2021
Serie de Publicaciones Periódicas
Número 3|ISSN: 1692-5025
Año 2022|Santa Marta|Colombia

Informe del estado de los *ambientes* y *recursos marinos* y costeros de Colombia

Director General
Francisco A. Arias Isaza

Subdirector Coordinación Científica (SCI)
Jesús Antonio Garay Tinoco

Subdirectora Administrativa (SRA)
Sandra Rincón Cabal

Coordinadora
Coordinación de Investigación e Información
para la Gestión Marina y Costera (GEZ)
Paula Cristina Sierra Correa

Coordinador
Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos (BEM)
David Alonso Carvajal

Coordinadora
Programa de Geociencias Marinas y Costeras (GEO)
Constanza Ricaurte Villota

Coordinadora
Programa Calidad Ambiental Marina (CAM)
Luisa Fernanda Espinosa Díaz

Coordinador
Programa Valoración y Aprovechamiento
de Recursos Marinos (VAR)
Mario E. Rueda Hernández

Coordinador
Coordinación de Servicios Científicos (CSC)
Julián M. Betancourt Pórtela

Calle 25 # 2 - 55, Playa Salguero
Santa Marta D.T.C.H. • 2017
PBX (575) 432 8600 • Fax (575) 4328694
www.invemar.org.co

ISSN: 1692-5025

Citar la obra completa:
INVEMAR. 2022. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2021. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 254 p.

Citar capítulos:
Autores. 2022. Título capítulo. (Intervalo de páginas ej: Pp. 10-20). En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2021. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 254 p.

Palabras clave: Ambientes marinos, Recursos marinos, Ecosistemas, Aguas marinas, Zona costera, Colombia.

Coordinación General
Jesús Antonio Garay Tinoco
Subdirector Coordinación Científica - SCI

AUTORES

Capítulo 1
Leonardo Javier Ospino Sepulveda, Carolina García-Valencia, Desireé María Hernández Narváez, Anny Paola Zamora Bornachera, Diana Carolina Romero D`Achiardi.

Capítulo 2
Constanza Ricaurte-Villota, Deisy Alejandra Romero Rodríguez, Magnolia Murcia-Riaño, Lorenzo Portillo Cogollo, Andres Felipe Gallón, Maria Camila Bernal, Wilmar Mosquera, Wilberto Pacheco, Natalia Zapata Delgado, Carlos Rafael Sánchez Codina, Diana Arroyave Gómez, Andrés Felipe Rosado Tapia, Margyet Sofia Daza Villanueva, Jesus Felipe Torres Luna, Nicolle Parga Hauzeur, Paula Macías Hemer, Johan Sebastian Lozano Montoya, David Fernando Morales Giraldo, Lizbeth Janet Vivas-Aguas, Paola Sofía Obando Madera, Luisa Fernanda Espinosa Díaz, Cristian Ruíz, Juan Camilo Rodriguez, Alexandra Rodriguez, Laura Sánchez Valencia, Andrés Acosta Chaparro, Johanna Vega Sequeda, Raúl Navas Camacho, Selene Rojas Aguirre, Sebastian Herrera, Diana Isabel Gómez López, David A. Alonso Carvajal.

Capítulo 3
Efraín Viloria Maestre, Alexander Girón, Jorge Alvarez, Sarith Salas Castro, Fabián D. Escobar-Toledo, José Alexander Romero, Mario Rueda.

Capítulo 4
Milena Hernández-Ortiz, Anny Paola Zamora Bornachera, David Alonso Carvajal, Carolina García Valencia.

Capítulo 5
Julián Franco-Angulo, Edgar Arteaga, Cesar A. Bernal, Luisa F. Espinosa, Laura Jutinico, Ana Zuleta, Lina Blandón, Javier Gómez-León, David Sánchez-Núñez, Janwar Moreno, Daniel Guerrero, Mario Rueda, Andrés Acosta Chaparro, Laura Sánchez Valencia, Johanna Vega Sequeda, Selene Rojas Aguirre, Sebastian Herrera, Diana Isabel Gómez López, Anny Paola Zamora Bornachera, Desireé María Hernández Narváez.

Capítulo 6
Juan Fernando Cortina Munera, David Fernando Morales Giraldo, Constanza Ricaurte-Villota, Paola Sofia Obando Madera, Lizbeth Janet Vivas Aguas, Luisa Fernanda Espinosa Diaz, Alexandra Rodríguez Rodríguez, David Sánchez-Nuñez, Cristian Montes, Ana Maria Sierra, Juan Fernando Saldarriaga Velez, Anny Zamora, Alejandra Vega, Andrés Acosta Chaparro, Laura Sánchez Valencia, Johanna Vega Sequeda, Raúl Navas Camacho, Selene Rojas Aguirre, Sebastian Herrera, Diana Isabel Gómez López, David Alonso Carvajal.

Compilación y edición
Leonardo Javier Ospino Sepulveda y Carolina García-Valencia.

Cartografía
LABSIS

Diseño
INVEMAR

Fotos de portada
Foto izquierda: Comunidad arrecifal en el sector de San Felipe, isla de Providencia. Por: Andrés Acosta.
Foto central: Hongos aislados de muestras de sedimentos en las desembocaduras del rio Atrato y San Juan. Por: Archivo Programa VAR - INVEMAR.
Foto derecha: *Acanthaster planci* en arrecife del Santuario de Fauna y Flora Malpelo. Por: Andrés Acosta.

Las líneas de delimitación fronteriza presentados en este documento, son una representación gráfica aproximada con fines ilustrativos solamente.
Derechos reservados conforme a la ley, los textos pueden ser reproducidos total o parcialmente citando la fuente.

Dando cumplimiento a lo establecido en la Ley 603 de 2000, el Director General del INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS JOSÉ BENITO VIVES DE ANDREIS - INVEMAR informa que esta entidad ha dado estricto cumplimiento a las normas sobre **propiedad intelectual y derechos de autor**. De igual forma, de acuerdo a lo establecido en el Parágrafo 2 del Artículo 87 de la Ley 1676 de 2013, se informa que el INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS JOSÉ BENITO VIVES DE ANDREIS - INVEMAR no entorpeció la libre circulación de las facturas emitidas por los vendedores o proveedores.

En cumplimiento de lo dispuesto en el artículo 47 de la Ley 222, modificado por el artículo 1º de la Ley 603 de 2000, manifiesto que INVEMAR da cumplimiento a las normas de derechos de auditor y de uso de software legal.

PRESENTACIÓN

El Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis" – INVEMAR en cumplimiento de sus misión y funciones, presenta la versión 2021 del Informe del Estado de los Recursos Marinos y Costeros de Colombia en el que reporta información científica marina y costera actualizada, en concordancia con las políticas del país, articulando su gestión con el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – Minambiente, Parques Nacionales Naturales – PNN, Corporaciones Autónomas Regionales y de Desarrollo Sostenible – CAR con incidencia en las zonas marino-costeras, Autoridad Nacional de Licencias Ambientales – ANLA y demás instituciones del SINA, así como algunas universidades y centros de investigación.

Desde 1998 se genera anualmente este reporte, inicialmente a partir de datos recogidos en las diversas investigaciones del instituto y la información aportada por diferentes instituciones. A partir del año 2011, el contenido y estructura del informe se modifica con el fin de ofrecer a los lectores una información contextualizada y de fácil comprensión, basada en indicadores de Estado, Presión y Respuesta reportados casi exclusivamente por el INVEMAR, pretendiendo describir aquellos asuntos ambientales estratégicos que explican la situación actual y ciertas tendencias de cambio de los ecosistemas marinos y costeros y sus servicios ecosistémicos, relacionándolos con las causas y tensores que inciden de manera directa e indirecta sobre estos. Con el tiempo, se conformó una batería de índices e indicadores muchos de los cuales han alcanzado robustez y series históricas importantes e interesantes.

Este informe reporta el balance anual sobre el estado de la naturaleza y el medio ambiente marino y costero, considerando que el año 2021 presento un periodo de reactivación económica, social y ambiental en muchas regiones del país, después de pasado mas de un año de restricciones marcadas por la pandemia de Covid-19, lo cual permitió en los últimos meses del año 2021 el levantamiento de datos en campo de los monitoreos del medio marino y costero. Considerando lo anterior, esta edición mantiene el reporte basado en indicadores incorporados gracias a la actualización, ajuste y estrategias de análisis de información del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros de los últimos años.

El informe está compuesto por seis capítulos, donde el primero incluye la descripción de los espacios oceánicos y zonas costeras e insulares de Colombia, las unidades de gestión ambiental, establecidas por la Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y las Zonas Costeras e Insulares de Colombia. El capítulo II presenta avances en el conocimiento del medio abiótico, a partir de estudios de sistema de carbonatos, sólidos suspendidos, Clorofila-a (Chl-a), condiciones oceanográficas, avances en el conocimientos de un acuífero Ciénaga-Fundación, dinámica litoral en tres sitos, caracterización general y geomorfológica de la plataforma continental al norte del departamento del Magdalena y del Pacífico colombiano, así como la calidad de las aguas marinas y costeras que incluye un análisis en playas turísticas, y también los indicadores de "salud" para arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares. En el capítulo III, se describen las causas y tensores del cambio en los ecosistemas marinos y costeros, así como sus servicios de provisión de alimento y aprovechamiento por la pesca artesanal o industrial, incluyendo la operación estadística de presión pesquera artesanal. El capítulo IV contiene el tema de instrumentos de gestión, en el cual se describen los avances en el manejo integrado de la zona costera desde ejercicios de planificación espacial marina desarrollados a escala regional, el avance en el fortalecimiento de capacidades en manejo integrado de zonas costeras y el estado de la

gestión de las áreas marinas protegidas. El capítulo V describe y analiza el estado del conocimiento y los vacíos de información que se tienen sobre los ecosistemas marinos y costeros de Colombia, y finalmente, el capítulo VI, incluye una nueva reseña de actividades y presentación de resultados del diagnóstico ambiental del componente marino y costero, realizado por INVEMAR en la "Operación Cangrejo Negro" en coordinación con el Minambiente y los demás institutos del SINA, para evaluar el estado actual y los impactos causados por el paso de los huracanes Eta e Iota sobre las islas de Providencia y Santa Catalina, a finales del 2020.

De este modo, el INVEMAR continúa generando y divulgando conocimiento para la formulación de políticas y la toma de decisiones que conduzcan al mejoramiento de la calidad de vida de los colombianos.

Jesus A. Garay Tinoco
Subdirector de Coordinación Científica

TABLA DE CONTENIDO

PRESENTACIÓN **3**
TABLA DE CONTENIDO **5**
BATERÍA DE INDICADORES **8**
LISTADO DE FIGURAS **10**
LISTA DE TABLAS **20**
CAPÍTULO I 24
LOS ESPACIOS OCEÁNICOS Y ZONAS COSTERAS E INSULARES DE COLOMBIA 24
MARCO GEOGRÁFICO 25
UNIDADES DE GESTIÓN 30
Región Caribe Insular 31
Región Caribe y Pacífico continental y oceánica 31
CAPÍTULO II 35
ESTADO DEL AMBIENTE Y LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS: INDICADORES DE ESTADO 35
INTRODUCCIÓN 36
EL AMBIENTE ABIÓTICO 36
Introducción 36
Dinámica del sistema de carbonatos en el Parque Nacional Natural Gorgona en dos años contrastantes 36
Cambios ambientales en la zona costera de Santa Marta, Cartagena y San Andrés antes y después de la cuarentena del Covid-19 43
Aproximación a la modelación hidrodinámica en la zona costera del departamento del Magdalena 47
Cambios mensuales del tiempo de residencia del agua en la Ciénaga Grande de Santa Marta 51
Avances en el conocimiento del acuífero Ciénaga Fundación 55
Evolución litoral en las costas Caribe, Pacífico y territorios insulares (Monitoreo y alternativas de adaptación) 57
Playas del departamento del Magdalena 57
La zona costera del departamento de Córdoba (Caribe) 61
El caso de playas en Buenaventura (Pacífico) 65
Fondos marinos 67

Plataforma continental al norte del departamento del Magdalena 67
Plataforma continental del Pacífico colombiano 69
ESTADO DE LA CALIDAD AMBIENTAL DEL RECURSO HÍDRICO MARINO Y COSTERO EN EL CARIBE Y PACÍFICO COLOMBIANOS 71
Índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM 71
Análisis por Departamentos 74
Análisis de contraste ICAM y tensores antropogénicos 79
Calidad microbiológica del agua de baño en las playas turísticas 83
Coliformes termotolerantes 83
Enterococos fecales 86
ECOSISTEMAS Y HÁBITATS 89
Arrecifes coralinos 89
Localización y distribución 89
Pastos marinos 96
Localización y distribución 96
Manglares 101
Localización y distribución 102
CAPÍTULO III 120
CAUSAS Y TENSORES DEL CAMBIO EN LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS Y SUS SERVÍCIOS: INDICADORES DE PRESIÓN 120
INTRODUCCIÓN 121
TENSOR DIRECTO 121
Aprovechamiento de recursos pesqueros 121
CAPÍTULO IV 143
INSTRUMENTOS DE GESTIÓN DE LOS ESPACIOS OCEÁNICOS Y ZONAS COSTERAS E INSULARES DE COLOMBIA: INDICADORES DE RESPUESTA 143
INTRODUCCIÓN 144
MANEJO INTEGRADO DE ZONAS COSTERAS Y PLANIFICACIÓN ESPACIAL MARINA 147
Estrategia de capacitaciones 150
SUBSISTEMA DE ÁREAS COSTERAS Y MARINAS PROTEGIDAS 152
CAPÍTULO V 160
ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN 160
ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN SOBRE LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS 161
Microalgas potencialmente nocivas 161

Fitoplancton 161
Conclusiones y recomendaciones 168
Avances en el conocimiento del estado de saturación de aragonita en el agua marina y costera de Colombia 168
Bioprospección marina 170
ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN SOBRE CAUSAS Y TENSORES DEL CAMBIO DE LOS ECOSISTEMAS 182
Causas y tensores directos 182
Enfermedades, síntomas y signos asociados 182
Pérdida de hábitat 185
Causas y tensores indirectos 186
Cambio climático 186
CAPÍTULO VI 196
OPERACIÓN CANGREJO NEGRO 196
EVALUACIONES ECOLÓGICAS RÁPIDAS DEL ESTADO DE LOS ECOSISTEMAS DE CORAL, PASTOS MARINOS, MANGLAR Y PLAYA DESPUÉS DEL HURACÁN IOTA 197
Estado de las playas en San Andrés y Providencia (Insular) 197
Calidad del agua superficial marino costera de las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina 203
Estado de los arrecifes coralinos y pastos marinos en las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y de los manglares en la isla de San Andrés 206
Arrecifes coralinos 208
Pastos marinos 210
Manglares 212
Estado de los manglares y recomendaciones para avanzar en estrategia de restauración en la isla de Providencia 221
ACCIONES INICIALES PARA LA RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS AFECTADOS 223
Primeros auxilios a los corales volcados 223
Acciones iniciales de restauracion de manglar y fortalecimiento de capacidades locales y recomendaciones para el avance del proceso 226
LITERATURA CITADA 231

BATERÍA DE INDICADORES

1. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM 72

2. Indicador de Condición Tendencia de Áreas Coralinas ICT_{AC} 90

3. Indicador de condición tendencia de pastos marinos ICT_{PM} 97

4. Indicador de extensión: cambio de la cobertura (Ie) 104

5. Indicador de Integridad biológica de Manglares – IBIm para la Ciénaga Grande de Santa Marta 107

6. Indicador de condición-tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM} 111

7. Indicador de captura total y captura por especie (nacional) 121

8. Indicador de captura total anual y composición por especies para la pesca artesanal de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM 123

9. Indicador de abundancia relativa de la pesca artesanal en la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta - GCSM 125

10. Indicador de talla media de captura para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM 127

11. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM 128

12. Indicador de fracción desovante/juvenil de las capturas para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM. 130

13. Indicador de renta económica de la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM 131

14. Indicador de la presión pesquera artesanal sobre el tamaño de las principales especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM 132

15. Indicador de captura total y captura por especie: pesca nacional industrial de camarón 133

16. Indicador de abundancia relativa del camarón: pesca industrial nacional 135

17. Indicador de talla media de captura (TMC): pesca industrial nacional de camarón 137

18. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes: pesca industrial nacional de camarón 138

19. Indicador de fracción desovante/juvenil de las capturas: pesca industrial nacional de camarón 140

20. Indicador de rentabilidad económica: pesca industrial nacional de camarón 141

21. Indicador de número de personas capacitadas: fortalecimiento de capacidades en manejo integrado costero 150

22. Indicador de proporción de áreas marinas protegidas con plan de manejo vs total de áreas marinas protegidas 158

23. Indicador de especies bioprospectadas (ensayadas) 175

24. Indicador de organismos marinos con estructura química determinada/ elucidada 176

25. Índice de estado de conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos 178

26. índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos 180

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Fronteras nacionales e internacionales de la zona marino – costera del territorio colombiano (modificado de IGAC, 2002). 27

Figura 2. Localización de las Unidades Ambientales Oceánicas y Costeras (modificado de INVEMAR, 2000). 32

Figura 3. Campo de vientos a 10 m sobre el nivel del mar en (a) agosto de 2019 y (b) septiembre de 2021, en la cuenca del Pacífico colombiano y el área de influencia marina de la isla de Gorgona (c) y (d), respectivamente. 38

Figura 4. Precipitación acumulada mensual para la estación [53010020] Mosquera, Nariño del IDEAM para los años 2019 y 2021. 39

Figura 5. Promedio de la velocidad superficial de la corriente obtenida en el Pacifico sur colombiano y la zona aledaña a isla Gorgona para agosto de 2019 (a y b) y para septiembre de 2021 (c y d). .. 40

Figura 6. Distribución de la salinidad superficial alrededor de la isla Gorgona y los transectos desde Guapi y Sanquianga, para las campañas de medición de (a) agosto de 2019 y (b) septiembre de 2021. 41

Figura 7. Distribución de la concentración de nitritos + nitratos en superficie, alrededor de la isla Gorgona y los transectos de Guapi y Sanquianga para (a) agosto de 2019 y (b) septiembre de 2021. 42

Figura 8. Distribución superficial de la presión parcial de CO_2 (µatm) durante el muestreo de (a) agosto de 2019 y (b) septiembre de 2021. 43

Figura 9. Concentración promedio de la Clorofila-a (a,b), los Sólidos Suspendidos Totales (d,e): Sentinel OLCI en la zona costera de Santa Marta, 30 días antes (a,d) y después (b,e) del inicio de la cuarentena Covid-19 (24/3/2020). En los paneles c) y f): las líneas negras muestran la evolución temporal del promedio en los primeros 3 km de la costa (polígono en los paneles a-b y d-e) de la Chl-a y los SST respectivamente; la línea punteada vertical muestra el inicio de la cuarentena; las líneas rojas horizontales muestran el promedio de cada variable 30 días antes del inicio y durante los primeros 30 días de la cuarentena; las líneas grises muestran las concentraciones para el mismo período del año anterior 2019); las líneas azules muestra el promedio climatológico calculado sobre 10 años (2010-2019) de datos Modis-Aqua y la sombra azul la desviación estándar alrededor del promedio climatológico (Modificado de Correa-Ramírez *et al.*, 2021). 45

Figura 10. Concentración promedio de la Clorofila-a (a,b), los Sólidos Suspendidos Totales (d,e): Sentinel OLCI en la zona costera de Cargatena, 30 días antes (a,d) y después (b,e) del inicio de la cuarentena Covid-19 (24/3/2020). En los paneles c) y f): las líneas negras muestran la evolución temporal del promedio en los primeros 1.4 km de la costa (polígono en los paneles) a-b y d-e) de la Chl-a y los SST respectivamente; la línea punteada vertical muestra el inicio de la cuarentena; las líneas rojas horizontales muestran el promedio de cada variable 30 días antes del inicio y durante

los primeros 30 días de la cuarentena; las líneas grises muestran las concentraciones para el mismo período del año anterior 2019); las líneas azules muestra el promedio climatológico calculado sobre 10 años (2010-2019) de datos Modis-Aqua y la sombra azul la desviación estándar alrededor del promedio climatológico (Modificado de Correa-Ramírez *et al.*, 2021). 45

Figura 11. Concentración promedio de la Chl-a y los SST Sentinel OLCI en la zona costera de la isla de San Andrés, 30 días antes y después del inicio de la cuarentena Covid-19. En los paneles c) y f): las líneas negras muestran la evolución temporal del promedio en los primeros 3 km de la costa (polígono en los paneles a-b y d-e) de la Chl-a y los SST respectivamente; la línea punteada vertical muestra el inicio de la cuarentena; las líneas rojas horizontales muestran el promedio de cada variable 30 días antes del inicio y durante los primeros 30 días de la cuarentena, las líneas azules muestra el promedio climatológico calculado sobre 10 años (2010-2019) de datos Modis-Aqua y la sombra azul la desviación estándar alrededor del promedio climatológico (Modificado de Correa-Ramírez *et al.*, 2021). 46

Figura 12. Velocidad y dirección superficial promedio trimestral modelada en la zona costera y oceánica del departamento del Magdalena durante el período 2009-2013 en A) diciembre-enero-febrero (DEF), B) marzo-abril-mayo (MAM), C) junio-julio-agosto (JJA) y D) septiembre-octubre-noviembre (SON). 49

Figura 13. Temperatura superficial del mar (TSM) promedio trimestral modelada en la zona costera y oceánica del departamento del Magdalena durante el período 2009-2013 en A) diciembre-enero-febrero (DEF), B) marzo-abril-mayo (MAM), C) junio-julio-agosto (JJA) y D) septiembre-octubre-noviembre (SON). 50

Figura 14. Salinidad superficial del mar (SSM) promedio trimestral modelada en la zona costera y oceánica del departamento del Magdalena durante el período 2009-2013 en A) diciembre-enero-febrero (DEF), B) marzo-abril-mayo (MAM), C) junio-julio-agosto (JJA) y D) septiembre-octubre-noviembre (SON). 51

Figura 15. Distribución espacio-temporal de la precipitación sobre la Ciénaga Grande de Santa Marta a partir de campos interpolados entre 2017 a 2021..... 53

Figura 16. Climatología (2017 - 2021) de caudales promedios mensuales que ingresan a la CGSM. 54

Figura 17. Climatología (2017-2021) del tiempo de residencia, precipitación neta y descargas en la Ciénaga Grande de Santa Marta. VE: evaporación, VQ: flujos de agua entre los ríos, caños y el mar con la Ciénaga y Tr: tiempo de residencia del agua. 55

Figura 18. Estimacion de las variaciones mensuales de los volúmenes de sedimentos en Playa Salguero entre febrero de 2020 y diciembre de 2021. 58

Figura 19. Modelo topograficos de Playa Salguero para los meses de enero y diciembre de 2021. 59

Figura 20. Analisis de regresion lineal de la linea de costa del sector de Playa Salguero en el sector de Rodero- Santa Marta. 60

Figura 21 Analisis de regresion lineal de líneas de costa, a) sector Minuto de Dios- Municipio de Los Córdobas, b) sector el Hoyito- municipio de Puerto Escondido, c) cabecera municipal de Moñitos, d) sector de Santander de la Cruz, municipio de Moñitos. 63

Figura 22. Zonificación de áreas con potencial de recuperación prioritaria en la línea de costa de Córdoba. 64

Figura 23. Zonificacion de areas con potencial de recuperacion segun la prioridad. 65

Figura 24. Distribución de los transectos con Tasa de regresión lineal de la línea de costa (LRR), La Bocana. 66

Figura 25. Distribución de los transectos con Tasa de regresión lineal de la línea de costa (LRR), Punta Soldado. 67

Figura 26. Mapa general de la ubicación de los sectores 1, 2 3, 4, 5, 6 y 7 del bloque GUA OFF 13.68

Figura 27. Mapa sedimentológico de las facies definidas para las muestras recolectadas en el bloque de exploración GUA OFF 13. 69

Figura 28. Mapa geomorfologico de exploracion del cañon de Sanquianga. 70

Figura 29. Modelo digital de profundidad del cañon de Sanquianga. 71

Figura 30. Porcentaje (%) de estaciones de monitoreo de aguas marinas y costeras evaluadas con el índice $ICAM_{PFF}$ en los años 2018, 2019 y 2020 (A). Tendencia en la proporción de las categorías de calidad (B) en el periodo 2018 a 2020. 73

Figura 31. Representación de las categorías del índice de calidad de aguas marinas y costeras estimado en los departamentos costeros de Colombia en el año 2020 durante la Pandemia del Covid-19. Elaborado por: LABSIS (2020). 74

Figura 32. Calidad del agua estimada con el $ICAM_{PFF}$ en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina en el año 2020. 75

Figura 33. Calidad del agua estimada con el $ICAM_{PFF}$ en el departamento de La Guajira en el año 2020. 76

Figura 34. Calidad del agua estimada con el $ICAM_{PFF}$ en el departamento del Magdalena en el año 2020. 77

Figura 35. Calidad del agua estimada con el $ICAM_{PFF}$ en el departamento de Bolívar en el año 2020. 78

Figura 36. Calidad del agua estimada con el $ICAM_{PFF}$ en el departamento de Córdoba en el año 2020. 79

Figura 37. Tendencia del número de playas turísticas evaluadas entre 2001 y 2021 en Colombia y su porcentaje de cumplimiento, de acuerdo con el criterio de calidad para coliformes termotolerantes para uso recreativo de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015). Las líneas punteadas muestran la tendencia histórica. 84

Figura 38. Muestreos realizados en el año 2021 en las playas turísticas de los departamentos del Caribe y Pacífico colombiano y estado de cumplimiento (cumple / no cumple) del criterio de calidad para coliformes termotolerantes para uso recreativo de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015). 85

Figura 39. Tendencia del número de playas turísticas evaluadas entre 2006 y 2021 en Colombia y su porcentaje de cumplimiento, de acuerdo con el valor de referencia para Enterococos fecales para aguas de baño de uso recreativo bandera azul (100 UFC/100 ml de EFE; Unión Europea, 2006). Las líneas punteadas muestran la tendencia histórica. 86

Figura 40 Muestreos realizados en el 2021 en las playas turísticas de los departamentos del Caribe y Pacífico colombiano y estado de cumplimiento (cumple / no cumple), de acuerdo al valor de referencia para enterococos fecales para aguas de baño de uso recreativo bandera azul (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006). 87

Figura 41. Comparación de la proporción de cumplimiento por departamento entre indicadores de calidad microbiológica para uso recreativo de contacto primario (CTE <200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015) y para la referencia de la Unión Europea para aguas de baño bandera azul (EFE <100 UFC/100 mL; Unión Europea, 2006) de acuerdo con las playas turísticas evaluadas en 2021 en el Caribe y Pacífico colombianos. 88

Figura 42. Localidades de monitoreo coralino y el estado de sus estaciones en el año 2021 según el índice de condición-tendencia ICT_{AC} para el Caribe colombiano: A. PNN Old Providence McBean Lagoon, B. Estaciones de Providencia con injerencia de Coralina, C. PNN Tayrona, D. PNN Corales del Rosario y de San Bernardo (Sector Islas del Rosario) E. PNN Corales del Rosario y de San Bernardo (Sector Islas de San Bernardo) F. Varadero. Elaborado por LABSIS (2020). 92

Figura 43. Localidades de monitoreo coralino y el estado de sus estaciones en el año 2021 según el índice de condición-tendencia ICT_{AC} para el Pacífico colombiano: A. PNN Utría, B. PNN Gorgona y C. SFF Malpelo. Elaborado por LABSIS (2020). 93

Figura 44. Tendencia promedio general observada a través del tiempo de las condiciones ICT_{AC} observadas en la totalidad de las estaciones de la región Caribe continental entre los años 2014 y 2021. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. Fuente: elaboración propia. 94

Figura 45. Tendencia promedio general observada a través del tiempo, del ICT_{AC} observados en la totalidad de las estaciones de la región Pacífico entre los años 2014 y 2021. Representación de los colores: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. Fuente: elaboración propia. 95

Figura 46. Estaciones de monitoreo de pastos marinos y el estado de sus estaciones según el indicador de condición- tendencia ICT_{PM} (1. Densidad de vástagos y 2. Presencia del hongo *Labyrinthula* spp.) en el Caribe colombiano durante el 2021. A1-A2. Chengue, Neguanje y Cinto B1-B2. Rosario e Isla Mangle C1-C2 Mauricio´s Bay y Oyster Creek D1-D2 Camp, McBean Coralina, San Felipe. Elaborado por: LABSIS (2021). 99

Figura 47. Tendencia promedio de las variables de densidad de vástagos y presencia de *Labyrinthula* spp. del ICT_{PM} a lo largo de los años de monitoreo para el PNNCRSB. 100

Figura 48. Tendencia de las valrialbes de densidad de vástagos y presencia de *Labyrinthula* spp. del ICT_{PM} a lo largo de los años de monitoreo para el PNNT. 100

Figura 49. Distribución de los manglares en Colombia en el litoral Caribe, el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y el litoral Pacífico. Esta imagen es una representación gráfica

de la ubicación aproximada de los manglares en el país y tiene únicamente fines ilustrativos. Elaborado por: LABSIS (2021)..... 103

Figura 50. Índice de extensión en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). Los círculos y triángulos representan el cambio en cobertura respecto al año inmediatamente anterior. Los círculos rojos representan las pérdidas y los círculos verde las ganancias de cobertura de manglar estimados a escala 1:50.000, mientras los triángulos negros representan las ganancias de cobertura estimados a escala 1:25.000. La línea punteada con marcadores circulares negros representa la cobertura total a escala 1:50000. La Línea punteada amarilla representa la cobertura total a escala 1:25000. 106

Figura 51. Serie histórica (2010 - 2021) del Indicador de Integridad Biológica de manglares para las estaciones de monitoreo en la Ciénaga Grande de Santa Marta. 109

Figura 52. Estaciones de monitoreo de manglar y su estado de acuerdo con la variable “Densidad” del ICT_{BM} en el departamento Archipiélago en los años 2016-2019-2020 (San Andrés) y 2018-2019-2020 (Providencia y Santa Catalina): Figuras de gráficos circulares con la proporción de estaciones de acuerdo con la calificación del estado de la Densidad. NOTA: Los puntos de colores sobre los manglares (estaciones de monitoreo) de las tres Islas, indican el estado (calificación) de la Densidad en el año 2020. En bahía Hooker, bahía Honda y Cove (isla de San Andrés), los puntos están grises porque no fue posible realizar el monitoreo debido al paso del huracán IOTA. Elaborado por: LABSIS (2021). 114

Figura 53. Estaciones de monitoreo de manglar y su estado de acuerdo con la variable “Área basal” del ICT_{BM} en el departamento Archipiélago en los años 2016-2019-2020 (San Andrés) y 2018-2019-2020 (Providencia y Santa Catalina): Figuras de gráficos circulares con la proporción de estaciones de acuerdo con la calificación del estado del Área basal. NOTA: Los puntos de colores sobre los manglares (estaciones de monitoreo) de las tres Islas, indican el estado (calificación) del Área basal en el año 2020. En bahía Hooker, bahía Honda y Cove (isla de San Andrés), los puntos están grises porque no fue posible realizar el monitoreo debido al paso del huracán IOTA. Elaborado por: LABSIS (2021). 115

Figura 54. Tendencia histórica (2016-2021) de la condición del estado de los manglares en las estaciones de monitoreo de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, en términos de la densidad de árboles (a y c) y el área basal del bosque (b y d). Los colores del fondo de cada figura corresponden a la condición del estado estructural del manglar: “Muy bueno” (verde oscuro), “Bueno” (verde claro), “Regular” (amarillo) y “Pobre” (rojo), de acuerdo con los valores de referencia de las variables densidad y área basal reportados en la Tabla 27 y Tabla 28. 116

Figura 55. a-b) Paisaje interno del bosque de manglar de la estación Cocoplum y c-d) de la estación Sound Bay en la isla de San Andrés, evidenciándose la caída de árboles de mangle de gran porte y altura. 117

Figura 56. a) Vista hacia la isla Santa Catalina en el monitoreo del 2021, donde se evidencia la presencia de árboles muertos del manglar de borde del sureste de la Isla. b) Vista interna de la parcela de monitoreo de la estación Santa Catalina en el 2021, donde se evidencia la muerte de los árboles de mangle producto del paso del huracán IOTA en noviembre de 2020..... 118

Figura 57. Bosque de manglar de la estación de Smith Channel en la isla de San Andrés, caracterizado por presentar el mayor desarrollo estructural de la Isla, con árboles que alcanzan hasta 27 m de

altura y valores de DAP promedio y diámetro promedio cuadrático (Dq) de 37,7 ± 2,4 cm y 41,3 cm, respectivamente. 119

Figura 58. Captura industrial y artesanal desembarcada para el Caribe y Pacífico colombiano. *Los datos publicados en el SEPEC no cuentan con información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada. 122

Figura 59. Captura artesanal en peso por especie desembarcada para el Caribe (izquierda) y Pacífico colombiano (derecha). *Los datos publicados en el SEPEC no cuentan con información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada. 122

Figura 60. Captura industrial en peso por especie desembarcada para el Caribe (izquierda) y Pacífico colombiano (Derecha). *Los datos publicados en SEPEC tienen vacíos de información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada. 122

Figura 61. Captura total anual y por grupo de especies desembarcada de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM. 124

Figura 62. Composición anual de la captura desembarcada por especies de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM. 124

Figura 63. Abundancia relativa de peces (A) y crustáceos y moluscos (B) por arte de pesca en la ecorregiónCiénaga Grande de santa Marta – CGSM. 126

Figura 64. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) para las principales especies en la CGSM y su ubicación con respecto a la talla de madurez sexual (TM). En el caso de las Jaibas (B y C) la medida es el ancho del caparazón. 127

Figura 65. Composición porcentual de las capturas en peso por arte de pesca para 2021, discriminando las capturas objetivo, incidental y descartes en la CGSM. 129

Figura 66. Fracción desovante (color claro) y juvenil (color oscuro) de los principales recursos pesqueros en la CGSM durante 2021..... 130

Figura 67. Variación interanual de la renta económica promedio mensual (+/- EE) por pescador para los principales artes de pesca en la CGSM y su ubicación con respecto a una renta umbral equivalente a un SMMLV por año (en el 2021 SMMLV = $ 908.526). 131

Figura 68. Indicador de la presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las principales especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta-CGSM..... 132

Figura 69. Variación interanual de la captura objetivo en las pesquerías industriales de camarón del Pacífico (CAS y CAP) y su relación con la cuota global de pesca anual (punto de referencia límite; PRL)..... 134

Figura 70. Variación interanual de la captura objetivo en la pesquería de camarón industrial del Caribe y su relación con la cuota global de pesca anual (punto de referencia límite; PRL). 134

Figura 71. Variación interanual de la captura por unidad de esfuerzo (kg/h) estimada en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y Caribe (B)..... 136

Figura 72. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) de las hembras de las principales especies en las pesquerías de camarón del Pacífico con respecto al punto de referencia límite (PRL) que es la talla de madurez sexual (TM)..... 137

Figura 73. Variación interanual de la relación fauna acompañante/captura objetivo (FA/CO) en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y el Caribe colombiano (B)..... 139

Figura 74. Estructura de tallas para las hembras de la principal especie objetivo en las pesquerías de CAS (izquierda) y de CAP (derecha) del Pacífico colombiano durante 2021, indicando la fracción juvenil y adulta de las capturas y el valor de la talla de madurez (TM). 140

Figura 75. Variación interanual de la renta promedio por faena (±DE) en las pesquerías de CAS (A) y CAP (B) en el Pacífico colombiano. CT = Costos totales. (- - - PRL = 15% más de los CT)..... 141

Figura 76. Variación interanual de la renta promedio por faena (±DE) en las pesquerías de CAS del Caribe colombiano, con puerto de desembarco en Cartagena (A) y Tolú (B). CT = Costos totales. (- - - PRL = 15% más de los CT)..... 141

Figura 77. Esquema de las acciones desarrolladas para la planificación ambiental y la gestión integrada de los ambientes marinos y costeros en Colombia. 145

Figura 78. Metodología COLMIZC. Tomado de (Rojas-Giraldo *et al.*, 2010). 146

Figura 79. Áreas marinas protegidas que integran el SAMP. Fuente: SSD-SAMP (2021). 153

Figura 80-A. Línea de tiempo de la declaratoria de las AMP que integran el SAMP. Fuente: elaboración con base en datos del RUNAP (2021)..... 155

Figura 81-B. Línea de tiempo de la declaratoria de las AMP que integran el SAMP. Fuente: elaboración con base en datos del RUNAP (2021)..... 156

Figura 82. Número de áreas marinas protegidas con/sin plan de manejo. Fuente: elaboración propia con base en consultas a las entidades competentes. 158

Figura 83. Densidades fitoplanctónicas (cél. L^{-1}) medidas mensualmente entre abril y septiembre de 2021, en las estaciones de Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), Boca de la Barra-LBA y Ciénaga la Luna- CLU..... 162

Figura 84. Abundancias relativas (%), medidas mensualmente en BLA y CLU (CGSM) entre abril y septiembre de 2021. 162

Figura 85. Densidad y abundancia relativa del fitoplancton registrado en la Bahía Chengue (BCH) y Bahía de Santa Marta (Boya 2) en febrero y septiembre del 2021..... 164

Figura 86. Densidad y abundancia relativa de géneros potencialmente nocivos de fitoplancton registrados en la Bahía Chengue (BCH) y Bahía de Santa Marta (Boya 2) en febrero y septiembre del 2021..... 164

Figura 87. Abundancia de dinoflagelados bentónicos en número células por gramo de peso húmedo de sustrato (cél. g^{-1} p.h), observados en Bahía Chenge (BCH) y Laguna Chengue (LCH), entre enero septiembre de 2021. 165

Figura 88. Abundancia de dinoflagelados bentónicos, a nivel de género, en número células por gramo de peso húmedo de sustrato (cél. g^{-1} p.h), observados en Bahía Chenge y Laguna Chengue, entre enero septiembre de 2021. 166

Figura 89. Densidad y abundacia relativa del fitoplancton en las estaciones monitoreadas en la bahía de Buenaventura en el departamento del Valle del Cauca en noviembre de 2021. 167

Figura 90. Densidad y abundacia relativa de géneros potencialmente nocivos de fitoplancton registrados en las estaciones monitoreadas en la bahía de Buenaventura en el departamento del Valle del Cauca en noviembre de 2021. 167

Figura 91. Estado de saturación de aragonita (Omega aragonita) en estaciones muestreadas en 2021. Elaborado por: LABSIS (2021). 169

Figura 92. Grupo de organismos marinos ensayados para evaluar su bioactividad. 175

Figura 93. Número de ensayos biológicos evaluados en organismos marinos y sus derivados. 176

Figura 94. Grupo de especies de organismos marinos cuyos extractos han sido caracterizados químicamente. 177

Figura 95 . Índice del estado del conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos en Colombia. 179

Figura 96. Índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos ($PNIiek$) en Colombia. 181

Figura 97. A. Enfermedad plaga blanca en *Colpophyllia natans*. B. Enfermedad de banda negra en *Pseudodiploria strigosa*. C. Enfermedad de lunares oscuros en *Agaricia agaricites*. C. Enfermeda de banda blanca en *Acropora cervicornis*. D. Enfermedad de banda amarilla en *Orbicella faveolata*. E. Enfermedad de White pox en *Acropora palmata*. Fotos: Johanna Vega-Sequeda. 183

Figura 98. Hongo del género *Labyrinthula* spp. en *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme* en el Caribe colombiano. 184

Figura 99. TSM (°C) esperada para el año 2040 (a) y 2100 (b). Fuente: INVEMAR e IDEAM (2017). 188

Figura 100. Principales impactos del posible aumento del nivel del mar para sitios priorizados. . 189

Figura 101. Escenario de Ascenso del nivel del mar para el año 2100 en la costa Caribe colombiana. Fuente: INVEMAR e IDEAM (2017). 190

Figura 102. Escenario de Ascenso del nivel del mar para el año 2100 en la costa Pacífico colombiana. Fuente: INVEMAR e IDEAM (2017). 191

Figura 103. A) Localización de las playas monitoreadas; B) Cambios neto en la línea de costa en las playas de Spratt Bigth (SPBT), Sound Bay (SNBY), y Rocky Cay (RKCY). NSM = Movimiento neto de la línea de costa, por sus siglas en inglés. 198

Figura 104. A) Mineralogía de los sedimentos de playa; B) Granulometría de los sedimentos de playas; C) Áreas de las playas. 199

Figura 105. A) Localización de las playas monitoreadas; B) Cambios neto en la línea de costa en las playas de Black Sand & Old Town (BKSN), Fresh water (FWBY), South West (SWBY), y Manchineel (MNCL). NSM = Movimiento neto de la línea de costa, por sus siglas en inglés. 201

Figura 106. A) Mineralogía de los sedimentos de playa; B) Granulometría de los sedimentos de playas; C) Áreas de las playas. Las barras verdes de la figura 4C corresponden a la medición de partida, las rojas y azules representan pérdidas y ganancias en el área de la playa, respectivamente, con respecto a un área anterior. 202

Figura 107. Mapa de ubicaciones de las estaciones de muestreo de la REDCAM en el departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, monitoreadas en el año 2020 y 2021. Los puntos azules corresponden al muestreo de agua superficial y los puntos bicolores (azul y marrón) corresponden a muestreo de agua y sedimentos superficiales. Los polígonos punteados presentan las zonas de muestreo. 204

Figura 108. Calidad de aguas marinas y costeras estimada con el ICAM en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina en mayo de 2021. 205

Figura 109. Ubicación de las estaciones de arrecifes coralinos y pastos marinos de CORALINA alrededor de la isla de Providencia. 207

Figura 110. Ubicaciones de las estaciones de arrecifes coralinos y pastos marinos en el PNN Old Providence McBean Lagoon 207

Figura 111. Tendencia del ICT_{AC} dentro del Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon. 209

Figura 112. Tendencia del ICT_{AC} para el histórico de monitoreo realizado en las estaciones de Coralina. 210

Figura 113. Tendencia de la calificación del % de afectación por *Labyrinthula* spp. y la densidad de vástagos en las estaciones del PNN OPML. 211

Figura 114. Tendencia de la califiación del % de afectación por *Labyrinthula* spp. y la densidad de vástagos en las estaciones de Coralina. 212

Figura 115. Comparación interanual (2016, 2019, 2020 y 2021) de a) la densidad y b) el área basal por especie de mangle en los manglares de las estaciones monitoreadas en la isla de San Andrés. 215

Figura 116. Porcentaje del estado de salud de los árboles presentes en los manglares monitoreados en octubre de 2021 en la isla de San Andrés (N=1.142 árboles). 216

Figura 117. Densidad de propágulos por especie de mangle en las estaciones de manglar monitoreadas en la isla de San Andrés, en el año 2021. 217

Figura 118. Porcentaje de síntomas y signos presentes en los árboles de manglar en la isla de San Andrés en el 2021. AG-CA: Agallas/cáncer; DES: Descortezamiento/agrietamiento; EX: Exudaciones; MB: Manchas blancas; RAD: Raíces adventicias anormales; CLO: Clorosis; DEF: Defoliación; HER: Herbivoría; HOP: Hojas perforadas; MNP: Hoja con mancha necrótica perforada; HQ: Hoja quemada; MAR: Marchitamiento; MN: Manchas necróticas; MAS: Muerte ascendente; HNA: Hebra naranja (hongo); BEJ: Bejuco/enredadera; HOR: Hormigas; TER: Termitas. 217

Figura 119. Porcentaje de síntomas y signos en las estaciones de la isla de San Andrés en el 2021 en los árboles de manglar. AG-CA: Agallas/cáncer; DES: Descortezamiento/agrietamiento; EX: Exudaciones; MB: Manchas blancas; RAD: Raíces adventicias anormales; CLO: Clorosis; DEF: Defoliación; HER: Herbivoría; HOP: Hojas perforadas; MNP: Hoja con mancha necrótica perforada; HQ: Hoja quemada; MAR: Marchitamiento; MN: Manchas necróticas; MAS: Muerte ascendente; HNA: Hebra naranja (hongo); BEJ: Bejuco/enredadera; HOR: Hormigas; TER: Termitas. 218

Figura 120. Fotografías de algunas especies de aves de las familias más representativas (Ardeidae y Parulidae), registradas en los bosques de manglar de las estaciones monitoreadas en octubre de 2021 en la isla de San Andrés: a) Garza real (Ardea alba) en la estación Sound Bay; b) Garcita verde (Butorides virescens) en la estación Smith Channel; c) Reinita acuática (Parkesia noveboracensis) en la estación Sound Bay; d) Cebrita trepadora (Mniotilta varia) forrajeando en la estación Cocoplum. 220

Figura 121. Fotografías de algunas especies de aves con alguna categoría especial, registradas en los bosques de manglar de las estaciones monitoreadas en octubre de 2021 en la isla de San Andrés: a) Garza tricolor (Egretta tricolor), ave migratoria boreal registrada en la estación bahía Honda; b) Vireo de San Andrés (Vireo caribaeus), ave endémica registrada en la estación Sound Bay; c) Sinsonte (Mimus gilvus), ave residente forrajeando en la estación Cocoplum; d) Maria mulata (Quiscalus mexicanus), especie invasora registrada en la estación Sound Bay. 221

Figura 122. Impacto huracán IOTA 2021 -2018 (Diferencia NDVI). Fuente: INVEMAR, 2022b. 222

Figura 123. Porcentaje de tipos de basura marina (de acuerdo al numero de elementos) en los tres manglares de los sectores priorizados para las jornadas de limpieza y caracterización en las islas de Providencia y Santa Catalina. Tomado de: Garcés-Ordóñez et al., 2021 227

Figura 124 Acciones de restauración activa mediante el impulso de una estrategia de viverismo de manglar en la isla de Providencia. Fuente: INVEMAR, 2022c. 228

Figura 125. Capacitaciones en fortalecimiento de la restauración ecológica realizado en San Andrés y Providencia 2021, en temáticas de: Restauración de Manglar (primera fila), Resolución de conflictos y Gobernanza (abajo izquierda) y Alternativas productivas Sostenibles (abajo derecha). 229

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Áreas y longitudes aproximadas de la zona marina y costera de Colombia. Los vectores fueron reproyectados de Magna Colombia Bogotá a Lambert Azimutal Colombia para estimar áreas y distancias. 25

Tabla 2. Autoridades ambientales regionales y locales de la zona costera colombiana. 28

Tabla 3. Comisiones Conjuntas de las Unidades Ambientales Costeras – UACs (elaboración en el marco de las actividades de la Resolución 478 de 2016 con el Minambiente, Actividad "Incorporar dentro del ordenamiento ambiental del territorio los ecosistemas marinos, costeros e insulares con consideraciones de cambio climático"). 33

Tabla 4. Escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM. Fuente: Vivas-Aguas, 2011; Vivas-Aguas *et al.*, 2021. 72

Tabla 5. Principales tensores antropogénicos relacionados con las condiciones inadecuadas y pésimas de calidad del agua marino costera determinadas en los departamentos del Caribe y Pacífico colombianos en el 2018, 2019 y 2020. Los números representan la cantidad de sitios por departamento y el color de la celda la categoría de calidad. Naranja (condiciones inadecuadas), roja (condiciones pésimas). 80

Tabla 6. Métodos de análisis de laboratorio para las variables que conforman el ICAM. Vivas-Aguas *et al.*, (2021). 81

Tabla 7. Opciones de medidas de seguimiento que se puedan adoptar según la valoración del índice ICAM. Tomado de Vivas-Aguas, 2011, modificado de Marín, 2001. 82

Tabla 8. Valores de referencia para las variables del indice de condición-tendencia de áreas coralinas –ICT_{AC} (Rodríguez-Rincón *et al*., 2014) en la región Caribe - Referencias de McField *et al*., 2012). . 91

Tabla 9. Valores de referencia para las variables del indice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICT_{AC} (Rodríguez-Rincón *et al*., 2014) en la región Pacífico (tomado de SISMAC- INVEMAR). Para el Pacífico no se hace referencia a biomasa sino abundancia de peces. 91

Tabla 10. Valores de referencia finales para definir el Indice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICT_{AC} (Rodríguez-Rincón *et al*., 2014). 91

Tabla 11. Condición de estado según el ICT_{AC} de los valores registrados para cada una de las variables del indice, observadas por áreas de la región Caribe continental en el año 2021. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. 94

Tabla 12. Condición de estado según el ICT_{AC} de los valores registrados para cada una de las variables observadas por áreas de la región Pacífico en el año 2021. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. 94

Tabla 13. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (Vástagos/m^2) para praderas de pastos marinos monoespecíficas o mixtas con mayor proporción de *Thalassia testudinum*. 97

Tabla 14. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (vástagos/m^2) para praderas de pastos marinos mixtas dominadas por *Syringodium filiforme*. 97

Tabla 15. Escala de valoración preliminar de referencia para la afectación de *Labyrinthula* spp. del indicador de condición- tendencia pastos marinos– ICT_{PM}. 98

Tabla 16. Escala ejemplo de valoración integral del indicador de condición-tendencia de pastos marinos – ICT_{PM}. 98

Tabla 17. Resultados de la valoración de estado para las variables densidad de vástagos y afectación del hongo *Labyrinthula* spp. en las praderas de pastos marinos del PNNCRSB Caribe colombiano durante el 2021. 99

Tabla 18. Resultados de la valoración de estado para las variables densidad de vástagos y afectación del hongo *Labyrinthula* spp. en las praderas de pastos marinos del PNNT Caribe colombiano durante el 2021. 100

Tabla 19. Distribución de las especies de mangle del Caribe y Pacífico colombiano. Datos tomados de Sánchez-Páez *et al*. (1997); Spalding *et al*. (2010). SAI: Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, GUA: La Guajira, MAG: Magdalena, ATL: Atlántico, BOL: Bolívar, SUC: Sucre, COR: Córdoba, ANT: Antioquia, CHO: Chocó, VCAU: Valle del Cauca, CAU: Cauca, NAR: Nariño. NC. No confirmado. 104

Tabla 20. Indicador de extensión (Ie) de los bosques de manglar, caso Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM para el periodo 1956 – 2019 a escala 1:50000. 105

Tabla 21. Indicador de extensión (Ie) de los bosques de manglar, caso Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM para el periodo 2017 – 2021 a escala 1:25000 105

Tabla 22. Intervalos de referencia para calcular el IBIm para la Ciénaga Grande de Santa Marta. Los intervalos se construyeron para cada variable, teniendo en cuenta reportes de diferentes fuentes bibliográficas y de los mismos datos obtenidos en el proyecto de monitoreo del bosque de mangle de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Ibarra *et al.*, 2014). S: Subíndice (corresponde al rango de calificación para los intervalos de cada variable y es el resultado de la construcción realizada por expertos en el ecosistema de manglar); ind: individuos; ha: hectárea; plant.: plántulas; prop.: propágulos. 108

Tabla 23. Escala de interpretación del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) de la Ciénaga Grande de Santa Marta. 108

Tabla 24. Ejemplo de ponderación para las variables que componen el indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM} (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014). En proceso de desarrollo. 112

Tabla 25. Valores de referencia para las variables de densidad de árboles y área basal, que componen el indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM}: Densidad de árboles y Área basal de los manglares del Caribe y Pacífico colombiano, (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014). Se destaca con rectángulo azul el departamento Archipiélago, porque fueron los valores usados como referencia para establecer el estado de los manglares en el presente informe. Fuente: Modificada de INVEMAR (2021c). 112

Tabla 26. Ejemplo de la escala general del indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM} (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014). Actualmente no se han evaluado los valores como reales, porque la variable de función aún se encuentra en proceso de revisión. 113

Tabla 27. Escala de referencia para la variable densidad de árboles del indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM} en el departamento Archipiélago (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014). 113

Tabla 28. Escala de referencia para la variable área basal del indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM} en el departamento Archipiélago (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014). 113

Tabla 29. Listado de áreas marinas protegidas del SAMP. Fuente: SSD-SAMP (2021). 154

Tabla 30. Presencia y abundancia (cél. L^{-1}) de géneros con especies potencialmente nocivas en la Boca de la Barra (LBA) durante el periodo abril-septiembre 2021. Ch=*Chaetoceros*, Gon= *Gonyaulax*, Gym= *Gymnodinium*, Gyr= *Gyrodinium*, Nit= *Nitzschia*, Pro= *Prorocentrum*, Pse= *Pseudo-nitzschia*, Scr= *Scrippsiella*, Ske= *Skeletonema*, Syn= *Synechocystis*. 163

Tabla 31: Presencia y abundancia (cél. L^{-1}) de géneros con especies potencialmente nocivas en la Ciénaga la Luna (CLU) durante el periodo abril-septiembre 2021. Ana=*Anabaena*, Anb=*Anabaenopsis*, Ch=*Chaetoceros*, Cyl= *Cylindrospermopsis*, Gon= *Gonyaulax*, Gym= *Gymnodinium*, Mic=*Microcystis*, Nit= *Nitzschia*, Rap= *Raphidiopsis*, Scr= *Scrippsiella*, Ske= *Skeketonema*, Syn= *Synechocystis*. 163

Tabla 32. Densidades máximas (cél. g^{-1} p.h) y meses en que registraron de dinoflagelados potencialmente nocivos registrados entre los meses de enero a septiembre de 2021. N. d= no detectado. 166

Tabla 33. Consolidado de especies marinas con al menos un ensayo de bioactividad evaluado hasta 2020, las que se han caracterizado químicamente hasta el 2020 y las publicadas en 2021. 174

Tabla 34. Categorías y escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM. Fuente: Vivas-Aguas *et al.*, (2021). 204

Tabla 35. Calificación individual de los subíndices de las variables que integran el ICAM en las Islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, en el muestreo realizado por CORALINA en mayo de 2021. pH, oxígeno disuelto (OD), sólidos suspendidos totales (SST), ortofosfatos (PO_4^{3-}), nitratos (NO_{3-}), hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos equivalentes de criseno (HPDD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y coliformes termotolerantes (CTE). Menor al límite de cuantificación del método (<LCM), mayor al límite de cuantificación (>LCM), No medido (NM) y No Reportado (NR). 205

Tabla 36. Resultados de los valores obtenidos para el PNN Old Providence McBean Lagoon y las estaciones de Coralina para Biomasa de peces carnívoros (BPC), Biomasa de peces herbívoros (BPH), cobertura de coral vivo (CCV) y de macroalgas (CM) y su correspondiente calificación en el ICTAC, los colores corresponden a azul (deseable), verde (buena), amarillo (regular), naranja (alerta) y rojo (no deseable). 208

Tabla 37. Calificaciones obtenidas en las estaciones de Coralina para densidad de vástagos y para afectación por *Labytinthula* spp., los colores corresponden a azul (deseable), verde (buena), amarillo (regular), naranja (alerta) y rojo (no deseable). 211

Tabla 38. Calificaciones obtenidas en las estaciones del PNN OPML para densidad de vástagos y para afectación por *Labyrinthula* spp., los colores corresponden a azul (deseable), verde (buena), amarillo (regular), naranja (alerta) y rojo (no deseable). 211

Tabla 39. Parámetros fisicoquímicos del agua superficial e intersticial en los manglares de las estaciones de monitoreo del Archipiélago durante el mes de octubre y noviembre de 2021. *Intersticial a 0,5 m de profundidad. 213

Tabla 40. Registro de las especies de aves y su abundancia, encontradas en los bosques de manglar de las estaciones de monitoreo de la isla de San Andrés en octubre de 2021. 219

Tabla 41. Seguimiento de las colonias coralinas marcadas con medallas en el 2020, abril del 2021 (2021-1) y noviembre del 2021 (2021-2) en el sector de Marcela´s Place. No.: número de placa. Cód.: código. 224

Tabla 42. Seguimiento de las colonias coralinas marcadas con medallas en el 2020, abril del 2021 (2021-1) y noviembre del 2021 (2021-2) en el sector de Juanita´s Place. No.: número de placa. Cód.: código. 225

CAPÍTULO I

LOS ESPACIOS OCEÁNICOS Y ZONAS COSTERAS E INSULARES DE COLOMBIA

Isla Grande (Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo). Foto por: Archivo Coordinación GEZ - INVEMAR

MARCO GEOGRÁFICO

Colombia es un país con 1’137.814 km^2 de área continental, que cuenta aproximadamente con 3.531 km de costa sobre el océano Pacífico y el mar Caribe, que le otorgan otros 892.102 km^2 de aguas jurisdiccionales, según el mapa Ecosistemas Continentales, Costeros y Marinos (IDEAM *et al.*, 2007), para una extensión total de cerca de 2’070.408 km^2. Es así como Colombia tiene un área marino costera relativamente igual a la de su territorio continental y de ahí el origen del lema institucional del INVEMAR: “Colombia 50% Mar”.

