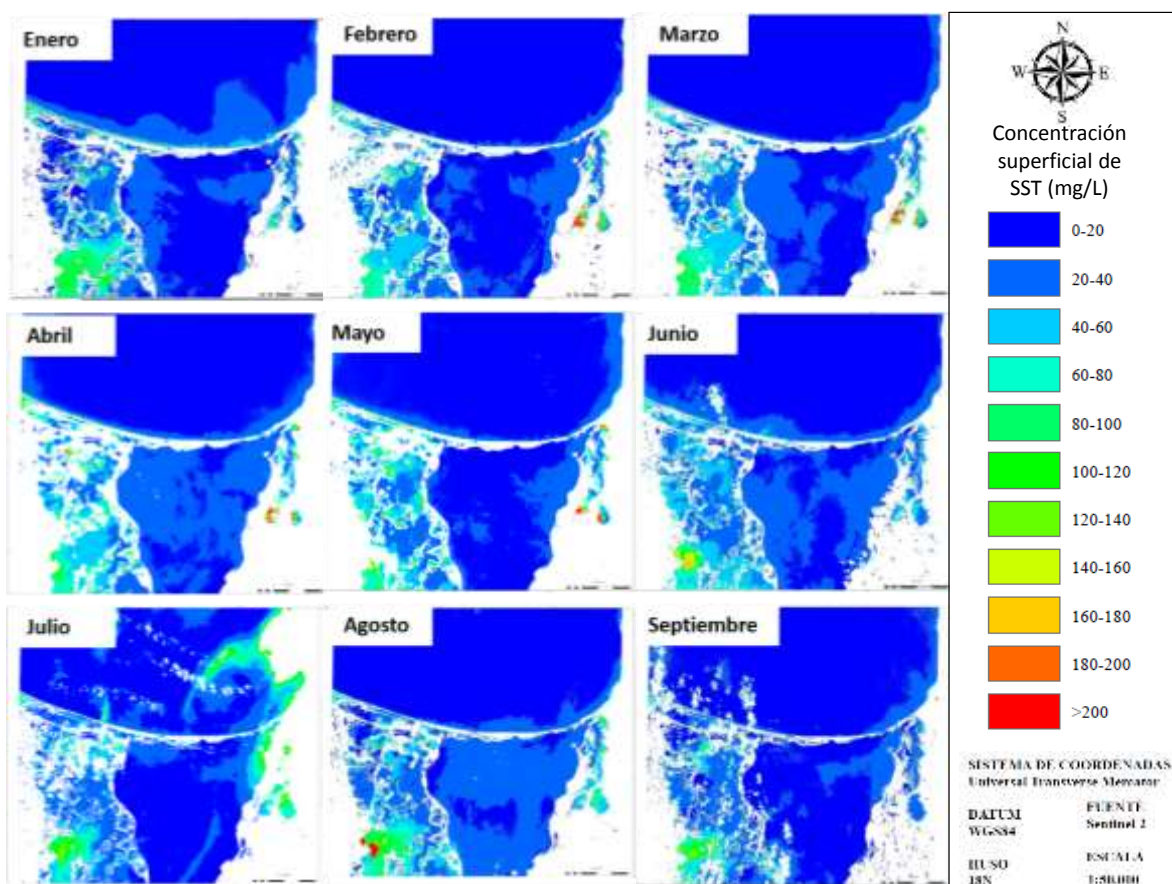


Figura 4-17. Mosaico de imágenes satelitales en la CGSM empleadas para el análisis de material particulado entre enero y septiembre del 2020.

Para las zonas de las estaciones de monitoreo de calidad de agua el comportamiento durante entre enero y septiembre de 2020 presentó un comportamiento relativamente estable en casi todas las estaciones con concentraciones que fluctuaron entre 13,1 y 60 mg/L, exceptuando la estación Nueva Venecia la cual, presentó la concentración más alta



Informe técnico final 2020:
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



en el mes de julio (145 mg/L), a pesar de esto, permaneció por debajo del rango para aguas contaminadas ($150 \text{ mg/L} < \text{SST} \leq 400 \text{ mg/L}$; Figura 4-18).

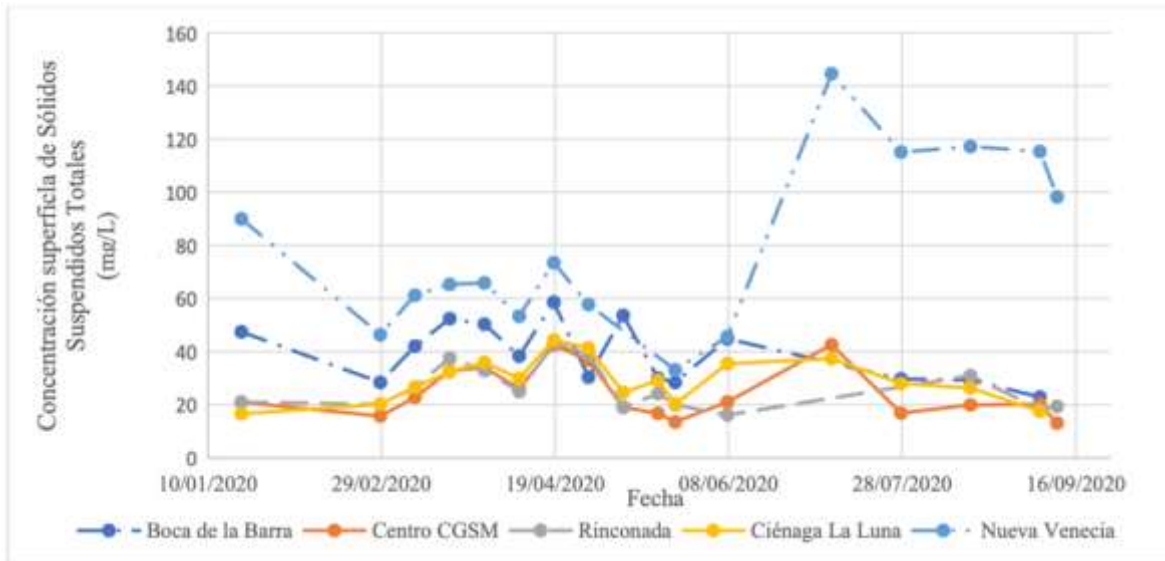


Figura 4-18. Concentración superficial de los SST en la CGSM durante el periodo de enero a septiembre del 2020, obtenida a partir de imágenes satelitales.

Las concentraciones de clorofila *a* en las 28 estaciones de monitoreo fluctuaron entre 8,00 y 25,0 μg Clorofila *a*/L, con una tendencia a aumentar en la época seca (enero – marzo de 2020), principalmente en los ríos de la vertiente occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta (Figura 4-19). Según la clasificación de la OCDE concentraciones de clorofila *a* superiores a 8,00 μg clorofila *a*/L, son indicadoras de condiciones eutróficas y por encima de 25,0 μg Clorofila *a*/L se consideran aguas hipertróficas (López y Madroñero, 2015), lo cual indica que en la CGSM hay condiciones de eutrofización, incluso algunas estaciones superaron el valor de referencia para aguas hipertróficas, como la estación Boca del Caño Aguas Negras donde se registró la mayor concentración de clorofila *a* (56,7 μg /L) en marzo 2020 (época seca). Las mayores concentraciones en el periodo seco pueden atribuirse a un menor flujo de agua y mayor tiempo de residencia de la misma permitiendo un aumento en la productividad primaria como se ha registrado en otras lagunas costeras altamente productivas, por ejemplo, la laguna de Los Micos en la costa Caribeña de Honduras (Navas-Parejo *et al.*, 2020).



Informe técnico final 2020:
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

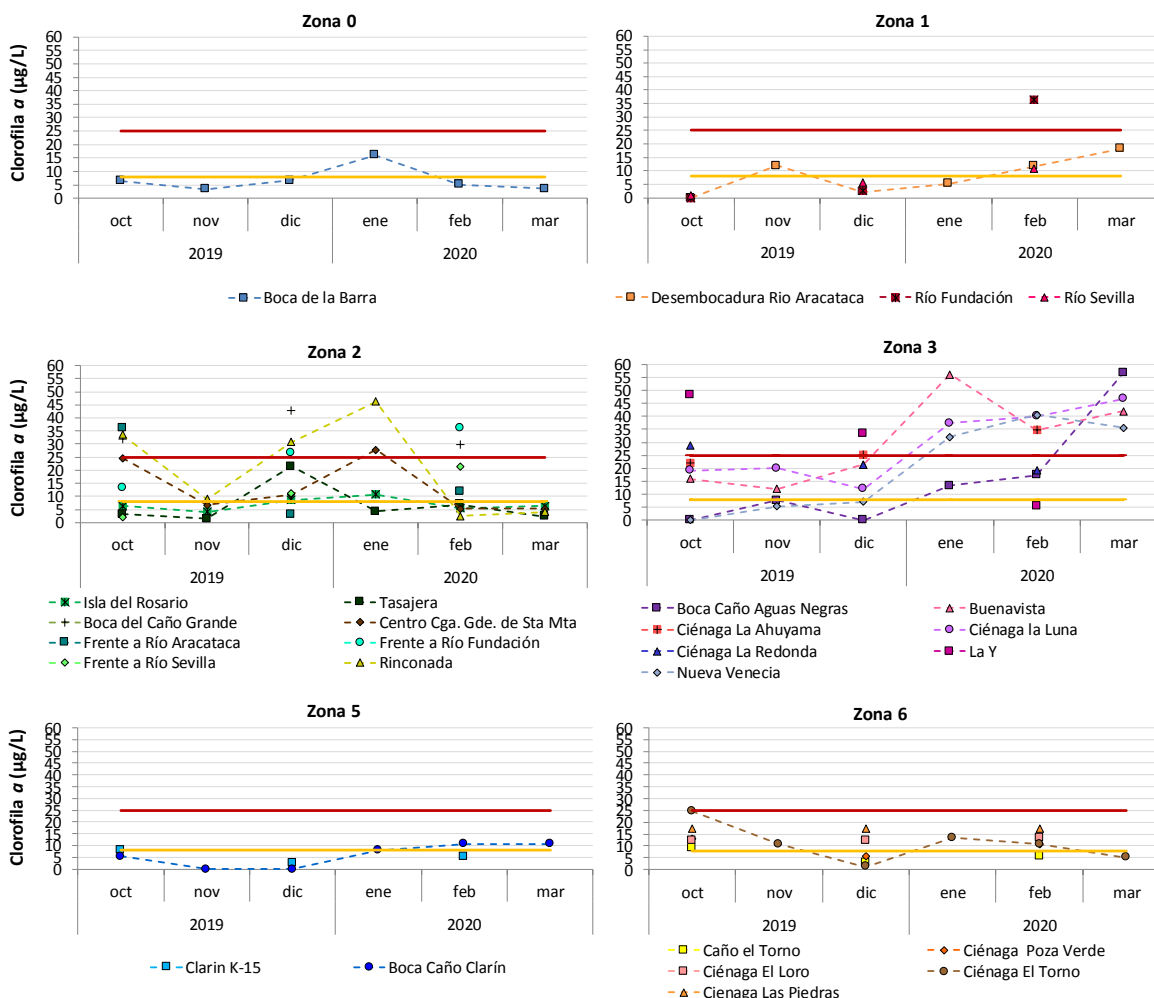


Figura 4-19. Concentraciones de Clorofila *a* medidas entre octubre de 2019 y marzo de 2020 en el agua superficial de estaciones ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Líneas continuas horizontales representan concentraciones de referencia según Lopez y Madroñero, 2015, amarilla clasificación eutrófica ($\geq 8,00$ a $\leq 25,0$ µg clorofila *a* /L), roja clasificación hipertrófica ($> 25,0$ µg clorofila *a* /L).

Los mosaicos de imágenes satelitales para evaluar los cambios de clorofila *a* en la CGSM, entre enero y septiembre de 2020 se muestran en la Figura 4-20, donde se observan sitios con concentraciones recurrentes que superaron los 60 µg clorofila *a*/L, en los sectores de la ciénaga El Conchal, el Complejo de Pajarales, la ciénaga Cuatro Bocas, el Caño Clarín, y las ciénagas El Chino y Sevillano. Estos valores son más altos que los registrados para las estaciones de monitoreo, en las cuales las mayores concentraciones se registraron en la estación ciénaga La Luna, en febrero (35,89 µg clorofila *a* /L) y en julio (38,63 µg clorofila *a* /L); en Nueva Venecia en febrero (24,55 µg clorofila *a* /L), y en la estación Centro CGSM, donde se registró un aumento progresivo de las concentraciones (6,28 µg clorofila *a* /L a



Informe técnico final 2020:
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



16,48 μg clorofila a /L), a medida que ingresaban aportes de agua dulce al sistema (Figura 4-21).

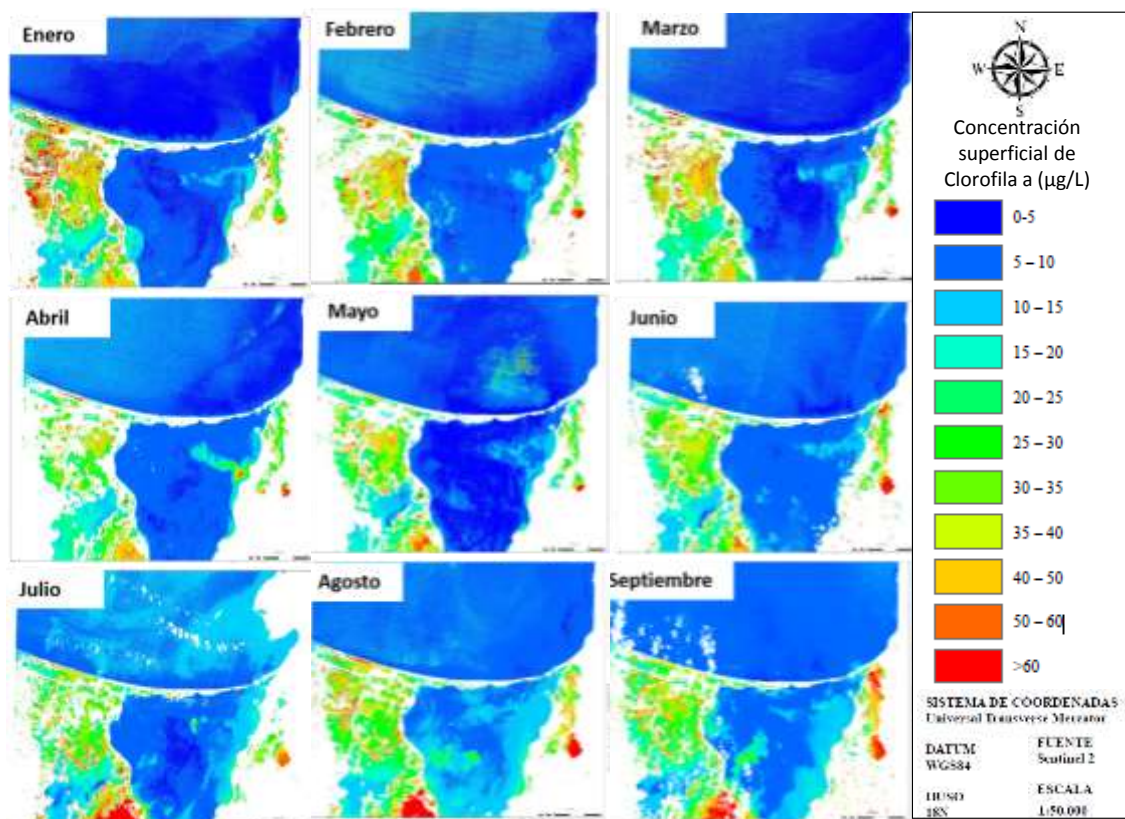


Figura 4-20. Mosaico de imágenes satelitales en la CGSM empleadas para el análisis de clorofila a entre enero y septiembre del 2020.

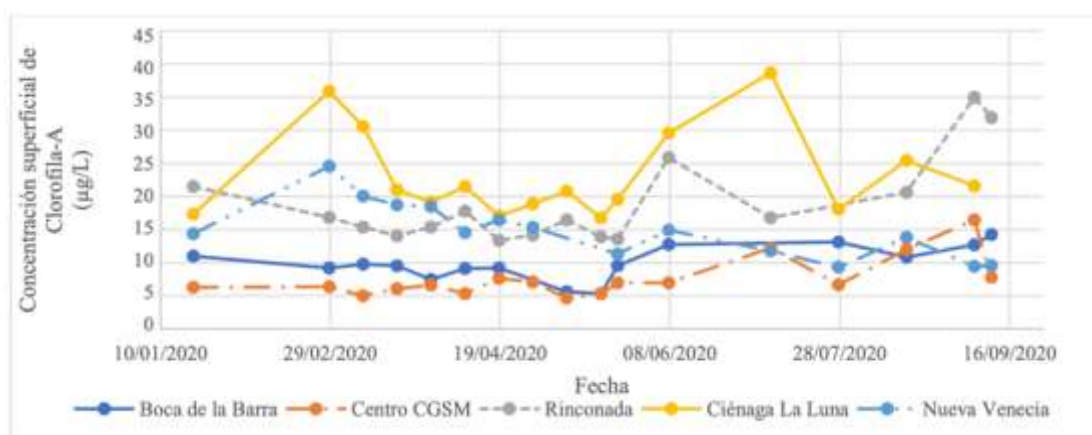


Figura 4-21. Concentración superficial de clorofila-a en estaciones de la CGSM obtenida a partir de imágenes satelitales entre enero y septiembre de 2020.



¿Qué contaminantes se encontraron en aguas y sedimentos de la CGSM entre octubre de 2019 y marzo de 2020?

Metales Pesados

Los metales pesados son contaminantes peligrosos que pueden existir en aguas marinas, naturales, residuales, industriales e incluso tratadas. La contaminación de ambientes acuáticos por metales pesados es un problema ambiental mundial debido a sus efectos tóxicos y acumulación a través de la cadena alimentaria (Deepak, 2016). Por lo tanto, es indispensable evaluar su presencia y concentración en aguas y sedimentos para entender su comportamiento y determinar posibles efectos adversos sobre la biota.

Algunos metales en bajas concentraciones son esenciales como micronutrientes y macronutrientes para los organismos vivos. A concentraciones más altas pueden provocar efectos tóxicos que perturban el crecimiento, el metabolismo y la reproducción de los organismos con consecuencias para toda la cadena trófica, incluso para los seres humanos (Stankovic, 2013). Los riesgos ecológicos cuando entran metales en la cadena alimentaria dependen principalmente de su cantidad y distribución en el agua y en los sedimentos, así como de su especiación y solubilidad (Rubalingswari *et al.*, 2020). El monitoreo de metales pesados proporciona indicadores útiles para evaluar la contaminación y predecir el impacto en el ecosistema (Jeong *et al.*, 2020).

METALES PESADOS BIODISPONIBLES EN MATERIAL PARTICULADO SUSPENDIDO Y MERCURIO TOTAL DISUELTO EN AGUAS

Los ríos son el principal vehículo de transporte de elementos químicos hacia el medio marino, especialmente de metales pesados. Numerosos estudios sobre el comportamiento de estos elementos químicos muestran que los procesos físicos, químicos, biológicos e hidrodinámicos que tienen lugar en los ríos, cumplen un papel fundamental en relación al flujo de metales desde el continente hacia el mar (Martínez, 2005). Por lo tanto, la biodisponibilidad de los metales dependerá de la interacción entre distintos procesos como intercambio catiónico, adsorción/desorción y precipitación/disolución, así como también de cambios climáticos (temporadas de lluvias y sequías) e influencia de ríos y actividad humana (Rieuwert, 1998).

Durante los últimos 5 años se ha observado que las concentraciones medidas de los metales biodisponibles en material particulado en agua tales como Cr, Cd, Pb, Cu y Ni en las estaciones Boca de la Barra y Río Fundación se encontraron por debajo del límite de cuantificación (LC) de la técnica analítica emplea LABCAM del INVEMAR (Anexo 8-1). Cabe resaltar que el Zinc es el metal que predomina en la mayoría de las estaciones en las que se monitorea y las estaciones Boca Caño Clarín, Ciénaga Poza Verde y Boca Caño Aguas Negras generalmente presentan las concentraciones más altas de este metal. Así mismo, el 100 % de los registros de mercurio disuelto estuvieron por debajo del límite de



cuantificación del método (LC Mercurio: año: 2015: 1,07 $\mu\text{g Hg/L}$; años 2016-2020: 0,30 $\mu\text{g Hg/L}$).

METALES TOTALES EN SEDIMENTOS

Los sedimentos reciben los metales pesados a través del procesamiento químico y físico de las rocas, la filtración del suelo y el proceso fisiológico de las plantas. Además de la urbanización, las actividades industriales y agrícolas también pueden favorecer la contaminación del suelo. Sin embargo, estos procesos artificiales y naturales, son el principal camino hacia la contaminación en los hábitats acuáticos incluyendo los sedimentos (Pandiyar, 2020). Por lo tanto, los sedimentos actúan como una fuente potencial de contaminación por metales en el agua y la biota acuática debido a la desorción, removilización, reacciones redox y degradación de las sustancias absorbidas (Kalantzi, 2013)

De los metales pesados totales (Cr, Cu, Zn, Cd, Ni y Hg) en sedimentos medidos bimestralmente entre 2015 y 2020, solamente el Cr, Cu, Zn y Hg presentaron concentraciones por encima del límite de cuantificación de las técnicas analíticas empleadas en el LABCAM del INVEMAR (LC: Cromo: 25,0 $\mu\text{g Cr/g}$; Cobre: 5,00 $\mu\text{g Cu/g}$; Zinc: 10,0 $\mu\text{g Zn/g}$; Mercurio: 3,00 ng Hg/g).

En la Figura 4-22 se observa que cerca del 50 % de los registros de concentración de cromo, superaron el valor de referencia TEL (52,3 $\mu\text{g Cr/g}$), excepto en el año 2020. En los años 2018 y 2019 la variación de los resultados fue más alta, comparada con los demás años. No obstante, ninguna de las mediciones superó el valor de referencia PEL (160 $\mu\text{g Cr/g}$). Cabe resaltar que no se evidenciaron diferencias sustanciales debido a fenómenos climáticos.

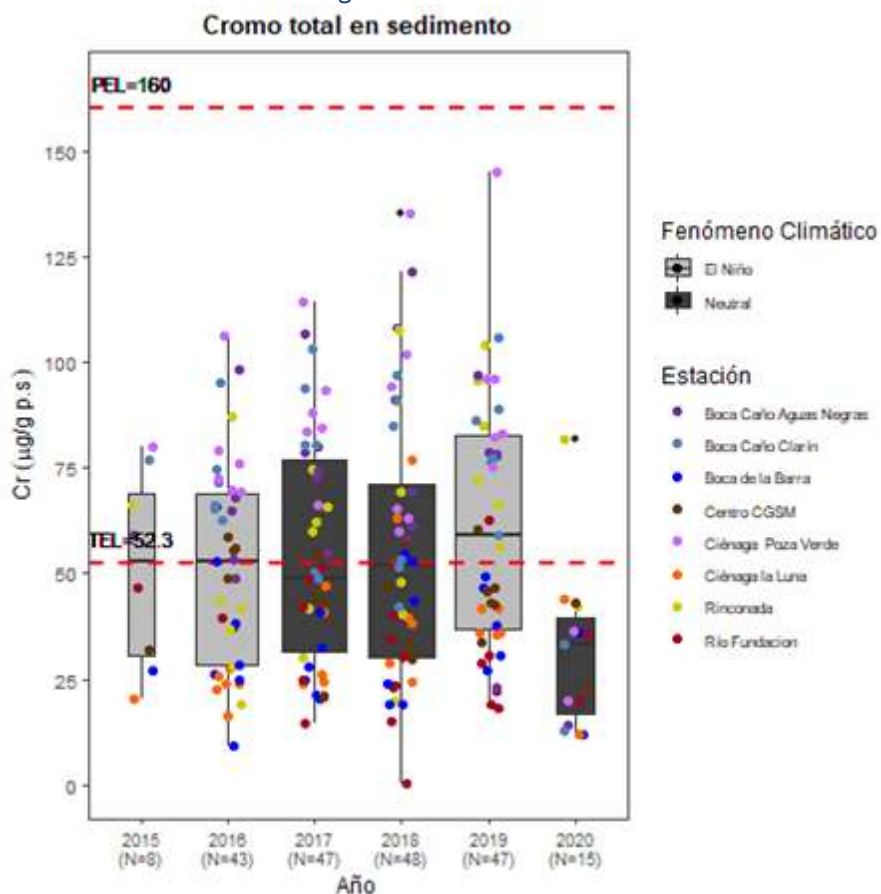


Figura 4-22. Concentraciones de cromo total en sedimento medido bimestralmente entre 2015 y 2020 en ocho estaciones ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta

En el 75 % de las mediciones la concentración de cobre estuvo por encima del valor de referencia TEL ($18,3 \mu\text{g Cu/g}$; Figura 4-23). Sin embargo, ninguna de las concentraciones obtenidas superó el nivel de efecto probable PEL, lo cual indica que durante el período evaluado rara vez podría haber efectos adversos sobre la biota. Al igual que para el cromo, no se evidenciaron diferencias sustanciales debido a eventos climáticos.

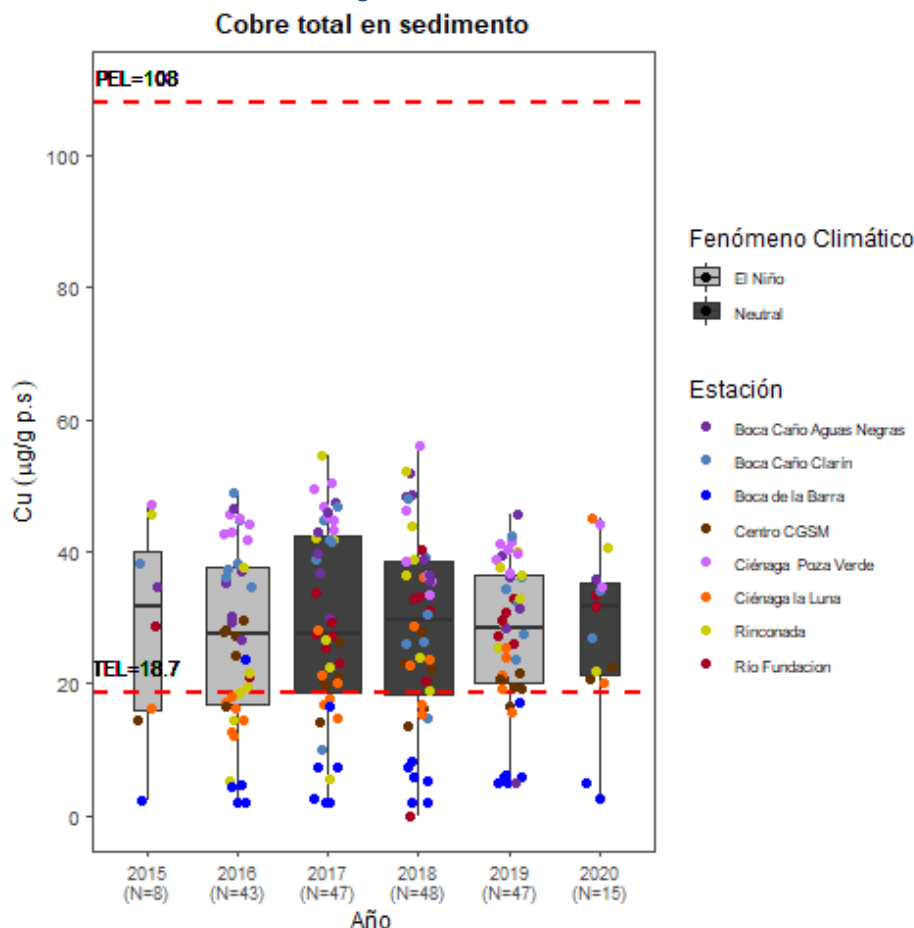


Figura 4-23. Concentraciones históricas de cobre total en sedimento medido bimestralmente entre 2015 y 2020 en ocho estaciones ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Las concentraciones de zinc en el año 2018 fueron más bajas, comparadas con los demás años evaluados, menos del 25 % de los resultados superaron el valor de referencia TEL ($124 \mu\text{g Zn/g}$) y ninguno de los datos superó el nivel de efecto probable ($271 \mu\text{g Zn/g}$) (Figura 4-24). Cabe resaltar que los años en donde se presentaron eventos El Niño, caracterizados por la disminución de las precipitaciones promedio, las concentraciones de zinc fueron ligeramente mayores, comparadas con años neutros (periodos en los que los fenómenos de El Niño y La Niña no están presentes), con cerca del 50 % de los datos por encima del valor TEL. Este tipo de comportamientos son esperados durante eventos El Niño, ya que las altas temperaturas y la disminución en las precipitaciones ocasionan una reducción en el nivel de la columna de agua y con ello, una mayor interacción de los metales pesados con las partículas en suspensión que a través de la adsorción, complejización y precipitación, son transferidos y enriquecidos en los sedimentos superficiales (Liu *et al.*, 2020).

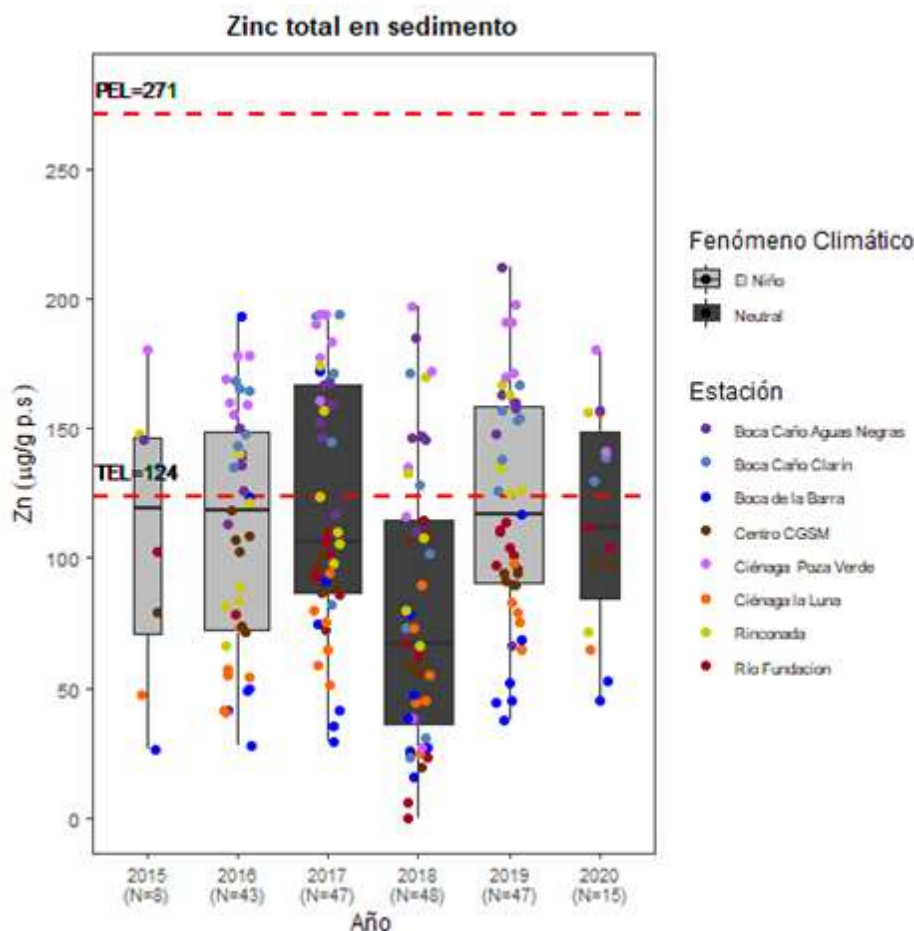


Figura 4-24. Concentraciones históricas de zinc en sedimentos medidos bimestralmente entre 2015 y 2020 en 8 estaciones ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Entre 2015 y 2020, las estaciones que presentaron las concentraciones más altas de cromo, cobre y zinc, las cuales están por encima de los valores de referencia TEL, fueron Boca Caño Clarín y Ciénaga Poza Verde. Este resultado puede atribuirse a la conexión directa entre estas estaciones y el río Magdalena que recibe la descarga de desechos originados en actividades de origen antrópico (Restrepo y Syvitzki, 2006). Las concentraciones más bajas se registraron en las estaciones más cercanas al mar Caribe, como Boca de La Barra y Ciénaga La Luna.

Los sedimentos de un ecosistema acuático son el principal sumidero de mercurio, allí la vida media de este metal es considerablemente alta, por lo que esta matriz desempeña un papel importante en el ciclo del mercurio. Así mismo, los sedimentos pueden actuar como una de las fuentes de este contaminante para los organismos, ya que el mercurio puede liberarse de los sedimentos a la columna de agua y ejercer efectos negativos sobre el agua

para el consumo humano, para actividades pesqueras y agrícolas, y para el ambiente en general (Khoshnamvand, 2018).

En la Figura 4-25 se observa que más del 50% de los registros de mercurio obtenidos entre 2015 y 2020 se encuentran por debajo del valor de referencia TEL (130 $\mu\text{g Hg/g}$). Así mismo, se observa que la estación que presentó los niveles más bajos fue Boca de La Barra, con concentraciones que fluctuaron entre $<\text{LC}$ y 25 $\mu\text{g Hg/g}$. Las estaciones Caño Clarín y Ciénaga Poza Verde mantuvieron las concentraciones más elevadas a lo largo de los años debido a su cercanía con el río Magdalena. Cabe destacar que en el año 2019 se presentó la mayor variabilidad entre estaciones, desde concentraciones inferiores al límite de cuantificación hasta aproximadamente 200 ng Hg/g . Los valores de mercurio total en sedimento no se vieron afectados por eventos climáticos.

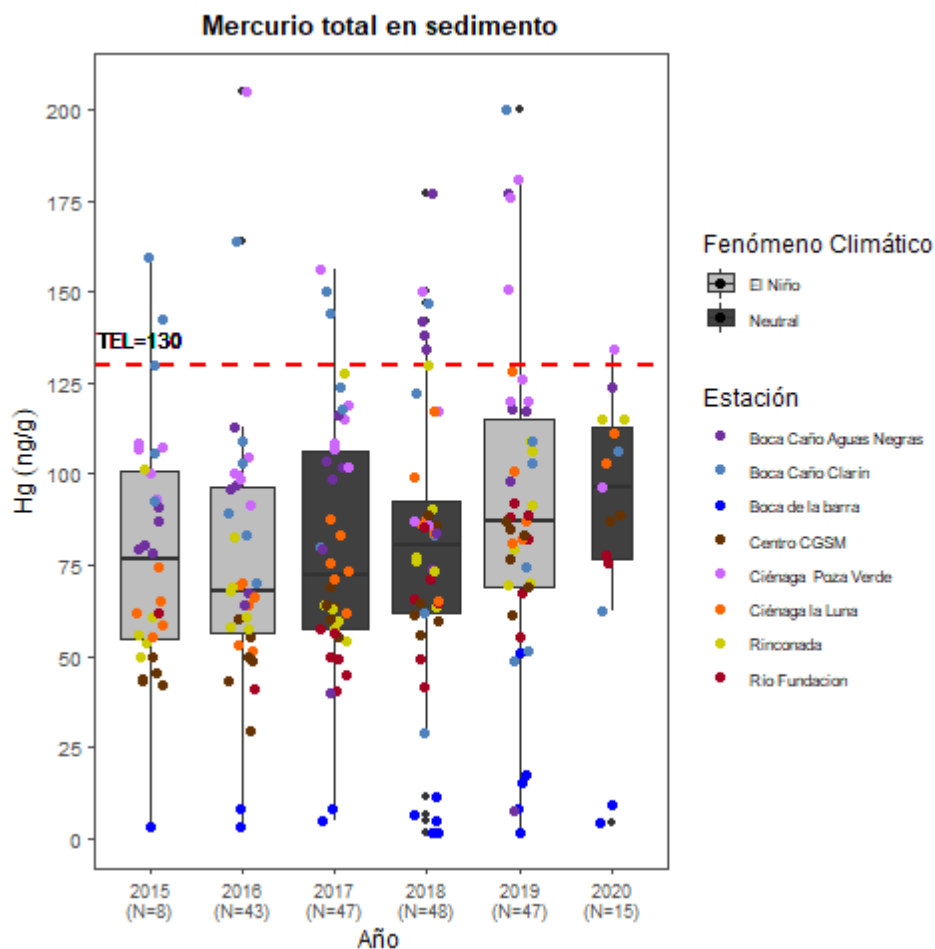


Figura 4-25. Concentraciones históricas de mercurio total en sedimento medido bimestralmente entre 2015 y 2020 en 8 estaciones ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.



Informe técnico final 2020:
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



En la Figura 4-26 se evidencia que en su mayoría las concentraciones de los metales cadmio, plomo y níquel, han estado por debajo del límite de cuantificación de las técnicas analíticas empleadas en el LABCAM (LC: Plomo: 15 $\mu\text{g Pb/g}$; Cadmio: 12,5 $\mu\text{g Cd/g}$ y Níquel: 75 $\mu\text{g Ni/g}$), especialmente el cadmio que en el 100 % de las mediciones realizadas entre 2015 y 2020 fueron inferiores al límite de cuantificación.



Figura 4-26. Porcentaje de mediciones registradas entre los años 2015 y 2020, inferiores (<LC) y superiores (>LC) al límite de cuantificación de las técnicas analíticas empleadas en el análisis de los metales totales cadmio, cromo, cobre, mercurio, níquel, plomo y zinc en sedimentos de ocho estaciones ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

METALES PESADOS BIODISPONIBLES EN SEDIMENTOS

La distribución y abundancia de las concentraciones totales de metales son indicadores útiles del grado de contaminación del suelo (Tokalioglu, 2000; Xiao, 2011). No obstante, brindan información insuficiente sobre el impacto ambiental potencial (Bhattacharyya, 2008) ya que el mayor riesgo ante la presencia de metales depende de su biodisponibilidad (Van Gestel, 2008). La fracción biodisponible se define como la proporción de la cantidad total de un elemento presente en un compartimento específico del medio ambiente, que



Informe técnico final 2020:
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



dentro de un período de tiempo determinado, está disponible o puede estar disponible para su absorción y acumulación por organismos, ya sea directamente del entorno circundante o por ingestión (por ejemplo, polvo) (Peijnenburg, 2003). Por esto, la evaluación del riesgo ambiental requiere la determinación no solo de las concentraciones totales de metales en el suelo sino también de la fracción biodisponible.

Los resultados de metales biodisponibles en sedimentos entre los años 2015 y marzo de 2020, evidenciaron que entre el 40 % y el 100 % de los registros para los metales cadmio, plomo y cromo, se encontraron por debajo del límite de cuantificación de las técnicas analíticas empleadas en el LABCAM (LC: Cadmio: 1,25 $\mu\text{g Cd/g}$; Plomo: 7,50 $\mu\text{g Pb/g}$; Cromo: 2,50 $\mu\text{g Cr/g}$; Figura 4-27). Caso contrario sucedió con los metales cobre y zinc que durante el período evaluado presentaron concentraciones por encima del límite de cuantificación (LC: Cobre: 2,50 $\mu\text{g Cu/g}$, Zinc: 2,50 $\mu\text{g Zn/g}$). Cabe resaltar que el cobre ha presentado un aumento en las concentraciones año tras año, pasando de un 55,8 % a un 100 % de los registros por encima del límite de cuantificación.



Figura 4-27. Porcentaje de mediciones registradas entre los años 2015 y 2020, inferiores (<LC) y superiores (>LC) al límite de cuantificación de las técnicas analíticas empleadas en el análisis de metales biodisponibles cadmio, cromo, cobre, níquel, plomo y zinc en sedimentos de ocho estaciones ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.



Informe técnico final 2020:
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



En la Figura 4-28 y Figura 4-29 se observa que las concentraciones tanto de zinc biodisponible, como de cobre biodisponible, respectivamente, han variado a lo largo de los años. Entre el 2015 y 2017 el Zn presentó mayor variación entre las estaciones, registrando concentraciones que variaron entre $<LC$ y $>50 \mu g \text{ Zn/g}$, mientras que en los años 2019 y 2020 fluctuó entre $<LC$ y $25 \mu g \text{ Zn/g}$. Las mayores variaciones de cobre biodisponible se presentaron en los dos últimos años (2019 y 2020), fluctuando entre $<LC$ y $75 \mu g \text{ Cu/g}$.

En las estaciones Boca Caño Clarín y Ciénaga Poza Verde se presentaron las mayores concentraciones de zinc y cobre, lo cual se atribuye a las descargas de residuos domésticos y material particulado proveniente del río Magdalena; y en las estaciones Boca de La Barra y Centro CGSM, se registraron las concentraciones más bajas de estos dos metales (Figura 4-28 y Figura 4-29), debido a los cambios de textura del sedimento. En el caso de Boca de La Barra, el sedimento es más arenoso que en las demás estaciones, por lo cual tiene menor grado de retención de metales pesados (Deversa-Rey, 2011); y en el caso de la estación Centro CGSM, predomina la presencia de conchas (Millán-Márquez, 2005). La concentración de metales pesados en el sedimento de la CGSM refleja su dependencia no solo de actividades antropogénicas y fuentes naturales como la meteorización, sino también de la composición química del metal y la textura del sedimento (Abubakar, 2018.).

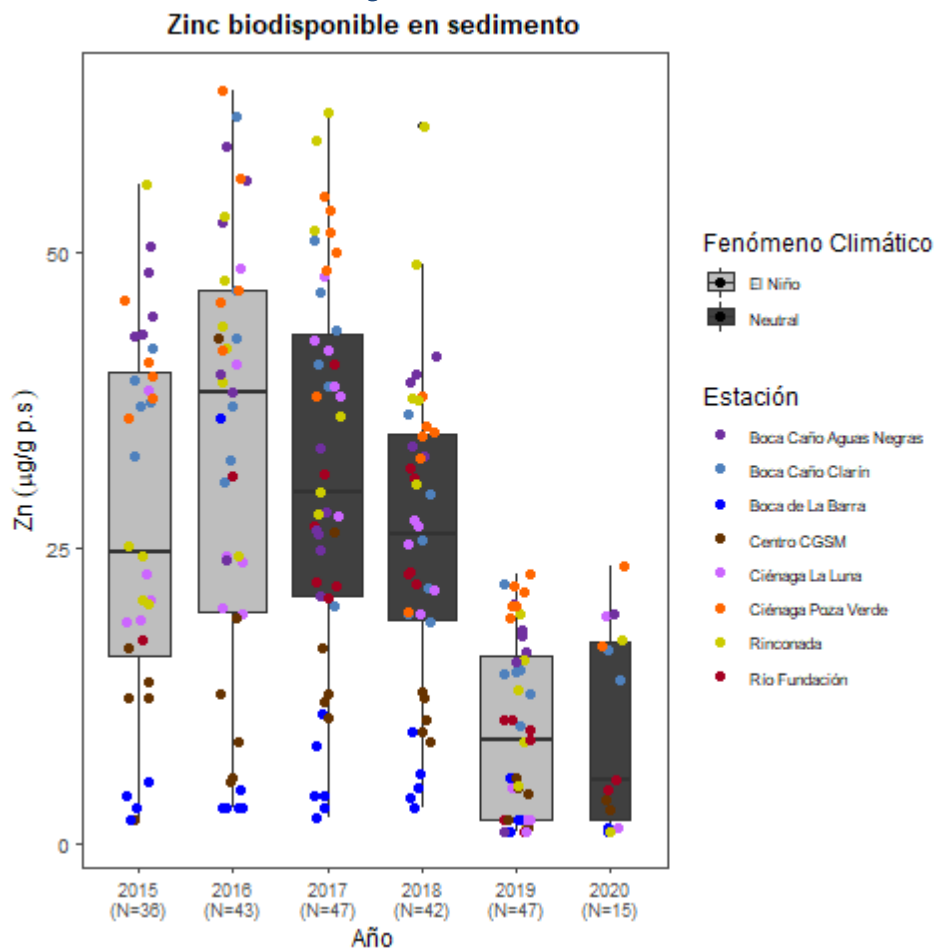


Figura 4-28. Concentraciones históricas de zinc biodisponible en sedimento medido bimestralmente entre 2015 y 2020 en ocho estaciones ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

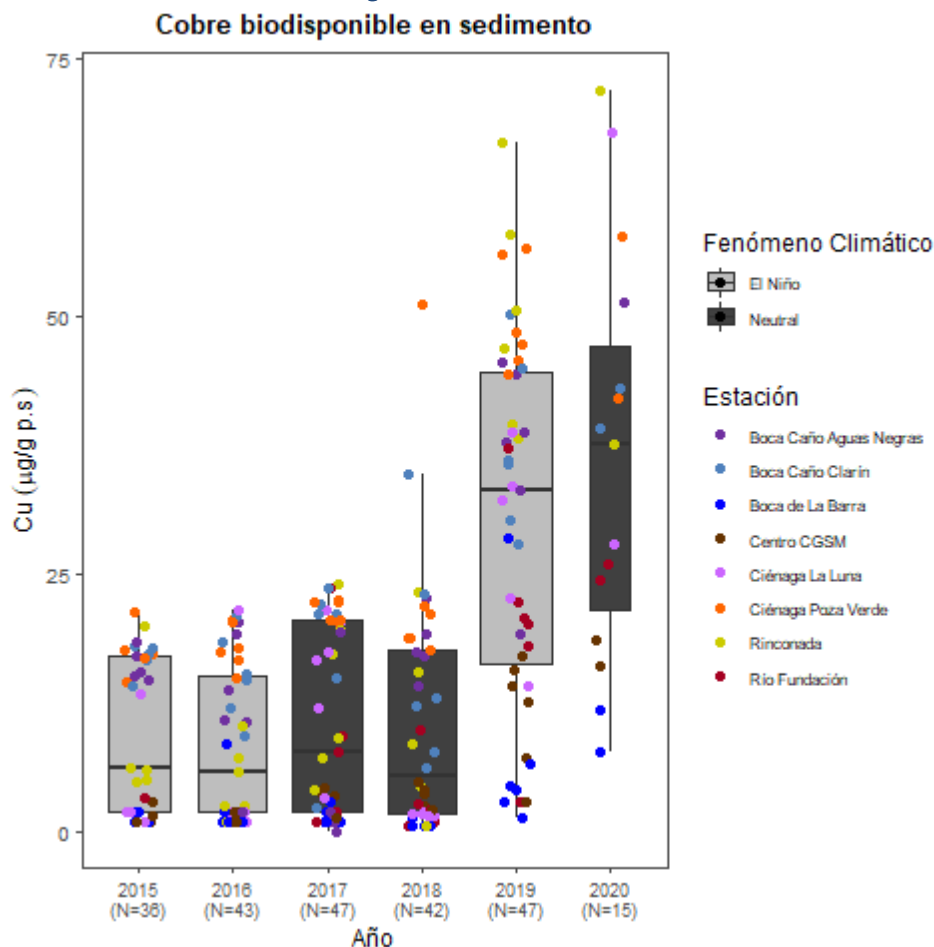


Figura 4-29. Concentraciones históricas de cobre biodisponible en sedimento medidos bimestralmente entre 2015 y 2020 en ocho estaciones ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

MERCURIO EN ORGANISMOS

El mercurio (Hg) en los ecosistemas acuáticos es un tema notable para la investigación en comparación con otros metales pesados debido a su capacidad para bioacumularse en los tejidos de los organismos vivos, representando un grave riesgo debido a su toxicidad. Se han reconocido dos fuentes principales de exposición de mercurio en los ecosistemas acuáticos, la primera por fuentes naturales, que indican la concentración de mercurio derivada de rocas madre (erosión de la litosfera), y la segunda, por fuentes antropogénicas tales como procesamiento industrial, aguas residuales urbanas y escorrentías agrícolas (Khoshnamvand, 2018).

En la Figura 4-30 se muestran las concentraciones históricas de mercurio total medidas en peces de las especies *Eugerres Plumieris* (mojarra rayada) (2015) y *Mugil Incilis* (lisa) (2016-2020). Para los años 2019 y 2020 se observó un ligero aumento de las concentraciones



promedio de mercurio, alcanzando un máximo de concentración promedio de 70 ng Hg/g, concentraciones que están por debajo de la concentración establecida por el Ministerio de Salud y Protección Social para los productos de pesca para consumo humano (500 ng de Hg/g de peso fresco, MinSalud, 2012), por lo cual no se considera un riesgo para la salud de la población que consume estos productos.

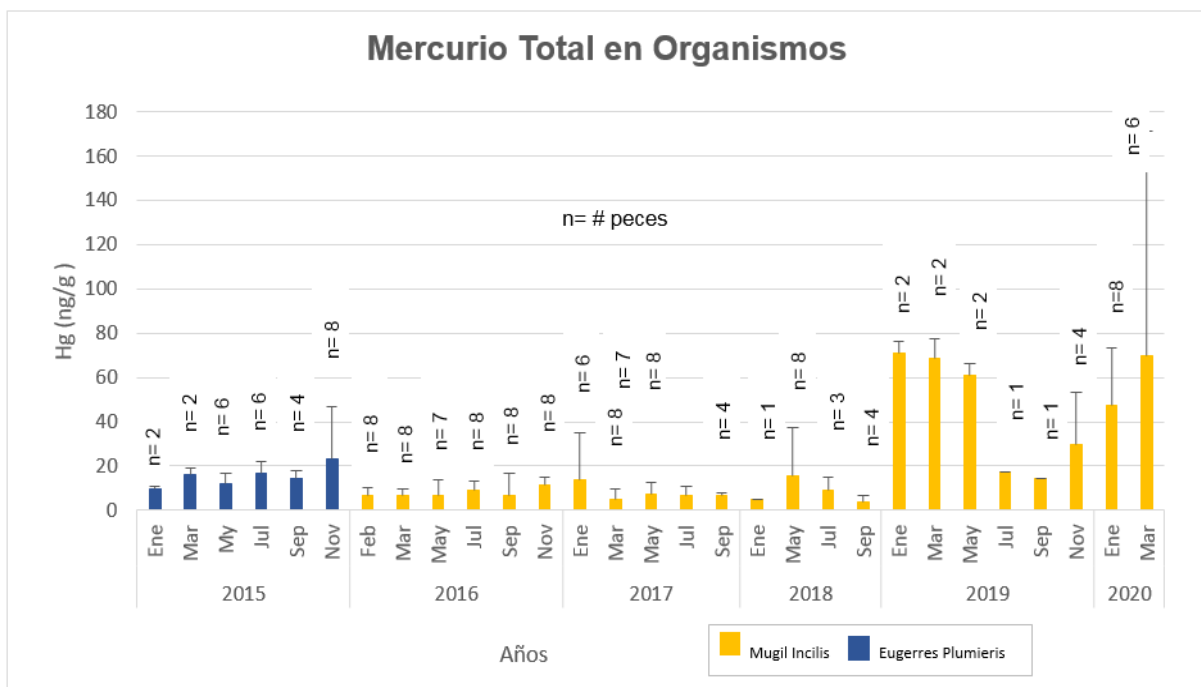


Figura 4-30. Concentraciones históricas de mercurio en organismos (peces) de la Ciénaga Grande de Santa Marta, período 2015 – 2020. Especies analizadas *Eugerres Plumieris* y *Mugil Incilis*.

PLAGUICIDAS

En las desembocaduras de los ríos Sevilla, Aracataca y Fundación, no se detectaron concentraciones de los plaguicidas organoclorados beta HCH, aldrin, alfa clordano, alfa HCH, delta HCH, dieldrin, endosulfan I, endosulfan II, endosulfan sulfato, endrin, endrin aldehído, endrin cetona, gamma clordano, gamma HCH, heptacloro, heptacloro epóxido, metoxicloro, pp-DDD, pp-DDE, pp-DDT, ni de los plaguicidas organofosforados sulfotep, bolstar, bromacil, cis permetrina, cloratalonil, clorpirifos, demeton o, demeton s, diclorvos, dimethoate, disulfoton, epn, ethotrop, fenthion, malathion, methyl parathion, mevinphos, parathion, phorate, ronnel, sthiropos, tokuthion, trans permetrina, diazinon, tricloronate. Cabe resaltar que los límites de cuantificación que la Unidad de Laboratorios de Calidad Ambiental Marina – LABCAM del INVEMAR ha confirmado para estos plaguicidas (Anexo 8-2), son inferiores a los valores umbrales de referencia para efectos probables sobre la biota (TEL) propuestos



Informe técnico final 2020:
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



por la NOAA (Buchman, 2008), por ello, se infiere que en las estaciones donde fueron evaluados, no hay contaminación por este tipo de plaguicidas. Sin embargo, tratándose de una zona en la que se desarrollan actividades agrícolas, es necesario hacer un inventario de los plaguicidas de uso actual en la zona y empezar a medir en aguas y sedimentos de la CGSM.

¿Cuál fue el estado de la calidad sanitaria del agua de la CGSM entre octubre de 2019 y marzo de 2020?

Desde el punto de vista microbiológico, el estudio y evaluación de la calidad sanitaria del agua busca determinar la presencia de aquellos microorganismos que indiquen contaminación de origen fecal en los diferentes cuerpos hídricos, evaluando sus niveles de concentración y distribución en el medio (Barrera *et al.*, 2013).