La zona costera definida por la Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y las Zonas Costeras e Insulares de Colombia PNAOCI, corresponde a la franja del litoral de 2 km atrás de los ecosistemas de influencia marina, de las áreas marinas protegidas y de los centros poblados costeros, y tiene una extensión emergida (continental e insular) de 16.128 km^2 (aprox. 1,5% del territorio emergido), pero la extensión de la zona costera también va hasta la plataforma continental mar adentro. La mayor parte del límite exterior de la plataforma continental coincide con la isóbata de los 200 m y en general la zona costera marina representa un 6% de las aguas jurisdiccionales.

El Caribe colombiano está localizado en el sector más septentrional de Suramérica, en su extremo noroccidental. Debido a la ubicación del Archipiélago de San Andrés, Providencia, Santa Catalina y los cayos e islotes asociados, Colombia tiene fronteras internacionales con Jamaica, Haití y República Dominicana al norte, con Costa Rica y Nicaragua al noroccidente, hacia el oriente limita con Venezuela, en donde la frontera cruza la línea de costa en el sector de Castilletes (N 11°50’, W 71°20’) y al occidente comparte frontera con Panamá, cruzando la zona costera en cabo Tiburón (N 08°41’7,3” W 77°21’50,9”). Tiene una zona costera emergida de 7.673 km^2 y una superficie de aguas jurisdiccionales de 532.154 km^2 (Tabla 1) (Figura 1). Para efecto de una mejor comprensión de los datos de línea de costa debido a factores de escala y criterios geomorfológicos, en la Tabla 1, se describe la longitud a escala 1:100.000 y 1:500.000.

Tabla 1. Áreas y longitudes aproximadas de la zona marina y costera de Colombia. Los vectores fueron reproyectados de Magna Colombia Bogotá a Lambert Azimutal Colombia para estimar áreas y distancias.

		REGIÓN		TOTAL
		Caribe	Pacífico	
Línea de costa (km) Escala: 1.100.000[1]	Continental	2.070 *****	4.684 ******	6.969
	Insular del margen continental	100 **	24 *	
	Insular oceánico	84 ***	7 ****	
	Subtotal	2.253	4.715	
Línea de costa (km) Escala: 1.500.000[2]	Continental	1.785 *****	1.545 ******	3.531
	Insular del margen continental	86 **	50 *	

[1] Los datos de longitud de línea de costa (km), escala: 1:100.0000 de esta tabla tiene como fuente principal la base de datos geográfica del proyecto de Elaboración del Análisis de Vulnerabilidad Marino Costera e Insular ante el Cambio Climático para el País (INVEMAR e IDEAM, 2017) y fueron ajustados acorde a las condiciones descritas en la nota al pie de la tabla. Esta línea de costa fue generada con base a criterios geofísicos en donde se incluyeron de manera completa las zonas de esteros, bocas, islas barreras y sistemas deltaicos que tiene una mayor influencia de la marea; de por más se encontrará que la longitud en kilómetros excede la de reportes generados anteriormente, además de considerar que entre mejor sea el detalle y la escala, la longitud de la línea aumenta en comparación a reportes generados anteriormente a una escala de menor detalle.

[2] Los datos de áreas y longitud de línea de costa escala 1:500.000 de esta tabla tienen como fuente principal la base de datos geográfica del Mapa de Ecosistemas Continentales Costeros y Marinos, (IDEAM *et al.*, 2007) y fueron ajustados acorde a las condiciones descritas en la nota al pie de la tabla.

		REGIÓN		TOTAL
		Caribe	Pacífico	
	Insular Oceánico	60 ***	4 ****	
	Subtotal	1.932	1.599	
Área emergida de la zona costera (km²)	Continental	7.594	8.435	16.128
	Insular del margen continental	30	20	
	Insular Oceánico	49	1	
	Subtotal	7.673	8.456	
Extensión de aguas jurisdiccionales (km²)	Extensión de aguas costeras	30.219	21.205	892.102
	Extensión de aguas oceánicas	501.935	338.744	
	Subtotal	532.154	359.948	

Condiciones para medición de línea de costa: *insular del margen continental Pacífico incluye isla Gorgona, **insular del margen continental Caribe incluye islas tierra Bomba, Fuerte, Arena e islas del Rosario y San Bernardo. ***insular oceánico Caribe incluye islas de San Andres y Providencia. ****insular oceánico Pacífico incluye isla Malpelo. *****continental Caribe borde litoral externo, contando con los límites internos de lagunas costeras. ******continental Pacífico borde litoral externo, contando con los límites internos de los esteros e incluyendo San Andrés de Tumaco.

La división político administrativa de la costa continental del Caribe colombiano está conformada por los departamentos de La Guajira, Magdalena, Atlántico, Bolívar, Sucre, Córdoba, Antioquia y Chocó que agrupan a su vez con 45 municipios. La autoridad marítima está presente con 7 Capitanías de Puerto y las autoridades ambientales regionales y locales están conformadas por 11 instituciones entre Corporaciones Autónomas Regionales – CAR, Establecimientos Públicos Ambientales – EPA y un Departamento Administrativo Distrital del Medio Ambiente, encargados de la gestión ambiental (Tabla 2). Desde el punto de vista fisiográfico costero predomina la llanura Caribe, que se extiende hacia el norte de las estribaciones de las cordilleras Occidental y Central (serranías de Abibe y San Jerónimo). Resaltan el relieve de la Sierra Nevada de Santa Marta que se levanta desde el nivel del mar hasta 5.770 m, como un macizo aislado, los paisajes desérticos de La Guajira, los deltas de los ríos Magdalena, Sinú y Atrato, así como los golfos de Morrosquillo en Sucre y de Urabá en Antioquia (Steer *et al.*, 1997; Maldonado *et al.*, 1998; INVEMAR *et al.*, 2002; Correa y Restrepo, 2002; Posada y Henao, 2008). Los archipiélagos de las islas del Rosario y de San Bernardo, ambos originados por diapirismo de lodo, colonizados por formaciones arrecifales (Vernette, 1985; Maldonado *et al.*, 1998), pertenecen al Caribe insular continental y se localizan en la plataforma continental frente a los departamentos de Bolívar y Sucre.

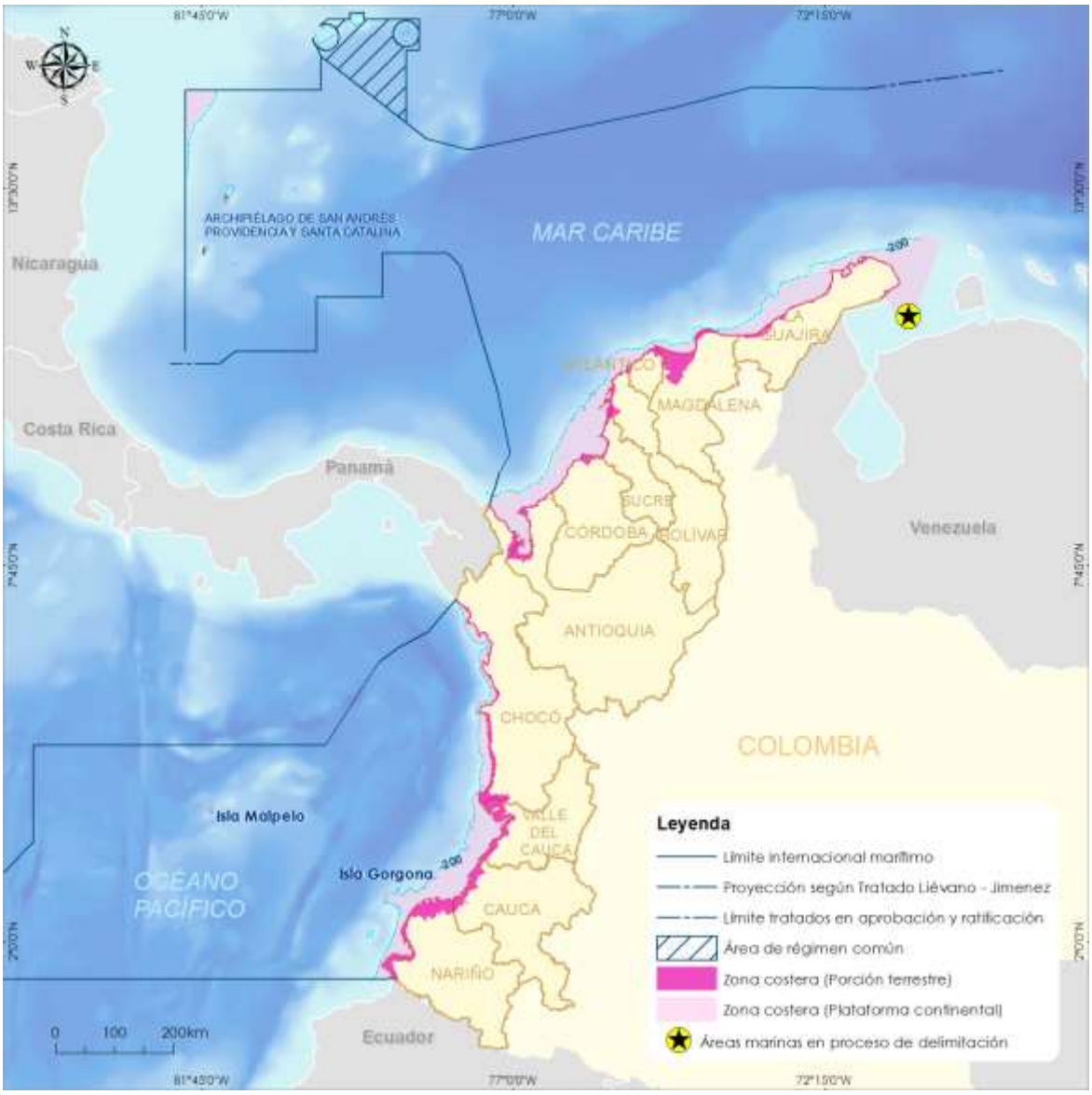


Figura 1. Fronteras nacionales e internacionales de la zona marino – costera del territorio colombiano (modificado de IGAC, 2002).

La costa Caribe insular oceánica está conformada por el archipiélago de San Andrés, Providencia, Santa Catalina y sus islotes y cayos asociados; se ubica al noroeste del país, en la llamada zona de elevación de Nicaragua, entre las coordenadas 10°49’ y 16°10’ de latitud Norte y 78° 00’ y 82°14’ de longitud Oeste (Figura 1). Tiene una extensión de línea de costa de 100 km aproximadamente y un área terrestre de 49 km^2 (Posada *et al.*, 2011) (Tabla 1). Administrativamente está conformada por un solo departamento, con presencia de 2 Capitanías de Puerto y por la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (CORALINA) encargada de la gestión ambiental en todo el Archipiélago (Tabla 2).

El litoral Pacífico está integrado por los departamentos de Chocó, Valle del Cauca, Cauca y Nariño, que agrupan 16 municipios costeros. La autoridad marítima tiene presencia con 4 Capitanías de

Puerto, y la gestión ambiental regional y local, está a cargo de 4 CAR y 1 EPA (Tabla 2). La costa del Pacífico se divide en dos regiones fisiográficamente diferentes: la zona norte, entre Panamá y cabo Corrientes, de aproximadamente 375 km de longitud, constituida por costas acantiladas muy accidentadas, correspondientes a la serranía del Baudó. Hacia el sur de cabo Corrientes hasta el límite con el Ecuador la costa es baja, aluvial, con planos inundables cubiertos por manglares, una red de drenaje densa conformada por ríos y esteros y sólo interrumpidos por pequeños tramos de acantilados en bahías de Málaga, Buenaventura y Tumaco (Maldonado *et al.*, 1998; Posada *et al.*, 2009; Posada *et al.*, 2011).

Desde el punto de vista hidrográfico 99 ríos principales desembocan en las costas colombianas, de los cuales 43 tributan en el mar Caribe y 56 en el océano Pacífico, siendo los principales aportes de aguas dulces en el Caribe el río Magdalena - Canal del Dique, el río Atrato y el río Sinú; En el Pacífico los ríos San Juan, Mira y Micay (IDEAM, 2014). En general, los ecosistemas dominantes son las playas de arena, acantilados y manglares (INVEMAR, 2016a).

Tabla 2. Autoridades ambientales regionales y locales de la zona costera colombiana.

	DEPARTAMENTOS	MUNICIPIOS COSTEROS	AUTORIDADES AMBIENTALES	CAPITANÍAS DE PUERTO
COSTA CARIBE	Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina	Isla San Andrés	CORALINA	San Andrés
		Isla Providencia		Providencia
	La Guajira	Uribia	COPORGUAJIRA	Puerto Bolívar
		Manaure		
		Riohacha		Riohacha
		Dibulla		
	Magdalena	Santa Marta	DADMA	Santa Marta
		Ciénaga	CORPAMAG	
		Zona Bananera		
		Puebloviejo		
		El Retén		
		Pivijay		
		SitioNuevo		
		Remolino		
		Salamina		
	Atlántico	Barranquilla	EPA	Barranquilla
		Puerto Colombia	CRA	
		Tubará		
		Juan de Acosta		
		Soledad		
		Piojó		
		Luruaco		
	Bolívar	Cartagena de Indias	EPA	Cartagena
		María la Baja	CARDIQUE	
		Santa Catalina		
		Santa Rosa		
		Turbaco		
		Turbaná		
		Arjona		

	DEPARTAMENTOS	MUNICIPIOS COSTEROS	AUTORIDADES AMBIENTALES	CAPITANÍAS DE PUERTO
	Sucre	San Onofre	CARSUCRE	Coveñas
		Tolú		
		Coveñas		
		Palmito		
	Córdoba	San Antero	CVS	Coveñas
		San Bernardo del Viento		
		Lorica		
		Moñitos		
		Puerto Escondido		Turbo
		Los Córdobas		
	Antioquia	Apartadó	CORPOURABA	
		Arboletes		
		Carepa		
		San Juan de Urabá		
		Necoclí		
		Turbo		
	Chocó	Unguía	CODECHOCÓ	
		Acandí		
COSTA DEL PACÍFICO	Chocó	Juradó	CODECHOCÓ	Bahía Solano
		Bojayá		
		Bahía Solano		Buenaventura
		Nuquí		
		Bajo Baudó		
	Valle del Cauca	Buenaventura	CVC	
			EPA	
	Cauca	López de Micay	CRC	Guapi
		Timbiquí		
		Guapi		
	Nariño	Santa Bárbara	CORPONARIÑO	Tumaco
		El Charco		
		La Tola		
		Olaya Herrera		
		Mosquera		
		Francisco Pizarro		
		San Andrés de Tumaco		

La zona costera colombiana se constituye en el principal eje de desarrollo económico del país, donde sobresalen las actividades portuarias, turísticas, pesqueras y minero-energéticas, especialmente en la región Caribe; esto a pesar las brechas sociales con respecto al territorio nacional, resaltando en este sentido la región Pacífico (Banrep, 2017). Es importante destacar el aporte de los 12 departamentos costeros al Producto Interno Bruto (PIB) nacional, cuya participación durante el 2016-2020 se ha mantenido cercana al 41,3% en promedio, y para el año 2020 reportó $417.643,2 (miles de millones de pesos) (DANE, 2021). En Colombia se han delimitado diez zonas portuarias marítimas ubicadas en nueve departamentos: La Guajira, Magdalena, Atlántico, Bolívar, Sucre,

Antioquia, San Andrés Isla, Valle del Cauca y Nariño, por las cuales se movilizó durante el año 2021 el 98,4% de carga, con una variación negativa del 0,43% con respecto al año 2019, alcanzando los 4,5 millones de contenedores (SuperTransporte, 2021).

La población residente en las zonas costeras e insulares para el año 2021 es cercana a los 6.573.642 habitantes, de los cuales cerca del 87,4% se encuentra en la región Caribe, principalmente en los centros urbanos de Barranquilla, Cartagena y Santa Marta; por su parte, los mayores núcleos urbanos del Pacífico colombiano son el Distrito de Buenaventura y el municipio de San Andrés de Tumaco (DANE, 2018).

UNIDADES DE GESTIÓN

Según el (DNP, 2007a) el ordenamiento territorial (OT) se refiere, por una parte, a la organización y la estructura político administrativa del Estado: funciones, competencias, interrelaciones entre los niveles de gobierno, etc. Y por la otra, a la relación de la sociedad con el territorio, que se evidencia a través de diferentes dinámicas y prácticas políticas, sociales, económicas, ambientales y culturales, generadoras de condiciones específicas de desarrollo territorial. Ambos elementos del OT son interdependientes y de su adecuada regulación y planificación depende la posibilidad de administrar y gestionar eficientemente el territorio tanto continental como marino y aprovechar sus potencialidades en procura de un desarrollo equilibrado y sostenible, una mayor integridad territorial, un fuerte sentido de cohesión social y, en general, un mayor nivel de bienestar para la población.

En este contexto, la PNAOCI (MMA, 2001), estableció las tres grandes regiones oceánicas y costeras del país (Caribe Continental y Oceánico, Caribe Insular y Pacífico Continental), como regiones integrales de planificación del desarrollo y ordenamiento territorial, reconociendo que cada una de ellas tiene dinámicas y características particulares que ameritan reconocer en estos procesos particulares.

Según la PNAOCI, esta estrategia permite establecer diferentes niveles o instancias dentro del proceso de administración de las zonas costeras. Hace énfasis en la escala de las grandes regiones para mostrar la necesidad de agrupar administrativamente y para efectos de planificación estratégica a todas las unidades administrativas de cada costa, con base en el argumento de que cada una de ellas tiene su propia base ecosistémica, problemática y diagnóstica.

Por otra parte, al interior de cada una de las Regiones Integrales de Planificación, se definieron unidades ambientales y geográficas continuas, con ecosistemas claramente definidos, que requieren una visualización y manejo unificado. Se establecieron 12 unidades ambientales, unas de carácter costero y otras oceánicas –UACO's, que constituyen los espacios oceánicos y la zona costera nacional. La delimitación de la zona costera del país inicialmente se realizó según los criterios definidos por la PNAOCI (MMA, 2001), y posteriormente según lo definido por la Ley 1450 de 2011 (Congreso de Colombia, 2011), Decreto 1120 de 2013 (Minambiente, 2013) y el Decreto único reglamentario 1076 de 2015 (Minambiente, 2015). Esta delimitación sectoriza las zonas costeras del país en unidades ambientales homogéneas. Su descripción y localización (Figura 2), es la siguiente:

Región Caribe Insular

- **Unidad Ambiental Caribe Insular – Reserva de Biósfera SEAFLOWER:** Comprende el territorio del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, incluyendo su territorio emergido y sumergido.

Región Caribe y Pacífico continental y oceánica

- **Unidad Ambiental Costera de la Alta Guajira:** desde Castilletes (frontera con Venezuela) hasta la margen noreste del río Ranchería en el departamento de La Guajira.

- **Unidad Ambiental Costera de la Vertiente Norte de La Sierra Nevada de Santa Marta:** desde la margen boca del río Ranchería (incluyéndola) hasta la boca del río Córdoba (incluyéndola) en el departamento del Magdalena.

- **Unidad Ambiental Costera del Río Magdalena complejo Canal del Dique – sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta:** desde la boca del río Córdoba hasta punta Comisario. Incluye isla Tierra Bomba, isla Barú, y el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario.

- **Unidad Ambiental Costera Estuarina del Río Sinú y el Golfo de Morrosquillo:** desde punta Comisario hasta punta del Rey, límites de los departamentos de Antioquia y Córdoba. Incluye el archipiélago de San Bernardo, isla Palma, isla Fuerte e isla Tortuguilla.

- **Unidad Ambiental Costera del Darién:** desde punta del Rey, límite de los departamentos de Antioquia y Córdoba hasta cabo Tiburón (frontera con Panamá) en el departamento del Chocó.

- **Unidad Ambiental Caribe Oceánico:** representada por todas las áreas marinas jurisdiccionales de Colombia en el mar Caribe a partir de la isóbata límite convencional de la plataforma continental o insular.

- **Unidad Ambiental Costera Pacífico Norte Chocoano:** desde la frontera con Panamá (Hito Pacífico) hasta cabo Corrientes en el departamento del Chocó.

- **Unidad Ambiental Costera del Baudó - San Juan:** desde cabo Corrientes hasta el delta del río San Juan (incluyéndolo), en el departamento del Chocó.

- **Unidad Ambiental Costera del Complejo de Málaga - Buenaventura:** desde el delta del río San Juan hasta la boca del río Naya en el departamento del Cauca.

- **Unidad Ambiental Costera de la Llanura Aluvial Sur:** desde la boca del río Naya en el límite del departamento del Cauca, hasta la boca del río Mataje (Hito Casas Viejas - Frontera con Ecuador) en el departamento de Nariño. Incluye las islas de Gorgona y Gorgonilla.

- **Unidad Ambiental Pacífico Oceánico:** representada por todas las áreas marinas jurisdiccionales de Colombia en el océano Pacífico a partir de la isóbata límite convencional de la plataforma continental o insular.

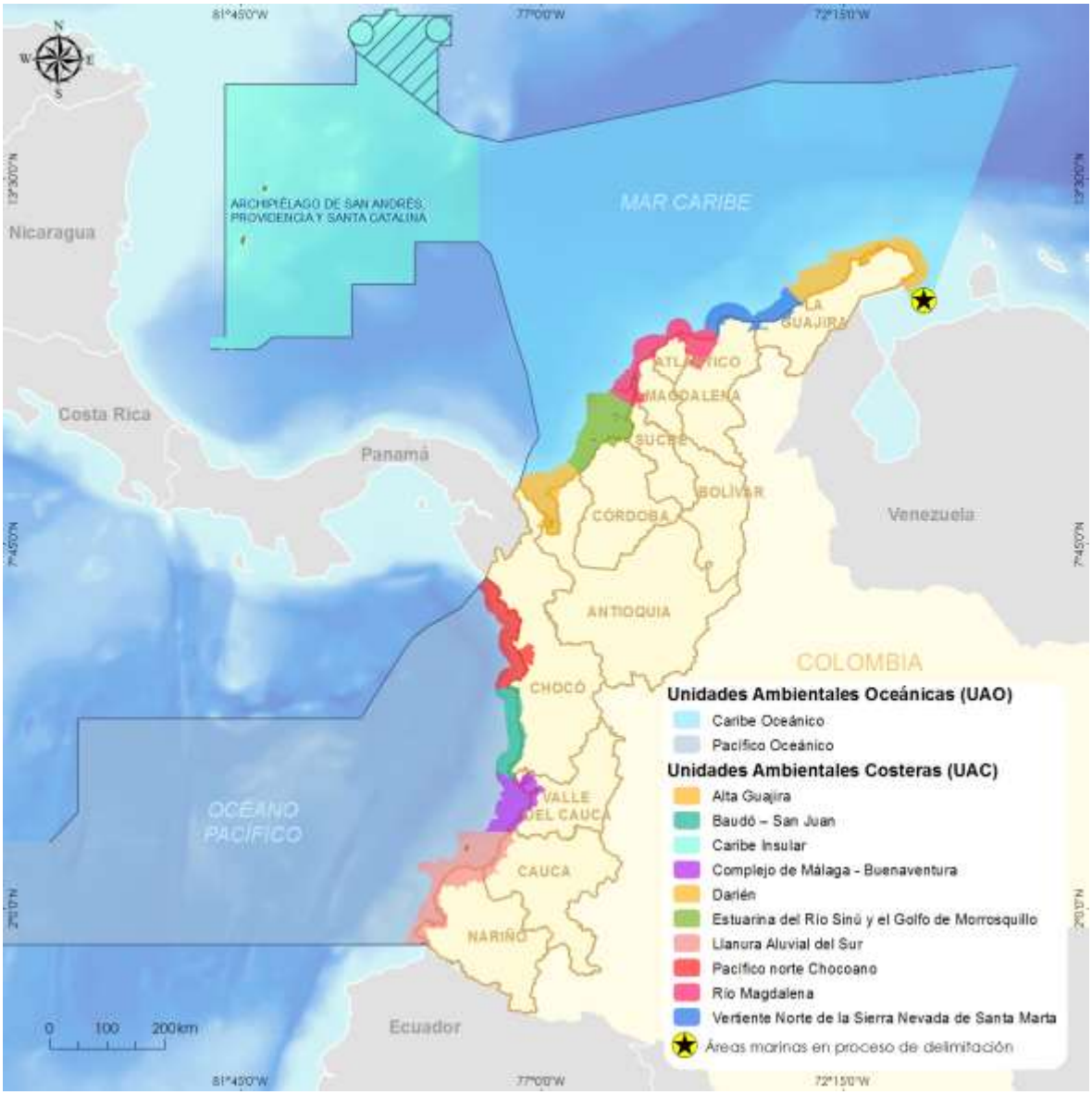


Figura 2. Localización de las Unidades Ambientales Oceánicas y Costeras (modificado de INVEMAR, 2000).

Así mismo, el Decreto 1120 de 2013, compilado en el Decreto Único Reglamentario del sector ambiente 1076 de 2015 (Minambiente, 2015), establece la creación de las comisiones conjuntas para cada UAC (Tabla 3), cuyo objeto es concertar y armonizar el proceso de ordenación y manejo de estas áreas. El Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – Minambiente, es quien preside las comisiones conjuntas y ha venido realizando una importante labor con las entidades competentes, las cuales están en la facultad para crear comités técnicos encargados de suministrar

el soporte para la formulación de los Planes de Ordenación y Manejo Integrado de las Unidades Ambientales Costeras – POMIUAC y la toma de decisiones.

Por su parte el INVEMAR en el marco de sus actividades ha venido acompañando y trabajando con el Minambiente y las comisiones conjuntas en temas de planificación y ordenamiento para fortalecer sus actividades misionales en el ámbito marino (Tabla 3).

Tabla 3. Comisiones Conjuntas de las Unidades Ambientales Costeras – UACs (elaboración en el marco de las actividades de la Resolución 478 de 2016 con el Minambiente, Actividad "Incorporar dentro del ordenamiento ambiental del territorio los ecosistemas marinos, costeros e insulares con consideraciones de cambio climático").

UNIDAD AMBIENTAL COSTERA	INTEGRANTES DE LA COMISIÓN CONJUNTA
UAC Alta Guajira	• Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), quien la presidirá. • Director(a) de la Corporación Autónoma Regional (CAR) de La Guajira (CORPOGUAJIRA), o su delegado. • Director(a) PNN (en el acta de creación de la Comisión Conjunta no figura, pero fue incluida en un acta posterior).
UAC Vertiente Norte de la Sierra Nevada de Santa Marta	• Ministro(a) de Ambiente y Desarrollo Sostenible, o su delegado (el Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS), quien la presidirá. • Director(a) de la Corporación Autónoma Regional (CAR) de La Guajira (CORPOGUAJIRA), o su delegado. • Director(a) de la CAR del Magdalena (CORPAMAG), o su delegado. • Director(a) de la Dirección Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia, o su delegado. • Director(a) del Departamento Administrativo Distrital para la Sostenibilidad Ambiental (DADSA), o su delegado.
UAC del Río Magdalena, complejo Canal del Dique – Sistema Lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta	• Ministro(a) de Ambiente y Desarrollo Sostenible, o su delegado (el Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS) quien la presidirá. • Director(a) Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia, o su delegado. • Director(a) de la CAR del Atlántico (CRA), o su delegado. • Director(a) de la CAR del Canal del Dique (CARDIQUE), o su delegado. • Director(a) de la CAR del Magdalena (CORPAMAG), o su delegado. • El director(a) de la CAR de Sucre (CARSUCRE), o su delegado. • Director(a) del Establecimiento Público Ambiental de Cartagena (EPA), o su delegado. • Director(a) del Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente de Barranquilla (DAMAB), o su delegado.

UNIDAD AMBIENTAL COSTERA	INTEGRANTES DE LA COMISIÓN CONJUNTA
UAC Estuarina del Río Sinú y el Golfo de Morrosquillo	• Ministro(a) de Ambiente y Desarrollo Sostenible, o su delegado (el Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá. • Director(a) de la Dirección Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia, o su delegado. • El director(a) de la CAR de Sucre (CARSUCRE), o su delegado. • Director(a) de la CAR del Canal del Dique (CARDIQUE), o su delegado. • Director(a) de la CAR de los Valles del Sinú y San Jorge (CVS), o su delegado.
UAC del Darién	• Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá. • Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible de Chocó (CODECHOCÓ), o su delegado. • Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABÁ), o su delegado. • Director(a) de la Dirección Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia, o su delegado.
UAC Caribe Insular	• Decreto 415 de 2017.
UAC Pacífico Norte Chocoano	• Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá. • Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible de Chocó (CODECHOCÓ), o su delegado. • Director(a) de la Dirección Territorial Pacífico de Parques Nacionales Naturales de Colombia.
UAC Baudó-San Juan	• Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá. • Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible de Chocó (CODECHOCÓ), o su delegado.
UAC del Complejo de Málaga - Buenaventura	• Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá. • Director(a) de la CAR del Valle del Cauca (CVC), o su delegado. • Director(a) de la Dirección Territorial Pacífico de Parques Nacionales Naturales de Colombia.
UAC de la Llanura Aluvial del Sur	• Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá. • Director(a) de la CAR de Nariño (CORPONARIÑO), o su delegado. • Director(a) de la CAR del Cauca (CRC), o su delegado. • Director(a) de la Dirección Territorial Pacífico de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Nota: Todas las comisiones fueron conformadas mediante actas, la información correspondiente a los integrantes de las mismas fue extraída de dichas actas.

CAPÍTULO II

ESTADO DEL AMBIENTE Y LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS: INDICADORES DE ESTADO

Tiburón coralino (*Carcharhinus perezii*) en la zona de San Felipe, Isla de Providencia. Foto por: Andrés Acosta

INTRODUCCIÓN

EL AMBIENTE ABIÓTICO

Introducción

El estudio de la variabilidad climática y las condiciones oceanografías (temperatura, salinidad, nutrientes, etc.) son fundamentales para entender la respuesta de los ecosistemas marino costeros a procesos naturales y antropogénicos. Los patrones de circulación de las masas de agua superficial y subsuperficial, la intensidad estacional de la surgencia costera, aportes continentales en la interface tierra-océano, la dinámica de los vientos en la interface atmosfera-océano y la interface sedimento – océano determinan la disponibilidad de nutrientes, la distribución y composición de fitoplacton, organismos y fauna marina en el mar Caribe y Pacifico colombiano.

Dinámica del sistema de carbonatos en el Parque Nacional Natural Gorgona en dos años contrastantes

La isla Gorgona se encuentra ubicada en los 2° 58’ 44” N – 78° 11’ 08” W y el islote Gorgonilla (2° 56’ 34” N – 78° 12’ 51” W). En su conjunto, conforman el área insular de mayor extensión en el Pacífico colombiano (Giraldo y Valencia, 2012). No obstante, por su cercanía al continente (~30 km), la variabilidad oceanográfica alrededor de la isla Gorgona se encuentra fuertemente vinculada a los procesos climáticos regionales, y a los aportes provenientes del complejo deltaico río Patía - río Sanquianga. El desplazamiento estacional de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) hacia el sur entre diciembre y marzo por acción de la intensificación de los vientos Alisios del norte, genera la llegada a la isla de aguas frías y más salinas surgidas al norte en la bahía de Panamá, por la acción divergente del chorro de viento de Panamá sobre la superficie del océano (Rodríguez-Rubio *et al*., 2003).

La isla Gorgona, contiene dos de los arrecifes coralinos más desarrollados y diversos del Pacífico Oriental Tropical (POT), y el más grande en las aguas jurisdiccionales de Colombia en el Pacífico (Glynn *et al*., 1982; Zapata, 2001). Debido a esto, las formaciones arrecifales en la isla constituyen un “hotspot” en el POT, albergando una gran cantidad de especies tanto de peces, como de invertebrados y corales. Dentro de estas formaciones se encuentra la especie *Pocillopora damicornis* (Glynn *et al*., 1991) la cual es altamente abundante pero así mismo susceptible a efectos del cambio climático (Marshall y Baird, 2000; Pinzón *et al*., 2013).

Estos arrecifes se ven afectados negativamente, tanto por la variabilidad natural del calentamiento temporal del agua causada por el fenómeno de El Niño-Oscilación del Sur, así como por las exposiciones al aire durante mareas extremadamente bajas (Zapata y Vargas-Ángel, 2003; Castrillón *et al*., 2017; Fiedler y Lavín, 2017). En este sentido, se compararon dos años climáticamente contrastantes para evaluar los cambios en los parámetros ambientales que influyen en dichas formaciones coralinas.

Datos *in situ* de salinidad, presión parcial de CO_2 (pCO_2) y nutrientes se relacionaron con variables atmosféricas como viento, precipitación y circulación. Los datos fueron tomados en el mes de agosto de 2019 caracterizado según la NOAA como un año Niño y en septiembre de 2021 determinado como un año La Niña según el índice del ONI (https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php). A partir de estos datos, que describieron los periodos cálidos y fríos (± 0.5°C) y se graficaron las anomalías de la temperatura superficial del mar con la precipitación acumulada realizando las comparaciones entre los dos años seleccionados.

Respecto al campo de vientos en la zona, debido a la interacción del Jet de Bajo Nivel de Panamá (PLLJ por sus siglas en inglés) y el chorro del Chocó en la cuenca del Pacífico colombiano (CPC), la dirección del campo de viento cambia estacionalmente debido a la migración de la ZCIT, generando cambios en las condiciones oceanográficas (Devis *et al*., 2008). Esta condición fue evidente en el periodo de agosto de 2019 (Figura 3 a) donde se registra la influencia del chorro del Chocó, siendo los registros de vientos más intensos en el periodo de agosto - enero (Poveda y Mesa, 1999). Para el año 2021 (Figura 3 b), también se encontró en el campo de vientos un punto de declive aproximadamente a los 4°N, mostrando una diferenciación entre la zona norte y sur de toda la cuenca en términos de magnitud y dirección del viento. No obstante, para la zona norte (por encima de los 4°N) se ve reflejado el relajamiento de los vientos del PLLJ en el año 2019 comparado con el año 2021 generando las magnitudes más bajas de la CPC, con una dirección predominante del noroeste, mientras que para este ultimo año, hubo mayor intensidad casi en toda la cuenca.

De manera particular, para la isla de Gorgona en el año 2019, los vientos provinieron del suroeste (Figura 3 c), y estuvieron asociados a magnitudes aproximadas de 5.5 m s^{-1} en las áreas adyacentes a la isla para el mes de agosto. A su vez, los resultados muestran que la magnitud del viento es más alta en la zona norte de la isla comparada con la zona sur, esto posiblemente debido a un efecto local de la aceleración de los vientos a barlovento generado por la perturbación al flujo que ejerce la elevación de la isla al incremento local en la magnitud del viento (Castro y Martínez, 1997).

Las bajas velociades de la zona norte comparadas con el año 2019, se deben principalmente a que el año 2019, se caracterizó por ser un año cálido (Niño), generando una activación extemporánea de la PLLJ para los meses del verano en el hemisferio norte, esto pudo deberse a la intensificación de los vientos Alisios del norte. Una consecuencia de esto, es que durante periodos cálidos del ENSO, la actividad de la PLLJ tiene una duración de dos meses más (Ordóñez-Zuñiga *et al*., 2021).

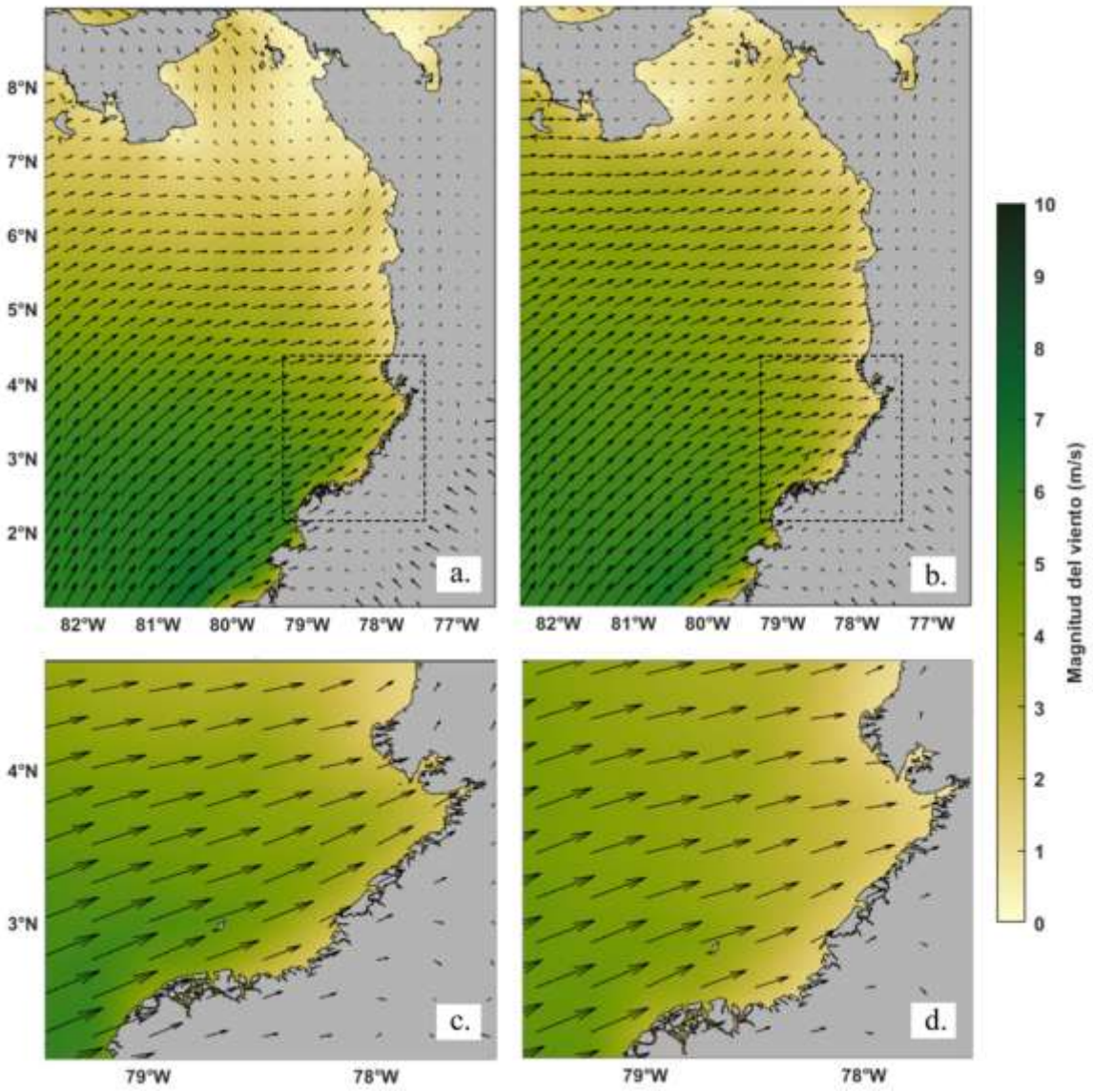


Figura 3. Campo de vientos a 10 m sobre el nivel del mar en (a) agosto de 2019 y (b) septiembre de 2021, en la cuenca del Pacífico colombiano y el área de influencia marina de la isla de Gorgona (c) y (d), respectivamente.

La precipitación acumulada registró una disminución en agosto y septiembre de 2019, encontrando valores de precipitación de 541 mm y 532 mm de lluvia respectivamente (Figura 4). Sin embargo, para el 2021 se registra una precipitación acumulada de incluso de mas del doble de lo registrado en 2019 para los meses mencionados. El incremento en la precipitación causa una disminución en la salinidad y un incremento en los nutrientes debido al incremento de las escorrentías que provienen desde el continente.

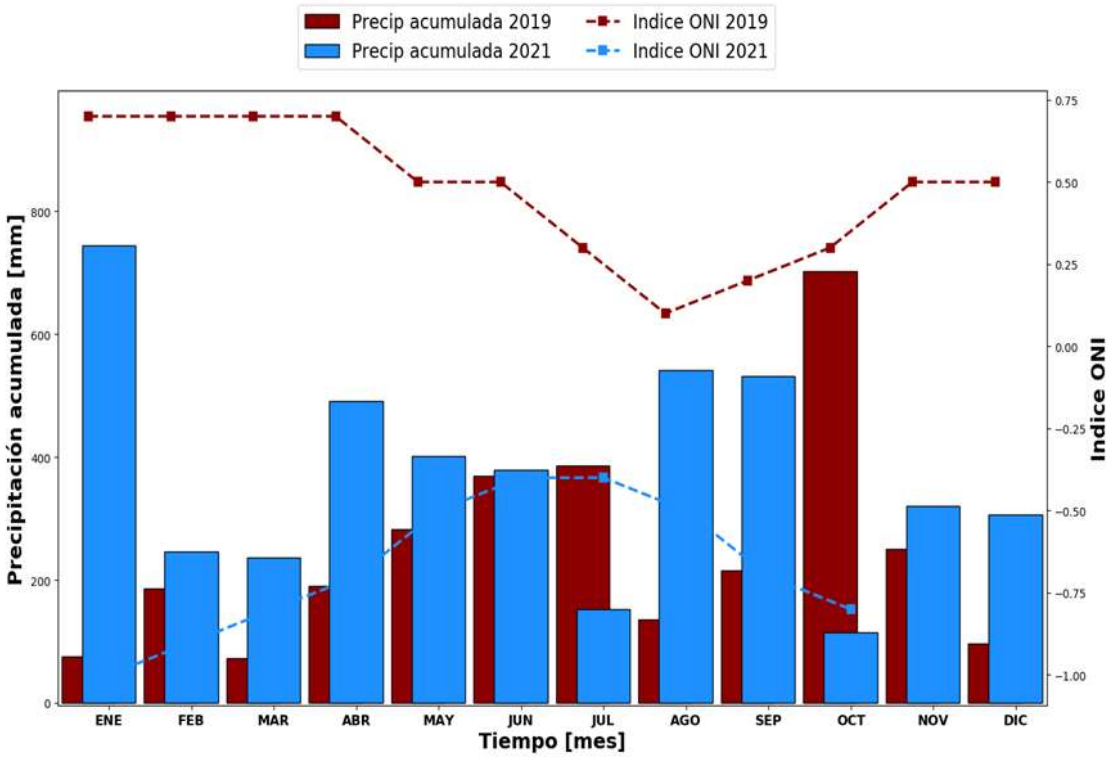


Figura 4. Precipitación acumulada mensual para la estación [53010020] Mosquera, Nariño del IDEAM para los años 2019 y 2021.

La circulación marina en la zona del Pacífico sur colombiano en los meses analizados se vió influenciada principalmente por 2 tipos de flujos (Figura 5 a y c); uno que corre de manera latitudinal cercano a la línea de costa en dirección sur a norte (corriente de Colombia) el cual intensifica sus magnitudes al acercarse a las zonas de descarga de ríos en el Parque Nacional Natural Sanquianga (Posada *et al.*, 2009) y otro que se presenta de manera longitudinal proveniente del Pacífico central, el cual disminuye a medida que se acerca a la línea de costa (contracorriente norecuatorial) (Devis-Morales *et al.*, 2016). Estos flujos fueron más intensos para el período de estudio en agosto del 2019 presentando un máximo de 0,41 m s^{-1} mientras que septiembre de 2021 se registró un valor máximo de 0,27 m s^{-1}.

Al realizar un acercamiento hacia la isla Gorgona (Figura 5 b y d), se registró de manera particular que la descarga de los ríos Patía-Sanquianga y Tapajé influyeron en la dinámica sectorial para los meses de estudio. La direccion de las corrientes predominantes sobre la isla provenienen de la zona costera, y principalmente tuvieron una direccion Este-Noreste con máximos de velocidades de 0,32 m s^{-1} para el mes de agosto de 2019 y de 0,18 m s^{-1} para septiembre de 2021. Esta disminución en el flujo podría causar que las aguas provenientes desde el continente lleguen hasta la isla Gorgona.

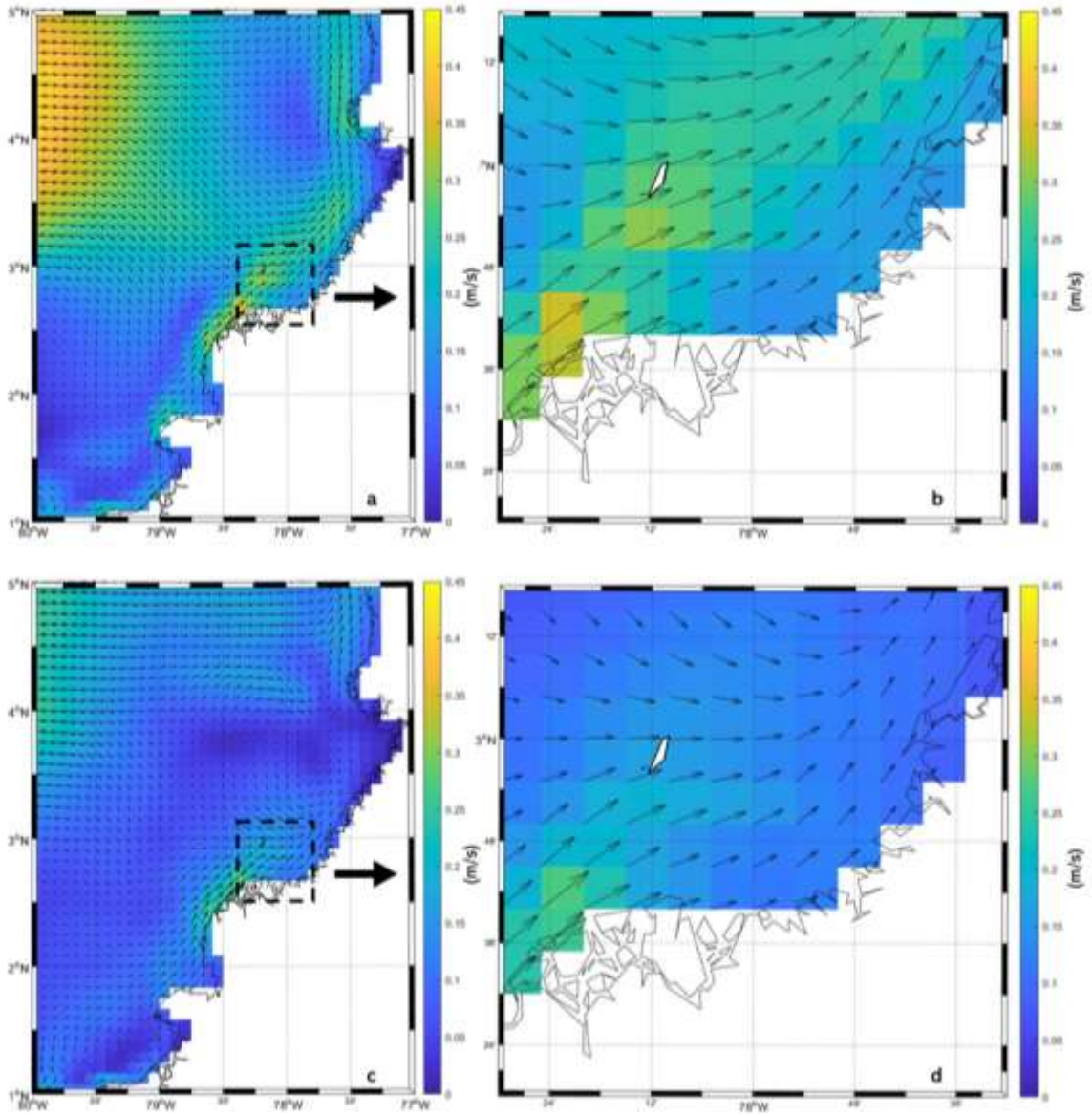


Figura 5. Promedio de la velocidad superficial de la corriente obtenida en el Pacifico sur colombiano y la zona aledaña a isla Gorgona para agosto de 2019 (a y b) y para septiembre de 2021 (c y d).

Para el año 2019 (Figura 6 a), los valores altos alrededor de la isla, muestran la influencia de aguas oceánicas, principalmente en el sector oeste de la isla, donde se presentaron los valores más altos de salinidad (valor máximo= 32,60), un patrón similar ha sido descrito por Giraldo y Valencia (2012). Las diferencias en los valores de salinidad alrededor de la isla se deben también a las diferencias en las magnitudes de viento que estarían causando mayor turbulencia lo que hace que el agua con mayor salinidad desde estratos más profundos llegue a la superficie.

Al comparar los valores de salinidad superficial (Figura 6) se registraron diferencias marcadas en las estaciones del transecto Sanquianga-Gorgona y Gorgona-Gapi entre los dos años analizados, esto debido a las altas precipitaciones que se presentaron en el año 2021. La estación con menor salinidad, se encontró en la desembocadura del río Guapi, registrando valores desde 1.5 UPS. Los

valores de salinidad alrededor de la isla fueron en promedio de 29 UPS, es importante resaltar que entre el trayecto de la desembocadura del río Guapi y la isla, hubo un gradiente de salinidad de 27.5 UPS, siendo esta condición una diferencia marcada en las aguas superficiales de la zona lo cual puede tener implicaciones en las comunidades biológicas.

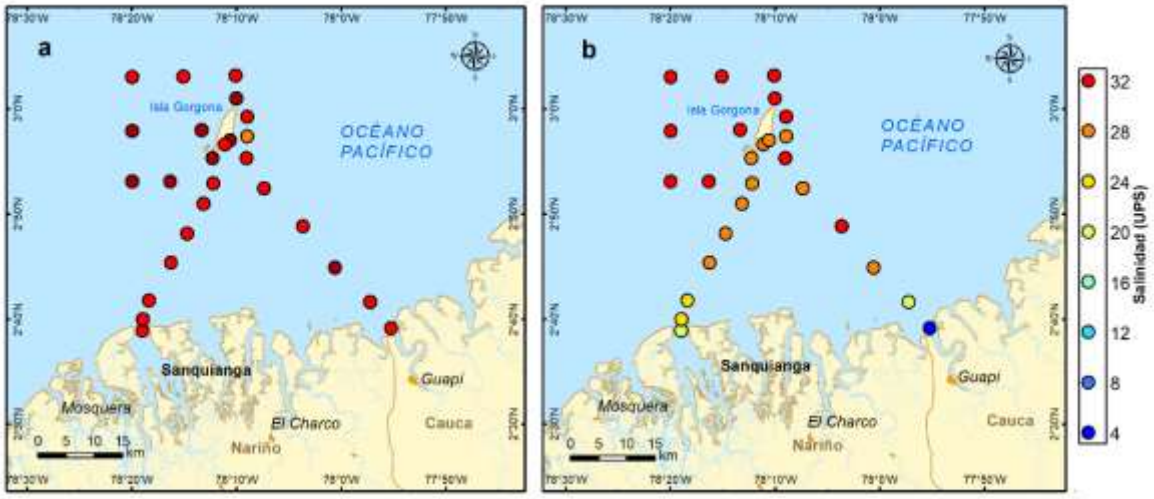


Figura 6. Distribución de la salinidad superficial alrededor de la isla Gorgona y los transectos desde Guapi y Sanquianga, para las campañas de medición de (a) agosto de 2019 y (b) septiembre de 2021.

Para el año 2019, las mayores concentraciones de nitritos + nitratos se registraron en el extremo suroeste de la isla (Figura 7), con un máximo de 14,5 µmol L^{-1} posiblemente por procesos de nitrificación locales, por el contrario, los menores valores se presentaron en el extremo oeste, con un valor mínimo de 0,17 µmol L^{-1}. En contraste, para el año 2021 se pudo evidenciar la influencia del río Guapi en la concentración de nitratos, con un valor máximo de 7,03 µmol L^{-1}. Alrededor de la isla los valores oscilaron entre 0,18 µmol L^{-1} y 0,50 µmol L^{-1}, con los menores valores en el extremo sur de la isla. El comportamiento de los nitratos superficiales mostró que, a nivel interanual existen diferentes procesos tanto locales (descargas de los riachuelos de la isla) como de mayor escala (diferencias en la precipitación, magnitud del viento y circulación) que estarían influenciandolos.

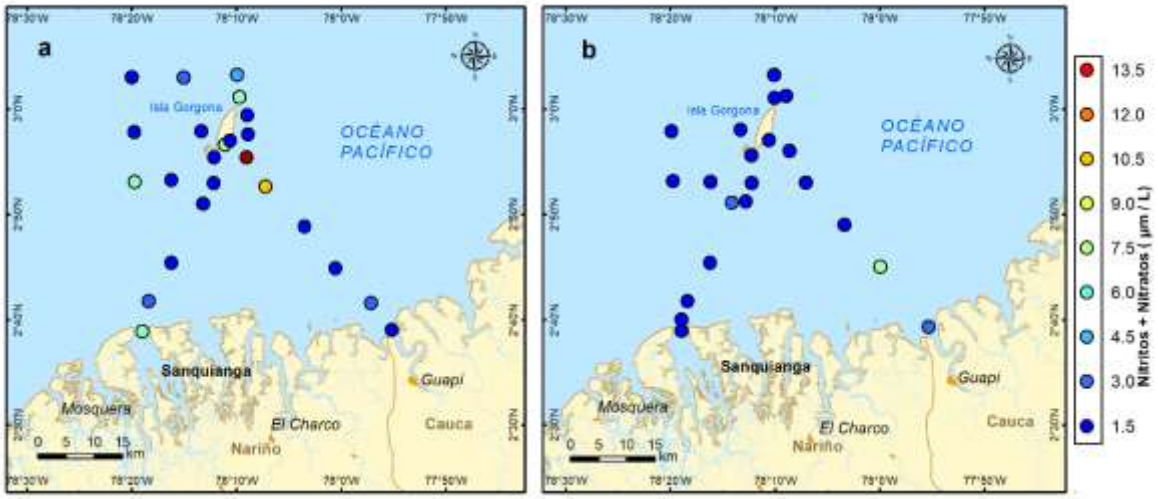


Figura 7. Distribución de la concentración de nitritos + nitratos en superficie, alrededor de la isla Gorgona y los transectos de Guapi y Sanquianga para (a) agosto de 2019 y (b) septiembre de 2021.

Los valores de presión parcial de CO_2 muestran diferencias entre los dos períodos de tiempo analizados. Para el año 2019 las máximas concentraciones se registraron en el transecto de Sanquianga-Gorgona con concentraciones cercanas a 580 µatm y en menor proporción las estaciones del transecto Gorgona-Guapi; mientras que para el año 2021, si bien se conserva un comportamiento similar, las magnitudes son menores (Figura 8). Se destaca, que, para este último año, se registra un gradiente más marcado en el transecto Sanquianga-Gorgona con mayores valores en las estaciones intermedias entre el continente y la isla. El incremento en la presión parcial de CO_2 coincidio con un mayor aporte de los ríos debido al incremento de la precipitación. Estos resultados concuerdan con otros estudios donde han relacionado el incremento en el caudal de los ríos con un aumento en la presión parcial de CO_2 en zonas tropicales (Sarma *et al.*, 2011).

Las concentraciones alrededor de la isla fueron menores en el 2021 respecto al 2019, lo que indica que, a nivel oceánico, las diferencias interanuales de pCO_2 estarían siendo moduladas por el viento y el oleaje. En consecuencia, el incremento de estos dos parámetros en el 2019 serían los responsables en generar una mayor turbulencia lo que hace que el agua desde la subsuperficie con una menor concentración de oxígeno y mayor contenido de CO_2 arribe a la superficie (Garbe *et al.*, 2014).

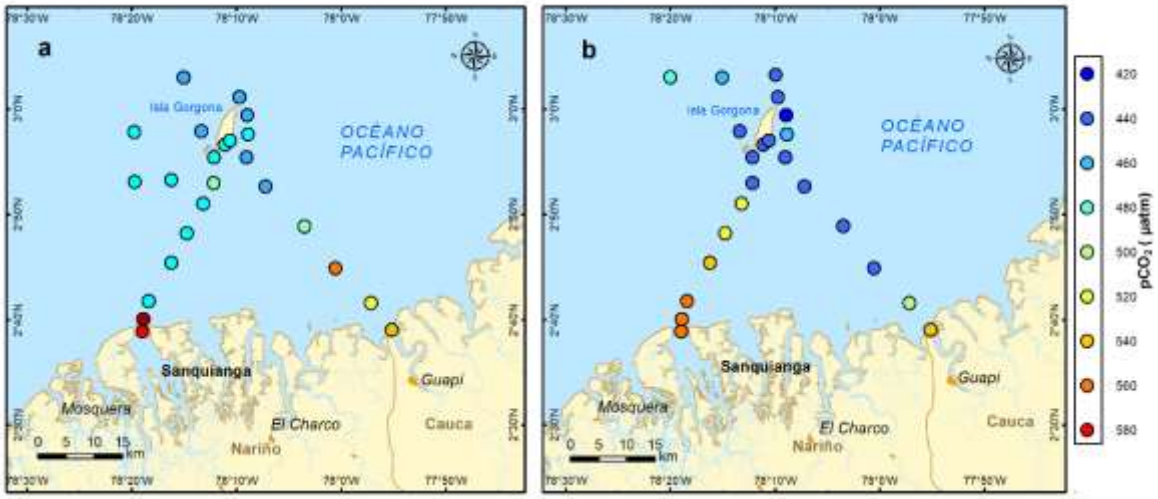


Figura 8. Distribución superficial de la presión parcial de CO_2 (µatm) durante el muestreo de (a) agosto de 2019 y (b) septiembre de 2021.

Cambios ambientales en la zona costera de Santa Marta, Cartagena y San Andrés antes y después de la cuarentena del Covid-19

En esta sección se presenta un resumen de la nota científica publicada por el Grupo de Geociencias Marinas en el Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras (Correa-Ramírez *et al.,* 2021).

Las ciudades de Cartagena, San Andrés y Santa Marta ubicadas en el Caribe colombiano son los principales destinos turísticos y de mayor ocupación hotelera del país. Desde 2016 la creciente afluencia de turistas ha generado eventos de sobreocupación de las playas de mayor demanda como Barú (Cartagena) y El Rodadero (Santa Marta), en las cuales más de 7,000 turistas por día acuden sin control a las playas durante las temporadas vacacionales, acelerando los procesos erosivos, la contaminación y la degradación de los ecosistemas costeros (Noguera, 2017; Rangel-Buitrago *et al.,* 2018). Debido a la interrupción súbita de la presión turística durante la cuarentena ocasionada por Covid-19 para el segundo trimestre de 2020 (DANE, 2020a; DANE, 2020b), se percibió una rápida recuperación ambiental de las zonas costeras durante las primeras semanas de la cuarentena. La publicación de fotos y videos en varios medios de comunicación, donde se observó el regreso de delfines, tortugas y aves playeras, junto con el renovado color azul de las aguas, fueron evidencia del efecto benéfico de disminución del turismo en la calidad ambiental de las zonas costeras.

Para describir los cambios ambientales durante la cuarentena en los tres principales destinos turísticos del Caribe Colombiano, se analizó datos satelitales de Clorofila-a (Chl-a) y de Sólidos Suspendidos Totales (SST) durante 30 días antes (21/2/2020-23/3/2020) y 30 días después (24/3/2020-21/4/2020) del inicio de la cuarentena por medio de la misión Sentinel 3. Estos promedios fueron comparados con los promedios del mismo período del año anterior, y también fueron comparados con los promedios climatológicos de 10 años (2010-2019) de Chl-a y SST derivados de los datos satelitales MODIS-A. Sin embargo, para San Andrés solo se comparó con los

datos satelitales del MODIS-A, debido a que en este lugar no se percibieron cambios notables en la condición ambiental después del período de cuarentena.

La concentración de Chl-a y SST son parámetros ambientales que pueden ser medidos *in-situ* o de forma remota, y que son utilizados frecuentemente para monitorear la calidad del agua en zonas costeras. La Chl-a como medida de abundancia de fitoplancton, puede utilizarse como un indicador de eutrofización, y por lo tanto brindar información acerca de la salud de los ecosistemas acuáticos (Blondeau-Patissiera *et al.,* 2014). En el caso de los SST, estos indican la concentración del material particulado en suspensión aportadas por ríos o provenientes de la resuspensión de sedimentos (Gohin, 2011) que reducen la radiación fotosintética disponible para los ecosistemas bentónicos y pelágicos (Cole *y* Cloern, 1987; Tian *et al.,* 2014).

En los primeros tres kilómetros de la zona costera de Santa Marta representado por el polígono en la Figura 9 a-b y Figura 9 d-e, se observó una disminución de la Chl-a y los SST del 24,9 y 44,5 % respectivamente (Figura 9 c y d) durante el período de cuarentena. Los campos promedio de la Chl-a y los SST (Figura 9 a-b y Figura 9 d-e) mostraron que esta reducción en las concentraciones fue mayor en la región sur más afectada por las descargas fluviales de la Ciénaga Grande de Santa Marta y el río Córdoba. Una reducción similar en la Chl-a se observó durante el mismo período del año anterior (2019, línea gris en Figura 9), pero los SST de ese año se mantuvieron invariables. Sin embargo, el promedio climatológico muestra que la reducción en la concentración de Chl-a es una condición típica para esta época del año, vinculada a la relajación estacional de los vientos y la surgencia costera (Correa-Ramírez *et al.,* 2020).

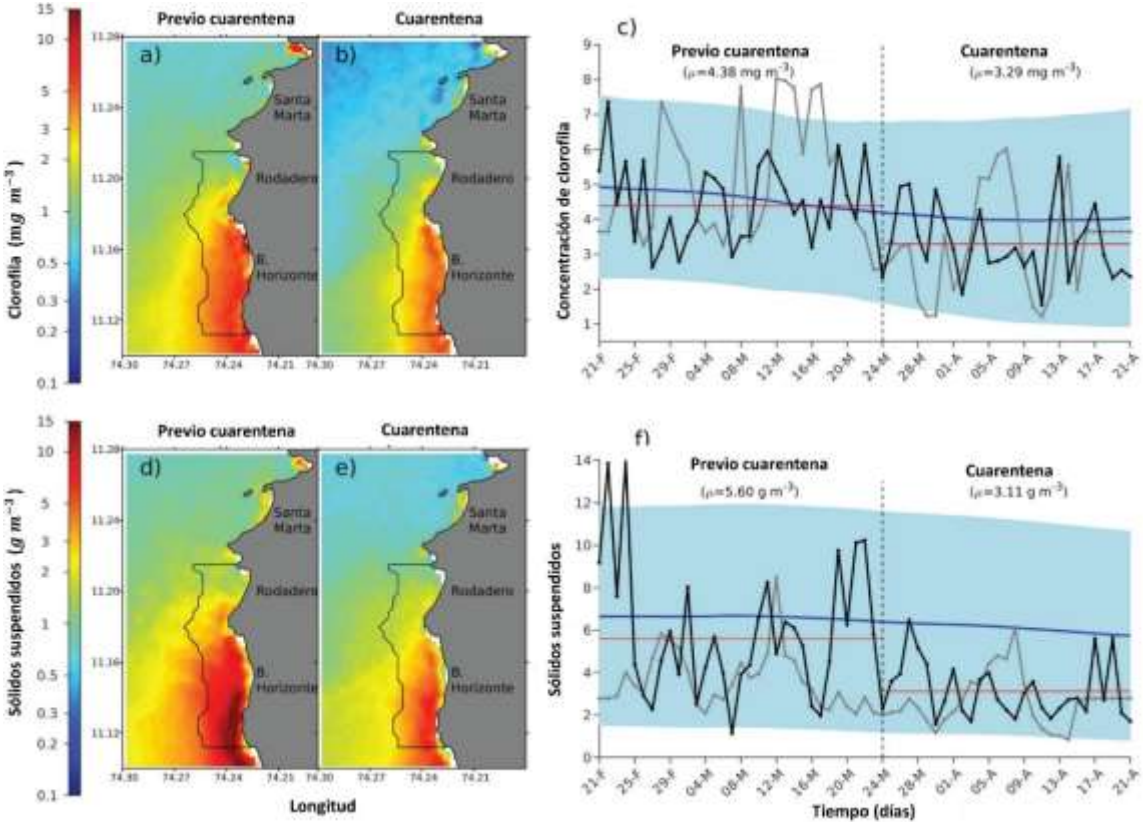


Figura 9. Concentración promedio de la Clorofila-a (a,b), los Sólidos Suspendidos Totales (d,e): Sentinel OLCI en la zona costera de Santa Marta, 30 días antes (a,d) y después (b,e) del inicio de la cuarentena Covid-19 (24/3/2020). En los paneles c) y f): las líneas negras muestran la evolución temporal del promedio en los primeros 3 km de la costa (polígono en los paneles a-b y d-e) de la Chl-a y los SST respectivamente; la línea punteada vertical muestra el inicio de la cuarentena; las líneas rojas horizontales muestran el promedio de cada variable 30 días antes del inicio y durante los primeros 30 días de la cuarentena; las líneas grises muestran las concentraciones para el mismo período del año anterior 2019); las líneas azules muestra el promedio climatológico calculado sobre 10 años (2010-2019) de datos Modis-Aqua y la sombra azul la desviación estándar alrededor del promedio climatológico (Modificado de Correa-Ramírez *et al.*, 2021).

En el área costera de Cartagena también se observó una reducción de 28,7 % de la Chl-a y de 52,2 % de los SST que no tuvo precedentes para el mismo período en 2019 (línea gris, Figura 10 c y f), y tampoco es una condición típica en la climatología de la Chl-a y SST (línea azul en Figura 10). Por lo tanto, la reducción observada en 2020 de la Chl-a y SST no es una condición esperada para esta época del año. Las mayores reducciones en las concentraciones ocurrieron en el sector norte (Tierra Bomba, Boca Grande, Crespo, La Boquilla y Punta Canoas) que se encuentra más afectado por las descargas fluviales del río Magdalena y el Canal del Dique. Frente a Barú no se observaron cambios significativos en la concentración.

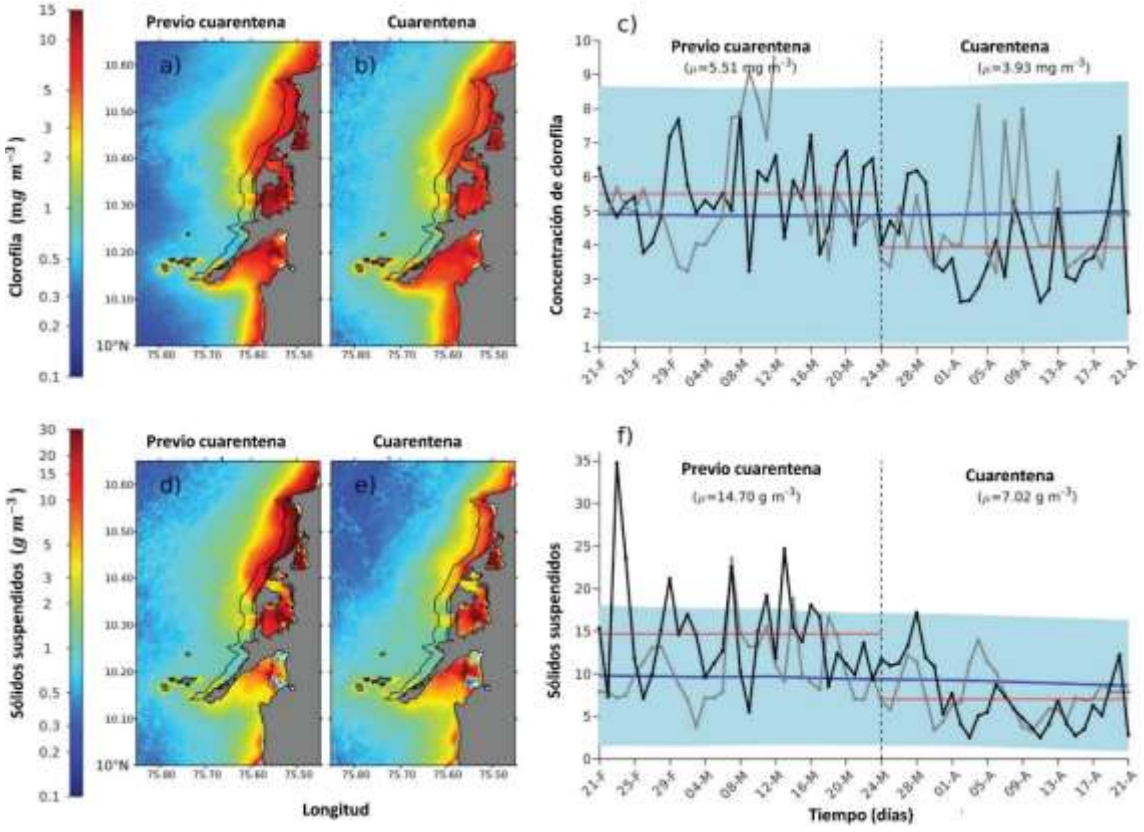


Figura 10. Concentración promedio de la Clorofila-a (a,b), los Sólidos Suspendidos Totales (d,e): Sentinel OLCI en la zona costera de Cargatena, 30 días antes (a,d) y después (b,e) del inicio de la cuarentena Covid-19 (24/3/2020). En los paneles c) y f): las líneas negras muestran la evolución temporal del promedio en los primeros 1.4 km de la costa (polígono en los paneles) a-b y d-e) de la Chl-a y los SST respectivamente; la línea punteada vertical muestra el inicio de la cuarentena; las líneas rojas horizontales muestran el promedio de cada variable 30 días antes del inicio y durante los primeros 30 días de la cuarentena; las líneas grises muestran las concentraciones para el mismo período del año anterior 2019); las líneas azules muestra el promedio climatológico calculado sobre 10 años (2010-2019) de datos Modis-Aqua y la sombra

azul la desviación estándar alrededor del promedio climatológico (Modificado de Correa-Ramírez *et al.*, 2021).

A diferencia de lo observado en Santa Marta y Cartagena, en la zona costera de San Andrés las concentraciones de Chl-a y SST permanecieron invariablemente bajas antes y durante la cuarentena (líneas rojas, Figura 11 c y f). Además, las concentraciones promedio observadas en 2020 fueron similares al promedio climatológico. Las mayores concentraciones observadas en el sector oriental de la isla (Figura 11 a-b y Figura 11 d-e) son posiblemente un artificio de la estimación satelital, debido a que, en este sector de baja profundidad y alta transparencia de las aguas, la reflectancia del fondo marino produce una sobrestimación en las concentraciones derivadas de los registros satelitales (Cannizzaro *y* Carder, 2006).

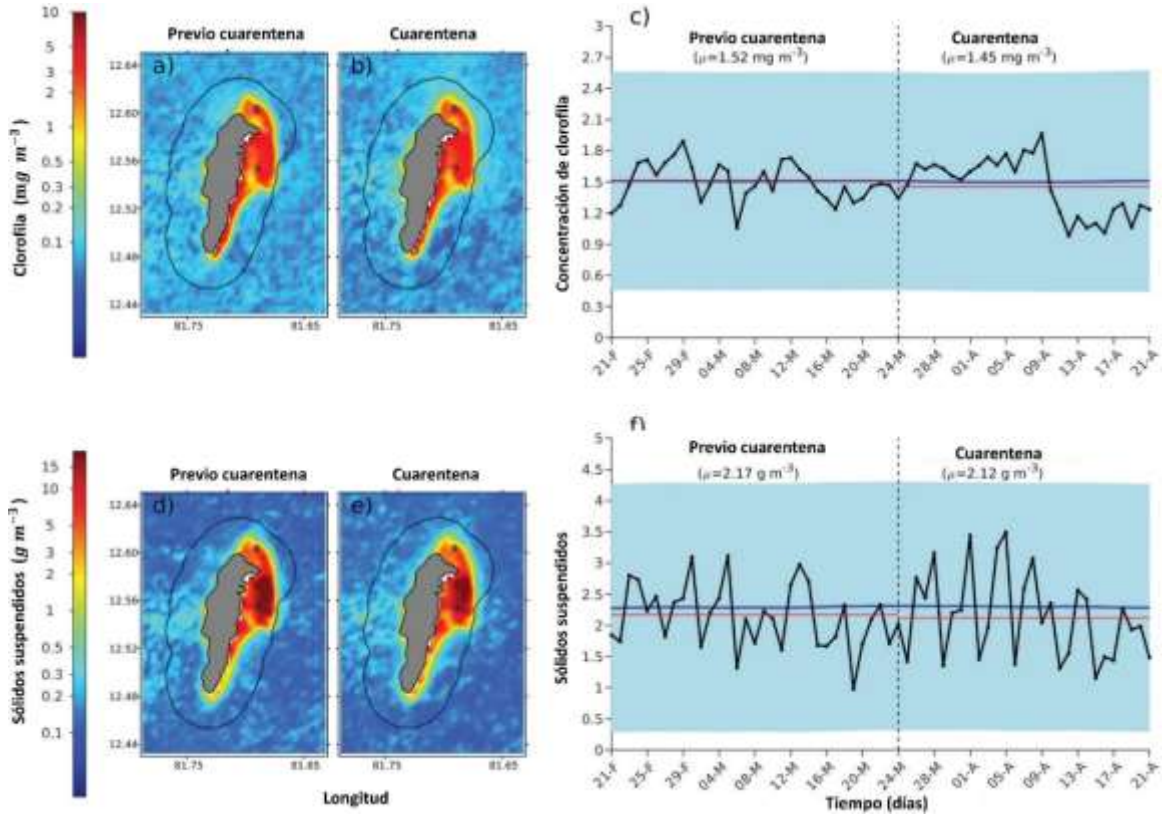


Figura 11. Concentración promedio de la Chl-a y los SST Sentinel OLCI en la zona costera de la isla de San Andrés, 30 días antes y después del inicio de la cuarentena Covid-19. En los paneles c) y f): las líneas negras muestran la evolución temporal del promedio en los primeros 3 km de la costa (polígono en los paneles a-b y d-e) de la Chl-a y los SST respectivamente; la línea punteada vertical muestra el inicio de la cuarentena; las líneas rojas horizontales muestran el promedio de cada variable 30 días antes del inicio y durante los primeros 30 días de la cuarentena, las líneas azules muestra el promedio climatológico calculado sobre 10 años (2010-2019) de datos Modis-Aqua y la sombra azul la desviación estándar alrededor del promedio climatológico (Modificado de Correa-Ramírez *et al.*, 2021).

La reducción observada en la concentración de Chl-a y SST corrobora la recuperación de la calidad ambiental observada durante la cuarentena Covid-19 en la zona costera de Santa Marta y Cartagena. Los resultados sugieren que la recuperación ambiental observada no esta exclusivamente vinculada a la presión turística local. Esta reducción también está relacionada a cambios estacionales en los forzantes locales (relajación de los vientos, surgencia estacional y

descarga fluvial de ríos). La zona costera de Santa Marta y Cartagena es regularmente afectada por la descarga fluvial de ríos de gran caudal (como el Magdalena), que aportan una carga significativa de contaminantes, nutrientes y sedimentos (Restrepo y Escobar, 2018; Torregroza-Espinosa *et al.,* 2020). Por lo tanto, la recuperación ambiental en la zona costera también puede estar remotamente favorecida por un incremento de la calidad de las aguas descargadas por los ríos, vinculado al cese de las actividades productivas contaminantes en el territorio continental colombiano durante el período de cuarentena. Esto explica el por qué las zonas insulares que no están directamente afectadas por descargas de ríos, como es el caso de San Andrés, no presentaron cambios significativos en su calidad ambiental.

Aunque el cese de la actividad turística pudo haber favorecido un efecto local benéfico sobre las poblaciones de aves, reptiles y mamíferos marinos, los resultados sugieren que la calidad ambiental de las zonas costeras también está intrínsecamente vinculada a las actividades productivas desarrolladas en el interior del territorio nacional. Esto indica que el bienestar de los ecosistemas costeros depende también de la conectividad con otros ecosistemas y actividades productivas desarrolladas en el territorio. La reducción de las actividades productivas durante la cuarentena, permitió observar un retorno momentáneo a un estado inalterado de la zona costera sin presión turística local ni afectaciones externas, que podría constituirse como un referente para futuros estudios orientados a determinar la capacidad de carga, de recuperación y resiliencia de los ecosistemas costeros ante las actividades humanas.

Aproximación a la modelación hidrodinámica en la zona costera del departamento del Magdalena

Desde el objetivo misional de INVEMAR: investigación científica hacia la generación de información y conocimiento de las zonas marinas y costeras de interés de la nación, en el Programa de Geociencias Marinas y Costeras, se reconoce la necesidad que tiene el país de levantar y generar información que ayude a comprender el comportamiento hidrodinámico de las zonas costeras. La investigación en esta área permitirá mejorar el conocimiento de los patrones de circulación estacionales de las masas de agua y los procesos de transporte y dispersión de partículas suspendidas. Los procesos físicos de la cuenca del Caribe colombiano han sido descritos principalmente desde procesos meso-escala, donde estos son modulados principalmente por la variación del campo de los vientos y el desplazamiento sur – norte de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT). Esta interacción océano-atmósfera tiene particular relevancia en los procesos oceanográficos fundamentales como la circulación y la temperatura superficial del mar (Bernal *et al.,* 2012). Sin embargo, poco se conoce de la caracterización de las corrientes en las zonas cercanas a las costas del Caribe colombiano y cómo estas influyen en la variabilidad espacio-temporal de variables físico-químicas. La línea costera del departamento del Magdalena cuenta con una longitud de 239,90 km, comprendida entre las latitudes 11°3’36’’ y 11°16’48’’ N y longitudes 74°50’24’’ y 73°36’33’’ W, influenciada en su zona más oriental por el sistema montañoso de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM).

En el marco del Bpin "Validación y calibración de modelos oceanográficos de reanálisis e información satelital en las bahías del Rodadero, Santa Marta y Taganga a partir de dato multi instrumentales" (INVEMAR, 2022a), se realizó una aproximación a la modelación hidrodinámica del sistema de corrientes en la zona costera del departamento del Magdalena. El modelo numérico oceánico utilizado fue CROCO (ROMS) y sus herramientas ROMS_TOOLS (Penven *et al.,* 2007). El modelo fue forzado con: (i) el campo de vientos de la base de datos Comprehensive Ocean-Atmosphere Data Set (COADS) (Slutz, 1985), (ii) las condiciones de frontera de la base de datos World Ocean Atlas 2009 (WOA09) (Levitus, 2013), (iii) la información de marea de la base de datos global OSU TPXO Tide Models (TPX07) (Egbert y Erofeeva, 2002) y (iv) el caudal del río Magdalena con la base de datos del IDEAM (Estación CALAMAR). El dominio de la modelación fue delimitado entre las latitudes 7°30'0'' y 15°30'0''N y las longitudes 78°0'0'' y 72°0'0'' W. El tamaño de malla horizontal del modelo tuvo una resolución espacial de 1°/30 (aproximadamente 3.7 km) y en la malla vertical se utilizaron 40 capas. Promedios trimestrales modelados fueron determinados para las corrientes, temperatura superficial del mar (TSM) y salinidad superficial del mar (SSM) para el período 2009 – 2013.

La circulación superficial modelada para la zona cercana a la costa del departamento del Magdalena mostró una variación estacional (Figura 12). Las mayores velocidades de las corrientes se presentaron en el primer trimestre del año DEF (diciembre, enero y febrero), alcanzando velocidades cercanas a los 0.4 m s^{-1} con dirección este-oeste en la zona este (Figura 12 A). Este patrón está asociado a una ubicación de la ZCIT al sur que produce altas velocidades de los vientos Alisios del noreste (con promedios de velocidad de 8 m s^{-1} y velocidades máximas hasta 15 m s^{-1}; Andrade, 2000) lo que causa un mayor desplazamiento de la capa superficial (Murcia-Riaño *et al.,* 2017; Andrade, 2015). En la zona donde la SNSM llega a la costa, las corrientes sufren un efecto de difracción modificando su dirección hacia el suroeste al bordear la línea de costa. En el segundo trimestre MAM (marzo, abril y mayo) se presentó una disminución de las velocidades superficiales de las corrientes a valores cercanos de 0.2 m s^{-1} en dirección oeste debido a un debilitamiento de los vientos y a que la ZCIT inicia su desplazamiento hacia norte (Figura 12 B). Por otra parte, en el tercer trimestre JJA, la velocidad superficial de las corrientes mostró un incremento a 0.3 m s^{-1} con una dirección hacia el noroeste en la zona frente al Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) (Figura 12 C). Finalmente, las menores velocidades de la corriente se presentaron en el último trimestre SON (septiembre, octubre y noviembre) con alrededor de 0.05 m s^{-1} en la zona costera frente a Santa Marta (Figura 12 D). Es importante resaltar que, aunque hay variaciones en la magnitud, se registran pocas variaciones en cuanto a la dirección de las corrientes para esta zona, como lo describe INVEMAR (2015a). La dirección predominante de las corrientes en la dirección este-oeste en zona noreste del departamento del Magdalena se debe principalmente al efecto de la corriente del Caribe (Rodríguez-Rubio *et al.*, 2013).

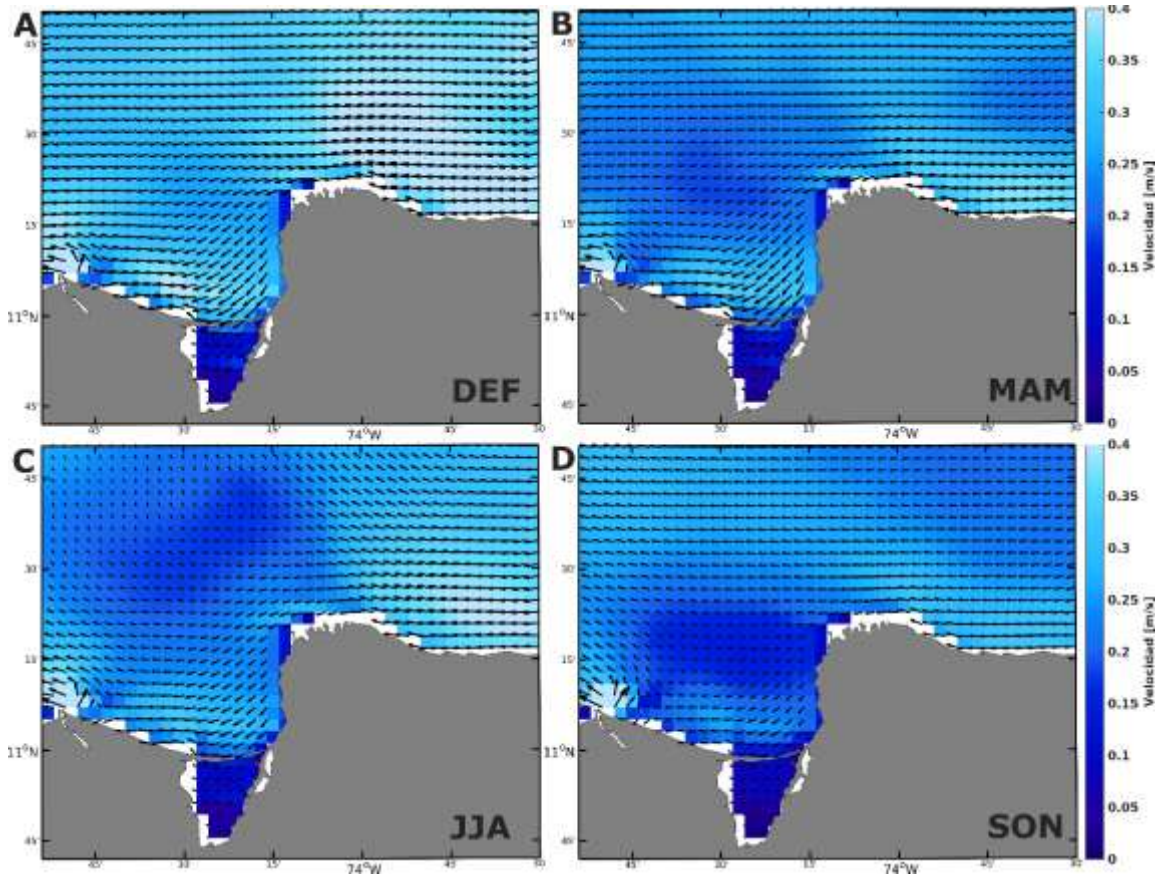


Figura 12. Velocidad y dirección superficial promedio trimestral modelada en la zona costera y oceánica del departamento del Magdalena durante el período 2009-2013 en A) diciembre-enero-febrero (DEF), B) marzo-abril-mayo (MAM), C) junio-julio-agosto (JJA) y D) septiembre-octubre-noviembre (SON).

La TSM es modulada principalmente por la variación de los vientos, que desplazan las aguas cálidas superficiales y generan un núcleo de surgencia en la zona adyacente al PNNT (Paramo *et al.*, 2011). Los vientos Alisios paralelos a la línea de costa generan una parcela de agua de menor temperatura, con una temperatura media de 25.24°C para los trimestres de DEF y MAM debido al transporte de Ekman (Figura 13 A y Figura 13 B) (Paramo *et al*., 2011; Gutiérrez *et al.*, 2015). En el trimestre JJA se observa una temperatura ligeramente más alta en el área suroeste que en la noreste del departamento del Magdalena (Figura 13 C). Esto evidencia el efecto de la piscina calidad al suroeste de la cuenca Caribe (Bernal *et al.*, 2006). Los valores promedios más altos de temperatura (27.50 °C) se observaron para el trimestre de SON cuando hay un relajamiento de los vientos Alisios y la zona de convergencia intertropical (ZCIT) se ubica más al norte (Figura 13 D). Esto hace que toda la cuenca del Caribe se caliente.

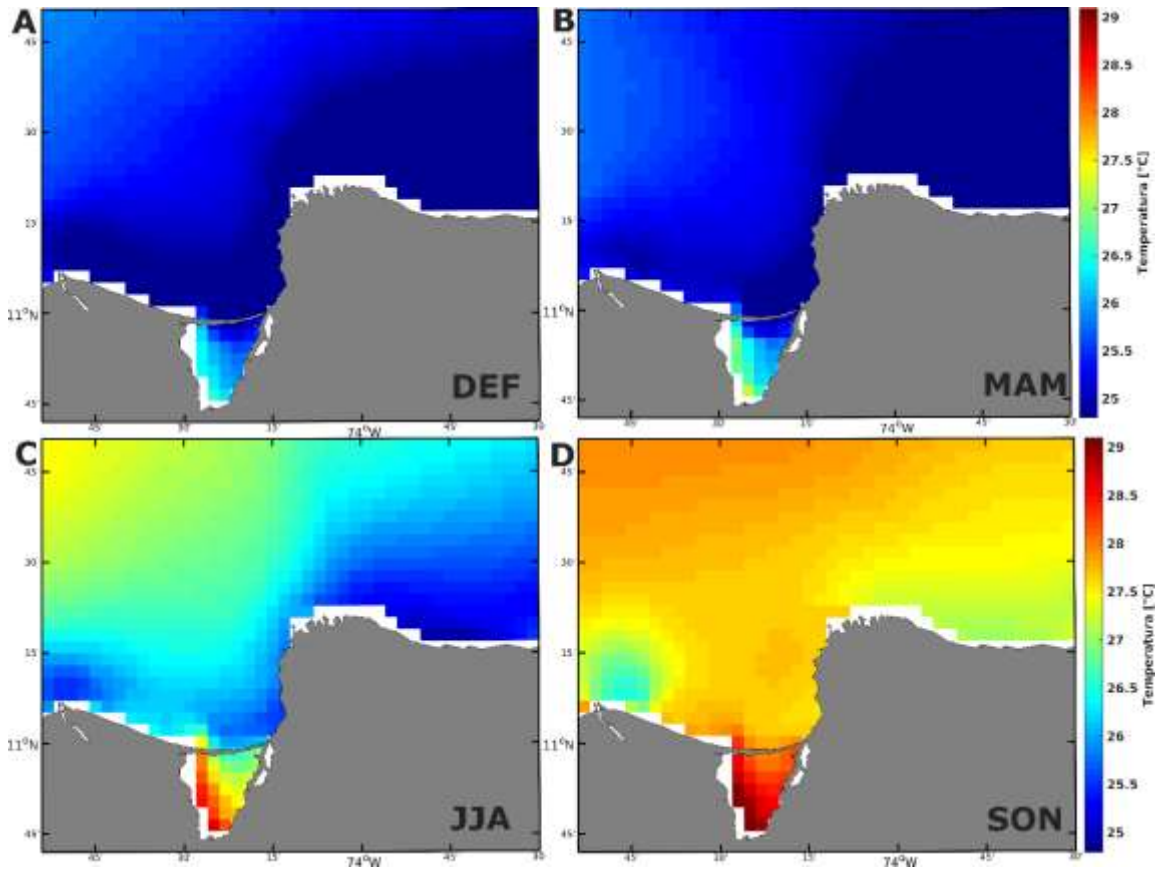


Figura 13. Temperatura superficial del mar (TSM) promedio trimestral modelada en la zona costera y oceánica del departamento del Magdalena durante el período 2009-2013 en A) diciembre-enero-febrero (DEF), B) marzo-abril-mayo (MAM), C) junio-julio-agosto (JJA) y D) septiembre-octubre-noviembre (SON).

La SSM promedio modelada depende principalmente de las variaciones climáticas de precipitación de la zona, que influyen de manera directa sobre la zona costera mediante los aportes fluviales de los ríos (Figura 14). La zona suroeste estuvo altamente influenciada por la descarga del río Magdalena durante todos los trimestres, pero su influencia se intensificó en el trimestre SON donde se registran las mayores precipitaciones para la zona (Figura 14). En los trimestres DEF, MAM y JJA de la epoca seca y de la transición se observó una mayor salinidad en el área noreste del departamento esto se debe a una mayor influencia de los vientos Alisios y al efecto de pulsos de surgencia que produce que el agua más salina que viene desde zonas más profundas aflore a la superficie (Bernal *et al.*, 2006).

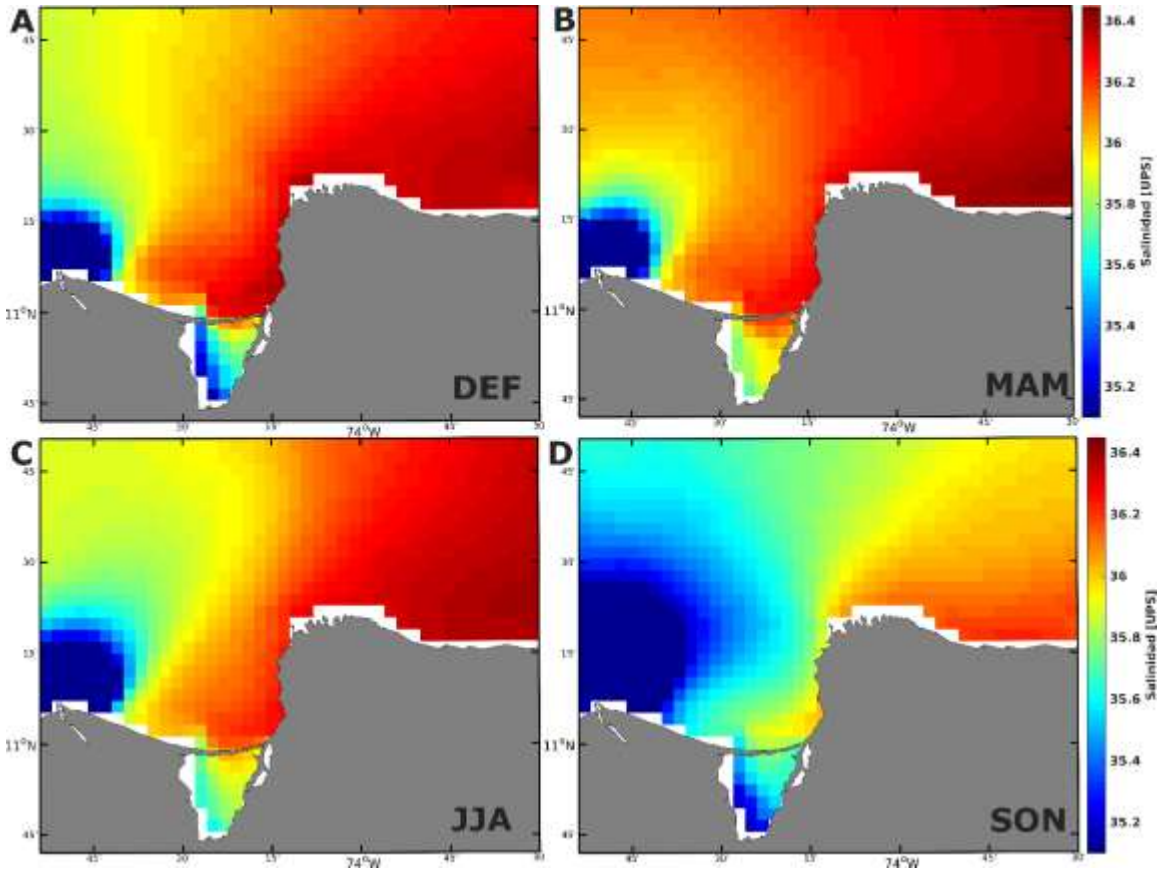


Figura 14. Salinidad superficial del mar (SSM) promedio trimestral modelada en la zona costera y oceánica del departamento del Magdalena durante el período 2009-2013 en A) diciembre-enero-febrero (DEF), B) marzo-abril-mayo (MAM), C) junio-julio-agosto (JJA) y D) septiembre-octubre-noviembre (SON).