Coliformes totales y coliformes termotolerantes

Los Coliformes Totales (CTT) y Termotolerantes (CTE) representan uno de los bioindicadores de contaminación fecal mejor caracterizados (Silva, *et al.*, 2004), dado que pueden ser detectados y cuantificados de manera fácil mediante métodos sencillos y económicos. Su densidad se encuentra correlacionada con el grado de contaminación fecal en un cuerpo de agua (Barrera, *et al.*, 2013), debido a que estas bacterias constituyen aproximadamente al 10 % de los microorganismos intestinales tanto de humanos como de animales (Rodríguez, 2012).

Durante el periodo comprendido entre octubre de 2019 y marzo de 2020, las concentraciones de CTT en las estaciones evaluadas fluctuaron entre 4,0 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10} = 0,60$) y 92.000 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10} = 4,96$) (Figura 4-31). El valor máximo se registró en diciembre de 2019 en Boca Caño Aguas Negras, estación ubicada en el complejo de Pajarales, llegando a superar tanto el valor máximo permitido para contacto primario (1000 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10} = 3,0$)), como para contacto secundario (200 NMP/mL ($\text{Log}_{10} = 2,3$)) límites establecidos en la Legislación Nacional, Decreto 1076 de 2015 (Minambiente, 2015). En el 91,6 % de las estaciones, los CTT superaron el límite de contacto primario en más de uno de los seis meses evaluados, con excepción de la estación Centro CGSM ubicada en el cuerpo de agua principal, la cual se mantuvo constante dentro del límite de contacto primario y límite de contacto secundario. Las estaciones desembocadura río Aracataca (zona 1), Boca Caño Aguas Negras (zona 3) y Boca Caño Clarín (zona 5), superaron en la mayoría de los meses monitoreados, el límite para actividades de contacto secundario, lo que indica que en estos sectores ocurre un aporte continuo de residuos orgánicos a causa de actividades antropogénicas, representado un riesgo para la fauna asociada al ecosistema y las comunidades que utilizan los recursos que este provee (Narvaez *et al.*, 2008).

La influencia de las precipitaciones es un factor importante a considerar cuando se realiza el análisis de la calidad microbiológica de un ecosistema acuático. En los meses de octubre,



Informe técnico final 2020:
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



noviembre y diciembre de 2019, se registró que el 75 % de las estaciones (nueve de doce) presentaron concentraciones de CTT por encima del límite permisible para contacto primario (Figura 4-31). Estos meses corresponden a la época lluviosa (IDEAM, 2020), cuando hay un incremento en el volumen de precipitaciones que puede aumentar el arrastre y transporte de aguas residuales domésticas hacia la Ciénaga (Romeu *et al.*, 2012).

Las concentraciones de los CTE en las estaciones evaluadas, fluctuaron entre 1,8 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10}= 0,26$) y 54.000 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10}= 4,73$) (Figura 4-32). En las estaciones desembocadura río Aracataca (zona 1), Islas del Rosario (zona 2), Boca Caño Aguas Negras, Buenavista, Nueva Venecia (zona 3) y Boca Caño Clarín (zona 5), las concentraciones de CTE superaron el límite permisible para contacto primario (200 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10}= 2,30$)) en los seis meses monitoreados, en un rango que varió entre 18 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10}= 1,26$) hasta 54.000 NMP/100 mL ($\text{Log}_{10}= 4,73$). El valor máximo se registró en la estación Boca Caño Aguas Negras (zona 3) en diciembre de 2019, superando el límite de contacto primario y secundario para coliformes totales.



Informe técnico final 2020:
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

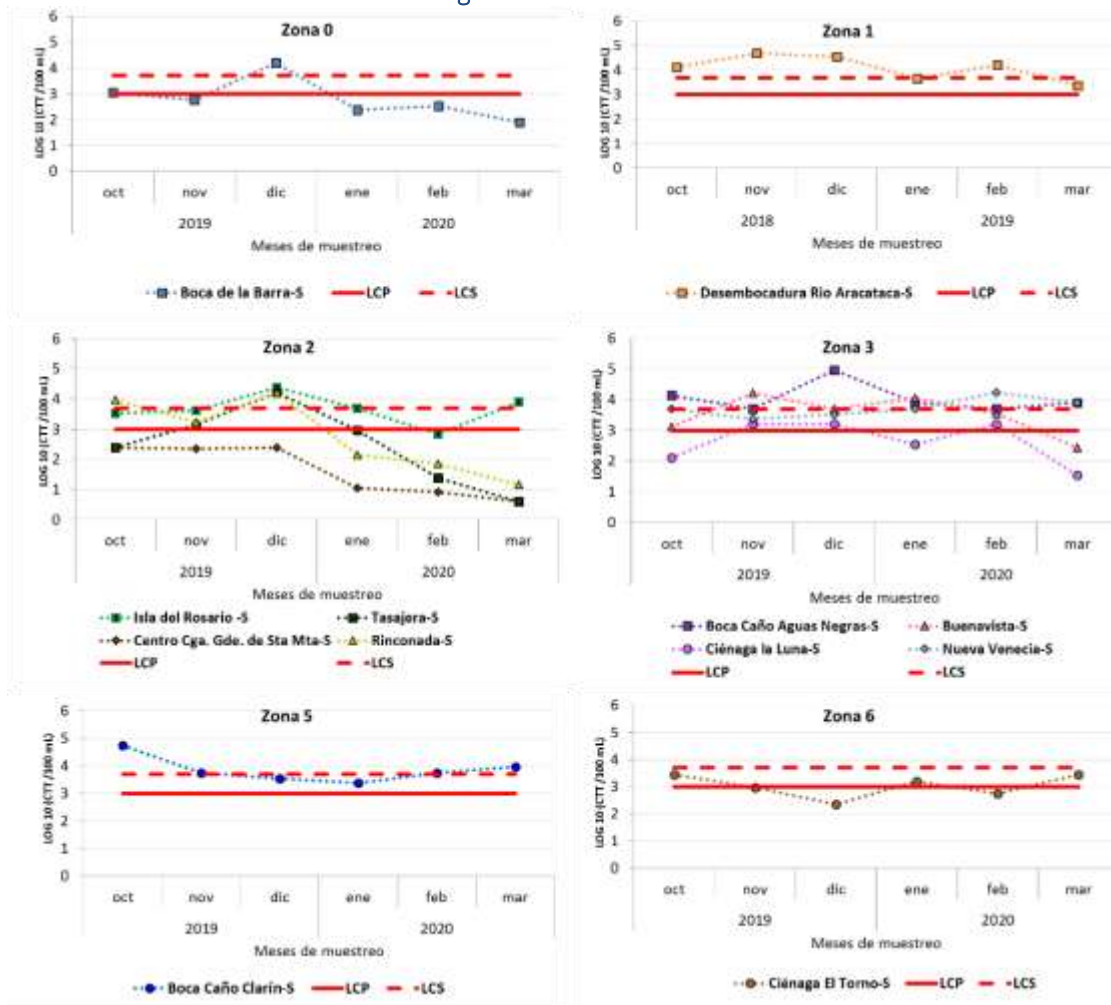


Figura 4-31. Concentración de coliformes totales en estaciones de la CGSM, durante octubre de 2019 – marzo de 2020; valores en escala logarítmica. La línea roja continua indica el límite establecido por el decreto 1076 de 2015 para el desarrollo de actividades recreativas de contacto primario (LCP) y la discontinua para actividades recreativas de contacto secundario (LCS), correspondientes a 1000 NMP/100 mL y 5000 NMP/100 mL, respectivamente (Minambiente, 2015), representado en escala logarítmica.

Teniendo en cuenta los registros históricos de los monitoreos de la CGSM (INVEMAR, 2016; INVEMAR, 2017; INVEMAR, 2018), se evidencia que el mayor número de incumplimientos del Decreto 1076 de 2015 (Minambiente, 2015) para coliformes termotolerantes (< 200 NMP/100 mL) se presenta en las estaciones desembocadura río Aracataca, Islas del Rosario, Boca Caño Aguas Negras, Buenavista, Nueva Venecia y Boca Caño Clarín, dado que se encuentran influenciadas por vertimiento de aguas residuales domésticas a causa de las comunidades costeras y palafíticas, así como por la entrada de los ríos Aracataca y Magdalena. Estas condiciones son inadecuadas para el desarrollo de actividades de contacto primario. Por otra parte, las estaciones Tasajera, Centro CGSM, Rinconada (zona 2), Ciénaga la Luna (zona 3) y Ciénaga el Torno (zona 6), superaron este límite entre uno y tres de los seis meses evaluados.



Informe técnico final 2020:
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

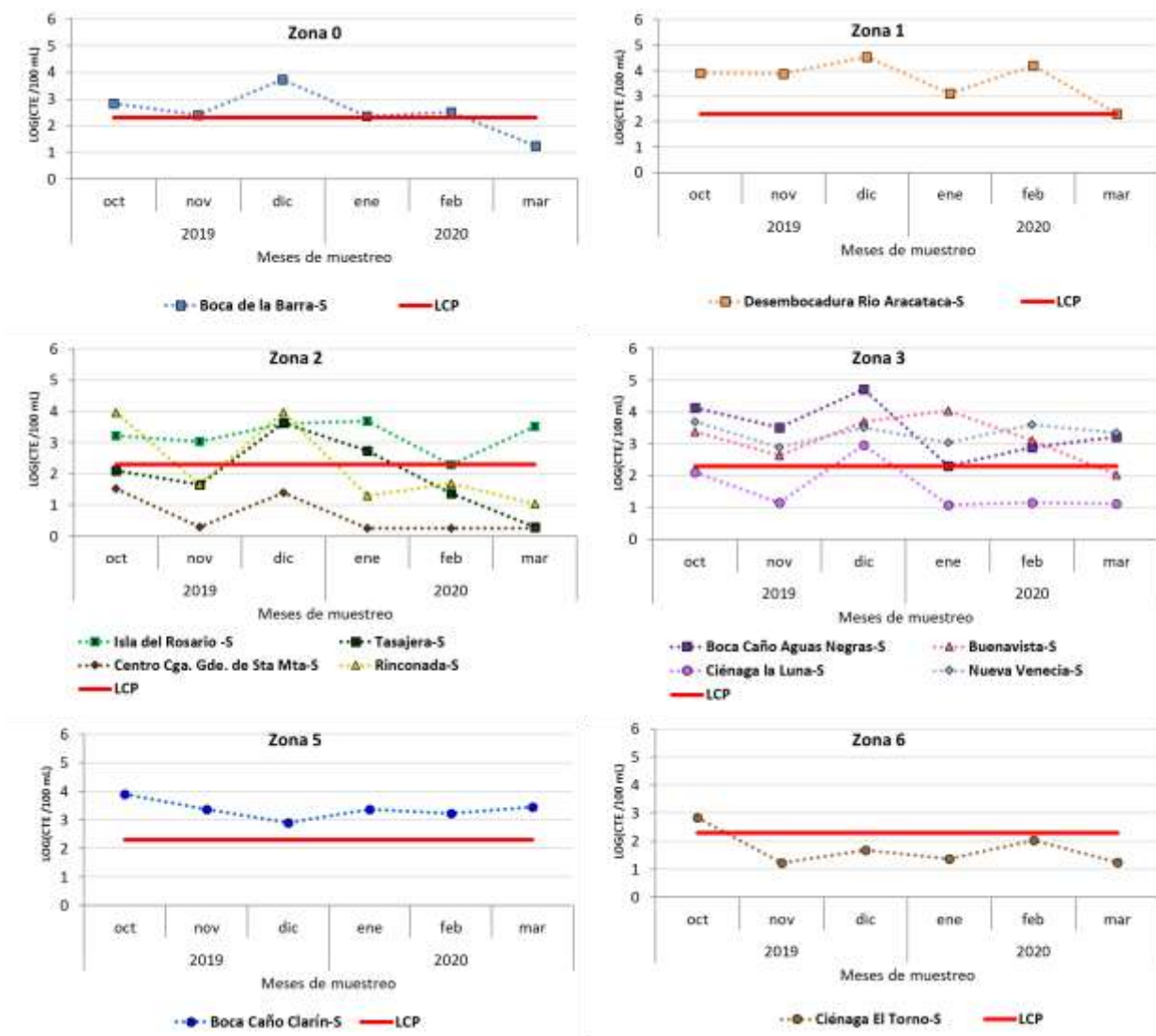


Figura 4-32. Concentración de coliformes termotolerantes en estaciones de la CGSM, durante octubre de 2019 – marzo de 2020; valores en escala logarítmica. La línea roja continúa indica el límite establecido por el decreto 1076 de 2015 para el desarrollo de actividades recreativas de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015), representado en escala logarítmica.

¿Qué factores etiológicos se encontraron en aguas y peces de interés comercial en la CGSM que pueden ser causantes de patologías intestinales y extraintestinales?

VIBRIO SP. Y AEROMONAS SP. EN AGUAS

Los géneros *Vibrio* sp. y *Aeromonas* sp., hacen parte de la microflora autóctona en los ecosistemas acuáticos, presentándose como agentes causantes de enfermedades en humanos, dado que algunas especies son patógenas facultativas se asocian a



Informe técnico final 2020:
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



enfermedades como la gastroenteritis y otras patologías extraintestinales, (Gonzales, *et al.*, 2004).

Para el periodo comprendido entre octubre de 2019 a marzo de 2020, se aislaron e identificaron en muestras de agua 32 especies de *Vibrio* sp., predominando las especie de *Vibrio cholerae* no toxigénica (O1), *Vibrio parahaemolyticus* y *Vibrio Alginolyticus* (Figura 4-33). Durante todo el monitoreo el mayor recuento de colonias de especies de *Vibrio* sp., fueron obtenidos en las estaciones Buenavista, seguido de la estación Ciénaga la Luna, Boca Caño Aguas Negras e Islas de Rosario. La presencia de *Vibrio* sp., en los cuerpos de agua monitoreados representan un riesgo a nivel sanitario, debido a que esta especie, a pesar de ser ubicua, en el mar y estuarios, puede generar afectaciones en los peces y en los humanos, provocando infección de heridas, septicemia (síndrome de respuesta inflamatoria sistémica, asociado a infecciones agudas y fallas orgánicas) primaria y secundaria al estar en contacto con aguas donde se encuentren estos microorganismos, así como patologías gastrointestinales por el consumo de productos marinos crudos o insuficientemente cocidos (Aliaga, *et al.*, 2010).

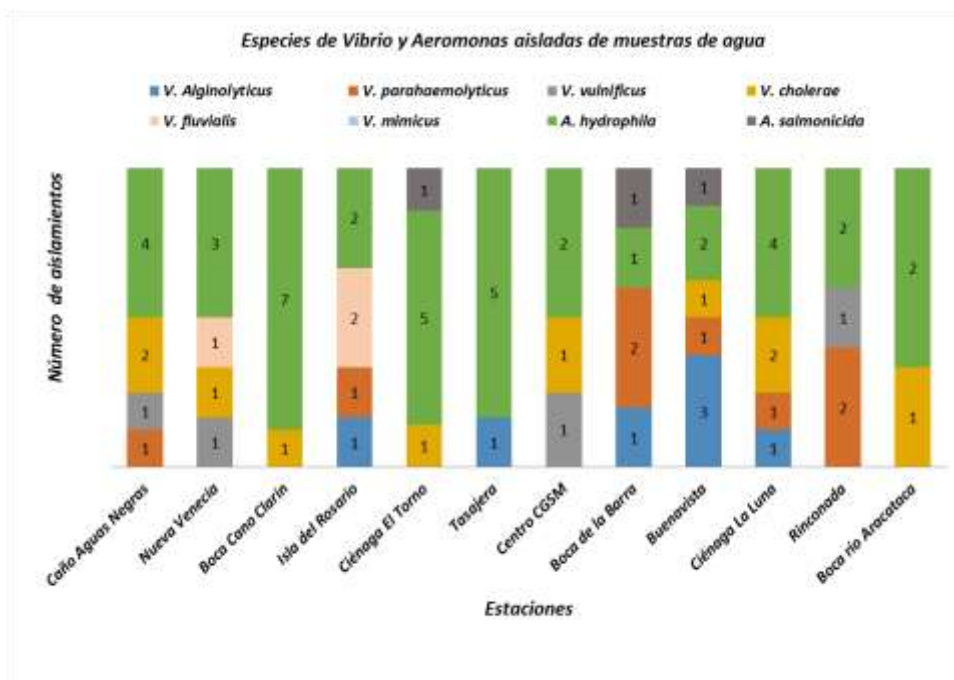


Figura 4-33. Especies de *Vibrio* sp. y *Aeromonas* sp., aisladas por cada estación. Los números en las barras indican el número de cepas por especie identificadas en las estaciones.

Para el caso del género *Aeromonas* sp., se aislaron e identificaron un total de 42 especies (Figura 4-33), de las cuales el 97% correspondió a *Aeromonas hydrophila* aisladas en todas las estaciones, su predominancia se debe principalmente a que esta especie proviene en su mayoría de aguas residuales o aguas superficiales con cierto grado de contaminación



Informe técnico final 2020:
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



(Gonzales, *et al.*, 2004) lo que se asocia a los registros obtenidos del grupo coliformes totales y termotolerantes en las estaciones monitoreadas para este mismo periodo. De igual manera, se registró, en un menor porcentaje, el aislamiento de *Aeromonas salmonicida* en las estaciones de Ciénaga el Torno, Boca de La Barra y Buenavista. Esta especie bacteriana ha sido muy estudiada debido a su amplia distribución y por su participación en las patologías en peces, causando grandes pérdidas económicas a causa de la alta mortalidad que produce (Reith *et al.*, 2008.).

VIBRIO SP. Y AEROMONAS SP EN ORGANISMOS

Del tejido muscular de los peces de Lisa (*Mugil incilis*) analizados, se aislaron e identificaron 10 especies correspondientes al género *Vibrio* sp., presentándose las especies de *Vibrio parahaemolyticus*, *Vibrio vulnificus*, *Vibrio alginolyticus*, *Vibrio cholera* y *Vibrio fluvialis*. La especie que presentó mayor número de aislamientos fue *Vibrio parahaemolyticus* (Figura 4-34), considerada como la principal causa de gastroenteritis bacteriana asociada al consumo de alimentos marinos crudos, que ocasionan cuadros de diarrea aguda eventualmente de tipo disintérico (diarrea de tipo inflamatoria que se caracteriza por la presencia de deposiciones frecuentes con mucus, pus y sangre), y en ocasiones bastante severos con desenlaces fatales en especial en ciertos grupos poblacionales susceptibles (Aliaga, *et al.*, 2010). En cuanto al género *Aeromonas*, la especie *Aeromonas hydrophila* fue la única aislada e identificada para el periodo actual (Figura 4-34).

Todas las especies de *Vibrio* sp. y *Aeromonas* sp. aisladas en organismos, han sido reportadas como agentes etiológicos de diferentes patologías, transmitidas por el consumo de productos marinos crudos o mal cocinados o la exposición de heridas al agua contaminada (González, 2004). Lo anterior evidencia que existe un riesgo en salud pública asociado a la presencia de *Vibrio* sp. y *Aeromonas* sp., ya sea en el agua o en los productos pesqueros obtenidos de la CGSM, por lo cual no se recomienda su consumo sin suficiente cocción (INVEMAR, 2016; INVEMAR, 2017; INVEMAR, 2018).



Figura 4-34. Especies de *Vibrio* y *Aeromonas* aisladas de peces de la especie *Mugil incilis* (Lisa) entre octubre de 2019 y marzo de 2020.

¿Cómo varió la composición y densidad fitoplanctónica entre la época lluviosa de 2019 (octubre) y seca de 2020 (febrero) en la CGSM?

En los dos períodos climáticos (lluvias de 2019 y seca 2020), se identificaron un total de 57 géneros de fitoplancton en la CGSM. En la época de lluvias de 2019 (Figura 4-35a), se registraron 35 géneros, de los cuales 10 eran diatomeas (Bacillariophyta), 14 cianobacterias, 4 dinoflagelados (Miozoa), 4 clorófitas, 1 carófito, 1 criptófita y 1 euglena. Durante la época seca de 2020 (Figura 4-35b), se identificaron 52 géneros correspondientes a 24 diatomeas, 14 cianobacterias, 4 dinoflagelados, 7 clorófitas, 1 carófito, 1 criptófita y 1 euglena. Estos resultados permitieron evidenciar que en octubre de 2019 las bajas salinidades favorecieron la presencia de más géneros de cianobacterias (Figura 4-36), mientras que en el periodo seco de febrero de 2020 el incremento de la salinidad del agua benefició la aparición de un mayor número de diatomeas con respecto a los demás grupos de microalgas, debido a que en esta época prevalecían en el sistema condiciones marinas, ideales para el crecimiento y reproducción de las diatomeas (Vidal, 1995), principalmente en la estación LBA.



Informe técnico final 2020:
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

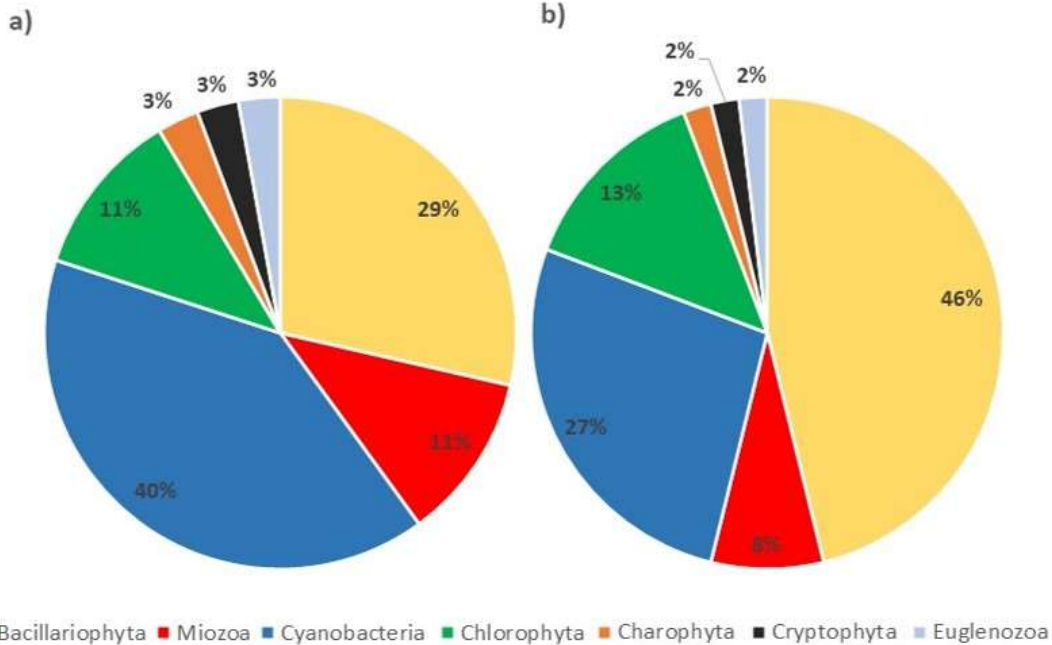


Figura 4-35. Porcentaje de contribución de géneros según los grupos taxonómicos encontrados para la época lluviosa de 2019 (a) y época seca de 2020 (b).

En la época de lluvias de 2019, la densidad fitoplanctónica fluctuó entre 70.985.163 en la estación RIN y 1.150.820.317 cél/L en la estación NVE (Figura 4-36). En la época seca de 2020 las densidades oscilaron entre 124.238.167 en la estación FRF y 2.563.760.085 cél/L en la estación NVE. Las mayores concentraciones de fitoplancton se registraron en la época seca, en las estaciones donde la salinidad presentó poca variación entre ambos períodos climáticos (NVE, CEN, RIN, CAN; Figura 4-36), probablemente por los aportes constates de aguas continentales. Esta tendencia también se observó en los años 2018 y 2019 (INVEMAR, 2019), siendo las cianobacterias el grupo que contribuyó con las altas densidades en las estaciones cercanas a los ríos y caños. En contraste, las estaciones que presentaron amplios rangos de salinidad entre octubre de 2019 y febrero de 2020 registraron las más bajas densidades de fitoplancton (LBA y FRF).



Informe técnico final 2020:
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

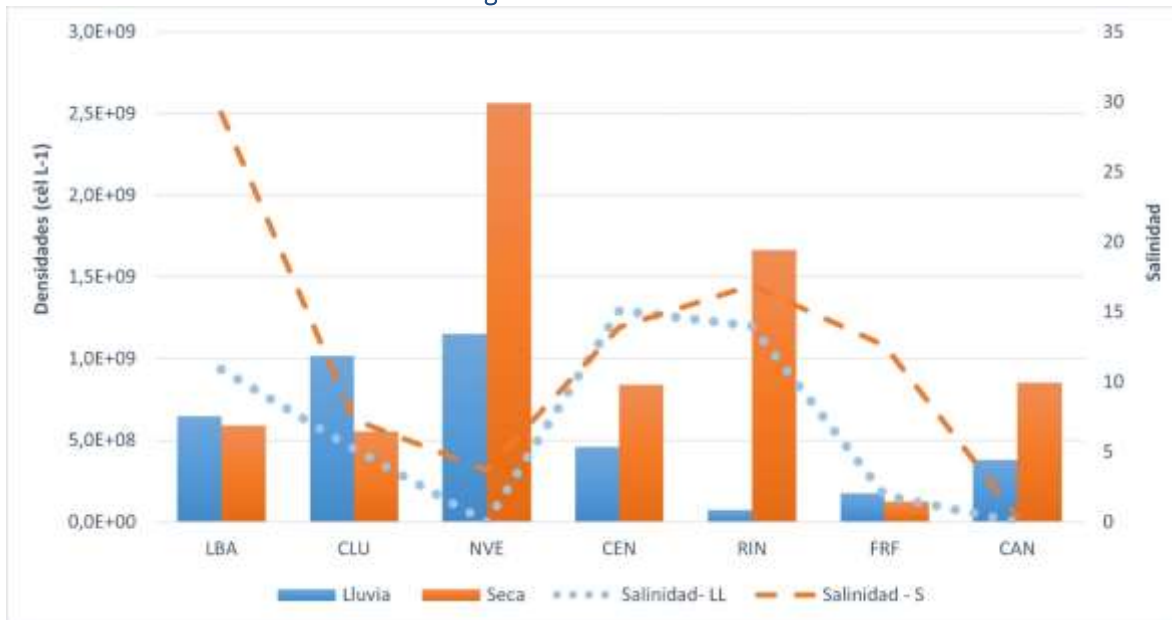


Figura 4-36. Densidad celular (cél. L⁻¹; barras) y Salinidad (líneas punteadas) por estación registrada durante la época de lluvias de 2019 (octubre) y época seca de 2020 (febrero). LBA= Boca de la Barra; CLU= Ciénaga la Luna; NVE= Nueva Venecia; CEN= Centro CGSM; RIN= Rinconada; FRF= Frente a Río Fundación y CAN= Boca del caño Aguas Negras.

Los resultados de la abundancia relativa confirmaron que las cianobacterias fueron el grupo que más aportó a las densidades en el actual monitoreo, con porcentajes superiores al 90% en la mayoría de estaciones (Figura 4-37). Este grupo de microalgas se benefician del ingreso de agua dulce y de la disponibilidad de nutrientes inorgánicos disueltos (nitrógeno y fósforo), procedentes de los aportes externos y de procesos de remineralización, resultando en un ecosistema altamente productivo. La cianobacteria *Synechocystis* fue el género de mayor concentración en la CGSM, lo cual coincide con lo observado históricamente (Hernández, 1986; Mancera y Vidal, 1994; Ibarra *et al.*, 2014a; 2014b; INVEMAR, 2018; 2019).

Las cianobacterias fueron el grupo que más aportó a las densidades en el monitoreo (octubre 2019-febrero 2020), con porcentajes superiores al 90% en la abundancia relativa.



Informe técnico final 2020:
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

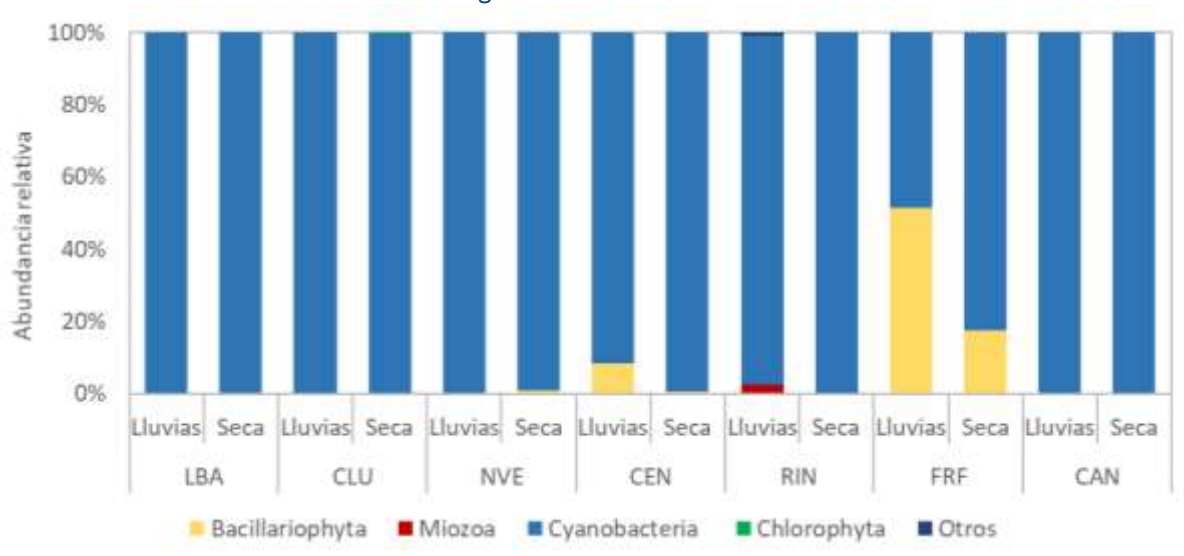


Figura 4-37. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos del fitoplancton en las estaciones de muestreo durante la época de lluvias de 2019 y época seca de 2020. LBA= Boca de la Barra; CLU= Ciénaga la Luna; NVE= Nueva Venecia; CEN= Centro CGSM; RIN= Rinconada; FRF= Frente a Río Fundación y CAN= Boca del caño Aguas Negras.

La composición y densidad fitoplanctónica, son aspectos relevantes que permiten observar los diferentes cambios en las condiciones fisicoquímicas que se han presentado en la CGSM durante las últimas décadas, siendo evidente la disminución de la diversidad del fitoplancton en el ecosistema (Tabla 4-1). Situación que también ha sido reportada por otros autores (González *et al.*, 2003), los cuales mencionan que los ecosistemas acuáticos en estado eutrófico, se caracterizan por presentar baja diversidad de fitoplancton y predominio de determinadas especies o grupos (Jeppesen *et al.*, 1997; Declerck *et al.*, 2005), como ocurre en la CGSM con las cianobacterias. Reynolds (2006) sugiere que sistemas que presentan una disminución de la riqueza de microalgas, pueden comprometer su resiliencia y ser más vulnerables a disturbios ambientales intensos o prolongados. Sin embargo, en la época seca de los últimos dos años (2019 y 2020), se ha observado un incremento en el número de morfotipos con respecto al período de lluvias, registrándose un mayor número de diatomeas, principalmente en las estaciones con influencia marina como LBA.

En cuanto a los atributos ecológicos de la comunidad fitoplanctónica, se observaron valores bajos (<2) tanto en octubre de 2019 como en febrero de 2020, no obstante, durante la época seca de 2020 la riqueza y diversidad fueron mayores que en el período lluvioso (Figura 4-38). Lo anterior, posiblemente se presenta porque en los períodos secos hay una mayor presencia de los principales grupos de fitoplancton (diatomeas, cianobacterias y dinoflagelados) los cuales se ven favorecidos por las condiciones salobres en los primeros meses del año. Por otra parte, los resultados del predomino de Simpson, indicaron la presencia y dominancia de géneros comunes (cianobacterias) durante ambas



Informe técnico final 2020:
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



épocas climáticas, lo cual se evidenció en los bajos valores de atributos como la uniformidad y la diversidad en la mayoría de estaciones (<1).

Tabla 4-1. Reporte del número de morfotipos por grupos taxonómicos encontrados en la CGSM en diferentes años y épocas de muestreo. 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	112
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	117
2014, época seca	54	9	2	16	1	83
2014, época de lluvias	31	11	1	13	1	58
2015, época seca	55	19	1	16	3	95
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	25
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
Presente estudio (época de lluvias 2019)	10	4	4	14	3	35
Presente estudio (época seca 2020)	24	4	7	14	3	52

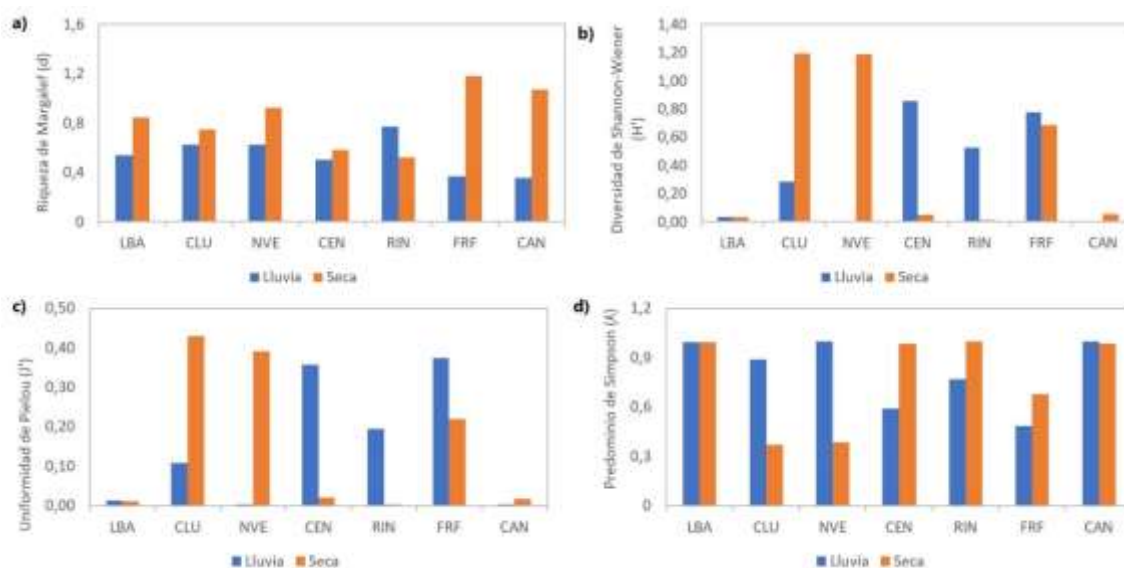


Figura 4-38. Atributos ecológicos de las comunidades fitoplanctónicas en las siete estaciones monitoreadas en la CGSM durante la época de lluvias de 2019 (azul) y la seca de 2020 (naranja). a) Riqueza de Margalef (d), b) Diversidad Shannon-Wiener (H') c) Índices de uniformidad de Pielou (J') y d) Índice de Predominio de Simpson (λ).

El análisis de coordenadas principales reveló que pocas estaciones formaron grupos, de acuerdo con el periodo climático (Figura 4-39). Por otra parte, al realizar el análisis incluyendo el factor zonas, en donde “M” integra estaciones con influencia de agua marina (Boca la Barra), “CGSM” estaciones al interior de la Ciénaga (Centro Ciénaga, Rinconada y Frente Río Fundación) y “CP” aquellas dentro del complejo Pajarales (Nueva Venecia, Ciénaga la Luna y Caño Aguas Negras), se observó que, al igual que en los monitoreos realizados en los últimos dos años (INVEMAR, 2018 y 2019), las estaciones se agruparon de acuerdo a la zona a la que pertenecen, por ejemplo, la estación Boca de la Barra se alejó de las demás, debido a sus características y mayor influencia marina, además, los puntos de monitoreo en la zona del “CP” se agruparon, indicando que las densidades fitoplanctónicas no presentaron cambios evidentes en la mayoría de estaciones entre las épocas climáticas, coincidiendo con los resultados de la densidad fitoplanctónica mencionados previamente.

Las densidades fitoplanctónicas tuvieron una mayor influencia por las características ambientales de cada zona y no por la época climática.

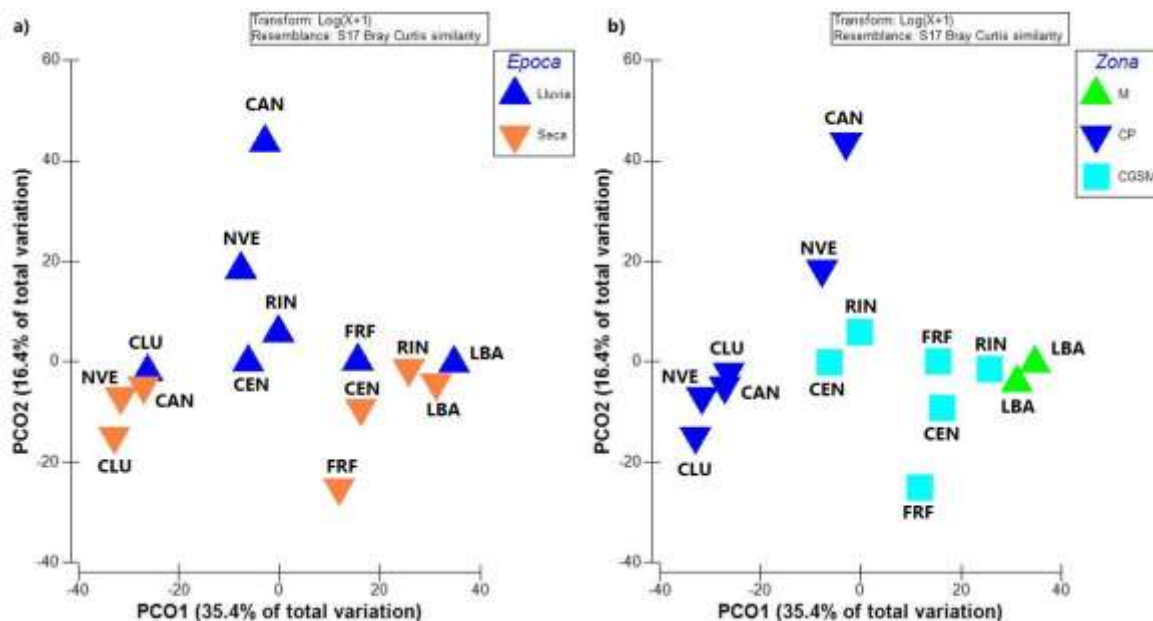


Figura 4-39. Análisis de ordenación mediante la técnica de coordenadas principales (PCO) implementando la época (a) y las zonas (b) como factores de agrupación. LBA= Boca de la Barra; CLU= Ciénaga la Luna; NVE= Nueva Venecia; CEN= Centro CGSM; RIN= Rinconada; FRF= Frente a Río Fundación y CAN= Boca del caño Aguas Negras; M= influencia marina; CG= interior de la Ciénaga y CP= Complejo Pajarales.



Informe técnico final 2020:
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



El análisis multivariado no paramétrico PERMANOVA, mostró diferencias entre la comunidad fitoplanctónica por zonas (Pseudo-F= 3,53; $P = 0,0002$), pero no por época climática (Pseudo-F= 1,31; $P = 0,22$). Las zonas que presentaron diferencias significativas fueron entre el sector marino (M) y el complejo pajarales (CP; $t = 2,18$; $P = 0,0354$), entre el CP y el interior de la ciénaga (CGSM; $t = 2,07$ $P = 0,0026$), y entre el sector M y la CGSM ($t = 1,52$ $P = 0,0464$). Lo anterior permite inferir que las densidades fitoplanctónicas tienen mayor influencia por las características ambientales de cada zona y no por la época climática, por ejemplo, las bajas salinidades, elevadas concentraciones de nutrientes y de sólidos suspendidos totales, favorecieron a las cianobacterias, que alcanzaron las densidades más altas en el sector del CP como en NVE, estación que presenta aportes constantes de aguas continentales de algunos ríos y caños como el Aguas Negras.

El análisis estadístico BIOENV permitió identificar que, en la época lluviosa, con una correlación significativa (P -valor= 0,011), la variabilidad de la comunidad fitoplanctónica estuvo relacionada en un 78 % por la temperatura, oxígeno disuelto, nitratos y SST. Para el periodo seco, la variación de la estructura del fitoplancton, con una correlación significativa (P -valor= <0,011), estuvo relacionada en un 83% con la transparencia, pH, salinidad, oxígeno disuelto y SST (Tabla 4-2). Estos resultados coinciden con lo reportado por diferentes autores, los cuales mencionan que variables como la salinidad, transparencia, nitratos y fosfatos, definen la distribución, composición y densidad de las microalgas (Mogollon, 1996, Acosta, 2012 e INVEMAR, 2018a; 2018b). Igualmente, Vidal (1995) evidenció que la salinidad y la transparencia tienen mayor influencia en la dinámica de la comunidad fitoplanctónica en la CGSM, en donde de acuerdo con los cambios de la salinidad se pueden presentar dominancia por parte de grupos específicos de fitoplancton, como se observó en el caso de las cianobacterias durante el actual estudio.

Tabla 4-2. Resultados del análisis BIOENV para cada una de las épocas climáticas, utilizando como variables físicoquímicas profundidad (m), transparencia disco sechi (m), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad, pH, oxígeno disuelto (mg L^{-1}), concentración de nitritos ($\mu\text{g L}^{-1}$), nitratos ($\mu\text{g L}^{-1}$), amonio ($\mu\text{g L}^{-1}$), fosfatos ($\mu\text{g L}^{-1}$), sólidos suspendidos totales - SST (mg L^{-1}) y clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$).

Época	Año	Número de variables	Coefficiente de correlación (Rho)	Valor de significancia	Conjunto de variables con mayor correlación
Lluvia	2018	4	0.782	0,011	Temperatura, Oxígeno disuelto, Nitratos, SST
Seca	2019	5	0.838	0,011	Transparencia, pH, Salinidad, Oxígeno disuelto, SST

Por otra parte, la presencia de fitoplancton potencialmente nocivo ha sido recurrente a lo largo de los monitoreos realizados en la CGSM, incluso, es frecuente observar altas densidades de estas microalgas (Tabla 4-3). Las mayores concentraciones de la cianobacteria *Synechocystis* se registraron en las estaciones RIN (1.660.264.548,96 cél. L^{-1}



Informe técnico final 2020:
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



¹⁾ y NVE (1.149.865.591,40 cél. L⁻¹). Cabe resaltar que, este género no se encuentra reportado en la lista de la COI de UNESCO como productora de toxinas, sin embargo, su presencia en elevadas concentraciones se ha relacionado con mortandades masivas de peces en la CGSM (Mercado, 1971; Bula- Meyer, 1985; Mancera y Vidal, 1994; INVEMAR, 2014; 2015a; 2015b; 2015c; 2016a, 2016b; 2016c; 2016d). Igualmente, en el periodo monitoreado, se registraron floraciones de las diatomeas *Nitzschia*, *Skeletonema* y *Raphidiopsis* en varias estaciones, durante ambas épocas climáticas, pero, no se evidenció la mortandad de organismos ni otros efectos nocivos que tuvieran relación con la presencia de estas microalgas.

Tabla 4-3. Densidad (cél. L⁻¹) de los géneros con especies de microalgas potencialmente tóxicas registrados durante octubre de 2019 (época de lluviosa) y febrero de 2020 (época seca) en las estaciones analizadas. LL= época de lluvias y S= época seca. Estaciones: La Boca de la Barra (LBA), Ciénaga La Luna (CLU), Nueva Venecia (NVE), Centro Ciénaga (CEN), Rinconada (RIN), Frente al Río Fundación (FRF) y Caño Aguas Negras (CAN).

Género	Época	<i>Chaetoceros</i>	<i>Skeletonema</i>	<i>Nitzschia</i>	<i>Anabena</i>	<i>Raphidiopsis</i>	<i>Synechocystis</i>	<i>Anabaenopsis</i>	<i>Gymnodinium</i>	<i>Prorocentrum</i>
LBA	LL	2.538	1.729.706	167.077	0	0	6,44E+08	0	0	0
	S	8.629	1.512.357	52.305	0	0	5,86E+08	0	508	508
CLU	LL	0	0	2.559.534	7.106	457.060	9,55E+08	0	2.030	0
	S	0	41.622	0	3.046	7.700.772	2,14E+08	8.293.139	1.015	0
NVE	LL	0	0	100.548	1.015	0	1,15E+09	45.706	0	0
	S	0	121.820	27.580.802	4.061	110.140.382	1,05E+09	27.536.111	3.046	0
CEN	LL	0	0	15.326.011	0	4.956.317	3,46E+08	0	57.640	0
	S	0	545.356	473.810	0	0	8,33E+08	0	79.183	0
RIN	LL	0	0	22.853	101	266.565	6,20E+07	0	1.428.311	0
	S	0	776.044	407.526	0	0	1,66E+09	0	0	0
FRF	LL	0	88.295.597	421.600	0	0	8,17E+07	0	0	0
	S	0	324.855	119.341	0	0	1,01E+08	171.397	0	0
CAN	LL	0	0	3.046	0	0	3,82E+08	0	0	0
	S	0	0	182.824	0	1.096.943	8,46E+08	462.135	0	0

La cianobacteria Synechocystis fue el género que contribuyó con las altas concentraciones registradas, lo cual coincidió con lo observado históricamente. Esta cianobacteria no se encuentra reportada en la lista de la COI de UNESCO como productora de toxinas, sin embargo, su presencia en elevadas concentraciones se ha relacionado con mortandades masivas de peces en la CGSM.



¿Cómo ha sido el comportamiento histórico entre los años 2014 y 2019 de la densidad y composición fitoplanctónica en dos estaciones de la CGSM y cómo ha sido la dinámica de la presencia de géneros con especies potencialmente nocivas?

En LBA las abundancias fitoplanctónicas oscilaron entre 305.371 y 2.116.128.537 cél/L. Los meses donde se presentaron las mayores abundancias fueron en su orden octubre y noviembre de 2014, octubre y junio de 2015, y octubre de 2019, mientras que en el resto de los meses no se superaron las 140.000.000 cél/L. En general, se observó que las mayores abundancias se presentaron en la época lluviosa mayor (octubre y noviembre) y lluviosa menor (junio); (Figura 4-40).

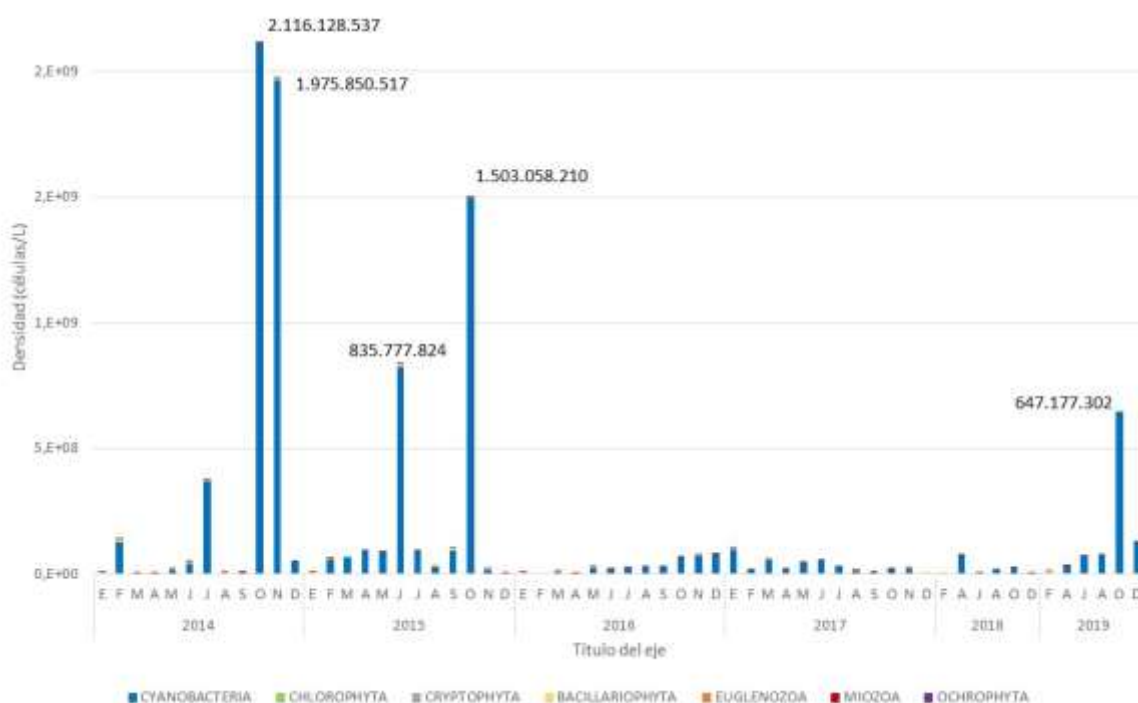


Figura 4-40. Densidades fitoplanctónicas (cél. L⁻¹) registradas mensualmente en la Boca de la Barra (CGSM) entre los años 2014 y septiembre de 2019.

A nivel de grupos fitoplanctónicos, se destacaron por su mayor frecuencia y abundancia las cianobacterias, las diatomeas y los dinoflagelados. Las abundancias de las cianobacterias (Cyanobacteria) variaron, cuando estuvieron presentes, entre 809 cél/L (en febrero de 2016) y 2.115.628.537 cél/L (octubre de 2014), siendo el grupo que por su predominio moduló el comportamiento general de la abundancia del fitoplancton en la boca de la Barra. Respecto a las diatomeas (Bacillariophyta), las abundancias fluctuaron entre los 20.430 cél/L (agosto/2016) y 14.148.108 cél/L (febrero/2014). Para los dinoflagelados (Miozoa), cuando estuvieron presentes, las abundancias estuvieron entre los 309 cél/L (en diciembre de 2017) y 1.253.293 cél/L (junio de 2019). Otros grupos como



Informe técnico final 2020:
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



los Chlorophyta, Cryptophyta, Euglenozoa y Ochrophyta fueron poco frecuentes y no alcanzaron las 240.000 cél/L.

Por otro lado, en la ciénaga La Luna, las abundancias fitoplanctónicas estuvieron entre 10.588.546 cél/L y 11.039.434.757 cél/L; los meses que presentaron las mayores abundancias fueron febrero, abril y agosto de 2014; y junio y octubre de 2015 (Figura 4-41). Estos dos años 2014 y 2015 estuvieron caracterizados por la presencia de uno de los eventos El Niño más fuertes (INVEMAR, 2016). Las condiciones El Niño generalmente causan déficit de lluvias y sequías en la zona, disminuyéndose con ello los aportes de agua dulce a la Ciénaga, lo que pudo contribuir a que el flujo y recambio de agua en la CGSM se viera restringido, permitiendo que el fitoplancton creciera y se acumulara, alcanzando altas densidades. Años entre los que además se registraron cuatro mortandades de peces (INVEMAR, 2014; INVEMAR, 2015a; INVEMAR, 2015b; INVEMAR, 2015c) atribuidas a anoxia, con altas densidades de fitoplancton.

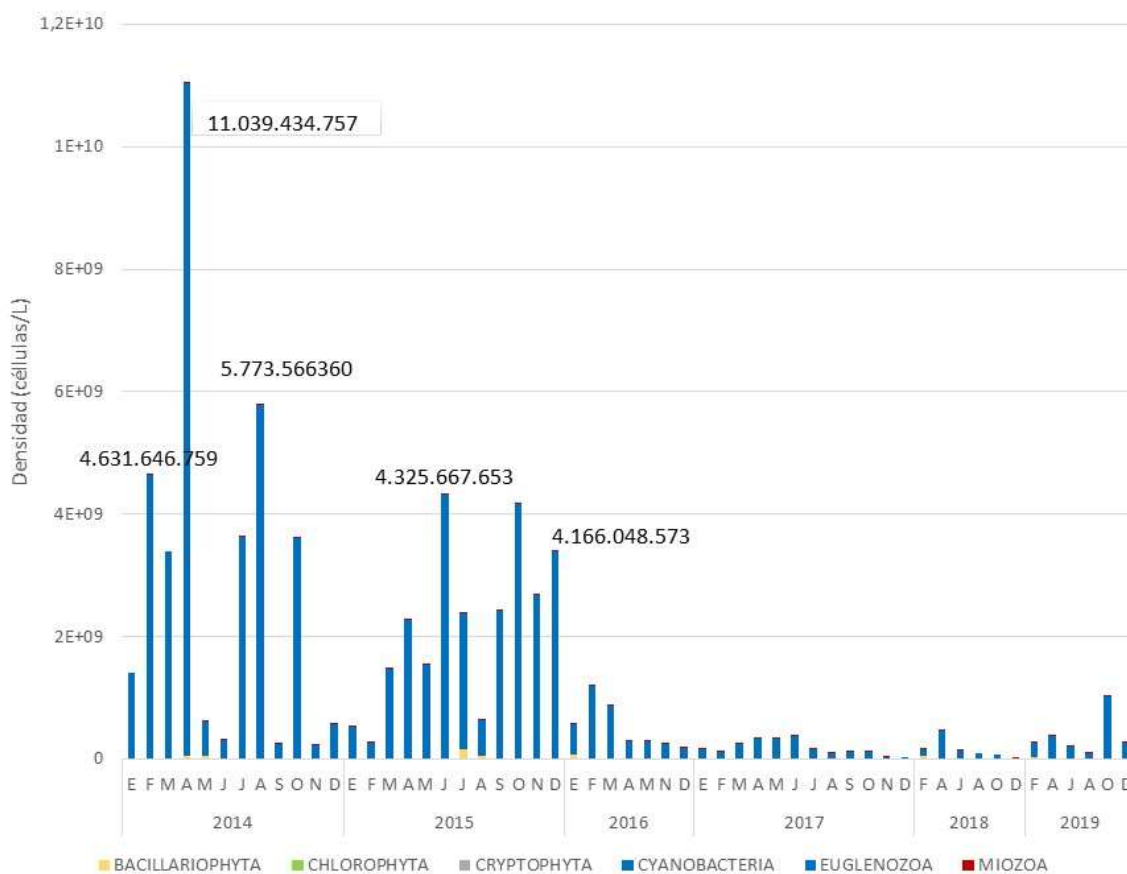


Figura 4-41. Densidades fitoplanctónicas (cél. L⁻¹) registradas mensualmente en la Ciénaga la Luna (CGSM) entre los años 2014 y septiembre de 2019.