Cambios mensuales del tiempo de residencia del agua en la Ciénaga Grande de Santa Marta

La interacción entre la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y los diferentes cuerpos de agua que conectan con ella permite que se genere un recambio de las aguas que se encuentran dentro del complejo lagunar (Munera *et al*., 2003); este recambio hace referencia tanto al agua que entra y sale de la Ciénaga como a sus características físico-químicas (INVEMAR-CORPAMAG, 2020).

La CGSM se encuentra regulada hidrológicamente por tres grandes procesos: 1) la hidrodinámica costera dominada por el mar Caribe que conecta con la CGSM a través de la Boca de la Barra, 2) la hidrología de las cuencas que drenan de la Sierra Nevada de Santa Marta y que conectan con el complejo a través de las bocas de los ríos Aracataca, Fundación y Sevilla y 3) el régimen de los caudales del río Magdalena a través de los caños Clarín, Aguas Negras, Renegado, entre otros.

En este informe se presenta la aplicación del balance hídrico de CGSM para calcular el tiempo de recambio de las aguas en la Ciénaga. El balance fue ejecutado para el período de 2017 a 2021 en las

coordenadas de 11°03'00'' - 11°00'00'' N y 74°42'00'' - 74°45'00'' W. Con el fin de estudiar la dinámica hidrosedimentológica, se realizó un análisis de las series de variables que gobiernan cada uno de los procesos, tales como la precipitación, evaporación y los caudales de las corrientes de agua que drenan hacia la Ciénaga. Se estimó la precipitación sobre la CGSM a través de la obtención de campos interpolados de algunas de las estaciones del IDEAM. La interpolación se efectuó teniendo en cuenta el método del Inverso de la Distancia elevado a una Potencia (IDW, por sus siglas en inglés). La evaporación sobre el cuerpo de agua principal, fue calculada a partir de los campos interpolados de precipitación y temperaturas obtenidas también de estaciones del IDEAM, utilizando el método de Turc (Remenieras, 1974; Custodio y Llamas, 2001).

En general, se observó que durante diciembre y el primer trimestre del año se presentaron acumulados menores a 25 mm (Figura 15), especialmente en el complejo lagunar, lo que indicó que la entrada de agua hacia la CGSM a través de este mecanismo es aproximadamente nula. Por su parte, durante los demás meses del año, se presentaron mayores precipitaciones sobre el sureste de la CGSM, entre las cuencas de los ríos Fundación y Aracataca con acumulados de hasta 300 mm en el mes de octubre. La precipitación correspondió con las condiciones atmosféricas propias de la región, en la que se identifican dos temporadas secas, una mayor de diciembre a marzo y una menor entre junio y julio y dos temporadas húmedas, una mayor durante agosto a noviembre y una menor entre abril y mayo. Esta región está condicionada por el desplazamiento de la Zona de Convergencia Iintertropical y por los vientos Alisios a lo largo del año (Restrepo y Kjerfve, 2004; Restrepo y López, 2008).

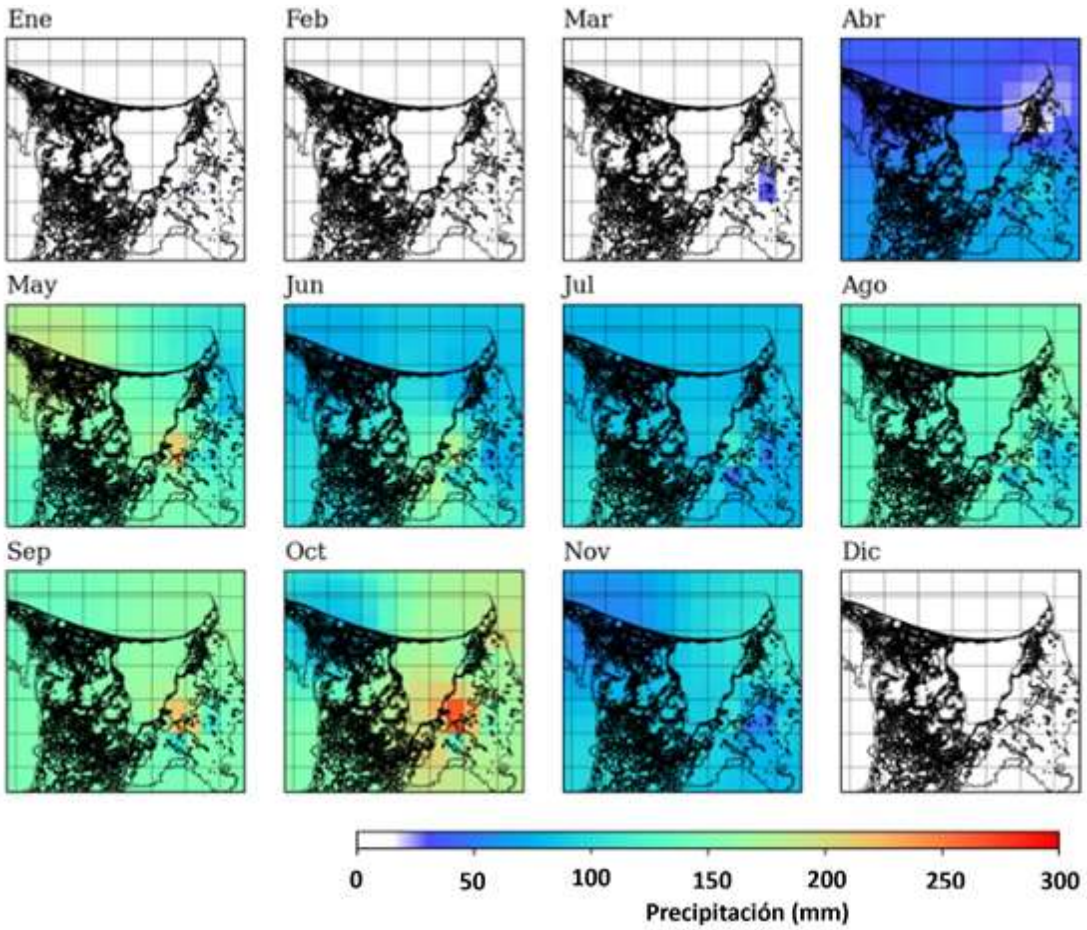


Figura 15. Distribución espacio-temporal de la precipitación sobre la Ciénaga Grande de Santa Marta a partir de campos interpolados entre 2017 a 2021.

Con el fin de estudiar la variabilidad de los caudales asociados a los ríos y caños que drenan hacia la CGSM, se utilizó información de las campañas de campo del Monitoreo Hidrosedimentológico de la Ciénaga Grande de Santa Marta - CORPAMAG 317 realizado por el programa de Geociencias Marinas y Costeras del INVEMAR y la Corporación Autónoma Regional del Magdalena CORPAMAG. Se contó con datos de caudales instantáneos en las bocas y aguas arriba de los ríos y caños. Además, se obtuvieron datos de nivel del agua cada 12 horas, aguas arriba de los ríos y caños de interés; estos datos fueron transformados en caudal a través de curvas de gasto estimadas a partir de los aforos realizados durante las campañas de campo. Con los caudales estimados, se caracterizó el régimen hidrológico a través de la climatología.

En general, el promedio diario entre 2017 a 2021 de los caudales de las corrientes principales de los ríos Sevilla, Fundación y Aracataca fue de 11.7, 17.6, y 25.6 $m^3 s^{-1}$, respectivamente (Figura 16 A). Al graficar la serie diaria se identificaron picos abruptos que demostraron que son afluentes cuya respuesta a la precipitación es rápida, especialmente la del río Aracataca que puede llegar a caudales de 100 $m^3 s^{-1}$ (Zapata-Delgado, 2021). Los picos se presentaron principalmente durante la temporada lluviosa principal entre los meses de agosto a octubre. Estos afluentes tienen un régimen bimodal, donde se presentan caudales menores a 10 $m^3 s^{-1}$ durante el primer trimestre del año,

asociado a la temporada seca de la región. Es importante resaltar, que las recesiones prolongadas no solo se encuentran dadas por las intervenciones antrópicas dentro de las cuencas (demanda intensiva de agua por cultivos de plátano y palma), sino por las morfologías de las cuencas, cuya pendiente aguas arriba supera el 10 % (CORPAMAG, 2013).

Los caños Clarín y Aguas Negras que conectan a la CGSM con el río Magdalena, también presentaron un régimen bimodal (Figura 16 B). Dicho régimen fue caracterizado por un incremento de los caudales durante períodos de entre dos y tres meses (por ejemplo, mayo, junio y julio y octubre, noviembre y diciembre). Las recesiones entre agosto y octubre se encuentran menos marcadas con respecto a las del primer trimestre del año; probablemente por los controles hidráulicos inducidos por el río Magdalena, cuya cuenca se encuentra altamente regulada.

Los órdenes de magnitud de los aportes del caño Clarín y el caño Aguas Negras entre 2017 a 2021 difieren entre sí, Clarín presentó una décima parte del caudal de Aguas Negras (Figura 16 B). Esta diferencia probablemente se debe a la ubicación de cada uno de los caños con respecto a la cuenca del río Magdalena, el caño Aguas Negras está ubicado aguas arriba y se conecta directamente con el río. Mientras que, el caño Clarín está cerca de la desembocadura, en la llanura de inuncación en donde las aguas del río inundan previamente a ciénagas y otros canales. La curva de duración de caudales de los caños, indicó que existe una predominancia de ocurrencia de los caudales medios (aquellos que tienen una probabilidad de excedencia del 40 al 60 %), lo cual fue corroborado a partir del histograma de frecuencias de la serie de caudales, cuya distribución se asemejó a la distribución normal.

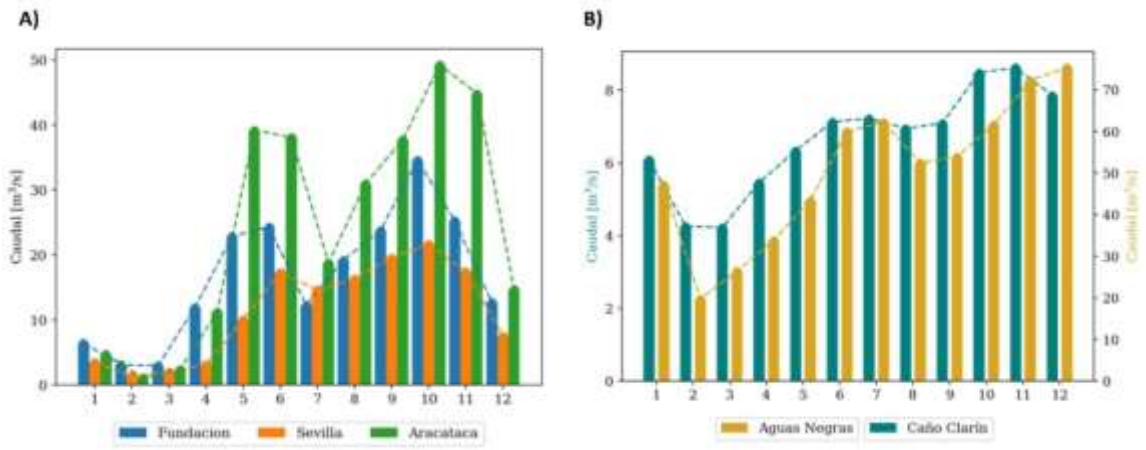


Figura 16. Climatología (2017 - 2021) de caudales promedios mensuales que ingresan a la CGSM.

Finalmente se aplicó el modelo Land-Ocean Interaction in the Coastal Zone (LOICZ) (Gordon *et al*., 1996) sobre el espejo principal de la Ciénaga para los años de 2017 a 2021 en los que se ha realizado el monitoreo. En general, se tuvo una predominancia del proceso de evaporación con respecto a la precipitación. El tiempo de residencia de las aguas en la CGSM fue mayor durante los meses de enero, febrero y marzo, con valores entre 50 y 90 días (Figura 17). Mientras que, en los meses de octubre y noviembre se tuvo un menor tiempo de recambio (entre 9 y 15 días). Estos resultados

corresponden con el comportamiento de la precipitación en la región. Durante la época seca hay bajo ingreso de agua dulce, lo cual hace que el agua fluya con menor velocidad y por tanto el tiempo de residencia sea mayor. Mientras que, el alto aporte de agua dulce a través de caños y ríos en la temporada húmeda permiten que la dinámica y el flujo de agua sean mayores.

Se identificó que las descargas de agua hacia el sistema modularon claramente el tiempo de recambio de las aguas en el sistema, de manera que cuando se presentaron descargas hacia afuera del sistema (positivas), se tuvo un menor tiempo de recambio (entre 9 y 25 días) con respecto a la época de mayor entrada de agua marina hacia el sistema (entre 45 y 90 días). En particular, septiembre de 2019 presentó un tiempo de residencia mayor con respecto a los años posteriores con 108 días aproximadamente; esto se debió a que durante este mes se tomaron únicamente datos de caudal en la Boca de los ríos que drenan de la Sierra Nevada de Santa Marta.

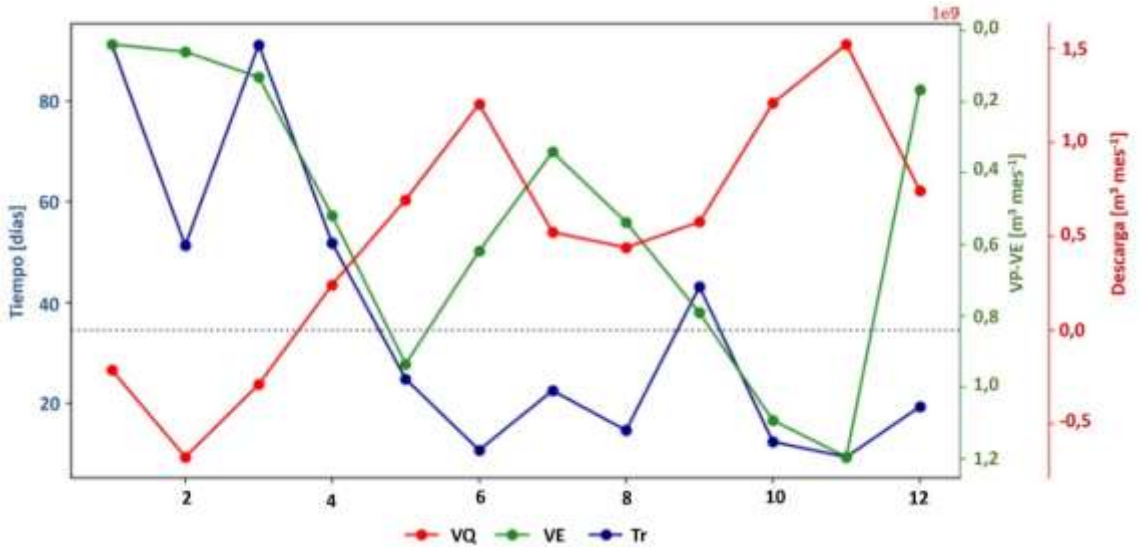


Figura 17. Climatología (2017-2021) del tiempo de residencia, precipitación neta y descargas en la Ciénaga Grande de Santa Marta. VE: evaporación, VQ: flujos de agua entre los ríos, caños y el mar con la Ciénaga y Tr: tiempo de residencia del agua.

Avances en el conocimiento del acuífero Ciénaga Fundación

El acuífero de Ciénaga-Fundación es considerado como uno de los elementos clave que engranan el desarrollo económico de la región; en este sentido, los esfuerzos del INVEMAR han estado enfocados en actualizar el conocimiento de este sistema hídrico subterráneo costero con fines de gestión integral y aprovechamiento sostenible, para lo cual se hace necesario en primer lugar un diagnóstico ambiental.

Asimismo, se considera que el agua es el centro del desarrollo sostenible en todas sus dimensiones, y un factor fundamental para mantener ecosistemas saludables, la supervivencia humana, entre otros (ONU-Agua, 2014). De esta premisa, parte el interés de conocer cuáles son las percepciones de las comunidades sobre el recurso hídrico subterráneo y así entender de manera preliminar cual

es el estado ambiental en términos de calidad y cantidad de este recurso teniendo en cuenta que el sistema acueducto de varias poblaciones en el área de estudio, depende exclusivamente del agua subterránea.

Para el anterior efecto, se emplearon datos reportados por el DNP (2020) sobre el acceso a acueducto y las necesidades básicas insatisfechas, y datos de concesiones de agua subterránea reportadas por CORPAMAG para sus diferentes usos con el fin de estimar la demanda de agua subterránea de la población y de las actividades productivas ubicadas sobre el acuífero Cuaternario Terciario de Ciénaga – Fundación, particularmente en el área delimitada por las cuencas de los ríos Sevilla y Fundación inicialmente. Los resultados de este análisis muestran una baja cobertura de prestación del servicio de acueducto, lo cual propicia un escenario en el que los grupos familiares optan por la construcción de pozos artesanales en sus viviendas según sus posibilidades ejerciendo así mayor presión sobre el sistema acuífero.

Por otro lado, al revisar información secundaria de las concesiones de aguas vigentes de la zona, la demanda de agua subterránea en el acuífero Ciénaga-Fundación es mayor para el riesgo y saneamiento de la fruta del banano, ya que supera más del 90% del total de concesiones en comparación con otros usos. Al respecto, la demanda de agua subterránea para consumo humano corresponde con un 4% del total demandado.

Por su parte, se realizaron entrevistas semiestructuradas a líderes y miembros de las comunidades para recopilar las diferentes percepciones y posturas sobre los cambios ambientales que pudieron tener impacto en las aguas subterráneas, especialmente en disponibilidad y calidad, en los municipios de El Retén y Aracataca y las localidades de Guamachito, Guacamayal, Sevilla y Río Frio de Zona Bananera. A partir de éstas, se observó que las captaciones realizadas por la comunidad para uso doméstico no cuentan con la infraestructura adecuada ni los estudios previos correspondientes, que, sumado a la baja cobertura de alcantarillado de la zona, las aguas subterráneas se encuentran expuestas a las fuentes de contaminación, lo que coincide con lo manifestado por los entrevistados, donde en la mayoría de casos señalan que calidad del agua no es segura para el consumo humano, principalmente por su cercanía a pozos sépticos y porque es salobre.

De manera complementaria se continuó avanzando en la construcción del modelo geológico-geofísico del acuífero mediante estudios de prospección geoeléctrica en las cuencas de los ríos Sevilla y Fundación. Los resultados del estudio señalan que la estructura del depósito varía de manera considerable entre estas dos localidades, lo cual obedece principalmente a la distribución espacial de la geología. En la cuenca del río Sevilla, el acuífero exhibe una estructura semiconfinada con paquetes de arena más gruesos hacia el piedemonte de la SNSM, a medida que se aproxima a la CGSM, empiezan a tener un mayor predominio los materiales limo arcillosos; mientras que en la cuenca del río Fundación las resistividades bajas están asociadas a las capas de la formación Zambrano, considerada como la base del acuífero de Ciénaga-Fundación. Es recurrente la presencia de esta formación en el sector estudiado (Fundación), lo que representa poco interés en términos de acuífero.

De esta manera fue abordado el problema de los vacíos de información que todavía existen en torno al acuífero de Ciénaga-Fundación, con el fin de aportar insumos para la construcción del modelo hidrogeológico, en lo que respecta a la geología, demanda, problemas ambientales relacionados con la disponibilidad y la calidad del agua que pueden tener incidencia en los humedales de la CGSM.

Evolución litoral en las costas Caribe, Pacífico y territorios insulares (Monitoreo y alternativas de adaptación)

Playas del departamento del Magdalena

Los procesos morfodinámicos de las playas del departamento del Magdalena y en general la línea de costa del caribe colombiano ha sido ampliamente monitoreada y estudiada en las últimas décadas debido al incremento progresivo en los procesos de erosión costera que han afectado no solo los ecosistemas asociados, sino su importancia paisajística y social. Lo anterior, ha representado nuevos desafíos para afianzar el conocimiento científico y generar herramientas de gestión que permitan responder a los riesgos asociados a la pérdida de las playas e impulsar un uso sostenible de los servicios ambientales que estas ofrecen.

El caso de Playa Salguero (Caribe)

Playa Salguero corresponde a una de las áreas prioritarias del departamento del Magdalena debido a su importancia económica y paisajística derivada de los servicios ecosistémicos que esta provee. Además, también representa una de las zonas con mayor amenaza, relacionada a la alta tasa de erosión costera; los eventos extremos de fuertes sequías como el *El Niño,* a finales de 2014 y mediados de 2016, por ejemplo, han desencadenado una alteración en el equilibrio dinámico de algunas zonas que han ameritado intervenciones antrópicas y medidas de protección de la costa.

En este orden, el INVEMAR a través del programa Geociencias Marinas y Costeras y Alianzas estratégicas con la Corporación Autónoma Regional del Magdalena – CORPAMAG y proyectos BPIN “Investigación científica hacia la generación de información y conocimiento de las zonas marinas y costeras de interés de la nación”, han generado conocimiento acerca de la dinámica estacional de las playas y la tendencia evolutiva del litoral en los últimos años, estudios que han contribuido a comprender cuales son los principales factores que intervienen en estos procesos y las claves para definir la correcta gestión de la zona costera en las áreas afectadas.

Morfodinámica de playa

Para la evaluación de la morfodinámica de playa se continuó con actividades de levantamiento de perfiles de playa y línea de costa los meses de enero, febrero, marzo, abril, mayo, junio, julio, agosto, septiembre, octubre, noviembre y diciembre.

Las características morfológicas de playa Salguero con relación al año anterior mostraron procesos de recuperación de los volúmenes de playa acordes con el inicio de la época seca, evidenciando una tendencia similar entre los años monitoreados. Entre enero y mayo del año 2021 es notable una mayor disponibilidad de sedimentos en el sistema que está relacionada con las condiciones de la playa posterior al paso del huracán Iota por el Caribe colombiano, no obstante, para el mes de junio presenta un volumen similar al de junio de 2020. Durante el segundo semestre la tendencia de recuperación se hace más notoria teniendo en cuenta que sobre los meses de agosto, septiembre, octubre, noviembre y diciembre presentan repuntes considerables en volumen con respecto al año inmediatamente anterior, sin embargo, es posible concluir la dinámica variada del volumen de sedimentos sobre el área de Playa Salguero que está directamente ligado a eventos hidroclimáticos, intervenciones antrópicas y procesos naturales (Figura 18).

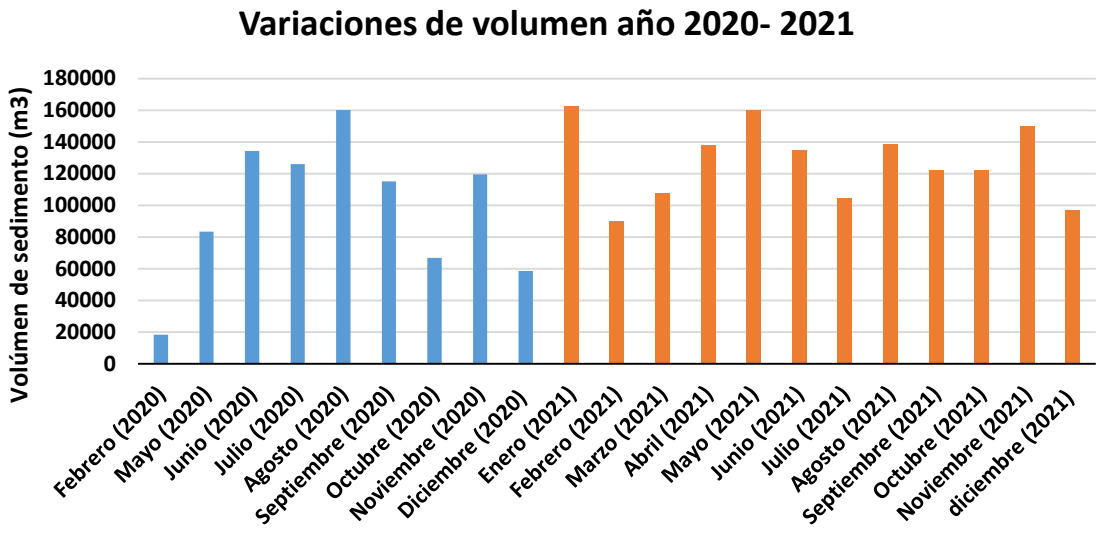


Figura 18. Estimacion de las variaciones mensuales de los volúmenes de sedimentos en Playa Salguero entre febrero de 2020 y diciembre de 2021.

En términos generales, las condiciones de playa presentan principalmente dos grandes ambientes, siendo la zona norte un área donde la recuperación y sostenibilidad del sedimento se ve mes a mes sobre la zona norte, sin embargo los procesos erosivos se hacen notorio en la parte media y sur de la playa con fuerte influencia principalmente sobre la zona media que se ve reflejada en caracteristicas como las topográficas puesto quepresentaron una variabilidad reflejada principalmente en la zona sur al espolón.

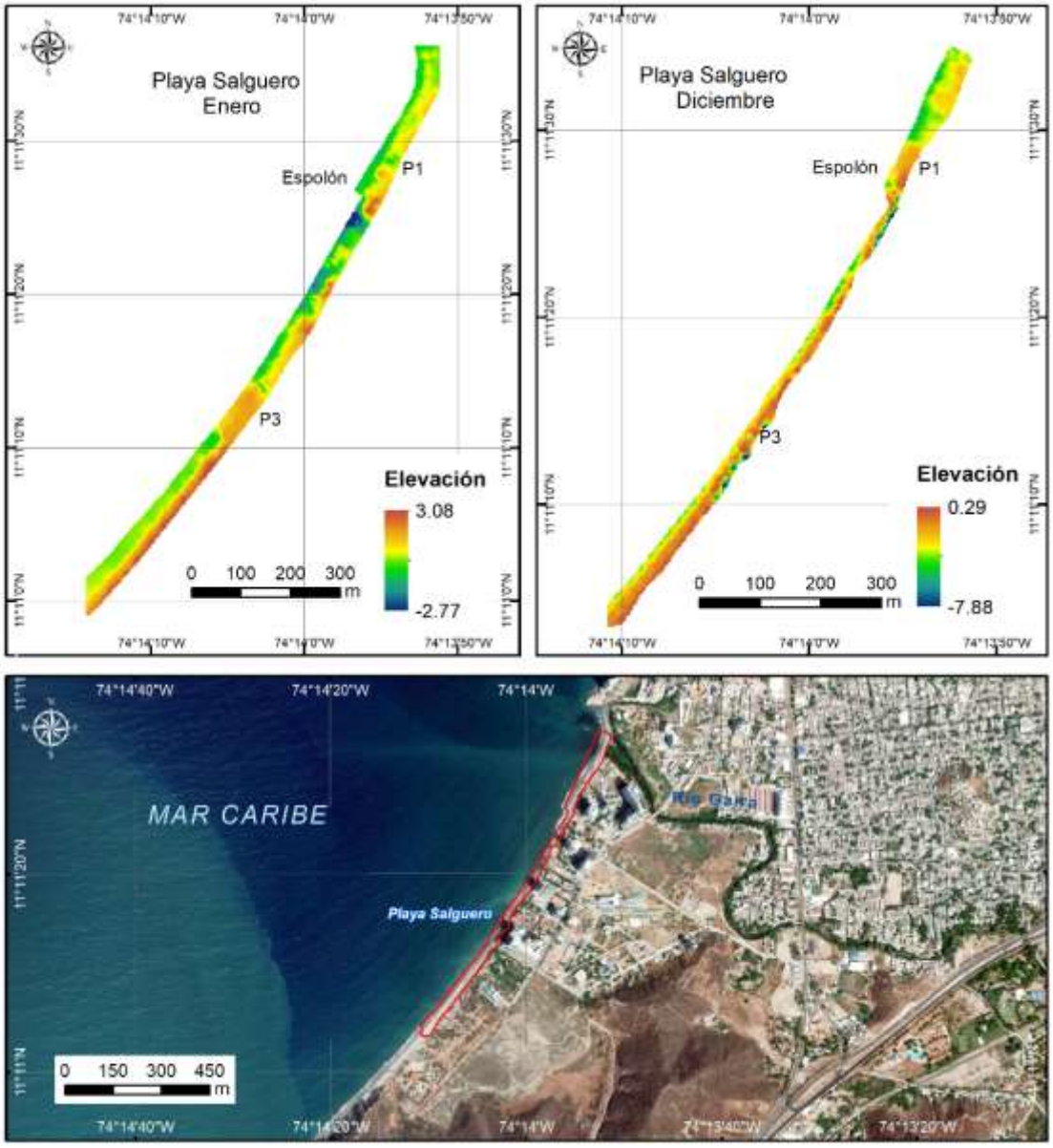


Figura 19. Modelo topograficos de Playa Salguero para los meses de enero y diciembre de 2021.

Línea de costa

Los análisis de linea de costa en el de playa Salguero, arrojan resultados relativamente acordes a las condiciones en las que se encuentra la playa, pues teniendo en cuenta que hacia el norte de la misma se encuentra situado un espolón que genera una barrera constante hacia el transporte de sedimentos, se tiene dos contratstes bastante claros. Las tasas de cambio reportaron procesos fuertes de regresión de línea de costa, con una tendencia generalizada de regresión especialmente en la zona central de la playa, lo que permite inferir procesos erosivos sobre la parte media y sur de la misma. También, en el extremo norte, cercano a la desembocadura del río Gaira, se observó una

recuperación evidente de superficie posiblemente asociada a los aportes de sedimentos que contribuyen a los procesos de acreción. Hacia el sur, en la parte contigua al espolón, se obtuvo una tendencia de regresión y/o erosión, trasladando los procesos erosivos a otros sectores que desde el 2017 no presentan repuntes de acreción.

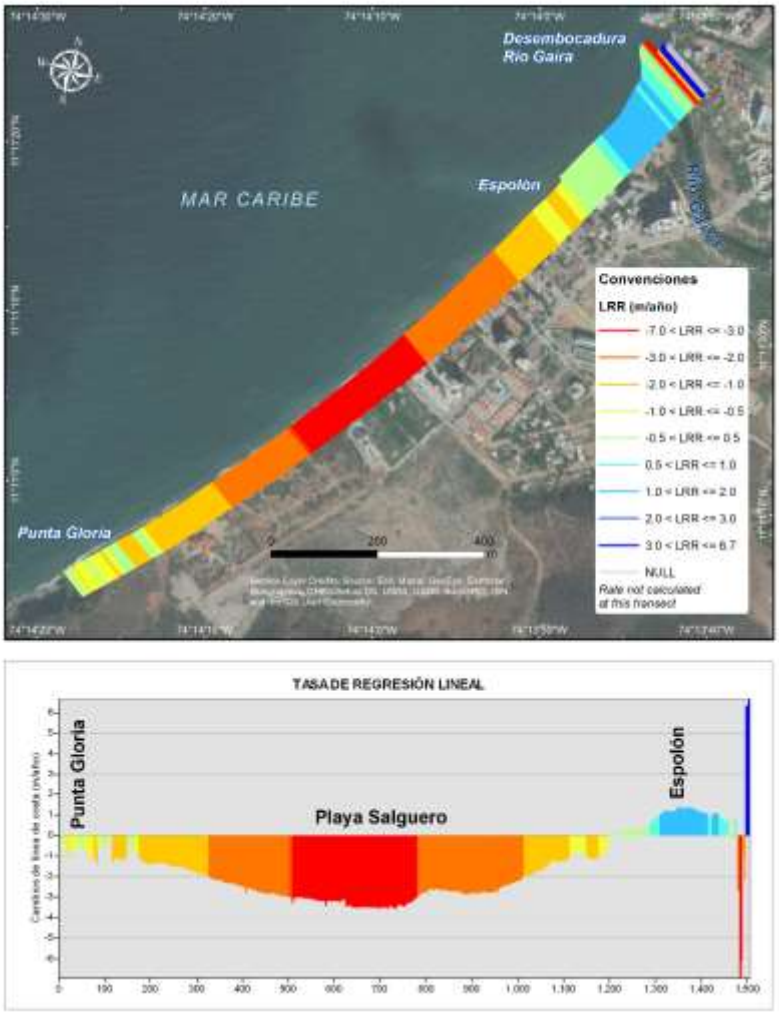


Figura 20. Analisis de regresion lineal de la linea de costa del sector de Playa Salguero en el sector de Rodero- Santa Marta.

Morfología de fondo

Para los análisis morfológicos, se compararon tres (3) levantamientos batimétricos en temporadas climáticas contrastantes (mayo 2021 – época de transición y noviembre 2019 y 2021– época seca). Los resultados muestran una zona de menor profundidad coincidente con la desembocadura del río Gaira, 2 m para mayo 2021 y 1,6 m para noviembre 2021, siendo la última más heterogénea e indicando un incremento en la sedimentación del afluente para esta época. En general, la topografía aumenta de manera homogénea hacia el oeste, en un ángulo de 13° con respecto a la línea de costa.

La comparación intra – anual arrojó una diferencia promedio de profundidad de -0,06 m, un valor máximo de acumulación de sedimentos de 1,19 m (frente a la desembocadura del río Gaira) y de remoción 0,9 m. Del mismo modo, para la comparación interanual se obtuvo un promedio de -0,09 m, valores de remoción de 1,7 m y acumulación de 0,936 m en un área más amplia frente a la desembocadura que se extiende hasta profundidades de 7 m. Las isobatas muestran una estabilidad temporal en la zona ya que su espaciamiento y trayectoria es similar en todos los periodos analizados, a excepción de los contornos de 2 – 3 m. Esta zona muestra dinamismo debido al aporte de sedimentos de la desembocadura del río Gaira.

Sedimentos

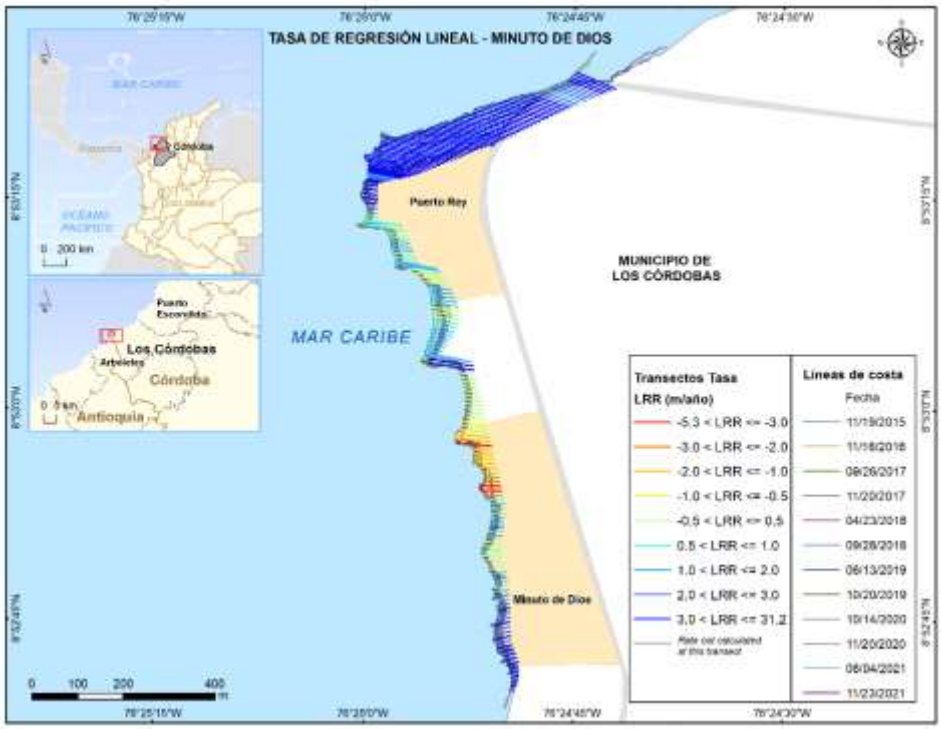
La sedimentología de playa Salguero durante los meses de mayo y diciembre de 2021 (épocas de transición y seca, respectivamente) se mantuvo constante, con el dominio de arenas finas – medias de composición intermedia y una gran cantidad de aportes terrígenos (félsicos y máficos) donde, además, se encontró una mayor cantidad de materia orgánica (ramas y hojas) en época seca, posiblemente relacionada a la depositación de sedimentos posterior a los períodos de precipitación en época húmeda durante los meses de agosto y septiembre.

Por otro lado, el estudio de transporte del río Gaira durante el segundo semestre de 2021 indicó la predominancia del grupo textural de las arenas, especialmente de finas a medias, donde el contenido en carbonato de calcio se mantuvo escaso y se obtuvieron variaciones intermensuales en materia orgánica, la cual aumenta de acuerdo al régimen hidrodinámico con un incremento significativo durante la época húmeda (agosto, septiembre y octubre) asociado a la cantidad de sedimentos ribereños, materia orgánica y nutrientes que son erosionados y posteriormente depositados en la desembocadura.

La zona costera del departamento de Córdoba (Caribe)

La zona costera del departamento de Córdoba ha sido monitoreada desde el año 2013 hasta el año 2021, siendo este ultimo el mas reciente, donde se diseñan etapas de monitoreo en epocas climáticas diferentes con la única finalidad de entender la dinámica de la zona costera del departamento durante epocas de lluvia y epocas seca, permitiendo comprender como se dan los procesos erosivos y/o acreción sobre las áreas monitoreadas.

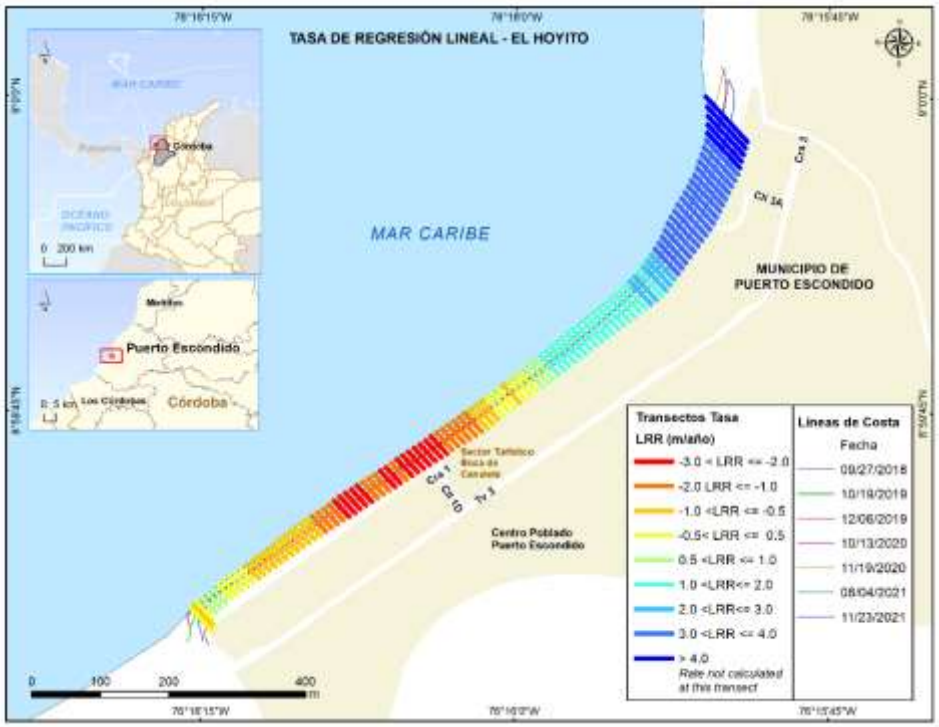
Durante los análisis de información de los monitoreados se logro determinar la perdida generalizada entre 2 y 3 m/año de zona de playa en las áreas monitoreadas, representando esto entre un 20-30% con respecto al año anterior. Este tipo de condiciones son el reflejo de una serie de afectaciones a ecosistemas de zonas costeras que presentan una limitación avanzada en sus servicios ecosistémicos por procesos de contaminación, deforestación, manejos inadecuados, entre otros.
Adicional a estas afectaciones que se dan como procesos naturales con influencia directa de actividades antropicas, los crecimientos desmedidos y sin planificación alguna de los asentamientos urbanos genera un aumento de la amenaza por erosion costera sobre las comunidades, siendo esta una condicion generalizada para los cinco (5), municipios costeros monitoeados, encontrado mayores afectaciones sobre los municipios de Los Cordobas, Moñitos y Puerto Escondido (Figura 21).


TASA DE REGRESIÓN LINEAL - MINUTO DE DIOS
MAR CARIBE
MUNICIPIO DE LOS CÓRDOBAS
Puerto Rey
Minuto de Dios
Los Córdobas
Córdoba
Antioquia
Transectos Tasa LRR (m/año)
-5.3 < LRR <= -3.0
-3.0 < LRR <= -2.0
-2.0 < LRR <= -1.0
-1.0 < LRR <= -0.5
-0.5 < LRR <= 0.5
0.5 < LRR <= 1.0
1.0 < LRR <= 2.0
2.0 < LRR <= 3.0
3.0 < LRR <= 31.2
Líneas de costa
Fecha
11/19/2015
11/18/2016
09/26/2017
11/20/2017
04/23/2018
09/28/2018
06/13/2019
10/20/2019
10/14/2020
11/20/2020
06/04/2021
11/23/2021

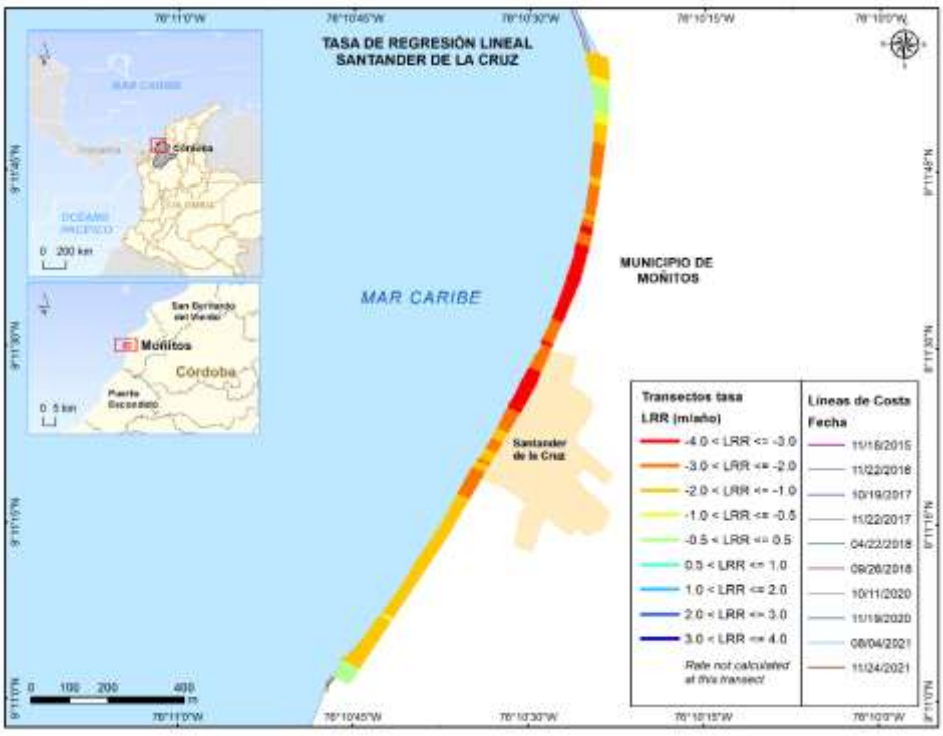
a)

TASA DE REGRESIÓN LINEAL, MOÑITOS
MAR CARIBE
CASCO URBANO DE MOÑITOS
Moñitos
Líneas de Costa
Fecha
09/26/2017
11/23/2017
04/22/2018
09/26/2018
06/11/2019
10/18/2019
10/11/2020
11/18/2020
06/04/2021
11/25/2021
Transectos Tasa LRR (m/año)
-4.0 < LRR <= -3.0
-3.0 < LRR <= -2.0
-2.0 < LRR <= -1.0
-1.0 < LRR <= -0.5
-0.5 < LRR <= 0.5
0.5 < LRR <= 1.0
1.0 < LRR <= 2.0
2.0 < LRR <= 3.0
3.0 < LRR <= 4.0

b)



c)



d)

Figura 21 Analisis de regresion lineal de líneas de costa, a) sector Minuto de Dios- Municipio de Los Córdobas, b) sector el Hoyito- municipio de Puerto Escondido, c) cabecera municipal de Moñitos, d) sector de Santander de la Cruz, municipio de Moñitos.

Con la identificación de áreas críticas, donde se obtuvieron los máximos valores de retroceso de linea de costa se realizo una idenfiticacion, caracterización y zonificación de áreas con potencial de recuperación buscando realizar procesos de restauracion y conversación de ecosistemas costeras (bosques de Manglar, Pastos Marinos, Corales, Acantilados y playas), como control a los procesos erosivos (Figura 22).

Figura 22. Zonificación de áreas con potencial de recuperación prioritaria en la línea de costa de Córdoba.

Con la identificación, caracterización y espacialización se logro determinar la prioridad de recuperación acorde al grado de intervencion, ocupación y manejo que se les están dando a estas áreas, siendo las áreas con ocupaciones urbanaz, aquellas áreas con una prioridad de recuperación alta, teniendo en cuenta el riesgo que se ha venido presentando y que ha sido posible evidenciar desde el año 2013 (año en el que inicio el monitoreo por parte del INVEMAR).

- **ALTA:** Centros poblados con amenaza alta por erosión costera, afectación a ecosistemas estratégicos y manejo inadecuado del territorio.
- **MEDIA:** áreas con amenaza alta o media por erosión costera con presencia de ecosistemas estratégicos.
- **BAJA:** áreas con amenaza media por erosión costera en áreas destinadas para la producción (ganadería y agricultura).

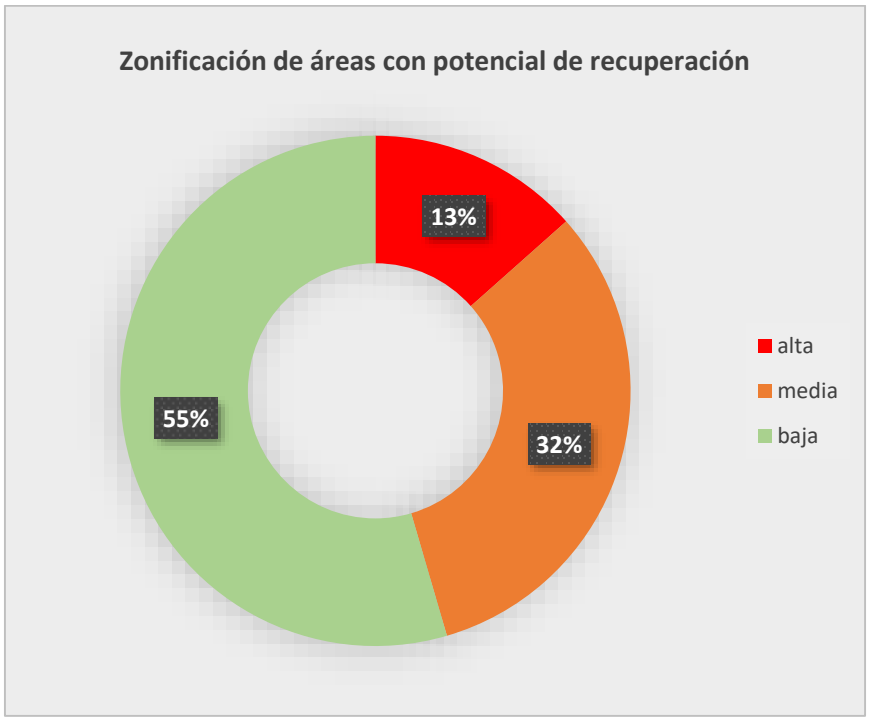


Figura 23. Zonificacion de areas con potencial de recuperacion segun la prioridad.

Entre los procesos de identificación, zonificación y caracterización se contro con el apoyo comunitario de cada área visitada, sin embargo, estos procesos de restauracion se deben realizar bajo el liderazgo de las autoridades departamentales y municipales con miras a determinar la mejor alternativa de control y mitigación.

El caso de playas en Buenaventura (Pacífico)

La Bocana y Piangüita

En estos sectores se realizaron 10 monitoreos a lo largo del año, desde el mes de marzo hasta diciembre, mediante la adquisición de puntos GNSS para extraer los perfiles de la playa y el análisis estadístico de línea de costa. En La Bocana, sectores como Vista Hermosa y Centro, arrojaron valores de retroceso mayores a los 6 metros y una homogeneidad en el volumen de arena a lo largo del año (entre 13 y 23 metros), a diferencia del sector Piangüita donde la línea de costa se mantuvo estable y atravesó un periodo de acumulación de sedimentos en la zona contigua al acantilado desde el mes de octubre en donde pasó de tener una altura promedio de 17 a 20 metros.

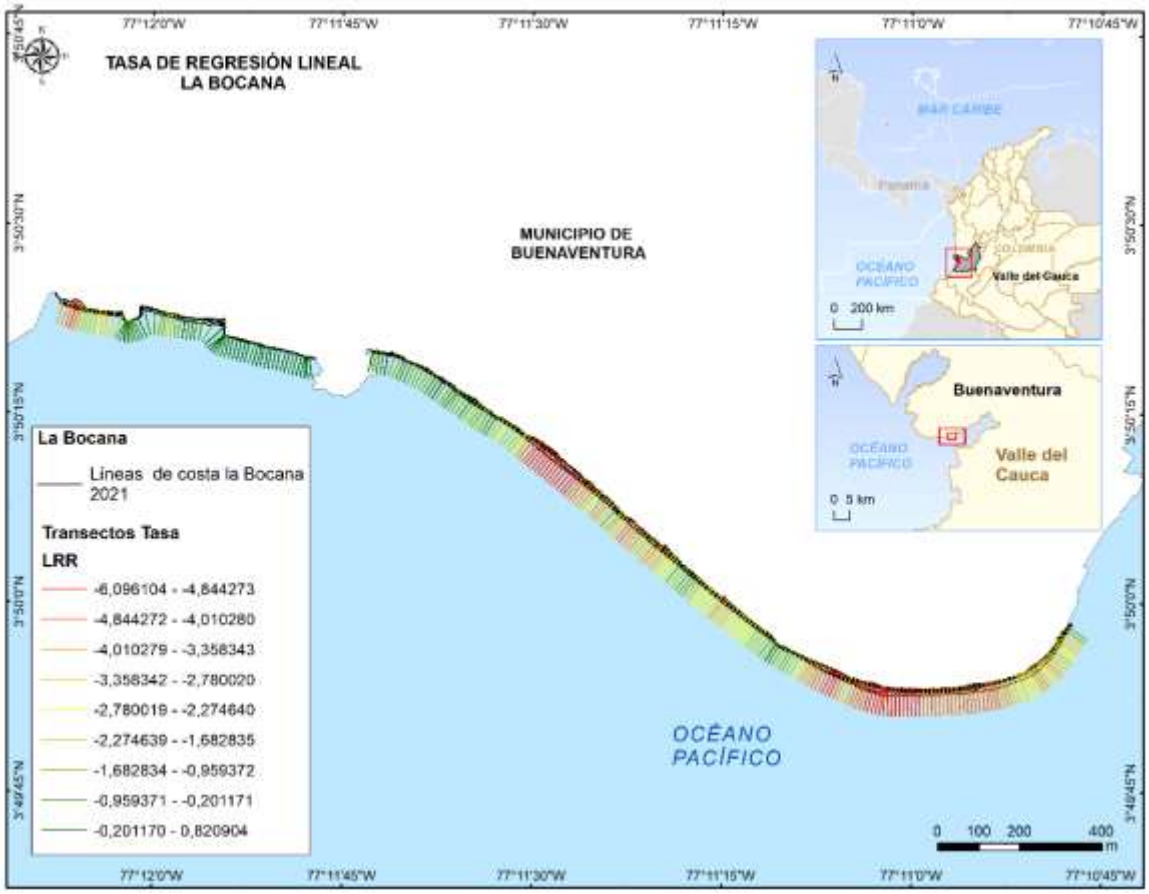


Figura 24. Distribución de los transectos con Tasa de regresión lineal de la línea de costa (LRR), La Bocana.

Punta Soldado

En Punta Soldado los resultados arrojan altos valores de retroceso mayores a los 21 metros, especialmente en la zona centro, frente a la base militar, en donde el retroceso de línea de costa empezó desde el mes de julio a socavar los cimientos del perímetro de la base, dejando ya para los últimos meses del año un volcamiento casi parcial de la estructura. en el centro también se puede observar una zona de acreción que realmente corresponde es a la acumulación de árboles sobre la línea de costa que no permite la adquisición del punto en la zona exacta de la línea, esta zona por el contrario ha reducido notoriamente tanto su volumen como su área vertical. En el noroeste a pesar de que los niveles de acreción no son muy grandes (2 m), esta zona se perfila como estratégica por el crecimiento continuo de manglar. En cuanto a volumen los mayores valores fueron de 20 a 23 m a lo largo del año, en el cual estos estuvieron ubicados en la curva del sector norte y la línea de costa de toda la isla hasta el mes de octubre en donde se empieza a notar un lavamiento asociado a las pujas de septiembre y octubre.

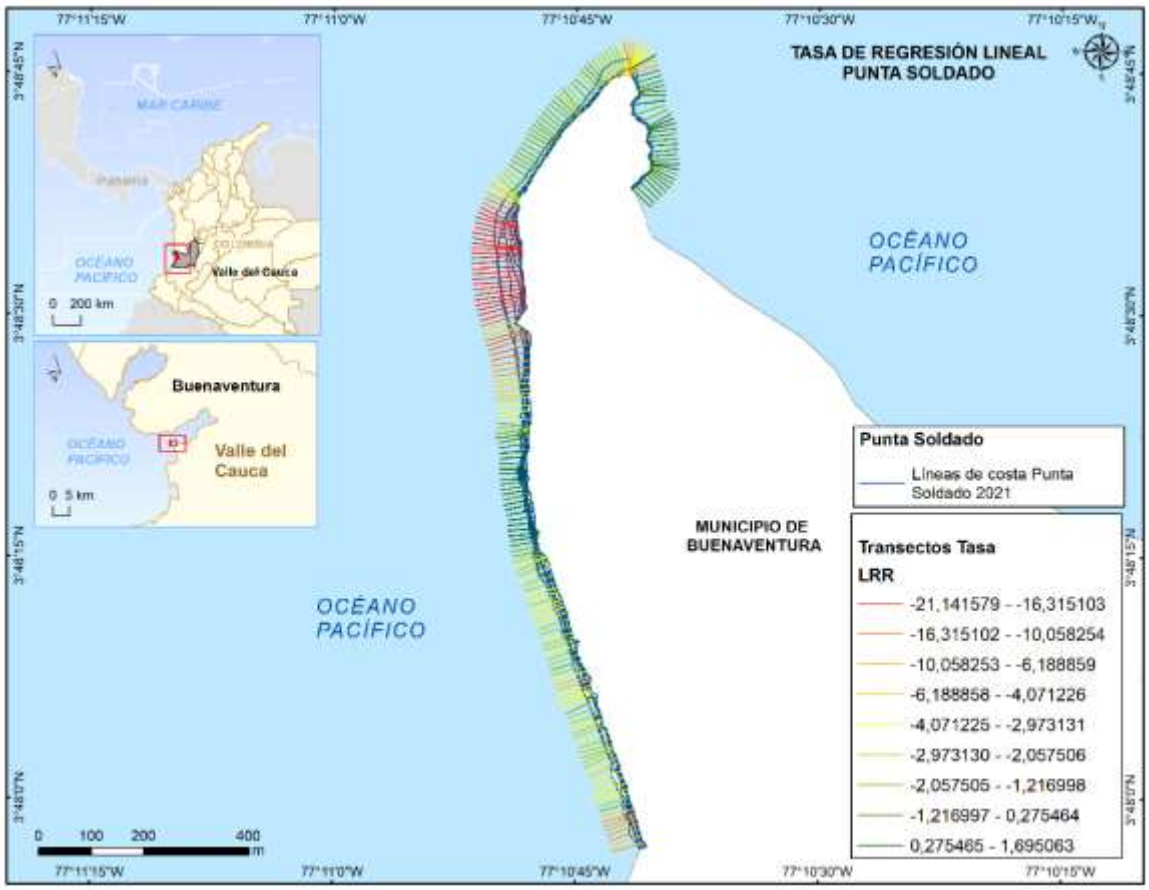


Figura 25. Distribución de los transectos con Tasa de regresión lineal de la línea de costa (LRR), Punta Soldado.

Fondos marinos

Plataforma continental al norte del departamento del Magdalena

Bloque de exploración GUA OFF 13

El área de interés del bloque GUA OFF 13 se encuentra ubicado sobre la cuenca Guajira Offshore al norte de Colombia, frente a los departamentos de Magdalena (Santa Marta) y La Baja Guajira (Dibulla). Éste actualmente representa una zona importante para el margen Caribe Colombiano, debido a su evolución e historia geológica y su estructura compleja, modelada por patrones, rasgos geomorfológicos y a su vez, los depósitos sedimentarios que conforman la cuenca. Con base en lo anterior, para establecer una visión general de las condiciones geológicas que conforman la configuración actual del bloque, se realizó el procesamiento y análisis de la información batimétrica subministrada en relación a siete (7) polígonos ubicados sobre el área de interés.

Geomorfología

A modo general, el bloque presenta características geomorfológicas y sedimentológicas propias de ambientes marinos con alta influencia de procesos continentales, principalmente erosivos como remociones en masas, diminución de pendiente por deslizamientos y posibles aportes sedimentarios en menor proporción del continente. De acuerdo a lo anterior, se encontró una geomorfología parcialmente uniforme, compuesta principalmente por unidades de tipo denudacional asociadas a pendientes, terrazas y canales, algunas de las cuales han sido producto de la influencia tectónica del margen Caribe Colombiano, así como el sistema de fallas de Oca y a procesos erosivos influenciados por el régimen hidrodinámico de la zona, caracterizado por la acción de las corrientes de fondo que han modelado una gran parte del paisaje submarino. También, se identificaron estructuras tipo pockmarks, las cuales corresponden a depresiones topográficas asociadas a la emanación de fluidos; cabe resaltar que, no se contó con información geofísica suficiente para establecer si corresponde y que clase de fluido emanan (Figura 26).

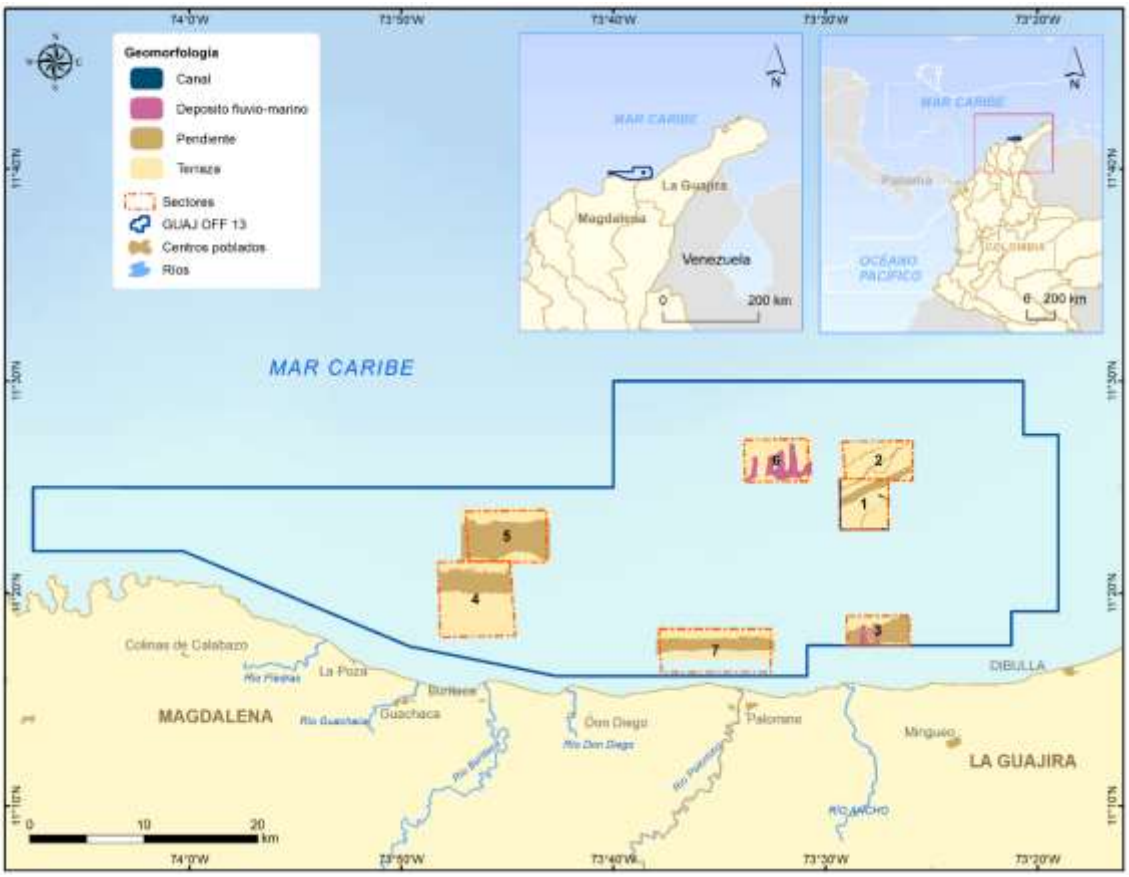


Figura 26. Mapa general de la ubicación de los sectores 1, 2 3, 4, 5, 6 y 7 del bloque GUA OFF 13.

Asimismo, los deslizamientos y flujo de derrubios son expresiones de la erosión que arrastra sedimentos, esencialmente, limosos, con arenas lodosas y lodos arenosos calcáreos (Figura 27), con contenido de moderado a alto en carbonatos y variaciones en proporciones de materia orgánica, características que se observaron relativamente homogéneas durante el análisis de los sedimentos

recolectados sobre el bloque GUA OFF 13, con un ligero aumento el contenido de arenas lodosas hacia la parte más cercana a la línea de costa y lodos en mayor profundidad sobre la plataforma continental.

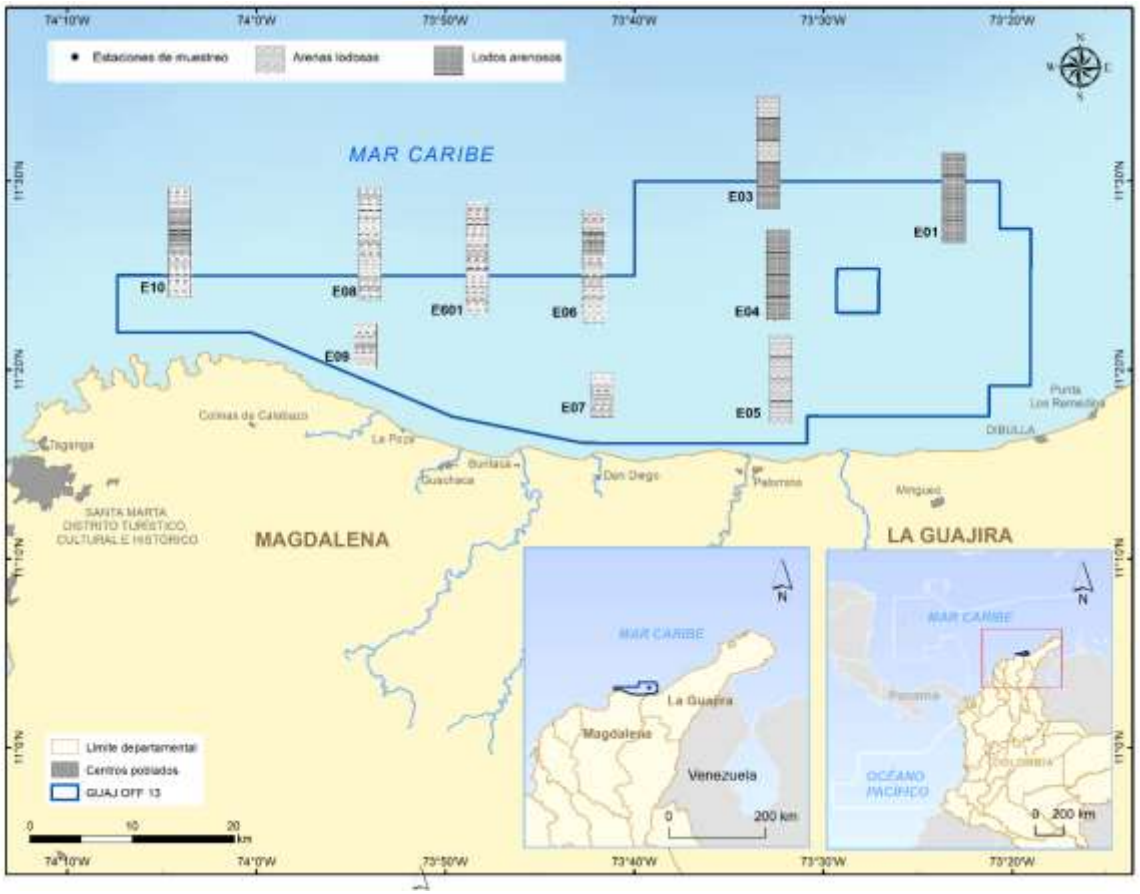


Figura 27. Mapa sedimentológico de las facies definidas para las muestras recolectadas en el bloque de exploración GUA OFF 13.

Plataforma continental del Pacífico colombiano

Área de exploración Cañón de Sanquianga

Geomorfologia

El Cañón de Sanquianga se encuentra situado sobre el segmento de la cuenca Patía con características morfológicas características de ambientes marinos con fuerte influencia del continente que se ve reflejado en el aporte de sedimentos por la red de canales fluviales que se observan sobre la plataforma y cuya particularidad está dada por el nivel de disección que se genera por procesos erosivos asociados a socavación y erosión de fondo.

Las terrazas y plataforma identificadas muestran características morfométricas asociadas a procesos depositacionales con inclinaciones suaves y extensas que se ven contrastadas por incremento en la elevación por procesos erosivos fuertes, principalmente hacia la zona noroeste. En ellas se logra identificar escarpes erosivos de gran extensión y cuyas inclinaciones se encuentran entre los 15° y 45° aproximadamente. Adicional a esto y teniendo en cuenta la rugosidad de la superficie del escarpe es posible evidenciar y separar masas removidas que alcanzan puntos de equilibro sobre la misma pendiente o se ubican sobre la pata del escarpe, generando consigo soporte para los deslizamientos que se encuentran sobre la pendiente (Figura 29).

Estos procesos ocurren principalmente por acción de la gravedad, la baja consolidación de los sedimentos y la incisión de los canales sobre dichos depósitos que generan procesos de carcavamiento e inestabilidad, sin embargo, cabe resaltar que el presente análisis es una interpretación del relieve y que se hace indispensable el análisis a partir de información geofísica que permita ampliar el conocimiento geomorfológico del cañón de Sanquianga.

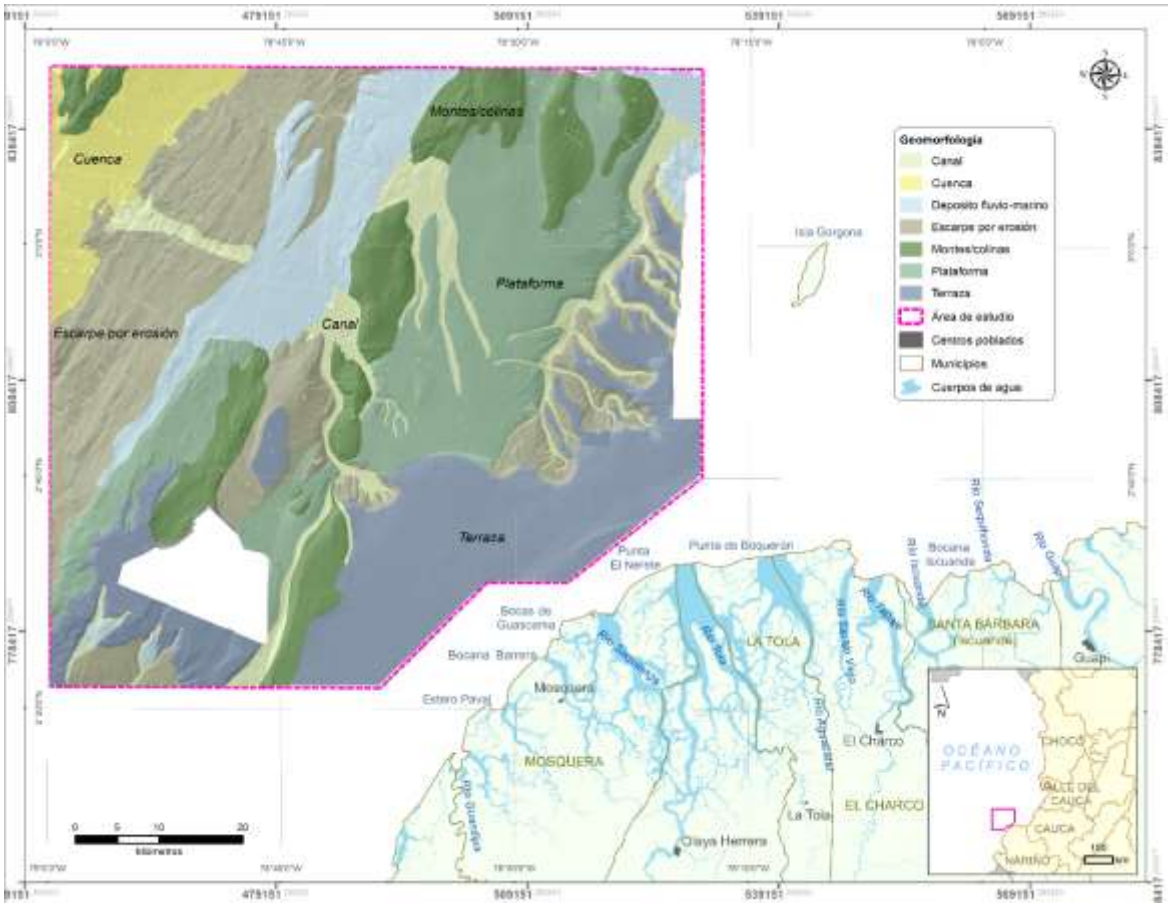


Figura 28. Mapa geomorfologico de exploracion del cañon de Sanquianga.

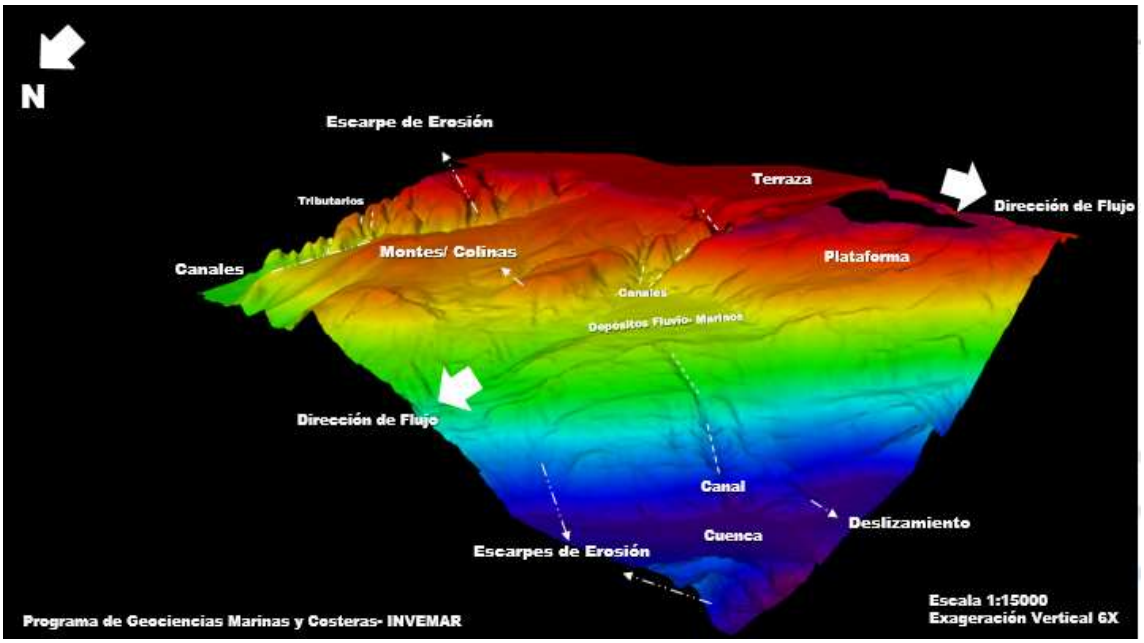


Figura 29. Modelo digital de profundidad del cañon de Sanquianga.

ESTADO DE LA CALIDAD AMBIENTAL DEL RECURSO HÍDRICO MARINO Y COSTERO EN EL CARIBE Y PACÍFICO COLOMBIANOS

Índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM

La zona costera de Colombia cumple una importante función ecológica y sus ecosistemas proporcionan una amplia gama de servicios ecosistémicos, sin embargo, estas áreas han sufrido en mayor medida la presión antropogénica (Rodríguez y Ruíz, 2010) y se ven amenazados por el aumento de la población y el consecuente crecimiento de actividades productivas que generan residuos contaminantes. Parte de esta presión, se manifiesta en los problemas de disponibilidad del agua en términos de estrés hídrico, escasez y contaminación, reflejando la necesidad de mantener la salud y sostenibilidad de los ecosistemas costeros, que, en particular están más expuestos a los eventos extremos de sequía e inundaciones (IDEAM, 2019).

Con el propósito de evaluar los cambios en las características del agua superficial marina y costera en Colombia, se estimó el $ICAM_{PFF}$ (índice de calidad de aguas marinas y costeras con fines de preservación de fauna y flora; Vivas-Aguas, 2011; Vivas-Aguas *et al.,* 2017; Vivas-Aguas *et al.,* 2021). Los resultados del índice dan soporte a los instrumentos de política pública para la evaluación y control de la contaminación del medio marino, en particular el Plan Nacional de Desarrollo 2018-2022 “Pacto Región Océanos”, que estableció una meta relacionada con el mejoramiento de la calidad de las aguas marinas y costeras, y su indicador “*Porcentaje de estaciones de monitoreo de*

aguas marinas con categorías aceptable y óptima"; el CONPES 3918 de 2018 "*Estrategia para la implementación de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) en Colombia*"; y el Plan Estadístico Nacional (PEN) 2017-2022.

Para el cálculo del $ICAM_{PFF}$, se utilizaron los datos recolectados en el programa nacional de monitoreo REDCAM "*Red de vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia*"; sistema que opera en articulación con el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – MinAmbiente, las corporaciones autónomas regionales y de desarrollo sostenible con jurisdicción marina – CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCRE, CVS, CORPOURABA, CODECHOCO, CVC, CRC, CORPONARIÑO y el Instituto de investigaciones marinas y costeras – INVEMAR, que coordina la Red y administra el sistema. Cabe mencionar que en el 2020 el muestreo nacional estuvo restringido por la Pandemia del Covid-19, por lo cual es este año solo se calculó el indicador para los departamentos Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, La Guajira, Magdalena, Bolívar y Córdoba.

1. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM

Definición e importancia del indicador

El índice de calidad de aguas marinas y costeras para la preservación de la flora y fauna ($ICAM_{PFF}$) es un indicador de estado que facilita la interpretación de las condiciones naturales y el impacto antropogénico de las actividades humanas sobre el recurso hídrico marino, en una escala de valoración de cinco categorías de calidad definidas entre 0 y 100 (Tabla 1; Vivas-Aguas, 2011; Vivas-Aguas *et al.,* 2014; Vivas-Aguas *et al.*, 2021).

Tabla 4. Escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM. Fuente: Vivas-Aguas, 2011; Vivas-Aguas *et al.*, 2021.

CATEGORÍAS	ESCALA DE CALIDAD	DESCRIPCIÓN
Óptima	100-90	Calidad excelente del agua
Adecuada	90-70	Agua con buenas condiciones para la vida acuática
Aceptable	70-50	Agua que conserva buenas condiciones y pocas restricciones de uso
Inadecuada	50-25	Agua que presenta muchas restricciones de uso
Pésima	25-0	Aguas con muchas restricciones que no permiten un uso adecuado

Para el cálculo del ICAM, se integra la información de ocho variables (*oxígeno disuelto, pH, nitratos, ortofosfatos, sólidos suspendidos, hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos equivalentes de criseno, demanda bioquímica de oxígeno y coliformes termotolerantes*) mediante una ecuación de promedio geométrico ponderado (Ecuación 1); en el caso del agua estuarina, se tienen en cuenta las concentraciones de *clorofila a*, en reemplazo de los *hidrocarburos del petróleo.* Estas variables representan según sus valores de aceptación o rechazo una calidad o condición del agua en función de los criterios de calidad nacionales o valores de referencia internacionales para la preservación de la flora y fauna (Vivas-Aguas, 2011; Vivas-Aguas *et al.,* 2017; Vivas-Aguas *et al.*, 2021).

$$ICAM = \left(\prod_{j=1}^{m} x_j{}^{w_j}\right)^{\frac{1}{\sum_{j=1}^{m} w_j}}$$ Ecuación 1

Donde,

j = subíndice asociado a las variables consideradas para el cálculo del ICAM, que toma valores entre 1 y m

m = cantidad de variables

x_j= valor del indicador (subíndice de calidad) de cada variable j

w_j= factor de ponderación (peso) de la variable j

$ICAM= [(X_{OD})^{0,16} \times (X_{pH})^{0,12} \times (X_{SST})^{0,13} \times (X_{DBO})^{0,13} \times (X_{CTE})^{0,14} \times (X_{HPDD})^{0,12} \times (X_{NO3})^{0,09} \times (X_{PO4})^{0,13}]1/\sum_{j=1}^{m} w_j$

1. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM

Fuente de los datos e información

Los resultados que aquí se presentan corresponden a los muestreos realizados en el marco de la REDCAM, los cuales están almacenados en la base de datos del sistema de información ambiental marina de Colombia - SIAM que administra el INVEMAR.

Periodo reportado

Año 2020. A pesar de las restricciones de la pandemia por COVID-19 y cuarentena estricta en el año 2020, se recolectaron datos en los departamentos del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, La Guajira, Magdalena, Bolívar, Sucre, Córdoba, Antioquia y Valle del Cauca. Sin embargo, en los departamentos de Sucre, Antioquia y Valle del Cauca no se contó con los criterios recomendados para la estimación del $ICAM_{PFF}$ para el número mínimo de variables y registros validados. Además, es importante mencionar que el muestreo en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina se realizó después del paso de los huracanes ETA e IOTA por el Caribe, que devastaron la isla de Providencia y dejaron graves daños en la isla de San Andrés.

Reporte o cálculo del indicador

Se presentan los resultados de la estimación del $ICAM_{PFF}$ para el año 2020 siguiendo la metodología de la operación estadística ICAM Vivas-Aguas *et al.* (2021), la ficha metodológica (Castillo *et al.*, 2021), atendiendo los lineamientos de calidad estadística de la Norma NTC PE 1000:2020 (DANE, 2020c) y de la ficha técnica de indicadores del Plan Nacional de Desarrollo 2018-2022: Pacto por Colombia, pacto por la equidad (INVEMAR y Minambiente, 2019).

Interpretación de los resultados

Análisis general

En el año 2020, la calidad del agua marina y costera en las 65 estaciones de muestreo evaluadas en los cinco departamentos monitoreados, estuvo entre las categorías óptima e inadecuada para el uso de preservación de flora y fauna. Según el análisis general los valores del $ICAM_{PFF}$ oscilaron entre 25,73 y 95,0 con un promedio de 70,57 ± 18,58, donde el 13% de las estaciones presentó calidad del agua óptima, el 46% adecuada, 21% aceptable y 21% inadecuada, particularmente en este período no se estimaron sitios con calidad pésima (Figura 30A).

A)

Categorías de Calidad	2018	2019	2020
Óptima	3%	5%	13%
Adecuada	63%	47%	46%
Aceptable	17%	26%	21%
Inadecuada	15%	20%	21%
Pésima	2%	1%	0%

B)

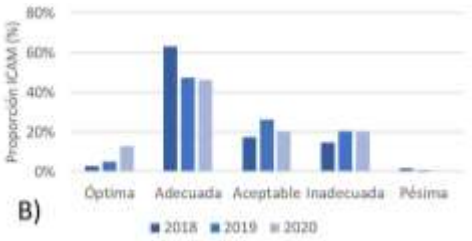


Figura 30. Porcentaje (%) de estaciones de monitoreo de aguas marinas y costeras evaluadas con el índice $ICAM_{PFF}$ en los años 2018, 2019 y 2020 (A). Tendencia en la proporción de las categorías de calidad (B) en el periodo 2018 a 2020.

Debido a las limitaciones de movilidad por la Pandemia de la Covid-19, en el 2020, no fue posible realizar el análisis del ICAM tradicional a escala nacional y regional con el comparativo entre años y regiones Caribe y Pacífico, teniendo en cuenta que no se pudieron evaluar todos los departamentos costeros. No obstante, como referencia se incluyeron los ICAM obtenidos en los cinco departamentos evaluados, los cuales son el soporte para el reporte de la Meta en el PND (Figura 30A y B).

A nivel espacial se encontraron diferencias entre departamentos (Prueba de Kruskal Wallis, H=19,35; p=0,0007). La calidad óptima del agua se presentó en mayor proporción en los departamentos del Magdalena (31%), Bolívar (14%) y el Archipiélago de San Andrés y Providencia (7%; Figura 31); la calidad inadecuada sobresalió en La Guajira (80%) y Bolívar (50%). Por otra parte, la ubicación de las estaciones mostró variaciones en el ICAM, de acuerdo con los diferentes cuerpos de agua. Las mejores condiciones se presentaron en las playas (mediana=82,57) y áreas insulares (mediana=79,61), en comparación con los frentes de desembocadura de ríos (mediana=57,75) y bahías (mediana=59,29).

1. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM

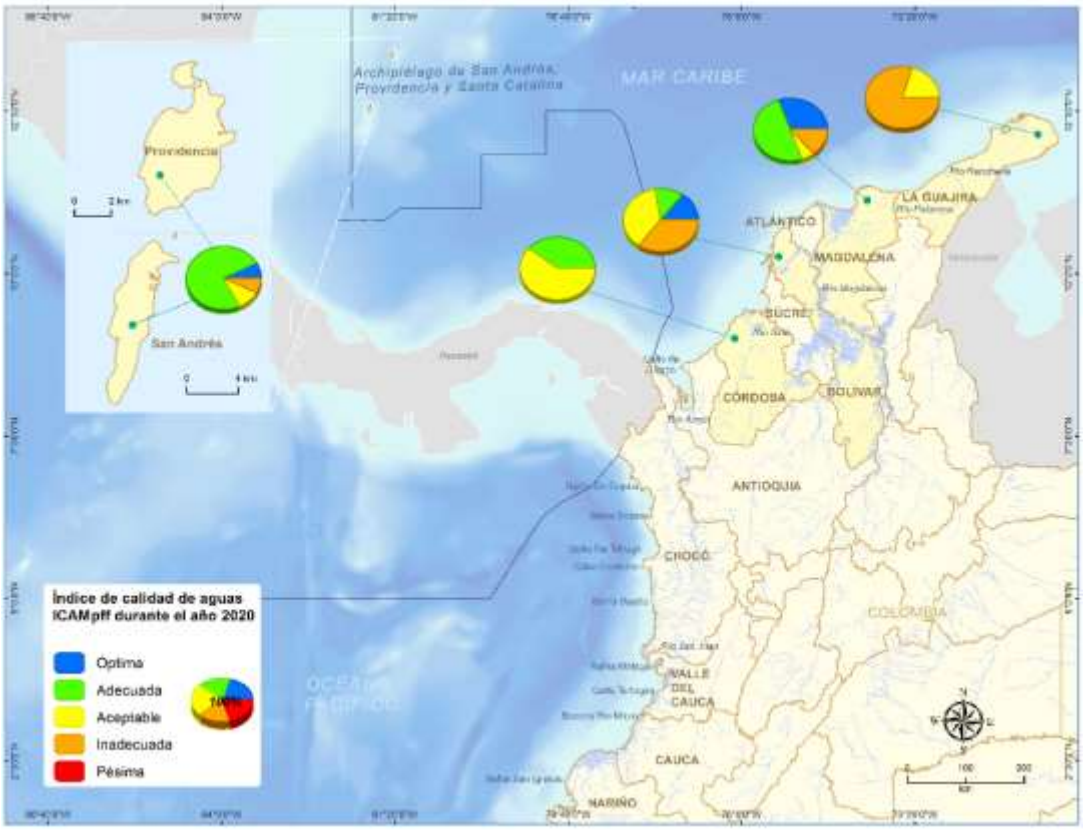


Figura 31. Representación de las categorías del índice de calidad de aguas marinas y costeras estimado en los departamentos costeros de Colombia en el año 2020 durante la Pandemia del Covid-19. Elaborado por: LABSIS (2020).

Limitaciones del indicador

El $ICAM_{PFF}$ está formulado para estimar la calidad del agua marino-costera con fines de preservación de flora y fauna. Se recomienda excluir aplicaciones en aguas típicamente continentales, ni en aguas oceánicas, teniendo en cuenta que las características del agua dulce, salmueras y aguas oceánicas, no son compatibles con las que determina este índice, y los resultados no estarían acorde con la calidad esperada.

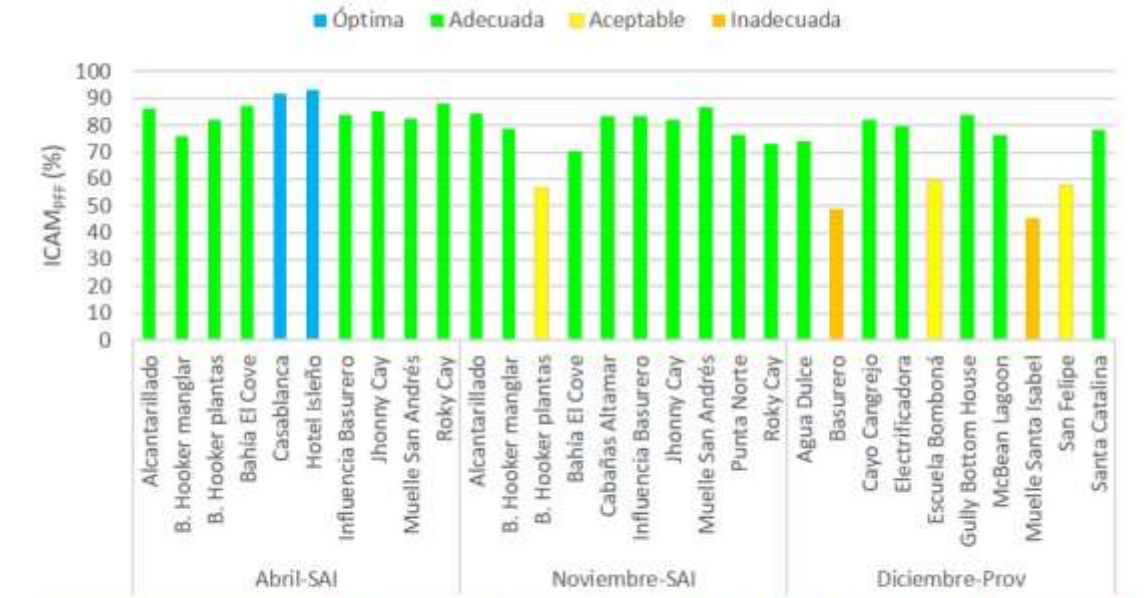
Para calcular el $ICAM_{PFF}$ no debe existir ausencia de datos; sin embargo, la ecuación de agregación permite soportar el cálculo del índice con un mínimo de seis (6) variables, pero debe considerarse el margen de confianza del resultado en su interpretación.

Análisis por Departamentos

Archipiélago de San Andrés y Providencia y Santa Catalina

En el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, se evaluaron 20 estaciones en las cuales la calidad del agua estuvo entre óptima e inadecuada (Figura 31), con valores del $ICAM_{PFF}$ entre 45,40 y 92,96 (Figura 32). En las estaciones monitoreadas el mes de abril, predominaron aguas con calidad adecuada en un 77% de las estaciones, y la calidad óptima en las estaciones Casablanca y Hotel Isleño. Es importante mencionar que, el muestreo de abril se realizó en el período de cuarentena con aislamiento obligatorio por la Pandemia del Covid-19, lo cual se reflejó en un efecto

positivo en las condiciones ambientales del agua marina, debido probablemente a la disminución en la presión de las actividades económicas y turísticas que se desarrollan en la Isla. En el mes de noviembre, permaneció la calidad óptima en la mayoría de las estaciones monitoreadas, solo en bahía Hooker plantas la calidad del agua fue aceptable, lo cual se atribuye a las concentraciones de nitratos y Coliformes termotolerantes. En diciembre, después del paso del Huracán IOTA, se realizó el muestreo de Providencia, en las estaciones donde se ubicaba el basurero y el muelle de Santa Isabel, la calidad del agua presentó condiciones inadecuadas, en la Escuela Bomboná y San Felipe la calidad fue aceptable y en las demás estacines la calidad fue aceptable. Las condiciones inadecuadas y aceptables, se deben a las altas concentraciones de Coliformes termotolerantes (>1600 NMP /100mL) que sobrepasaron el criterio de calidad (>200 NMP/100 mL; Minambiente, 2015).



Departamento	Óptima	Adecuada	Aceptable	Inadecuada	Pésima
San Andrés y Providencia	7%	77%	10%	7%	

Figura 32. Calidad del agua estimada con el $ICAM_{PFF}$ en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina en el año 2020.

La Guajira

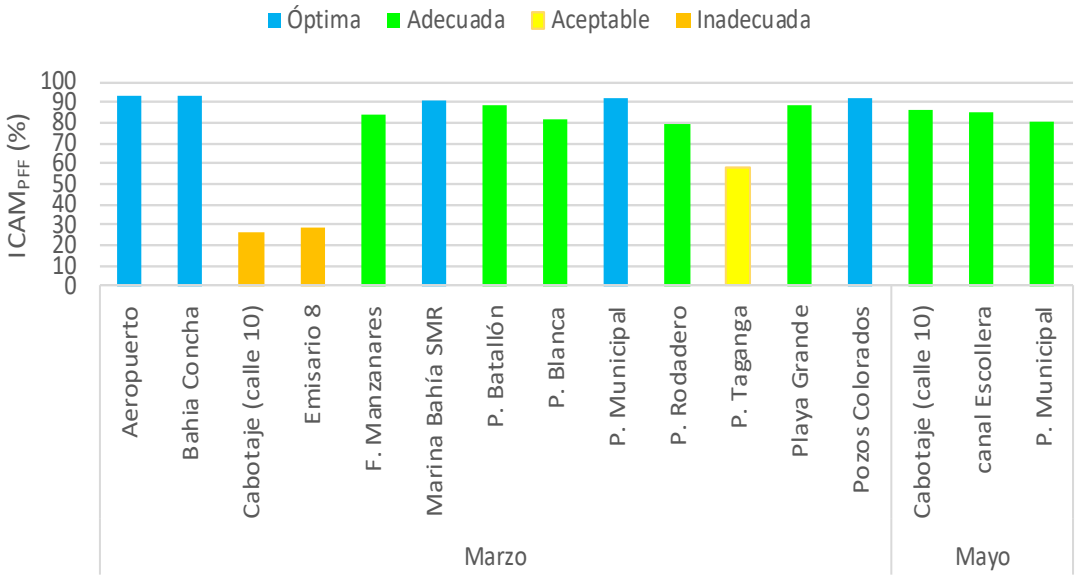
En el departamento de La Guajira se evaluaron 5 estaciones que mostraron condiciones de calidad del agua entre aceptable e inadecuada, con valores del $ICAM_{PFF}$ entre 41,95 y 60,3. En 4 estaciones, predominó la calidad inadecuada y en el vertimiento de Riohacha la calidad fue aceptable (Figura 33), estas condiciones se atribuyeron principalmente a los altos niveles de sólidos suspendidos totales, los cuales estuvieron relacionados con las lluvias que se presentaron en la zona en el mes de febrero 2020 (IDEAM, 2020) mes en el que se realizó el muestreo.

Departamento	Óptima	Adecuada	Aceptable	Inadecuada	Pésima
La Guajira	0%	0%	20%	80%	0%

Figura 33. Calidad del agua estimada con el $ICAM_{PFF}$ en el departamento de La Guajira en el año 2020.

Magdalena

En marzo se evaluaron 14 estaciones en el departamento del Magdalena que presentaron condiciones entre óptimas e inadecuadas, con valores del $ICAM_{PFF}$ entre 25,73 y 93,34 (Figura 34). La mayoría de estaciones mostraron buena calidad para la preservación de flora y fauna marina, con el 31% de las estaciones en calidad óptima y el 50% adecuada. El 6% de las estaciones tuvo calidad aceptable y el 13% calidad inadecuada, representado por las estaciones del emisario submarino de Santa Marta y el muelle de cabotaje (calle 10), donde se midieron altas concentraciones de Coliformes termotolerantes que superaron el criterio de calidad de la legislación nacional (>200 NMP/100 mL; Decreto 1076 de 2015 – Minambiente, 2015). En mayo durante la cuarentena, se muestrearon tres estaciones, que presentaron calidad del agua adecuada, en especial el muelle de Cabotaje (calle 10) registró una mejor calidad del agua, en comparación con el muestreo de marzo y años anteriores, lo que se puede atribuir a la cuarentena, cuando disminuyeron gran parte de las actividades socioeconómicas que generan aguas residuales que afectan el ambiente marino y costero.

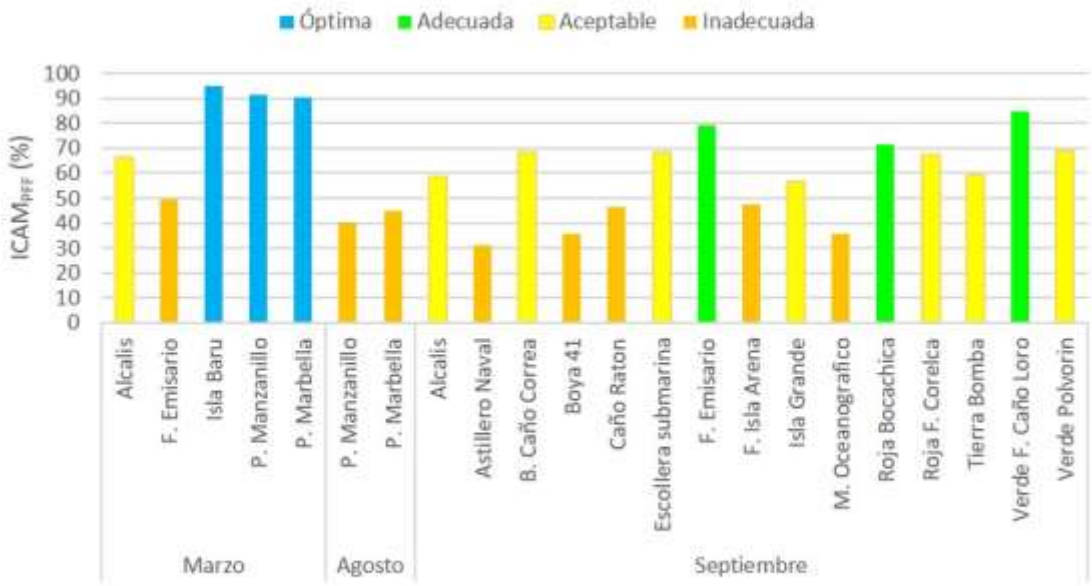


Departamento	Óptima	Adecuada	Aceptable	Inadecuada	Pésima
Magdalena	31%	50%	6%	13%	0%

Figura 34. Calidad del agua estimada con el $ICAM_{PFF}$ en el departamento del Magdalena en el año 2020.

Bolívar

En el departamento de Bolívar se evaluaron 18 estaciones que presentaron condiciones de calidad del agua entre óptima e inadecuada con valores del $ICAM_{PFF}$ entre 31,28 y 95,0 (Figura 35). El 14% de las estaciones con calidad óptima del agua marina se observó en el mes de marzo, en Isla Barú y las playas de Manzanillo y Marbella. Entre agosto y septiembre, predominaron las categorías aceptables (36%) e inadecuadas (36%), principalmente en las estaciones ubicadas en la Bahía de Cartagena, que tienen influencia de la descarga del Canal del Dique y por vertimientos de aguas residuales domésticas y escorrentías (INVEMAR, 2020a). Entre agosto y septiembre, se redujo notablemente la calidad del agua en la mayoría de estaciones, en especial en las playas de Manzanillo y Marbella donde se registró una calidad inadecuada. Así mismo, se evidenció el impacto negativo que tiene el incremento de las escorrentías sobre la calidad del agua, debido al aumento de las precipitaciones derivadas del evento La Niña que se desarrolló entre agosto y septiembre 2020 (IDEAM, 2020). Las variables que incidieron en estos resultados de calidad del agua fueron los nitratos, sólidos suspendidos totales y en menor proporción el oxígeno disuelto.

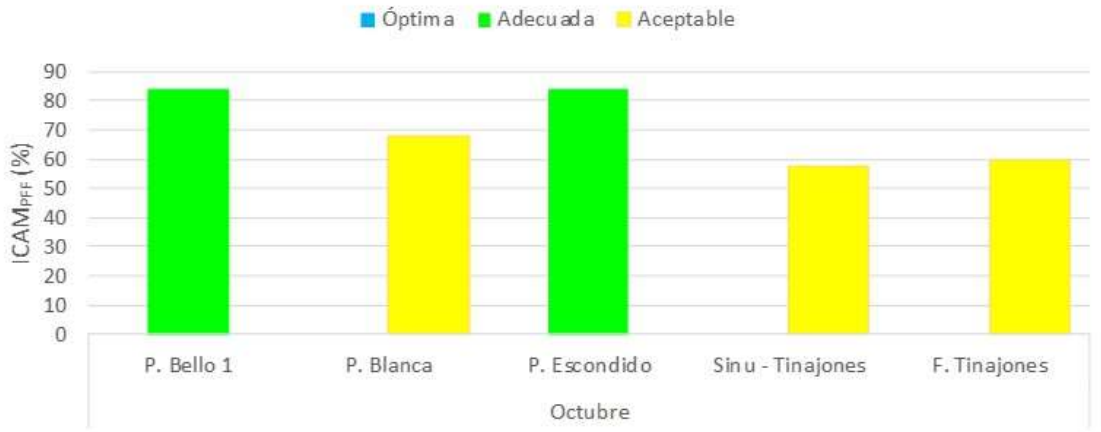


Departamento	Óptima	Adecuada	Aceptable	Inadecuada	Pésima
Bolívar	14%	14%	36%	36%	0%

Figura 35. Calidad del agua estimada con el $ICAM_{PFF}$ en el departamento de Bolívar en el año 2020.