El comportamiento general de la abundancia de las cianobacterias fue similar al que se presentó para las abundancias fitoplanctónicas totales, con valores que variaron entre



Informe técnico final 2020:
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



9.801.388 y 10.986.687.073 cél/L. Para las diatomeas las abundancias oscilaron entre 24.000 cél/L (octubre/2015) y 161.036.038 cél/L (julio/2015); y para los dinoflagelados entre 1.015 cél/L (diciembre/2019) y 5.251.323 cél/L (septiembre/2017) en las estaciones en que estuvieron presentes. Al igual que lo ocurrido en Boca de la Barra, el resto de grupos fitoplanctónicos fueron poco frecuentes y las mayores abundancias obtuvieron valores de 1.209.152 cél/L para Cryptophyta en mayo de 2016; 672.146 cél/L de Euglenozoa en febrero de 2015 y 448.098 cél/L para Chlorophyta en abril de 2018.

Durante el periodo 2014 y 2019, en LBA las cianobacterias fueron las que en general predominaron en abundancia, siendo algunas veces superadas sólo por las diatomeas (Bacillariophyta; marzo y abril de 2014 y diciembre de 2015, febrero de 2016, diciembre de 2018 y febrero de 2019), meses correspondientes a la época seca (Figura 4-42), el resto de grupos presentaron una participación discreta, destacándose entre éstos de los dinoflagelados por su abundancia relativa, principalmente en enero, noviembre y diciembre de 2015, abril de 2016, diciembre de 2018 y junio de 2019 (Figura 4-42).

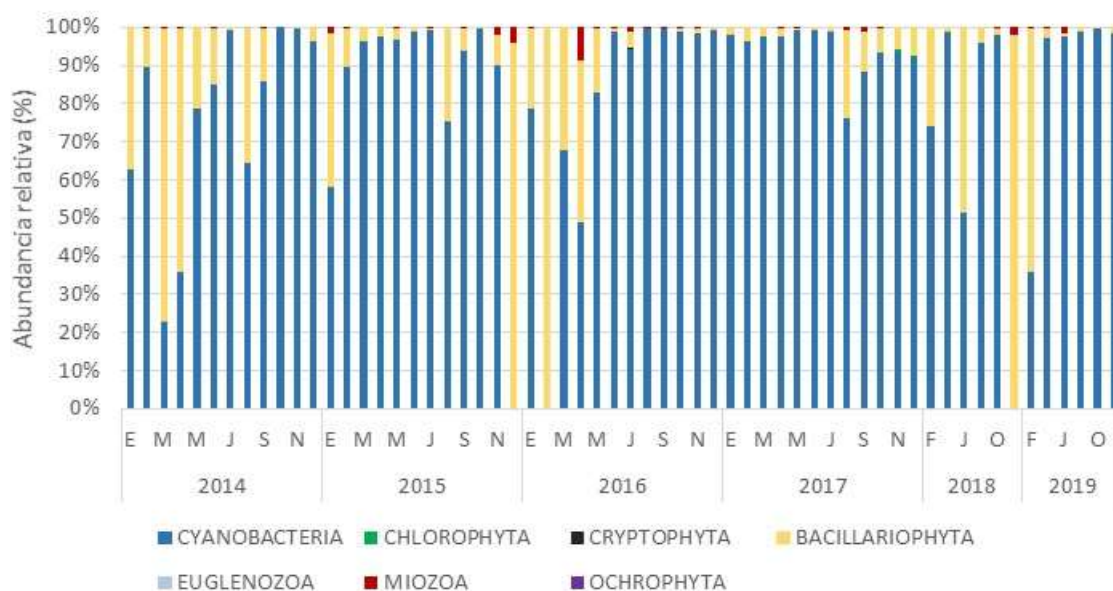


Figura 4-42. Abundancias relativas (%), registradas mensualmente en la Boca de la Barra (CGSM) entre los años 2014 y septiembre de 2019.

En la CLU, el predominio en abundancia de las cianobacterias fue permanente, contribuyendo en más del 60% en todas las observaciones. Respecto a las diatomeas (Bacillariophyta), se observaron aumentos de abundancia relativa en mayo y junio de 2014, julio y agosto de 2015, enero de 2016, noviembre y diciembre de 2017, febrero de 2018 y una participación sostenida en octubre y diciembre de 2018 y febrero, abril, junio y agosto de 2019 (Figura 4-43).



Informe técnico final 2020:
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

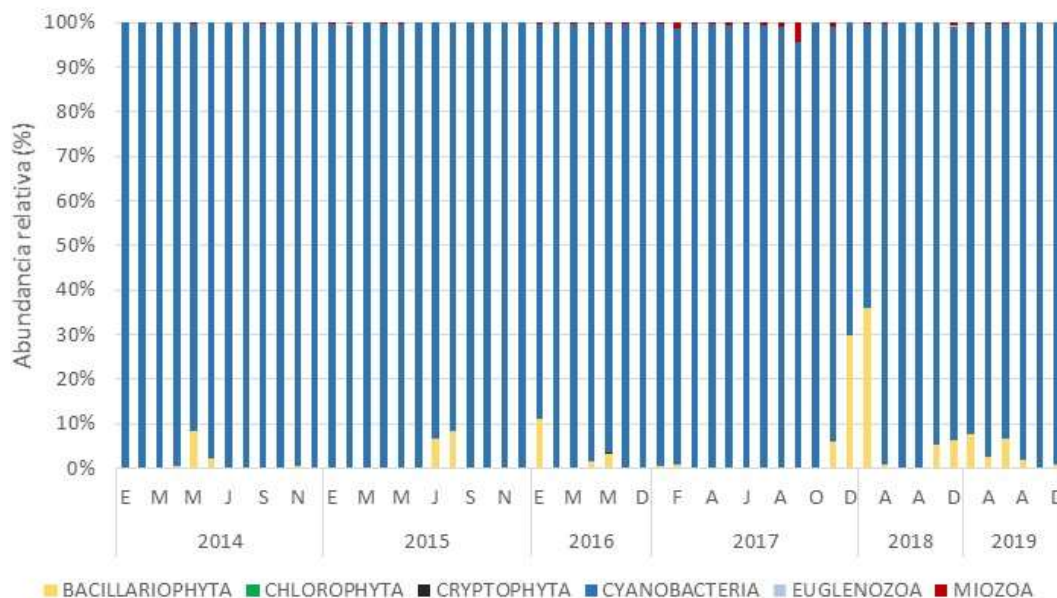


Figura 4-43. Abundancias relativas (%), registradas mensualmente en la Ciénaga la Luna (CGSM) entre los años 2014 y septiembre de 2019.

Estos resultados muestran el predominio general en abundancia que han tenido las cianobacterias en la LBA y en la CLU durante el periodo 2014-2019, especialmente en la estación de la CLU. Mientras que en la estación de LBA se observó una ocasional predominancia de las bacillariophyta (diatomeas) debido a la incursión de aguas marinas en la zona de mezcla (en las que las diatomeas suelen ser más abundantes y dominantes). Cabe mencionar que los predominios en abundancia de las cianobacterias respecto a los demás grupos del fitoplancton en la CGSM se han descrito desde la década de los 80 (Kücklick, 1987), y ha sido un comportamiento generalizado que se viene observado en el monitoreo de la CGSM desde el año 2003. Además, es importante mencionar que varios géneros de cianobacterias, tales como *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Microcystis*, *Raphidiopsis*, y *cylindrospermopsis* han sido hallados en la CGSM durante el periodo evaluado, siendo conocidas por producir toxinas que han afectado tanto a animales como a humanos (Cronberg y Annodotter, 2006).

El análisis histórico de la abundancia fitoplanctónica por estación de muestreo y por época climática clasificadas según Pujos y Le Tareau (1988) y Mesa et al. (1997) en seca mayor (de diciembre a abril), lluviosa menor (mayo y junio), seca menor (julio y agosto), y lluviosa mayor (de septiembre a noviembre), mostró que en LBA las mayores abundancias se han registrado en la época lluviosa mayor, principalmente en los años 2014 y 2019 (Figura 4-44). Para la CLU, los mayores valores se registraron durante los años 2014 y 2015, principalmente en la época seca menor (en el 2014), lluviosa mayor (2015), lluviosa menor (2015) y seca mayor (2014) (Figura 4-45).

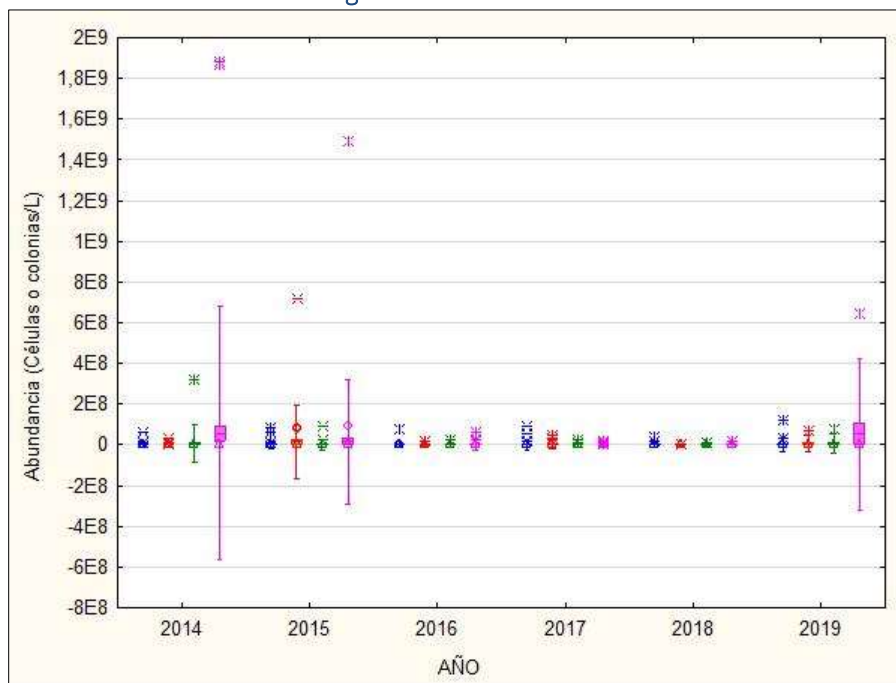


Figura 4-44. Diagrama de box plot con el comportamiento de la abundancia fitoplanctónica en la Boca de la Barra (CGSM), agrupadas por año y categorizadas por época climática (azul: seca mayor, naranja: lluviosa menor, verde: seca menor y rosado: lluviosa mayor).

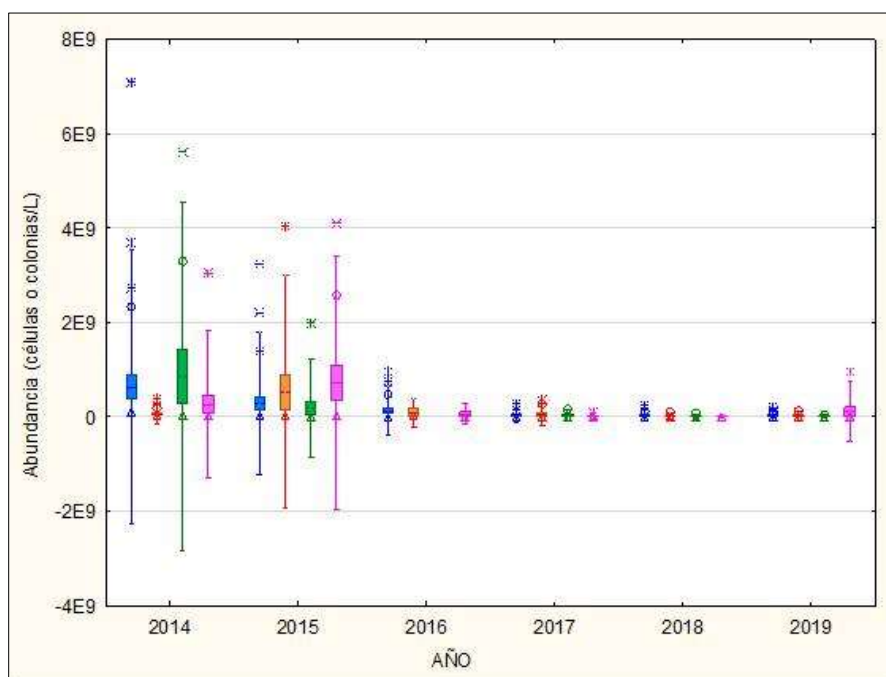


Figura 4-45. Diagrama de box plot con el comportamiento de la abundancia fitoplanctónica en la Ciénaga la Luna (CGSM), agrupadas por año y categorizadas por época climática (azul: seca mayor, naranja: lluviosa menor, verde: seca menor y rosado: lluviosa mayor).



Informe técnico final 2020:
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



El análisis de asociación entre las variables ambientales y la abundancia fitoplanctónica, mostraron que en LBA, la abundancia de las cianobacterias tiene una correlación significativa ($p < 0,05$) directas con la temperatura ($r = 0,33$) y con la concentración de clorofila-a ($r = 0,35$); y una correlación indirecta con la salinidad ($r = -0,27$). Los dinoflagelados tienen correlación directa con la concentración de clorofila-a ($r = 0,31$). Las diatomeas, no mostraron correlaciones significativas con ninguna de las variables evaluadas (Tabla 4-4



Informe técnico final 2020:
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



Tabla 4-4). Las correlaciones significativas directas e indirecta encontradas en LBA entre las cianobacterias, la temperatura y la salinidad (respectivamente), indicaría la preferencia de estos organismos por aguas de mayor temperatura y con menor salinidad contrario a lo que se encuentran típicamente en esta estación (o más probablemente, que en la estación pueden predominar las aguas de la ciénaga, más cálidas y menos salinas, en la que predominan estos organismos). Adicionalmente, respecto a la correlación directa encontrada con la clorofila-a, podría indicar a que por su mayor abundancia este grupo contribuye de manera importante en la presencia de este pigmento.

Para la CLU, se encontraron correlaciones significativas ($p < 0,05$) directas entre las abundancias de las diatomeas con la concentración de nitritos y fosfatos (valores de r de 0,30 y 0,31, respetivamente). Las abundancias de cianobacterias, mostraron una correlación directa con la salinidad y la concentración de nitritos (valores de r de 0,69 y 0,43, respetivamente) y de manera indirecta con la concentración de nitratos ($r = -0.36$). Para el caso de los dinoflagelados, las correlaciones fueron directas y significativas con la salinidad y la clorofila-a (valores de r de 0,31 y 0,37, respetivamente (Tabla 4-4). En el caso de la CLU, las correlaciones significativas y directas de las diatomeas con los nitratos y fosfatos indicarían la preferencia por esos nutrientes; de acuerdo a la significativa, alta y directa correlación de las cianobacterias con la salinidad, indican la preferencia de algunos de estos organismos por aguas con mayor salinidad de las que comúnmente se encuentran en esta estación, además de mostrar preferencia por aguas con mayor densidad de nitritos y menor nitratos. Por su parte, los dinoflagelados mostraron la preferencia de algunas de las especies de este grupo por aguas con mayor salinidad de las que frecuentemente se encuentran en esta estación. En LBA se encontraron 15 géneros con especies potencialmente nocivas, destacándose entre estos: *Nitzschia*, *Chaetoceros*, *Skeletonema*, *Pseudo-nitzschia*, *Scrippsiella* y *Raphidiopsis* por su mayor ocurrencia, al estar presente en más del 25% de las observaciones (Tabla 4-5).



Informe técnico final 2020:
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



Tabla 4-4 Coeficientes de correlación de Spearman entre las abundancias de principales grupos del fitoplancton y las variables ambientales evaluadas. * Correlación significativa con $p > 0,05$.

Variables	La Barra			Ciénaga La Luna		
	Bacillariophyta	Cyanobacteria	Miozoa	Bacillariophyta	Cyanobacteria	Miozoa
Temperatura (°C)	-0,10 (N= 60)	0,33* (N= 58)	0,24 (N= 51)	-0,00 (N= 54)	-0,23 (N= 55)	0,02 (N= 50)
Salinidad	0,14 (N= 60)	-0,27* (N= 58)	-0,20 (N= 51)	0,06 (N= 54)	0,69* (N= 55)	0,31* (N=50)
clorofila (µg/L)	-0,14 (N= 56)	0,35* (N= 53)	0,31* (N= 47)	0,04 (N= 48)	0,27 (N= 48)	0,37* (N=44)
NO2 µmol N/L	0,05 (N= 53)	0,02 (N= 52)	-0,03 (N= 44)	0,12 (N= 46)	0,43* (N= 47)	0,11 (N= 42)
NO3 µmol N/L	-0,01 (N= 53)	-0,07 (N= 52)	-0,10 (N= 44)	0,30* (N= 46)	-0,36* (N=47)	0,01 (N= 42)
NH4 µmol N/L	0,01 (N= 53)	0,13 (N= 52)	-0,12 (N= 44)	0,22 (N= 46)	0,11 (N= 47)	0,08 (N= 42)
PO4 µmol N/L	-0,10 (N= 53)	0,19 (N= 52)	0,16 (N= 44)	0,31* (N= 46)	0,14 (N= 7)	0,13 (N= 42)

En la CLU se presentaron 13 géneros con especies potencialmente nocivas, destacándose *Raphidiopsis*, *Nitzschia*, *Scrippsiella*, *Gymnodinium*, *Synechocystis*, *Anabaenopsis* y *Gyrodinium*, que aparecieron en más del 25% de las observaciones (Tabla 4-6).

Tabla 4-5 Presencia de géneros con especies potencialmente nocivas, periodo 2014-2019, de acuerdo al monitoreo mensual o bimensual realizado en la Boca de la Barra. Ale=Alexandrium; Ana=Anabaena, Anb=Anabaenopsis, Ch=Chaetoceros, Coc= Cochlodinium, Gym= Gymnodinium, Gyr= Gyrodinium, Mic=Microcystis, Nit= Nitzschia, Pro= Prorocentrum, Pse= Pseudo-nitzschia, Rap= Raphidiopsis, Scr= Scrippsiella, Ske= Skeletonema, Syn= Synechocystis.

Mes/Año	Ale	Ana	Anb	Cha	Coc	Gym	Gyr	Mic	Nit	Pro	Pse	Rap	Scr	Ske	Syn
ENE2014			X	X					X		X	X		X	
FEB2014		X	X	X			X		X	X	X	X	X		
MAR2014			X	X			X		X		X	X	X	X	
ABR2014				X					X		X				
MAY2014			X	X			X		X	X	X	X	X		
JUN2014			X	X			X		X	X	X	X		X	
JUL2014			X	X					X	X	X	X			X
AGO2014				X					X		X	X	X	X	
SEP2014	X		X	X			X		X	X	X	X	X	X	
OCT2014			X				X			X	X	X		X	



Informe técnico final 2020:
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



Mes/Año	Ale	Ana	Anb	Cha	Coc	Gym	Gyr	Mic	Nit	Pro	Pse	Rap	Scr	Ske	Syn
NOV2014			X	X			X		X	X	X	X		X	
DIC2014				X			X		X		X		X	X	
ENE2015				X		X			X		X	X		X	
FEB2015			X	X		X			X	X	X	X		X	
MAR2015				X					X		X				
ABR2015				X					X		X		X		
MAY2015			X	X		X			X	X	X	X		X	
JUN2015			X	X			X		X	X	X	X			
JUL2015		X		X		X	X		X		X	X			
AGO2015				X					X		X			X	
SEP2015				X		X	X		X		X	X	X	X	
OCT2015	X		X	X		X	X		X	X	X		X	X	
NOV2015				X	X	X	X		X	X	X		X	X	
DIC2015				X		X	X		X	X	X			X	
ENE2016				X			X		X		X		X		
FEB2016				X					X		X			X	
MAR2016				X					X		X				
ABR2016						X			X		X		X		
MAY2016				X					X		X		X	X	
JUN2016						X			X				X	X	
JUL2016		X				X			X			X	X	X	
AGO2016						X			X		X		X	X	
SEP2016			X			X	X			X	X			X	
OCT2016			X			X	X								
NOV2016							X		X			X	X		X
DIC2016						X						X	X		X
ENE2017									X			X	X		X
FEB2017				X					X					X	X
MAR2017				X					X		X	X		X	X
ABR2017			X			X			X		X		X		X
MAY2017			X	X			X		X			X	X		X
JUN2017			X	X					X			X	X		X
JUL2017		X				X		X	X					X	X
AGO2017		X		X		X			X				X	X	X



Informe técnico final 2020:
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



Mes/Año	Ale	Ana	Anb	Cha	Coc	Gym	Gyr	Mic	Nit	Pro	Pse	Rap	Scr	Ske	Syn
SEP2017		X		X					X				X	X	X
OCT2017		X	X						X				X		X
NOV2017		X		X					X			X	X	X	X
DIC2017				X					X		X	X		X	X
FEB2018		X		X							X			X	X
ABR2018		X		X		X			X			X	X		X
JUN2018		X							X					X	X
AGO2018		X	X						X					X	X
OCT2018			X	X		X			X		X		X	X	X
DIC2018				X		X			X		X			X	
FEB2019				X					X				X	X	
ABR2019			X	X		X			X		X			X	X
JUN2019						X	X		X					X	X
AGO2019				X					X						
OCT2019				X					X					X	X
DIC2019						X			X					X	X
Frecuencia (%)	3	37	20	72	2	40	33	2	92	23	63	43	48	65	40

Tabla 4-6. Presencia de géneros con especies potencialmente nocivas, periodo 2014-2019, de acuerdo al monitoreo mensual y bimensual en la Ciénaga La Luna. Ale=Alexandrium; Ana=Anabaena, Anb=Anabaenopsis, Ch=Chaetoceros, Cyl= Cylindrospermopsis, Gym= Gymnodinium, Gyr= Gyrodinium, Mic=Microcystis, Nit= Nitzschia, Pro= Prorocentrum, Rap= Raphidiopsis, Scr= Scrippsiella, Syn= Synechocystis.

MesAño	Ale	Ana	Anb	Cha	Cyl	Gym	Gyr	Mic	Nit	Pro	Rap	Scr	Syn
ENE2014		X	X								X		
FEB2014		X	X								X		
MAR2014		X	X					X	X		X		
ABR2014			X				X		X		X		
MAY2014			X						X		X	X	
JUN2014			X						X		X		X
JUL2014			X						X		X	X	X
AGO2014									X		X	X	X
SEP2014			X			X	X				X		
OCT2014				X			X				X	X	X
NOV2014			X				X		X	X	X	X	



Informe técnico final 2020:
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



MesAño	Ale	Ana	Anb	Cha	Cyl	Gym	Gyr	Mic	Nit	Pro	Rap	Scr	Syn
DIC2014			X				X		X	X	X	X	
ENE2015			X				X		X	X	X	X	
FEB2015			X				X		X	X	X	X	
MAR2015			X				X				X	X	
ABR2015			X			X	X		X		X	X	
MAY2015			X			X	X		X	X	X	X	
JUN2015						X	X				X	X	
JUL2015			X	X		X	X		X	X	X	X	
AGO2015			X	X		X				X	X	X	
SEP2015				X		X			X		X	X	
OCT2015						X			X		X	X	
NOV2015									X	X	X		
DIC2015						X	X		X	X		X	
ENE2016				X		X	X		X			X	
FEB2016						X	X		X			X	
MAR2016							X		X			X	
ABR2016				X								X	
MAY2016							X		X	X		X	
NOV2016							X	X			X		X
DIC2016		X				X		X			X	X	X
ENE2017						X	X	X	X		X	X	X
FEB2017		X					X		X		X	X	X
MAR2017		X				X	X				X		X
ABR2017			X			X	X		X		X	X	X
MAY2017	X		X				X				X	X	X
JUN2017			X			X	X				X	X	X
JUL2017						X		X	X		X		X
AGO2017						X	X				X	X	X
SEP2017								X	X		X	X	X
OCT2017						X			X		X	X	X
NOV2017						X			X		X		X
DIC2017									X		X		X
FEB2018		X				X			X		X		X
ABR2018		X				X			X		X		X



Informe técnico final 2020:
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



MesAño	<i>Ale</i>	<i>Ana</i>	<i>Anb</i>	<i>Cha</i>	<i>Cyl</i>	<i>Gym</i>	<i>Gyr</i>	<i>Mic</i>	<i>Nit</i>	<i>Pro</i>	<i>Rap</i>	<i>Scr</i>	<i>Syn</i>
JUN2018		X	X			X			X		X		X
AGO2018		X	X								X		X
OCT2018									X		X		X
DIC2018				X		X			X		X		X
FEB2019		X			X	X			X		X		X
ABR2019			X			X			X		X		X
JUN2019		X				X			X		X		X
AGO2019			X			X			X		X		X
OCT2019		X				X			X		X		X
DIC2019		X	X			X			X		X		X
Frecuencia (%)	2	25	45	13	2	55	45	11	73	18	89	56	55

Los géneros con especies potencialmente nocivas, que más se observaron a lo largo de periodo analizado (2014-2019), en las dos estaciones de muestreo fueron *Nitzschia*, *Pseudo-nitzschia*, *Scrippsiella*, *Raphidiopsis*, *Gymnodinium*, *Anabaenopsis* y *Gyrodinium*, los cuales se caracterizan por producir toxinas que afectan la salud humana y animal (Cronberg y Annodotter, 2006; Hallegraeff *et al*, 1995), mientras que *Chaetoceros*, *Skeletonema* y *Synechocystis* han sido implicados por causar hipoxia o daño branquial en peces y otros organismos, cuando alcanzan elevadas densidades (Sar *et al.*, 2000). Lo anterior indicaría que estos géneros son los que podrían representar mayor riesgo de provocar un evento nocivo en la CGSM y esta zona costera.

Las mayores abundancias de fitoplancton ocurren principalmente en las épocas de lluvia. Manteniendo las Cyanobacteria el predominio de abundancia respecto a otros grupos al interior y en el área costera de la CGSM y entre las cuales figuran géneros con potencial nocivo.



4.2 BOSQUE DE MANGLAR

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

De manera general, el estado de integridad ecológica de los bosques de manglar de la CGSM desde el año 2004 hasta 2019 es regular (Figura 4-46). Para el año 2008 y hasta el 2013 hubo un aumento significativo del indicador, ubicándose en valores superiores a 2,7, llegando a un valor cercano a la calificación “buena” para ese último año. La alta densidad promedio de propágulos, los valores promedio de salinidad menores a 31 unidades, el aumento en densidad y área basal de las especies de manglar en la mayoría de las estaciones durante ese intervalo de tiempo permitieron el aumento en el IBIm (INVEMAR, 2017). A partir del año 2014 y hasta el 2019 la integridad de los bosques de manglar decreció, evidenciando la pérdida de las características estructurales y funcionales.

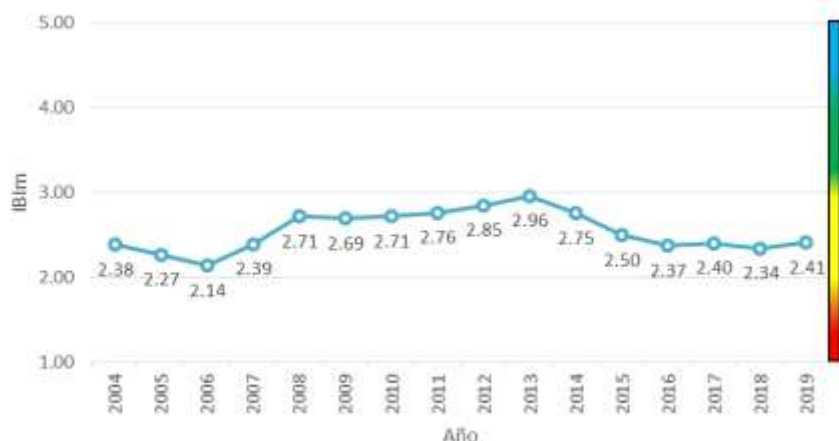


Figura 4-46. Histórico para el Indicador biológico de Integridad (IBIm) para los manglares de CGSM. Años 2004 a 2019

A nivel específico, las estaciones Rinconada y Aguas Negras, muestran históricamente un buen estado (Figura 4-47), estas estaciones tienen cierta regularidad en el crecimiento de área basal y el número de individuos por hectárea, y entre el 2011 hasta 2019 son estaciones que mantuvieron un área basal total mayor a 25 m²/ha (INVEMAR, 2018a; INVEMAR, 2018b, INVEMAR, 2019), esta medida resulta ser un buen índice para conocer el grado de desarrollo de un bosque, ya que está directamente relacionada con el volumen de la madera y la biomasa del mismo (Ulloa-Delgado *et al.*, 1998). Las estaciones Caño Grande y Caño Palos (puntualmente evaluada en el año 2018), presentaron un estado “regular”. En la primera estación, el establecimiento de árboles maduros de *Avicennia germinans* entre los años 2010 y 2016, alcanzando valores de área basal de 10,45 m²/ha y de promedio de DAP hasta 14,8 cm para ese último año, permitieron un aumento del



Informe técnico final 2020:
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



indicador IBIm durante el intervalo de tiempo 2010-2014 en esa localidad, llegando al valor máximo de 2,88 (INVEMAR, 2018a). La estación Caño Palos, corresponde a un bosque de cuenca dominado en su totalidad por *A. germinans* con un área basal de 9,89 m²/ha.

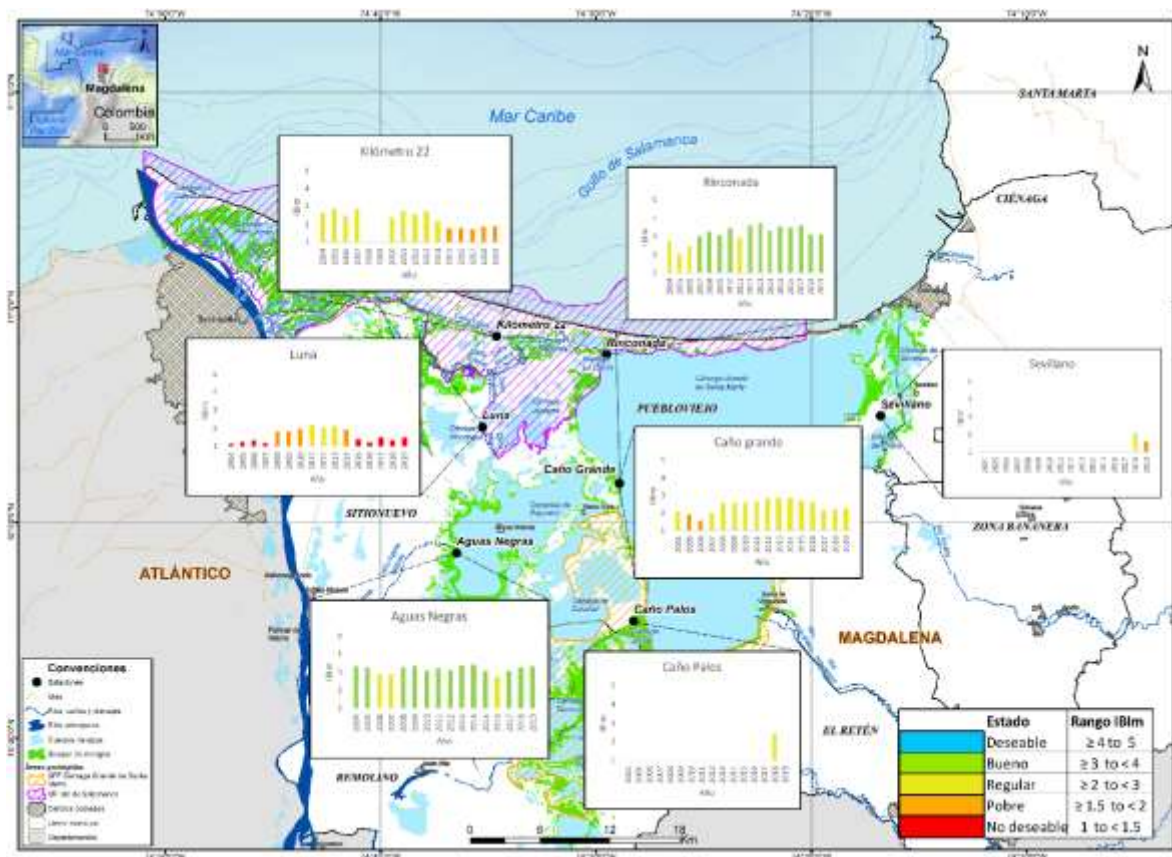


Figura 4-47. IBIm por estación en CGSM.

En general el estado de integridad ecológica de los bosques de manglar de la CGSM desde 2004 es regular. A partir del año 2014 la integridad dentro de la CGSM decrece, evidenciando la pérdida de las características estructurales y funcionales del manglar, para algunas de las zonas de análisis.

Las estaciones Kilómetro 22 y Sevillaño muestran históricamente un estado “pobre” (Figura 4-47); en la primera se observó un proceso de recuperación del arbolado con un aumento exponencial de la densidad de los árboles de la especie *A. germinans* entre el año 2010-2016 alcanzando valores de 1826,7 ind/ha y un aumento del área basal consecutivo

llegando hasta el valor de 24,97 m²/ha para el 2014 (INVEMAR, 2018a). La estación Sevillano mostró un estado regular en 2018, pero debido a los altos niveles de salinidad en el 2019, cuando alcanzó un valor de 69±32,22 unidades, y a la disminución en la producción de plántulas y propágulos, se observó el decrecimiento del IBIm; cabe recordar que esta estación es la más cercana al punto de confluencia del mar con la CGSM (Boca de la Barra), lo que pudo afectar la salinidad del sedimento. La estación Luna tiene históricamente una calificación “no deseable”, su estado tuvo una leve mejoría entre el año 2008 al 2014 causado principalmente por el crecimiento y establecimiento de individuos de *Laguncularia racemosa*; sin embargo, a partir de 2015 el indicador decayó nuevamente. Estos resultados reflejan la heterogeneidad de condiciones que se pueden encontrar en los bosques de manglar de la CGSM, las cuales son el resultado del hidropériodo y la topografía principalmente.

¿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?

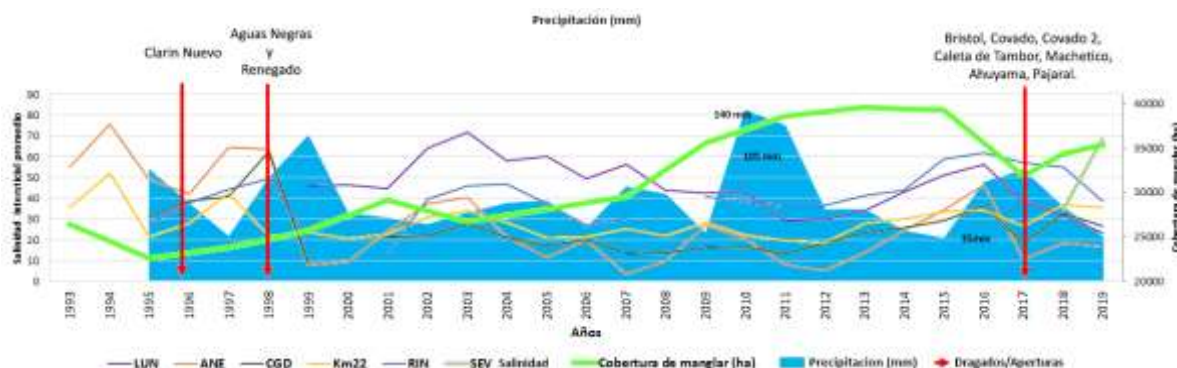


Figura 4-48. Valores promedio de salinidad intersticial y cambios en la extensión de cobertura de los manglares de CGSM desde 1993 en relación a los valores de precipitación.

Los valores promedio de salinidad intersticial en la CGSM están directamente relacionados con la disponibilidad de agua en el sistema lagunar. Dentro de los factores que pueden regular la disponibilidad de agua se encuentran principalmente: la precipitación, la cantidad de agua que ingresa por canales, ríos, caños y tributarios asociados a la Sierra Nevada de Santa Marta y al Río Magdalena, los fenómenos de variabilidad climática tipo “El Niño/La Niña” (Blanco et al., 2006) y el clima intrínseco de la región, que se caracteriza por presentar altos valores de evapotranspiración (1431 mm año) (Giraldo et al., 1995). La variabilidad climática y las modificaciones hidrológicas que afectan el balance de agua de los humedales costeros resultan en cambios en salinidad (Blanco et al., 2006), estos cambios, finalmente actúan como elementos estresores de las poblaciones de manglar (Perdomo et al., 1998). Se ha observado que los manglares tienen un crecimiento óptimo entre el rango de salinidades de 5 a 75 (Jaramillo et al., 2018), no obstante, una constante



exposición o fluctuación hacia altos valores de salinidad pueden afectar el establecimiento temprano de semillas, crecimiento vegetal, y la capacidad ecofisiológica.

De manera general, los valores de salinidad promedio más altos en CGSM se registraron en los años 1993 y 1994, con promedios de $45,64 \pm 13,65$ y $64,01 \pm 16,75$ unidades (media \pm D.E) respectivamente; en los años 1997 y 1998 con promedios de $48,01 \pm 11,12$ y $48,25 \pm 19,43$ unidades; en los años 2015 y 2016 con valores de $41,44 \pm 12,83$ y $47,07 \pm 11,98$; y en el año 2003 con $44,04 \pm 16,97$ unidades (Figura 4-48). Las salinidades más bajas se registraron entre 1999 al 2001, con valores entre $21,4 \pm 15,40$ y $25,23 \pm 11,62$; y entre 2011 y 2012, con valores entre $21,38 \pm 11,66$ y $21,64 \pm 12,10$ (Figura 4-48). Para el año 2018 y 2019 se reportaron en promedio salinidades intersticiales de $34,9 \pm 11,74$ y $35,0 \pm 18,42$ unidades. Históricamente las mayores salinidades se han registrado en las estaciones Luna y Sevillano, con promedios de $45,9 \pm 12,42$ y $51,9 \pm 24,13$, en el último caso debido a las altas salinidades encontradas en 2019 con valores en promedio de $69,0 \pm 32,22$. Por el contrario, las estaciones con menor salinidad promedio fueron Caño Grande y Aguas Negras, $24,9 \pm 11,57$ y $28,2 \pm 20,25$, respectivamente.

A nivel específico por estación, Luna pasó de tener valores de salinidad intersticial de entre 40-70 unidades entre el año 2000 y 2005, al valor más bajo que ha presentado en la historia de esta localidad con $23,4 \pm 10,18$ en 2019 (Figura 4-48). Aguas negras pasó de presentar valores de salinidad entre 50 y 70 en los años 1993 al 1998 a

Las mayores salinidades a nivel histórico son reportadas en la estación Luna y Sevillano con promedios de 45,9 y 51,9 unidades. Las menores fueron Caño Grande y Aguas Negras con 24,9 y 28,2 unidades. Todas las estaciones de monitoreo mostraron descensos significativos en la salinidad a excepción de Km 22.

tener un valor promedio de $16,9 \pm 15$ unidades para 2019, siendo éstos los valores de disminución más drásticos en el complejo. Las estaciones Caño Grande y Kilómetro 22 presentan valores promedio entre 20 y 30 unidades en los últimos 10 años. Excepcionalmente, los valores de salinidad en la estación Rinconada para la última década se han encontrado en un promedio de $46,9 \pm 10,40$ unidades mostrando un aumento con respecto al promedio observado entre el año 1995 y 1998, cuando se observó un promedio de $36,9 \pm 11,98$ unidades. La cuantificación del cambio de salinidad entre los periodos 1993-1998 y el periodo 1999-2015 (antes y después de la apertura de los caños del proyecto PROCINAGA) muestra que todas las estaciones, excepto Kilómetro 22, experimentaron una reducción significativa ($p < 0,05$; Wilcoxon) en la salinidad superficial e intersticial (Jaramillo et al., 2018). Estos resultados demuestran la complejidad hidrológica



Informe técnico final 2020:
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



de la CGSM, donde la distancia a la costa y a las fuentes de agua dulce, no determinan el valor de salinidad intersticial (Jaramillo et al., 2018).

Con respecto a la precipitación, los valores más altos se registraron en el año 2010, con 146,4 mm/año, 2011 con 133,3 mm/año, 1999 con 124,7 mm/año, 1995 con 95,65 mm/año, 2017 con 95,17 y 1998 con 87,95 mm/año (Figura 4-48). Por el contrario, los valores más bajos se registraron en los años 2015 con 36,34 mm/año, 2019 con 37,4 mm/año y 1997 con 37,87 mm/año (Figura 4-48). Los valores de salinidad y precipitación se compararon con el Índice de El Niño Oceánico (ONI - Figura 4-49), que es uno de los indicadores para hacerle seguimiento a dicho fenómeno, mostrando la correspondencia entre la presencia de “El Niño”, la reducción en la precipitación y el aumento de la salinidad. Por ejemplo, para el año 1997, el índice ONI muestra un año “El Niño fuerte”, que se ve reflejado en bajos valores de precipitación anual (37,87mm/año) y con altos promedios de salinidad ($48,01 \pm 11,12$ unidades), este mismo comportamiento se puede observar en el año 2015 con valores de precipitación de 36,34 mm/año y salinidad de $41,44 \pm 12,83$ unidades. El efecto contrario también se ve reflejado en los años 2010-2011 bajo la aparición del fenómeno “La Niña”, donde se observan altos valores de precipitación (133,3 a 146,4 mm/año), y bajos valores de salinidad, $21,38 \pm 11,66$ unidades (año 2011). Estos resultados corroboran lo encontrado por Blanco et al. (2006) que relaciona los eventos “El Niño” con una reducción en los flujos de agua dulce y un aumento en la salinidad, y muestra la importancia de este fenómeno sobre la disponibilidad del recurso hídrico en el área.

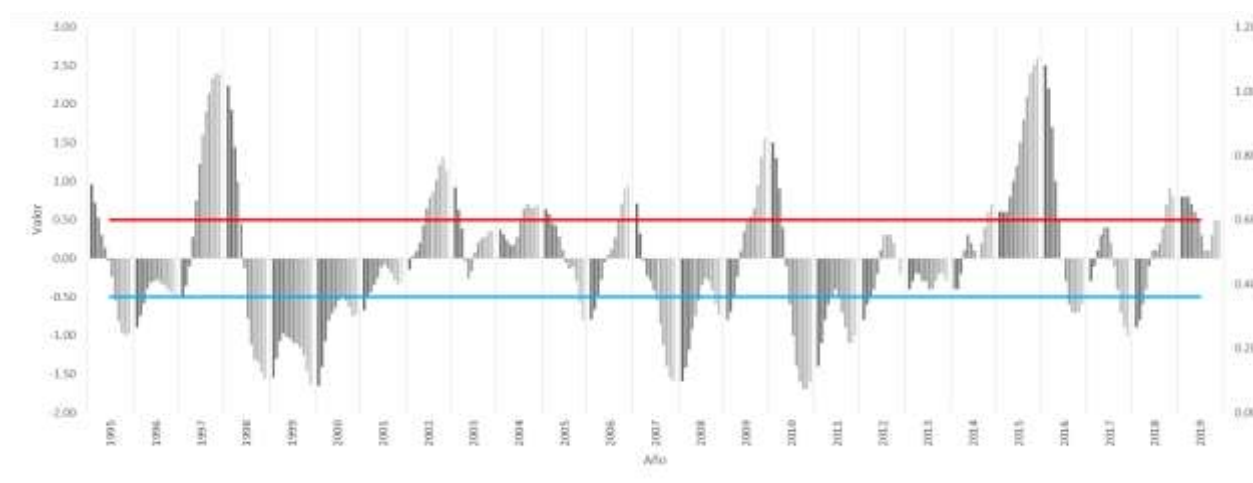


Figura 4-49. Índice ONI a lo largo de los años.

Los cambios de cobertura de bosque de manglar en CGSM se pueden observar en la Figura 4-48 (línea verde), en este caso desde 1995 hasta 2019 ha habido una recuperación de 12799 hectáreas, encontrándose para este último año un valor de 35379 hectáreas. Para el año 2013, se observó el mayor valor de cobertura en el complejo con 39535 hectáreas de manglar vivo y en buen estado, después del proceso de rehabilitación del año 1995.



Como pérdidas puntuales se observan los años 2003, 2015 y 2017, los cuales están relacionados con los altos valores de salinidad. El incremento de la salinidad en el 2016, está relacionado con el fuerte fenómeno de “El Niño” presentado en el periodo 2014-2016, época en la cual los valores de precipitación para la región Caribe disminuyeron un 37% de los valores promedio, alcanzando en algunas zonas hasta el 69% de déficit, como en el departamento de La Guajira (Fernández *et al.*, 2016). Este déficit hídrico produce la disminución de los caudales de los tributarios y en consecuencia la disponibilidad de agua en la ciénaga (Blanco et al., 2006). En la mayoría de las estaciones se observa un aumento de salinidad desde el año 2012 al 2016, la cual empieza a disminuir en el 2017 y es consistente con la ejecución de las obras en el sector noroccidental de Pajarales (Figura 4-48). Durante el periodo 2014-2016.

Los cambios en cobertura de manglar están relacionados con los cambios en la salinidad, producidos por el fenómeno de El Niño. Se observan pérdidas puntuales de cobertura en 2003, 2015 y 2017, años en los que se registró un aumento de salinidad.

Desde el año 2018 hasta 2019, se observó una recuperación del bosque, representada en el aumento de cobertura de aproximadamente 3500 ha, que puede deberse al aumento de los aportes hídricos derivados de los trabajos de dragado y mantenimiento realizados en el sector noroccidental en los caños Bristol, Covado, Covado II, Caleta del Tambor, El Burro y Salado, contratados por la Corporación Autónoma Regional del Magdalena – CORPAMAG durante los años 2017 y 2018. En total para esta zona se dragaron 1289922 m³ según información reportada por CORPAMAG.

Desde el año 2018 hasta 2019 se observó una recuperación del bosque representado en un aumento en la cobertura (+3.500 ha), lo cual puede estar relacionado con el dragado y mantenimiento de caños en el sector noroccidental de CGSM llevado a cabo por CORPAMAG.

La hidrología y los gradientes espaciales de salinidad en la CGSM son complejos y claramente no reflejan los gradientes de un típico estuario en condiciones naturales, por



lo menos a lo largo de los caños o canales dragados o intervenidos (Jaramillo et al., 2018). En las temporadas húmedas “La Niña”, la variabilidad interanual de la salinidad superficial es regulada por la entrada de agua dulce a través de los ríos principales y la precipitación local; en las temporadas secas “El Niño”, la salinidad aumenta por la evaporación potencial (Jaramillo *et al.*, 2018).

Las operaciones de dragado y mantenimiento de los caños son realmente importantes para mantener un equilibrio hidrológico, traer agua dulce al sistema y reducir la salinidad en la CGSM, tal como se puede observar en la estación Aguas Negras, cuyo caño adyacente ha sido sometido constantemente a procesos de conectividad, dragado y mantenimiento desde 1999 hasta 2015 (Jaramillo et al., 2018), siendo ésta estación en la que se ve la mayor disminución de salinidad intersticial en CGSM.

¿En qué estado estructural y fitosanitario se encuentran los bosques de CGSM?

El índice de valor de importancia (IVI) es usado para mostrar cuales de las especies presentes en un ecosistema contribuyen al carácter y estructura del mismo (Cottam y Curtis, 1956). Para el caso de la CGSM, la especie *A. germinans* (mangle negro) históricamente se muestra como la más importante para la mayoría de las estaciones, Rinconada, Aguas Negras, Sevillano, Luna y Kilómetro 22, alcanzando en estas dos últimas el máximo valor (300) desde 2017, debido a la nula presencia de las otras especies (Figura 4-50). En la estación Caño Grande, desde el año 2008 hasta el 2019, la especie más importante es *Rhizophora Mangle* (mangle rojo), debido principalmente a la inclusión de nuevos árboles como producto de la siembra realizada en el año 2000 en el proyecto “Manglares de Colombia” (Cadavid et al., 2009).

En dos estaciones se presentaron períodos en las cuales la especie *L. racemosa* fue la más importante. Tal es el caso de la estación Kilómetro 22, entre 1998 y 2002, en la que se alcanzan valores de IVI de hasta 187,2; y la estación Luna para los años de 2009 a 2016, en donde el índice muestra en promedio valores de 190 y máximos de hasta 213 (Figura 4-50). En ambos casos, esto se debe al aumento en el número de individuos por la implantación de la regeneración natural de dicha especie. Para la estación Kilómetro 22 se reporta que en el año 1998 solo existía vegetación directamente asociada a los márgenes de Caño Clarín (INVEMAR, 2002). La especie *L. racemosa* es considerada como pionera, está adaptada al desarrollo bajo condiciones de plena exposición solar, que predomina en las zonas perturbadas, y tiene la capacidad de colonizar suelos inestables con bajas concentraciones de salinidad y niveles de inundación fluctuantes, lo que se traduce en una ventaja competitiva sobre otras especies (Serrano-Díaz et al., 1995; Hogarth, 1999; Álvarez-León *et al.*, 2004).



El área basal es un atributo estructural del grado de desarrollo del bosque y expresa el espacio real ocupado por los árboles en metros cuadrados. Al observar ésta variable se puede ver que las dos estaciones con mejor estado de integridad ecológica históricamente son los que muestran los valores más altos de área basal (Figura 4-47). Para la estación Rinconada, desde el año 2009 se observan valores superiores a 20 m²/ha para la especie *A. germinans*, mostrando un pico de 28,67 m²/ha en 2011. Entre el año 2011 y el 2016 se observa estabilidad en esta variable

*La especie *Avicennia germinans* (mangle negro) ha sido la más importante y abundante en la mayoría de las estaciones de monitoreo. Tolera gran variedad de condiciones climáticas y edáficas que le permiten dominar sitios con altas concentraciones de sal (hasta 90 unidades)*

con valores promedio de 25,8±1,4 m²/ha, posteriormente en el año 2017 y 2018 se observa una disminución llegando hasta los 21,7 m²/ha durante el 2018 (Figura 4-50). En la estación Aguas Negras durante la última década se observan valores superiores a 16,40 m²/ha, alcanzando hasta los 23,2 m²/ha en el 2018 para la misma especie.



Figura 4-50. Relación entre área basal (m²/ha) e Índice de valor de importancia en las estaciones de monitoreo en CGSM.

La especie *A. germinans* tiene una amplia distribución y se ubica principalmente en las costas americanas (Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli, 1992), históricamente esta especie se presenta como la más abundante e importante en la CGSM. *A. germinans* tolera una gran variedad de condiciones climáticas y de suelo que le permiten ser dominante en sitios con altas concentraciones de sal (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1983), llegando a tolerar



salinidades de hasta de 90 unidades (Twilley et al., 1986), igualmente es una especie eficiente en el uso del agua (Sobrado y Ewe, 2006; Duque-Estrada et al., 2013). En Colombia la especie es mayormente representativa en la costa Caribe, y se observa principalmente en manglares de cuenca, en ambientes áridos o con aporte estacional de agua dulce (Pinto-Nolla, 1999).

La estación Kilómetro 22 mostró una recuperación del arbolado y del estado estructural con la especie *A. germinans* entre los años 2010 a 2016 presentando un valor promedio de $24,0 \pm 1,5 \text{ m}^2/\text{ha}$, alcanzando valores de hasta $25,9 \text{ m}^2/\text{ha}$ en 2014. En el 2019, se observó una marcada pérdida de estructura del bosque, representada en valores de área basal que llegan a los $8,0 \text{ m}^2/\text{ha}$, reflejando así un estado regular o pobre (Figura 4-50).

*Los valores de área basal más altos están asociados a la especie *A. germinans* y se encuentran en las estaciones Rinconada y Aguas Negras que tienen mejor integridad ecológica, con valores superiores a $20 \text{ m}^2/\text{ha}$ y de $16 \text{ m}^2/\text{ha}$ en la última década*

Los valores de área basal históricos de las estaciones Caño Grande y Sevillano, no sobrepasan los $10,5 \text{ m}^2/\text{ha}$, mostrando un estado estructural regular. Para el caso de Caño Grande, el valor de área basal de la especie *A. germinans* tiene un pico en el año 2016 con $10,44 \text{ m}^2/\text{ha}$ y decreció en los últimos tres años (Figura 4-50); los valores de área basal de *R. mangle* son similares en magnitud alcanzando un valor máximo de 9,93 en el año 2013 manteniéndose en un valor relativamente estable hasta el año 2016 donde alcanzó el valor de $9,54 \text{ m}^2/\text{ha}$ y

posteriormente decreció hasta valores de $6,61 \text{ m}^2/\text{ha}$ en el año 2019. La estación Caño Palos muestra un estado regular con valores de área basal de $9,88 \text{ m}^2/\text{ha}$ para *A. germinans* en el año 2018 (Figura 4-50).