Córdoba

En el departamento de Córdoba se evaluaron 5 estaciones en el mes de octubre, en las cuales la calidad del agua osciló entre adecuada y aceptable, con valores del $ICAM_{PFF}$ entre 57,75 y 84,19 (Figura 36). El 40% de las estaciones con calidad adecuada del agua marina se observó en Punta Bello 1 y Puerto Escondido. Las condiciones aceptables (60%) se presentaron en las estaciones ubicadas en playa Blanca y las que tienen la influencia del río Sinú (frente a Tinajones y en la desembocadura Sinú-Tinajones) que reciben las descargas de la cuenca hidrográfica, donde se ha reportado una mayor presión sobre el agua para los usos de riego de cultivos, ganadería y piscícola, en particular en el Bajo Sinú (IDEAM, 2019); condiciones que influyen en los contenidos de nutrientes que por escorrentías llegan a la zona costera, y que además se incrementan en los meses lluviosos como octubre 2020.



Departamento	Óptima	Adecuada	Aceptable	Inadecuada	Pésima
Córdoba	0%	40%	60%	0%	0%

Figura 36. Calidad del agua estimada con el $ICAM_{PFF}$ en el departamento de Córdoba en el año 2020.

Análisis de contraste ICAM y tensores antropogénicos

En la Tabla 5 se muestra un comparativo de los resultados del $ICAM_{PFF}$ entre los años 2018 al 2020, con la cantidad de estaciones que se vieron afectadas por tensores antropogénicos que deterioraron la calidad del agua marina y costera para la preservación de la flora y fauna. En el departamento del Magdalena, la calidad del agua mejoró notablemente en comparación con los años 2018 y 2019; sin embargo, en las estaciones del emisario submarino y muelle de cabotaje durante el 2020 se siguieron presentando condiciones inadecuadas debido a las descargas de aguas residuales. En La Guajira se mantuvieron las condiciones inadecuadas en las estaciones ubicadas frente a los drenajes de cuencas costeras, descargas de aguas residuales y playas con actividad turística. En Bolívar fue evidente la influencia de tensores y de la época de lluvias en el deterioro de la calidad del agua marina en la mayoría de las estaciones cercanas a la descarga de aguas residuales, actividades portuarias y playas con actividad turística; y en el Archipiélago de San Andres, Providencia y Santa Catalina, la afectación se presentó con tensores que han venido afectando la calidad del agua marina, asociados a residuos domésticos y la actividad portuaria de Providencia, en particular donde se ubicaba el basurero y el muelle de Santa Isabel, además del deterioro causado en la isla por el paso del Huracán IOTA.

Tabla 5. Principales tensores antropogénicos relacionados con las condiciones inadecuadas y pésimas de calidad del agua marino costera determinadas en los departamentos del Caribe y Pacífico colombianos en el 2018, 2019 y 2020. Los números representan la cantidad de sitios por departamento y el color de la celda la categoría de calidad. Naranja (condiciones inadecuadas), roja (condiciones pésimas).

TENSORES ANTROPOGÉNICOS	ACTIVIDADES TURÍSTICAS			DESEMBOCADURAS GRANDES CUENCAS			DRENAJE MENORES DE CUENCAS COSTERAS			ASENTAMIENTOS HUMANOS			DESCARGA AGUAS RESIDUALES			ACTIVIDADES PRODUCTIVAS, PORTUARIAS E INFRAESTRUCTURA		
DEPARTAMENTOS	***2018***	***2019***	***2020***	***2018***	***2019***	***2020***	***2018***	***2019***	***2020***	***2018***	***2019***	***2020***	***2018***	***2019***	***2020***	***2018***	***2019***	***2020***
San Andrés y Providencia		1	1								1	1					1	1
La Guajira	4		2			2	1			1						1		
Magdalena	1						5			1	1	2	1		2		1	
Atlántico	3	5		1	1											1		
Bolívar	3		3		1								1		1	1		3
Sucre	1									1								
Córdoba	1	1		2	2					1	2							
Antioquia	6	2	5			1			2					1				1
Chocó		3									1							
Valle del Cauca					1												1	
Cauca	2						1			2			1					
Nariño		2									2							

Los resultados del $ICAM_{PFF}$, permiten evidenciar que la calidad del agua se ve afectada principalmente por las descargas de aguas residuales domésticas, por lo cual se requiere avanzar en medidas eficaces que reduzcan la presión de estas fuentes de contaminación que afectan la calidad del agua en los ambientes marinos, como el incremento de la infraestructura de saneamiento básico de municipios costeros y la mejora de su funcionamiento (Superservicios y DNP, 2018). Adicionalmente es importante adoptar buenas prácticas productivas, ya que estas actividades también generan residuos que afectan la calidad del agua marina y costera. Con los resultados del presente reporte, se espera que las autoridades competentes del orden local, regional y nacional implementen acciones encaminadas a la protección de la calidad de las aguas marinas en el país, a través de los instrumentos de administración ambiental y el fortalecimiento de estrategias de prevención y mitigación de las fuentes contaminantes por parte de los entes territoriales, para garantizar la meta de tener el 34,7% de estaciones con calidad aceptable y óptima.

Recomendaciones

Debido a que el $ICAM_{PFF}$ incorpora en su estructura de cálculo variables que obedecen a cambios naturales y antropogénicos en la calidad del agua marina y costera, la representación del resultado esperado es adecuada, siempre y cuando los datos se hayan obtenido mediante técnicas analíticas sensibles a la matriz marina que permitan comparar los resultados en una escala nacional o internacional. Por esta razón, se recomienda usar los métodos de análisis ampliamente utilizados, validados y acreditados, como los que se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6. Métodos de análisis de laboratorio para las variables que conforman el ICAM. Vivas-Aguas *et al.*, (2021).

VARIABLE	MÉTODOS DE ANÁLISIS
Oxígeno disuelto (mg O_2/L)	Método electrodo de membrana (Standard Methods 4500-O G) (APHA *et al.*, 2017). Método sensor óptico (ISO 17289:2014).
pH (unidades)	Método potenciométrico (Standard Methods 4500-H^+ B) (APHA *et al.*, 2017).
Nitratos (µg $N\text{-}NO_3^-$/L):	Método colorimétrico basado en la reducción con cadmio y reacción por sulfanilamida (Strickland y Parsons, 1972).
Ortofosfatos (µg $P\text{-}PO_4^{3-}$/L):	Método colorimétrico del ácido ascórbico (Strickland y Parsons, 1972).
Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)	Filtración en membrana de fibra de vidrio, secado 103-105°C y gravimetría (Standard Methods N° 2540-D) (APHA *et al.*, 2017).
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	Incubación sin dilución durante 5 días a 20 °C (Standard Methods N° 5210 B) (APHA *et al.*, 2017; ISO 17289:2014).
Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)	Fermentación en tubos múltiples método de números más probable (Standard Methods 9221-E) (APHA *et al.*, 2017).
Hidrocarburos del petróleo disueltos o dispersos - HPDD (µg/L equivalentes de criseno)	Extracción líquido-líquido con hexano y cuantificación fluorométrica (Manual 13, UNESCO y COI, 1984).
Clorofila a (µg/L)	Método de Lorenzen, lectura por espectrofotometría (Standard Methods N°10200-H) (APHA *et al.*, 2017).

Como alternativas de control y seguimiento del estado de calidad determinado por el $ICAM_{PFF}$, se propone adoptar las medidas de seguimiento e investigación descritas en la Tabla 7, para identificar la posible causa y la fuente del deterioro de la calidad del agua, de manera que sirva para diseñar las medidas de reducción o mitigación del impacto sobre el ecosistema que esté siendo afectado.

Tabla 7. Opciones de medidas de seguimiento que se puedan adoptar según la valoración del índice ICAM. Tomado de Vivas-Aguas, 2011, modificado de Marín, 2001.

ESCALA DE CALIDAD	CATEGORÍAS	DESCRIPCIÓN
Óptima	100-90	Continuar con el monitoreo
Adecuada	90-70	Caracterización, diagnóstico, verificación
Aceptable	70-50	Monitoreo y evaluación: fisicoquímicos y tóxicos semestral
Inadecuada	50-25	Monitoreo trimestral /bioensayos/ medidas de control y vigilancia. Evaluación: fisicoquímicos y tóxicos plan de contingencia
Pésima	25-0	Monitoreo y seguimiento trimestral /bioensayos/ evaluación: fisicoquímicos y tóxicos /plan de contingencia/ aplicación de medidas de manejo

En función de las estrategias para la prevención, la reducción y el control de la contaminación del medio marino y costero, se hacen las siguientes recomendaciones:

A las CAR costeras

Incorporar en los planes de acción el desarrollo de las siguientes acciones a escala regional:

- Realizar mínimo dos muestreos anuales (periodos enero - abril y agosto - octubre) dirigidos al monitoreo de la calidad de aguas marinas en jurisdicción de la Corporación y reportar los resultados al INVEMAR como nodo central de la información en la base de datos de la REDCAM, con énfasis en las estaciones/sitios (puntos de muestreo) de la REDCAM seleccionados para el cálculo del ICAM y el seguimiento a la correspondiente meta del PND.

- A partir de los resultados del seguimiento al ICAM, y el control y vigilancia realizados por la Corporación, implementar las acciones requeridas a través de los instrumentos de administración ambiental, encaminadas a mejorar la calidad de las aguas marinas de los mencionados sitios (puntos de muestreo).

- Aplicar a los usuarios del recurso hídrico marino, las normas de vertimientos a cuerpos de agua, de conformidad con la reglamentación ambiental vigente, con énfasis en la Resolución 883 de 2018 “Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas marinas, y se dictan otras disposiciones”.

A los municipios concurrentes en la zona costera e insular:
En el proceso de formulación y/o revisión (según proceda) de los Planes de Saneamiento y Manejo de Vertimientos, considerar las acciones necesarias para avanzar en el saneamiento y tratamiento de las aguas residuales dirigidos a mejorar la calidad ambiental marina. Ante la ausencia de sistemas de tratamiento, aplicar alternativas para la gestión de los residuos líquidos.

A los usuarios del recurso hídrico, quienes realizan vertimientos puntuales a las aguas marinas:
Revisar, solicitar y aplicar, según proceda, las autorizaciones de vertimiento en virtud de los objetivos de calidad y metas ambientales que definan las autoridades ambientales competentes, de conformidad con la reglamentación vigente.

Calidad microbiológica del agua de baño en las playas turísticas

En Colombia, el turismo viene contribuyendo en mejorar la competitividad del país y se ha insertado en el mercado internacional como un destino innovador, diverso y de alto valor, bajo principios de sostenibilidad, responsabilidad y calidad (MCIT, 2018). Especialmente, el turismo de sol y playa tiene un interés predominante en las actividades de recreación y esparcimiento; sin embargo, los servicios ecosistémicos que brindan las playas, se ven afectados por las múltiples presiones y conflictos que, están generando la degradación de los recursos naturales que son indispensables para mantener el equilibrio ambiental, causando no solamente una pérdida económica sino una gran pérdida ecológica y cultural (Yonoff y Díaz, 2018).

La gran mayoría de playas turísticas están ubicadas cerca de asentamientos humanos donde se desarrollan múltiples actividades socioeconómicas que generan entre otros, residuos cargados con materia fecal, producto del manejo inadecuado de residuos sólidos y líquidos que afectan de forma directa e indirecta al mar y los cuerpos de agua costeros (INVEMAR, 2020a). Esta situación altera las condiciones de las playas y pone en riesgo la salud de los bañistas que están expuestos a contraer enfermedades gastrointestinales, infecciones de la piel, ojos, oídos o del tracto respiratorio (Vergaray *et al.*, 2007).

La evaluación de la calidad microbiológica del agua superficial en las principales playas de uso turístico del Caribe y Pacifico colombiano, se viene realizando desde 2001 en el marco del programa nacional de monitoreo de la Red de vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia – REDCAM. Con el propósito de determinar si el agua de las playas turísticas es apta o no para el uso recreativo de contacto primario, en el año 2021, se midieron los microorganismos indicadores de contaminación fecal, coliformes termotolerantes (CTE) y enterococos fecales (EFE). En este capítulo, se presenta, los resultados de las concentraciones de estos indicadores por playa y por departamento en el monitoreo del año 2021, y la tendencia histórica entre 2001 y 2021 con el percentil 95th. El análisis se realizó teniendo en cuenta los criterios de calidad establecidos por la legislación nacional (<200 NMP/100 mL CTE; Minambiente, 2015) y valores de referencia internacionales (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006).

Coliformes termotolerantes

Análisis general

En el año 2021, el 59% de las 97 playas evaluadas cumplieron con el criterio de calidad para el uso recreativo de contacto primario (baño de uso turístico), en términos de coliformes termotolerantes

(<200 NMP/100 mL CTE; Minambiente, 2015; Figura 37), (CTE) mostró que, las concentraciones oscilaron entre menor límite de detección de la técnica analítica (<1,8 NMP/100 mL) y 16.000 NMP/100 mL, con un promedio de 730 ± 2185 NMP/100 mL de los 151 datos colectados.

El comportamiento histórico de CTE mostró una leve tendencia al aumento de las playas que cumplen con el calidad para uso recreativo de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015) (Figura 37), sin embargo, en los años 2012, 2013 y 2017 fue evidente la disminución del porcentaje de cumplimiento, debido a la cantidad de playas que sobrepasaron el criterio de calidad para CTE, particularmente, en los departamentos de Antioquia, Magdalena, Atlántico, Valle del Cauca y Nariño de manera recurrente.

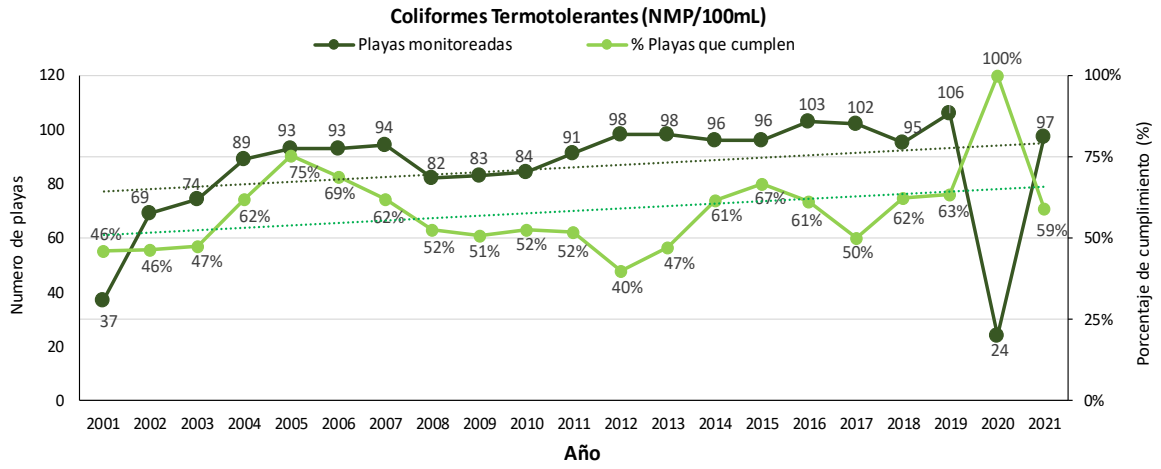


Figura 37. Tendencia del número de playas turísticas evaluadas entre 2001 y 2021 en Colombia y su porcentaje de cumplimiento, de acuerdo con el criterio de calidad para coliformes termotolerantes para uso recreativo de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015). Las líneas punteadas muestran la tendencia histórica.

Análisis regional

El análisis 2021 de CTE entre regiones mostró mejor calidad en las playas del Pacífico (mediana= 43,0 NMP/100 mL), en comparación con las playas del Caribe (mediana= 45,0 NMP/100 mL). En la costa Caribe el 66% de las 67 playas de uso turístico evaluadas, cumplieron con la calidad microbiológica para contacto primario principalmente las playas ubicadas en los departamentos de Bolívar (100%) y San Andrés y Providencia (89%); a diferencia de Sucre (33%) y de Antioquia (0%), donde todas las playas registraron concentraciones altas de CTE, incumpliendo con el criterio de calidad microbiológica para aguas de baño de uso recreativo (Figura 38).

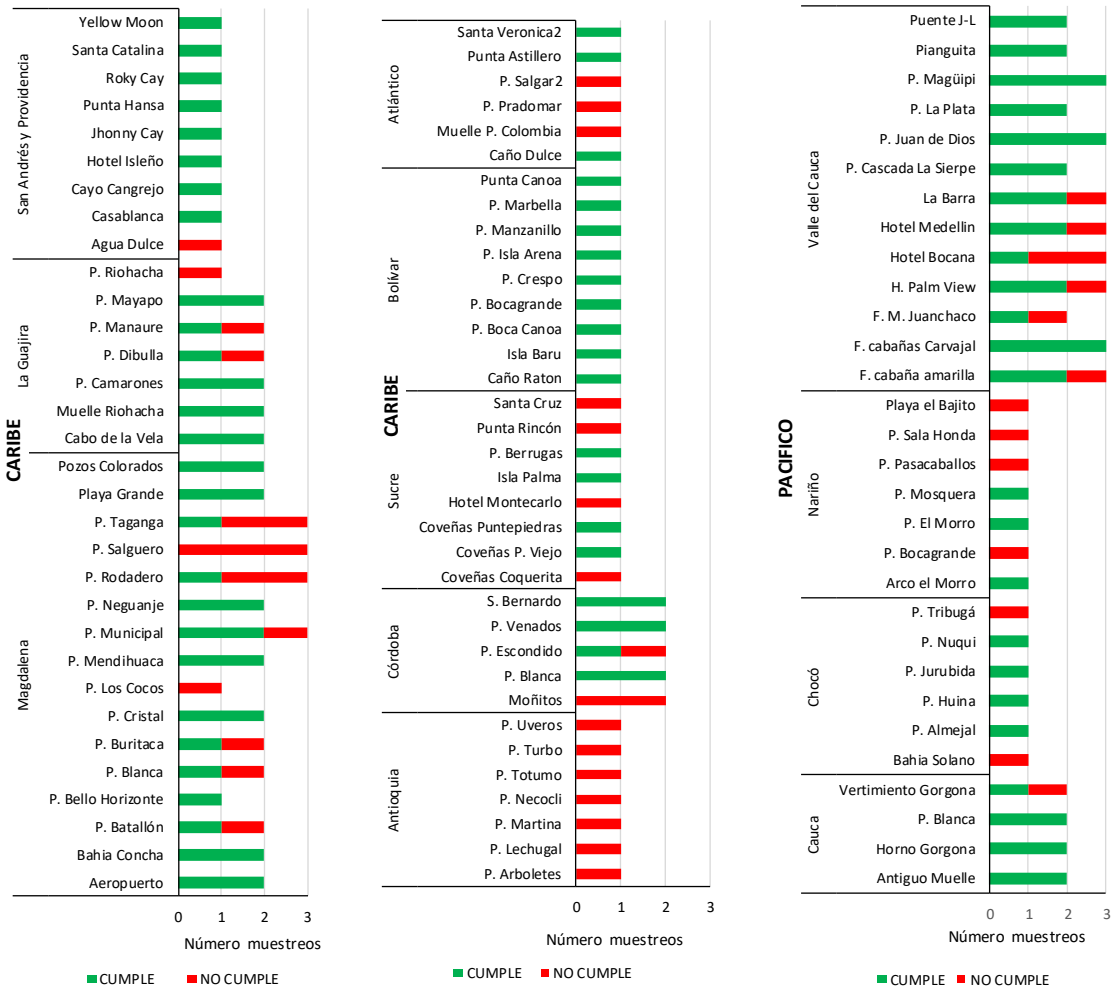


Figura 38. Muestreos realizados en el año 2021 en las playas turísticas de los departamentos del Caribe y Pacífico colombiano y estado de cumplimiento (cumple / no cumple) del criterio de calidad para coliformes termotolerantes para uso recreativo de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015).

En la costa del Pacífico el 75% de las 30 playas fueron aptas para contacto primario, con la mayor proporción de cumplimiento en el departamento del Cauca (88%) donde solo la estación vertimiento Gorgona presentó incumplimiento, y en el departamento del Valle del Cauca (79%) en algunos muestreos puntuales de seis playas (Figura 38), mientras que el mayor incumplimiento se presentó en Nariño (43%).

Los resultados de cumplimiento de calidad del agua de baño por coliformes termotolerantes, estuvieron relacionados con las características de las zonas donde se ubican las playas. De las 97 playas evaluadas a nivel nacional, 16 son de tipo natural y se encuentran en áreas marinas protegidas, 41 están en zonas urbanas y 40 en zonas rurales.

Los análisis estadísticos mostraron diferencias entre los tipos de playa (Kruskal Wallis, H=10,40; p=0,0055). El 15 % de las playas ubicadas en zonas naturales presentaron incumplimiento, el 25% en zonas rurales y el 46% en zonas urbanas, superando el criterio de calidad de los CTE en los

muestreos realizados. Las concentraciones promedio de CTE más altas se observaron en playas urbanas (mediana= 170,0 NMP/100 mL), seguido de playas rurales (mediana=27,0 NMP/100 mL) y playas de áreas naturales (mediana=9,2 NMP/100 mL), lo cual indica que las playas urbanas son las que se ven más afectadas en su calidad por la influencia de los desechos urbanos a los que están expuestas. Así mismo, son las playas que generalmente, tiene mayor presión por el turismo de Sol y Playa.

Enterococos fecales

Dada la importancia de los Enterococos fecales (EFE) como indicadores de contaminación fecal, los cuales presentan una mejor relación con la presencia de agentes patógenos ya que sobreviven más tiempo en el agua de mar que los coliformes (USEPA, 2000; Savitchtcheva y Okabe, 2006; Vergaray *et al*., 2007), a partir del año 2006, se incluyeron en el monitoreo de aspectos sanitarios de la REDCAM, con el fin de fortalecer la vigilancia en indicadores de calidad de playas.

En 2021, el 75% de las 76 playas monitoreadas con EFE cumplieron con el valor de referencia para playa bandera azul (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006; Figura 39). Las concentraciones de EFE oscilaron entre menor límite de detección de la técnica analítica usada (<1,0 UFC/100 mL) y 2.300 UFC/100 mL, con un promedio de 117,28 ± 304,04 UFC/100 mL EFE de los 97 datos colectados.

El comportamiento histórico de EFE mostró una tendencia ligera al aumento en el número de playas evaluadas, y una disminución en el porcentaje de cumplimiento del valor de referencia para bandera azul (Figura 39), especialmente en el 2021 comparado con los últimos 5 años cuando fueron superiores al 75%. En el 2020 si bien fue menor el número de playas monitoreadas, debido a las restricciones de movilidad de la Pandemia Covid-19, que limitó el monitoreo, cabe destacar que el 92% cumplió con el valor de referencia.

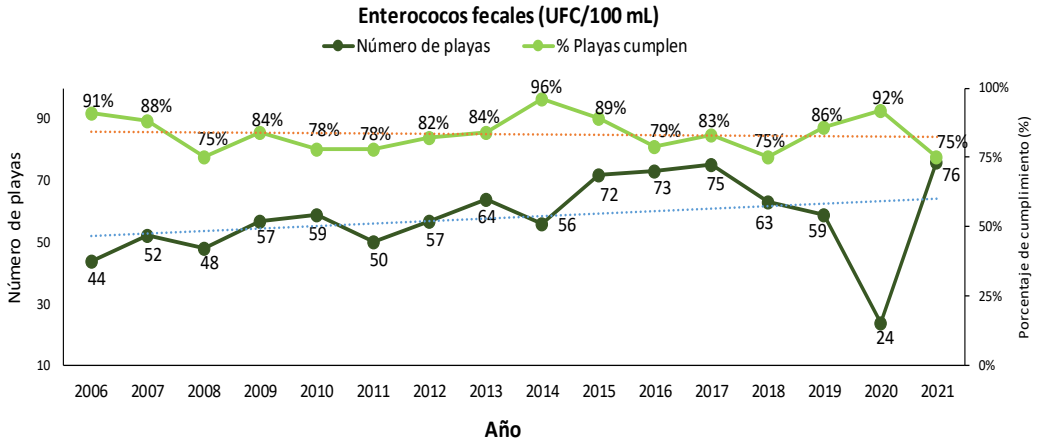


Figura 39. Tendencia del número de playas turísticas evaluadas entre 2006 y 2021 en Colombia y su porcentaje de cumplimiento, de acuerdo con el valor de referencia para Enterococos fecales para aguas de baño de uso recreativo bandera azul (100 UFC/100 ml de EFE; Unión Europea, 2006). Las líneas punteadas muestran la tendencia histórica.

Análisis regional

El análisis 2021 de EFE entre regiones mostró diferencias (p= 0,0578) y una mejor calidad microbiológica en las playas del Pacífico (19,89 ± 30,89 UFC/100 mL) en comparación con las playas del Caribe (156,80 ± 353,07 UFC/100 mL). En la costa del Pacífico el 96% de las 24 playas monitoreadas fueron aptas para aguas de baño de uso recreativo, con un cumplimiento del 100% en los departamentos del Cauca, Nariño y Valle del Cauca (Figura 40); solo Choco obtuvo un 83,3%, debido a que en la playa de Bahía Solano se registró una concentraciones de 134 UFC/100 mL EFE, incumpliendo con la referencia de bandera azul para aguas de baño de uso recreativo (Figura 40).

En la costa Caribe el 72% de las 52 playas evaluadas de uso turístico, cumplieron con el valor de referencia de EFE (100 UFC/100 mL; Unión Europea, 2006). La mayor proporción de cumplimiento según los muestreos realizados, se presentó en las playas ubicadas en los departamentos de La Guajira (100%), San Andrés y Providencia (100%) y Magdalena (92%); mientras que en Córdoba (60%), Atlántico (50%), Sucre (38%) y Antioquia (29%) 5 de las 7 playas evaluadas presentaron concentraciones altas de EFE, incumpliendo con el criterio de calidad para playas bandera azul (Figura 40).

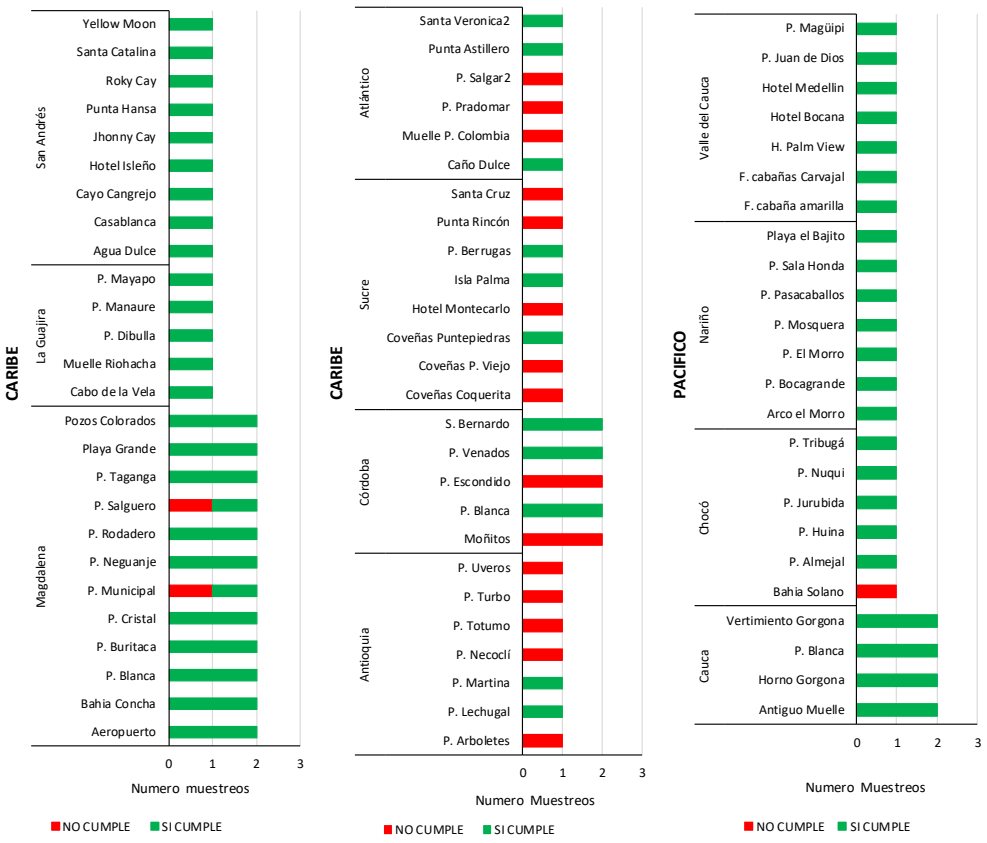


Figura 40 Muestreos realizados en el 2021 en las playas turísticas de los departamentos del Caribe y Pacífico colombiano y estado de cumplimiento (cumple / no cumple), de acuerdo al valor de referencia para enterococos fecales para aguas de baño de uso recreativo bandera azul (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006).

El análisis comparativo 2021 por departamentos y para ambos indicadores microbiológicos (*coliformes termotolerantes* y *Enterococos fecales*) presentó diferencias significativas (p=0.0611). En los departamentos de La Guajira, Magdalena, Valle del Cauca y Nariño, fueron evidentes las diferencias de cumplimiento entre CTE y EFE (Figura 41; <200 NMP/100 mL CTE; <100 UFC/100 mL EFE) En San Andrés y Providencia, Cauca y Chocó se obtuvieron los mayores porcentajes de playas que cumplieron con la calidad para aguas de baño con uso recreativo y bandera azul (Figura 41). Por el contrario, Atlántico, Sucre, Córdoba y Antioquia presentaron los porcentajes más bajos de cumplimiento. Es importante resaltar que con los CTE un gran porcentaje de playas incumplieron el criterio de calidad en comparación con EFE, en particular en Antioquia, donde ninguna playa cumplió la calidad para uso recreativo (Figura 5).

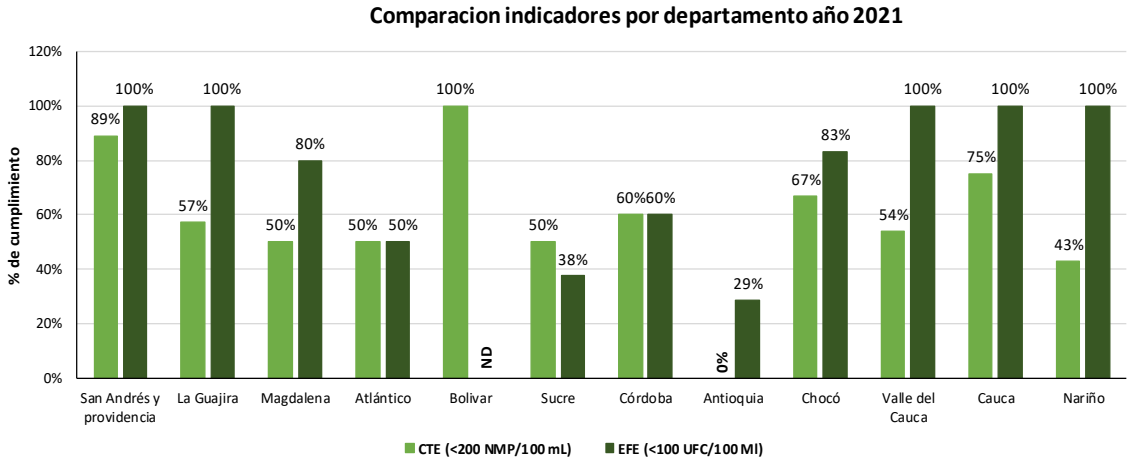


Figura 41. Comparación de la proporción de cumplimiento por departamento entre indicadores de calidad microbiológica para uso recreativo de contacto primario (CTE <200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015) y para la referencia de la Unión Europea para aguas de baño bandera azul (EFE <100 UFC/100 mL; Unión Europea, 2006) de acuerdo con las playas turísticas evaluadas en 2021 en el Caribe y Pacífico colombianos.

Los resultados de cumplimiento de calidad del agua de baño por EFE, al igual que para CTE, estuvieron relacionados con las características de las zonas donde se encuentran ubicadas las playas, mostrando diferencias significativas entre los tipos de playa (Kruskal Wallis, H=18,61; p=0,0001). Las concentraciones promedio de EFE más altas se observaron en las playas urbanas (mediana=47,0 UFC/100 mL), seguido de las playas rurales (mediana=12,0 UFC/100 mL), y las playas de áreas naturales (mediana=1,0 UFC/100 mL), lo cual indica que las playas ubicadas en las zonas urbanas y rurales presentan un mayor grado de incumplimiento por contaminación fecal. Este resultado se debe a las diferentes actividades de turismo desarrolladas en las playas urbanas y rurales que aumentan los desechos urbanos; a diferencia, de las zonas naturales, que en su mayoría se encuentran ubicadas en zonas de protección.

Los análisis de estos indicadores microbiológicos, confirman la recurrencia en el deterioro de la calidad de las aguas de baño de las playas turísticas, debido a que reciben aportes continentales a través de vertimientos directos o indirectos de aguas residuales domésticas de los centros urbanos que tienen deficientes sistemas de tratamiento. Además, en épocas de lluvia se lava el suelo cargado de microorganismos provenientes de excretas de humanos y de animales que por escorrentías

suelen estar presentes en las zonas emergidas y sumergidas de las playas (Hurtado-García *et al.,* 2009), sumado al incremento de bañistas que aumentan la carga microbiológica con el desarrollo de actividades recreativas, tanto en el agua como en la arena.

La buena calidad de las zonas de playa, es importante para el desarrollo de la actividad turística que debe ser sustentable para contribuir a la conservación de estos espacios naturales. La observación de que muchas de las playas evaluadas presentaron incumplimientos en los dos indicadores, resalta la importancia de seguir evaluándolos, y determinar las fuentes que están generando su presencia, ya que están asociadas a las diferentes actividades antrópicas para cada departamento. El seguimiento y vigilancia de la calidad sanitaria de las playas permite identificar las zonas más críticas, con el fin de formular medidas de prevención, mitigación y reducción de la contaminación enfocadas a la certificación de banderas azules para el desarrollo económico del país.

ECOSISTEMAS Y HÁBITATS

Arrecifes coralinos

Los arrecifes coralinos son estructuras tridimensionales que modifican dramáticamente el fondo marino alcanzando tamaños ciclópeos y son creadas por diminutos seres llamados pólipos. Los pólipos se asocian con algas microscópicas (zooxantelas) y gracias a ello liberan oxígeno y secretan carbonato de calcio, siendo por esto conocidos como corales duros o escleractíneos (Prahl y Erhardt, 1985; Cairns, 1999; Díaz *et al.*, 2000; Reyes *et al.* 2010). Son propios de aguas someras y cálidas, por lo que se les observa más comúnmente alrededor de los trópicos por todo el mundo, principalmente en zonas costeras, pero llegando incluso a tener presencia a los 6.000 m en los que la luz está ausente y por ende sus zooxantelas (Murray Roberts *et al.*, 2009). Los arrecifes coralinos pueden tener miles de kilómetros de extensión y generan entre otras funciones oxígeno, hábitat, alimento y protección para más del 25% de especies marinas (Príncipe *et al.*, 2011). Son muchos los bienes y servicios que le brindan a la humanidad generando desde protección costera hasta generación de divisas por buceo y turismo, siendo a la vez epicentros de biodiversidad y valor paisajístico. Su belleza, que les confiere valor económico y ecológico, hace que sea de vital importancia el continuar monitoreando, investigando, conociendo y preservando este ecosistema que es hoy por hoy el ecosistema marino emblemático de la humanidad, pese a estar seriamente amenazado por el cada vez mayor, deterioro ambiental (Burke *et al.*, 2011).

Localización y distribución

Las áreas coralinas en Colombia han sido exploradas con mayor detalle en aguas someras hasta los 30m de profundidad, tanto en el Caribe como en el Pacífico. En este sentido, dichas áreas comprenden además de las formaciones coralinas que le dan su nombre, una serie de biotopos y hábitats asociados, usualmente distribuidos en forma de mosaico, cuya localización puede ser determinada según la escala espacial de análisis, a partir de la naturaleza física del sustrato (geomorfología, sedimentología, etc.) y los componentes bióticos que cubren el fondo

principalmente (coral, algas, pastos marinos, esponjas, octocorales, etc). Con base en la revisión del Mapa Nacional de Ecosistemas Acuáticos, Continentales, Costeros y Marinos a escala 1:100.000, al interior de las áreas coralinas colombianas, los arrecifes de coral abarcan una extensión total de 290.000 ha, de las cuales aproximadamente 109.100 ha comprenden fondos con alta cobertura coralina donde la estructura del ecosistema es conspicua (INVEMAR, 2015b). Estas áreas en el Caribe se encuentran ubicadas en la región insular en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, así como en el borde costero en las zonas de bahía Portete, el sector de Chocó Darién y en el Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario y San Bernardo. En el Pacífico, los sitios mejor estructurados y con mayor cobertura del coral son la isla Gorgona, la ensenada de Utría, la isla Malpelo y Tebada. En el Caribe colombiano el 78% de las formaciones coralinas se encuentra dentro de diferentes categorías de conservación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) y para el Pacifico el 91%. Se puede acceder al Atlas de arrecifes coralinos de Colombia a través del siguiente enlace (https://areas-coralinas-de-colombia-invemar.hub.arcgis.com/).

2. Indicador de Condición Tendencia de Áreas Coralinas ICT_{AC}

Definición e importancia del indicador

El índice de condición tendencia de áreas coralinas (ICTAC) permite establecer de manera inicial la condición del ecosistema y con las series de datos anuales, las tendencias de la estructura ecológica en áreas coralinas de hasta 30 m de profundidad, a partir de cuatro variables: corales, macroalgas, peces arrecifales carnívoros y herbívoros (Rodríguez-Rincón *et al.*, 2014). El resultado del ICTAC será el estimado por el promedio aritmético de las variables transformadas (adimensionalmente) y será específico para el conjunto de estaciones de una localidad del Caribe o Pacífico colombianos.

Caribe

$$ICT_{AC} = \frac{CCV + CMF + BPH + BPC}{4}$$

Pacífico

$$ICT_{AC} = \frac{CCV + CMF + APH + APC}{4}$$

Dónde: CCV = Cobertura de coral escleractíneo vivo (Porcentaje), CM = Cobertura de macroalgas (Porcentaje), BPH = Biomasa de peces herbívoros para las familias Acanthuridae, Scaridae (g/100m^2), BPC = Biomasa de peces carnívoros para las familias Lutjanidae, Serranidae (g/100m^2). En el caso de los peces del Pacífico se trabaja con base en la Abundancia, APC =Abundancia peces carnívoros (ind/100m^2) y APH=Abundancia peces herbívoros (ind/100m^2).

Cada una de las cuatro variables que conforman el indicador, se clasifican según escalas de referencia para el Caribe y Pacífico colombiano como: deseable, buena, regular, alerta y no deseable (Tabla 8 y Tabla 9). Las áreas coralinas evaluadas más deterioradas (condición general de integridad biótica en regular, alerta y no deseable) obtendrán al final los valores más bajos (1,00-3,40), y las más conservadas (condición general de integridad biótica buena y deseable) los valores más altos (>3,41–5,00) (Rodríguez-Rincón *et al.*, 2014) (Tabla 10). La importancia de este indicador radica en su fácil aplicabilidad como herramienta para el monitoreo estandarizado de arrecifes de coral, permitiendo su comprensión para aumentar la gestión en la conservación integral del ecosistema.

2. Indicador de Condición Tendencia de Áreas Coralinas ICT_{AC}

Tabla 8. Valores de referencia para las variables del indice de condición-tendencia de áreas coralinas –ICT_{AC} (Rodríguez-Rincón *et al.*, 2014) en la región Caribe - Referencias de McField *et al.*, 2012).

Variables ICT_{AC} CARIBE	Deseable (5)	Buena (4)	Regular (3)	Alerta (2)	No Deseable (1)
Cobertura coral pétreo vivo CCV (%)	> 40	39,9 - 20	19,9- 10	9,9 - 5	< 5
Cobertura macroalgas CM (%)	0 - 1	1,1 - 5	5,1 - 12	12,1 - 25	> 25
Biomasa peces herbívoros BPH (gr/100m^2) Loros y cirujanos	> 3290	3290- 2740	2741 - 1860	1861- 990	< 990
Biomasa peces carnívoros BPC (gr/100m^2) meros y pargos	> 1620	1620 - 1210	1209- 800	390 - 799	< 390

Tabla 9. Valores de referencia para las variables del indice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICT_{AC} (Rodríguez-Rincón *et al.*, 2014) en la región Pacífico (tomado de SISMAC- INVEMAR). Para el Pacífico no se hace referencia a biomasa sino abundancia de peces.

Variables ICT_{AC} PACÍFICO	Deseable (5)	Buena (4)	Regular (3)	Alerta (2)	No Deseable (1)
Cobertura coral pétreo vivo CCV (%)	> 60	59,9 - 30	29,9- 15	14,9 - 10	< 10
Cobertura macroalgas CM (%)	< 9,9	9,9 - 10	20 – 39,9	40 – 59,9	> 60
Abundancia peces herbívoros APH (ind/100m^2) Loros y cirujanos	> 35,46	35,45 – 12,84	12,83 – 2,02	2,01 – 1,39	< 1,38
Abundancia peces carnívoros APC (ind/100m^2) meros y pargos	> 22,22	22,22 – 3,13	3,12 - 0,73	0,72 – 0,57	< 0,57

Tabla 10. Valores de referencia finales para definir el Indice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICT_{AC} (Rodríguez-Rincón *et al.*, 2014).

Condición general de integridad biótica en Arrecifes de Coral	Valor ICT_{AC}
Deseable	4,21 – 5
Buena	3,41 – 4,2
Regular	2,61 – 3,4
Alerta	1,81 - 2,6
No deseable	1.00 – 1,8

Fuente de los datos e información

Los resultados presentados corresponden a datos del monitoreo de arrecifes coralinos en la región Caribe continental, PNN Tayrona, PNN Corales del Rosario y San Bernardo (sectores Islas del Rosario e Islas de San Bernardo), Varadero y en el Caribe insular en el PNN Old Providence McBean Lagoon y en las 8 estaciones de Providencia con injerencia de Coralina(Figura 42) y en la región Pacífico en el SFF Malpelo, PNN Utría y PNN Gorgona (Figura 43). La información recolectada se encuentra salvaguardada en el Sistema de Información para el Monitoreo de Arrecifes Coralinos (SISMAC) contenido en el Sistema de Información Ambiental Marina de Colombia SIAM.

Periodo reportado

2. Indicador de Condición Tendencia de Áreas Coralinas ICT_{AC}

El periodo reportado corresponde a la información obtenida y analizada en el año 2021.

Reporte o cálculo del indicador

En la Figura 42 y Figura 43 se muestran las estaciones presentes en las distintas localidades de la región Caribe continental e insular y la región Pacífico respectivamente. Las gráficas montadas en los mapas indican el porcentaje de estaciones que presentaron cada condición del indicador, dando una idea del comportamiento de cada localidad.

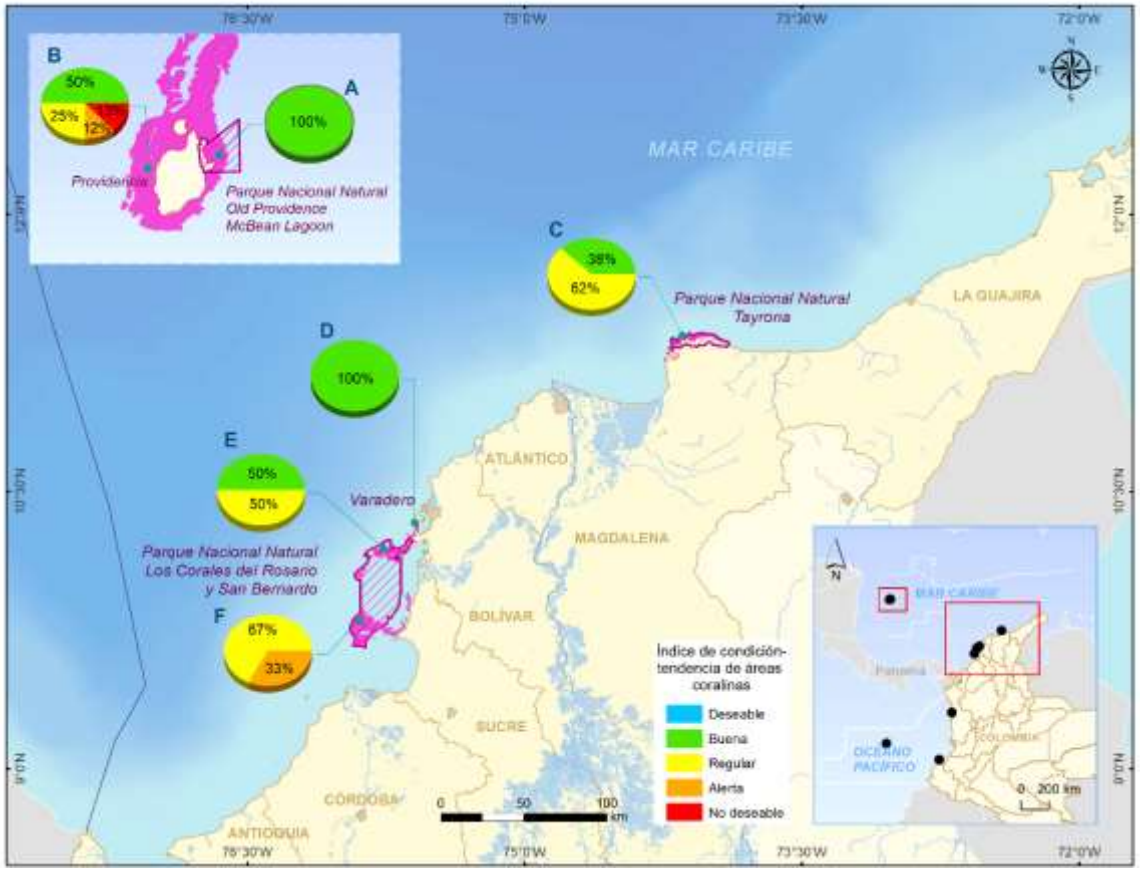


Figura 42. Localidades de monitoreo coralino y el estado de sus estaciones en el año 2021 según el índice de condición-tendencia ICT_{AC} para el Caribe colombiano: A. PNN Old Providence McBean Lagoon, B. Estaciones de Providencia con injerencia de Coralina, C. PNN Tayrona, D. PNN Corales del Rosario y de San Bernardo (Sector Islas del Rosario) E. PNN Corales del Rosario y de San Bernardo (Sector Islas de San Bernardo) F. Varadero. Elaborado por LABSIS (2020).

Aqunque los resultados del Caribe insular se presentan en un capitulo posterior de este informe, los resultados del monitoreo indican un mejor estado de las estaciones al interior del PNN McBean Lagoon con respecto a aquellas ubicadas alrededor de la isla de Providencia. En el Caribe continental se encontró que, en promedio, tan solo las estaciones de Varadero presentan una condición Buena, en contraste con las presentes en Tayrona, islas del Rosario e islas de San Bernardo cuya condición es Regular, principalmente por la abundancia de macroalgas.

2. Indicador de Condición Tendencia de Áreas Coralinas ICT_{AC}

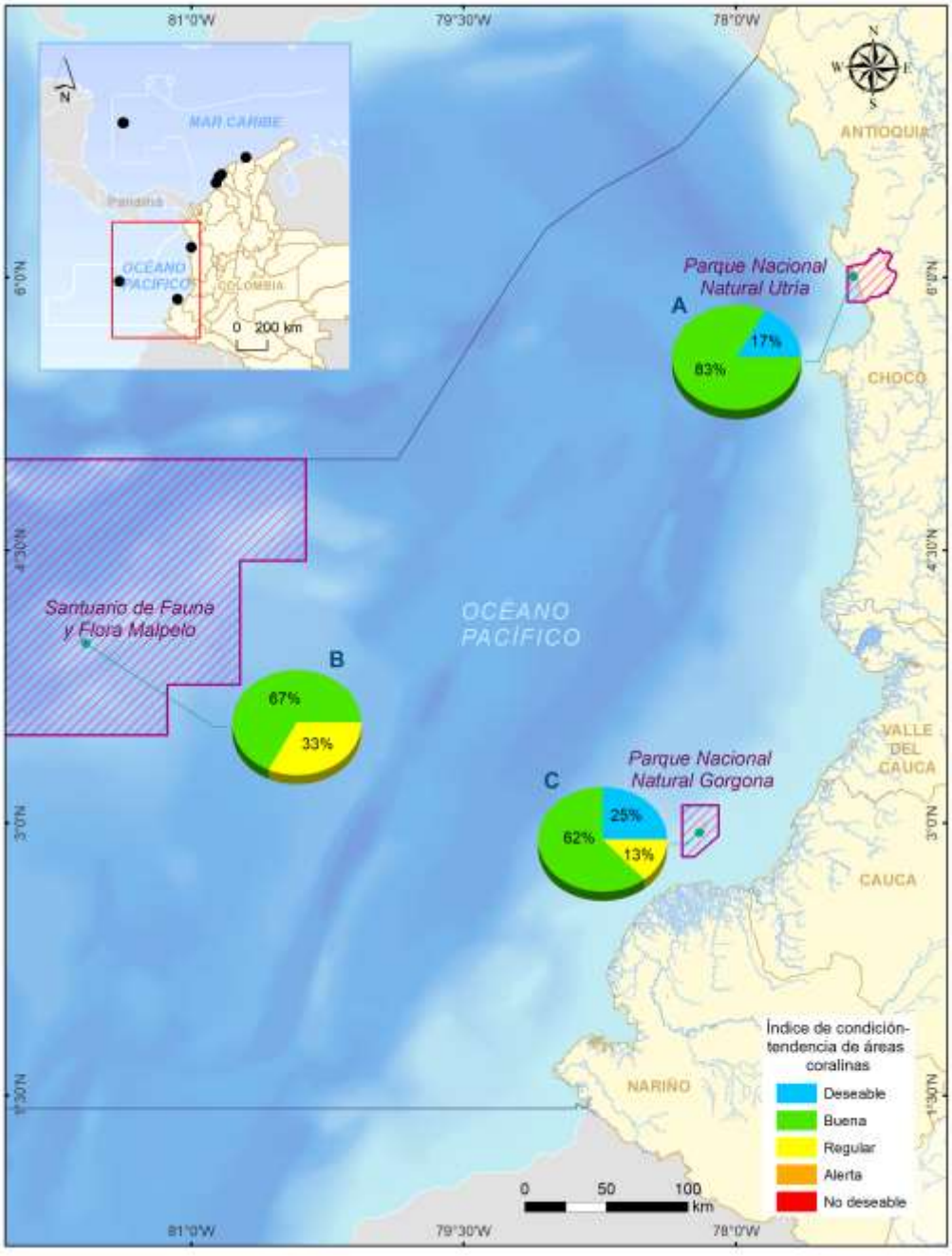


Figura 43. Localidades de monitoreo coralino y el estado de sus estaciones en el año 2021 según el índice de condición-tendencia ICT_{AC} para el Pacífico colombiano: A. PNN Utría, B. PNN Gorgona y C. SFF Malpelo. Elaborado por LABSIS (2020).

En el Pacífico (Gorgona y Utría) debido a un incremento de la cobertura de algas en los últimos años y baja sustancial en la cobertura coralina, su condición fue Buena.

Para una mayor claridad de los resultados se presenta un desglose del comportamiento de cada variable del indicador por área para el año 2021 (Tabla 11 y Tabla 12) con el fin de poder interpretar con mayor facilidad las tendencias de la Figura 6 y Figura 7.

2. Indicador de Condición Tendencia de Áreas Coralinas ICT_{AC}

Tabla 11. Condición de estado según el ICT_{AC} de los valores registrados para cada una de las variables del indice, observadas por áreas de la región Caribe continental en el año 2021. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable.

ÁREAS	AÑO	Cobertura Coral Vivo CCV (%)	Cobertura Macroalgas CM (%)	Biomasa Carnívoros BPC (gr/100 m²)	Biomasa Herbívoros BPH (gr/100 m²)
I. ROSARIO	2021	47,16	26,9	641,87	5123,23
I. SAN BERNARDO	2021	44,6	28,73	237,29	3488,18
TAYRONA	2021	51,06	37,45	1016,94	5500,68
VARADERO	2021	75,33	20,07	569,93	3433,40

Tabla 12. Condición de estado según el ICT_{AC} de los valores registrados para cada una de las variables observadas por áreas de la región Pacífico en el año 2021. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable.

ÁREAS	AÑO	Cobertura Coral Vivo CCV (%)	Cobertura Macroalgas CM (%)	Abundancia Carnívoros APC (ind/100 m²)	Abundancia Herbívoros APH (ind/100 m²)
GORGONA	2021	67,15	28,37	36,95	18,26
UTRÍA	2021	56,56	41,45	26,61	36,69
MALPELO	2021	44,76	1,25	107,27	0,27

Finalmente se presenta la tendencia observada a lo largo del monitoreo por categoría de Condición-Tendencia para cada región, Caribe y Pacífico, entre 2014 y 2021. La tendencia para las estaciones del Caribe continental se observa así:

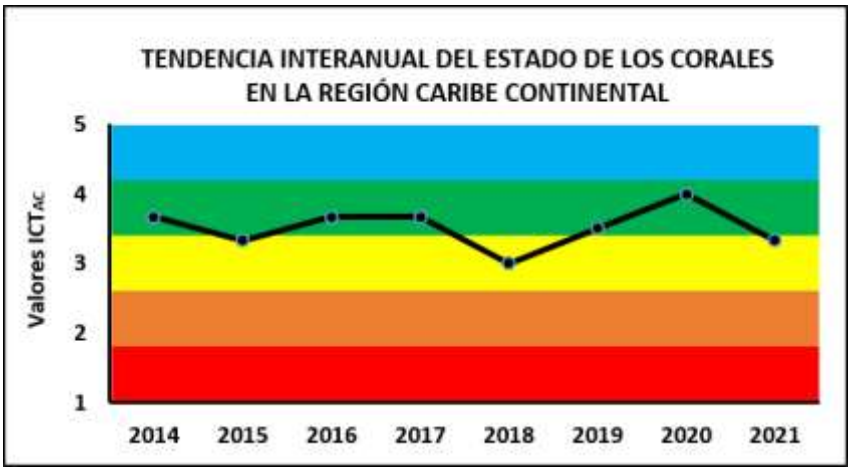


Figura 44. Tendencia promedio general observada a través del tiempo de las condiciones ICT_{AC} observadas en la totalidad de las estaciones de la región Caribe continental entre los años 2014 y 2021. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. Fuente: elaboración propia.

2. Indicador de Condición Tendencia de Áreas Coralinas ICT_{AC}

Por su parte, la tendencia de las estaciones ubicadas en las áreas del Pacifico se observan de la siguiente forma:

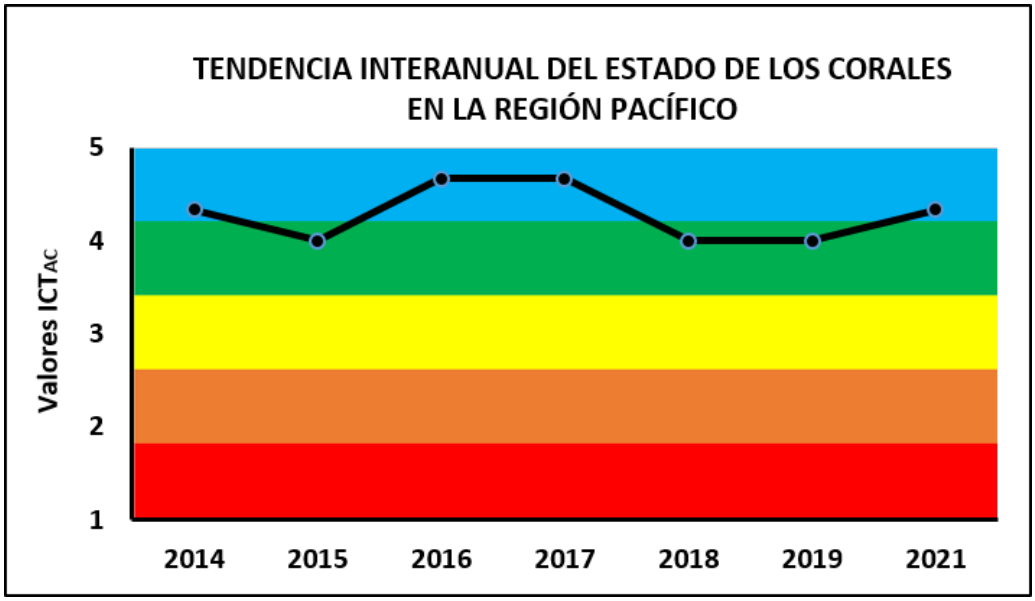


Figura 45. Tendencia promedio general observada a través del tiempo, del ICT_{AC} observados en la totalidad de las estaciones de la región Pacífico entre los años 2014 y 2021. Representación de los colores: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. Fuente: elaboración propia.

Interpretación de los resultados

Las gráficas en torta que se presentan en los mapas de cada una de las dos regiones reportadas este año, muestran el porcentaje de las distintas condiciones de integridad del ICT_{AC} exhibidas por las estaciones de monitoreo de cada una de las áreas durante el año 2021. Las tortas incluyen en el Caribe, las 12 estaciones del Tayrona, las 11 del sector de islas del Rosario, las 9 estaciones del sector de islas de San Bernardo y las 3 de Varadero. Por su parte en el Pacífico incluyen las 8 estaciones de Gorgona, las 6 de Utría y las 3 de Malpelo. Se observa que en general la tendencia para el Caribe continental fue hacia el estado Regular-Bueno, mientras para el Pacífico fue para el estado Deseable-Bueno.

La Tabla 11 y Tabla 12, permiten entender mejor la razón por la cual se califica la condición del ICT_{AC} para las estaciones de las distintas áreas ya que presenta los valores crudos obtenidos en el monitoreo para cada variable y el color representa su condición. Esto permite observar que para el Caribe continental la cobertura de macroalgas presenta valores bajos particularmente en Rosario y Tayrona (No Deseable) seguidos por San Bernardo y Varadero (Alerta), como resultado de procesos de deterioro (enfermedades, blanqueamiento, sedimentación, daño mecánico) que se han venido dando desde hace décadas en todo el Caribe, reduciendo la cobertura coralina y reemplazándola por macroalgas. A esta condición se suman los bajos valores obtenidos para biomasa de peces carnívoros, pargos y meros, que son objeto de pesca intensiva por parte de las comunidades de cada sector en particular. Es asi como se observa una situación crítica en San Bernardo (No Deseable), seguida por las otras tres áreas con condición de Alerta y Regular. Por fortuna tanto para la cobertura de coral vivo como para la biomasa de peces herbívoros la condición de Deseable estabiliza los promedios del indicador dejando al Tayrona y Varadero en condición Buena y en Regular a Rosario y San Bernardo.

Caso contrario sucede en el Pacífico en el que, para las tres áreas, la abundancia de carnívoros muestra un estado Deseable al igual que la cobertura de coral vivo en Gorgona y Buena para Utría y Malpelo. Se ha explicado en otras oportunidades que por la condición de insularidad de Malpelo no es muy común (de manera natural) tener abundancia de Herbívoros como se observa en Gorgona o Utría, por lo que esta situación deberá ajustarse en el indicador para que no sea sobre o subestimado por sus condiciones particulares.

2. Indicador de Condición Tendencia de Áreas Coralinas ICT_{AC}
Finalmente, la tendencia observada en las distintas regiones no ha fluctuado significativamente permaneciendo entre Bueno y Regular para el Caribe continental y entre Bueno y Deseable para el Pacífico. Como se puede observar, para el año 2021 en el Caribe, la tendencia desde el año 2018 mostraba un incremento, pero en este último año tiende nuevamente a bajar debido como ya se vió a la mayor incidencia de algas en todas las estaciones y disminución de las observaciones de peces carnívoros. Por el contrario en el Pacífico, tras venir estable los últimos años, la tendencia es a subir su calificación gracias a que varias estaciones mejoraron su calificación.
Limitaciones del indicador
Dado el carácter visual del monitoreo, las condiciones climáticas y oceanográficas podrían limitar la visibilidad para poder registrar los componentes del fondo e incluso los organismos en la columna de agua. Se aclara que, sólo eventos naturales y antropogénicos extremos pueden alterar la cobertura coralina y la presencia de peces de forma dramática.

Pastos marinos

Los pastos marinos, son plantas vasculares (angiospermas) que han emigrado de la tierra al mar, adaptándose fisiológicamente para cumplir todo su ciclo de vida sumergidas en agua salina-salobre. A nivel mundial existen alrededor de 60 especies distribuidas en cuatro familias y 12 géneros, de los cuales en el Caribe colombiano se encuentran tres familias y seis especies de las cuales *Thalassia testudinum* es la más frecuente y representativa de todas (Díaz *et al*., 2003). Son propias de las zonas costeras, protegidas y poco profundas de casi todas las áreas del planeta (Short *et al.,* 2007), dependiendo de la especie son más prósperas en aguas eurihalinas que en salobres. Por su ubicación en las áreas someras del mundo son indicadores del estado de salud de las zonas costeras y a su vez generan servicios ecosistémicos del tipo protección contra la erosión (Börjk *et al.*, 2008), son hábitat y alimento para diversas especies de interés comercial que luego migran hacia los arrecifes coralinos y manglares (De La Torre-Castro y Ronnback, 2004; Heck *et al*., 2003), proveen oxígeno a la columna del agua, mantienen la biodiversidad de organismos y son uno de los ecosistemas considerados con mayor capacidad de secuestro de Carbono frente a otros ecosistemas terrestres (Fourqurean *et al.,* 2012; Pendleton *et al.,* 2012).

Localización y distribución

Las praderas de pastos marinos de Colombia son propias del mar Caribe, prácticamente se presentan intermitentemente a lo largo de la costa encontrándose más del 85 % sobre la plataforma continental del departamento de La Guajira (Díaz *et al.*, 2003). Se presentan en forma monoespecífica o multiespecífica (*Thalassia testudinum – Syringodium filiforme* / *Halodule wrightii* / *Halophila decipiens* / *Halophila baillonis*) compartiendo hábitat con formaciones coralinas y/o de macroalgas, por eso en la actualización cartográfica y de distribución que se realizó en las áreas sin algún tipo de protección ambiental sobre este ecosistema como lo eran el departamento de La Guajira y el Chocó Caribe, se contabiliza su extensión actual en 58.704,14 ha de praderas de pastos marinos, 1.477,28 ha de áreas de macroalgas-parches de pastos marinos y 68,82 ha de coral-macroalgas-parches de pastos marinos para un total de 66.132,47 ha (Gómez-López *et al.*, 2014a).

A nivel nacional, la representatividad de pastos marinos dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas SINAP corresponde a 29%.

3. Indicador de condición tendencia de pastos marinos ICT_{PM}

Definición e importancia del indicador

El indicador de condición tendencia de pastos marinos (ICT_{PM}) evalúa la condición general de integridad biótica y por tanto del estado de conservación de praderas de pastos marinos y sus cambios a través del tiempo, por medio de la incorporación de información tomada en campo mediante la metodología SeagrassNet adaptada para Colombia (Gómez-López *et al.*, 2014a) de seis variables que miden atributos estructurales y funcionales de este ecosistema (densidad de vástagos, densidad de herbívoros, carnívoros y detritívoros/omnívoros, afectación por *Labyrinthula* spp. y/o afectación por invertebrados) en un sólo valor numérico.

La fórmula del ICT_{PM} al ser un indicador compuesto integrará la relación entre el valor real de cada una de sus variables componentes, en relación a la tabla de referencia (Vref) respectiva (Tabla 13, Tabla 13 y Tabla 14) y entre todos, por medio de una relación aritmética ponderada (Ecuación 1 en proceso) para finalmente dar un solo valor integral según escalas de referencia para el Caribe colombiano como: deseable, buena, regular, alerta y no deseable (Tabla 15).

Sólo como ejemplo:

$$ICT_{PM} = \left(\frac{D}{V\,ref\,D}\right)^{0.30} \times \left(\frac{DH}{V\,ref\,DH} + \frac{DCO}{V\,ref\,DCO} + \frac{DC}{V\,ref\,DC}\right)^{0.60} \times \left(\frac{L}{V\,ref\,L}\right)^{0.10} \quad \text{(Ecuación 1)}$$

D= Densidad de vástagos por m_2 convertido según Vref D= Valor de referencia de Densidad de vástagos

DH= Densidad de Herbívoros por m_2 convertido según Vref DH= Valor de referencia de Densidad de herbívoros

DCO= Densidad de detritívoros/omnívoros por m_2 convertido según Vref DCO= Valor de referencia de Densidad de detritívoros/omnívoros

DC= Densidad de Carnívoros por m_2 convertido según Vref DC= Valor de referencia de Densidad de carnívoros

L= Afectación por *Labyrinthula* spp. por cuadrante convertido según Vref DC= Valor de referencia de Densidad de carnívoros

Tabla 13. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (Vástagos/m^2) para praderas de pastos marinos monoespecíficas o mixtas con mayor proporción de *Thalassia testudinum*.

Condición general	Equivalente para el ICT_{PM}	Densidad *T. testudinum* (vástagos/m2)
Deseable	5	>400
Bueno	4	400- 288.01
Regular	3	288 – 176.01
Alerta	2	176 – 96.01
No deseable	1	<96

Tabla 14. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (vástagos/m^2) para praderas de pastos marinos mixtas dominadas por *Syringodium filiforme*.

Condición general	Equivalente para el ICT_{PM}	Densidad *T. testudinum* (vástagos/m^2)
Deseable	5	>240
Bueno	4	240- 144.1
Regular	3	144 – 96.1
Alerta	2	96 - 48
No deseable	1	<48

3. Indicador de condición tendencia de pastos marinos ICT_{PM}

Tabla 15. Escala de valoración preliminar de referencia para la afectación de *Labyrinthula* spp. del indicador de condición-tendencia pastos marinos– ICT_{PM}.

Condición general	Equivalente para el ICT_{PM}	% de afectación por *Labyrinthula* spp.	% mortalidad/estación de muestreo
Deseable	5	< 30	0 - 5
Bueno	4	31 - 40	6-20
Regular	3	41 - 60	21 - 40
Alerta	2	61 - 89	41 - 70
No deseable	1	>90	71 - 100

De acuerdo a lo mostrado en la ecuación ejemplo (Ecuación 1), cabe aclarar que los valores estipulados que corresponden a las ponderaciones de cada variable, son los primeros que se establecieron como marco de referencia de los rangos según la condición específica. La variable asociada a los grupos tróficos se encuentra aún en construcción y posterior validación, razón por la cual, aún no se cuenta con la ecuación general; sin embargo, se mantiene la toma de datos de forma periódica para generar mayor certidumbre en los rangos ya establecidos, para que puedan determinar de manera óptima los cambios en la condición de cada una de las áreas evaluadas.

Tabla 16. Escala ejemplo de valoración integral del indicador de condición-tendencia de pastos marinos – ICT_{PM}.

Condición general de integridad biótica en pastos marinos	Valor ICT_{PM}
Deseable	4,11-5,00
Buena	3,31-4,10
Regular	2,61-3,30
Alerta	1,81-2,60
No deseable	1,00-1,80

Fuente de los datos e información

Los resultados que aquí se presentan corresponden a los obtenidos de los monitoreos históricos en cada una de las siguientes áreas marinas: Caribe continental PNN Tayrona y PNN Corales del Rosario y San Bernardo

Periodo reportado

El reporte que se realiza en este informe corresponde a la información levantada en los Parques Nacionales Naturales Tayrona y Corales del Rosario y San Bernardo durante el 2021.

Reporte o cálculo del indicador

Como se ha referenciado en otros documentos similares, los valores de referencia para evaluar este indicador son la densidad de vástagos y afectación del hongo *Labyrinthula* spp. Si bien estas son sólo dos de las tres variables que se tienen en cuenta en el complejo del indicador, constituyen preliminarmente la base para poder calificar el estado de los pastos marinos del país.

3. Indicador de condición tendencia de pastos marinos ICT_{PM}

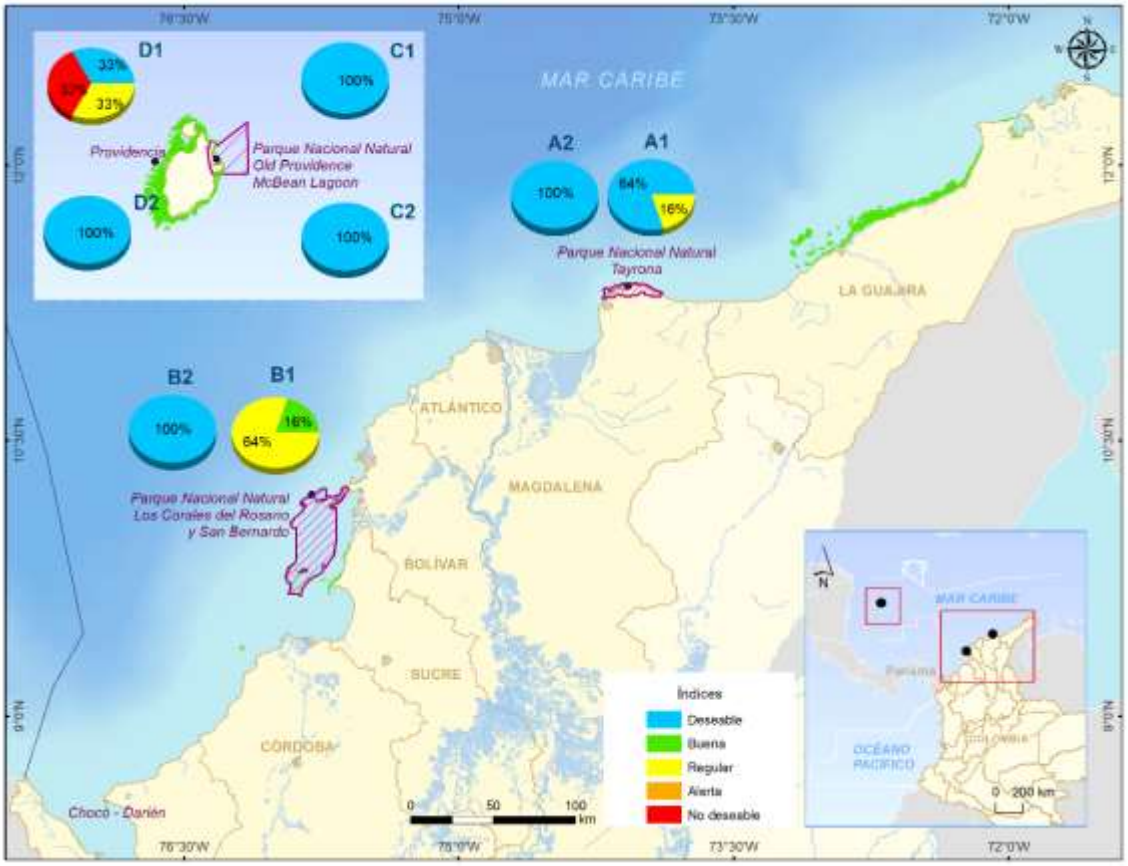


Figura 46. Estaciones de monitoreo de pastos marinos y el estado de sus estaciones según el indicador de condición-tendencia ICT_{PM} (1. Densidad de vástagos y 2. Presencia del hongo *Labyrinthula* spp.) en el Caribe colombiano durante el 2021. A1-A2. Chengue, Neguanje y Cinto B1-B2. Rosario e Isla Mangle C1-C2 Mauricio´s Bay y Oyster Creek D1-D2 Camp, McBean Coralina, San Felipe. Elaborado por: LABSIS (2021).

PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO (PNNCRSB)

Tabla 17. Resultados de la valoración de estado para las variables densidad de vástagos y afectación del hongo *Labyrinthula* spp. en las praderas de pastos marinos del PNNCRSB Caribe colombiano durante el 2021.

Estación	Densidad de vástagos/m² (2021)	% afectación de *Labyrinthula* spp. (2021)
Rosario	Bueno	Deseable
Isla Mangle	Regular	Deseable
Playa Blanca	Regular	Deseable

3. Indicador de condición tendencia de pastos marinos ICT_{PM}

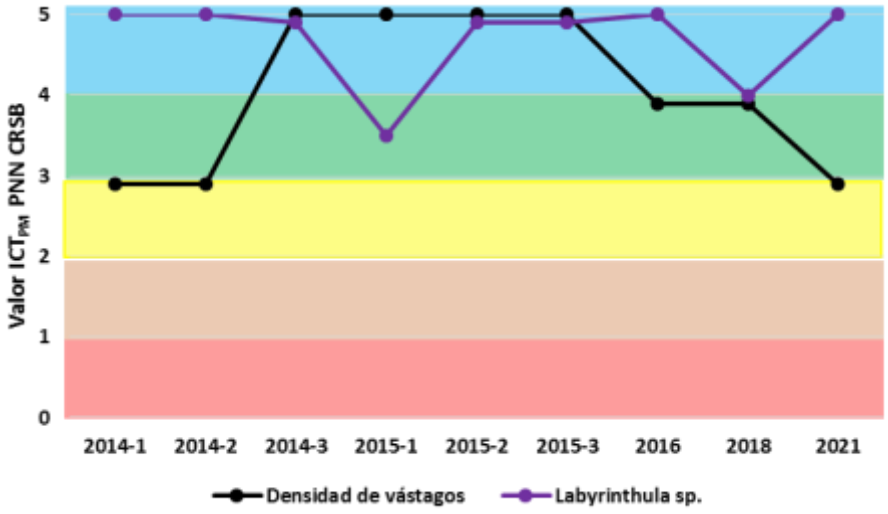


Figura 47. Tendencia promedio de las variables de densidad de vástagos y presencia de *Labyrinthula* spp. del ICT_{PM} a lo largo de los años de monitoreo para el PNNCRSB.

PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA (PNNT)

Tabla 18. Resultados de la valoración de estado para las variables densidad de vástagos y afectación del hongo *Labyrinthula* spp. en las praderas de pastos marinos del PNNT Caribe colombiano durante el 2021.

Estación	Densidad de vástagos/m^2 (2021)	% afectación de *Labyrinthula* spp. (2021)
Chengue	Deseable	Deseable
Neguanje	Regular	Deseable
Cinto	Regular	Deseable

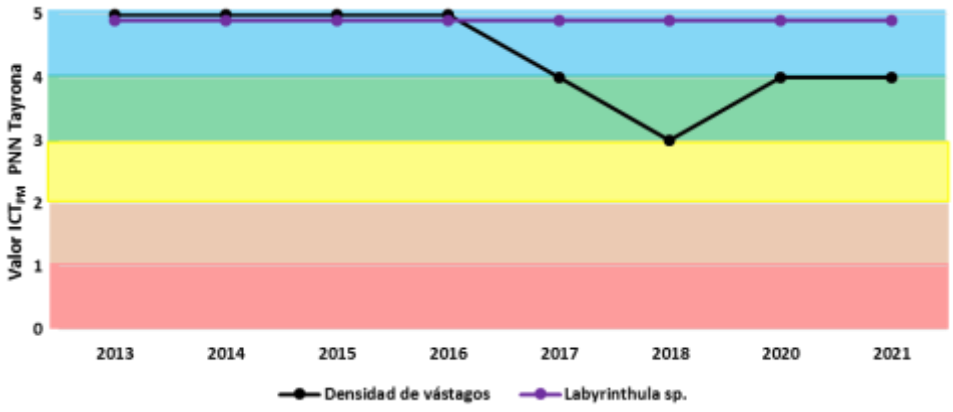


Figura 48. Tendencia de las valrialbes de densidad de vástagos y presencia de *Labyrinthula* spp. del ICT_{PM} a lo largo de los años de monitoreo para el PNNT.

3. Indicador de condición tendencia de pastos marinos ICT_{PM}
Interpretación de los resultados
En la Figura 46 se reportan los porcentajes correspondientes al estado de las cada una de las áreas tanto para la variable densidad de vástagos como para la presencia de *Labyrinthula* spp. **PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO (PNNCRSB)** En la Tabla 17 se reportaron para las estaciones de Isla Mangle e Isla Rosario los estados Regular y Bueno respectivamente para la variable de densidad, categorías que se mantuvieron iguales al año inmediatamente anterior de monitoreo. Playa Blanca por su parte, reportó en su primer monitoreo un estado Regular debido al bajo número de vástagos registrados. Adicionalmente, la tendencia registrada en la Figura 47 para el promedio de las variables en el Parque, reportó para el atributo de densidad, una disminución en su valor desde el año 2016, principalmente por el detrimento del transecto A de la estación de Isla Mangle, el cual desapareció en su totalidad encontrándose desprovisto de vástagos, y para la variable de presencia de *Labyrinthula* spp. una constante en el estado Deseable. **PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA (PNNT)** El indicador mostró, que para el 2021, las estaciones de Cinto y de Neguanje presentaron una condición Regular en términos de densidad de vástagos, debido a la drástica reducción de esta variable en el transecto C, en el caso de Cinto, y de los transectos A y B en Neguanje. Por el contrario, la pradera de Chengue continúa registrando una calificación Deseable. Esta última bahía, ha mostrado un buen desarrollo estructural a lo largo del tiempo en comparación con las demás bahías del Parque. En cuanto a la tendencia, a partir del año 2020 se registró una recuperación en el atributo de densidad el cual habría sufrido una disminución considerable en el año 2018 por los bajos valores de densidad que registraron las estaciones de Neguanje y Chengue ocasionados por actividades antropogénicas. La tendencia de *Labyrinthula* spp. por su parte, se mantuvo constante, es decir de muy baja a nula, tal como los años anteriormente registrados.
Limitaciones del indicador
La producción del Índice general aún se encuentra en desarrollo, ya que dos (densidad de vástagos/m^2 y presencia del hongo *Labyrinthula* spp.) de las tres variables poseen suficiente información histórica que permitió hacer una versión preliminar a los valores de referencia. La tercera variable (presencia de distintos grupos tróficos en las praderas) aún se encuentra en desarrollo.

Manglares

Los manglares están conformados por un componente arbóreo y arbustivo (mangles) que coloniza la línea de costa a lo largo de las zonas tropicales y subtropicales del planeta (Woodroffe *et al*., 2016); las especies de mangle presentan una serie de adaptaciones morfológicas, fisiológicas y reproductivas que les permite establecerse y crecer en suelos inundados, lodosos e inestables, con bajas concentraciones de oxígeno y amplias fluctuaciones de salinidad y mareas (Saenger, 2002). Se distribuyen entre los 30° Norte y 30° Sur de Latitud (Giri *et al*., 2011), a orillas de bahías, lagunas costeras, canales de mareas, desembocaduras de ríos, zonas pantanosas y estuarinas, desde una estrecha franja de pocos metros de ancho, hasta densos bosques de cientos de hectáreas (Díaz, 2011). Se cree que su distribución global está delimitada por las grandes corrientes oceánicas y la isoterma marina de 20°C de invierno (Alongi, 2009), no obstante, estudios y evidencias recientes demuestran que algunos manglares, en respuesta al cambio climático y al aumento de la temperatura del mar, han colonizado las costas de latitudes más al norte y al sur (Yañez-Arancibia *et al*., 2014; Kelleway *et al*., 2017), como es el caso de los manglares en el Golfo de México, que se han extendido hasta la costa Atlántica de la Península de Florida y el Estado de Texas, llegando a considerarse como un “ecosistema-centinela” frente al impacto del cambio climático en el Golfo de México (Yañez-Arancibia *et al*., 2014).

Los manglares desempeñan una función ecológica muy importante en la zona intermareal, en donde los aportes hídricos del sistema provienen principalmente del mar, los ríos y la escorrentía del continente, ya que actúan como filtro natural de las descargas continentales, protegiendo a otros ecosistemas asociados como los pastos marinos y los arrecifes de coral (Ellison, 2012; Avendaño *et al*., 2019) y, son hábitat de crianza, refugio, anidación y alimentación de diversas especies de aves, peces, mamíferos, reptiles y anfibios (Field, 1997). Estos ecosistemas, generan una serie de bienes y servicios ecosistémicos que incluyen: la mitigación de la erosión costera al reducir la energía del oleaje; la retención, fijación, estabilización y acreción del suelo, aumentando la resiliencia de la zona costera frente a escenarios de cambio climático (Woodroffe *et al*., 2016); la regulación del microclima (Field, 1997); la protección de las comunidades costeras de la acción de los huracanes, marejadas y tsunamis (Alongi, 2008); el abastecimiento de una amplia variedad de productos maderables y no maderables a las poblaciones locales que dependen de ellos (FAO y PNUMA, 2020) y, son considerados sumideros de carbono, principalmente a nivel de subsuelo (Donato *et al*., 2011; Alongi, 2012). A este respecto, cabe resaltar que los manglares y humedales costeros son considerados indispensables para la mitigación de gases efecto invernadero y adaptación al cambio climático. Desde el año 2015, han sido considerados dentro de los ecosistemas carbono azul, en conjunto con los pastos marinos, los cuales, en Colombia sólo se encuentran distribuidos en el Caribe continental e insular y, las marismas, las cuales no se presentan en Colombia.

Los manglares de Colombia, de acuerdo con Sierra-Correa (2017), son uno de los ecosistemas más saludables del continente americano, ya que han presentado cambios de apenas el 0,14% (Hamilton y Casey, 2016). No obstante, no dejan de ser vulnerables a las intervenciones humanas, como el cambio en el uso del suelo para la expansión de la frontera urbana, agropecuaria e industrial; la extracción de recursos naturales para el consumo y comercio y, la exposición a sustancias contaminantes producto de derrames incidentales en la zona costera, que ocasionan en conjunto la pérdida de biomasa y cobertura vegetal, la formación de playones salinos, la desaparición de nichos ecológicos y la disminución de la biodiversidad (Ulloa-Delgado *et al*., 1998; Villamil, 2014; Minambiente e INVEMAR, 2015). Tampoco dejan de ser vulnerables a la variabilidad climática y cambio climático, que en las últimas décadas han dejado en evidencia un aumento en la frecuencia e intensidad de las inundaciones y tormentas (Lacambra *et al*., 2003; DesInventar, 2015) y que amenazan con una tendencia lineal de aumento relativo del nivel del mar (INVEMAR, 2003; Giri *et al*., 2011); una estimación realizada en el año 2010 para la costa Caribe de Colombia, indicó un aumento de 2,3 mm/año y para la costa del Pacífico de 1,4 mm/año (CEPAL, 2011; IDEAM *et al*. 2017).

Localización y distribución

Los manglares en Colombia se distribuyen a lo largo de los dos litorales costeros y en la zona insular del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Figura 49). En el Caribe, se encuentran cinco de las ocho especies de mangle registradas para el país (Tabla 19), de las cuales, *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), son las más abundantes y frecuentes; seguidas por *Conocarpus erectus* (mangle zaragoza) y *Pelliciera rhizophorae* (mangle piñuelo) (Resolución 1263 de 2018 de Minambiente). De esta última

especie, que es la menos abundante en el Caribe colombiano y se encuentra catalogada como "Vulnerable-VU" de acuerdo con la Lista Roja de la UICN (Ellison *et al*., 2010), se tienen registros en la bahía de Barbacoas e isla de Barú (Bolívar), en el golfo de Morrosquillo puntualmente en la bahía de Cispata (Córdoba) y en ciénaga Honda y ciénaga de Pablo (Sucre), así como en el Urabá antioqueño, específicamente en la bahía de Marirrió.

En el Pacífico colombiano, además de las especies mencionadas para el Caribe, se hallan *Rhizophora racemosa* (mangle pava o caballero), *Rhizophora harrisonii* (mangle injerto) y *Mora oleifera* (mangle nato) (Resolución 1263 de 2018 de Minambiente); esta última especie catalogada como "Vulnerable-VU" en la Lista Roja de la UICN (Duke, 2010), debido a problemáticas relacionadas con el desarrollo comercial y urbanístico. Otras especies vegetales de helechos y arbustos, a menudo conocidas como manglares no verdaderos (Tomlinson, 1986), suelen aparecer como flora acompañante en este ecosistema; entre las especies reportadas, se encuentra el helecho *Achrostichum aureum* y el arbusto *Tabebuia palustris* (Spalding *et al*., 2010). En el Caribe colombiano el 36% de los bosques de manglar se encuentran dentro de diferentes categorías de conservación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) y para el Pacífico el 38%.

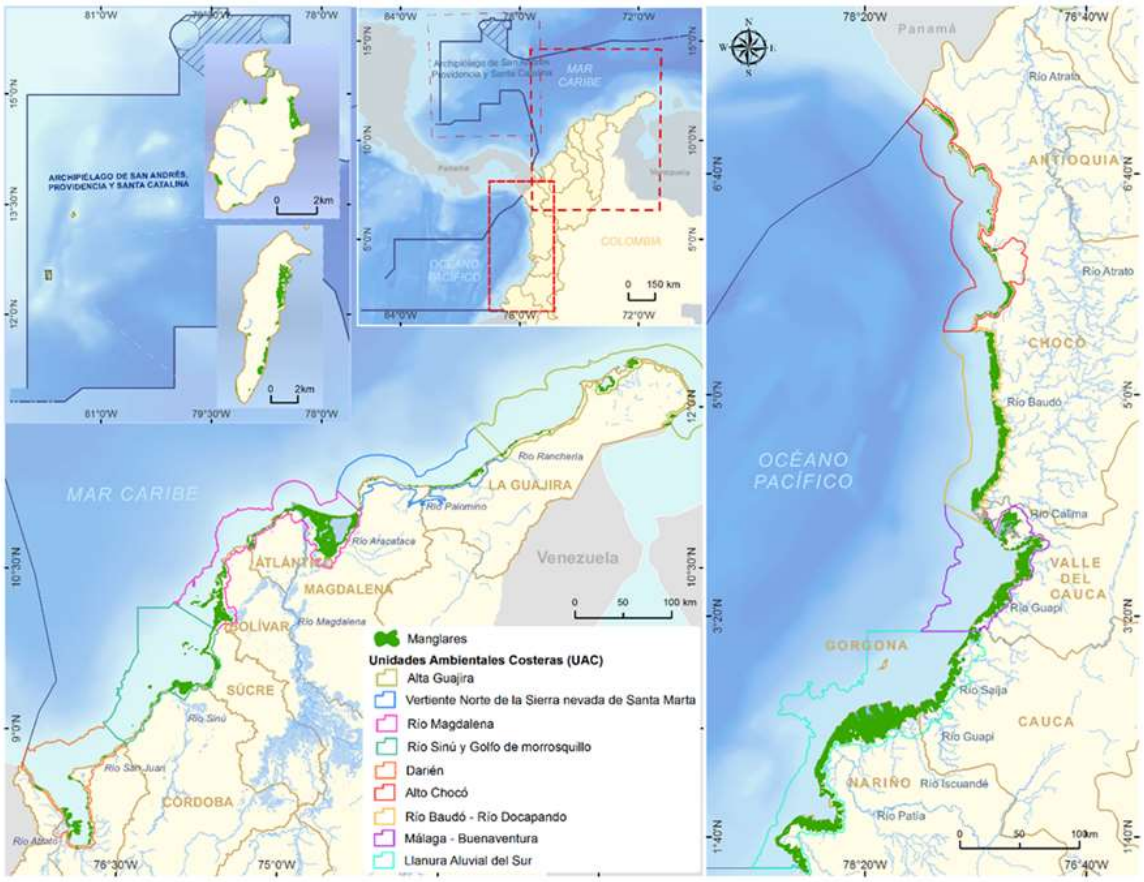


Figura 49. Distribución de los manglares en Colombia en el litoral Caribe, el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y el litoral Pacífico. Esta imagen es una representación gráfica de la ubicación aproximada de los manglares en el país y tiene únicamente fines ilustrativos. Elaborado por: LABSIS (2021).

Tabla 19. Distribución de las especies de mangle del Caribe y Pacífico colombiano. Datos tomados de Sánchez-Páez *et al*. (1997); Spalding *et al*. (2010). SAI: Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, GUA: La Guajira, MAG: Magdalena, ATL: Atlántico, BOL: Bolívar, SUC: Sucre, COR: Córdoba, ANT: Antioquia, CHO: Chocó, VCAU: Valle del Cauca, CAU: Cauca, NAR: Nariño. NC. No confirmado.

FAMILIA	ESPECIE	LITORAL CARIBE								LITORAL PACÍFICO			
		SAI	GUA	MAG	ATL	BOL	SUC	COR	ANT	CHO	VCAU	CAU	NAR
Rhizophoraceae	*Rhizophora mangle*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	*Rhizophora harrisonii**								X	X	X	X	X
	Rhizophora racemosa									X^{NC}	X^{NC}	X^{NC}	X^{NC}
Combretaceae	*Laguncularia racemosa*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Conocarpus erectus	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X
Acanthaceae**	*Avicennia germinans*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Tetrameristaceae**	*Pelliciera rhizophorae*					X	X	X	X	X	X	X	X
Caesalpiniaceae	*Mora oleifera*									X	X	X	X

* Rhizophora harrisonii es considerada una especie híbrida, por autores como Duke (1992) y Beentje *et al.* (2007).
** Las familias fueron revisadas con base a la actual clasificación en The Plant List (2013) y Trópicos (2018).

4. Indicador de extensión: cambio de la cobertura (Ie)
Definición e importancia del indicador
El indicador permite medir los cambios en la extensión o en el área total de manglar en un intervalo temporal para un sector determinado, mostrando el comportamiento y la dinámica general del ecosistema. Su cálculo es sencillo y se obtiene al estimar la diferencia entre el área de manglar reportada de una fecha y la reportada en una fecha anterior.
Fuente de los datos e información
A pesar de que el indicador de extensión se encuentra formulado, no se tiene información organizada y consecutiva de todas las áreas de manglar presentes en el país para su aplicación. Para ver su aplicación y uso, se realizó el cálculo con los datos generados de la interpretación y análisis de imágenes satelitales de la Cienaga Grande de Santa Marta, entre 1956-2018 a escala 1:50.000 y entre 2017- 2021 a escala 1:25.000. Los insumos fueron provistos por el 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". Para los próximos años, se espera que se puedan generar datos de extensión de otros bosques de manglar del país, teniendo en cuenta que el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible mediante Resolución 1263 de 2018: "Por medio de la cual se actualizan las medidas para garantizar la sostenibilidad y la gestión integral de los ecosistemas de manglar, y se toman otras determinaciones", acordó la recolección de los datos necesarios para determinar los cambios temporales de las áreas de manglar, apoyándose en entidades ejecutoras como lo son para este caso las Corporaciones Autónomas Regionales (Minambiente, 2018). De esta manera y como perspectiva próxima, se pretende que los datos obtenidos por los diferentes entes territoriales sean canalizados a través del Sistema de Información para la Gestión de los Manglares de Colombia SIGMA (http://sigma.invemar.org.co), que cuenta dentro de sus herramientas con un geovisor que permitiría la inclusión de la información.
Periodo reportado
Para la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) el periodo de análisis contempla desde el año 1956 hasta el 2021.
Reporte o cálculo del indicador

Tabla 20. Indicador de extensión (Ie) de los bosques de manglar, caso Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM para el periodo 1956 – 2019 a escala 1:50000.

Año	Línea base (ha)	% Vivo	Ie (Escala 1:50.000)
1956	51.150	100	NA
1968	49.060	95,9	-2090
1987	30.340	59,3	-18720
1993	26.440	51,7	-3900
1995	22.580	44,1	-3860
1997	23.770	46,5	1190
1999	25.750	50,3	1980
2001*	29.139	57,0	3389
2003*	26.683	52,2	-2456
2007*	29.510	57,7	2827
2009*	35.581	69,6	6071
2011*	38.514	75,3	2933
2013*	39.535	77,3	1021
2015*	39.291	76,8	-244
2017**	31.876	62,3	-7415
2018*	34.365	67,2	2489
2019*	35.379	69,2	1014

* Las capas ajustadas corresponden a las generadas después del año 2001. ** Para el reporte del indicador en el año 2017 se realizó un ajuste entre el sistema de coordenadas utilizado anteriormente en Colombia, conocido como DATUM-BOGOTÁ y el oficial a la fecha, denominado MAGNA-SIRGAS. De esta manera existen pequeñas diferencias con las áreas reportadas en informes anteriores de menos del 0,3%, las cuales no son significativas para el objetivo del indicador.

Tabla 21. Indicador de extensión (Ie) de los bosques de manglar, caso Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM para el periodo 2017 – 2021 a escala 1:25000

Año	Línea base (ha)	Ie (ha)
2017	33.505	NA
2018	36.539	3034
2020	39.699	3160
2021	39.899	200

4. Indicador de extensión: cambio de la cobertura (Ie)

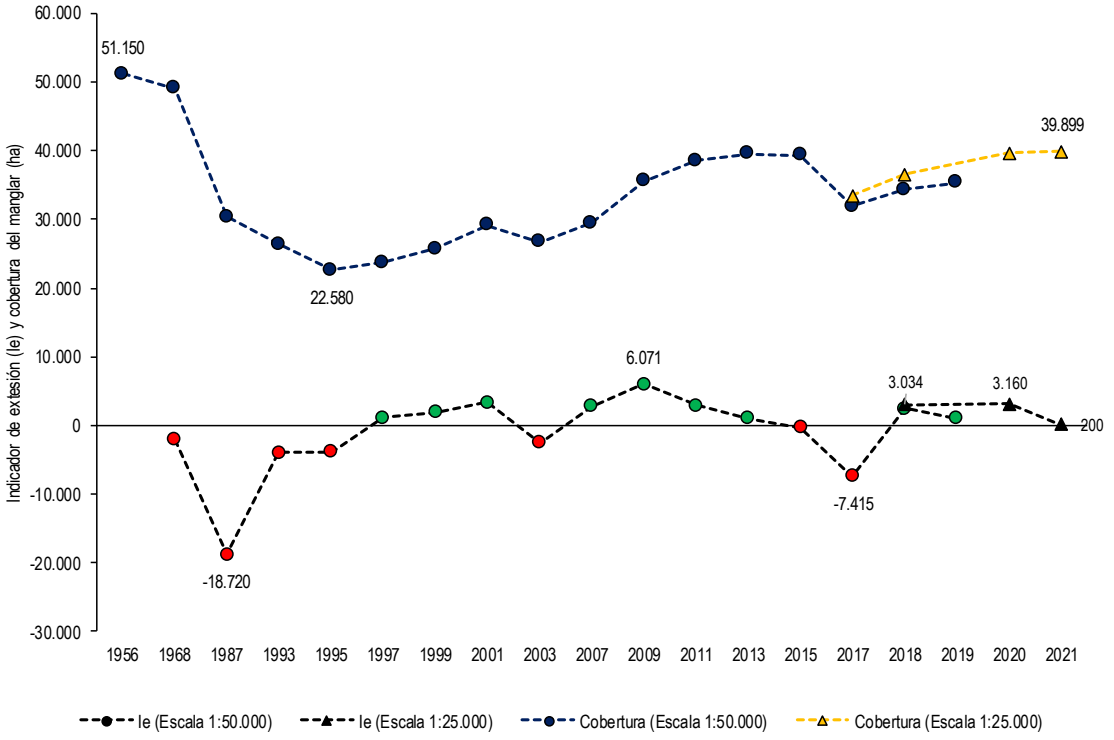


Figura 50. Índice de extensión en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). Los círculos y triángulos representan el cambio en cobertura respecto al año inmediatamente anterior. Los círculos rojos representan las pérdidas y los círculos verde las ganancias de cobertura de manglar estimados a escala 1:50.000, mientras los triángulos negros representan las ganancias de cobertura estimados a escala 1:25.000. La línea punteada con marcadores circulares negros representa la cobertura total a escala 1:50000. La Línea punteada amarilla representa la cobertura total a escala 1:25000.

Interpretación de los resultados

La serie histórica del Indicador de Extensión de Manglar (Ie) a escala 1:50.000 en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), mostró una pérdida de cobertura entre 1956 y 1995, con un máximo de 18.170 ha en 1987. En este año, se registró la cobertura histórica más baja en la CGSM (22.580 ha). Entre 1997 y 2001 hubo un incremento en la cobertura, alcanzando una ganancia de 3.389 ha. En 2003, se registró una disminución de 2.456 ha. Para el periodo 2007 – 2013 hubo un aumento de cobertura, con el mayor registro en 2009 (6.071 ha). Sin embargo, entre 2015 y 2017 se presentó una disminución de cobertura, con una pérdida de 7.415 ha. A partir de ese año y hasta la actualidad (2018 – 2021), se ha evidenciado la recuperación del bosque, lo que se refleja en el aumento de la cobertura.

Las áreas estimadas a escala 1:25.000 son superiores a las registradas en años anteriores a escala 1:50.000, debido al mayor nivel de detalle, el cual permite registrar parches de manglar de menor tamaño. En este caso, también se evidenciò una ganancia de cobertura entre 2017 y 2021.

La recuperación en la cobertura del manglar posterior a 1995 se relaciona con las obras hidráulicas implementadas en el proyecto PROCIÉNAGA, las cuales favorecieron el ingreso de agua dulce al sistema. Las pérdidas de cobertura vegetal durante 2015, son atribuidas a cambios en el uso del suelo en la ciénaga La Aguja, en el caño San Joaquín y en la desembocadura del río Magdalena entre caño Valle y caño Torno, además de la degradación del manglar en la barra de Salamanca como consecuencia de la hipersalinización (INVEMAR, 2016b). Cabe resaltar que el comportamiento de la salinidad en la CGSM responde a las variaciones del Índice Niño Oceánico - ONI (eventos El Niño y La Niña) (Blanco *et al.*, 2006). Teniendo en cuenta lo anterior, la pérdida de cobertura durante el 2017 podría ser consecuencia del fuerte fenómeno de “El Niño” que se presentó durante el 2015 (Santoso *et al.*, 2017), el cual generó una disminución en la precipitación en la zona Caribe colombiana y un incremento en la salinidad intersticial de la CGSM (máximo 90 unidades), repercutiendo negativamente en la salud del manglar (INVEMAR, 2017).

4. Indicador de extensión: cambio de la cobertura (Ie)

Durante el 2018 se incrementaron las precipitaciones, generando las condiciones propicias para el crecimiento y desarrollo del manglar, en especial de individuos de *L. racemosa* (INVEMAR, 2018), la cual se considera como una especie pionera y de estadios primarios de sucesión (Pennington y Sarukhan, 2005; López-Enríquez *et al.*, 2014). Lo anterior se relaciona con 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 que aumentaron el aporte hídrico al sistema (INVEMAR, 2018).