Históricamente; para la estación Luna, los valores de área basal de las especies *A. germinans* y *R. mangle* no han sobrepasado los $6 \text{ m}^2/\text{ha}$. Entre los años 2008 y 2014 se observa un estado de recuperación dado principalmente por la especie *L. racemosa* que alcanzó valores de área basal de hasta $17,98$ y $21,21 \text{ m}^2/\text{ha}$ en los años 2013 y 2014, (Figura 4-50) y densidades de individuos de hasta 6527 y 5500 arb/ha respectivamente (INVEMAR, 2018a).

Por otra parte, el área basal es una de las variables que se usa para diagnosticar el desarrollo y la restauración de un manglar. En la CGSM, el área basal y por ende el crecimiento de los árboles está directamente relacionado con la salinidad, y en estaciones como caño Grande, Kilómetro 22 y Rinconada los aumentos en la salinidad intersticial están relacionados con un descenso en el valor de área basal (Jaramillo et al., 2018).



Informe técnico final 2020:
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



El promedio histórico del incremento diamétrico anual se puede observar en la Tabla 4-7 , para este caso el crecimiento es mayor y está concentrado principalmente en los fustales o arboles con un DAP mayor a 10 cm, los cuales quizás ya hayan llegado a una estabilidad y viabilidad reproductiva. De la misma manera se puede ver que este es más notorio en la especie *A. germinans* que muestra valores superiores a 0,2 cm/año en cinco estaciones de monitoreo permanente. Posteriormente, le sigue la especie *L. racemosa* que para las estaciones Aguas Negras, Caño Grande y Luna muestran valores superiores a 0,3 cm/año y finalmente la especie *R. mangle* muestra los mayores incrementos anuales en las estaciones Luna y Rinconada. Con respecto a los brinzales y latizales, el incremento diamétrico en la mayoría de casos no supera el 0,1 cm/año, lo que puede ser el reflejo del rápido intercambio de estas categorías, la intermitencia en el establecimiento de estas a lo largo de los años o la alta mortalidad de las mismas (Sánchez-Páez et al., 2004). La única especie que presenta un aumento en el incremento diamétrico en latizales mayor a 0,1 cm/año es *L. racemosa* en las estaciones Aguas Negras, Kilómetro 22 y Luna; este resultado para las dos últimas estaciones puede relacionarse con lo observado en los periodos de recuperación en los que aumenta la densidad de individuos de esta especie o el área basal. Los resultados de incremento diamétrico promedio anual (Tabla 4-7) encontrados en la CGSM son similares a los promedios encontrados en los departamentos de Bolívar, Córdoba y Sucre en donde se presentaron valores entre 0,36 y 0,52 cm entre los años 1996 y 1997 (Sánchez-Páez et al., 1997).



Informe técnico final 2020:
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



Tabla 4-7. Incremento diamétrico anual en las categorías Brinzal, Latizal y Fustal en las estaciones de monitoreo de manglar de la CGSM (promedio). *valores superiores a 0,1 cm anual

Incremento diamétrico promedio anual (cm/año)				
Especie	Estación	Brinzal	Latizal	Fustal
<i>Avicennia germinans</i>	RIN	0,028	0,009	0,216*
	ANE	0,066	0,029	0,430*
	CGE	0,047	0,037	0,348*
	Km22	0,031	-0,003	0,683*
	LUN	0,027	-0,001	0,402*
<i>Laguncularia racemosa</i>	RIN	-0,017	0,027	0,061
	ANE	0,068	0,170*	0,430*
	CGE	-0,012	0,038	0,468*
	Km22	0,069	0,273*	0,337*
	LUN	0,067	0,164*	0,092
<i>Rhizophora mangle</i>	RIN	0,054	0,005	0,409*
	ANE	0,017	0,478*	NA
	CGE	0,090	0,043	0,062
	Km22	0,060	-0,339	NA
	LUN	0,060	0,084	0,496*

El incremento diamétrico acumulado de los fustales en 5 estaciones de monitoreo de CGSM se puede ver en la Figura 4-51. *A. germinans*, mostró el mayor incremento diamétrico desde el año 1995, en la estación Kilómetro 22, en donde para los años 2018 y 2019 los valores incrementaron a 13,65 y 14,59 cm (Figura 4-51). Vale la pena destacar que este resultado se debe principalmente a la disminución de individuos de esa categoría diamétrica y a la supervivencia únicamente de los individuos más grandes. Para esta estación, el incremento diamétrico acumulado de *A. germinans* fue relativamente estable durante los primeros años con valores que alcanzan hasta los 3,84 cm entre 1996 y 2006. Los fustales de *L. racemosa* no se encontraron después de 2016, lo que refleja pérdida de estructura en la estación Kilómetro 22 (Figura 4-51).



Informe técnico final 2020:
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 4-51. Incremento diamétrico acumulado en Fustales en 5 estaciones de CGSM por especie. AG=*A. germinans* (Color verde), LR=*L. racemosa* (Color azul), RM=*R. mangle* (Color amarillo).

El incremento diamétrico está concentrado en los árboles de DAP mayor a 10 cm y es más notorio en la especie A. germinans con valores en promedio entre 0,21 y 0,63 cm/año. En los juveniles y árboles pequeños (Brinzal y Latizal) el incremento diamétrico no superó los 0,1 cm/año.

Los fustales de la estación Aguas Negras alcanzaron valores de hasta 8,17 cm de incremento diamétrico acumulado tras 20 años (2000-2019) de estudio para las especies



Informe técnico final 2020:
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



A. germinans y *L. racemosa*. Ambas especies muestran una curva de incremento similar, para el mangle negro (*A. germinans*) especialmente desde 2001 hasta 2008 hay un incremento diamétrico anual de $0,77 \pm 0,35$ cm/año; en la última década se observó un incremento promedio en los fustales entre $0,31 \pm 0,58$ y $0,66 \pm 0,60$ cm/año de *A. germinans* y *L. racemosa* respectivamente (Figura 4-51).

La estación Rinconada mostró un comportamiento único para los fustales. Las 3 especies de manglar se encontraron desde 1995 con alguna representatividad. La especie *R. mangle* mostró el mayor incremento acumulado alcanzando un valor máximo de incremento de 9,63 cm en el año 2017 (Figura 4-51), éstos árboles presentaron valores altos de DAP (>30 cm). Igualmente, la especie *A. germinans* mostró un incremento acumulado máximo de hasta 5,61 cm para el año 2017 (Figura 4-51), para esta especie durante los años 1996 a 2004 se observó un incremento rápido con valores promedio de $0,55 \pm 0,36$ cm/año y para los últimos 10 años un incremento diamétrico en promedio de $0,13 \pm 0,52$ cm/año.

En el caso de la estación Caño Grande el análisis del incremento diamétrico acumulado mostró en el año 2018 a *A. germinans* con el mayor valor de 9,21 cm. Para esta estación en el año 2008 se incluyeron nuevos individuos y nuevas parcelas en el monitoreo (Cadavid *et al.*, 2009) lo que pudo modificar el estudio del incremento diamétrico acumulado ya que se observan dos tendencias en el caso de las especies *R. mangle* y *L. racemosa*, para la primera especie se observan dos picos de crecimiento, el primero con 2,23 cm para el año 2007 y el segundo de 2,53 cm alcanzado en el año 2019 (Figura 4-51). Para la especie *L. racemosa* se observó un incremento acumulado entre 2008 y 2017 de $0,46 \pm 1,84$ cm/año en promedio, posterior a esta fecha los fustales de esta especie no se ven representados, mostrando pérdida estructural. Para los fustales de la estación Luna se observó un incremento acumulado de hasta 8,15 cm que se presenta en el año 2017 en la especie *A. germinans*, en esta estación se presentaron entre 2009 y 2016 incrementos de las especies *L. racemosa* y *R. mangle*, pero posterior a esa fecha los fustales de estas especies no se vieron representados (Figura 4-51).

Con respecto a 1998, se destaca la recuperación o rehabilitación de la estación Aguas Negras, que para 1997 presentaba valores de área basal de cero (0) (INVEMAR, 2002), esta recuperación fue producto de la mejora en la dinámica hídrica presentada tras la reapertura del Caño Aguas Negras en 1998, y las altas tasas de precipitación observadas en 1999, lo que permitió la disminución de salinidad intersticial y superficial y el arribo e implantación de juveniles. Proporcionalmente ésta estación experimentó el más largo descenso en salinidad intersticial desde 1993-94 hasta la actualidad y los valores de área basal encontrados son similares a la estación de referencia (Rinconada). La estación Rinconada se mantiene como la estación mejor conservada de acuerdo con el indicador de integridad, además hay presencia de fustales de las 3 especies y para la época de 2012 a 2016 se observaron los valores más altos de área basal en las especies *A. germinans* y *L. racemosa* ($25,3 \pm 1,4$ m²/ha y $6,9 \pm 0,55$ m²/ha respectivamente).



Informe técnico final 2020:
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



La estación Caño Grande mostró un estado regular estructuralmente desde el inicio del monitoreo, en el año 1995. En esta estación se destaca el aumento del área basal de *R. mangle* y de *A. germinans* entre los años 2008 y hasta el 2016. Esta estación se ha caracterizado por la pérdida de individuos por entresaca o tala que ha sido reportado en los años 2009, 2017 y 2018 (Cadavid et al., 2009, INVEMAR, 2017, INVEMAR, 2018)

La estación Kilómetro 22 mostró un proceso de recuperación, dado principalmente por la especie *L. racemosa* para los años 1996 a 2001 (INVEMAR, 2002) y de la especie *A. germinans* desde 2010 hasta 2015-2016; para el año 2019 únicamente sobrevivieron y se mantuvieron en desarrollo árboles de la especie *A. germinans* en el borde del caño principal (Clarín). La estación Luna mostró un proceso de recuperación dado por la especie *L. racemosa* entre los años 2008 y 2014 (aprox.), a partir de 2016 solamente sobreviven algunos especímenes de *A. germinans* asociados al borde del cuerpo de agua principal.

*Se destaca la recuperación de los bosques de la estación Aguas Negras desde 1998. Rinconada continúa siendo la estación ecológicamente mejor conservada. Históricamente Kilometro 22 y Luna mostraron al menos un proceso de recuperación dado por *L. racemosa*, sin embargo en la actualidad estas estaciones presentan un estado estructural pobre.*

Fitosanitariamente, desde 2015 al 2019 se evaluó el estado de 5843 individuos de los cuales un 36% se registró en la categoría "Muerto" y "Fuertemente afectado", 25% como "Moderadamente afectado" y 2% en "Buen estado". Durante este periodo, la estación de monitoreo más afectada correspondió a Luna con 54% de sus individuos muertos, como resultado posiblemente de los altos valores de salinidad que presenta (en ocasiones superiores a las 100 unidades) y los cuales pueden llegar a ser críticos para la supervivencia del manglar (Elster *et al.*, 1999); seguida de Kilometro 22 con un 16%. Para la categoría de "Buen estado" la estación Rinconada, que se caracterizó por ser la más conservada del sistema, obtuvo un 40% seguida de Caño Grande con un 24% (Figura 4-52).



Informe técnico final 2020:
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

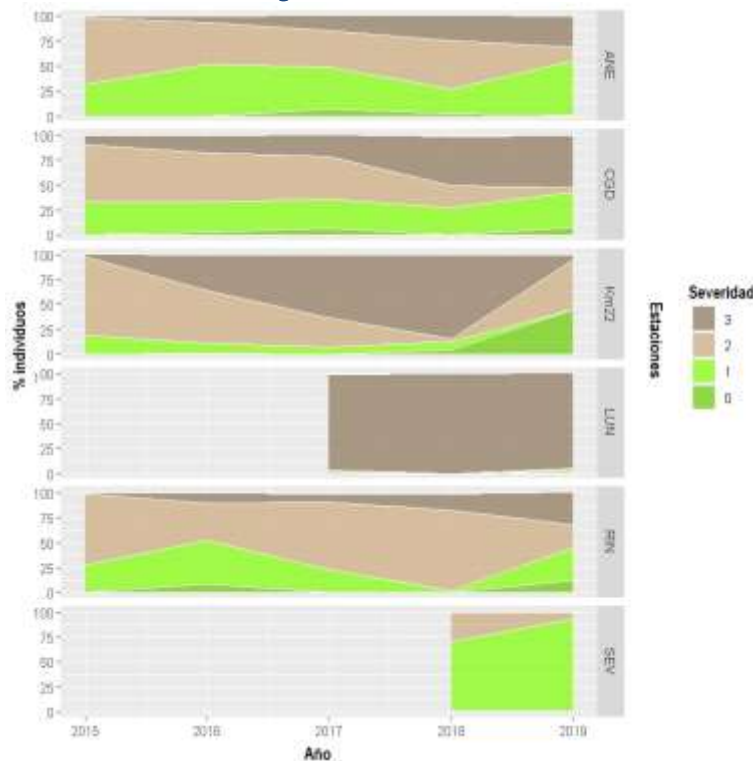


Figura 4-52. Estado fitosanitario en las estaciones de monitoreo a través del tiempo (2015-2019). 0= Buen estado, 1= moderadamente afectado, 2= fuertemente afectado, 3= muerto.

Para las especies de manglar durante este periodo (2015-2019), *L. racemosa* fue la más afectada fitosanitariamente con 56% de sus individuos muertos, presentando los individuos vivos problemas de defoliación en un 40%, 23% con descortezamiento y 12% con hojas perforadas (Figura 4-53). *A. germinans* que se caracterizó por ser la especie ecológicamente más importante del sistema, obtuvo los porcentajes más altos en comparación con el resto de las especies, en las categorías “Fuertemente afectado”, “Moderadamente afectado” y “Buen Estado”; con un 31% de individuos vivos con hojas perforadas, un 20% con defoliación y un 16% con manchas blancas. Mientras que *R. mangle* presentó un 30% de individuos con defoliación, 15% con descortezamiento y un 12% con termitas.



Informe técnico final 2020:
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

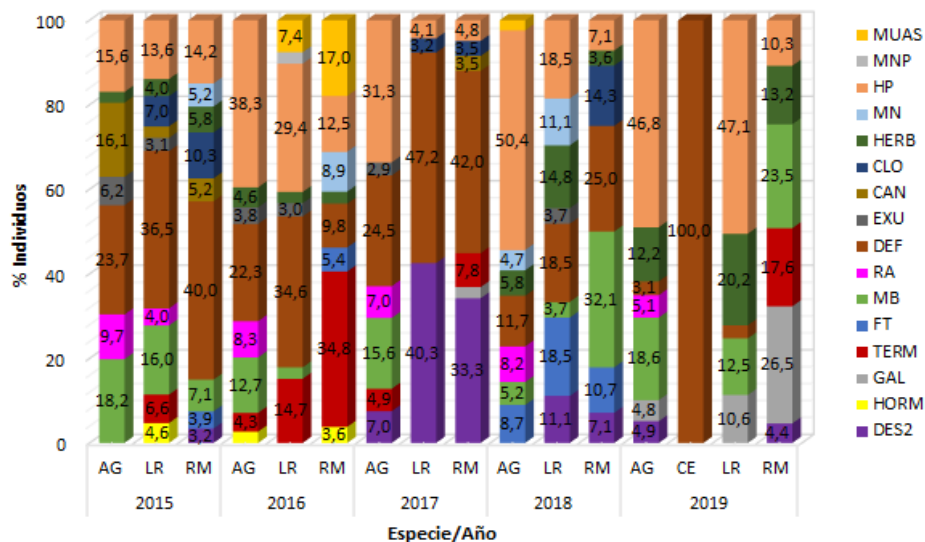


Figura 4-53. Síntomas fitosanitarios más frecuentes en las especies de manglar a través de los años. AG= *A. germinans*, LR= *L. racemosa*, CE= *C. erectus*, RM= *R. mangle*. HORM= hormiguero, MN= Manchas necróticas, DES2= Descortezamiento, GAL= Galería, TERM= Termitero, FT= Fracturación, MB= Manchas blancas, RA= Raíces adventicias, DEF= Defoliado, EXU= Exudaciones, CLO= Clorosis, HERB= Herbivoría, HP= Hojas perforadas, MUAS= Muerte ascendente, MNP= Mancha necrótica perforada, CAN= Chancro.

En estas especies, la presencia de síntomas como las hojas perforadas y la defoliación se atribuyen en gran medida a la herbivoría, la cual se presenta en al menos un 77% de las hojas del manglar según Romero *et al.*, (2006). Así mismo, la pérdida del área foliar principalmente en especies como *A. germinans*, que fue la más afectada por este síntoma, se ha relacionado con la presencia de fenoles y flavonoides en las hojas que las hacen agradables a los insectos, a diferencia de *R. mangle* y *L. racemosa* que presentan defensas físicas y taninos que las hacen de sabor desagradable (Gómez-García *et al.*, 2015). Por otra parte, se ha registrado que la presencia de termitas en *R. mangle* está ligada a la relación que poseen estos insectos con el hongo *Cytospora rhizophorae*, común en esta especie de mangle y el cual le ayuda en el proceso de descomposición de la corteza, mientras que éstos sirven como agentes mecánicos para su propagación (Ortiz *et al.*, 2018).

Al correlacionar las variables fisicoquímicas del agua superficial e intersticial y los síntomas fitosanitarios más frecuentes del manglar, se observó como la salinidad es uno de los factores más importantes en la salud, distribución y crecimiento de las especies de manglar. A nivel superficial se obtuvo una relación positiva significativa con siete de los 16 síntomas evaluados (Tabla 4-8); mientras que a nivel intersticial solo se presentó una relación negativa significativa ($-0,53; <0,03$) con el descortezamiento, síntoma presente principalmente en las especies *L. racemosa* y *R. mangle* (Figura 4-53), cabe resaltar que este síntoma es atribuido a la presencia de termitas (Muñoz, 2015). Asimismo, aunque se registró una relación positiva entre la salinidad superficial y las raíces adventicias (0,56;



Informe técnico final 2020:
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



<0,02), no se observaron relaciones a nivel intersticial, como se había reportado para la CGSM por Perdomo (2020), en donde la producción radicular se correlacionó de forma inversa con la salinidad intersticial; lo que podría deberse a que metodológicamente la autora realizó la medición a 30 cm de profundidad, es decir, 20 cm menos profundo que la metodología empleada en los monitoreos del presente informe.

L. racemosa fue la especie más afectada, con 56% de sus individuos muertos, problemas de defoliación en un 40%, descortezamiento en un 23% y hojas perforadas en un 12%, atribuibles a la salinidad superficial que presentó una correlación positiva con 7 síntomas.

Para el caso de la temperatura que también modula la distribución y crecimiento del manglar, las correlaciones significativas fueron todas negativas para el agua superficial e intersticial, correlacionándose al igual que la salinidad, con la presencia de manchas blancas, raíces adventicias, exudaciones y las hojas perforadas (Yáñez-Arancibia et al., 2014) (Tabla 4-8).

Tabla 4-8. Correlación entre los síntomas fitosanitarios y las variables fisicoquímicas del agua superficial e intersticial del bosque de manglar de la CGSM (2015-2019). En negrita las correlaciones significativas = $P < 0,05$.

Síntomas	Salinidad superficial	Temperatura superficial	Salinidad intersticial (0,5 m)	Temperatura intersticial (0,5 m)
HORM	0,78; <0,00	0,10; 0,70	0,40; 0,11	-0,44; <0,08
MN	0,38; 0,13	-0,28; 0,28	0,13; 0,61	-0,44; <0,08
DES2	-0,17; 0,50	0,11; 0,67	-0,53; <0,03	0,23; 0,37
GAL	-0,29; 0,27	-0,51; <0,04	-0,04; 0,88	-0,18; 0,48
TERM	0,69; <0,00	0,13; 0,63	0,41; 0,10	-0,35; 0,17
FT	0,04; 0,89	-0,19; 0,47	0,18; 0,48	-0,06; 0,82
MB	0,52; <0,03	-0,34; 0,18	0,21; 0,43	-0,74; <0,00
RA	0,56; <0,02	-0,34; 0,18	0,31; 0,23	-0,78; <0,00
DEF	0,40; 0,11	0,10; 0,69	-0,14; 0,59	-0,21; 0,43
EXU	0,56; <0,02	-0,21; 0,41	0,27; 0,30	-0,69; <0,00
CLO	0,31; 0,22	0,30; 0,24	-0,31; 0,23	0,05; 0,84



Informe técnico final 2020:
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



HERB	0,24; 0,35	-0,54; <0,03	0,09; 0,74	-0,48; <0,05
HP	0,54; <0,02	-0,46; <0,07	0,35; 0,16	-0,72; <0,00
MUAS	0,14; 0,60	0,08; 0,75	-0,12; 0,63	0,19; 0,46
MNP	0,55; <0,02	0,16; 0,53	0,28; 0,27	-0,18; 0,48
CAN	0,34; 0,18	-0,23; 0,39	0,09; 0,74	-0,57; <0,02

Síntomas: *HORM*= hormiguero, *MN*= Manchas necróticas, *DES2*= Descortezamiento, *GAL*= Galería, *TERM*= Termitero, *FT*= Fracturación, *MB*= Manchas blancas, *RA*= Raíces adventicias, *DEF*= Defoliado, *EXU*= Exudaciones, *CLO*= Clorosis, *HERB*= Herbivoría, *HP*= Hojas perforadas, *MUAS*= Muerte ascendente, *MNP*= Mancha necrótica perforada, *CAN*= Chancro.

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

Con respecto a los propágulos se tienen datos desde el año 2004 hasta el 2019. Entre 2004 y 2007, se presentaron bajas densidades, alcanzando el menor valor durante el 2006 (0,8 ind/m²); posteriormente aumentaron entre 2008 y 2010, registrando el mayor valor durante este último año (16,5 ind/m²). En el 2011 la densidad descendió a 7,3 ind/m², y seguidamente aumenta entre 2012 (cuando se registró la mayor densidad; 17,8 ind/m²) y 2014; en los últimos 5 años (2015-2019) la densidad ha variado sin evidenciar un patrón definido (Figura 4-54). Analizando la densidad histórica, el principal aporte a la densidad de propágulos por m² es realizado por la especie *A. germinans* (9 ind/m²), seguido por *L. racemosa* (1 ind/m²) y por último *R. mangle* (0,8 ind/m²). La mayor densidad de propágulos de *A. germinans*, puede ser atribuida a que ésta especie presenta una alta producción de propágulos como estrategia reproductiva, adicionalmente es muy abundante y tolera amplios rangos de salinidad (Pinto-Nolla et al., 1995; Hoyos et al., 2013).

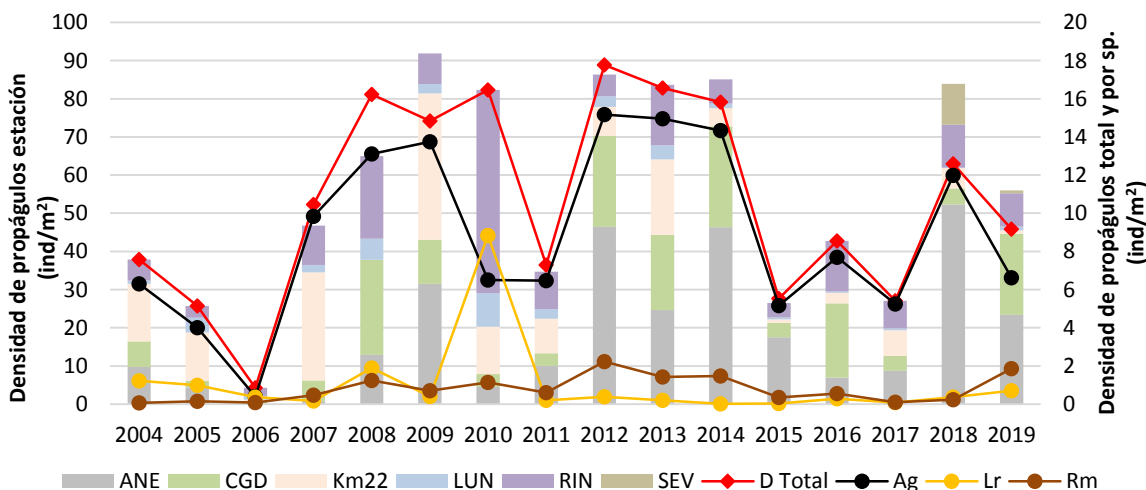


Figura 4-54. Densidad total de propágulos (ind/m²) en la CGSM por estaciones, especies y años de monitoreos. Eje principal: Densidades por estación y Eje secundario: Densidad total y por especie.



Informe técnico final 2020:
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



La estación Aguas Negras presentó la densidad histórica de propágulos más alta (18,4 ind/m²), mientras las densidades más bajas se registraron en Luna (2,4 ind/m²) y Sevillano (2,8 ind/m²). La mayor densidad de propágulos en Aguas Negras puede ser atribuida a que es una estación que se encuentra en “buen estado” según el IBIm (INVEMAR, 2019), además, a partir de 1999 se han registrado salinidades superficiales inferiores a 22 unidades, lo cual favorece el desarrollo de *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle* (McKee, 1995; Jiménez, 1994; Krauss *et al.*, 2008). Por el contrario, la menor densidad de propágulos en Luna y Sevillano podría ser atribuida a niveles altos de inundación en Luna y a valores altos de salinidad intersticial registrados en ambas estaciones, estos factores generan estrés fisiológico, afectando la implantación y desarrollo de los propágulos, cabe resaltar que Luna presenta un estado “no deseable” según el IBIm (INVEMAR, 2019) (Figura 4-54). Las estaciones Aguas Negras, Caño Grande, Kilometro 22 y Rinconada, presentaron las menores densidades de propágulos durante el año 2006, siendo estas de 0,2; 0,4; 0,6 y 2,1 ind/m² respectivamente. La baja densidad de propágulos durante el 2006 en gran parte de las estaciones es atribuido a las escasas precipitaciones y a los bajos niveles de inundación debido a la presencia de ONI positivo (ONI positivo >0,5) que se registró durante este año (INVEMAR, 2007) (Figura 4-54).

El principal aporte a la densidad de propágulos por m² es realizado por la especie A. germinans (9 ind/m²). La estación Aguas negras presento la densidad promedio de propágulos más alta 18,4 ind/m², mientras las densidades más bajas se registraron en Luna (2,4 ind/m²) y Sevillano (2,8 ind/m²)

La densidad de plántulas ha sido estimada desde el año 2002 hasta el 2019. El comportamiento histórico de la densidad de plántulas inicia con valores intermedios entre 2002 y 2005, alcanzando su mayor valor durante el 2005 (3,6 ind/m²); entre 2006 y 2008 la densidad de plántulas disminuye, registrándose el valor más bajo en el 2006 (1,7 ind/m²), inmediatamente en el 2009 la densidad de plántulas aumentó (3,7 ind/m²) y volvió a disminuir entre 2010 y 2012, reportándose el valor más bajo durante el 2010 (2,3 ind/m²). Durante el 2013 se presentó un aumento en la densidad de plántulas (5,9 ind/m²), la cual decayó gradualmente hasta 0,8 ind/m² en el 2017, posteriormente aumentó hasta alcanzar el valor más alto del monitoreo en el 2019 (6,5 ind/m²) (Figura 4-55).



Informe técnico final 2020:
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

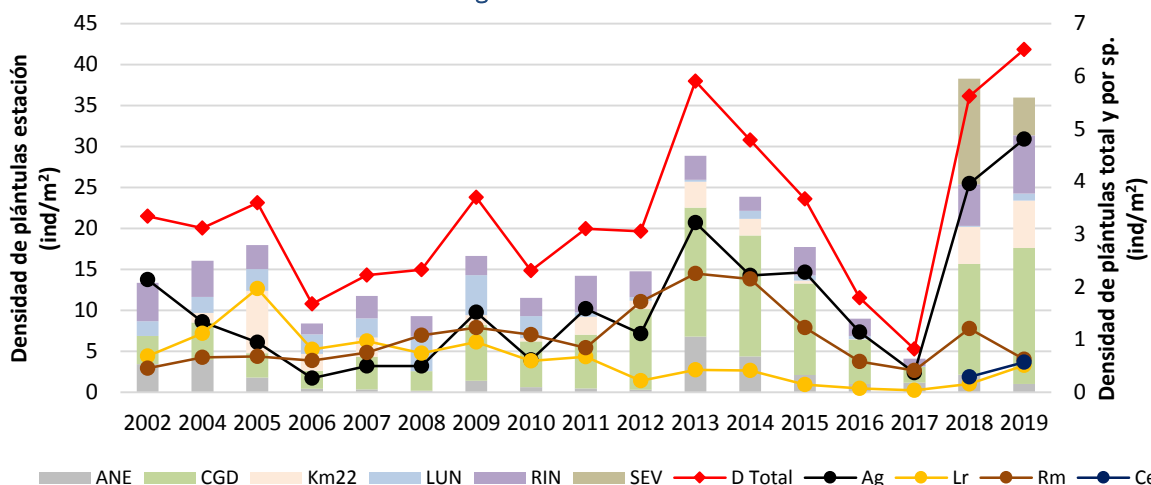


Figura 4-55. Densidad total de plántulas (ind/m^2) en la CGSM por estaciones, especies y años de monitoreos. Eje principal: Densidades por estación y Eje secundario: Densidad total y por especie.

La disminución en la densidad de propágulos y plántulas en los últimos años, principalmente en 2010 y en el 2017, puede estar relacionado con el fenómeno de “El Niño” (ONI positivo $>0,5$) que se presentó entre 2014 y 2016, el cual, debido a la reducción en la precipitación, generó un aumento en la salinidad superficial e intersticial y disminución en el nivel del agua, afectando la regeneración natural. Para 2018 y 2019 se observó un leve incremento en la densidad de renacientes indicando una recuperación de las condiciones del manglar, debido al cese del fenómeno de “El Niño”, sumado al aumento en la cantidad de agua que ingresó al sistema debido a la apertura y dragado de caños realizada en 2017 por CORPAMAG, mostrando la respuesta positiva de las obras sobre la producción y establecimiento de la regeneración natural (INVEMAR, 2019).

Teniendo en cuenta las plántulas por especie, se evidencia que durante el 2013 *A. germinans* ($3,2 \text{ ind}/\text{m}^2$) y *R. mangle* ($2,2 \text{ ind}/\text{m}^2$) presentaron una alta densidad en comparación con *L. racemosa* ($0,4 \text{ ind}/\text{m}^2$), mientras que durante 2018 y 2019 *A. germinans* alcanzó las densidades más altas (4 y $4,8 \text{ ind}/\text{m}^2$ respectivamente): Cabe resaltar que durante 2018 y 2019 se reportó la presencia de plántulas de *Conocarpus erectus*, especie restringida a la estación Sevillano, la cual ha sido monitoreada desde 2018 (Figura 4-55). La mayor densidad de plántulas de *A. germinans* podría indicar que el bosque se encuentra en transición hacia un estado sucesional más avanzado (Rodríguez-Rodríguez, 2015).



Las reducciones en la densidad de plántulas y propágulos en el 2017 pueden relacionarse con el fenómeno de “El Niño” que se presentó entre 2014 y 2016, el cual, debido a la disminución de la precipitación, generó un aumento en la salinidad superficial e intersticial y disminución en el nivel del agua, afectando la

A nivel general, Caño Grande y Sevillano presentaron las densidades más altas de plántulas 8 y 6,3 ind/m² respectivamente, mientras que en Luna se registró la menor densidad (1,5 ind/m²). Caño Grande ha presentado las mayores densidades de renacientes en la mayoría de años monitoreados, esta estación tiene características particulares a nivel estructural (INVEMAR, 2019) (Figura 4-55). La producción de plántulas en Kilómetro 22 y Luna ha venido disminuyendo a partir del 2014, lo cual podría deberse a las condiciones hipersalinas y de permanente inundación que estas estaciones han presentado durante los últimos años, condiciones que han afectado la estructura del manglar, repercutiendo en la producción de propágulos y como consecuencia, en el número de plántulas implantadas (INVEMAR, 2017) (Figura 4-55). Adicionalmente, durante 2018 se monitoreó la estación Caño Palos, registrándose una densidad de plántulas de 12 ind/m², atribuidos principalmente a la especie *A. germinans* (10,94 ind/m²); siendo esta una de las densidades más altas en el 2018, solo por debajo de Caño grande y Sevillano.

Los brinzales, se vienen monitoreando desde el año 1995 hasta el 2019. Las densidades más altas se registraron entre 1995 y 1998, alcanzando el mayor valor durante este último año (1790 ind/ha); durante 1999, los valores decayeron abruptamente (360 ind/ha), y posteriormente en el 2000 aumentaron, alcanzando el valor más alto del monitoreo (1974,3 ind/ha). A partir del 2001 la densidad de brinzales descendió gradualmente hasta alcanzar el valor más bajo en el 2007 (125 ind/ha); en los años siguientes, la densidad aumentó registrando un alto valor de 1195,5 ind/ha en el 2010, y volvió a disminuir hasta alcanzar el valor más bajo del monitoreo en el 2018 (117,7 ind/ha) (Figura 4-56). El principal aporte a la densidad de brinzales es de las especies *L. racemosa* (390 ind/ha) y *A. germinans* (249 ind/ha), mientras los más bajos por *R. mangle* (51,8 ind/ha) y *C. erectus* (1,4 ind/ha) (Figura 4-56), la especie *L. racemosa* ha presentado históricamente las mayores densidades de brinzales, lo cual puede ser debido a que esta es una especie pionera que coloniza zonas sin vegetación posterior a eventos de disturbios (Rosevear, 1947; Lebigre, 1983; Din, 1991); desde el 2016 la densidad de brinzales de *A. germinans* superó la de las otras especies, este recambio de especies podría indicar que el bosque se encuentra en un proceso de transición hacia un estado de mayor desarrollo (INVEMAR, 2018). La disminución de brinzales a partir del 2010, estaría indicando que el manglar se encuentra avanzando en el proceso sucesional (INVEMAR, 2017), por lo cual se recomienda continuar



Informe técnico final 2020:
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



el seguimiento al desarrollo de las plántulas para determinar la continuidad del proceso sucesional.

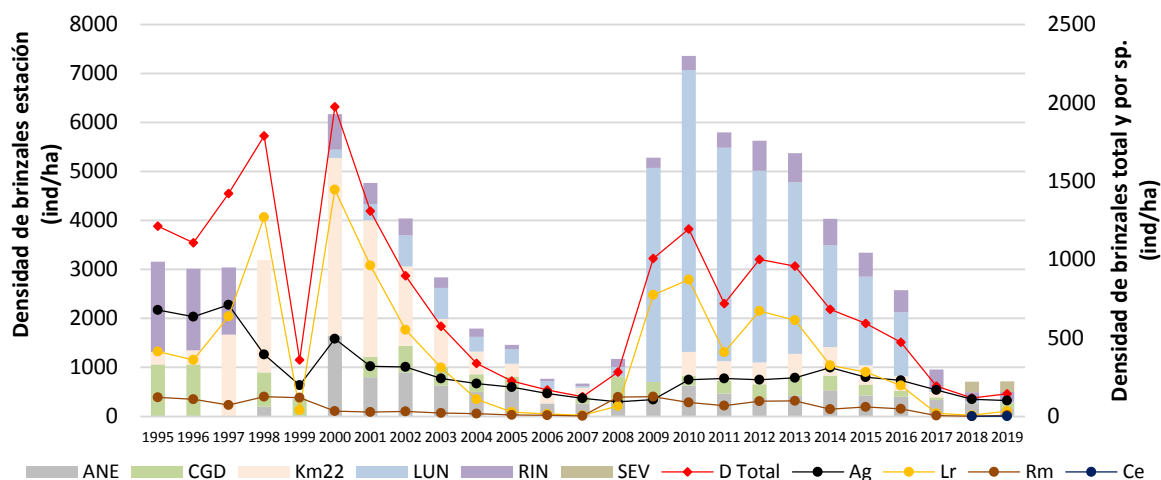


Figura 4-56. Densidad total brinzales (ind/ha) en la CGSM por estaciones, especies y años de monitoreos. Eje principal: Densidades por estación y Eje secundario: Densidad total y por especie.

A nivel histórico, las mayores densidades de brinzales se presentaron en Luna (1938 ind/ha) y Kilometro 22 (828,8 ind/ha), mientras las menores se registraron en Sevillano (215,4 ind/ha) y Caño Grande (287,6 ind/ha). La alta densidad promedio de brinzales en Luna puede ser debida al proceso de recuperación que se presentó en esta estación desde mediados del 2009 (Cadavid *et al.*, 2009), pero posteriormente disminuyó desde el 2014, lo cual indicaría una transición en la trayectoria de la sucesión vegetal (INVEMAR, 2017); esta recuperación se presentó principalmente con la especie *L. racemosa* (Serrano-Díaz *et al.*, 1995; Hogarth, 1999; Álvarez-León *et al.*, 2004, INVEMAR, 2016).

La baja densidad de brinzales en Sevillano durante el 2019 podría deberse a los altos valores de salinidad (48,39 unidades), cabe resaltar que esta estación pasó de estado “regular” en el 2018 a “pobre” durante el 2019 según el IBIm (INVEMAR, 2019) (Figura 4-56).

En la estación Rinconada se registraron las densidades más altas entre 1995 y 1996 (1840 y 1666,7 ind/ha respectivamente) y las más bajas entre 2006 y 2007 (50 ind/ha). Esta estación se ha caracterizado por presentar una densidad intermedia y estable de brinzales durante los últimos años, indicando una alta resiliencia (McLeod y Salm, 2006), después del 2014, las densidades de brinzales han venido disminuyendo, lo cual indicaría un proceso de transición hacia un estado de mejor desarrollo estructural (INVEMAR, 2018) (Figura 4-56).



Informe técnico final 2020:
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



La estación Caño Palos, presenta una densidad de brinzales de 266,67 ind/ha, atribuidos en su totalidad a la especie *A. germinans*; siendo la densidad más altas en el 2018. Cabe resaltar que la estación Caño palos se encuentra catalogada como “Regular” según el IBIm, pero las altas densidades de plántulas y propágulos registradas, lo cual podría indicar que se encuentra en un proceso de recuperación.

La densidad de propágulos y plántulas responden a las variaciones del ONI. Entre 2007 y 2008 se presentó un fuerte ONI negativo y en esta época se registraron altas densidades de renacientes. Durante el 2009, se presentó un ligero ONI positivo, y en los años siguientes se observó la disminución de la densidad de renacientes. De igual forma, 2010 y 2011 fueron años de ONI negativo, y los renacientes presentaron un aumento en su densidad; mientras que en el 2015 se presentó un fuerte ONI positivo, y en los años siguientes se evidencio una disminución en la densidad de renacientes, los cuales tendieron a recuperarse durante el 2018 y 2019.

L. racemosa presenta las mayores densidades de brinzales; esta es una especie pionera que coloniza zonas sin vegetación después de eventos de disturbio. Desde el 2016 la densidad de brinzales de A. germinans supero la de las otras especies, lo que podría indicar que el bosque se encuentra en un proceso de transición hacia otro estado de desarrollo.

La densidad de plántulas presenta una correlación negativa con la precipitación ($r_s = -0,62$; $p < 0,05$); esta correlación negativa podría deberse a que a pesar de que en el manglar de la CGSM se presenta una relación entre los aportes de agua y el desarrollo de propágulos o plántulas, las precipitaciones prolongadas conllevan a largos periodos de inundación que afectan la tasa de implantación de los propágulos. Este comportamiento se evidenció en 1999, cuando debido a las altas precipitaciones se generó un aumento en la producción de propágulos, pero por la prolongada inundación la tasa de implantación fue baja (INVEMAR, 2003).

Adicionalmente la densidad de brinzales presento una alta correlación con el Indicador de Integridad Biológica para manglares (IBIm) ($r_s = 0,72$; $p < 0,05$), como se ha evidenciado históricamente las estaciones con mayor número de brinzales coinciden con las estaciones que presentan los valores más altos de IBIm, por lo cual la presencia de brinzales podría ser usado como un indicador sencillo y rápido del estado de integridad del bosque (INVEMAR, 2019).



¿Cómo ha cambiado la cobertura de manglar en los últimos dos años?

En particular, la dinámica del manglar entre 2017 y 2018, evidencio una recuperación de cobertura especialmente en la zona norte y centro, correspondiente a las ciénagas La Luna, Mendegua y Complejo de Pajarales (Figura 4-57). Las zonas con algunas pérdidas de manglar se encuentran en la región sur en inmediaciones de las ciénagas Conchal y La Solera. En muchos sitios se ha establecido otro tipo de vegetación de zonas inundables, como *Typha domingensis* y *Batis maritima*, entre otras. Algunas zonas de la clase “Manglar por verificar” fueron actualizadas con nueva información de campo disponible.

Entre 2017 y 2018 se presentó una recuperación de la cobertura de manglar de 3345 ha, especialmente en la zona norte y centro, correspondiente a las ciénagas La Luna, Mendegua y Complejo de Pajarales.

El desarrollo de especies dulceacuícolas (*Typha dominguensis*) en algunas zonas, puede ser atribuido al gran volumen de agua dulce que ingreso al sistema durante el segundo semestre del 2018. La presencia de estas especies en zonas perturbadas podría indicar el inicio de la sucesión vegetal (Plasencia-Fraga, 2017); incluso podrían favorecer el crecimiento del manglar, si se cuenta con un adecuado suministro de propágulos (Villamil, 2004). La Tabla 4-9, muestra el valor en hectáreas de las pérdidas y ganancias de manglar en el periodo de un año aproximadamente.



Informe técnico final 2020:
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

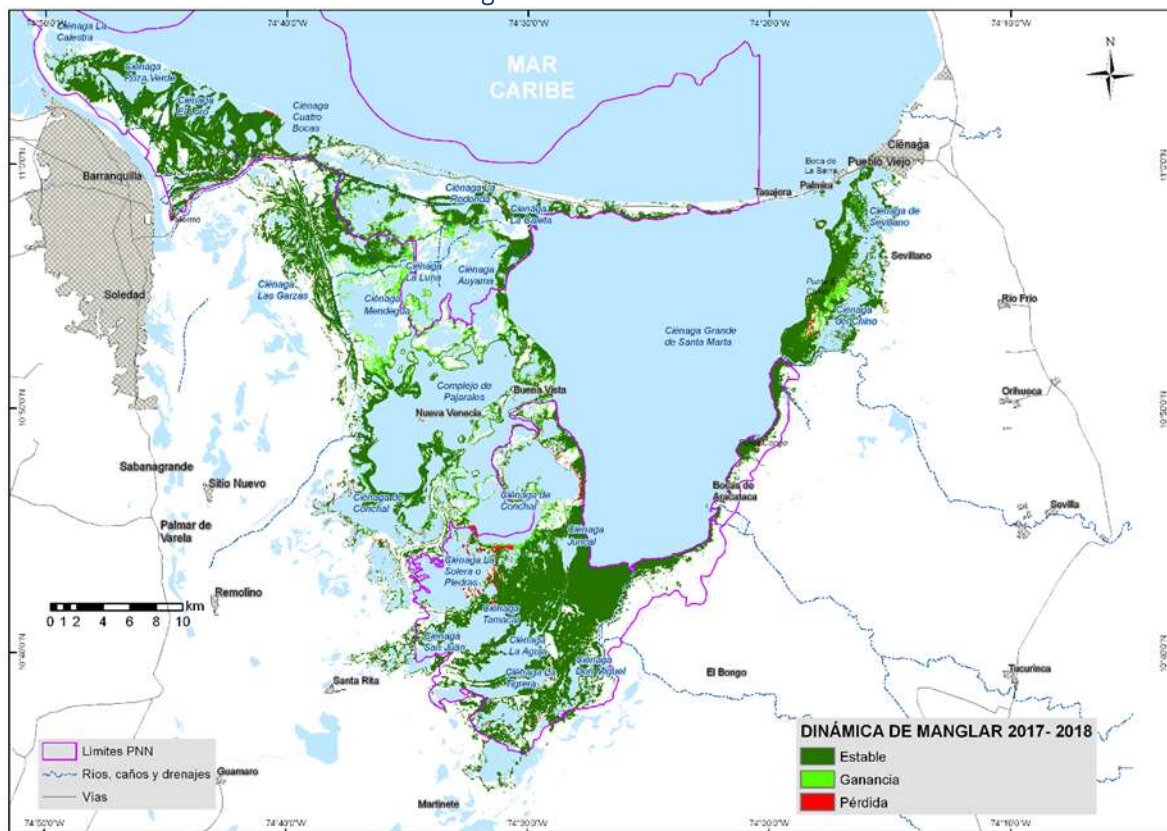


Figura 4-57. Dinámica de pérdida, ganancia y estabilidad del manglar de la CGSM a escala 1:25000 entre el 2017 y el 2018.

Tabla 4-9. Valores de extensión de manglar vivo y perdido en la CGSM, en el periodo 2017-2018.

Dinámica de manglar 2017- 2018		ha	Total (ha)
Manglar vivo	Manglar estable	33.194	36.539
	Ganancia de manglar	3.345	
Pérdida de manglar	Antes manglar ahora otras coberturas		311

Es importante mencionar que además de la diferencia normal de las cifras de hectáreas estimadas de manglar entre la nueva cartografía generada a escala 1:25.000 y la cartografía anterior a escala 1:50.000 que se venía trabajando hasta 2019, derivada del cambio en el nivel de detalle, se pudo identificar que los valores de pérdidas y ganancias registrados en el informe del año 2018 se vieron seriamente afectados por la proliferación de vegetación dulceacuícola que alteró la reflectancia de las imágenes utilizadas en zonas de manglar en



Informe técnico final 2020:
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



la región sur de CGSM, en inmediaciones del SFF CGSM, generando una sobreestimación de estos valores.

No obstante, como se pudo comprobar con los resultados de la aplicación de la nueva metodología en 2020, la estimación del valor de crecimiento neto del ecosistema, según el informe de 2018, no tuvo una afectación significativa debido al efecto de compensación provocado por la proporcionalidad del incremento de pérdidas y ganancias asociada a las características del evento y a factores de deformación geométrica de las capas. En el informe de 2018 se encontró una ganancia neta (ganancias menos pérdidas) de 2.489 ha entre los años 2017 y 2018, mientras que en el presente estudio se estimaron 3.034 ha para el mismo periodo de tiempo, lo que representa un aumento de manglar de 8,26 y 9.14% respectivamente, con una diferencia menor a un punto porcentual entre las dos metodologías.

El efecto de compensación que se dió en las cifras del informe de 2018 fue ocasionado por la diferencia de reflectancia de la vegetación dulceacuícola tanto en sitios con manglar altamente estresado, como en zonas donde la capa base de manglar no coincide exactamente con las imágenes de satélite más modernas.

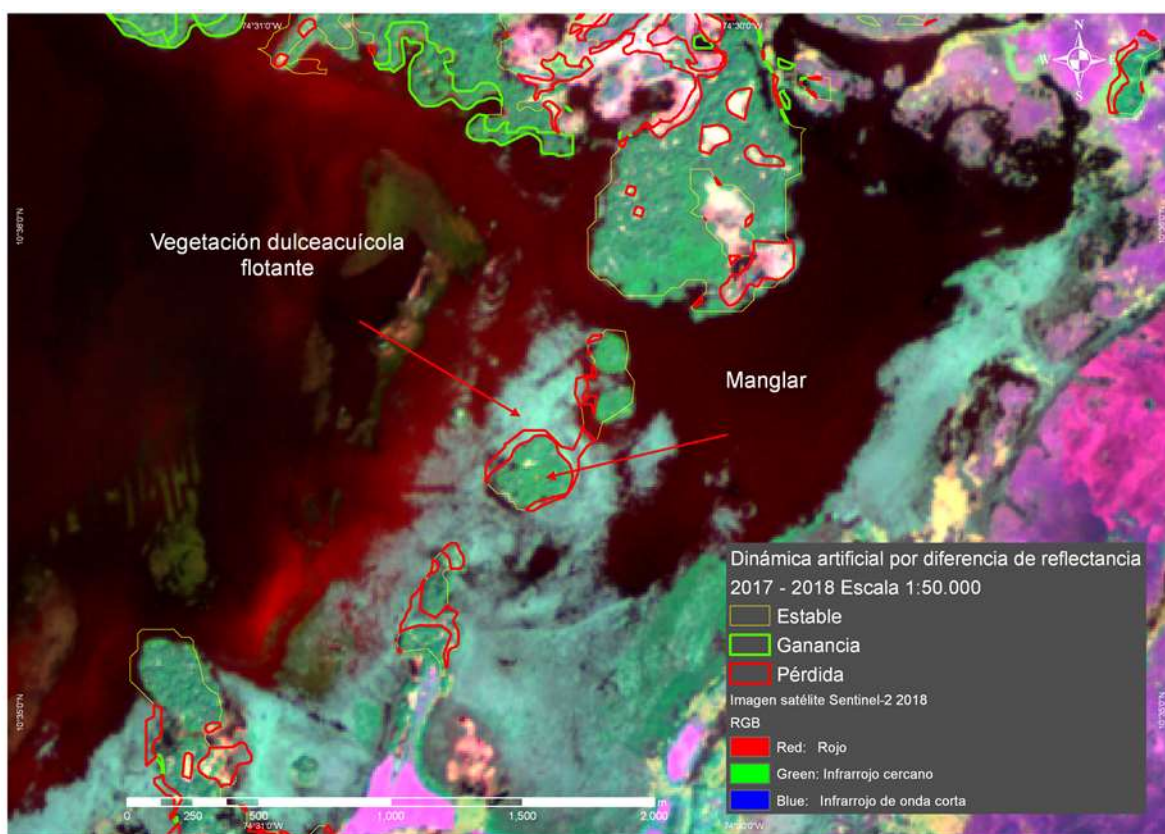


Figura 4-58. Interferencia de la vegetación dulceacuícola en la reflectancia de la imagen del año 2018



Informe técnico final 2020:
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



Este resultado puede comprobarse comparando los datos de pérdida y ganancia estimados estrictamente en una zona como el SFF CGSM los cuales son similares como se puede observar en la Tabla 4-10

Tabla 4-10 Valores artificiales de pérdidas y ganancias en las zonas más afectadas por proliferación de vegetación dulceacuícola del informe de 2018

Zona	Dinámica	ha
Zona más afectada por vegetación dulceacuícola Correspondiente a SFF Ciénaga Grande de Santa Marta	Ganancia	735,6
	Pérdida	797,1
Resto de la CGSM	Ganancia	3.493,8
	Pérdida	943,3

Teniendo en cuenta esas diferencias y de manera complementaria para analizar la dinámica general del sistema en ese rango de fechas se puede estimar el índice normalizado de vegetación NDVI (por sus siglas en inglés) de las zonas de manglar de la CGSM por medio de algoritmos de procesamiento de imágenes de sensores remotos como los implementados en Google Earth Engine (GEE), los cuales permiten estimar rápidamente este tipo de variables y su dinámica en el tiempo.

Como se puede observar en la Figura 4-59 se presentó un incremento de los valores de NDVI entre enero de 2017 y enero de 2018 a partir de imágenes Landsat-8-OLI de reflectancia en el tope de la atmósfera para toda el área de manglares de la CGSM usando GEE, lo que demuestra un crecimiento de la vegetación total viva en el ecosistema. En el anexo 8-3 se describen con mayor detalle las características de la cartografía desarrollada y su alcance.





Informe técnico final 2020:
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 4-59 Cambios de NDVI en las zonas de manglar de la CGSM entre 2017 y 2018

En la dinámica entre 2018 y 2020 se resalta la ganancia de manglar en la zona centro y norte y algunas pérdidas en la región sur de la Ciénaga El Conchal. Algunas zonas pequeñas de manglar también fueron afectadas por eventos de incendios en la región noroeste, eventos ocurridos en su mayoría a inicios de 2020 (Figura 4-60).

Entre 2018 y 2020 se presentó una ganancia de manglar de 3410 ha en la zona centro y norte de la CGSM y algunas pérdidas en la región sur de la Ciénaga El Conchal.

Esta ganancia de manglar podría ser debida a la regeneración natural, crecimiento y desarrollo que se ha presentado en el sistema principalmente de la especie *L. racemosa*, la cual se ha visto favorecida por el restablecimiento hídrico de la zona (INVEMAR, 2018a). Esta especie tiene la capacidad de colonizar sitios perturbados, por lo que es considerada como una especie pionera y de estadios primarios de la sucesión (Pennington y Sarukhan, 2005; López-Enríquez et al., 2014).



Informe técnico final 2020:
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

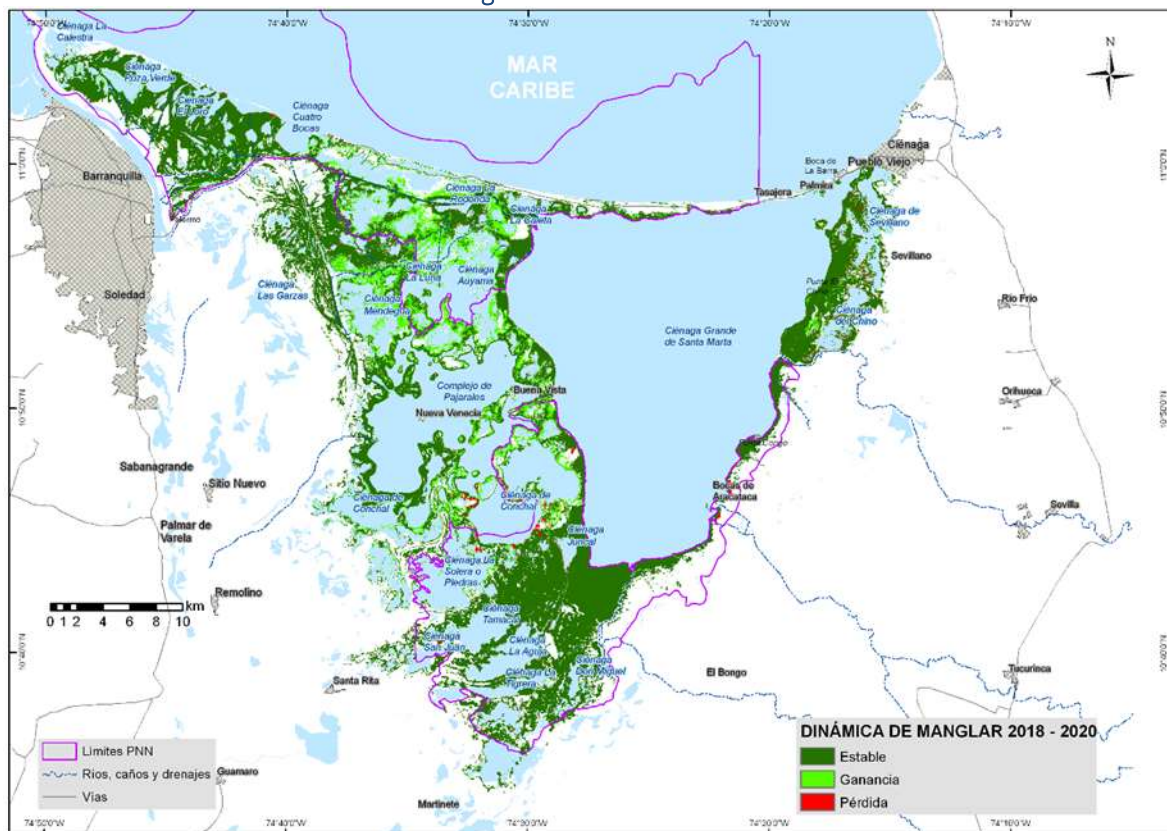


Figura 4-60. Dinámica de pérdida, ganancia y estabilidad del manglar de la CGSM a escala 1:25000 entre el 2018 y el 2020.

Si bien los valores de ganancia y pérdida de manglar son similares a los del periodo anteriormente analizado (Tabla 4-11), el periodo de tiempo corresponde a dos años, lo que muestra una posible desaceleración en la dinámica de crecimiento, que ya había sido detectada en los mapas a escala 1:50.000 que se puede observar en el punto de inflexión del año 2018 en la Figura 4-61.

Tabla 4-11. Valores de extensión de manglar vivo y perdido en la CGSM, en el periodo 2018-2020.

Dinámica de manglar 2018 - 2020		ha	Total (ha)
Manglar vivo	Manglar estable	36.289	39.699
	Ganancia de manglar	3.410	
Pérdida de manglar	Antes manglar ahora otras coberturas		250



Informe técnico final 2020:
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

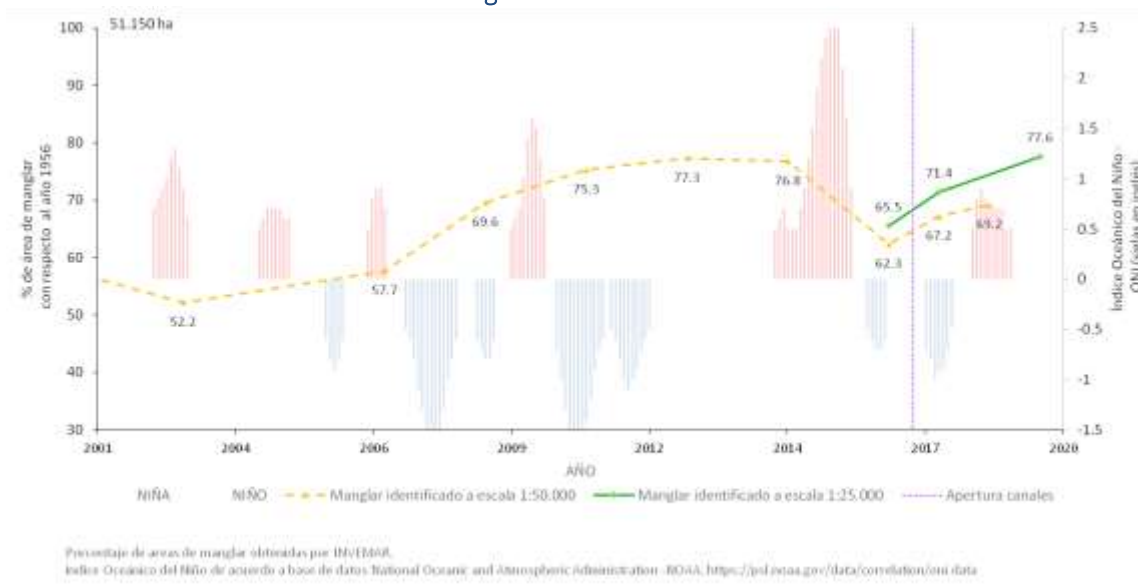


Figura 4-61. Dinámica de la cobertura del manglar de la CGSM a diferentes escalas entre el año 2000 y el año 2020.

La pérdida de cobertura de manglar que se presentó durante el 2017, está relacionada con el aumento de la salinidad, que se generó como consecuencia a un fuerte fenómeno de “El Niño” presentado entre el 2014 y el 2016 (INVEMAR, 2019). Entre los años 2017 y 2020 las áreas de manglar incrementaron, lo cual podría ser atribuido al cese del fenómeno de “El Niño”, sumado a las aperturas y dragados de caños realizada en 2017 por CORPAMAG (INVEMAR, 2019) como se aprecia en la Figura 4-61. No obstante, en la zona sur se sigue presentando una proliferación de vegetación dulceacuícola que dificulta la diferenciación de manglares de otras coberturas vegetales de zonas inundables.

La Figura 4-61, muestra el porcentaje del área total de manglar estimada en los últimos años para la CGSM a escala 1:25.000 y 1:50.000, tomando como referencia la línea base del año 1956 momento en que se estimaba un área de manglar de 51.150 hectáreas. Se resalta que las áreas estimadas en esta nueva escala de trabajo son superiores a las registradas en años anteriores a escala 1:50.000 principalmente por el mayor nivel de detalle que permite registrar parches de manglar de menor tamaño antes no contemplados, y a información de campo y sensores remotos adicionales, que permitieron verificar varias de las zonas que anteriormente no habían sido determinadas y cuya clase aparecía con el nombre “manglar por verificar”.

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



Informe técnico final 2020:
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



Dentro de los servicios ecosistémicos de los manglares de la CGSM, se resalta del bosque de manglar como hábitat de especies avifaunales, ya que soportan sus poblaciones en diferentes fases del ciclo de vida. La avifauna terrestre y acuática presente es especialmente rica en especies residentes y migratorias e incluso algunas de estas especies tienen cierto grado de interés de conservación que abarca el ámbito tanto nacional como internacional que se encuentran catalogadas como especies amenazadas en Colombia, como el colibrí cienaguero (*Lepidopygia lilliae*), el flamenco (*Phoenicopterus ruber*), el chavarri (*Chauna chavaria*), el pato brasileiro (*Sarkidiornis melanotos*), el pato negro (*Netta erythrophthalma*) y el chamón del Caribe (*Molothrus armenti*) (Renjifo et al., 2002), y han sido seleccionadas como valor objeto de conservación. Adicionalmente, la ecorregión acoge las mayores concentraciones de individuos en Colombia del pato cariblanco (*Anas bahamensis*), el pato careto (*Spatula discors*) y del cormorán neotropical (*Phalacrocorax brasilianus*) (Ruiz-Guerra et al., 2008).

El posicionamiento costero del ecosistema de manglar tiene una función estratégica de interacción entre los ecosistemas marinos y terrestres, lo que le da la capacidad de soportar comunidades altamente diversas, además de otorgarle características únicas, permitiendo así que distintas especies se interrelacionen en un mismo ecotono. A pesar de lo anterior, la riqueza de avifauna exclusiva de manglar es muy limitada; dependiendo de su hábito trófico, las aves usan el hábitat de manglar para descanso y percha, alimentación o refugio (Noske, 1996). El análisis por gremios tróficos es una herramienta útil para entender la estructura de la comunidad avifaunal y el uso que esta le da al ecosistema, siendo posible determinar el estado de salud del bosque en términos de cobertura vegetal, ya que de esto dependerá directamente qué servicios son ofrecidos para dicho grupo faunal (Canales-Delgadillo et al., 2019). La importancia de estos servicios incluye la conectividad biológica entre hábitats específicos, participando en el transporte y reciclaje de nutrientes, manteniendo el equilibrio en la red trófica y aportando en la transferencia de material genético entre poblaciones, siendo todo lo anterior clave para los distintos estadios de vida de los ejemplares (Buelow y Sheaves, 2014).

La evaluación del estado de salud del manglar se realizó en términos de cobertura vegetal y su relación con el registro de especies avifaunales clasificadas por gremios tróficos. La clasificación empleada a continuación es una modificación adaptada de Canales-Delgadillo et al. (2019), donde se catalogan 8 gremios tróficos de acuerdo al consumo principal: ICT: Ictiófagos, cuya dieta primaria consiste en peces; CNV: Carnívoros, cuya dieta primaria consiste en mamíferos pequeños, reptiles, otras aves, entre otros; INV: Invertebradívoros, cuya dieta primaria consiste en macroinvertebrados como moluscos, crustáceos, entre otros; SCV: Carroñeros, cuya dieta primaria consiste en carroña, INS: Insectívoros, cuya dieta primaria se compone de insectos y larvas; NEC: Nectívoros, cuya dieta se basa en néctar de flores; HBV: Herbívoro, cuya dieta primaria consiste en material vegetal tanto acuático como terrestre, incluyendo semillas y frutos y OMN: Omnívoro.



Informe técnico final 2020:
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



En general para todas las estaciones (incluyendo las observaciones de ANE en 2016 y 2017), el 37% de las aves detectadas estuvo representado por ejemplares insectívoros, seguido de ejemplares ictiófagos con 22% y omnívoros con 15% de los registros. El 26% restante de los ejemplares avistados estuvo representado por invertebradívoros, carnívoros y herbívoros, y en menor medida por carroñeros y nectívoros (Figura 4-62). Como se observa en las Figura 4-63 y Figura 4-64 los porcentajes varían cuando se excluye la información referente a ANE en 2016 y 2017, de modo que se presenta predominancia de especies ictiófagas (Figura 4-64), evaluadas independientemente para evitar sesgo en el análisis de los datos, y en menor medida por especies insectívoras y omnívoras e incluso algunos carroñeros. Al igual que en la representación generalizada (Figura 4-62), ejemplares carnívoros, herbívoros, invertebradívoros y nectívoros tienen aportes bajos al total.

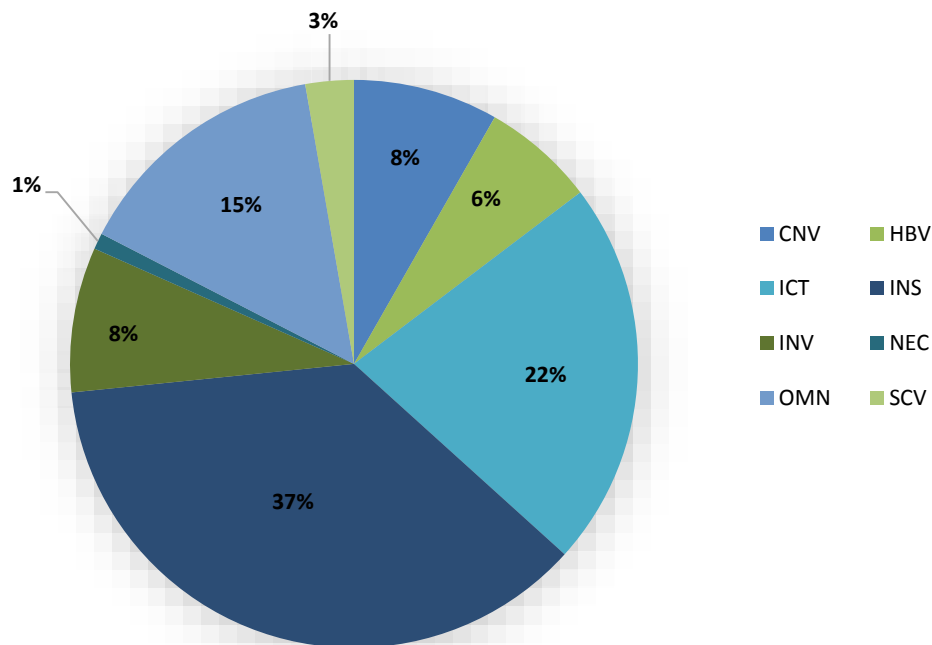


Figura 4-62. Porcentaje por gremios tróficos para el total de ejemplares detectados en las cinco estaciones de interés en los años 2018 y 2019.



Informe técnico final 2020:
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

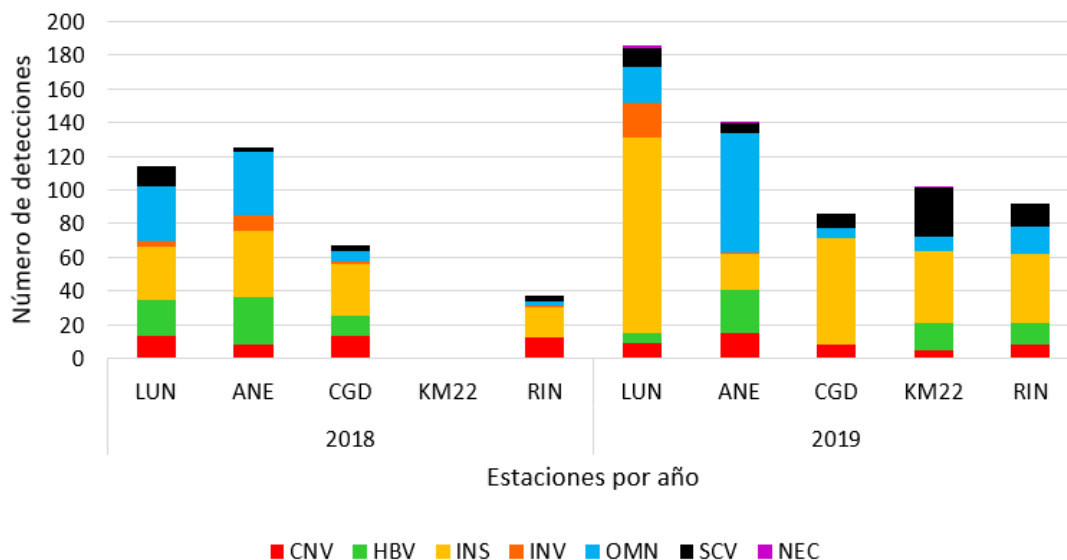


Figura 4-63. Número de detecciones por estación para 2018 y 2019, mediante clasificación de gremios tróficos (excluyendo ictiófagos). LUN: Luna; ANE: Aguas Negras; CGD: Caño Grande; KM22: Kilometro 22; RIN: Rinconada.

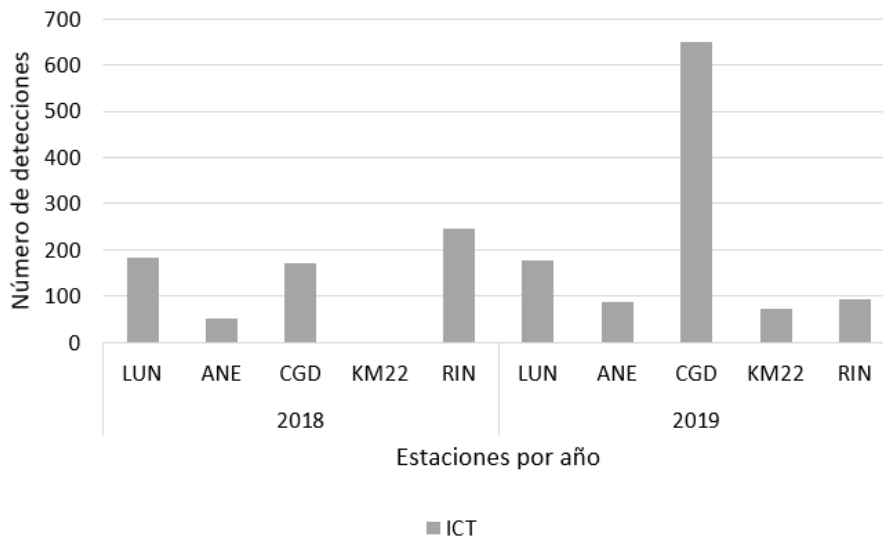


Figura 4-64. Número de detecciones de ictiófagos por estación para 2018 y 2019, mediante clasificación de gremios tróficos. LUN: Luna; ANE: Aguas Negras; CGD: Caño Grande; KM22: Kilometro 22; RIN: Rinconada.

La heterogeneidad del hábitat, incluso si se trata de heterogeneidad ocasionada por perturbaciones, permitirá comunidades avifaunales más complejas, con una mayor riqueza de especies, debido a que tanto aves de gran tamaño que requieren espacio para



Informe técnico final 2020:
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



extender sus alas, como aves pequeñas y de difícil detección son beneficiadas. De acuerdo a esto, un bosque con menor cobertura vegetal y con planos inundados disponibles, representaría un hábitat propicio para especies ictiófagas de mediano y gran tamaño, mientras que áreas con poca cobertura vegetal y menor proporción de terreno inundado resultan ideales para carroñeros y carnívoros. Hábitats semiabiertos y con hidroperiodos frecuentes son ideales para especies invertebradívoras, donde pueden alimentarse además de buscar refugio y evitar predación; por el contrario, áreas con mayor cobertura vegetal beneficiarían a ejemplares de menor tamaño (ya que reduce su riesgo de predación) (Bancroft *et al.*, 2002; Curado *et al.*, 2013; Pomeroy, 2006; Chacin *et al.*, 2015). Las especies insectívoras se ven beneficiadas con coberturas vegetales altas, lo que incrementa el área del dosel y la producción de hojarasca, pero a su vez son comúnmente registradas en áreas abiertas y parches de manglar muerto con árboles caídos debido a la elevada materia en descomposición presente en estos paisajes.

Los gremios tróficos avifaunales que predominan en las estaciones de monitoreo de bosque de manglar de la CGSM son ictiófagos e insectívoros, lo que corresponde a un paisaje con planos inundados superficiales abiertos, con una cobertura vegetal poco densa y/o a un bosque muy joven con árboles de baja altura.

De acuerdo a INVEMAR (2018b) los resultados de índices de vegetación muestran una disminución de los valores de perturbación del bosque de manglar con respecto al año inmediatamente anterior, con una recuperación de 4229 ha de manglar entre 2017 y 2018. Adicionalmente, para 2019 INVEMAR indica que la dinámica 2018-2019 fue similar a la del periodo anterior, mostrando una recuperación en la cobertura especialmente en la zona centro y norte, en inmediaciones de las estaciones Caño Grande, Rinconada, Luna y Kilómetro 22, mientras que las zonas con pérdidas importantes se encuentran en la región sur, en inmediaciones de la estación Aguas Negras, donde se ha establecido vegetación mayormente dulceacuícola.

A pesar de lo anterior, la información reflejada por la clasificación de gremios tróficos para 2018-2019 es distinta, ya que, se evidencia un incremento del 60% en la detección de ictiófagos (651 detecciones para 2018 y 1079 detecciones para 2019), de 29% de carroñeros (20 detecciones para 2018 y 69 para 2019) y del 42% en ejemplares insectívoros (120 detecciones para 2018 y 284 detecciones para 2019). Lo anterior puede deberse a que la recuperación de la cobertura vegetal del bosque del manglar incluye procesos de regeneración e individuos arbóreos jóvenes y no necesariamente árboles maduros o de gran tamaño, lo que permitiría la presencia activa de ejemplares de gran



tamaño (ictiófagos, carnívoros, carroñeros) además de favorecer ejemplares pequeños (insectívoros, invertebradívoros). Es decir, a pesar de que se presenta un incremento en la cobertura del manglar, éste no es aún un bosque maduro cuya estructura favorezca únicamente ejemplares pequeños al interior del mismo, y donde se puedan encontrar animales de mayor tamaño únicamente en sus copas y borde, además de los pequeños antes mencionados.

¿Cuáles son las variaciones temporales que se presentan en la comunidad avifaunal de la CGSM a lo largo del año?

La CGSM es un área de importancia ecológica para numerosas especies de aves migratorias boreales que ingresan al país por el corredor del Atlántico y el corredor del interior.

La migración de aves es uno de los eventos naturales mejor documentados, y Colombia al presenta una estratégica posición geográfica entre los hemisferios norte y sur, recibe un importante número de migrantes, tanto boreales como australes a lo largo de todo su territorio. En el país se registran al menos 48 familias migratorias, donde prevalecen las reinitas, los atrapamoscas y los playeros (Naranjo

et al., 2012). Dos de las tres principales rutas de migración que atraviesan el país se concentran en el Caribe, en el corredor del Atlántico, y el corredor del interior. De este modo, especies provenientes del norte atraviesan el Atlántico y entran a Suramérica por las costas de Colombia, Venezuela y las Guyanas, dispersándose en todas las direcciones (TNC et al., 2007); un segundo grupo cruza desde el norte sobre las costas de México y las islas mayores del Caribe, para hacer su ingreso a Colombia en inmediaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta y la Ciénaga Grande de Santa Marta (TNC et al., 2007).

Lo anterior, sumado a los patrones temporales de movimiento tanto latitudinal como local de los ejemplares detectados entre 2016 y 2019 resaltan la importancia del ecosistema de manglar para las especies avifaunales, además de destacar el posicionamiento estratégico de la CGSM. Del mismo modo, esto se evidencia por la predominancia de ejemplares provenientes del norte (boreales, 69%) y en mucha menor proporción del sur (australes, 8%) (Figura 4-65). También se reportan especies con migraciones locales (23%), cuyo movimiento dependerá de la disponibilidad de recursos alimenticios.



Informe técnico final 2020:
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

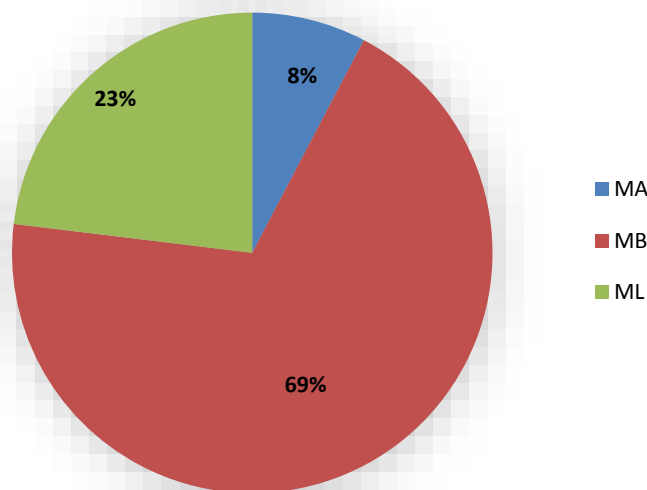


Figura 4-65. Porcentaje de representatividad de las especies migratorias incluyendo migratorias boreales-MB, migratorias australes-MA y migratorias locales-ML.

Dentro de las especies migratorias se resalta la golondrina sabanera *Progne tapera* como migratoria austral, el andarríos maculado *Actitis macularius*, la pagaza piquiroja *Hydroprogne caspia*, el águila pescadora *Pandion haliaetus*, la reinita acuática *Parkesia noveboracensis*, el Chipre dorado o reinita dorada *Protonotaria citrea*, la reinita rayada *Setophaga petechia*, el barraquete *Spatula discors*, y el andarríos patiamarillo como migratorias boreales. Las especies reportadas como migratorios locales son la jacana común *Jacana jacana*, el gallito azul *Porphyrio martinica*, y el coclí *Theristicus caudatus*.

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

La CGSM alberga tres corregimientos palafitos, dos de los cuales se encuentran en inmediaciones de las estaciones de monitoreo: Buenavista y Nueva Venecia (Sitio Nuevo) que se encuentran en la Ciénaga de Pajarales. La actividad económica principal de estos pueblos palafitos es la pesca artesanal, tradicionalmente ejercida por los hombres de la comunidad. El corregimiento de Buenavista se compone de casi 170 casas palafíticas, con una población inferior a las mil personas, la satisfacción de necesidades básicas es limitada, y cuentan únicamente con acceso a energía eléctrica; el suministro de agua proviene de canoas que abastecen a los pobladores con agua del caño Aguas Negras. El nivel de escolaridad es muy bajo debido a que el corregimiento cuenta únicamente con escuela primaria, por lo que la tasa de analfabetismo es cercana al 30% (Aguilera-Díaz, 2011).

En el corregimiento de Buenavista se conformó desde 2011 la Asociación de Pescadores de Buenavista-ASOPEBUE, a la que actualmente se encuentran vinculados 18 familias pescadoras y si bien su actividad económica principal sigue siendo la captura y comercialización de recursos pesqueros, los pobladores han demostrado un creciente



Informe técnico final 2020:
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



interés en el ecoturismo comunitario enfocado en el avistamiento de avifauna como alternativa de ingreso económico, lo que permite la visibilización de la riqueza natural y cultural de la CGSM, además de generar apropiación del territorio y trabajo colaborativo (Gómez-Cardona y Ospina-López, 2019).

La comunidad de los pueblos palafitos es fundamental para los procesos de conservación de las especies de la CGSM, y su interés en el ecoturismo de la región enfocado al avistamiento de aves es clave para fortalecer la apropiación del conocimiento y para crear una cultura de protección a generaciones venideras.

De acuerdo a esto, desde 2019 la comunidad de Buenavista ha apoyado a INVEMAR en el monitoreo de avifauna de manglar, con la participación activa de las familias vinculadas a ASOPEBUE, y con especial participación de jóvenes (niños y niñas) y mujeres. Dicha participación implica que los interesados reconozcan las especies avifaunales de su medio, aprendiendo técnicas de identificación de especies tanto visual (uso de guías de identificación, uso adecuado de binoculares para observación) como auditivamente, además de entender los procesos biológicos y ecológicos de las especies y la importancia que estos representan en el equilibrio ecosistémico. Finalmente se vincula todo este conocimiento al valor agregado que se le da al ecosistema cuando se realiza un adecuado control de basuras y desperdicios, lo que contribuye a la conservación de la avifauna y su hábitat, y al mejoramiento de las condiciones de vida de la comunidad (INVEMAR, 2019).

La comunidad es una pieza clave para la conservación de la avifauna, ya que, por sus prácticas de vida y costumbres históricas, son un agente antrópico de influencia directa sobre la fauna y flora del complejo lagunar, teniendo la capacidad de alterar el equilibrio ecosistémico desde sus niveles tróficos más bajos, con impactos a mediano y largo plazo, tanto en poblaciones residentes como migratorias. Cuando la comunidad se involucra activamente en procesos de conservación, se crea una herramienta de apropiación del conocimiento que puede ser impartida a través de las generaciones venideras, fortaleciendo así el vínculo de los pueblos palafitos y su cultura anfibia.



4.3 RECURSOS PESQUEROS

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

Captura total

La captura total anual desembarcada estimada para el 2020, muestra un aparente descenso, con relación a la serie histórica del monitoreo, pero es importante mencionar que, dentro de la serie, solo se está reportando lo correspondiente a seis meses de muestreo. No obstante, el promedio mensual de la captura desembarcada (614,5 t) en estos seis meses de 2020, registró un valor mayor al de los últimos 13 años, destacado como uno de los más altos del monitoreo plurianual en las dos últimas décadas. Estos seis meses que se relacionan en la serie corresponde al periodo febrero-septiembre (pero con el faltante de registro de datos entre abril-mayo, debido al aislamiento obligatorio por COVID-19). Con este valor promedio mensual de la captura desembarcada y haciendo estimaciones a lo correspondiente del tiempo de muestreo en los últimos años (11 meses), la estimación de la producción anual estaría dentro de lo registrado en los últimos tres años (2017-2018-2019) (Figura 4-66). En este contexto, cabe mencionar que, aunque en la Figura 4-66 se presenta la captura anual desembarcada, existen casos particulares en cuanto a la temporalidad por año (1999: 4 meses, 2013: 10 meses y 2020: 6 meses), se debe considerar estas excepciones para propósitos de comparación. Así, en el periodo descrito para 2020, se estimó un total 3.687 t, sin incluir la producción de VIPIS, que relaciona los moluscos que se extraen en esta área, que no fueron objeto de registro en los tres últimos años, por dificultades administrativas.

El análisis de serie de tiempo realizado para estimar la producción pesquera para los meses en los que no se logró obtener información, indica que la captura estimada para abril fue de 188,9 t (IC 66,4 – 311,4) y para mayo de 189,4 t (IC 56,2 – 322,6). Estos valores no fueron incluidos en la estimación anual de los desembarcos.

La captura total desembarcada hasta septiembre 2020 (3.687 t), muestra un descenso, respecto a la serie histórica del monitoreo; no obstante, este valor corresponde a solo seis meses de monitoreo. Es importante mencionar que, la captura promedio mensual registrada (614,5 t), ha sido una de las mayores en los últimos 13 años, lo que sigue soportando una continua recuperación desde 2017.



Informe técnico final 2020:
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

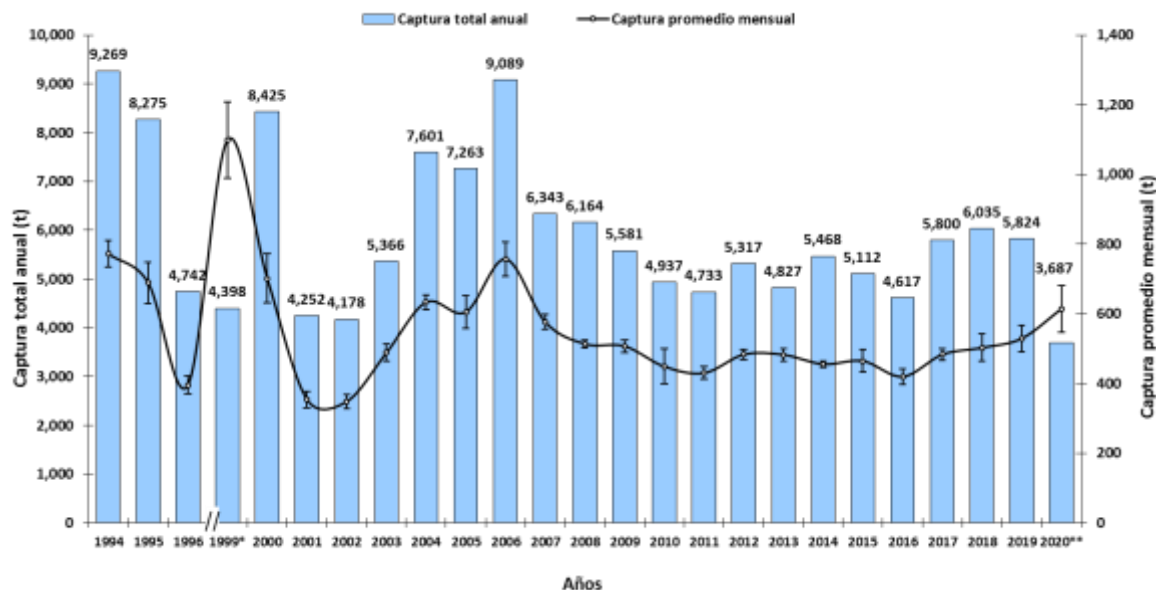


Figura 4-66. Captura total anual y promedio mensual interanual en la pesquería de la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 6 meses.

Composición de las capturas por grupos de especies

En lo determinado a septiembre de 2020, aunque se denota una disminución en la captura de peces y crustáceos (Figura 4-67), esto es debido a que solo están incluidos seis meses del monitoreo, dada las condiciones anteriormente descritas. Como en años anteriores, continúa la variabilidad de la producción pesquera de la CGSM desde una mengua en 2001-2002, relacionada con un aumento de la salinidad del agua, mostrando un patrón creciente entre 2003 con 5.366 t, y 2006 con 9.089 t, con descenso de la salinidad, invirtiéndose esta tendencia posteriormente a partir de 2007, sin embargo, con aumento entre 2017-2019 (Figura 4-66).

La captura de peces aumentó en un 34,7% en 2006 con respecto a 2005, descendiendo a continuación en 2007 en un 31,4% del total de 2006, siguiendo un decrecimiento hasta lo que va de 2020, con oscilaciones entre años, destacando la recuperación en 2018 a un valor próximo al estimado en 2007; no obstante, disminuyendo en 2019 y más en lo que va de 2020. Sin embargo, se deduce que de mantenerse la tendencia del estimado en lo que va de 2020, al completar la evaluación a diciembre, estará por encima de la media anual del monitoreo, teniendo en cuenta el registro de un rendimiento significativo, indicado en la media mensual de la captura de peces, estimada para este último año, superado en las últimas dos décadas únicamente en los años 2000, 2004 y 2006, que destacan como los picos de mayor producción de estos recursos (Figura 4-67).

En lo relativo a crustáceos (camarones y jaibas), enfatiza en la serie de tiempo del monitoreo, el período de mayor producción desembarcada, entre 2008 y 2019, con el 65% del total del registrado en el seguimiento; con fluctuaciones entre 839 y 1.410 t, con



Informe técnico final 2020:
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



mayores rendimientos en los años 2008, 2012, 2017 y 2019, con capturas entre 1.314 t y 1.410 t, con evidente descenso en lo registrado a 2020 (Figura 4-67). Considerando el indicador de referencia utilizado para el recurso peces, la media mensual de producción de crustáceos, evaluada a corte de septiembre de 2020, se infiere que, de mantenerse la tendencia, con base en nueve (9) meses de registro de datos, resultaría en un rendimiento a final de año que estaría por debajo de lo estimado en los tres años precedentes, evidenciando un rendimiento relativamente menor al período indicado, aún bajo el supuesto de cálculo a 12 meses.

En referencia a lo anterior, son notorios los bajos registros antes de 2000 (1994-1999), donde las jaibas de este grupo de los crustáceos, no era considerado en el nivel de importancia comercial actual, es decir como producto de exportación. El recurso jaibas, en el que se evidencia capturas de varias especies *Callinectes danae*, los nuevos registros en la CGSM de *C. exasperatus*, *Arenaeus cribarius* y la introducida *Charybdis helleri*, su registro es limitado dado que en algunas especies es ocasional su aparición, y al momento de comercializarse son mezcladas, por lo que solo se tienen en cuenta las de mayor producción *C. sapidus* (jaiba azul) y *C. bocourti* (jaiba roja). En el caso de los camarones se evidenció desde hace diez años la presencia del camarón tigre *Penaeus monodon* (Anexo 8-4).

El escenario anterior a las obras hidráulicas, mostró un descenso brusco en la captura de los moluscos en el sistema, representada por ostras y caracoles. Desde 1996, estos recursos no volvieron a aparecer en las capturas comerciales hasta 2002, cuando empezaron a registrarse capturas de almejas procedentes de las ciénagas de VIPIS, aunque esta zona no fue objeto de monitoreo en los años anteriores. En 2004, la captura de almejas llegó a 706 t incrementándose en un 48,6% más en 2005, alcanzando el máximo valor registrado (1.050 t) en el seguimiento desde el 2002. Seguidamente, se evidenció una tendencia a la disminución desde 2006, acentuando más su descenso, desde 2009 hasta 2016, tiempo en el que se registró un promedio de 223 t (+/-34t), pero incrementándose en un 63% en lo relativo a 2017 (363 t), con respecto a la media de extracción de los ocho años anteriores (Figura 4-67, Figura 4-70). En cuanto a lo anterior, si bien se muestra un aumento en la extracción del recurso almejas, no se puede concluir como síntomas de recuperación de esta pesquería (explotada en su totalidad en el área de la VIPIS), teniendo en cuenta que el incremento se puede considerar como moderado, con relación al máximo de la producción estimada en 2005, manteniendo riesgo de sobrepesca. En 2018-2020, no se registraron datos, debido a inconvenientes administrativos, se espera retomar en 2021, en coordinación con PNN.

En atención a esta condición la Dirección Territorial Caribe (DTC) 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 siete años. Para esto se han ejecutado operativos de control (decomisos de implementos, embarcaciones, liberación de organismos, detención y



Informe técnico final 2020:
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



judicialización de los responsables de la actividad ilegal), sin embargo, teniendo en cuenta que esta actividad está ligada a una problemática social, que desborda la capacidad misional de PNN, se encuentran adelantando un proceso de diálogo con participación de entidades como la AUNAP, gobernaciones del Magdalena y Atlántico, proyecto Desarrollo Local Sostenible y Gobernanza para la Paz (DLS) Caribe, apoyado por la Unión Europea, entre otras, 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.

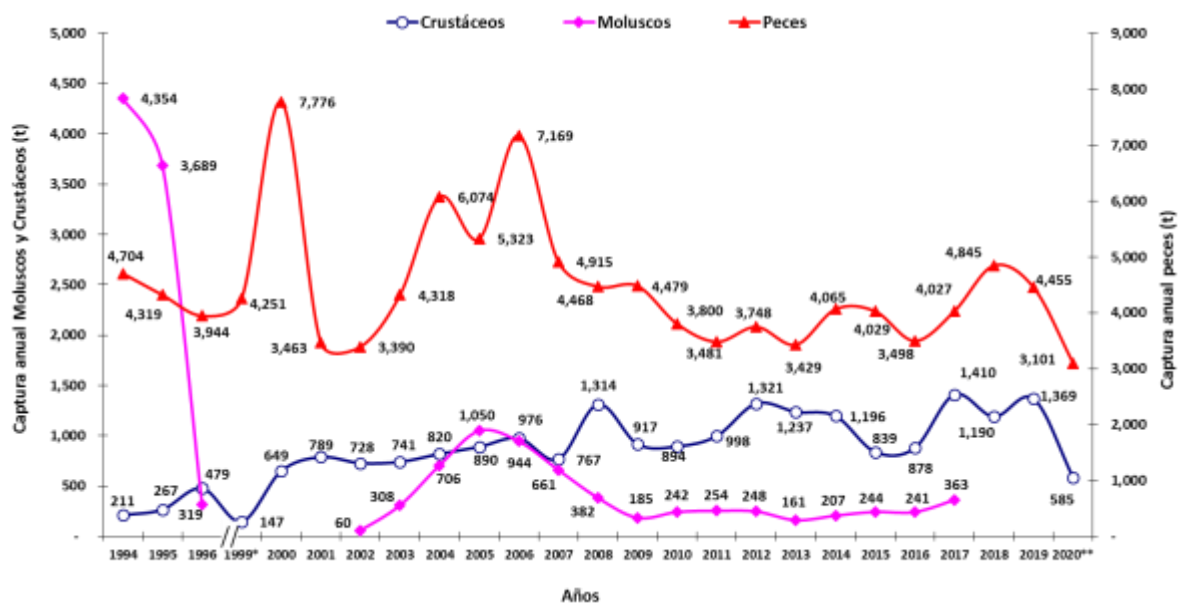


Figura 4-67. Tendencia de la captura total anual de peces, crustáceos y moluscos en la pesquería de la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 6 meses

Referente a los otros moluscos, se registraron desembarcos de los recursos caracoles y ostras en 2007, 2009, 2010, 2013, 2014, 2016 y en 2017; sin embargo, en mínima proporción en comparación con los valores registrados hasta 1996, razón por la cual no se aprecian en la Figura 4.3-5, como ocurre con los calamares que su pequeña cantidad no permite que se visualice en 2011, 2012, 2013 y 2016 (14, 5, 25 y 3 kg respectivamente). En 2017, se registraron 66 kg de caracol.

La Figura 4-68 relaciona las variaciones en la salinidad del agua en la CGSM, los caudales aportados por el río Magdalena y la anomalía IOS, con las capturas anuales. El descenso de las capturas de 2006 a 2017, su estado para 2019 y 2020, no muestra correspondencia con el patrón climático que en 2006 fue neutral, después de un año Niño leve. De 2007 a 2013 se presentó un comportamiento típico de La Niña, caracterizados por años lluviosos,

con mayor incidencia en 2008, 2010 y 2011, estos formaron un grupo con IOS ascendente y bajas salinidades, aunque manifestándose con retardo, lo que hace suponer la influencia de otros factores, como el mantenimiento de los caños. Las salinidades menores a 10 facilitaron la presencia de especies dulceacuícolas, pero al bajar el IOS en 2009, la salinidad aumentó y la captura de peces bajó. Contrariamente entre 2014 y 2016 que han sido identificados como años Niño, se registraron los mayores valores de salinidad del período analizado (entre 24,7 y 32,1), invirtiéndose en 2017 y en 2018 (Niña), con salinidades promedios bajas (8,6 y 4,6 respectivamente), inclusive 2019, a pesar de la ocurrencia del Niño. En lo que va de 2020, es evidente un año Niña, pero, no se registró información correspondiente a la variable salinidad, debido a la falta de muestreos por el aislamiento por COVID19, no obstante, se infieren bajas salinidades en relación con el patrón climático del año.

Al hacer un análisis retrospectivo, hay que tener en cuenta que respecto a los valores anuales del IOS, pudieran aparecer como diferentes (p.ej. años neutrales IOS = 0.0) que actualmente figuran como de eventos leves de 'La Niña' ($1 < IOS > 0$). Esto se debe a ligeros cambios en los valores del IOS en nuestra fuente de información, (NOAANCEP <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/soi>) que realizó una estandarización con los datos de la Organización Meteorológica Mundial (WMO). Sin embargo, las tendencias definidas para relaciones con parámetros como la salinidad o capturas de peces en informes anteriores no varían significativamente y se mantienen en el espectro multianual.

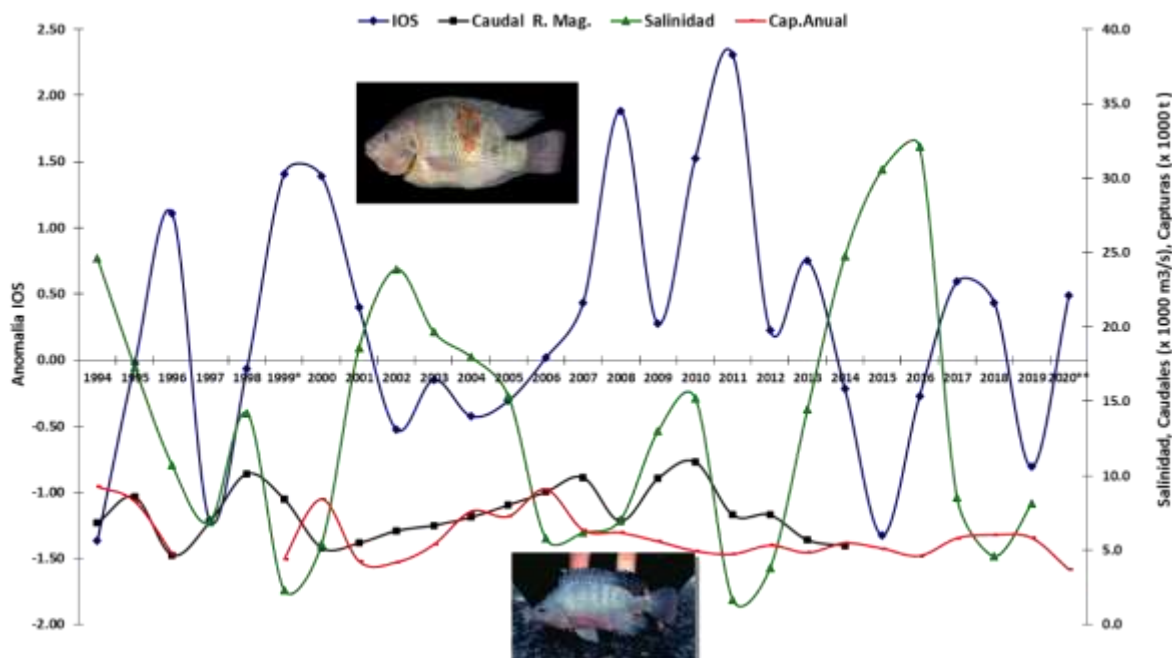


Figura 4-68. Variación multianual del IOS, caudales del río Magdalena, salinidad media y capturas totales en la CGSM. * 4 meses y ** 6 meses.



Composición de las capturas por especies de peces

Referente a peces, se destaca el incremento en el número de especies capturadas, como indicador de riqueza para el período 2009 – 2014. Este periodo presentó los mayores registros en el período de monitoreo, pero con disminución en lo registrado entre 2015 y lo que va a septiembre de 2020 (Figura 4-69). Sin embargo, fue clara la disminución en las capturas en los años 2001, 2002, 2011, 2013, 2016 y en lo que va de 2020, aunque infiriendo que, a final de 2020, resultaría una captura de peces por encima de las valoraciones de ese orden, teniendo en consideración su estimación al corte de septiembre con base en solo seis meses.

Las condiciones presentadas desde el 2001 al 2005, favorecieron a las especies estuarinas y marinas, en detrimento de las dulceacuícolas. Contrario a lo registrado en el período 2006-2009, donde se observa una relativa mejora en la representación de la dulceacuícola mojarra lora, situación producto de la disminución de la salinidad, especialmente en el año 2006, cuando esta especie representó el 46% del total de las capturas de ese año. Sin embargo, al igual que para el total del grupo de los peces, esta especie mermo sus rendimientos entre 42,6% y 91,1% durante el periodo 2007-2020, con respecto a 2006. Se destaca la drástica disminución en 2010 y en lo monitoreado entre 2015-2017, con menor valoración en 2015-2016, años que coincidieron con los mayores registros de salinidad determinados a lo largo del seguimiento en las últimas dos décadas (Figura 4-68, Figura 4-69). A pesar de que en 2010 se registró un IOS ascendente (La Niña), este fue precedido por una tipología de Niño (octubre 2009-marzo 2010), lo que influyó en un retardo y las inundaciones lavaron los suelos salinos, haciendo aumentar temporalmente la salinidad de las aguas. Esta misma situación se presentó en 2017 con un evento Niña pero precedido de un Niño (2014-2016), por lo que el patrón climático favoreció las especies estuarinas (lisa, macabí, mapalé, chivo cabezón y sábalo) que presentaron las mayores figuraciones, registrando también aumentos en otras especies marinas que no son apreciables en la figura.

En este mismo orden de ideas, en 2018, se mantuvo un índice positivo (La Niña) desde 2017, registrándose consecuentemente un descenso de salinidad, condición que permaneció aún en 2019, a pesar de registrarse evento del Niño, con evidente mejoría en la producción de especies dulceacuícolas como la mojarra lora y mojarra peña, con representaciones del 13,4 y 3,1% respectivamente, del total de la captura de peces; pero que al igual que para los últimos diez años (incluyendo lo que va de 2020) la mayor figuración fue de lisa, con participación promedio anual del total de captura de peces del 36% (± 11), incidiendo de igual manera, en lo que va de 2020, especies estuarinas, como el mápale, macabí, sábalo y chivo cabezón; así como desde 2017-2019 y en lo que va de 2020, la mojarra rayada, entre el 4,5% y el 16,4% correspondientemente (Figura 4-69), manteniéndose entre las principales especies desembarcadas, desde su restablecimiento en 2011, aunque no en los niveles de mediados de los 90's. Esta especie, posterior a la



Informe técnico final 2020:
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



apertura de los caños, prácticamente había mostrado evidencias de colapso en la pesquería, por causas principalmente ambientales (Viloria *et al.*, 2012).

De acuerdo a lo anterior se deduce que la mojarra lora para tener condiciones favorables necesita que el agua dulce de los ríos Magdalena y de la Sierra Nevada de Santa Marta, ingrese a través de los caños una cantidad de agua que logre balancear y bajar la salinidad, lo cual demora hasta varios meses. Esto sucedió durante 2011 y 2012, mostrando una recuperación en la producción de la mojarra lora por encima del 20% de total de la captura en esos dos años, pero nuevamente se vio diezmada en el periodo 2014-2017 (en un rango entre 1,2% y 8,1%), con un incremento en la salinidad y registrando el valor más alto del período evaluado.

En la última década (hasta septiembre de 2020) la mayor figuración correspondió a lisa, con participación promedio anual de captura de peces del 36%, seguida de un grupo compuesto por especies estuarinas como el mapalé, mojarra rayada, macabí, sábalo y chivo cabezón, con oscilación entre el 24% y el 55%, manteniéndose entre las principales especies desembarcadas.

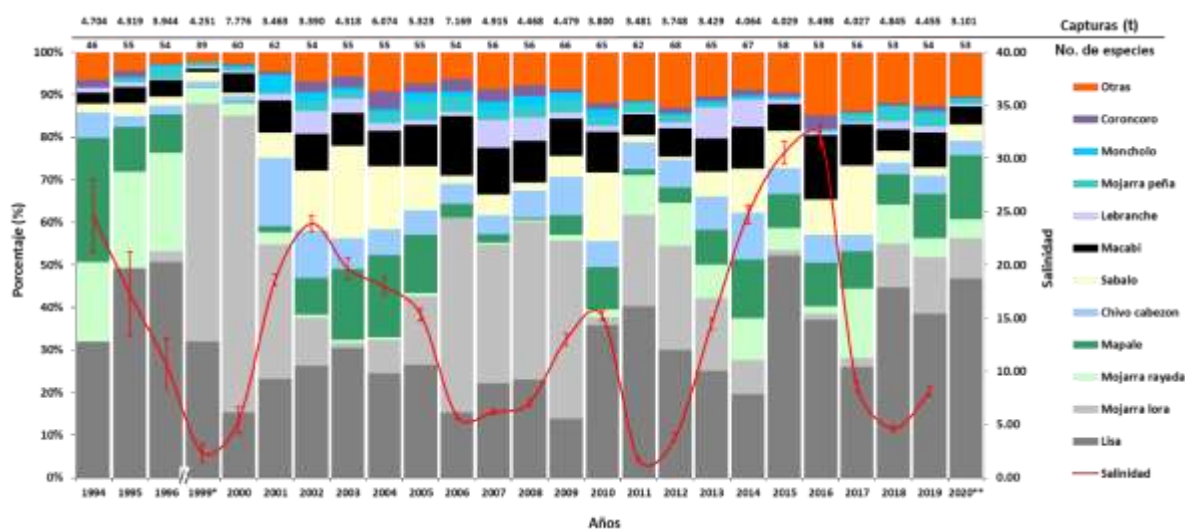


Figura 4-69. Composición interanual de la captura (t) de peces en la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 6 meses.



Informe técnico final 2020:
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



Si bien se presenta el valor del IOS con corte a septiembre, todo indica que a final de este año proyecta valor positivo (Figura 4-68). El modelo no lineal desarrollado para evaluar el cambio en la salinidad de la CGSM-CP, con la variación de la anomalía del IOS como indicador de la intensidad del fenómeno de El Niño (ENOS), se basa en datos anuales promedio y así ha producido respuestas muy cercanas a lo observado (Blanco *et al.*, 2006; 2007). En el año 2004, con un valor medio anual de IOS de -0,4; la salinidad media predicha fue de 19,5 y de 18,9 para 2005 con un IOS medio de -0,3; correspondiente a un evento El Niño débil a moderado. Aunque en esos años faltaron datos de salinidad en los primeros meses y probablemente por ello los resultados observados dieron valores ligeramente diferentes (17,9 y 15,3 respectivamente), lo cierto es que, aunque leves o débiles, desde el 2002 a 2005 se comportó como de El Niño y 2006 fue neutral. Por ejemplo, en 2006 el IOS llegó a 0 pero la salinidad anual bajó a 5,8, valor estimado por el modelo para un evento 'La Niña'. Al presente, los pronósticos de la NOAA-CEP indicaron condiciones frías en las temperaturas del Pacífico ecuatorial; sin embargo, el IOS de 2008 mostró un valor medio positivo (1,9) correspondiente a un evento del fenómeno de "La Niña". Consecuentemente, la salinidad de CGSM-CP se mantuvo baja (7,1) y las capturas de especies estuarinas tradicionales (lisa, chivo mapalé y sábalo) disminuyeron, mientras que aumentaron las capturas de mojarra lora al conservarse los valores de salinidad menores a 10, favoreciendo a esta especie.

Sin embargo, se esperaba que en 2008 la captura de mojarra lora fuera mayor, pero el ascenso del IOS no fue acompañado rápidamente de un descenso proporcional en la salinidad, que se mantuvo similar a la de los 2 años anteriores. Estos descensos de las capturas de mojarra lora afectaron el valor anual de toda la captura de pescado y puede deberse a la drástica reducción de microalgas, principalmente diatomeas (Bautista *et al.*, 2010), principal alimento de las tilapias. Ya en 2009, el IOS bajo prácticamente a 0 (0,3), la salinidad aumentó inversamente con el IOS, como se esperaba del modelo, no obstante, a pesar de subir de 10 la salinidad, la captura de mojarra lora estuvo bien representada. El valor porcentual relativamente alto de la mojarra lora en 2009, se explica por la reducción de la participación de especies tradicionales, como la lisa, el chivo mapalé y el coroncoro.

Al mantenerse las condiciones de La Niña desde finales de 2010 hasta 2013, se evidenció un repunte en la abundancia de la mojarra lora y otras especies de río para estos dos años. Posteriormente entre 2014 y 2016 incrementó la salinidad ante ocurrencia de El Niño, con mayor presencia de peces estuarinos, lo cual cambió en 2017, 2018 (Niña), registrándose el Niño en 2019, pero manteniendo salinidades bajas, condición que se mantiene en lo registrado a 2020, con evidente evento La Niña. Se destaca que actualmente el INVEMAR adelanta el análisis de la batimetría de la CGSM, teniendo en cuenta que una reducción de la columna de agua, debida a la sedimentación acumulada, implica menor volumen de agua disponible para los peces y perturbaciones en los cambios de salinidad y temperatura.



4.3.1.1 Composición de las capturas por especies de invertebrados

En la composición del grupo de los invertebrados en lo que va de este año, solo se dio participación de los crustáceos en el total estimado para este grupo, teniendo en cuenta que en este año no se realizó monitoreo en la VIPIS, único relicto del molusco almeja en la ecorregión CGSM. Se enfatiza sobre el incremento de la producción de este recurso en lo valorado a 2017, donde se superó en un 68% y 60,6% las valoraciones de 2015 y 2016 respectivamente, pero descendiendo en lo estimado en 2018 en un 15,6%, en 2019 (2,9%), con mayor mengua al corte de septiembre de 2020 (58,5%), con relación al determinado en 2017, máximo valor del período evaluado, pero sugiriendo tener en cuenta la falta de registro de los moluscos en estos tres últimos años y lo valorado a 2020, tan solo seis meses (Figura 4-70).

En lo relativo a 2008 sobresalió el recurso camarón, obteniéndose el registro más alto de este crustáceo en la serie temporal del monitoreo (461,3t), el cual representó una significativa ampliación en su producción (255%) en comparación con 2007, declinando en los años siguientes (2009-2013) y recuperándose en 2014 llegando a valores cercanos a lo valorado en 2008. En 2015 cayó nuevamente en un 42,6% con respecto a 2014, pero volvió a incrementarse en 2016 y 2017, en un 42,1% y 25,9% comparativamente a 2015, pero a valores inferiores al más alto registrado en 2008. En 2018 y 2019, se registraron disminuciones del 39,8% y 7,1%, con referente de 2017, continuando el descenso, llegando en lo evaluado en los seis a septiembre de 2020 a una estimación de 127,6 t, deduciendo con base en la serie histórica, que a diciembre de 2020, se registrará un valor inferior a los ocho períodos anuales anteriores (Figura 4-70)

Las jaibas se mantienen como el recurso mayoritario en la captura del grupo de los crustáceos, conformando para lo monitoreado a septiembre de 2020 el 78%, no obstante, se evidencia una disminución en sus volúmenes capturados, representada entre un 54% y 58% en relación con las estimaciones de 2017-2018 y 2019 respectivamente; que de mantenerse estas condiciones, en sus medias de capturas mensuales, se deduce que a final del año sus capturas estarán por debajo del promedio anual capturado en los tres años precedentes ($1.044 \text{ t} \pm 47$), que junto con 2012-2013, se estimaron como los de mayor producción de la serie de tiempo evaluada. La mayor contribución en la composición de estos decápodos en 2020, ha sido de jaiba azul (*C. sapidus*) con un aporte del 64,6%, de igual manera en 2019 con el 55%, contrario a lo registrado en los dos años anteriores, con evidente participación de la de jaiba roja (*C. bocourti*) (81,6 y 69,1% en su orden).



Informe técnico final 2020:
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

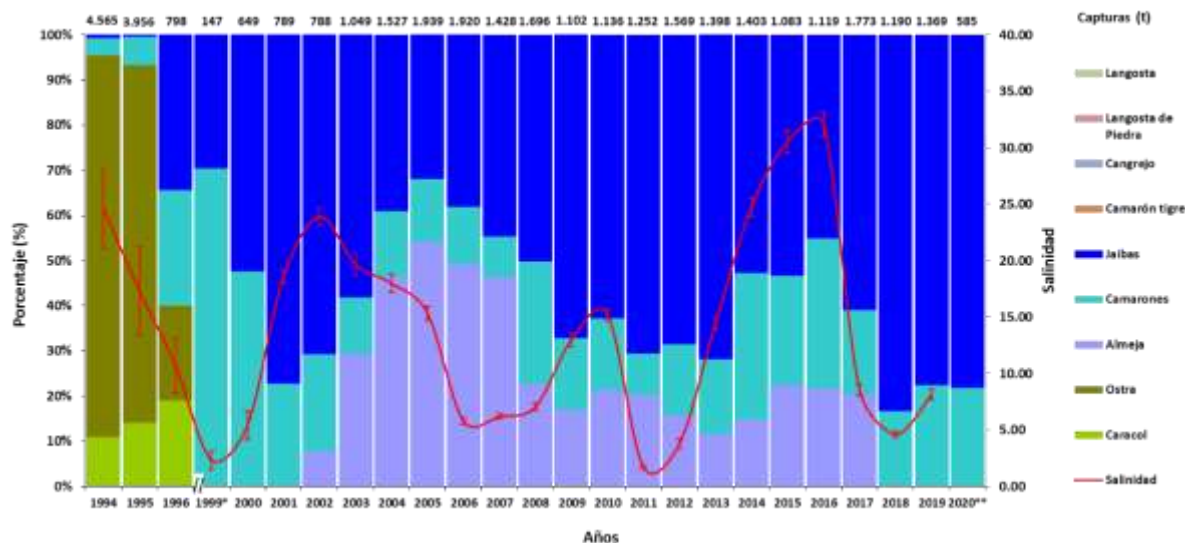


Figura 4-70. Composición interanual de la captura de invertebrados en la ecorregión. * 4 meses y ** 6 meses.

En el caso de los moluscos (almejas – *Polymesoda solida*), que no fue objeto de registró en los tres últimos años, se tiene que aumentó en su extracción en lo estimado para 2017 en un 48,9% y 50,6% con respecto a lo estimado en 2015 y 2016 respectivamente, lo cual se considera importante por la recuperación aparente, no obstante, se mantiene la preocupación de años anteriores, si se tiene en cuenta que constituyen la única evidencia de moluscos explotados en la ecorregión, debido a que la ostra y el caracol no manifiestan síntomas claros de recuperación como recursos pesqueros.

En las dos últimas décadas las jaibas representaron el recurso mayoritario en la captura de los crustáceos, conformando alrededor del 74% desembarcado anualmente de este grupo; destacan los períodos 2012-2013 y 2017-2019, como los de mayor producción de la serie evaluada, con estimación media anual de 1.042 t ($\pm 42t$), 28,4% por encima del promedio histórico anual

La anterior información suministró evidencia para demostrar el impacto del mantenimiento de las obras hidráulicas y de la variabilidad climática, sobre la estructura de los ensamblajes de peces e invertebrados disponibles en la pesquería en la CGSM y CP (Anexo 8-4).



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

En la Figura 4-71, se presenta la captura discriminada por sitio de desembarco y arte o método de pesca en el área de la CGSM, con el propósito de determinar el uso de los diferentes procedimientos aplicados en la obtención de los recursos pesqueros, de manera que contribuya al aporte de recomendaciones para la gestión y manejo de los mismos.

En la CGSM se utilizan alrededor de 13 denominaciones de artes o métodos de pesca, los cuales se aplican de acuerdo a recursos objetos de captura, por ejemplo el buceo para la extracción de almejas, ostras y caracoles, el palangre por lo general para la captura de chivos mapalé o cabezón, chinchorras y chinchorros para mojarra lora, nasas para jaibas, redes camaroneras (releo o garceo) para camarón, atarrayas y redes de enmalle (fijas-trasmallos, boliches y zangarreo) para la captura de peces diversos de acuerdo al comportamiento estacional de los mismos. Lo registros indican diferencias de uso de estos artes de pesca a nivel de sitios de desembarco, como se describe a continuación:

En el Caño Clarín – KM 15, con registros de capturas anuales entre 1999 y septiembre de 2020, entre 117,8 t y 778,9 t, el arte de mayor utilización son las redes de enmalle fijas (trasmallos) con el 67,5% de participación en la obtención de los desembarcos anuales, seguidas de las atarrayas con el 18,7%.

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

En cuanto al sitio Isla del Rosario, con registros entre 1994 y septiembre de 2020, excluyendo a 1999 (solo 4 meses de registro), se han obtenido capturas anuales que oscilaron entre 352,1 t y 1.382,7 t, beneficiándose en mayor proporción los pescadores que utilizan el arte nasas (jaibas) con el 49,3% de participación, siguiendo en el orden los de redes camaroneras (releo) con el 26%, los de atarraya con el 16,2% y los de redes de enmalle fijas (trasmallos) con el 12,7% correspondientemente.

En relación con Nueva Venecia con datos entre 1994 y lo que va a septiembre de 2020, la producción pesquera desembarcada anualmente ha oscilado entre 1.190,1 t y 4.794,7 t, con mayor rendimiento del arte tradicionalmente más usado en la CGSM, las atarrayas, con representación en las capturas del 34,2%, seguido del chinchorro de arrastre con el 17,5% y la chinchorra con el 16,5%, estos dos últimos aplicados posteriormente a la reapertura de los caños, con principal objeto de captura de la mojarra lora. En el orden figuran las redes de enmalle, distribuidas en los métodos boliche con el 13,6%, trasmallos



Informe técnico final 2020:
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



con el 10,1% y el zangarreo con el 8,1% respectivamente del total de las capturas anuales obtenidas.

El otro sitio de desembarco donde actualmente se aplica el monitoreo es Tasajera, con datos entre 1994 y hasta septiembre de 2020, excluyendo a 1999 (4 meses de registro), las estimaciones anuales variaron entre 675,8 t y 2.489,2 t, con mayor aplicación en la obtención de las capturas de las redes de enmalle boliche con el 51%, las atarrayas con el 25,2% y los trasmallos con el 13,5%.



Informe técnico final 2020:
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

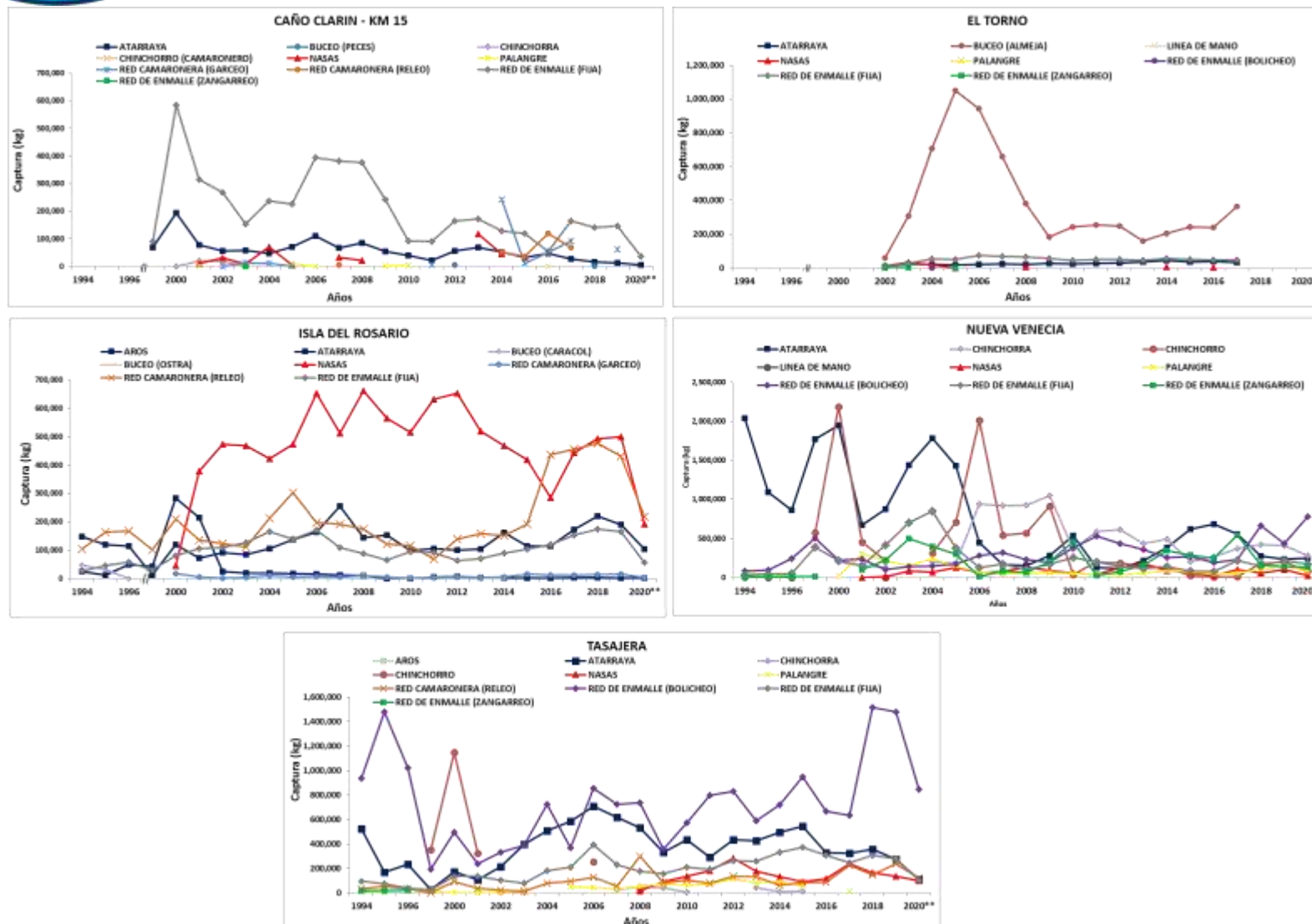


Figura 4-71. Captura total anual para los principales sitios de desembarco por arte y/ o método de pesca en la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 6 meses.



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

En la Figura 4-72, se presenta la relación de las estimaciones de las capturas, el esfuerzo de pesca absoluto y la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) anual para los principales artes y métodos de pesca utilizados en la CGSM, para determinar el grado de incidencia de éstos sobre los principales recursos pesqueros.

En la relación analizada se distinguen los altos niveles de esfuerzo antes de la apertura de los caños (1994-1996) estimados para atarrayas, boliches y redes camaroneras, contra valores de CPUE relativamente bajos. Este indicador de abundancia mostró incrementos para todos los artes en el 2000 (posterior a la reapertura de los caños), descendiendo sus niveles en 2001 y 2002, producto de las bajas capturas en estos años, no sólo para estos tres artes, sino para el total de los rendimientos anuales de la pesquería (Figura 4-72a, b y d).

En el caso de las atarrayas, se evidencia un incremento en el indicador de abundancia relativa (CPUE) en 1999-2000, posteriormente se mantuvo relativamente constante hasta 2010, disminuyendo en 2011 y 2012 a niveles parecidos a los de 1994-1996, pero mejorando su rendimiento entre 2013 y 2015, y volviendo a menguar en 2016 - 2019, con proyección al aumento en lo evaluado a septiembre de 2020. Referente al boliche presenta un perfil irregular, determinándose que los aumentos de la CPUE después de 2003 se explican más por la disminución en el número de faenas que por los rendimientos obtenidos; destaca el valor de 2018 como uno de los más altos niveles del indicador CPUE (122,7 kg/faena), superado solamente por el estimado en cuatro meses en 1999 y el de seis meses registrados en 2020. Para redes camaroneras, la CPUE muestra una tendencia creciente a partir de 2004, con algunas oscilaciones entre 2009 y 2015, con notorio incremento en 2016 y 2017 y aunque bajando en 2018-2019 y lo que va de 2020, se evidencian en este período, los mayores valores obtenidos de este índice (entre 10,6 y 15,4 kg/faena).

En los trasmallos (Figura 4-72c), se dio una situación contraria a la de los tres artes analizados anteriormente, con registro de una baja captura y bajo número de faenas en el antes, mostrando mejores niveles en el después, principalmente entre 2003 y 2007, registrando incremento significativo en el valor de CPUE en el 2000, continuando con disminución progresiva posteriormente.

Las nasas que se registran desde 2000 (Figura 4-72e), al igual que las redes camaroneras (camarones), tiene un objetivo de captura (las jaibas), que comparte con otro arte, los aros. Se nota al inicio de su actividad una captura y un esfuerzo mínimo, pero con una alta CPUE, posteriormente con incentivos en la comercialización a través de las empresas procesadoras de este recurso con destino a la exportación, se intensificó la actividad pasando de un esfuerzo de 1.078 faenas y una CPUE de 43,1Kg/faena en 2000 a 14.973 faenas y una CPUE de 26,1Kg/faena en 2001, es decir con este esfuerzo este indicador de



Informe técnico final 2020:
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



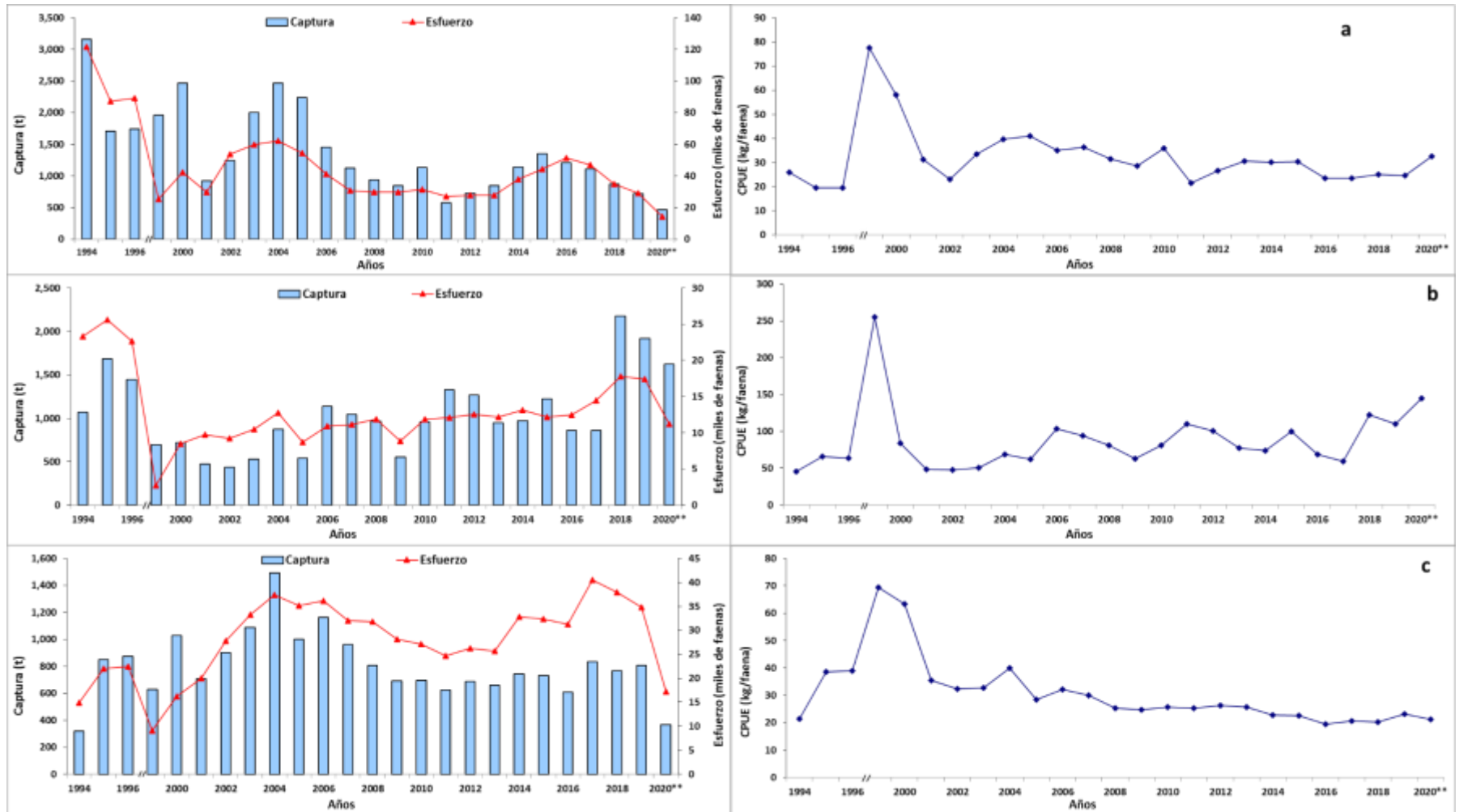
abundancia relativa del recurso se redujo en un 39,4%. En los años siguientes (2002-2008) se incrementó aún más el esfuerzo, manteniéndose relativamente constante en un rango entre 20.172 y 27.079 faenas y CPUE entre los 20 y 32kg/faena, prolongándose este incremento en los años posteriores entre 2009 y lo estimado a 2014, alcanzando niveles de esfuerzo entre 35.419 faenas (2013) y 37.242 faenas (2014) (mayor valor del esfuerzo del período analizado), manteniéndose el rango de abundancia relativa (CPUE) determinado en el período 2002-2008, a excepción de los períodos 2006-2008 y 2011-2013, con valores mayores.

De 2007 a 2009 se evidencia una disminución progresiva en la captura y en la CPUE, con los artes de pesca atarrayas, boliches y trasmallos, a pesar de reducirse el esfuerzo, probablemente por desestimulo en los ingresos provenientes del pescado. Con las redes camaroneras y las nasas, la caída se produce después de un pico de producción, relativamente alto en 2008. Para las nasas, entre 2010 y 2012, la CPUE, indica una tendencia creciente, con disminución entre 2013 y 2016, invirtiéndose la tendencia en 2017-2019, mermando en lo que va de 2020.

El mayor número de faenas en los artes analizados, es aplicado por las redes camaroneras con un rango de faenas anuales de 27.003 - 128.720, seguido por las atarrayas (27.060 - 121.644), los trasmallos (14.878 - 40.502), los boliches (8.495 - 25.642) y las nasas (1.078 - 37.242).



Informe técnico final 2020:
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:
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

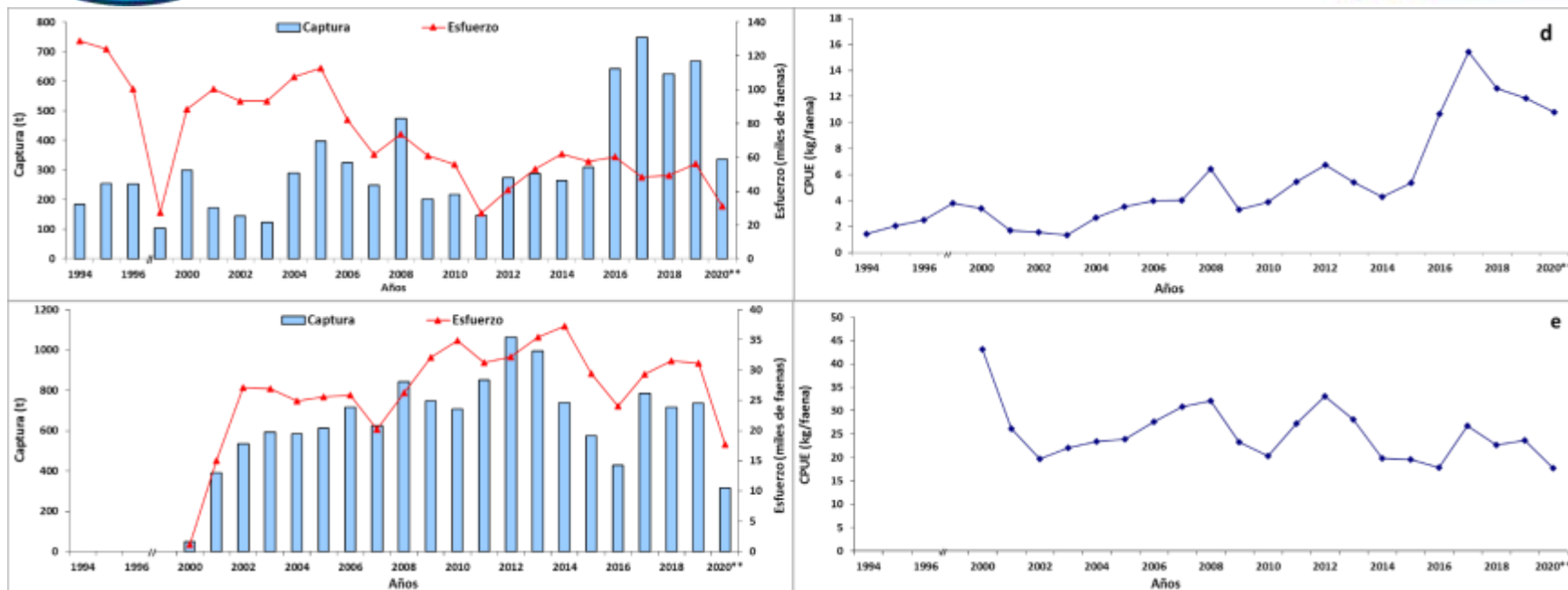


Figura 4-72. Captura, esfuerzo y captura por unidad de esfuerzo por arte de pesca (a) Atarraya, (b) Red de enmalle boliche, (c) Red de enmalle fija (trasmallo), (d) Red camaronera releo y (e) Nasas, en la ecorregión CGSM. ** 6 meses.



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 CGSM.

El impacto bioeconómico de las obras hidráulicas y de los eventos climáticos globales sobre la pesquería de la ecorregión se evaluó comparando la captura total de todas las especies junto con los ingresos económicos generados durante los años de monitoreo. A precios corrientes, se evidencia de manera general una tendencia creciente, no obstante, se tiene que a partir de 2001, la captura e ingresos disminuyeron; alternándose la tendencia desde 2004, donde se observó un aumento tanto en los ingresos como en las capturas, destacando al 2006 en el que se superaron los valores promedios de las capturas registrados en el 2000, llegando a valores aproximados a los de 1994, comportándose los ingresos posteriormente comparativamente constantes hasta 2011, incrementándose en lo estimado de 2012 a 2014, cayendo en lo estimado a partir de 2015, aunque con ligero incremento en lo evaluado en 2017, 2019 y en lo que va de 2020, tanto en la captura como en los ingresos (Figura 4-73). El incremento del ingreso en 2006, se relaciona con el aumento en este año en más del 100% en el precio de la especie dulceacuícola mojarra lora ya introducida en el mercado, la cual ha mostrado mayor participación en las capturas, contrario a la disminución y lenta recuperación que han presentado las especies estuarinas de mayor valor comercial.

Los valores de los ingresos promedios mensuales de la pesquería de la CGSM, en relación a precios constantes de 2019, oscilaron entre 819 (± 62) y 1.589 (± 144) millones COP \$, en 2002 y 1994 correspondientemente.



Informe técnico final 2020:
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

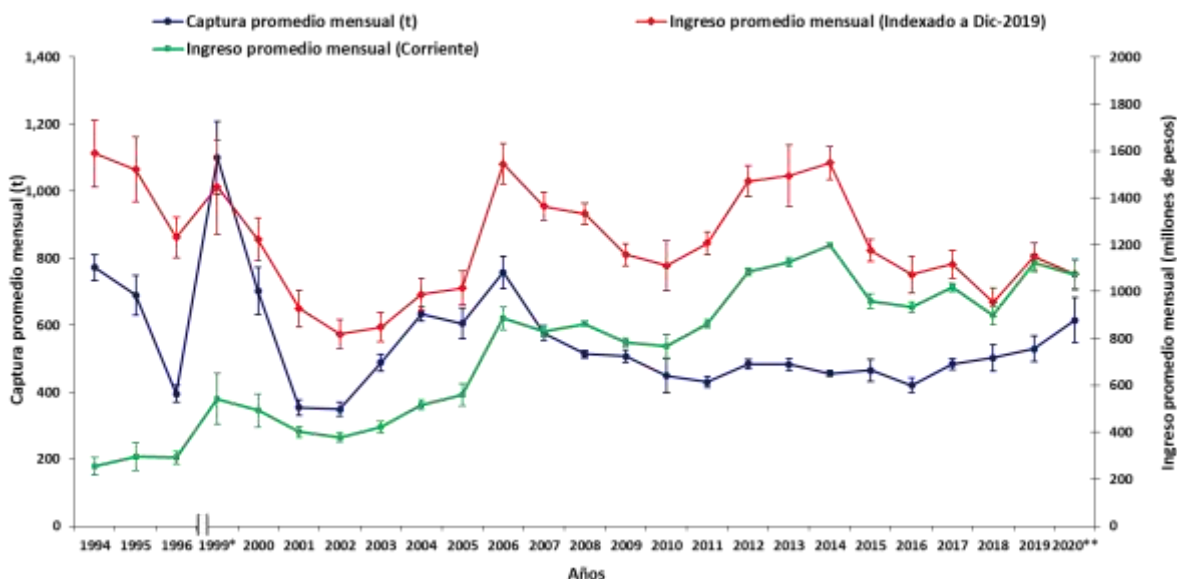


Figura 4-73. Comparación interanual de las capturas e ingresos económicos a precios corrientes e indexados a precios de diciembre de 2019 para el total de especies capturadas con todos los artes en la pesquería de CGSM. *4 meses y ** 6 meses.

En cuanto a 2007, aunque la mojarra lora tuvo una figuración importante, el promedio general de capturas descendió y por ende el ingreso correspondiente a este año. Paradójicamente, aunque continuó la baja de los promedios de captura en lo determinado para 2008, los ingresos se mantuvieron, aún a pesar de que los precios promedios de las especies disminuyeron, atribuyéndose este restablecimiento a los aportes realizados por el arte redes camaroneras releo, que aumentaron considerablemente sus capturas del recurso camarón en lo valorado para este último año, con mayor énfasis en el sitio Tasajera, que amplió sus rendimientos en casi cinco veces con respecto a lo estimado para 2007, seguido de Isla del Rosario que aumentó en un 125%. Esto es indicador de mejores ingresos a los pescadores que utilizan este arte, destacando por supuesto a Tasajera que ascendió en un 331% e Isla del Rosario en un 79,4%. Esta situación contrasta con el resto de artes que descendieron, tanto en sus capturas como en ingresos. En 2009 y en adelante hasta lo registrado al corte de 2020, aunque con ligero aumento entre 2017 y lo valorado a septiembre de 2020, continuó la disminución de los promedios mensuales de captura, sin embargo, los niveles de ingreso se mantuvieron, incluso con evidente aumento en lo evaluado entre 2012 y 2014, en donde se notó la recuperación en la producción desde 2011 de la especie de mayor valor comercial en el área, la mojarra rayada. No obstante, lo anterior es evidente el descenso en 2015- 2018, producto de la disminución de la producción pesquera, pero mejorando en 2019 y lo que va de 2020.

En relación a la figuración a precios constantes (Figura 4-73), es notoria la falta de correspondencia entre la captura promedio mensual y los ingresos promedios mensuales



Informe técnico final 2020:
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



de la pesquería en el año 2000, debido al cambio en la composición de la captura, manifestado en mayor aporte de especies dulceacuícolas de poca aceptación en el mercado, como la mojarra lora, de bajos precios. Al igual que lo analizado a precios corrientes se evidencia un comportamiento similar, en la cual se reflejó la peor época del monitoreo referente a la producción e ingresos mensuales (2001 – 2002), apreciándose recuperación entre 2004-2006, a partir del cual los precios de venta de algunos recursos, incluida la mojarra lora, mejoraron, destacando también lo registrado en el período 2012-2014, donde se estimó que los ingresos de los pesquería a precios constantes se han mantenido, a pesar de la disminución paulatina del recurso pesquero, no obstante, con tendencia de continuidad del declive de los ingresos de la pesquería. Estos valores promedios mensuales oscilaron entre 819 (± 62) y 1.589 (± 144) millones COP \$, en 2002 y 1994 correspondientemente.

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

Correlativamente, con base en relación de las capturas de los artes y métodos de pesca por sitio de desembarco, los ingresos y costos de operación por Unidad Económica de Pesca (UEP), se determinó el indicador renta económica por pescador, correspondiente a los principales artes y su comparación con el salario mínimo mensual legal vigente (SMMLV) correspondiente a cada año evaluado.

En la relación presentada en la Figura 4-74, al igual que el análisis de las capturas, el indicador de renta económica se determinó a nivel de sitio de desembarco, reiterando las diferencias existentes en los usos de los artes y la ubicación geográfica de los mismos, en ese orden de ideas, se presentan las siguientes consideraciones.

En relación al sitio Caño Clarín-Km 15, los pescadores que utilizan los artes de mayor incidencia, redes de enmalle fijas (trasmallos) y atarrayas, en la mayoría de los años superaron el punto de referencia (SMMLV), no obstante, estuvieron por debajo o ligeramente por arriba en los últimos siete años analizados (2014-2020), con menor rendimiento para los de atarrayas. En referencia a los que usan redes camaroneras (garceo y releo), en 2014-2019 estuvieron por encima de este indicador, producto del incremento de la captura del recurso camarón.

Referente a los pescadores que faenan en el área aledaña a la Ciénaga del Torno (VIPIS), los que emplean el arte de mayor incidencia buceo (almeja) superaron el umbral de referencia del total de la serie interanual monitoreada, de igual manera los que utilizan el trasmallo, en cuanto a los de atarrayas solo superaron el SMMLV en el período 2013-2017. Se reitera la falta de datos en 2018-2020.

Los de Isla del Rosario, con mayor uso de nasas (jaibas) y redes camaroneras (camarón), en términos generales no superaron el punto de referencia, a excepción del período 2006-2009 en que los que usan las nasas, lo superaron en un bajo margen. En su orden los



Informe técnico final 2020:
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



trasmallos y atarrayas, estuvieron por encima en la mayor parte del período evaluado, con caída por debajo en los tres últimos años.

En Nueva Venecia, las utilidades registradas por los pescadores relacionados con los artes de pesca aplicados en el período de monitoreo, mostro una tendencia relativamente constante alrededor del SMMLV, a excepción de los que usan las redes de enmalle que aplican el método zangarreo (ilícito) que superaron el SMMLV en la mayoría de años.

Relativo a Tasajera, presentó igual situación que los pescadores de Nueva Venecia en cuanto a la tendencia de registros de la renta económica alrededor del SMMLV en la mayoría de los artes, excepto los pescadores que aplican el método del boliche, en la que este indicador lo supero desde el 2006 hasta 2017, llegando alrededor del mismo entre 2018 y lo que va de 2020. Se destaca el período 2011-2014, donde los valores llegaron a representar entre 3,2 y 4,7 veces este umbral de referencia, donde incidió en mayor grado la recuperación de los rendimientos de producción pesquera de la especie de mayor importancia comercial (mojarra rayada).



Informe técnico final 2020:
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

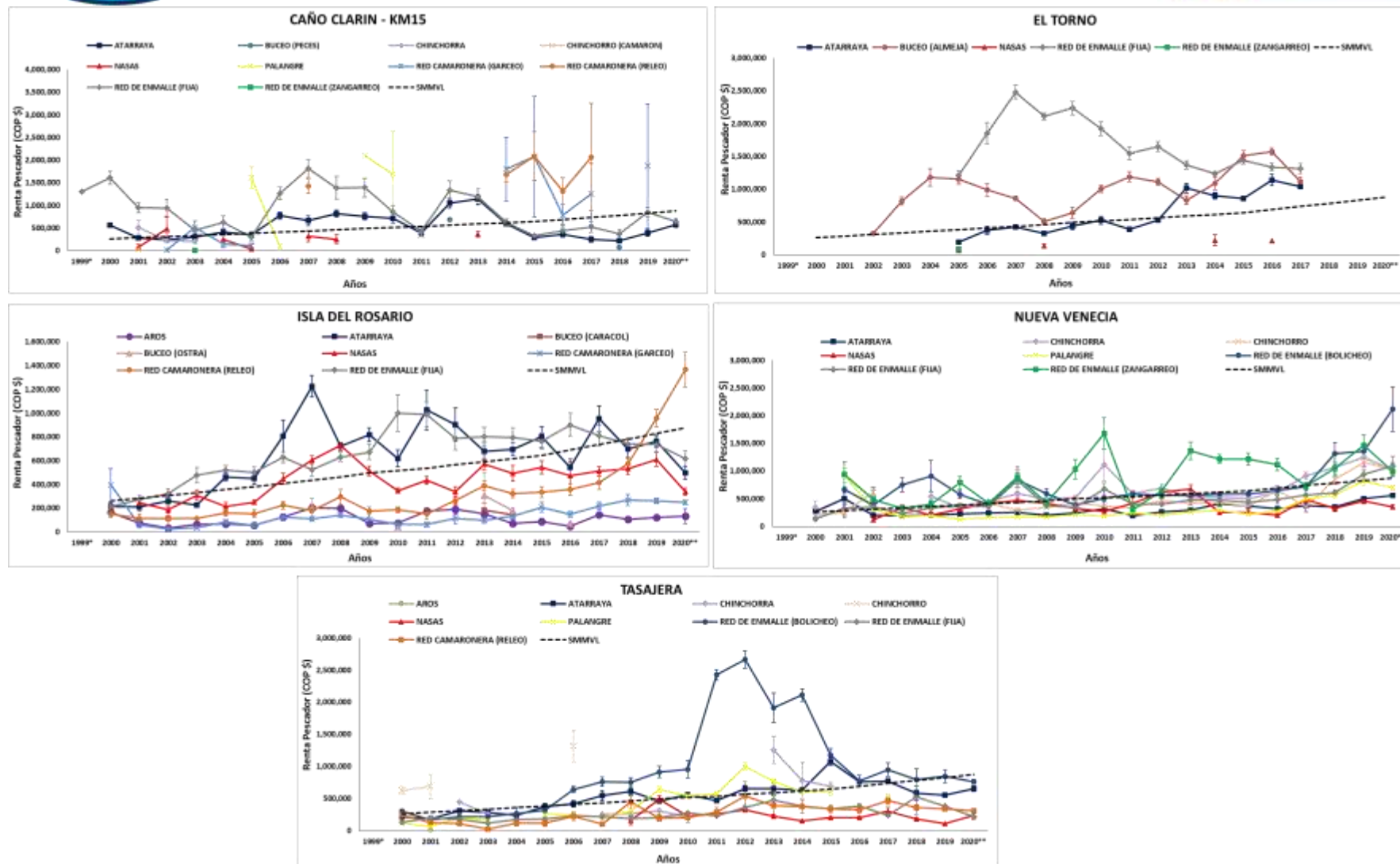


Figura 4-74. Renta económica por pescador para los principales sitios de desembarco por arte y/o método de pesca en la ecorregión CGSM. * 4 meses y ** 6 meses.



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

Callinectes bocourti (Jaiba roja)

Se analizaron un total de 360 jaibas entre febrero de 2019 a enero de 2020, de los cuales el 67.2% (n=242) eran hembras y el 32,7% machos (n=118), cuya proporción estimada presenta diferencias significativas de la proporción esperada ($\chi^2= 42,7$; p-valor < 0,05). En la Tabla 4-12 se presenta un resumen de las mediciones morfométricas estimada para esta especie.

Tabla 4-12. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje datados en laboratorio de la jaiba roja (*Callinectes bocourti*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Sexo	n Aca	Mín. Aca (mm)	Máx. Aca (mm)	$\bar{X} \pm EE$ Aca (mm)	n Pt	Mín. Pt (g)	Máx. Pt (g)	$\bar{X} \pm EE$ Pt (g)
Hembra	232	68,8	134,9	103,8 \pm 0,86	242	31,1	96,5	92,2 \pm 4,4
Macho	117	71,9	128,2	88,9 \pm 1,06	118	34,4	161,3	69,6 \pm 2,4

En la Figura 4-75 se muestra la progresión de estados de madurez gonadal para la jaiba roja analizada durante el periodo de muestreo. Cabe aclarar que los machos maduros (estado II) se agruparon con las hembras maduras en la categoría de estado III. El análisis indica predominancia de los individuos adultos en todos los meses evaluados con casi el 73% del total analizado (Figura 4-75a y b).

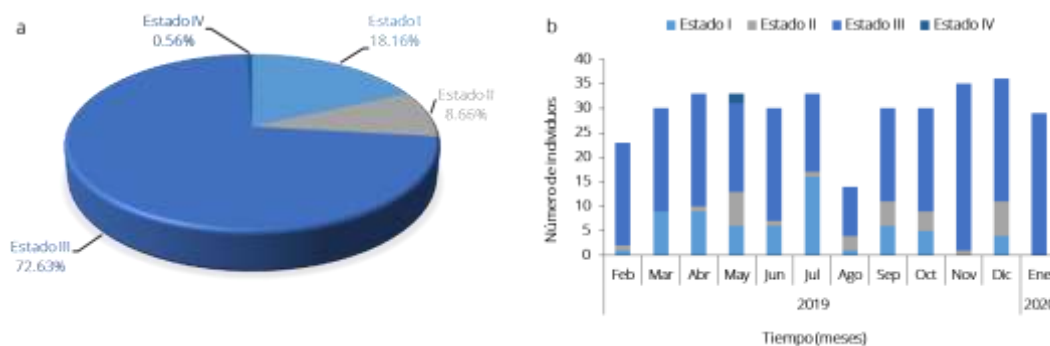


Figura 4-75. Progresión mensual de estados gonadales de las jaibas rojas (*Callinectes bocourti*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

En cuanto a la estacionalidad reproductiva, se registra solo un pico de hembras ovígeras en mayo, antecedido de un incremento en los valores del IGS, sin embargo, la variación mensual del IGS no muestra una tendencia clara sobre la estacionalidad reproductiva,



Informe técnico final 2020:
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



además, el número de hembras ovadas (0,56%, n=2) no es representativo de manera que permita inferir actividad reproductiva de la jaiba roja en la CGSM (Figura 4-75 y Figura 4-76). La estimación de la TM para *C. bocourti* considerando ambos sexos se realizó a partir de 348 individuos, indicando una longitud de madurez de 86.7 mm de Aca (Figura 4-77).

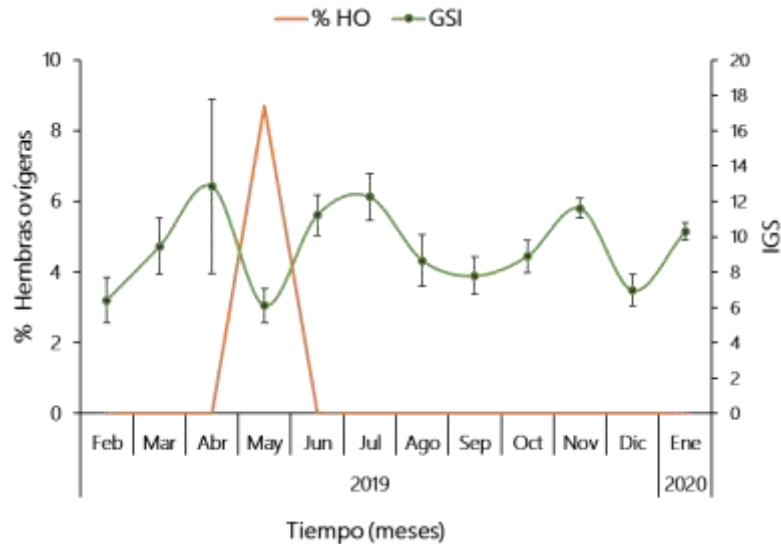


Figura 4-76. Estacionalidad reproductiva para la jaiba roja (*Callinectes bocourti*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

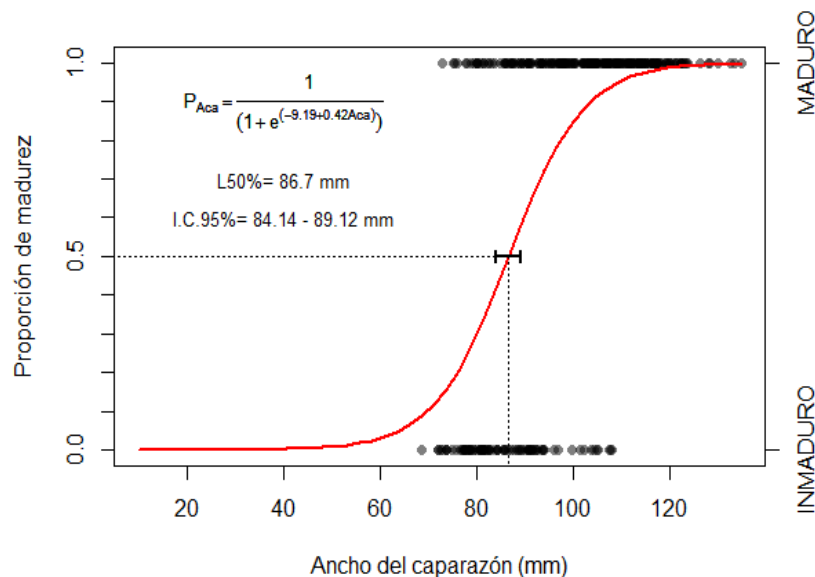


Figura 4-77. Talla de madurez sexual para sexos combinados de la jaiba roja (*Callinectes bocourti*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta. La línea punteada muestra el corte donde se ubica la TM.



Lebranche (Mugil liza)

Se sexaron un total de 253 individuos de lebranche colectados durante el periodo evaluado (febrero de 2019 a enero 2020) en la CGSM, de los cuales el 33,9 % (n = 86) fueron hembras, el 64,4 % (n=163) machos y solo al 1,5% (n=4) no fue posible determinar el sexo, determinándose una proporción H: M de 1: 1,8, la cual es significativamente diferente de 1:1 ($\chi^2= 23.8$; p-valor < 0,05). En la Tabla 4-13 se presenta los parámetros estimados para la longitud total y peso total de *Mugil liza*. En cuanto a la madurez gonadal, el 98,2% de los individuos analizados se encontraron es estado inmaduro, lo que no permitió estimar la longitud en la que al menos el 50% de la población ha alcanzado la madurez. Lo anterior responde a que los juveniles de esta especie pasan la mayor parte de su vida juvenil en las zonas estuarinas y su fase adulta la lleva acabo en las zonas marino-costeras donde probablemente ocurre el desove.

Tabla 4-13 Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje datados en laboratorio del lebranche (*Mugil liza*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Sexo	n	Mín. Lt (cm)	Máx. Lt (cm)	$\bar{X} \pm EE$ Lt (mm)	Mín. Pt (g)	Máx. Pt (g)	$\bar{X} \pm EE$ Pt (g)
Hembra	86	27.0	44	35,2 \pm 0.81	160	750	370,6 \pm 14,8
Macho	163	25.5	49	35,3 \pm 0.35	135,1	935,9	380,6 \pm 11,9
Indeterminado	4	33.7	39.5	34.1	150,3	517	379,9 \pm 106,2

Mojarra lora (Oreochromis niloticus).

En los meses que se lleva de análisis se han examinado un total de 134 mojarra loras, de los cuales el 55,8 % (n= 76) fueron hembras, el 42,8 % (n= 56) machos y al 1,3% (n=2) no fue posible determinar el sexo. La proporción sexual para estos individuos no presentaron diferencias significativas de la proporción esperada ($\chi^2= 3,03$; p-valor > 0,05). A continuación se presentan parámetros morfométricos estimados para *O. niloticus* (Tabla 4-14).

Tabla 4-14. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje datados en laboratorio de la mojarra lora (*Oreochromis niloticus*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Sexo	n	Mín. Lt (cm)	Máx. Lt (cm)	$\bar{X} \pm EE$ Lt (mm)	Mín. Pt (g)	Máx. Pt (g)	$\bar{X} \pm EE$ Pt (g)
Hembra	86	27.0	44	35,2 \pm 0.81	160	750	370,6 \pm 14,8
Macho	163	25.5	49	35,3 \pm 0.35	135,1	935,9	380,6 \pm 11,9



La variación mensual de los estadios de madurez gonadal señala prevalencia de los individuos adultos con cerca del 63% (estado II, IV y V), siendo más representativos para los meses de febrero y marzo (Figura 4-78b y Figura 4-78b), sin embargo la información no permite inferir picos reproductivos a pesar de registrarse individuos desovados en dos (2) de los meses evaluados, debido a que el tamaño de la muestra no es representativo. No obstante pese a la baja representatividad de individuos analizados y a que solo se han obtenido muestras en cuatro (4) meses se estimó de manera preliminar la TM para 129 individuos de mojarra lora en 18.3 cm Lt (IC 17.4 -19.4) (Figura 4-79).

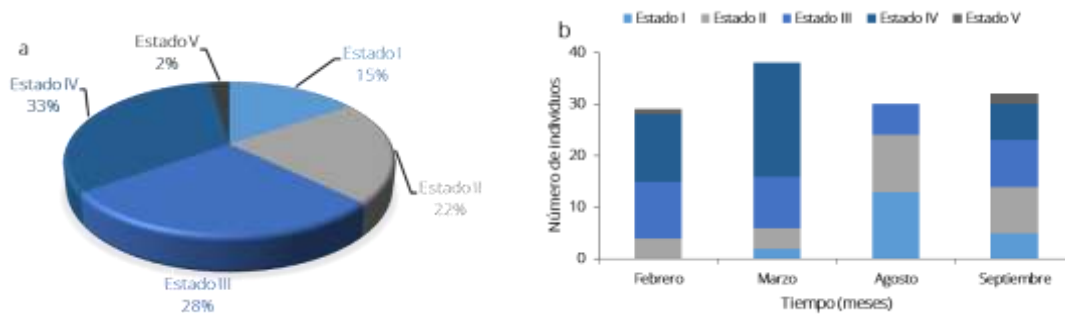


Figura 4-78. Progresión mensual de estados gonadales de la mojarra lora (*Oreochromis niloticus*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

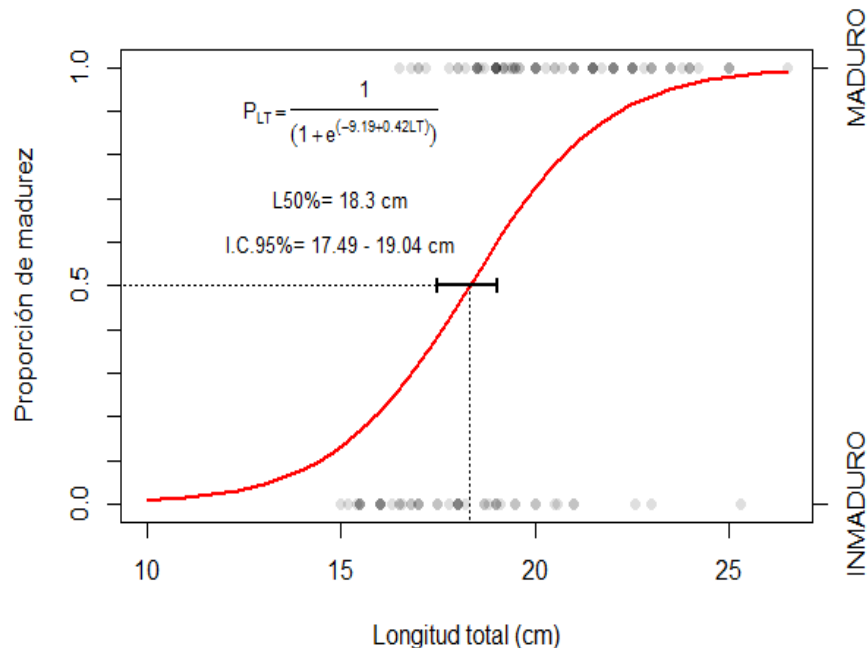


Figura 4-79. Talla de madurez sexual para sexos combinados de la mojarra lora (*Oreochromis niloticus*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta. La línea punteada muestra el corte donde se ubica la TM.



Informe técnico final 2020:
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



Coroncoro (Micropogonias furnieri).

Se analizaron un total de 455 ejemplares de coroncoro, de los cuales 399 se sexaron durante el periodo 2017-2018 y solo 56 entre agosto y septiembre de 2020. Del total, el 61% corresponde a hembras, 36% a machos y el 2,1% restante a aquellos individuos que no se logró identificar el sexo (Tabla 4-15). El análisis estadístico indica diferencias significativas entre la proporción esperada ($\chi^2 = 27,68$; p-valor < 0,05).

Tabla 4-15. Parámetros estimados de la principal variable morfométrica y pesaje datados en laboratorio del coroncoro (*Micropogonias furnieri*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Sexo	n	Mín. Lt (cm)	Máx. Lt (cm)	$\bar{X} \pm EE$ Lt (mm)	Mín. Pt (g)	Máx. Pt (g)	$\bar{X} \pm EE$ Pt (g)
Hembra	278	17,7	26,5	20,6 \pm 0,09	63,6	202,2	106,30 \pm 1,43
Macho	167	17,4	26,1	20 \pm 0,10	59,5	205,1	99,07 \pm 1,65
Indeterminado	10	18,5	21	19,7 \pm 0,25	68,4	119,2	95,25 \pm 4,44

La progresión gonadal indica predominancia con 56,7% de individuos juveniles (estado I y II) durante el periodo analizado, mientras que los maduros se vieron representados con el 43.3% del total general (Figura 4-80. a). Por otra parte, el análisis mensual entre el porcentaje de individuos en cada estado de madurez gonadal mensual y la variación del IGS e IHS indican posible actividad reproductiva en los meses entre noviembre-enero, dada la representatividad de individuos en estado III, IV y V con un pico en el IGS (Figura 4-80.b). Se estimó de manera preliminar la talla de madurez sexual para *M. furnieri* (sexos combinados) en 20.7 cm Lt (IC 20.3 – 21.3), a partir de 401 individuos (Figura 4-81).

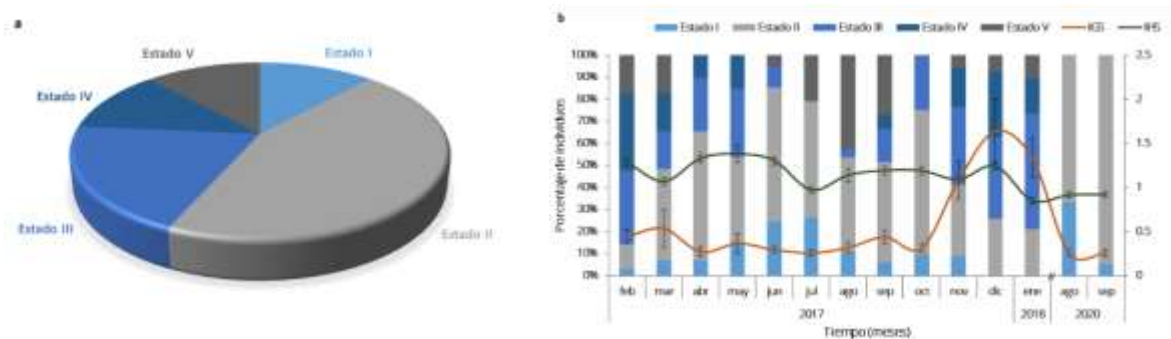


Figura 4-80. Progresión mensual de estados gonadales del coroncoro (*Micropogonias furnieri*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

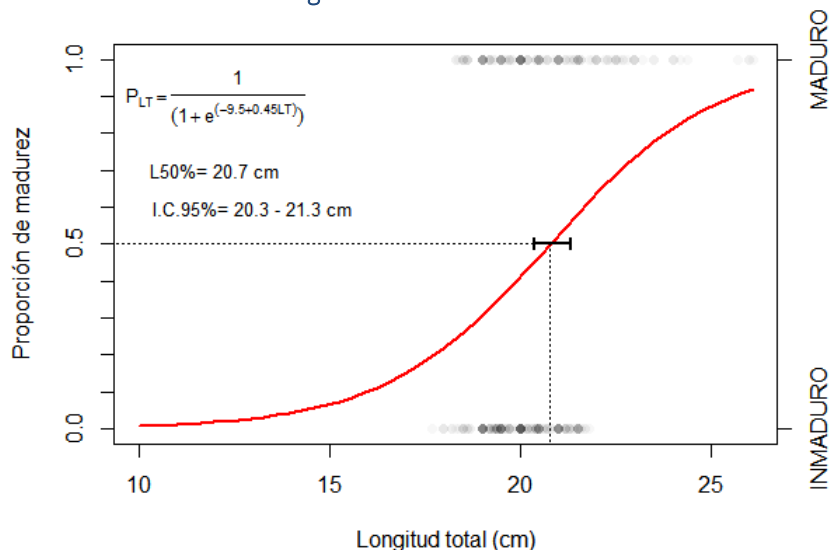


Figura 4-81. Talla de madurez sexual para sexos combinados del coroncoro (*Micropogonias furnieri*) recolectados en la Ciénaga Grande de Santa Marta. La línea punteada muestra el corte donde se ubica la TM.

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

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

Se evaluaron las TMC de 17 de las principales especies comerciales de la pesquería, 15 de peces y dos de crustáceos. En este caso la TMC es adoptada como un indicador del estado de la pesquería en términos de sobrepesca por crecimiento, la cual es comparada con un punto de referencia límite (PRL, línea roja de trazo en la Figura 4-82), representada por la TM de cada especie, para evaluar el posible impacto causado por la pesca. Para tal efecto en la Figura 4-82, se presenta la comparación individual de los datos anuales de TMC (2000-2020), así como la relación de la composición de captura por tallas para 2020 contra los respectivos PRL de las 15 especies de peces evaluadas y las dos de crustáceos (jaibas), TM determinadas por INVEMAR, en el marco del fortalecimiento al monitoreo del área de la CGSM (INVEMAR, 2017, 2018, 2019, 2020) y otros a través de información secundaria, del área de estudio y aledañas o afines (Narváez *et al*, 2008b; Marmol *et al*, 2009; De La Hoz *et al*, 2017; SEPEC, 2018). En este orden de ideas, una vez más en 2020, para la lisa se determinó alto riesgo de sobrepesca, teniendo en cuenta que su TMC continúa por debajo de la TM, con todo y que este indicador mostró mejoría en los años 2011-2015, no obstante, fue leve, descendiendo en 2016 con mayor baja entre 2017 y lo que va de 2020;



Informe técnico final 2020:
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



determinándose para lo que va de 2020, que el 63% de los individuos, se capturaron por debajo de la TM.

Es importante anotar 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 sábalo (*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 4-82). En este sentido el riesgo de sobrepesca actual para el chivo cabezón paso de alto a moderado y el del mapalé se estableció como bajo. En lo registrado a septiembre de 2020, se estimó para chivo cabezón un registro del 68% 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 solo el 1% de individuos por debajo 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 4-82).

Para el caso de otras seis especies de peces que muestra la figura (mojarra rayada, bocachico, cuatro ojos, mojarra lora, mojarra peña y moncholo), aunque la TMC ha variado entre años, por lo general se capturan por encima de la TM. Entre éstas, la situación de la mojarra rayada evidencia indicios de recuperación, registrándose una mejor figuración en el total de la captura de peces, aunque por debajo de los niveles alcanzados antes de las obras hidráulicas. Para esta especie también se actualizó la TM, debido a que la estimación de este parámetro, databa alrededor de dos décadas (Rueda *et al.*, 1999), resultando su determinación ligeramente incrementada en 21,6 cm, contra 20 cm, la anteriormente reportada, sin embargo, indicando aún un riesgo moderado en la composición de la captura por tallas, registrado en un 34% de individuos por debajo del PRL (Figura 4-82).

Caso contrario a lo anteriormente mencionado, corresponde a otro grupo de seis especies de las 15 analizadas (arenca, coroncoro, lebranche, macabí, róbalo y sábalo), con mayoría de registros de sus TMC por debajo de sus TM, con mayor afectación sobre las especies de grandes tallas como el sábalo, el róbalo (*Centropomus undecimalis*), el macabí (*Elops smithi* - ant. *E. saurus*) y el lebranche (*Mugil liza*), pescadas en estado juvenil, indicando riesgo de sobrepesca alto en la composición de la captura por tallas, con registros entre 59% y 100% de individuos por debajo del PRL.



Informe técnico final 2020:
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



En cuanto a la situación de las jaibas (*Callinectes* spp.), también se actualizaron las TM, determinándose para *C. sapidus*, el PRL en 9,5 cm de longitud total y para *C. bocourti* en 8,6 cm; por debajo de los anteriores límites (10,6 cm y 10 cm, respectivamente), disminuyendo las señales de sobrepesca, pero indicando aún un riesgo moderado, con mayor presión para *C. bocourti*, ya que sus TMC anuales se ubican en los últimos seis años alrededor del PRL; registrándose en lo que va de 2020, un 31% de individuos por debajo de la TM para *C. sapidus* y 46% de individuos capturados por debajo del PRL para *C. bocourti*.

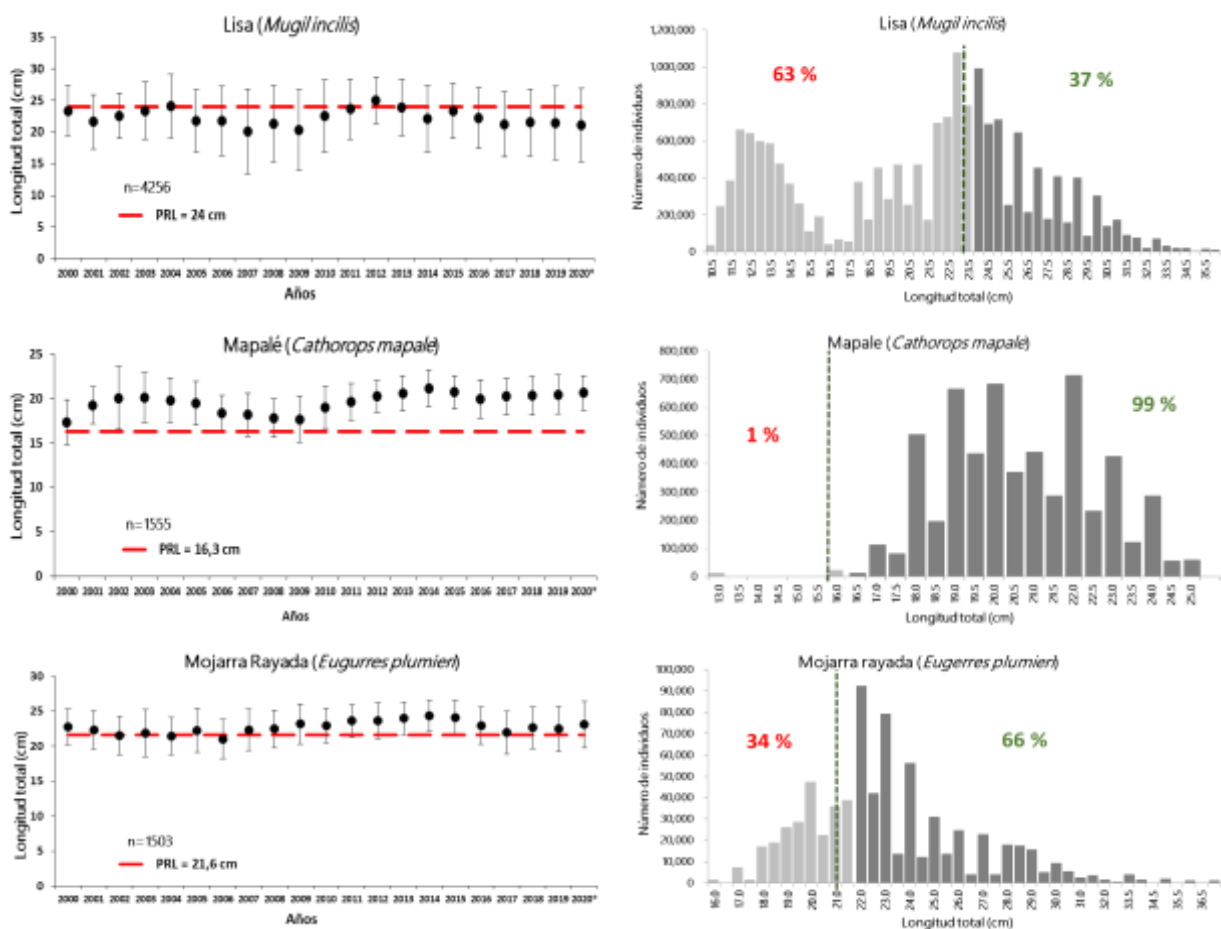
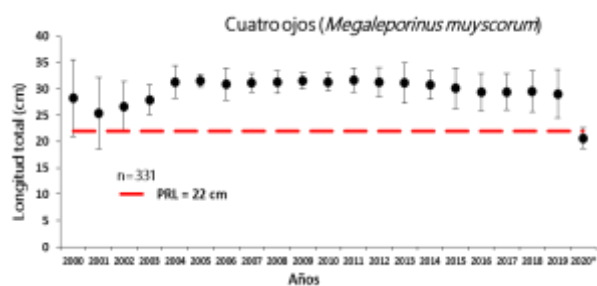
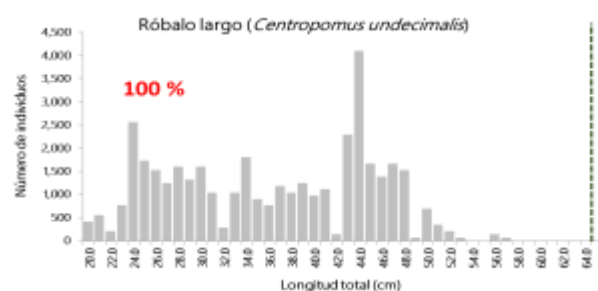
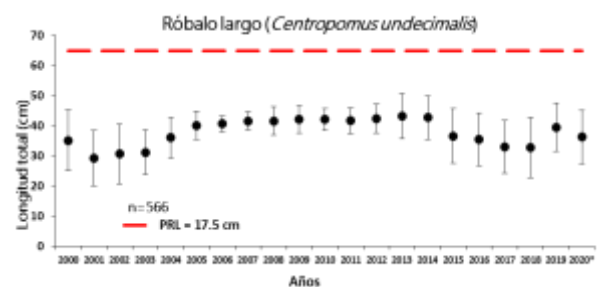
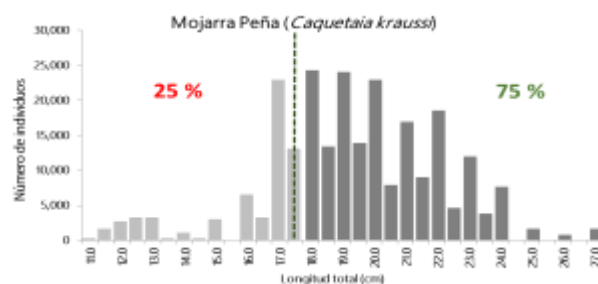
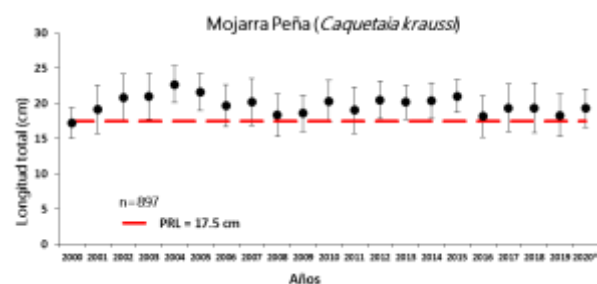
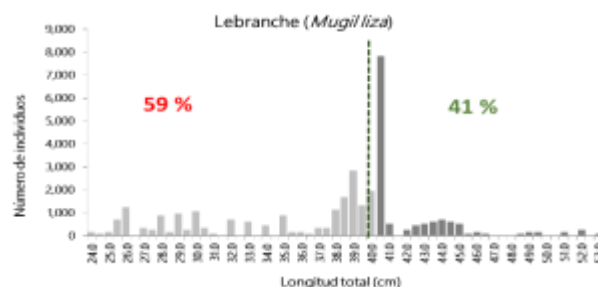
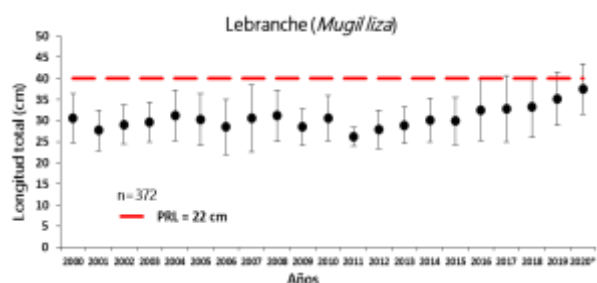
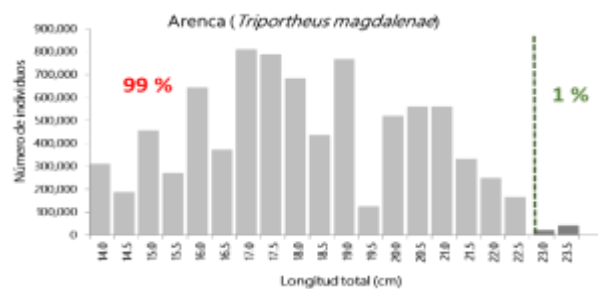
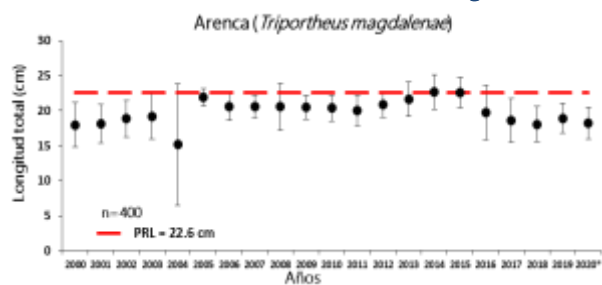


Figura 4-82. Comparación anual de la talla media de captura (2000-2020) y composición de la captura por tallas (2020) contra la talla de madurez sexual para las principales especies de peces y jaibas en la pesquería de la CGSM. ** 6 meses



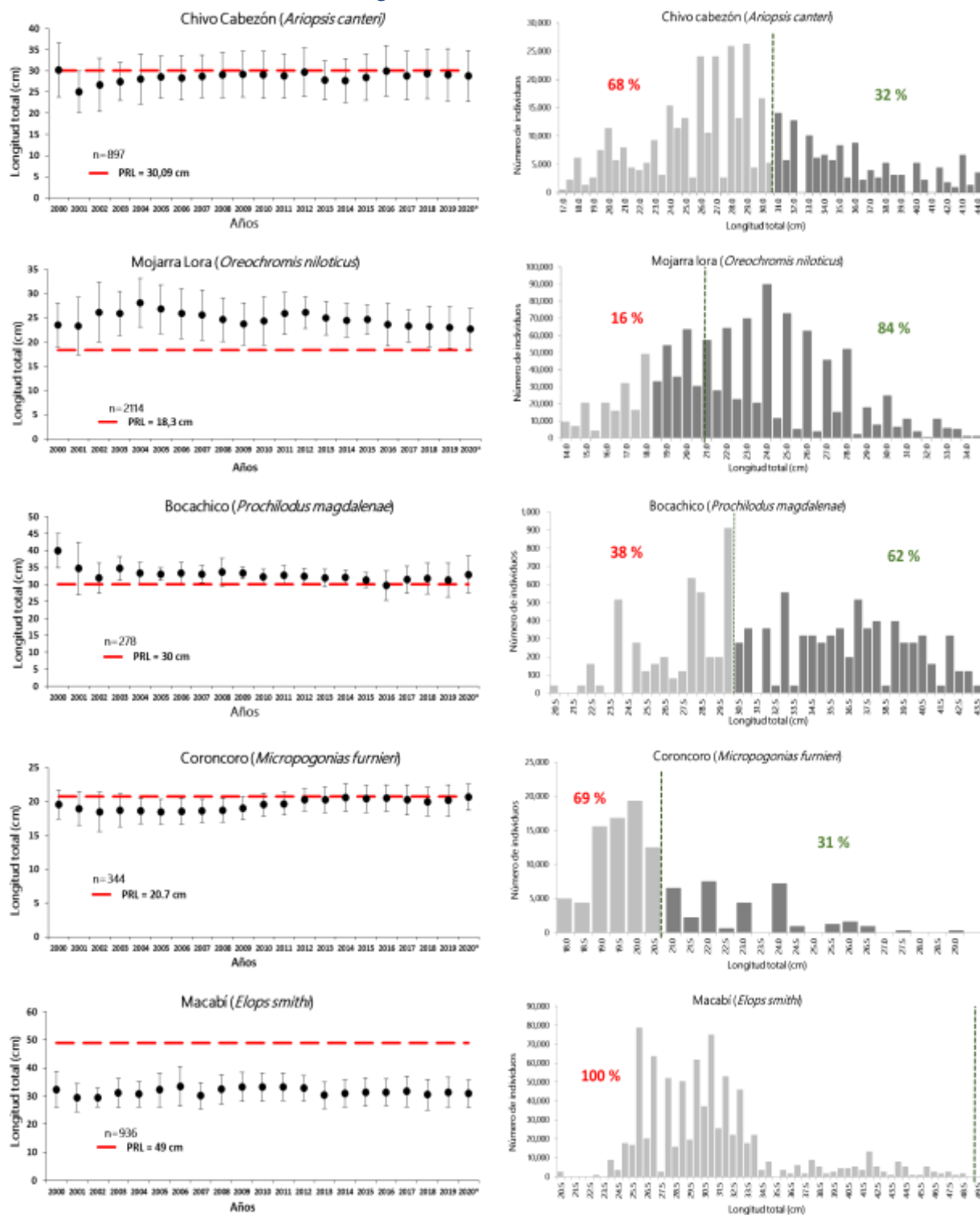
Informe técnico final 2020:
Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios
estructurales y funcionales de las comunidades vegetales
y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la
Ciénaga Grande de Santa Marta



Continuación Figura 4.3-17. Comparación anual de la talla media de captura (2000-2020) y composición de la captura por tallas (2020) contra la talla de madurez sexual para las principales especies de peces y jaibas en la pesquería de la CGSM. ** 6 meses



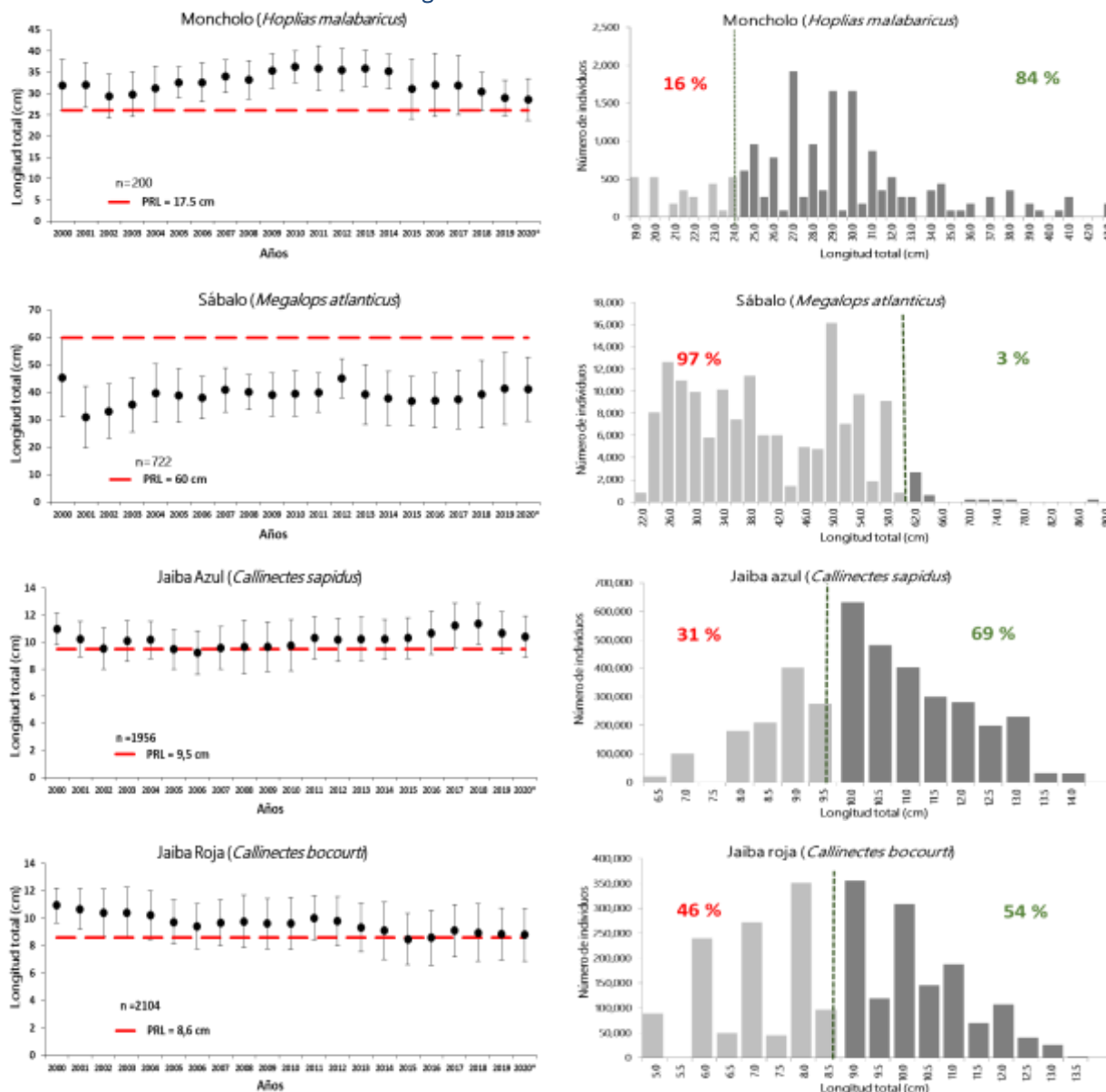
Informe técnico final 2020:
Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios
estructurales y funcionales de las comunidades vegetales
y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la
Ciénaga Grande de Santa Marta



Continuación Figura 4.3-17. Comparación anual de la talla media de captura (2000-2020) y composición de la captura por tallas (2020) contra la talla de madurez sexual para las principales especies de peces y jaibas en la pesquería de la CGSM. ** 6 meses



Informe técnico final 2020:
Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios
estructurales y funcionales de las comunidades vegetales
y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la
Ciénaga Grande de Santa Marta



Continuación Figura 4.3-17. Comparación anual de la talla media de captura (2000-2020) y composición de la captura por tallas (2020) contra la talla de madurez sexual para las principales especies de peces y jaibas en la pesquería de la CGSM. ** 6 meses

El análisis por talla indica que especies como *A. canteri*, *C. mapale*, *E. plumieri*, *O. niloticus*, *C. Kraussi*, *M. muyscorum*, se encuentran en riesgo de sobreexplotación moderada, mientras que las especies *C. undecimales*, *E. smithi* y *M. liza* se encuentra en riesgo alto de sobrepesca, lo que podría deberse a que estas especies desarrollan su vida juvenil dentro del área lagunar y su fase adulta en la zona marino-costera, donde ocurre el desove. 6



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

A partir de la relación o combinación del indicador TMC/TM, para las 15 principales especies de peces, capturadas en la ecorregión CGSM, que permite inferir el impacto probable de la pesquería sobre los recursos, en términos de sobrepesca por crecimiento o efecto sobre la estructura de tallas, para fortalecer las recomendaciones de medidas de manejo dirigidas a la conservación y el aprovechamiento de los recursos hidrobiológicos. En la Figura 4-83, se presenta la determinación de la presión pesquera ejercida por los artes de pesca usados en la CGSM, entre los años 2000 y septiembre de 2020; estimándose en un rango entre 46,7% y 73,3%; resultado que indica una incidencia negativa de los artes de pesca sobre los peces, registrándose una afectación importante sobre sus longitudes de captura, lo cual confirma al área de este importante ecosistema estuarino como área de criadero.

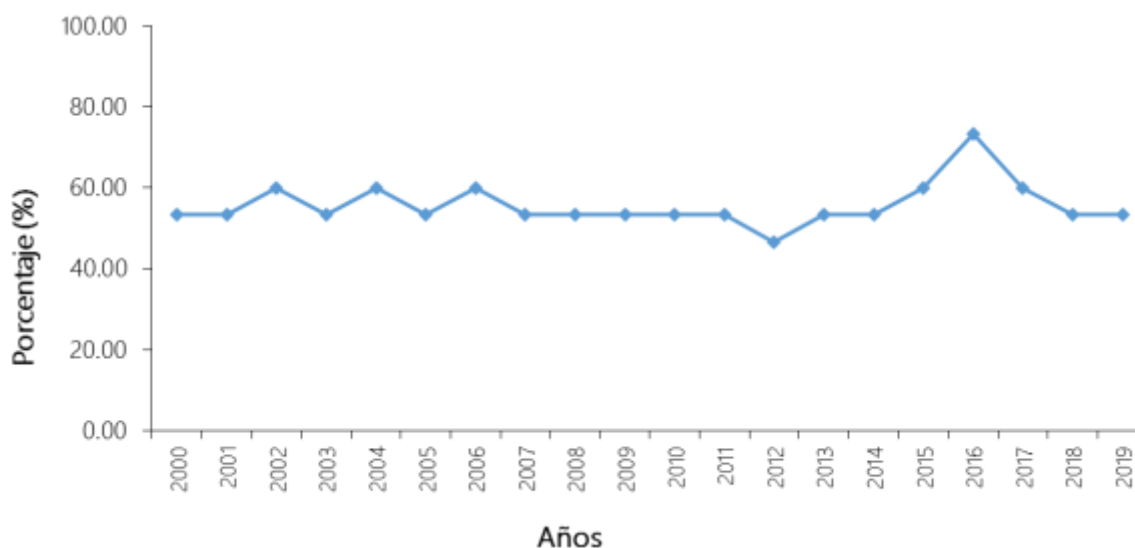


Figura 4-83. Presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las principales especies de peces en la ecorregión CGSM.



5 DIAGNÓSTICO GENERAL Y CONCLUSIONES

El monitoreo de la calidad del agua en la CGSM, ha permitido determinar el estado del recurso hídrico y ofrecer herramientas para el seguimiento, análisis y gestión del sistema lagunar. Las series de tiempo de más de dos décadas de monitoreo evidenciaron que desde 1998 la salinidad ha presentado ciclos aproximadamente cada 6 años, y cada uno revela una fuerte relación entre el aumento de la salinidad y los eventos El Niño. El predominio de condiciones hipersalinas como las que se presentaron en la Ciénaga entre 2014 y 2016, que llegaron a alcanzar los valores máximos registrados en los años 90 y principio de la década de los 2000, generaron efectos negativos para el ecosistema que se reflejaron en la disminución de la producción pesquera y deterioro del ecosistema de manglar.

En la mayoría de los años del monitoreo, las concentraciones de oxígeno disuelto que pueden representar condiciones de hipoxia o anoxia ($< 4,00 \text{ mg O}_2/\text{L}$), han estado relacionados con eventos El Niño. En zonas como el Complejo de Pajarales hay condiciones de sobresaturación de oxígeno y elevados valores de pH de manera reiterativa, lo que evidencia incremento en la actividad fotosintética de las algas que representan deterioro de la calidad del agua.

Las condiciones más críticas para la preservación de flora y fauna se han presentado en el Complejo de Pajarales, en la desembocadura de los ríos de la vertiente occidental de la SNSM y en el cuerpo de agua principal, lo cual tiene relación con actividades agrícolas, vertimiento de agua residual sin tratamiento, presencia de material vegetal flotante en el agua, así como por la influencia del río Magdalena como gran aportante de sedimentos. Las imágenes satelitales permitieron evidenciar la estrecha relación entre el incremento de material particulado y los aportes del río Magdalena.

Las altas concentraciones de clorofila a principalmente observadas en condiciones climáticas de baja precipitación (enero – marzo), se relacionan con una elevada productividad, llevando a categorizar a algunas estaciones como eutróficas e hipertróficas, principalmente durante las épocas secas, debido al poco movimiento y bajos niveles de agua dulce. En estos períodos de sequía se presenta deterioro en la calidad del agua que puede limitar el normal desarrollo de la biota acuática.

La evaluación de metales pesados totales y biodisponibles en sedimentos, en el material particulado en agua, y en organismos, mostró que entre el 2015 y 2020, estos elementos han ingresado al sistema lagunar principalmente por el sector occidental, a través de los Caños Clarín, y Ciénaga Poza Verde, los cuales se encuentran influenciados directamente por el río Magdalena. Estos elementos han alcanzado concentraciones que superan el valor de referencia TEL, por encima del cual ocasionalmente pueden darse efectos adversos sobre la biota, sin embargo, dichos valores no superan el valor de referencia PEL. Dentro de los metales analizados, se evidenció un aumento en las concentraciones de



Informe técnico final 2020:
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



mercurio total en la especie *Mugil Incilis* (lisa), sin embargo, las concentraciones no superan el valor establecido por el Ministerio de Salud y Protección Social para los productos de pesca para consumo humano (500 ng Hg/g de peso fresco).

El análisis de indicadores de contaminación fecal, coliformes totales y termotolerantes, mostró que entre octubre de 2019 y marzo de 2020, predominaron altas concentraciones de estos microorganismos en las estaciones desembocadura río Aracataca, Islas del Rosario, Boca Caño Aguas Negras, Buenavista, Nueva Venecia y Boca Caño Clarín, lo que demuestra la prevalencia de condiciones sanitarias inadecuadas debido a la falta de sistemas de tratamiento de residuos domésticos en las poblaciones palafíticas y en las poblaciones asentadas en zonas aledañas a la CGSM, que generan un aporte continuo de residuos fecales, haciendo que la calidad del agua no sea apta para actividades de contacto primario como pesca y natación, ni para actividades de contacto secundario como los deportes náuticos. Así mismo, la presencia del género *Vibrio* sp. y *Aeromonas* sp. en organismos presentes de la CGSM como la lisa, representan un riesgo a nivel de salud pública debido a que estos géneros bacterianos están asociados con patologías intestinales y extraintestinales constituyendo un riesgo para las poblaciones humanas que consumen estos recursos pesqueros.

La comunidad fitoplanctónica de la CGSM se ha destacado por la dominancia en abundancia y la presencia permanente del grupo perteneciente a las cianobacterias, grupo que presenta varios géneros con especies potencialmente toxigénicas. Las poblaciones de estos organismos al parecer están reguladas por las épocas climáticas de la zona y por eventos climáticos como El Niño. Las elevadas abundancias fitoplanctónicas registradas en la CGSM, pueden ocasionar problemas ambientales y han estado relacionadas con mortandades masivas de peces y otros organismos que habitan en el sistema estuarino.

El cálculo del IBIm y la inclusión de nuevas estaciones en el monitoreo del bosque de manglar, han permitido tener una idea general del estado de integridad del bosque en diferentes sectores de la CGSM. Los valores de IBIm cercanos al “buen estado” desde 2008 hasta 2013, son producto de la alta densidad de propágulos, los valores de salinidad menores a 31 unidades, y el aumento de características estructurales del bosque en estos años. No obstante, se ha observado desmejora en el indicador en algunos sectores específicos (eg. Kilómetro 22 a la altura del Caño Clarín Nuevo y Luna en cercanías al complejo Pajarales) desde 2014, evidenciando la pérdida de características funcionales y de configuración en estas zonas del manglar.

Particularmente, en la estación Luna, durante los años 2015 al 2019 se registraron valores de salinidad hasta de 71,7 unidades y un alto número de individuos muertos. Adicionalmente, la especie de mangle más afectada fitosanitariamente en el complejo es *L. racemosa* con la presencia de síntomas como la defoliación, descortezamiento y hojas perforadas, que, junto a presencia de termitas y manchas blancas en el resto de las especies, fueron los síntomas más frecuentes en el ecosistema de manglar a través de los



Informe técnico final 2020:
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



años. Estos síntomas se correlacionaron con la salinidad y temperatura de las aguas superficiales e intersticiales en el manglar, destacando la importancia de mantener las condiciones fisicoquímicas del agua para preservar la supervivencia y estado de los manglares.

El análisis histórico mostro que hay una relación entre el Fenómeno de El Niño, la disminución de la precipitación, los aumentos en salinidad y la variación en la cobertura del bosque y la regeneración natural. En general, la reducción de la precipitación por causa de El Niño, conlleva a un aumento en la salinidad superficial e intersticial y disminución en el nivel del agua, afectando la densidad de propágulos y en consecuencia la regeneración natural. Este comportamiento se evidenció en la CGSM durante 2009-2010 y 2015-2016. Durante el 2018 y 2019, las densidades de propágulos y plántulas presentaron un aumento como consecuencia del cese del fenómeno El Niño y el aumento en la cantidad de agua que ingresó al sistema promovido por la apertura y dragado de caños en el 2017 en la zona noroccidental. Estos hechos facilitaron la recuperación natural del sistema, evidente en el aumento de la cobertura del bosque, que incrementó en los últimos años (2017-2020) en más de 6000 ha (escala 1:25000). Es necesario resaltar que las áreas estimadas en esta nueva escala de trabajo son superiores a las registradas en años anteriores (escala 1:50000) principalmente por el mayor nivel de detalle que permite registrar parches de manglar de menor tamaño antes no contemplados, y a información de campo y sensores remotos adicionales, por lo que no deben ser comparadas directamente con otros reportes anteriores a 2017.

La especie más importante para la estructura del manglar de la CGSM es *A. germinans*, sin embargo, el monitoreo histórico ha mostrado que la especie *L. racemosa* cumple un papel primordial en los procesos de recuperación y rehabilitación del ecosistema, al colonizar nuevas áreas desprovistas de vegetación, tal como se ha observado en las estaciones Kilómetro 22 y Luna. De hecho, la recuperación de la cobertura del manglar entre 2017-2020, especialmente en la zona norte y centro (ciénagas La Luna, Mendegua y Complejo de Pajarales), ha sido mediada por la regeneración natural, crecimiento y desarrollo de esta especie facilitando los estadios primarios de la sucesión del bosque.

En cuanto a las otras localidades de monitoreo de manglar, se resalta que la estación Rinconada continuó siendo la estación de referencia y ecológicamente mantiene árboles de las 3 principales especies de manglar tras 21 años de estudio; así mismo se destaca el proceso de rehabilitación de la estación Aguas Negras, que en los últimos años viene presentando una estructura de bosque similar a la observada en Rinconada. La configuración de la estructura en Caño Grande mostro que *R. mangle* es la especie más importante ecológicamente allí, debido a la inclusión de árboles de esta especie por siembras realizadas en el año 2000 en el proyecto "Manglares de Colombia". En dos años de estudio (2018-2019), Sevillano mostro un aumento en la salinidad y una reducción en el área basal de la especie *A. germinans*, mientras que la estación Caño Palos, bajo injerencia del SFF-CGSM, mostro un estado ecológico de integridad regular, donde



Informe técnico final 2020:
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



predomina la especie *A. germinans*. La inclusión de estas dos últimas estaciones en el sistema de monitoreo, permiten ampliar el espectro en el entendimiento de las condiciones de manglar en la CGSM, por lo cual es fundamental continuar con su monitoreo a largo plazo.

La clasificación de las aves de manglar por gremios tróficos es una herramienta fundamental para el entendimiento de la composición de la misma, ya que además de indicar indirectamente la presencia o ausencia de especies específicas, involucra otros factores como el hidroperiodo, y la estructura del bosque de manglar. Durante los años 2018 y 2019 se evidenció un incremento en la cobertura vegetal del manglar, y su incidencia directa en la composición avifaunal. Adicionalmente se destaca la importancia de la Ciénaga Grande de Santa Marta como punto estratégico en las rutas migratorias del Atlántico provenientes del norte, tanto para las especies que continúan su viaje al interior del país como para las que permanecen en inmediaciones del complejo lagunar.

En el recurso pesquero, hasta lo registrado a septiembre de 2020, permite concluir que los cambios en la disponibilidad de los recursos responden a cambios en la salinidad del agua que a su vez es condicionada por la variabilidad climática. En este sentido, en la composición interanual de la captura por especies de peces e invertebrados, se identificaron cambios en la representatividad de las mismas, en la cual entre 2002-2005 y 2014-2018, la pesquería estuvo sustentada en la extracción de especies estuarinas y marino-costeras, con registros similares al escenario anterior a las obras hidráulicas. Sin embargo, entre 1999 y 2001, al igual que los períodos 2006-2009 y 2011-2013, se presentaron aumentos en las capturas de especies dulceacuícolas como la mojarra lora, producto de la disminución de la salinidad en el ecosistema. Se identifica una tendencia de recuperación de la producción pesquera en el período 2017-2019, con valores por encima de los ocho años anteriores, infiriendo que de mantenerse la tendencia del estimado en lo que va de 2020, al completar la evaluación a diciembre, estará por encima de la media anual de los 13 últimos años del monitoreo pesquero. Se enfatiza entonces que la condición climática actual, permite deducir disminución de la salinidad y los resultados del componente pesquero para los seis meses evaluados en 2020, refleja junto con lo estimado en 2017-2019, una mejoría en el desempeño en la pesquería y en la condición ambiental de la CGSM, en la que no se evidenciaron mortandades de peces como en años anteriores.

El análisis bioeconómico de la pesquería muestra históricamente que los ingresos generados por la pesca dependen de las capturas registradas y de la composición de especies de las mismas. El rango de ingresos promedios mensuales osciló entre 819 (± 62) y 1.589 (± 144) millones COP \$ (precios constantes). La serie de tiempo muestra disminuciones e incrementos de las capturas e ingresos, destacando épocas de bajos ingresos como desde el inicio del monitoreo hasta en 2002, apreciándose una recuperación hasta 2006, lo anterior relacionado con efecto de la variabilidad climática antes explicada y los precios diferenciales de especies según comportamiento del



Informe técnico final 2020:
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



mercado. Similar patrón de reducciones en ingresos y capturas ocurrieron entre 2007 y 2011, fueron seguidas de leves incrementos en capturas con ingresos relativamente estables desde 2012 hasta 2020. De igual manera, el análisis del indicador de renta económica ha mostrado 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 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 - 216 mm Lt. En el caso de los crustáceos, para la jaiba azul (*Callinectes s*), - 95 mm Aca y para la jaiba roja (*C. bocourti*) - 86,7 mm Aca. Como avances, para la actualización de dos especies se ha determinado que para la mojarra lora (*O. niloticus*) es de 18,7 cm Lt y para el coroncoro (*M. furnier*) de 20,7 cm Lt preliminarmente.



6 RECOMENDACIONES

Considerando la importancia de los resultados presentados en el presente informe se hace evidente la necesidad de continuar con las actividades de mantenimiento de los caños y canales con el fin de garantizar un adecuado intercambio hídrico del sistema lagunar.

Teniendo en cuenta la prevalencia de los microorganismos indicadores de contaminación de origen fecal u orgánica en aguas y organismos de la CGSM, se recomienda la ejecución y el diseño de un plan estratégico para el tratamiento de los residuos domésticos generados por las poblaciones aledañas a la CGSM, con el objetivo de minimizar el impacto y riesgos que esta actividad genera en relación a la calidad de las aguas y como una medida para controlar el riesgo existente frente a la presencia de bacterias patógenas que pueden inducir enfermedades tanto en la población humana como en la fauna acuática y terrestre asociada al complejo lagunar.

Se recomienda continuar con el monitoreo de la comunidad fitoplanctónica, haciendo un seguimiento en especial a los géneros de fitoplancton potencialmente nocivos. Además, es pertinente empezar a medir toxinas fitoplanctónicas en peces de importancia comercial, lo cual permita generar acciones de alertas tempranas a la comunidad y determinar el riesgo a la salud de los pobladores de la zona y los consumidores de los productos pesqueros provenientes de la CGSM.

Por otra parte, se deben garantizar a corto, mediano y largo plazo las condiciones hidráulicas óptimas en la CGSM, con el objetivo de favorecer el crecimiento y desarrollo del manglar. Lo anterior se podría lograr mediante el mantenimiento de los caños y canales que permitan el adecuado intercambio hídrico en el sistema lagunar. Este mantenimiento de caños debe ser una actividad habitual y permanente en la CGSM y debe tener en cuenta la interdisciplinariedad de los diferentes actores en el territorio (SINA, Corporaciones, Parques Nacionales) para la toma de decisiones. Adicionalmente, se sugiere implementar aperturas laterales basadas en criterios técnicos y científicos de diseño que consideren la microtopografía del manglar, para lograr distribuir el recurso hídrico hacia las zonas de manglar identificadas como afectadas o muy afectadas.

Se sugiere implementar acciones de restauración ecológica y recuperación de la dinámica hídrica en la parte occidental del espejo principal, en las zonas de influencia de los Caños Clarín Nuevo y Bristol, zonas que de acuerdo con los análisis de cobertura vegetal y medición estructural en campo están afectadas. Igualmente, en la parte oriental en cercanías de las Ciénagas Chino y Sevillano, donde se reportaron en el año 2019 altos valores de salinidad.

Se recomienda continuar con el monitoreo de la avifauna en distintas épocas del año, con el fin de enriquecer las bases de datos y realizar un registro que permita comparaciones en la línea del tiempo, especialmente para el análisis de especies migratorias. Así mismo,



Informe técnico final 2020:
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



se sugiere fortalecer los procesos de monitoreo comunitario en diferentes componentes, como mecanismo para empoderar a las comunidades en la conservación de la CGSM y fomentar la sostenibilidad del proceso de restauración.

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, 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 evidenció en 2010 el incremento del esfuerzo de un método nocivo (el “zangarreo”), cuya operación ocurre en las raíces del manglar y fue utilizado en la comunidad de Nueva Venecia, el cual afectó especies como el sábalo, una de las principales especies en la pesquería de la CGSM que usa el manglar como área de crianza. Similar atención se requiere, ante la evidencia en las capturas -aunque mínimas- del camarón tigre (*Penaeus monodon*), especie exótica invasora, 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* y *Callinectes sapidus*, 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 (e.g. *Micropogonias furnieri* y *Oreochromis niloticus*), 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



Informe técnico final 2020:
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



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.



7 BIBLIOGRAFIA

- Abubakar, U.S., Zulkifli, S.Z., Ismail, A. 2018. Heavy metals bioavailability and pollution indices evaluation in the mangrove Surface sediment of Sungai Puloh, Malaysia. (77), 225 p.
- 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.
- Aliaga, R., Miranda, J. y Zevallos, J. 2010. Aislamiento e identificación de *Vibrio parahaemolyticus* O3:K6 en pescados y moluscos bivalvos procedentes de un mercado pesquero de Lima, Perú. *Rev Med Hered* 21. <http://www.scielo.org.pe/pdf/rmh/v21n3/v21n3ao4.pdf>
- 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
- Amany I. 2012. Benthic bloom of cyanobacteria associated with fish mortality in Alexandria waters. *Egyptian Journal of Aquatic research*. Vol. 38, 241-247.
- Aguilera, M. 2011. Habitantes del agua: El complejo lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Documentos de trabajo sobre economía regional. Banco de la República. Centro de Estudios Económicos Regionales (CEER), Cartagena. 46 p. ISSN 1692-3715.
- Bancroft, G. T, Gawlik, D. E. y Rutchev, K. 2002. Distribution of wading birds relative to vegetation and water depths in the Northern Everglades of Florida, USA. *Waterbirds* 25:265-391.
- Balamuta, J. 2018. Cetcolor: CET Perceptually Uniform Colour Maps. R package version 0.2.0. <https://CRAN.R-project.org/package=cetcolor>
- Bautista, P.A., J.M. Betancourt, L.F. Espinosa, A.M. Malagón, D. Mármol, A.M. Orjuela, J.P. Parra, L.V. Perdomo, R.E. Ricardo, M. Rueda, C.A. Villamil y E. Vilorio. 2010. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INVEMAR. Informe Técnico Final. Santa Marta. 123 p + anexos.
- Barrera, G., Fernández, C., Wong, I. y Ramírez, P. 2013. La sensibilidad del grupo coliformes como indicador de la presencia de enterobacterias patógenas en cuatro cuerpos acuáticos de México. *Hidrobiológica*, 23 (1): 87-96. <http://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v23n1/v23n1a9.pdf>



Informe técnico final 2020:
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



Bates, D.M., Watts, D.G., 1988. Nonlinear Regression Analysis and its Applications. John Wiley & Sons, Inc., New York.

Batley G. y S. Simpson. 2009. Development of guidelines for ammonia in estuarine and marine water systems. Marine Pollution Bulletin 58 pág.1472-1476. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.06.005

Bhattacharyya, P., Tripathy, S., Chakrabarti, K., Chakraborty, A., y Banik, P. 2008. Fractionation and bioavailability of metals and their impacts on microbial properties in sewage irrigated soil. Chemosphere, 72(4), 543-550 p.

Belgiu, M., y 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>

Blanco, J., E. Vilorio y J. Narváez. 2006. ENSO and salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, Colombian Caribbean. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 66: 157-167p.

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

Bloomfield, P., 1976. Fourier Analysis of Time Series: An Introduction. Wiley Series in Probability and Mathematical Statistics. John Wiley & Sons, New York.

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.

Buelow, C., y Sheaves, M. 2014. Mangrove forests: a birdseye view of connectivity in coastal ecosystem mosaics. Estuarine Coastal and Shelf Science, 152, 33-43.

Cadavid, B.C., P. Bautista, J.M. Betancourt, L.E. Castro, C.A. Villamil, A.M. Orjuela, S. Rifaterra, L.V. Perdomo, E. Vilorio, D. Mármol y M. Rueda. 2009. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INVEMAR. Informe Técnico Final. Santa Marta. 118 p.

Cadavid, B.C., P.A. Bautista, L.F. Espinosa, A.J. Hoyos, A.M. Malagón, D. Mármol, A.M. Orjuela, J.P. Parra, L.V. Perdomo, M. Rueda, C.A. Villamil y E.A. Vilorio. 2011. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INVEMAR. Informe Técnico Final. Santa Marta 127 p.+ anexos.

Camusso, M., Vigano, L., y Balestrini, R. 1995. Bioconcentration of trace metals in rainbow trout: A field study. Ecotox. Environ. Safe. 31, 133-141 p.



Informe técnico final 2020:
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



Canales-Delgadillo, J. C, Perez-Ceballos, R, Zaldivar-Jimenez, M. A., Merino-Ibarra, M., Cardoza, G. y Cardoso-Mohedano, J. G. 2019. The effect of mangrove restoration on avian assemblages of a coastal lagoon in southern Mexico. PeerJ 7:e7493

Chacin, D. H., Giery, S. T., Yeager, L. A., Layman, C. A. y Brian-Langerhans, R. 2015. Does hydrological fragmentation affect coastal bird communities? A study from Abaco Island, The Bahamas. Wetlands Ecology and Management 23:551-557.

Cintrón-Molero, G. y Y. Schaeffer-Novelli. 1983. Introducción a la ecología del manglar. UNESCO/ROSTLAC. Montevideo. 109 p.

Cintrón-Molero, G. y Y. Schaeffer-Novelli. 1992. Ecology and management of new world mangroves. 233-258. En: Seeliger, U. (Ed.). Coastal plant communities of Latin America. Academic Press Inc., San Diego. 392 p.

CIOH – Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas. 2020. Climatología del Caribe. <https://www.cioh.org.co/meteorologia/ClimatologiaCaribe.php>. Fecha de consulta: noviembre de 2020.

CONAGUA- Comisión Mexicana del Agua. 2015. Monitoreo de calidad del agua. Disponible en: <http://files.conagua.gob.mx/transparencia/CalidaddelAgua.pdf>. Fecha de consulta: 29/11/2020.

Cottam, G. Y Curtis, J.T. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. Ecology, 37, 451- 460.

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.

Curado, G., Figueroa, E., Sanchez, M. y Castillo, J. M. 2013. Avian communities in Spartina maritima restored and non-restored salt marshes. Bird Study 60:185-194.

DANE - Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2020. Estimación y proyección de población nacional, departamental y municipal total por área 1985-2020. Disponible en: <http://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyeccionesde-poblacion>. Consultado el 20/11/2018.

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



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

Del Monte-Luna, P., Guzmán-Hernández, V., Cuevas, E. A., Arreguín-Sánchez, F., & Lluch-Belda, D. (2012). Effect of North Atlantic climate variability on hawksbill turtles in the Southern Gulf of Mexico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 412, 103-109.

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)*, 38 p

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

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

Deversa-Rey, R., F. Diaz-Fierros y M.T., Barral. 2011. Assessment of enrichment factors and grain size influence on the metal distribution in riverbed sediment (Anllóns River, NW Spain). *Environmental Monitoring and Assessment* 179: 371-388.

Din, N. 1991. Contribution à l'étude botanique et écologique des mangroves de l'estuaire du Cameroun. Unpubl. Thesis, Université de Yaoundé, Yaoundé.

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.

Doxaran D., Lamquin N., Park J., Mazeran C., Ryu J., Wang M. y Poteau A. 2014. Recuperación de la reflectancia del agua de mar para el monitoreo de sólidos en suspensión en el Mar de China Oriental utilizando datos satelitales MODIS, MERIS y GOCI. Elsevier. Vol. 146. Pág 36-48.

Duque-Estrada G. C., M. Gomes-Soares, F de Oliveira-Chaves, V. Fernandez-Cavalcanti. 2013. Analysis of the structural variability of mangrove forests through the physiographic types ecosystem in the maintenance of environmental quality and high productivity of desirable approach. *Aquatic Botany* (111): 135-143.

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.



Informe técnico final 2020:
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



- Elster, C., L. Perdomo y M. L. Schnetter. 1999. Impact of ecological factors on the regeneration of mangroves in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. In *Diversity and Function in Mangrove Ecosystems* (pp. 35-46). Springer, Dordrecht
- Franco, A. 2005. Oceanografía de la ensenada de Gaira: El Rodadero, más que un centro turístico en el Caribe colombiano. Bogotá: Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, 2005. 56 p. ISBN: 958-9029-72-8.
- 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.
- Fernández Lopera, C. C., y Castro Rivera, J. A. 2016. Fenómeno El Niño, Análisis comparativo 1997-1998//2014-2016. Unidad Nacional para la Gestión del Riesgo de Desastres, Bogotá 2016. 144p.
- 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.
- Gibson T., Watabe W., Losordo T., Whitehead R. y Carroll P. 2020. Evaluation of chemical polymers as coagulation aids to remove suspended solids from marine finfish recirculating aquaculture system discharge using a geotextile bag. *Aquacultural Engineering*. 102065. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2020.102065>
- Giraldo H., R., J. Martinez, L. Hurtado, S. Zea y E. Zadera. 1995. Análisis de clasificación de series temporales: el caso de salinidad en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Santa Marta: Boletín de investigaciones marinas y costeras, 24 (I): 123-134pp.
- Gómez-Cardona, C. y Ospina-López, V. 2019. Las aves de la Ciénaga Grande de Santa Marta, una breve guía de la avifauna y la cultura del pueblo palafito Buenavista. Serie de Publicaciones Generales N° 104 de INVEMAR. Santa Marta, Colombia. 16p.
- Gómez-García, E., A. Soto-Estrada., Á. Sol-Sánchez., A. Pérez-Vázquez., S. Sánchez-Soto. Y O. Ruíz-Rosado. 2015. Daño foliar ocasionado por la herbivoría en árboles de mangle negro (*Avicennia germinans* L.) en Tabasco, México. *Fitosanidad*, 19(3), 213-219.
- González-Rodríguez, E., Villalobos, H., Gómez-Muñoz, V. M., & Ramos-Rodríguez, A. 2015. Computational method for extracting and modeling periodicities in time series. *Open Journal of Statistics*, 5(06), 604.
- 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.



Informe técnico final 2020:
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



Gonzalez González, M., Torres, T., Chiroles, S., Valdés, M. y Domínguez, I. 2004. *Aeromonas* sp.: patógenos emergentes a considerar en aguas. *Revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente* 4(6). <http://ama.redciencia.cu/articulos/6.05.pdf>

Guðmundsson C., Ágústssdóttir K., McGinty N., Magnússon A., Guðfinnsson H., Marteinsdóttir G. 2016. A regional correction model for satellite surface chlorophyll concentrations, based on measurements from sea water samples collected around Iceland. *Methods in Oceanography*. Volúmen 17 pág. 83-96.

Hallegraeff, G. M., D. M. Anderson y A. D. Cebella. 1995. *Manual of harmful Marine Microalgae*. IOC Manuals and Guides 33, UNESCO, 551 pp.

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.

Higgins A., Restrepo J., Ortiz J., Pierini J., Otero L. 2016. Suspended sediment transport in the Magdalena River (Colombia, South America): Hydrologic regime, rating parameters and effective discharge variability. *International Journal of Sediment Research*. Volúmen 31. pág. 25-35. ISSN 1001-6279.

Hogarth, P. 1999. *Biology of mangroves*. Oxford University Press. 228 P.

Hoyos, R., Urrego, L. E., y 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).

Hu, L., Xu, N., Liang, J., Li, Z., Chen, L., y Zhao, F. (2020). Advancing the Mapping of Mangrove Forests at National-Scale Using Sentinel-1 and Sentinel-2 Time-Series Data with Google Earth Engine: A Case Study in China. *Remote Sensing*, 12(19), 3120. <https://doi.org/10.3390/rs12193120>

Ibarra, K. P., C. A. Villamil, E. A. Vilorio, D. Vega, P. A. Bautista, B. C. Cadavid, J. P. Parra, L. F. Espinosa, M. C. Gómez, C. M. Agudelo, L. V. Perdomo, D. Mármol y M. Rueda. 2013. 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 2012. Santa Marta 130p.+anexos.

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.

Ibarra, K.P., M.C. Gómez, E.A. Vilorio, E. Arteaga, I. Cuadrado, M.F. Martínez, Y. Nieto, J. A. Rodríguez, L.V. Licero, L.V. Perdomo, S. Chávez, J.A. Romero y M. Rueda. 2014b. 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



Informe técnico final 2020:
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



Grande de Santa Marta. INVEMAR. Informe Técnico Final 2014. Santa Marta 140 p.+ anexos.

IDEAM- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia. 2020. <http://www.ideam.gov.co/web/tiempo-y-clima/prediccion-climatica>. Consultado el 24 noviembre de 2020.

INVEMAR- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 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. Informe Técnico Final 1999 - 2002. Santa Marta 224p. + anexos.

INVEMAR- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 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. Santa Marta 66p. + anexos.

INVEMAR- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 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. Santa Marta 100p. + anexos.

INVEMAR- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 2005. 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 2005, Volumen 4. Santa Marta 83 p.+ anexos

INVEMAR- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 2006. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2006. Santa Marta 66p. + anexos.

INVEMAR- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 2007. 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 2007. Santa Marta 66p. + anexos.

INVEMAR- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 2008. 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 2008. Santa Marta 66p. + anexos.

INVEMAR, 2014. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta-octubre 2014. CPT-CAM-030-14. Santa Marta, 11p.



Informe técnico final 2020:
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. 2015 a. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta (sector Tasajera), Magdalena, ocurrida en junio de 2015. CPT-CAM-0-11. Santa Marta, 14 p.

INVEMAR. 2015 b. 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. 2015 c. 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. 13 p.

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

INVEMAR- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés". 2016a. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en el sector Ciénaga Grande de Santa Marta- Complejo de pajarales. CPT-CAM-021-16. Santa Marta, 17 p.

INVEMAR- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Andreis de Vives". 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 Andreis de Vives". 2016c. 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". 2016d. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta CGSM- complejo Pajarales CPT-CAM-026-16. Santa Marta, 17 p.

INVEMAR- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras. 2017. 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 139p

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 16. Santa Marta. 174 p.+ anexos.



Informe técnico final 2020:
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 - Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 2018a. 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 C  naga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2018, Volumen 17. Santa Marta 178 p.+ anexos.

INVEMAR - Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 2018b. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2017. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 180 p

INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis". 2019. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la C  naga 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 Andréis". 2019 b. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2018. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 200 p.

INVEMAR, MADS y PNN. 2017. Caracterización y diagnóstico topobatimétrico, sedimentológico e hidrológico de la CGSM e implementación de modelo hidrológico. Convenio Interadministrativo No. 430 de 2017. Informe técnico final. Santa Marta. 119 p.

Jaramillo, F., Licero, L.,   hlen, I., Manzoni, S., Rodríguez-Rodríguez, J. A., Guittard, A., y Martínez, O. 2018. Effects of hydroclimatic change and rehabilitation activities on salinity and mangroves in the C  naga Grande de Santa Marta, Colombia. Wetlands, 38(4), 755-767.

Jeong, H., Young, J., Choi, D., Noh, J., Ra, K. 2020. Heavy metal pollution assessment in coastal sediments and bioaccumulation on seagrass (*Enhalus acoroides*) of Palau. Marine Pollution Bulletin. Vol 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.

Jianga S., Zhanga,Q., Wernerb A., Wellenc C., Hud P., Sune J., Dengf Y. y Rode M. 2020. Modelling the impact of runoff generation on agricultural and urban phosphorus loading of the subtropical Poyang Lake (China). Journal of Hydrology.Vol.590. pág. 125-495.

Jiménez, J.A. 1994. Los mangles del Pacífico Centroamericano. Universidad Nacional. Instituto Nacional de Biodiversidad. UNA. 336 p.

Joyce, C. B., Vina-Herbon, C., y Metcalfe, D. J. 2005. Biotic variation in coastal water bodies in Sussex, England: implications for saline lagoons. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 65(4), 633-644.



Informe técnico final 2020:
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



Kalantzi, I., Shimmield, T. M., Pergantis, S. A., Papageorgiou, N., Black, K. D., y Karakassis, I. 2013. Heavy metals, trace elements and sediment geochemistry at four Mediterranean fish farms. *Sci. Total Environ.* 444, 128-137

Khoshtamvand, M., Almasieh, K. y Kaboodvanpour, S. 2018. Assessment of mercury accumulation and magnification in a freshwater food chain: Sediment, Benthos and Benthivorous fish. (12), 17-22 p.

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

Kodikara, K.A.S., L.P. Jayatissa., M. Huxham., F. Dahdouh-Guebas. y N. Koedam. 2018. The effects of salinity on growth and survival of mangrove seedlings changes with age. *Acta Botanica Brasilica*, 32(1), 37-46.

Krauss, K. W., Lovelock, C. E., McKee, K. L., López-Hoffman, L., Ewe, S. M., y Sousa, W. P. 2008. Environmental drivers in mangrove establishment and early development: a review. *Aquatic botany*, 89(2), 105-127.

Kucklick, M. 1987. Biomasa del fitoplancton y contenido del seston en un estuario de manglar (Ciénaga Grande de Santa Marta). Tesis de Biología. Universität Stuttgart-Hohenheim. Botanisches Institut. 262 p.

Lebigre, J-M. 1983. Les mangroves des rias du littoral gabonais. Essai de cartographie typologique. *Rev. Bois et Forêts des Tropiques* 199:3-28 p.

Liang Y.,Yuang D., Li Q. y Ling Q. 2007. Flow injection analysis of nanomolar level orthophosphate in seawater with solid phase enrichment and colorimetric detection. *Marine Chemistry*. 103. Pág. 122-130.

Libes, S. 2011. Introduction to marine biogeochemistry. Second Edition, Academic Press. 893 p.

Liu, B., Xu, M., Wang, J., Wang, Z., Zhao, L. 2020. Ecological risk assessment and heavy metal contamination in the Surface sediments of Haizhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 163. 111954.

López-Enríquez, J.C., E. F. Rosas-Alquicira, E. J. Ramírez-Chávez y A. Cruz-García. 2014. Datos preliminares de la estructura y la formación de las comunidades de manglar en Zipolite, Oaxaca. *Ciencia y Mar*, 20 (52):31-35p.

López M. y Madroño S. 2015. Estado trófico de un lago tropical de alta montaña: caso laguna de La Cocha. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25 (2), pp. 21-42, DOI:<http://dx.doi.org/10.18359/rcin.1430>

Louis, J., Debaecker, V., Pflug, B., Main-Knorn, M., Bieniarz, J., Mueller-Wilm, U., Gascon, F. (2016). Sentinel-2 SEN2COR: L2A processor for users. European Space Agency, (Special Publication) ESA SP, SP-740(May), 9-13. Retrieved from http://elib.dlr.de/107381/1/LPS2016_sm10_3louis.pdf



Informe técnico final 2020:
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



Macdonald Donald. D, Scott Carr. R, Fred D. Calder, Long Edward. R, Ingersoll Christopher G. 1996. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida Coastal waters. *Ecotoxicology*. 5(4), 253-278

Mahmud M., F. Ejeian, S. Azadi, M. Myers, B. Pejicic, R. Abbassi, A. Razmjou y M. Asadnia. 2020. Recent progress in sensing nitrate, nitrite, phosphate, and ammonium in aquatic environment. *Chemosphere*. Vol 259. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127492>

Mancera, J. E., y L. A. Vidal. 1994. Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 23: 103-117p.

Mármol Rada, D., Vitoria Maestre, E., y Blanco Racedo, J. 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. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 39(2), 215-231.

Martinez, G, S. William, y A. Marquez. 2005. Distribución y especiación de metales pesados en el material de suspensión de las aguas superficiales de la pluma del rio manzanares, EDO Sucre, Venezuela.

Mayo A., Ritter D., Bruthans J., Tingey D. 2019. Contributions of commercial fertilizer, mineralized soil nitrate, and animal and human waste to the nitrate load in the Upper Elbe River Basin, Czech Republic. *HydroResearch*. Vol 1 pág.25-35.

McKee, K.L.1995. Mangrove species distribution and propagule predation in Belize: An exception to the dominance-predation hypothesis. *Biotropica* 27 (3): 334-335 pág.

McLeod, E. y R.V. Salm. 2006. Managing Mangroves for Resilience to Climate Change. IUCN, Gland, Switzerland. 64pp.

Mesa, S, O., G. Poveda y L. F. Carvajal S. 1997. Introducción al Clima de Colombia. Universidad Nacional de Colombia, Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos, Medellín. 390 p.

Millán Márquez, A. M. 2005. Cambios históricos en la composición y distribución de la malacofauna bentónica de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Caribe Colombiano) (Bachelor's thesis, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano).

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>.



Informe técnico final 2020:
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



MinSalud - Ministerio de Salud y Protección Social. 2012. Resolución N°122 de 2015. 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.

Muñoz-García, L. 2015. Evaluación del estado fitosanitario del bosque de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Trabajo de grado. Facultad Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad del Magdalena. 61 p.

Naranjo, L. G., Amaya, J. D., Eusse-González, D. y Cifuentes- Sarmiento, Y. (Editores). 2012. Guía de las Especies Migratorias de la Biodiversidad en Colombia. Aves. Vol. 1. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible / WWF Colombia. Bogotá, D.C. Colombia. 708 p.

Narváez, S., Gómez, M. y Acosta, J. 2008. Coliformes termotolerantes en aguas de las poblaciones costeras y palafíticas de la Ciénaga Grande De Santa Marta, Colombia. *Acta biol. Colomb.*, 13 (3): 113 – 122

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

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

Noske, R.A., 1996. Abundance, zonation and foraging ecology of birds in mangroves of Darwin Harbour, Northern Territory. *Wildlife Research* 23, 443e474.

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

Ortiz, A., K. Robles., L.E. Urrego y M. Romero. 2018. Diversidad e interacciones biológicas en el ecosistema de manglar. *Revista de Ciencias*, 22(2).

Pandiyan, J., Mahboob, S., Govindarajan, M., Al-Ghanim, K., Ahmend, Z., Al-Mulhm, N., Jagadheesan, R., Krishnappa, K. 2020. An assessment of level of heavy metals pollution in the water, sediment and aquatic organisms: A perspective of tackling environmental threats for food security. *Saudi Journal of Biological Sciences*.

Peijnenburg, W. T. G. M., y Jager, T. 2003. Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: Matrix issues. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56(1), 63-77 p.



Informe técnico final 2020:
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



Pennington, T.D. y J. Sarukhan. 2005. Árboles tropicales de México: manual para la identificación de las principales especies. Universidad Nacional Autónoma de México. ISBN 970-32-1643-9. 517p.

Perdomo L, Ensminger I, Espinosa L et al. 1998 The mangrove ecosystem of the Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia): observations on regeneration and trace metals in sediment. Marine Pollution Bulletin 37:393–403

Perdomo, L. 2020. Biomasa y producción radicular en manglares de cuenca neotropicales a lo largo de una trayectoria de restauración y su contribución a las reservas de carbono en el ecosistema (Tesis doctoral). Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR, Convenio Universidad Nacional de Colombia – INVEMAR. Santa Marta, D.T.C.H., Colombia.

Pinto-Nolla, F. 1999. Sucesión y fisionomía de los manglares de Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc., 23Supl. Esp.:141-161

Plasencia-Fraga, J.M. 2017. Biología y ecología de las poblaciones de *Typha domingensis* en el embalse San Juan de la Sierra del Rosario, Cuba. Centro de Investigaciones de Medio Ambiente de Camagüey. 68p.

Pomeroy A.C. 2006. Tradeoffs between food abundance and predation danger in spatial usage of a stopover site by western sandpipers, *Calidris mauri*. Oikos 112:629-637

PRO-CIENAGA. 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.

Pujos, M., y J. Y. Le Tareau. 1988. Hydrogeologie de la plateforme continentale Caraïbe colombienne au large du delta du Dique en saison des pluies: Consequence sur la circulation (Hydrogeology of the Colombian Caribbean continental platform around the Dique Delta in the rainy season: Consequences on circulation. Bulletin de l'Institut de Geologie du Bassin d'Aquitaine, 44: 97-107.

Raynolds, C.S. 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, New York. 550 p.

Rahman, M.S., and Islam, M.R. 2009. Effects of pH on isotherms modeling for Cu (II) ions adsorption using maple wood sawdust. Chem. Eng. J. 149, 273-280 p.

R-Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Reith, M., Singh, R., Curtis, B., Boyd, J., Bouevitch, A., Kimball, J., Munholland, J., Murphy, C., Sarty, D., Williams, J., Nash, J., Johnson, S. & Marrón, L. 2008. The genome of *Aeromonas salmonicida* subsp. *salmonicida* A449: insights into the evolution of a fish pathogen. *BMC Genomics* 9, 427. <https://doi.org/10.1186/1471-2164-9-427>



Informe técnico final 2020:
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



Reguera, B., R. Alonso, A. Moreira, S. Méndez y M.-Y. Dechraoui-Bottein (Eds). 2016. Guide for designing and implementing a plan to monitor toxin-producing microalgae. 2nd Ed. Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC) of UNESCO and International Atomic Energy Agency (IAEA), Paris and Vienna. IOC Manuals and Guides (59). 66 p.

Renjifo L. M., A. M. Franco-Maya, J. D. Amaya-Espinel, G. H. Catan, B. López-Lanús. 2002. Libro Rojo de Aves de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia, 562pp.

Restrepo J., Orejarena-Rondón A., Consuegra C., Pérez J., Llinas H., Otero L. y Álvarez O. 2020. Siltation on a highly regulated estuarine system: The Magdalena River mouth case (Northwestern South America). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 245.

Restrepo J. y Syvitzki J. 2006. Assessing the Effect of Natural Controls and Land Use Change on Sediment Yield in a Major Andean River: the Magdalena Drainage Basin, Colombia. *Ambio: a Journal of the Human Environment*, 35 (2006), pp. 44-53

Restrepo J., Zapata P., Díaz J., Garzón-Ferreira J., García C. b. 2006. Fluvial fluxes into the Caribbean Sea and their impact on coastal ecosystems: The Magdalena River, Colombia. *Global and Planetary Change*. Vol. 50, pág. 33 – 49.

Rieuwert, J.S, Thornton I, Farago M.E, Ashmore M.R. 1998. Factor influencing metal bioavailability in soil: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals.

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. Pinto-Nolla. 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 Lousiana at Lafayette/Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés". Santa Marta. 244 p.

Rivera, R., De los Ríos, P. y Contreras, A. 2010. Relations fecal coliforms/ fecal Streptococci as indicators of the origin of fecal pollution in urban and rural water bodies of Temuco, Chile. *Cien. Inv. Agr.* 37(2): 141-149.

Rodriguez, C. 2012. Calidad de cuerpos de agua: Municipios Heres y Caroní del estado Bolívar, Venezuela marzo-abril 2010. *Universidad, Ciencia y Tecnología*, 16(62). 3-11. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1316-48212012000100001

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. Trabajo de Tesis como requisito parcial para obtener el título de Magister en Ciencias, Biología, Línea Biología Marina. Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe. Santa Marta, 94p.



Informe técnico final 2020:
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



Rodríguez-Gallego L., Achkar M., Defeo O., Vidal L., Meerhoff E., Conde D. 2017. Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*

Rodríguez-Rodríguez, J. A., Pineda, J. E. M., Trujillo, L. V. P., Rueda, M., & Ibarra-Gutiérrez, K. P. 2016. Ciénaga Grande de Santa Marta: The largest lagoon-delta ecosystem in the Colombian Caribbean. *The Wetland Book*; Finlayson, CM, Milton, GR, Prentice, RC, Davidson, NC, Eds, 1-16.

Roldan, G. y J. Ramírez. 2008. *Fundamentos de Limnología Neotropical*, 2ª edición. Editorial Universidad de Antioquia. 421 p. ROSTLAC UNESCO. Montevideo

Romero, O.C., J. R. Cantera y E. J. Peña. 2006. Consumo de hojas por herbívoros en manglares del estuario del Río Dagua, Costa Pacífica Colombiana. *Revista de biología tropical*, 54(4), 1205-1214.

Romeu, B., Larrea, J., Lugo, D., Rojas, N. y Heydrich, M. 2012. Calidad microbiológica de las aguas del río Luyanó, La Habana, Cuba. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*, 43 (3). <https://www.redalyc.org/pdf/1812/181226874006.pdf>.

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.

Rondeaux, G., Steven, M., y Baret, F. (1996). Optimization of soil-adjusted vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 55(2), 95–107. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(95\)00186-7](https://doi.org/10.1016/0034-4257(95)00186-7)

Rosevear, D.R. 1947. Mangrove swamps. *Farm and Forest* 8:23-30 p.

Rubalingeswari, N., Thulasimala, D., Giridharan, L., Gopal, V., Magesh, N.S. 2020. Bioaccumulation of heavy metals in water, sediment, and tissues of major fisheries from Adyar estuary, southeast coast of India: An Ecotoxicological impact of a metropolitan city. *Marine Pollution Bulletin*. Vol 163.111964

Ruiz-Guerra, C., Johnston-González, R., Castillo-Cortés, L. F., Cifuentes-Sarmiento, Y., Eusse, D., y Estela, F. A. 2008. *Atlas de aves playeras y otras aves acuáticas en la costa Caribe colombiana*. Asociación Calidris. Cali, Colombia, 72.

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

Sánchez-Páez, H., Álvarez-León, R., Pinto-Nolla, F., Sánchez-Alfárez, A.S., Pino Renjifo, J.C., García-Hansen, I., Acosta Peñalosa, M.T. 1997. Diagnóstico y Zonificación Preliminar de los Manglares del Caribe Colombiano. Proyecto Conservación y Manejo Para el Uso Múltiple y el Desarrollo de los Manglares de Colombia. Ministerio del Medio Ambiente, Organización Internacional de Maderas Tropicales (OIMT), Dirección de proyectos de repoblación y ordenación forestal. Santa Fe de Bogotá. 343 p.



Informe técnico final 2020:
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



Sánchez-Páez, H. Ulloa-Delgado, G.A. Y Tavera-Escobar, H.A. 2004. Manejo Integral de los Manglares por Comunidades Locales, Caribe de Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal-CONIF y Organización Internacional de Maderas Tropicales-OIMT. Proyecto Manejo Sostenible y Restauración de los Manglares por Comunidades Locales del Caribe de Colombia. Bogotá, Colombia. 335 p

Sánchez R., Castro-González M. y Zea S. 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. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 35 (134): 35-43, 2011. ISSN 0370-3908

Sar, E. A., M. E. Ferrairo y B. Reguera. 2000. Floraciones algales nocivas en el cono sur americano. Instituto Español de Oceanografía. 311 p.

SEPEC. 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), Universidad del Magdalena. 34 p.

Serrano-Díaz, L., L. Botero, P. Cardona, y J. E. Mancera-Pineda. 1995. Estructura del manglar en el delta exterior del río Magdalena-CGSM, una zona tensionada por alteraciones del equilibrio hídrico. Bol. Invest. Mar. Cost. 24: 135-164.

SINCHI, IIAP, INVEMAR. 2019. Nuestro Territorio, nuestra oportunidad. Desarrollo Local Sostenible y Gobernanza para la Paz. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico "John Von Neumann"-IIAP- e Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés" -INVEMAR. Bogotá D.C. 2019.

Silva, J., Ramirez, L., Alfieri, A., Rivas, G. y Sanchez, M. 2004. Determinación de microorganismos indicadores de calidad sanitaria. Coliformes totales, coliformes fecales y aerobios Mesófilos en agua potable envasada y distribuida en San Diego, estado Carabobo, Venezuela. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología*, 24(1-2): 46-49. http://ve.scielo.org/scielo.php?pid=S1315-25562004000100008&script=sci_arttext. 181p.+ anexos

Sobrado, M. y S. Ewe. 2006. Ecophysiological characteristics of *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa* coexisting in a scrub mangrove forest at the Indian River Lagoon, Florida. *Trees* 20:679-687

Stankovic S., Kalaba P., Stankovic Ana R. 2013. Biota as Toxic metal indicators. Doi: 10.1007/s10311-013-0430-6.



Informe técnico final 2020:
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



Steven, M. D. (1998). The sensitivity of the OSAVI vegetation index to observational parameters. *Remote Sensing of Environment*, 63(1), 49–60. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(97\)00114-4](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00114-4)

The Nature Conservancy -TNC-, Fondo Mundial para la naturaleza -WWF Colombia-, Asociación Red Colombiana de Reservas Naturales de la Sociedad Civil -Resnatur- y Fundación para la Defensa de la Naturaleza -Fudena-. 2007. Proporcionando Refugio Seguro: Conservación de Habitat para Aves Migratorias en la Cuenca del Rio Orinoco. Reporte Final

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

Tokalioglu, S., kartal, S., & Elçi, L. 2000. Determination of heavy metals and their speciation in lake sediments by flame atomic absorption spectrometry after a four- stage sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta*, 413 (1-2), 33-40

Twilley, R.R., A.E. Lugo y C. Patterson-Zucca. 1986. Litter production and turnover in basin mangrove forests in Southwest Florida. *Ecology*, 67(3):670-683

Ulloa-Delgado, G.A.; H. Sánchez-Páez; W.O. Gil-Torres; J.C. Pino-Rengifo; H. Rodríguez-Cruz; R. AlvarezLeón. 1998. Conservación y uso sostenible de los manglares del Caribe colombiano. In: UlloaDelgado, G.A.; H. Sánchez-Páez y R. Alvarez-León (eds.). Proyecto PD 171/91 Rev. 2 Fase II (Etapa I) Conservación y Manejo para el Uso Multiple y el Desarrollo de los Manglares en Colombia, MMA/ ACOFORE/OIMT. Santa Fe de Bogotá D.C., Colombia. 224 p

US-EPA. 1993. Selecting remediation techniques for contaminated sediment. Office of Water, Washington, D.C.

Vanhellemont, Q., y Ruddick, K. 2018. Atmospheric correction of metre-scale optical satellite data for inland and coastal water applications. *Remote Sensing of Environment*, 216, 586–597. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.07.015>

Vanhellemont, Q. 2019. Adaptation of the dark spectrum fitting atmospheric correction for aquatic applications of the Landsat and Sentinel-2 archives. *Remote Sensing of Environment*, 225, 175–192. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.03.010>

Van Gestel, C. A. M. 2008. Physico-chemical and biological parameters determine metal bioavailability in soils. *Science of the Total Environment*, 406(3), 385-395 p.

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

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



Informe técnico final 2020:
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



- 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.
- Villamil, C. 2004. Interacción por recursos (espacio, luz y nutrientes) entre *Typha domingensis* y las tres especies de manglar predominantes en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis Biología Marina, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 91 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 p.
- Wickham, H. 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.
- Wickham, H., y J. Bryan. 2019. readxl: Read Excel Files. R package version 1.3.1. <https://CRAN.R-project.org/package=readxl>
- Wickham, H., F. Romain, L. Henry y K. Müller. 2020. dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.0.1. <https://CRAN.Rproject.org/package=dplyr>
- Yáñez-Arancibia, A., J. W. Day., R.R. Twilley. y R.H. Day. 2014. Manglares: ecosistema centinela frente al cambio climático, Golfo de México. Madera y bosques, 20(SPE), 39-75.
- Yang L, Wang J., Wang S., Liao Y. y Li Y. 2020. A new method to improve the sensitivity of nitrate concentration measurement in seawater based on dispersion turning point. Optik-International Journal for light and electron optics. Volúmen 205. 164202.
- Xiao, R., Bai, J. H., Wang, Q. G., Gao, H. F., Huang, L. B., & Liu, X. H. 2011. Assessment of heavy metal contamination of wetland soils from a typical aquatic-terrestrial ecotone in Haihe River Basin, North China. CLEAN-Soil, Air and Water, 39 (7), 612-618 p.
- Zhang, Y., Pulliainen, J., Koponen, S., & Hallikainen, M. 2002. Application of an empirical neural network to surface water quality estimation in the Gulf of Finland using combined optical data and microwave data. Remote Sensing of Environment, 81(2), 327-336. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00009-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00009-3)
- Zhigang, Y., Pu, G. 2007. Heavy metal reseach in lacustrine sediment. Chinese Journal of Oceanology and Limnology. 444-454 p.



8 ANEXOS

Anexo 8-1. Límites de cuantificación de los metales biodisponibles medidos en material particulado en aguas.

Metal	Límite de cuantificación Años: 2015 - 2018	Límite de cuantificación Años: 2019 - 2020
Cadmio ($\mu\text{g Cd/L}$)	0,42	6,25
Cromo ($\mu\text{g Cr/L}$)	0,97	12,5
Cobre ($\mu\text{g Cu/L}$)	0,90	12,5
Plomo ($\mu\text{g Pb/L}$)	3,10	37,5
Níquel ($\mu\text{g Ni/L}$)	1,00	37,5
Zinc ($\mu\text{g Zn/L}$)	6,90	12,5

Anexo 8-2. Límites de detección de los plaguicidas organoclorados y organofosforados medidos en aguas y sedimentos.

Tipo de plaguicida	Compuesto	Límite detección aguas (ng/L)	Límite detección sedimentos (ng/g)
Organoclorados	Beta HCH	12,0	3,66
	Aldrin	8,60	1,49
	Alfa clordano	38,8	1,46
	Alfa HCH	12,9	2,74
	Delta HCH	13,7	2,60
	Dieldrin	19,8	1,87
	Endosulfan I	13,2	6,00
	Endosulfan II	18,2	1,69
	Endosulfan sulfato	12,5	1,64
	Endrin	21,7	2,27
	Endrin aldehído	22,5	2,62
	Endrin cetona	18,4	1,82
	Gamma clordano	38,8	1,53
	Gamma HCH	15,3	5,50
	Heptacloro	18,7	1,70
	Heptacloro epóxido	15,7	1,70
	Metoxicloro	13,5	1,82
	pp-DDD	18,0	1,56
	pp-DDE	14,6	1,29
	pp-DDT	24,0	1,96
Organofosforados	Sulfotep	6,29	1,56
	Bolstar	10,1	NA
	Bromacil	8,97	1,40



Informe técnico final 2020:
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



Tipo de plaguicida	Compuesto	Límite detección aguas (ng/L)	Límite detección sedimentos (ng/g)
	Cis permetrina	6,55	1,08
	Clorotalonil	12,5	4,46
	Clorpirifos	6,09	2,31
	Demeton o	11,6	1,78
	Demeton s	10,1	3,92
	Diclorvos	7,50	3,11
	Dimethoate	9,71	2,36
	Disulfoton	4,42	0,79
	Epn	4,45	1,67
	Ethoprop	6,52	1,00
	Fenthion	7,30	1,04
	Malathion	5,58	0,75
	Methyl parathion	11,7	1,09
	Mevinphos	13,6	2,98
	Parathion	12,3	1,16
	Phorate	8,02	1,74
	Ronnel	10,4	3,01
	Sthiropos	7,69	1,32
	Tokuthion	9,91	2,35
	Trans permetrina	11,8	1,35
	Diazinon	6,47	1,35
	Trichloronate	7,03	1,46

Anexo 8-3 Alcance de la cartografía historica de la ciénaga grande de santa marta realizada por invemar

Propósito y alcance de la cartografía histórica de manglar en la CGSM escala 1:50.000

El objetivo de la cartografía de manglares que realiza el INVEMAR en la CGSM es apoyar el análisis de los cambios del sistema y su tendencia a crecer o decrecer, desde una perspectiva general, dentro de sus posibilidades y limitaciones y brindar a los tomadores de decisiones elementos técnicos para planificar adecuadamente el territorio.

La escala aproximada de trabajo, de acuerdo a los sensores remotos utilizados, varía en un rango entre 1:50.000 y 1:75.000. Por tanto el uso de la cartografía para análisis a nivel local no es adecuado y no se recomienda pues los límites de sus polígonos varían hasta 25 metros horizontales de acuerdo al tamaño mínimo detectable a esa escala (Tobler, 1987).

Cartografía de cobertura de los manglares escala 1:25.000

Teniendo en cuenta las necesidades nacionales de mayor nivel de detalle y precisión en la cartografía de cobertura de los manglares como lo establece la resolución 1263 del 2018 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (Minambiente), el INVEMAR ha enfocado sus



Informe técnico final 2020:
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



esfuerzos en actualizar su cartografía de manglares a una escala 1:25.000, implementando herramientas de procesamiento masivo de imágenes de satélite bajo la infraestructura en la nube dispuesta por Google llamada Google Earth Engine (GEE). Por lo anterior y por la necesidad de CORPAMAG de dar cumplimiento a sus compromisos institucionales, se actualizó la cartografía de la dinámica del manglar para la CGSM a esta escala en dos periodos (2017-2018 y 2018 – 2020).

Diferencia en los valores de estimación de cambios

De acuerdo a lo anterior, es importante aclarar que existe una diferencia en los valores estimados de las áreas de manglar reportados con las dos escalas, característica que hace parte del cambio de metodología, principalmente por la definición e integración de objetos de menor tamaño a la suma total de área.

Identificación de una posible sobreestimación de valores de ganancias y pérdidas de manglar en la cartografía del año 2018 en cartografía a escala 1:50.000

Teniendo en cuenta que el indicador objetivo es el cambio neto de extensión de los manglares y que, por otro lado, los valores de pérdidas y ganancias pueden ser afectados por condiciones de interferencia espectral en las imágenes, es importante mencionar que en el año 2018 hubo una proliferación de vegetación dulceacuícola que cubrió gran parte de áreas de manglar en la zona Sur en las inmediaciones del Santuario de Fauna y Flora Ciénaga Grande de Santa Marta, como se menciona en el informe de monitoreo de la CGSM (INVEMAR, 2018) y se puede ver en las fotografías tomadas en campo y en imágenes de satélite de ese año (Figura 8-1). Esta combinación del manglar y otras coberturas vegetales pudo causar una alteración drástica en la reflectancia de la imagen y a su vez afectar los índices de vegetación y los procesos detección de cambios.





Informe técnico final 2020:
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 8-1. Vegetación dulceacuícola en zonas de manglar. Tomado de (Instituto de investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés" [INVEMAR], 2018)

Adicionalmente, la cartografía base de manglares en la que se basa el estudio a escala 1:50.000 presenta una distorsión geométrica con respecto a las imágenes de satélite más modernas, por lo que muchos polígonos registrados como manglar cubren zonas que evidentemente son cuerpos de agua, de manera similar ocurre con zonas no registradas como manglar cuya respuesta espectral si corresponde a manglar. Al calcular diferencias espectrales en esas zonas se generan pérdidas y ganancias. Es importante aclarar que la cartografía base fue generada a principio de siglo, con la tecnología y precisión alcanzable para su época, pero que aún conservan en alguna medida las capas generadas posteriormente. La Figura 8-2 muestra algunas zonas de manglar no cubiertas por la capa base, la Figura 8-3 muestra cuerpos de agua cubiertos como manglares por la capa base y la Figura 8-4 presenta el tipo de Interferencia de la vegetación dulceacuícola en la reflectancia de la imagen del año 2018. Es importante mencionar que las capas se han venido ajustando poco a poco en cuanto a su calidad geométrica, en la medida que la tecnología de geolocalización ha venido avanzando. No obstante las capas aún conservan algunos problemas de deformación con respecto a los límites del manglar.

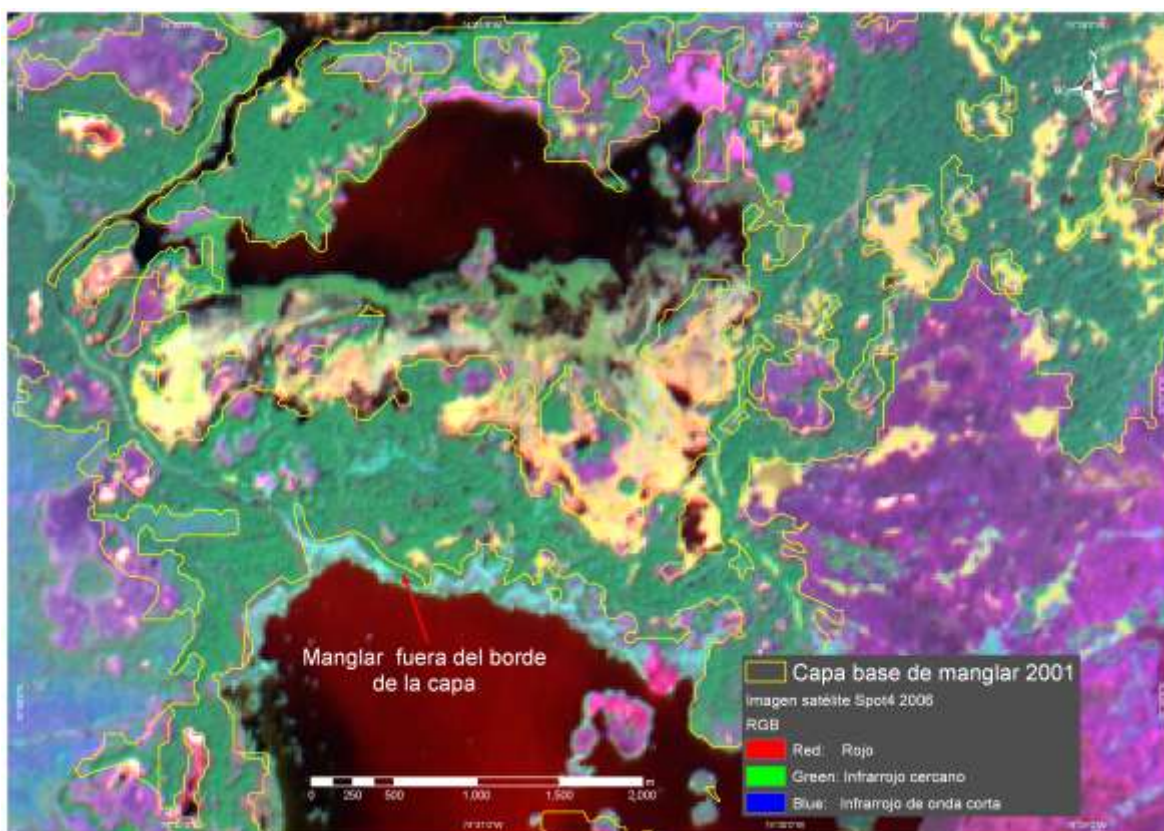


Figura 8-2. Zonas de manglar no cubiertas por la capa base



Informe técnico final 2020:
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

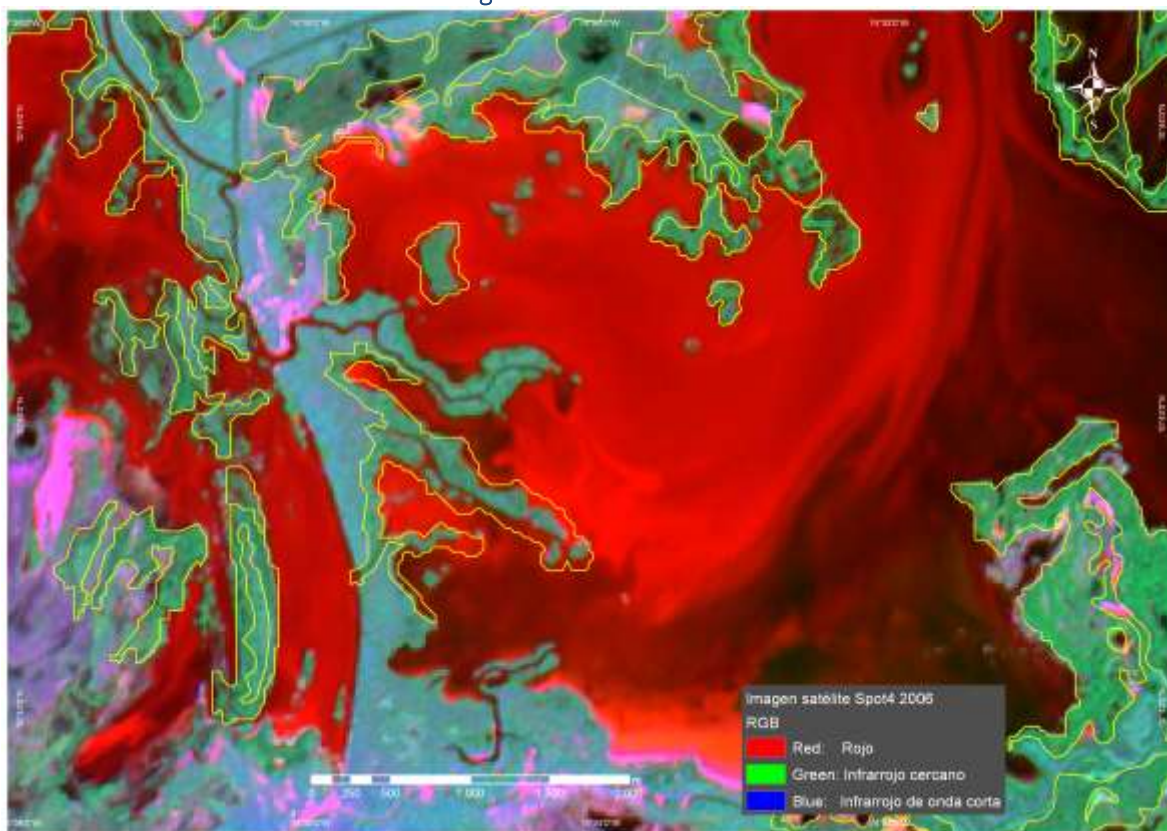


Figura 8-3. Zonas de cuerpos de agua cubiertas por las capas base de manglar

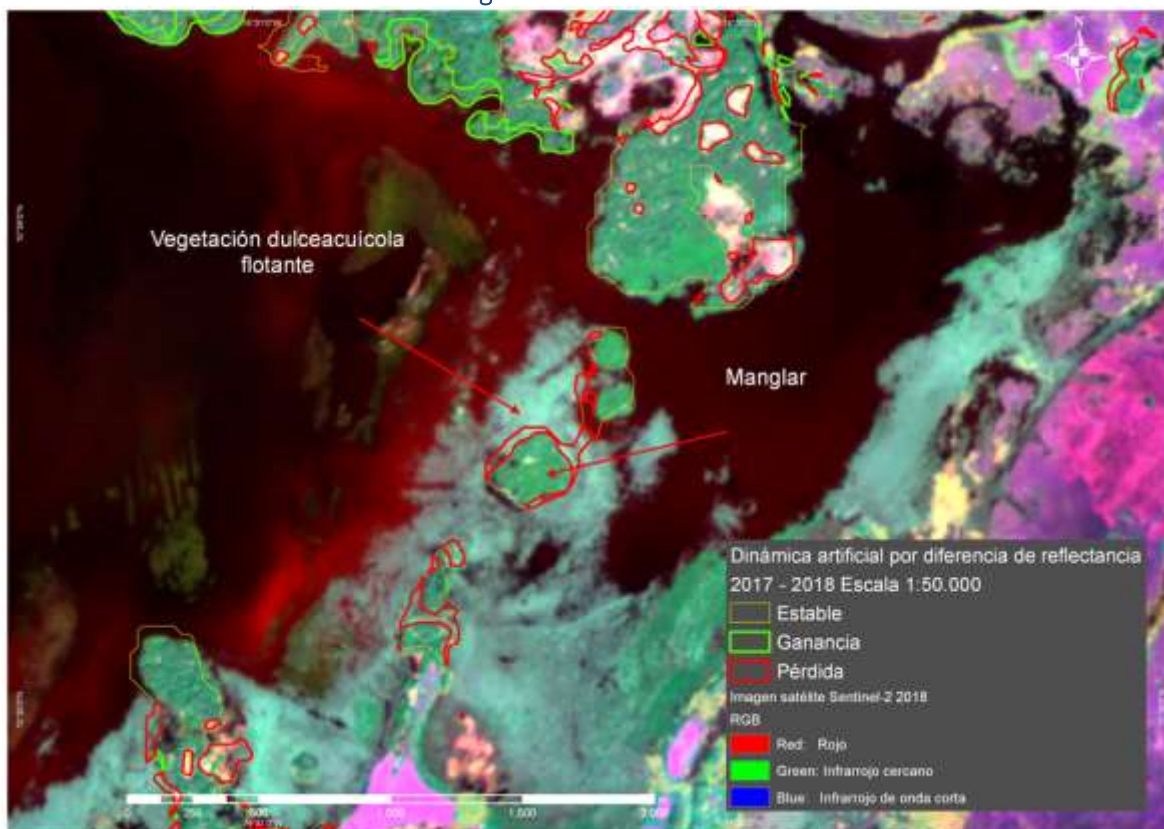


Figura 8-4. Interferencia de la vegetación dulceacuícola en la reflectancia de la imagen del año 2018

Por otro lado la metodología cartográfica diseñada para el año 2020 contempló la generación de una capa de manglares a una escala de mayor de detalle (1:25.000), lo que permitió identificar de manera más precisa la extensión de este ecosistema y su dinámica, y reconocer que, debido a las particularidades del año 2018 y las limitaciones tecnológicas, en ese momento se detectó un incremento superior de los valores de ganancia y pérdida en esa zona sur. No obstante, como se pudo comprobar con los resultados de la aplicación de la nueva metodología, los valores de crecimiento neto del ecosistema no tuvieron una afectación significativa, encontrando un crecimiento del sistema de 9,14% con la nueva metodología, en comparación con un 8,26% de la metodología anterior, arrojando una diferencia de menos de un punto porcentual.

Este resultado puede comprobarse comparando los datos de pérdida y ganancia estimados estrictamente en una zona como el SFF CGSM los cuales son similares como se puede en la Tabla 8-1

Tabla 8-1. Valores artificiales de pérdidas y ganancias en las zonas más afectadas por proliferación de vegetación dulceacuicola

ZONA	DINÁMICA	ha
Zona más afectada por vegetación dulceacuicola Correspondiente a SFF Ciénaga Grande de Santa Marta	Ganancia	735.6
	Pérdida	797.1
Resto de la CGSM	Ganancia	3493.8



De manera complementaria para analizar la dinámica general del sistema se puede estimar el índice de normalizado de vegetación de las zonas de manglar de la CGSM por medio de algoritmos como los implementados en Google Earth Engine los cuales permiten estimar rápidamente este tipo de variables a lo largo del tiempo.

Como se puede observar en la Figura 8-5 se presentó un incremento de los valores de NDVI entre enero de 2017 y enero de 2018 a partir de imágenes Landsat-8-OLI de reflectancia en el tope de la atmosfera para toda el área de manglares de la CGSM usando GEE, lo que demuestra un crecimiento de la vegetación total viva en el ecosistema.



Figura 8-5. Cambios de NDVI en las zonas de manglar de la CGSM entre 2017 y 2018

Anexo 8-4. Especies comerciales de la pesquería de la ecorregión

Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre Vulgar	Nombre científico
PECES			
Agujeta (f)	<i>Ctenolucius hujeta</i>	Mojarra rayada (e)	<i>Eugerres plumieri</i>
Alpacora (m)	<i>Pomatomus saltatrix</i>	Moncholo (f)	<i>Hoplias malabaricus</i>
Anchoveta (e)	<i>Mugil curema</i>	Morena (m)	<i>Gymnothorax funebris</i>
Arenca (f)	<i>Triportheus magdalenae</i>	Palometa (m)	<i>Chaetodipterus faber</i>
Bacalao (m)	<i>Rachicentrum canadun</i>	Pampano (m)	<i>Trachinotus carolinus</i> – <i>T. falcatus</i>



Informe técnico final 2020:
Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios
estructurales y funcionales de las comunidades vegetales
y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la
Ciénaga Grande de Santa Marta



Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre Vulgar	Nombre científico
Bagre Pintado (f)	<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i>	Pargo (m)	<i>Lutjanus spp.</i>
Barbul – Barbul arroyo (f)	<i>Pimelodus blochii</i> - <i>Rhamdia quelen</i>	Pez erizo (m)	<i>Diodon sp.</i>
Binde (m)	<i>Lobotes surinamensis</i>	Pez Gato (m)	<i>Polydactylus virginicus</i>
Blanquillo (f)	<i>Sorubim cuspicaudus</i>	Pez león (m)	<i>Pterois volitans</i>
Bobito (e)	<i>Stellifer venezuelae</i>	Pez sapo (m)	<i>Sphoeroides testudineus</i>
Bocachico (f)	<i>Prochilodus magdalenae</i>	Pez volador (m)	<i>Dactylopterus volitans</i>
Bocona (m)	<i>Anchovia clupeioides</i> – <i>Cetengraulis edentulus</i>	Picúa (m)	<i>Sphyraena barracuda</i>
Bonito (m)	<i>Euthynnus alletteratus</i>	Ratón (m)	<i>Albula vulpes</i>
Boquita de sábalo (e)	<i>Larimus breviceps</i>	Ratona (f)	<i>Sternopygus macrurus</i>
Cachama (f)	<i>Colossoma macropomum</i>	Raya (m)	<i>Dasyatis guttata</i>
Cachagua (f)	<i>Trachelyopterus insignis</i>	Rayao (f)	<i>Agonostomus monticola</i>
Carite (m)	<i>Scomberomorus regalis</i>	Rey bocachico (f)	
Carrurra (e)	<i>Bairdiella ronchus</i>	Róbalo largo (e)	<i>Centropomus undecimalis</i>
Carta = Carecaballo (m)	<i>Selene spp.</i>	Róbalo pipon (e)	<i>Centropomus ensiferus</i>
Chango (f)	<i>Cynopotamus magdalenae</i>	Róbalo pluma (e)	<i>Centropomus pectinatus</i>
Chinchorro (m)	<i>Bagre Marinus</i>	Ronco (m)	<i>Pomadasys crocro</i> – <i>Archosargus rhomboidalis</i>
Chivo cabezón (e)	<i>Ariopsis canteri</i>	Sábalo (e)	<i>Megalops atlanticus</i>
Chivo mozo (e)	<i>Sciades proops</i>	Sable (m)	<i>Trichiurus lepturus</i>
Chonga (m)	<i>Strongilura marina</i>	Sapo marino (m)	<i>Lagocephalus laevigatus</i>
Cocó (m)	<i>Conodon nobilis</i>	Sierra (m)	<i>Scomberomorus cavalla</i>
Cojinúa negra (m)	<i>Caranx crysos</i>	Tiburón (m)	<i>Carcharhinus spp.</i>
Corbinata marina (m)	<i>Umbrina coroides</i> - <i>U. broussoneti</i> - <i>Cynoscion sp</i>	Tilapia roja (f)	<i>Oreochromis sp.</i>



Informe técnico final 2020:
Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios
estructurales y funcionales de las comunidades vegetales
y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la
Ciénaga Grande de Santa Marta



Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre Vulgar	Nombre científico
Corbinata río = pacora (f)	<i>Plagioscion magdalenae</i>	Urami-Terapia (f)	<i>Trichogaster pectoralis</i>
Coroncoro (e)	<i>Micropogonias furnieri</i>	Viejita (f)	<i>Hemibrycon sp - Astyanax fasciatus - Cyphocharax magdalenae</i>
Coroncoro perro (m)	<i>Paralichthys brasiliensis</i> , <i>Menticirrhus sp</i>	Vizcaína (f)	<i>Curimata mivarti</i>
MOLUSCO			
Coroncoro perro de río (f)	<i>Loricaria spp</i>	Almeja (e)	<i>Polymesoda solida</i>
Cuatro ojos (f)	<i>Megaleporinus muyscorum</i>	Calamar (m)	<i>Loligo sp.</i>
Doncella (f)	<i>Ageneiosus pardales</i>	Caracol (e)	<i>Melongena melongena</i>
Dorada (f)	<i>Brycon moorei</i>	Ostra (e)	<i>Crassostrea rhizophorae</i>
Dulcina (m)	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	CRUSTÁCEOS	
Guabina (m)	<i>Synodus sp.</i>	Camarón - Langostino* (m)	- <i>Lithopenaeus schmitti</i> * - <i>Farfantepenaeus notialis</i> - <i>F. subtilis</i> - <i>Xiphopenaeus kroyeri</i>
Jurel (m)	<i>Caranx hippos</i>	Camarón tigre (m)	<i>Penaeus monodon</i>
Lebranche (e)	<i>Mugil liza</i>	Cangrejo (e)	<i>Uca sp.</i>
Lechero (m)	<i>Tylosurus acus</i>	Jaiba azul (m)	<i>Callinectes sapidus</i>
		Jaiba roja (m)	<i>Callinectes bocourti</i>
		Jaiba siri (m)	<i>Callinectes danae</i>
Lenguado (m)	<i>Achirus lineatus</i>	Jaiba negra (introducida) (m)	<i>Charybdis helleri</i>
Lisa (e)	<i>Mugil incilis</i>	Jaiba rugosa prieta (m) (N. R.)	<i>Callinectes exasperatus</i>
		Jaiba pintada (m) (N. R.)	<i>Arenaeus cribarius</i>
Macabí (e)	<i>Elops smithi (E. saurus)</i>	Langosta (m)	<i>Panulirus argus</i>
Machuelo (m)	<i>Ophistonema oglinum</i>	Langosta de piedra (f)	<i>Macrobrachium sp.</i>
Mapalé (e)	<i>Cathorops mapale</i>		



Informe técnico final 2020:
Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios
estructurales y funcionales de las comunidades vegetales
y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la
Ciénaga Grande de Santa Marta



Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre Vulgar	Nombre científico
Meona (e)	<i>Oligoplites saurus - O. palometa</i>	REPTILES	
Mero (m)	<i>Epinephelus sp.</i>	Icotea (f)	<i>Trachemys scripta callirostris</i>
Mero de río (f)	<i>Dormitator maculatus</i>	Tortuga Verde Oliva (m)	<i>Lepidochelys olivacea</i>
Mojarra blanca (e)	<i>Diapterus rhombeus (e) - D. auratus (e) - Gerres cinereus (m)</i>	Tipo de especies por hábitat	
Mojarra lora (f)	<i>Oreochromis niloticus</i>	Hábitat	Número de especies
Mojarra peña (f)	<i>Caquetaia kraussi</i>	Dulceacuícolas (f)	30
Mojarra piedra (m)	<i>Chaetodon ocellatus</i>	Estuarinas (e)	24
		Marinas (m)	59
		Total	113