Para el 2021, el aumento de cobertura se evidenció en toda el área de estudio, principalmente en el occidente de la Ciénaga Mendegua, nororiente del Complejo de Pajarales y en la Ciénaga del Conchal. La ganancia neta (ganancia - pérdida) para el 2021 fue de 200 ha, pasando de 39.699 ha en 2020 (INVEMAR, 2021a) a 39.899 ha en 2021.

La dinámica de la cobertura de manglar para el periodo 2020 – 2021 evidenció que el sistema se encuentra estable y en proceso de recuperación. Durante el 2021, además de la ausencia de fenómenos climáticos tipo "El Niño", se realizó el dragado y mantenimiento de los caños Clarín Nuevo, Bristol, Caleta del Tambor, Covado I y II, lo que permite inferir que hubo un mayor ingreso de agua dulce al sistema, reflejándose en la disminución de la salinidad intersticial (INVEMAR, 2021b) y en la presencia de vegetación dulceacuicola. Esta condición favoreció el crecimiento y desarrollo del manglar.

Limitaciones del indicador

Dada la potencialidad del indicador de extensión (Ie) para ayudar a entender la dinámica de los bosques y como herramienta de manejo, se hace necesario que se lleve a cabo un levantamiento sistemático de información cartográfica de calidad a nivel nacional, con resolución, frecuencia adecuada y en lo posible siguiendo la misma metodología que permita la aplicación del indicador a escala país.

5. Indicador de Integridad biológica de Manglares – IBIm para la Ciénaga Grande de Santa Marta

Definición e importancia del indicador

El indicador de integridad biológica del manglar (IBIm) fue diseñado a partir de los conceptos propuestos por Karr (1991) y Campbell (2000) y al desarrollo conjunto con expertos en el ecosistema. Este indicador tiene como finalidad reflejar la capacidad del sistema para mantener sus atributos estructurales y funcionales, de forma equiparable a como ocurriría si el sistema evaluado se hallara en un estado de referencia, y en cuyo valor máximo la red de procesos y componentes esté completa y funcionando óptimamente. Considerando la disponibilidad de datos que han sido tomados en el marco del programa de monitoreo de la Ciénaga Grande de Santa Marta, el IBIm fue formulado, calibrado y ajustado para esta región en particular, partiendo del uso de variables relacionadas con la estructura arbórea, la dinámica poblacional y la salinidad de las aguas asociadas al bosque de mangle. De este modo, aunque el IBIm esté siendo trabajado e interpretado a partir de los elementos que lo conforman aún es necesario incorporar variable (s) que permitan establecer la función de ecosistema y alcanzar un indicador de estado general de "salud".

El cálculo de este indicador bajo cierta temporalidad y en diferentes áreas de manglar es importante para realizar un acercamiento al grado de estabilidad de los bosques y, además, para conocer su vulnerabilidad frente a los tensores. Este hecho es crucial a la hora de proponer medidas de manejo y conservación, implementar proyectos de rehabilitación o restauración y al evaluar el éxito de las medidas implementadas.

El cálculo del IBIm se basa en variables simples asociadas a atributos de integridad (composición, estructura y variables abióticas), los cuales se integran con ponderaciones definidas de acuerdo con funciones de promedio geométrico ponderado y posterior validación con expertos. El cálculo se realiza para cada tipo fisiográfico y los valores obtenidos en campo deberán ser cotejados con los rangos de referencia para establecer los subíndices correspondientes (Tabla 22).
La formulación del indicador se describe a continuación:

$$IBI_m = \left(\prod_{i=1}^{n} x_i^{a_i} \right)^{\frac{1}{\sum_i ai}}$$

$$IBI_m = \left(D_{(sp1)}^{0.2(62.5\%)} \times D_{(sp2)}^{0.2(25\%)} \times D_{(sp3)}^{0.2(12.5\%)} \times AB_{(sp1)}^{0.3(62.5\%)} \times AB_{(sp2)}^{0.3(25\%)} \times AB_{(sp3)}^{0.3(12.5\%)} \times S^{0.15} \times Pl^{0.0875} \times Pr^{0.0875} \right)^{\frac{1}{\sum pesos}}$$

5. Indicador de Integridad biológica de Manglares – IBIm para la Ciénaga Grande de Santa Marta

Donde:

Dspn= subíndice de densidad para la especie n.
ABspn= subíndice de área basal para la especie n
S= subíndice de salinidad
PL= subíndice de plántulas
PR= subíndice de propágulos

Tabla 22. Intervalos de referencia para calcular el IBIm para la Ciénaga Grande de Santa Marta. Los intervalos se construyeron para cada variable, teniendo en cuenta reportes de diferentes fuentes bibliográficas y de los mismos datos obtenidos en el proyecto de monitoreo del bosque de mangle de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Ibarra *et al.*, 2014). S: Subíndice (corresponde al rango de calificación para los intervalos de cada variable y es el resultado de la construcción realizada por expertos en el ecosistema de manglar); ind: individuos; ha: hectárea; plant.: plántulas; prop.: propágulos.

Tipo fisiográfico	Salinidad	S	Densidad (ind/ha)	S	Área basal (m2/ha)	S	Plántulas (plant/m2)	S	Propágulos (prop/m2)	S
Cuenca	x<30	5	<564	1	x<2,2	1	x<0,865	1	x<3,17	1
	30<x≤38,4	4	564<x≤669	3	2,2<x≤4,2	2	0,865<x≤2,16	2	3,17<x≤8,11	2
	38,4<x≤46,7	3	669<x≤1210	5	4,2<x≤7,7	3	2,16<x≤3,4	3	8,11<x≤16,78	3
	46,7<x≤55	2	1210<x≤1812	4	7,7<x≤15,9	4	3,4<x≤7,13	4	16,78<x≤37,19	4
	>55	1	>1812	2	>15,9	5	>7,13	5	>37,19	5
Ribereño	x<10	5	<564	1	x<9	1	Por definir*			
	10<x≤16,70	4	564<x≤669	3	9<x≤17	2				
	16,7<x≤23,3	3	669<x≤1210	5	17<x≤25	3				
	23,3<x≤30	2	1.210<x≤1812	4	25<x≤30	4				
	>30	1	>1812	2	>30	5				
Borde	x<40	5	<564	1	x<10	1				
	40<x≤46,67	4	564<x≤669	3	10<x≤20	2				
	46,6<x≤53,3	3	669<x≤1210	5	20<x≤30	3				
	53,3<x≤60	2	1.210<x≤1812	4	30<x≤40	4				
	>60	1	>1812	2	>40	5				

* En ausencia de una variable, ésta no es considerada en el cálculo ni sus pesos de ponderación en la ecuación. Se permite la ausencia de solo una variable a excepción de densidad o área basal. Para la interpretación de los resultados obtenidos en el IBIm, a partir de la integración de los subíndices deberá emplearse la escala mostrada en la Tabla 23.

Tabla 23. Escala de interpretación del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) de la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Valor total de IBIm Ciénaga Grande de Santa Marta	Escala de interpretación del indicador
>4	Deseable
≥3 y <4	Buen estado
≥2 y <3	Regular
≥1,5 y <2	Alerta
<1,5	No deseable

5. Indicador de Integridad biológica de Manglares – IBIm para la Ciénaga Grande de Santa Marta

Fuente de los datos e información

La aplicación práctica del indicador incluye los datos tomados en seis estaciones de monitoreo en el manglar (Aguas Negras, Caño Grande, Kilómetro 22, Luna, Rinconada, y Sevillano) en el marco 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". El bosque que predomina en las estaciones de monitoreo corresponde a un manglar de tipo cuenca. Por lo tanto, el indicador fue calculado teniendo en cuenta los rangos para este tipo fisiográfico (Tabla 22). Se reporta información en el periodo comprendido entre los años 2010 y 2021 (Figura 51), dado que para 2020, no se realizaron monitoreos en la CGSM como consecuencia del plan de contingencias declarada por Gobierno Nacional para afrontar la emergencia por Covid-19.

Periodo reportado

Para la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) el periodo de análisis contempla desde el año 2010 hasta 2021.

Reporte o cálculo del indicador

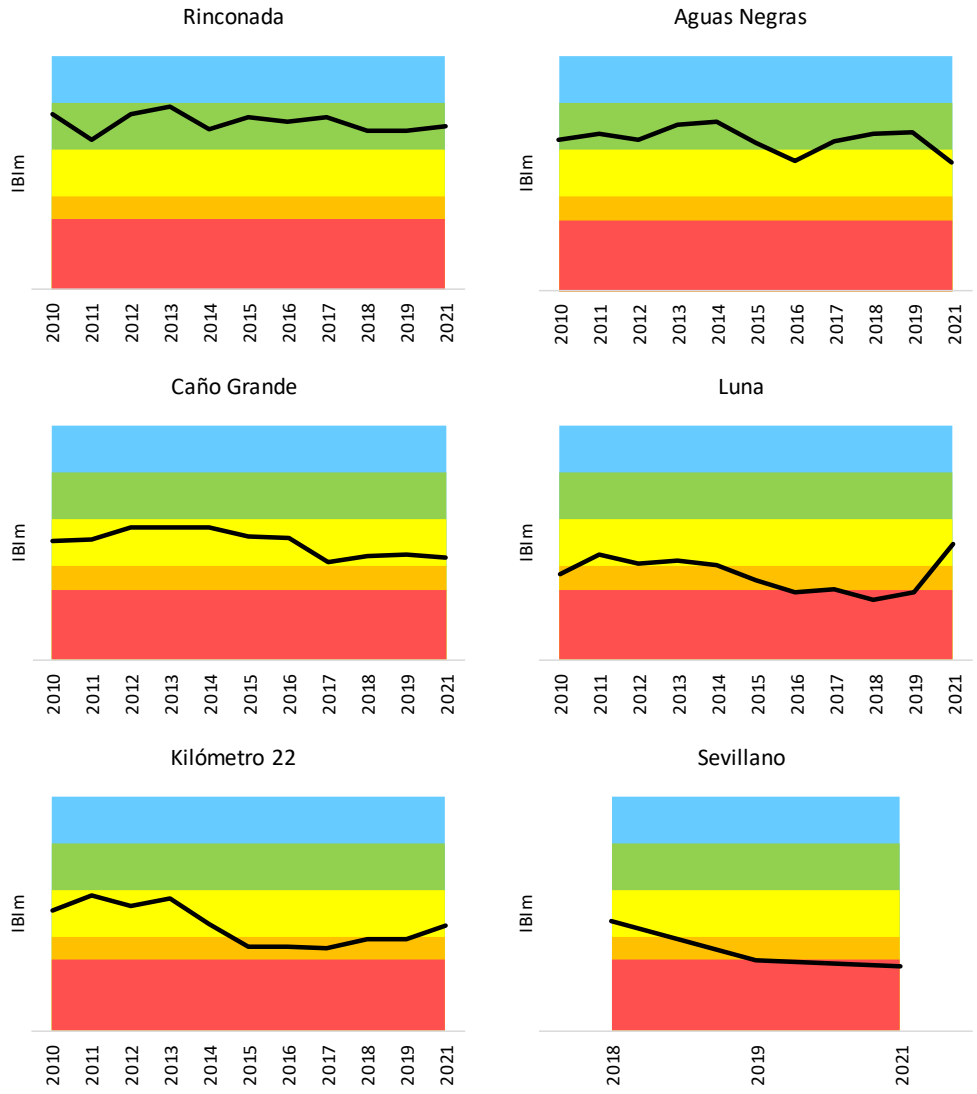


Figura 51. Serie histórica (2010 - 2021) del Indicador de Integridad Biológica de manglares para las estaciones de monitoreo en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Interpretación de los resultados

5. Indicador de Integridad biológica de Manglares – IBIm para la Ciénaga Grande de Santa Marta

A nivel general, el IBIm para la CGSM en el periodo 2004 – 2009, permaneció en la categoría "regular" (INVEMAR, 2021c), con aumento en el IBIm derivado de una alta disponibilidad de propágulos y plántulas, así como el aumento del área basal, en especial de *A. germinans* (Cadavid, 2009). En la estación Luna, para este mismo periodo, la disminución del arbolado y de la regeneración natural, y el aumento de la salinidad con valores que alcanzaron hasta 70 unidades (Cadavid, 2009), hicieron que el indicador de integridad en este sector fuera "no deseable" (INVEMAR, 2021c).

Rinconada, la estación de referencia, ha mantenido una condición estructural y funcional del bosque en "buen estado" durante el periodo analizado (2010-2021). En el 2021, hubo una disminución en el área basal y densidad del bosque, relacionada con la pérdida de algunos individuos en mal estado. Aún asi, el bosque presenta una configuración estable donde *A. germinans* es la especie más importante, con valores de área basal y densidad característicos de un bosque desarrollado (Ulloa-Delgado *et al.*, 1998). Asi mismo, hay una producción permanente de plántulas y propágulos y la salinidad no sobrepasa las 40 unidades, lo que equivale a un rango tolerable para el crecimiento y desarrollo de la vegetación.

La estación Aguas Negras se mantuvo en "buen estado" durante el periodo 2010 – 2021. Sin embargo, en este último año de monitoreo, el valor del IBIm pasó a categoría "regular", debido a que la producción de plántulas y propágulos disminuyó drásticamente con respecto al histórico (INVEMAR, 2021b), comprometiendo la capacidad de regeneración natural del bosque (Sánchez-Páez *et al.*, 1998). No obstante, Aguas Negras es una estación con valores de área basal y densidad altos – superiores a los de la estación de referencia – y su promedio de salinidad intersticial está por debajo de 20 unidades gracias a las operaciones de mantenimiento y dragado del caño adyacente a la estación (Jaramillo *et al.*, 2018).

La estación Caño Grande se ha mantenido en la categoría "regular" durante el periodo analizado. En 2021, los valores de área basal aumentaron con respecto al 2019 y la salinidad no superó las 30 unidades (INVEMAR, 2021b). Sin embargo, en el último año hubo una baja producción de plántulas y propágulos, lo que incidió en el valor del indicador. En esta estación la especie con mayor importancia ecológica es *R. mangle*, situación que se deriva de la siembra de individuos de esta especie en el año 2000 como parte del proyecto Manglares de Colombia (Cadavid *et al.*, 2011). En consecuencia, el bosque se estaría alejando de la trayectoria de restauración definida para un manglar de tipo cuenca (Rodríguez-Rodríguez, 2015) en el cuál, la especie dominante en el tiempo debería ser *A. germinans.*

La estación Km22 se mantuvo en categoría "regular" entre el 2010 al 2014. Despues de esto y hasta el 2019, los elevados valores de salinidad intersticial y la pérdida en la estructura del bosque, colocaron a esta estación en la categoría "alerta". Para el 2021, los valores de área basal y densidad fueron estables, con *A. germinans* como único elemento florístico. Así mismo, la producción de propágulos y plántulas fue alta en este último año. Esto permitió que la estación Km22 subiera a catergoría "regular".

La estación Luna ha sido uno de los sectores con mayor degradación del bosque, con un IBIm entre "alerta" y "no deseable" para el periodo 2014 – 2019. La disminución de la salinidad intersticial desde el 2016 (INVEMAR, 2021a), permitió el aumento del área basal (Jaramillo *et al.*, 2018) y la densidad de *L. racemosa*, una especie pionera que predomina en zonas perturbadas de baja salinidad, suelos inestables y condiciones de inundación fluctuantes (Serrano-Díaz *et al.*, 1995; Hogarth, 1999; Álvarez-León *et al.*, 2004), además de un aumento en la producción de plántulas y propágulos. Como resultado, el indicador para esta estación paso de "no deseable" a "regular", lo cual se constituye como un avance importante en la recuperación de la cobertura vegetal en este sector.

En la estación Sevillano, la exposición permanente a valores elevados de salinidad (INVEMAR, 2021a), conllevó a la disminución del área basal y de la densidad del bosque por muerte de los individuos. Asi mismo, la baja producción de plántulas y propágulos evidencia la limitada recuperación que tiene el bosque. El conjunto de estos elementos hace que la estación haya pasado de "regular" en 2018 a "no deseable" en 2021.

La integridad de los bosques de manglar se relaciona de manera estrecha con los valores de salinidad intersticial. Si bien, los manglares son especies halófitas, tienen umbrales de tolerancia fisiológica que, al ser sobrepasados, conllevan a la pérdida de la estructura y funcionalidad del bosque. La salinidad, a su vez, depende de factores como la precipitación, evapotranspiración y el adecuando balance hídrico en la CGSM, definido en principio por los ingresos de agua dulce al sistema y por eventos climáticos regionales. Los registros históricos del monitoreo del bosque de manglar en la CGSM han evidenciado que las mayores pérdidas de estructura del bosque se relacionan con el aumento de la salinidad intersticial y una permanente exposición a esta condición (INVEMAR, 2021a). En la Figura 51, se observa que durante el periodo 2014 – 2016 hubo una disminución del IBIm en todas las estaciones. Este registro coincidió con un evento El Niño fuerte, el cuál produjo un aumento en los valores de salinidad en el sistema, lo que a su vez condujo a una disminución del área basal del

5. Indicador de Integridad biológica de Manglares – IBIm para la Ciénaga Grande de Santa Marta

bosque en las estaciones de monitoreo. Sin embargo, el ingreso de agua dulce al sistema lagunar, derivado de las obras de dragado de los principales caños provenientes del río Magdalena, asi como la ausencia de eventos climáticos extremos tipo "El Niño", generaron un descenso de la salinidad del agua intersticial en el periodo 2017 - 2021. En consecuencia, en 2021 se observó la recuperación del bosque, en especial en la estación Luna, la cuál corresponde al sector más deteriorado históricamente. Los cambios en el valor del indicador en esta estación reflejan la respuesta del bosque a las variaciones de salinidad.

Limitaciones del indicador

Los datos con los que se construyeron los intervalos de referencia para el IBIm, corresponden a estudios realizados para la región Caribe, por ende, el indicador no debe aplicarse a la región Pacífico colombiana hasta que se establezcan las condiciones de evaluación específicas para cada una de las zonas de manglar del país, teniendo en cuenta la gran variabilidad de este ecosistema en Colombia y las condiciones diferenciales de ambas costas.

Para la región Caribe, las ponderaciones asignadas para las distintas variables incluidas en el indicador dependen de la dominancia de cada especie y de las características intrínsecas de cada zona de estudio, por lo que idealmente deben ser calibradas para cada sitio con una base de datos suficiente y posteriormente validadas por expertos, considerando que las ponderaciones actualmente asignadas fueron construidas con la base de datos histórica de la CGSM. Así mismo, se resalta que el indicador ha sido calibrado según los tipos fisiográficos descritos; por lo tanto, antes de calcular el indicador para un área de interés del Caribe, es importante identificar el tipo fisiográfico al cual corresponde y atribuir los subíndices de acuerdo con los intervalos presentados en la Tabla 22.

Aunque el IBIm cuenta con variables indicadoras de la estructura, la dinámica poblacional (densidad, área basal e incluso la regeneración natural que es el potencial que hará parte estructurante del bosque) y la salinidad del agua, no contempla alguna variable que refleje la función ecológica del manglar, por lo que actualmente el indicador presenta limitaciones para determinar de manera integral el estado general de "salud" del ecosistema. Con el fortalecimiento al monitoreo de la CGSM, se espera que futuras aproximaciones puedan consolidar la inclusión de variables relacionadas con la función de hábitat de este ecosistema (P. Ej.: aves, crustáceos, microorganismos).

6. Indicador de condición-tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM}

Definición e importancia del indicador

El indicador de condición tendencia de bosques de manglar (ICT_{BM}) evalúa la condición general de integridad biótica, estado de conservación de los manglares y sus cambios a través del tiempo, por medio de la incorporación de la información de cuatro variables en un solo valor numérico (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014). El ICT_{BM} tiene incorporado en su concepción una variable que permite de manera indirecta, entender la función ecológica del ecosistema, mediante la presencia de aves indicadoras u otro organismo seleccionado; a diferencia del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm), expuesto anteriormente y aplicado exclusivamente en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Otras de las variables que componen el ICT_{BM}, miden atributos estructurales del componente arbóreo (*i.e.* densidad de árboles y área basal del bosque) y evalúan la dinámica poblacional del bosque (*i.e.*, mediante el reclutamiento o regeneración natural: densidad de propágulos y plántulas). El ICT_{BM} al ser un indicador compuesto, integra la relación entre cada una de estas variables, con su respectivo valor de referencia (ecuación 1). El peso o factor de ponderación que aporta cada variable es el mismo para todos inicialmente (Tabla 24). No obstante, debido a que aún no se tienen los valores de referencia de las variables de reclutamiento o regeneración natural (densidad de propágulos y plántulas) y de especies de aves indicadoras a nivel nacional, el ICT_{BM} no puede calcularse en su totalidad. Las otras dos variables, densidad y área basal, sí cuentan con valores de referencia por departamento para el Caribe y Pacífico colombiano; estos valores de referencia se encuentran asociados a cuatro calificaciones: Pobre, Regular, Bueno y Muy Bueno (Tabla 25). La importancia del ICT_{BM}, una vez se tenga completamente desarrollado, radica en la fácil aplicabilidad que tendrá en los monitoreos de manglares de Colombia y en que los resultados darán un aporte significativo al conocimiento del estado de salud y conservación del ecosistema de manglar a través del tiempo.

La formulación (ecuación 1) preliminar del indicador se describe a continuación:

$$ICT_{BM} = \left(\prod_{i=1}^{n} \left(\frac{Xi}{V_{ref}\, i} \right)^{wi} \right)^{\frac{1}{\sum wi}}$$

6. Indicador de condición-tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM}

$$ICT_{BM} = \left(\frac{D_{sp1}}{V_{ref}\,D_{sp1}} + \frac{D_{sp2}}{V_{ref}\,D_{sp2}} + \frac{D_{spX}}{V_{ref}D_{spX}}\right)^{0,25} \times \left(\frac{AB_{sp1}}{V_{ref}\,AB_{SP1}} + \frac{AB_{sp2}}{V_{ref}\,AB_{sp2}} + \frac{AB_{spX}}{V_{ref}AB_{spX}}\right)^{0,25} \times \left(\frac{Rprog_{sp1}}{V_{ref}\,Sp1} + \frac{RPlant_{sp1}}{V_{ref}\,Sp1} + \frac{Rprog_{sp2}}{V_{ref}\,Sp2} + \frac{RPlant_{sp2}}{V_{ref}\,Sp2} + \frac{Rprog_{spx}}{V_{ref}\,Spx} + \frac{RPlant_{spx}}{V_{ref}\,Spx}\right)^{0,25} \times \left(\frac{AvR}{V_{ref}\,AvR}\right)^{0,25}$$

Donde
D = Densidad de árboles
AB = Área basal
R = Regeneración natural (densidad de propágulos-prog y plántulas-Plant)
Av = Especies de aves indicadoras de la salud del manglar
Vref = Valor de referencia

Tabla 24. Ejemplo de ponderación para las variables que componen el indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM} (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014). En proceso de desarrollo.

Peso de las variables del ICT_{BM}	
Densidad de árboles (D)	0,25
Área basal (AB)	0,25
Reclutamiento o regeneración natural (R)	0,25
Especies de aves indicadoras de la salud del manglar (Av)	0,25

Tabla 25. Valores de referencia para las variables de densidad de árboles y área basal, que componen el indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM}: Densidad de árboles y Área basal de los manglares del Caribe y Pacífico colombiano, (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014). Se destaca con rectángulo azul el departamento Archipiélago, porque fueron los valores usados como referencia para establecer el estado de los manglares en el presente informe. Fuente: Modificada de INVEMAR (2021c).

DEPARTAMENTO	Densidad (ind/ha)				Área Basal (m^2/ha)			
	Pobre	Regular	Bueno	Muy Bueno	Pobre	Regular	Bueno	Muy Bueno
Archipiélago	<532	532-881,9	882-2.237	>2.237	<11	11-20,9	21-32	>32
La Guajira	<164	164-466,9	467-1.282	>1.282	<2,3	2,3–5,3	5,4–12,1	>12,1
Magdalena	<1.638	1.638-2.006,9	2.007-3.621	>3.621	<17,9	17,9–19,6	19,7–27	>27,0
Atlántico	<738	738-1.325,9	1.326-2.484	>2.484	<3,2	3,2–11,7	11,8–16,4	>16,4
Bolívar	<105	105-273,9	274-443	>443	<0,9	0,9–2,5	2,6–7,0	>7,0
Sucre	<47	47-355,9	356-1.032	>1.032	<1,4	1,4–2,3	2,4–5,9	>5,9
Córdoba	<78	78-556,9	557-1.301	>1.301	<7,6	7,6–12,1	12,2–17,6	>17,6
Antioquia	<241	241-898,9	899-1.659	>1.659	<2,3	2,3–8,1	8,2–21,7	>21,7
Valle del Cauca	<18	18-47,9	48-154	>154	<0,7	0,7–1,5	1,6–3,1	>3,1
Cauca	<63	63-135,9	136-231	>231	<1,1	1,1–3,2	3,3–14,4	>14,4
Nariño	<37	37-127,9	128-346	>346	<0,7	0,7–2,9	3,0–12,6	>12,6

Para obtener la calificación de condición general del bosque de manglar evaluado, el valor obtenido para el ICT_{BM} se clasificará según la escala de valores que se presenta en la Tabla 26; a medida que se vaya consolidando la aplicación del

6. Indicador de condición-tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM}

indicador y se genere mayor información sobre cada una de las variables, los valores de la Tabla 26 se irán actualizando y particularizando. Para la interpretación adecuada del indicador, es indispensable contar con información complementaria del manglar, como las condiciones de inundación del sistema, la salinidad de las aguas superficiales e intersticiales asociadas al manglar y los posibles agentes de degradación que sean evidenciados durante los monitoreos o que hayan sido reportados antes del monitoreo por las personas de la comunidad; con el fin de tener un panorama más general y comprender la clasificación obtenida del indicador, en cualquiera de sus condiciones: Deseable, Buena, Regular, Alerta o No deseable (Tabla 26).

Tabla 26. Ejemplo de la escala general del indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM} (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014). Actualmente no se han evaluado los valores como reales, porque la variable de función aún se encuentra en proceso de revisión.

Condición general de integridad biótica	Valor ICT_{BM}
Deseable	0,80 - 1,00
Buena	0,60 - 0,79
Regular	0,40 - 0,59
Alerta	0,21 - 0,39
No Deseable	0,00 - 0,20

Específicamente para el presente reporte, los análisis de la condición y el estado de los manglares se hicieron a partir de los valores de referencia de las variables de densidad (Tabla 27) y área basal (Tabla 28) que componen el indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM} en el departamento Archipiélago: islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

Tabla 27. Escala de referencia para la variable densidad de árboles del indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM} en el departamento Archipiélago (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014).

Condición general de la densidad de árboles en bosques de manglar	Densidad de árboles (ind/ha)
Muy bueno	> 2.237
Bueno	882 - 2.237
Regular	532 - 881,9
Pobre	< 532

Tabla 28. Escala de referencia para la variable área basal del indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM} en el departamento Archipiélago (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014).

Condición general del área basal en bosques de manglar	Área basal (m^2/ha)
Muy bueno	> 32
Bueno	21 -32
Regular	11 - 20,9
Pobre	< 11

6. Indicador de condición-tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM}

Fuente de los datos e información

Los resultados y análisis de la tendencia de los indicadores de densidad y área basal del ICT_{BM} en los bosques de manglar de las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina que aquí se presentan, corresponden a los monitoreos realizados en el marco de los Convenios Especiales de Cooperación suscritos con la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina-CORALINA, y el monitoreo realizado por el INVEMAR en la isla de San Andrés y en el marco del Convenio CORALINA-001-2021 en Providencia y Santa Catalina. Toda la información asociada a estos monitoreos se encuentra almacenada en el Sistema de Información para la Gestión de los Manglares en Colombia (SIGMA) que administra el INVEMAR.

Periodo reportado

El periodo de análisis de los datos de los manglares de San Andrés, contempla los años 2016, 2019, 2020 y 2021, en siete (7) estaciones de monitoreo.
El periodo de análisis de los datos de los manglares de Providencia y Santa Catalina, contempla los años 2018, 2019, 2020 y 2021, en cuatro (4) estaciones de monitoreo.

Reporte o cálculo del indicador

A partir de la información de la estructura de los manglares monitoreados entre el 2016 y 2021 en San Andrés y entre el 2018 y 2021 en Providencia y Santa Catalina, se determinaron las variables de densidad y área basal que conforman el ICT_{BM}. Estas variables se calcularon para cada una de las estaciones de monitoreo de las distintas localidades de las tres Islas (Figura 52, Figura 53).

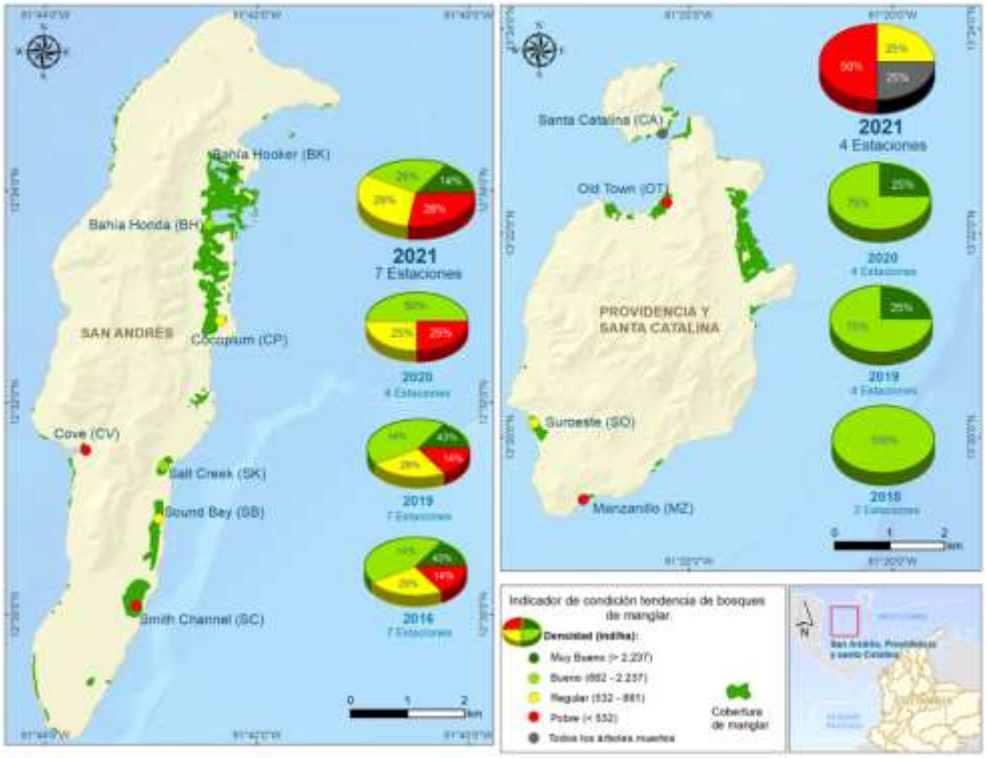


Figura 52. Estaciones de monitoreo de manglar y su estado de acuerdo con la variable "Densidad" del ICT_{BM} en el departamento Archipiélago en los años 2016-2019-2020 (San Andrés) y 2018-2019-2020 (Providencia y Santa Catalina): Figuras de gráficos circulares con la proporción de estaciones de acuerdo con la calificación del estado de la Densidad. NOTA: Los puntos de colores sobre los manglares (estaciones de monitoreo) de las tres Islas, indican el estado (calificación) de la Densidad en el año 2020. En bahía Hooker, bahía Honda y Cove (isla de San Andrés), los puntos están grises porque no fue posible realizar el monitoreo debido al paso del huracán IOTA. Elaborado por: LABSIS (2021).

6. Indicador de condición-tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM}

En los gráficos circulares de porcentaje que se encuentran dentro de la Figura 52 y Figura 53, se muestra la proporción de estaciones de monitoreo con determinada condición (i.e. Muy buena, Buena, Regular, Pobre) en términos de su densidad y área basal, para los distintos años evaluados en los monitoreos realizados.

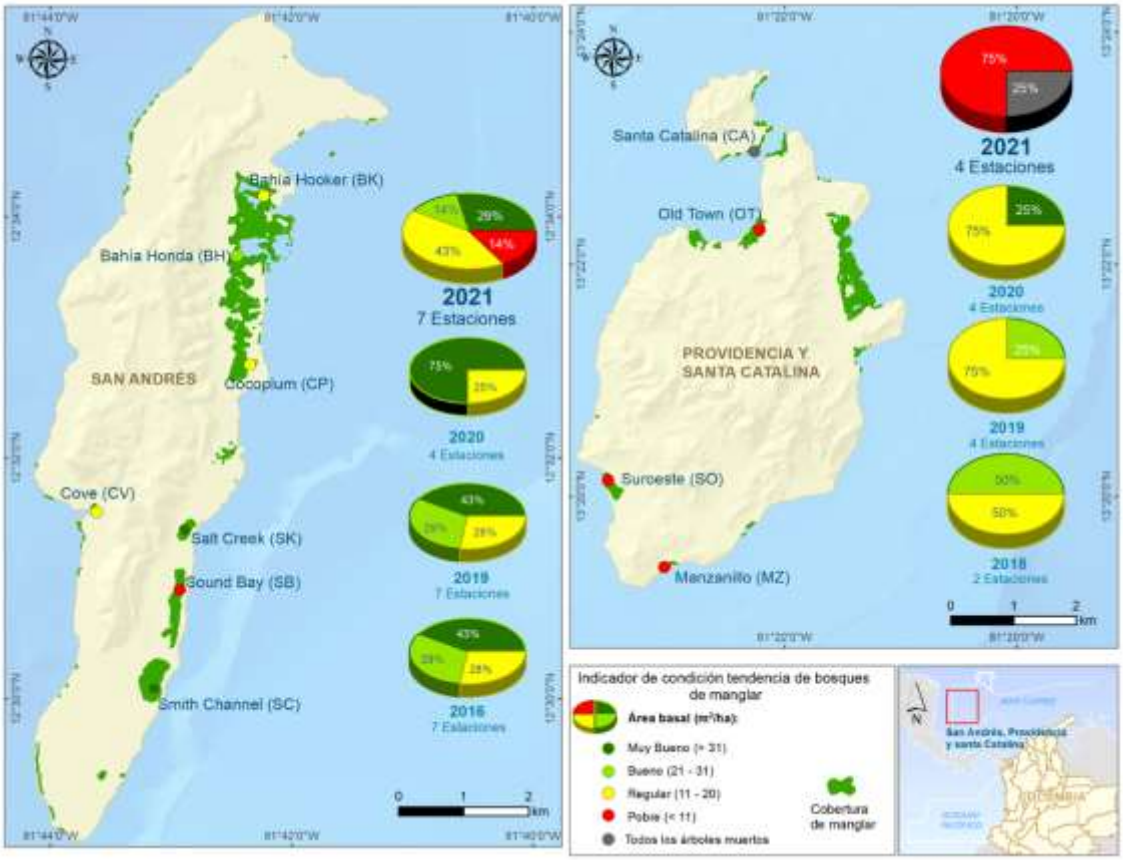


Figura 53. Estaciones de monitoreo de manglar y su estado de acuerdo con la variable "Área basal" del ICT_{BM} en el departamento Archipiélago en los años 2016-2019-2020 (San Andrés) y 2018-2019-2020 (Providencia y Santa Catalina): Figuras de gráficos circulares con la proporción de estaciones de acuerdo con la calificación del estado del Área basal. NOTA: Los puntos de colores sobre los manglares (estaciones de monitoreo) de las tres Islas, indican el estado (calificación) del Área basal en el año 2020. En bahía Hooker, bahía Honda y Cove (isla de San Andrés), los puntos están grises porque no fue posible realizar el monitoreo debido al paso del huracán IOTA. Elaborado por: LABSIS (2021).

En la Figura 54 se presenta la tendencia histórica de la condición del estado de los manglares en las estaciones de monitoreo del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, en términos de la densidad (Figura 54a-c) y el área basal (Figura 54b-d) que conforman el ICTBM, evidenciándose los cambios y variaciones a través del tiempo, que ha presentado el bosque de manglar de cada estación, en cuanto a la condición de la densidad y el área basal.

6. Indicador de condición-tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM}

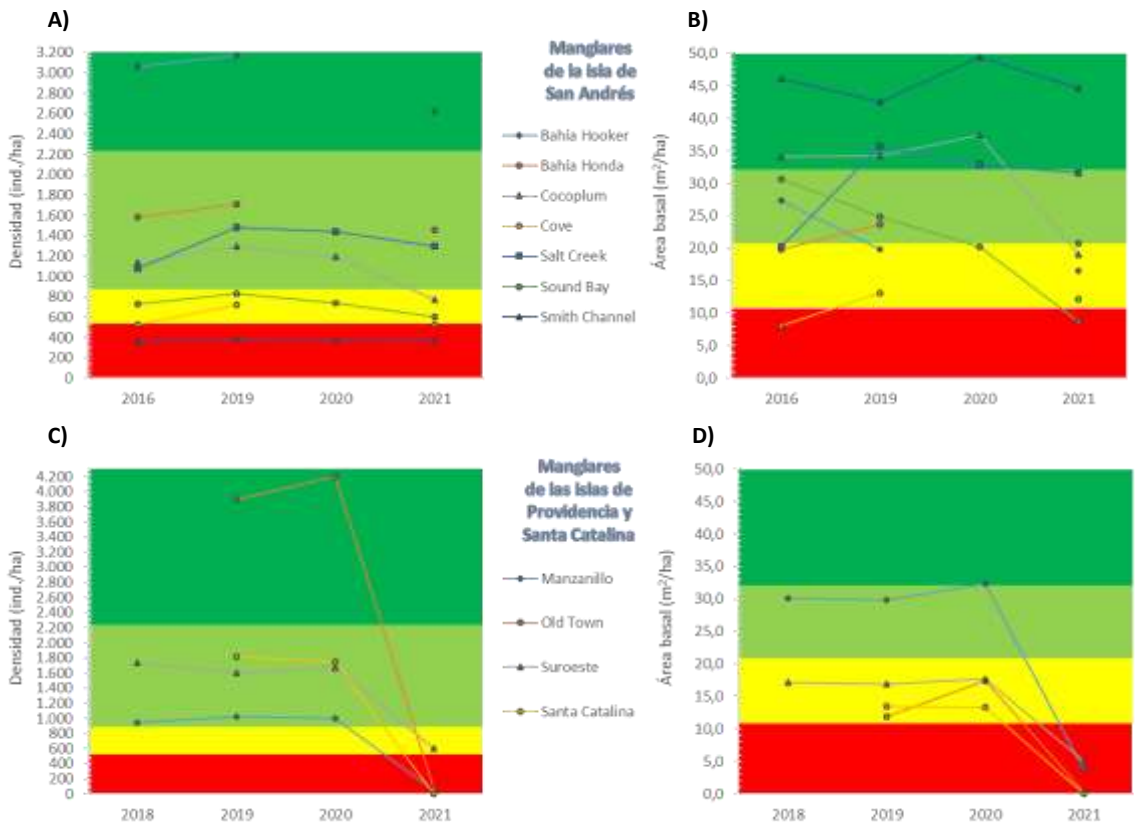


Figura 54. Tendencia histórica (2016-2021) de la condición del estado de los manglares en las estaciones de monitoreo de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, en términos de la densidad de árboles (a y c) y el área basal del bosque (b y d). Los colores del fondo de cada figura corresponden a la condición del estado estructural del manglar: "Muy bueno" (verde oscuro), "Bueno" (verde claro), "Regular" (amarillo) y "Pobre" (rojo), de acuerdo con los valores de referencia de las variables densidad y área basal reportados en la Tabla 27 y Tabla 28.

Interpretación de los resultados

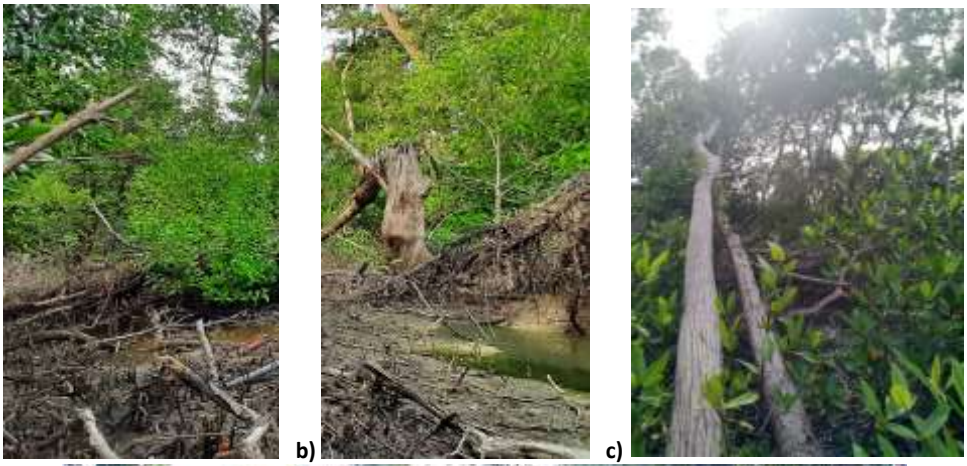
Para la isla de San Andrés, la condición estructural de los manglares de las siete estaciones de monitoreo, en términos de la **densidad** de árboles se mantuvo estable entre los años 2016 y 2019 (Figura 52), es decir, que el mismo número de estaciones de manglar con determinada condición (*i.e.* Muy buena, Buena, Regular y/o Pobre) se mantuvo similar en ambos años de evaluación. Lo anterior permite inferir que en las estaciones de monitoreo, los manglares evaluados no presentaron cambios significativos en su densidad, ya sea por pérdida o por ganancia de árboles vivos, que ocasionara un cambio en la escala de condición de la densidad. Esto también se encuentra directamente relacionado con las condiciones ambientales y fisicoquímicas asociadas a estos manglares, que en general se encontraron dentro de los intervalos tolerados por las especies de mangle y, por lo tanto, no ocasionaron un impacto negativo que afectara la supervivencia de los árboles en las estaciones monitoreadas.

En el año 2020, en la isla de San Andrés no fue posible monitorear los manglares de tres estaciones (bahía Hooker, bahía Honda y Cove), debido al paso del huracán IOTA, que coincidió con los días de monitoreo de dichas estaciones. No obstante, se pudieron monitorear cuatro estaciones de manglar, de las cuales, dos (Cocoplum y Salt Creek) presentaron una "Buena" condición de **densidad**, representando el 50% del total de las estaciones evaluadas (Figura 52) y las otras dos estaciones exhibieron una condición "Regular" (Sound Bay) y "Pobre" (Smith Channel) en la densidad de árboles, correspondiendo cada una al 25% del total. Cabe resaltar que las cuatro estaciones monitoreadas en el 2020, habían presentado la misma condición de densidad registrada en los monitoreos de los años 2019 y 2016, por lo tanto, en términos de la densidad, estos manglares habían permanecido estables en ese intervalo de tiempo.

6. Indicador de condición-tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM}

No obstante, para el año 2021, fue evidenciado un cambio en la condición estructural en términos de la **densidad** de árboles de los manglares de las estaciones de San Andrés. De las siete estaciones monitoreadas, cinco permanecieron con la misma calificación de la condición de densidad de los años anteriores (bahía Hooker, bahía Honda, Salt Creek, Sound Bay y Smith Channel) y dos estaciones disminuyeron en la calificación de la condición de la densidad, pasando de un estado "Bueno" a "Regular" (Cocoplum) y de un estado "Regular" a "Pobre" (Cove). En general, una estación de monitoreo de manglar permaneció al 2021 con una condición "Muy buena" en la densidad de árboles (bahía Hooker), representando el 14% del total de las estaciones monitoreadas; dos estaciones permanecieron con una "Buena" condición de densidad (bahía Honda y Salt Creek), dos estaciones presentaron una condición "Regular" (Cocoplum y Sound Bay) y dos una condición "Pobre" (Cove y Smith Channel), representando el 29% del total de estaciones en cada calificación (Figura 52; Figura 54a-b). La disminución en la calificación de la condición de la densidad, registrada en dos de las estaciones, se encontró influenciada por los fuertes vientos del huracán IOTA en el 2020, que ocasionó la caída de árboles, ya que específicamente para Cocoplum, la densidad se encontraba con una condición "Buena", días antes del IOTA, según lo monitoreado el 14 de noviembre de 2020 y un año después la densidad disminuyó bajando a una condición "Regular", debido a la caída de numerosos árboles (Figura 55a-b).

a) b) c)



d)

Figura 55. a-b) Paisaje interno del bosque de manglar de la estación Cocoplum y c-d) de la estación Sound Bay en la isla de San Andrés, evidenciándose la caída de árboles de mangle de gran porte y altura.

6. Indicador de condición-tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM}

En Providencia y Santa Catalina, el monitoreo realizado en 2021 en las cuatro estaciones de manglar, un año después del IOTA, mostró la pérdida y muerte de más del 60% de los árboles en las distintas estaciones, ocasionando que la calificación de la condición de la **densidad** dismiuyera, pasando de una "Muy buena" y "Buena" condición (25 y 75% del total de estaciones, respectivamente), tal como se encontraba en el 2020 antes del huracán IOTA (Figura 52; Figura 54c-d), a una condición "Regular" (estación Suroeste, con la pérdida del 64% de los árboles; representando el 25% del total de estaciones) y "Pobre" (estaciones Manzanillo y Old Town, con la pérdida del 96 y 98%, respectivamente; representando el 50% del total) (Figura 52). Cabe mencionar que, específicamente para una de las estaciones (Santa Catalina), se registró la pérdida y muerte de todos los árboles de las dos parcelas de dicha estación (Figura 52; Figura 56), debido a que el impacto y fuerza del huracán fue mucho más fuerte en esa isla. No obstante, en el 2021 se registró en esa estación de Santa Catalina una importante regeneración natural, evidenciada por la gran cantidad de plántulas vivas de *Rhizophora mangle*. Con base en lo anterior, se puede establecer que el impacto del huracán IOTA sobre los manglares de Providencia y Santa Catalina fue muy fuerte y destructivo, no obstante, se puede resaltar la importancia y protección que ofrecieron estos bosques de manglar a la comunidad isleña, porque fueron una barrera de mitigación y contención de los fuertes vientos, llegando a proteger incluso la vida de la población.

a) **b)**

Figura 56. a) Vista hacia la isla Santa Catalina en el monitoreo del 2021, donde se evidencia la presencia de árboles muertos del manglar de borde del sureste de la Isla. b) Vista interna de la parcela de monitoreo de la estación Santa Catalina en el 2021, donde se evidencia la muerte de los árboles de mangle producto del paso del huracán IOTA en noviembre de 2020.

En cuanto a la condición estructural en términos del **área basal** de los manglares de la isla de San Andrés, se registró para el año 2021 que ésta varió con relación a los años anteriores. En general, se evidenció una disminución en el número de estaciones que presentaban una "Muy buena" condición, pasando de registrarse tres estaciones con una "Muy buena" condición en el periodo 2020-2016, a sólo dos estaciones en el 2021 (Salt Creek y Smith Channel), representando el 29% del total de estaciones monitoreadas (Figura 53). Esto, debido a que la estación Cocoplum perdió árboles vivos, producto de los fuertes vientos del huracán IOTA que ocasionaron la caída de esos árboles, lo cual repercutió en los aportes al área basal del bosque de manglar de esa estación, pasando de presentar una condición "Muy buena" en el periodo 2020-2016, a una condición "Regular" en su área basal, en el 2021. Así mismo, se reportó para el 2021 la aparición de una estación con una condición "Pobre" en el área basal (Sound Bay), representando el 14% de las estaciones (Figura 53). Esto fue debido principalmente al impacto de los fuertes vientos del huracán IOTA en la estación Sound Bay, que ocasionó la caída de algunos árboles de gran porte diamétrico dentro de la estación (Figura 55c-d) y, por lo tanto, esto influyó en la disminución del aporte al área basal de la estación, pasando de encontrarse en una condición "Regular" en el año 2020, a una condición "Pobre" en el 2021 (Figura 53). En San Andrés, al evaluar la tendencia histórica de la condición de la densidad y el área basal entre 2016-2021 (Figura 54a-b), se evidenció que en términos de densidad, el bosque de manglar de Smith Channel ha estado en una condición "Pobre" a lo largo del tiempo, lo cual se encuentra directamente relacionado con el hecho de que corresponde a un manglar maduro de muy alto desarrollo estructural, evidenciado por los mayores valores de área basal registrados en la Isla (Figura 57) y que han presentado una condición "Muy buena" en el área basal en el periodo 2016-2021 (Figura 54b), producto de su alto desarrollo diamétrico (Rojas-Aguirre *et al*., 2019; Gómez-López *et al.,* 2020).

6. Indicador de condición-tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM}

Figura 57. Bosque de manglar de la estación de Smith Channel en la isla de San Andrés, caracterizado por presentar el mayor desarrollo estructural de la Isla, con árboles que alcanzan hasta 27 m de altura y valores de DAP promedio y diámetro promedio cuadrático (Dq) de 37,7 ± 2,4 cm y 41,3 cm, respectivamente.

Para Providencia y Santa Catalina, la condición del **área basal** de los manglares de las cuatro estaciones de monitoreo en el año 2021 (un año después del IOTA), presentó una condición "Pobre" para tres estaciones (Mazanillo, Old Town Suroeste), representando el 75% del total de la estaciones (Figura 53), debido a la pérdida y muerte de más del 60% de los árboles vivos de las estaciones que no tuvieron un aporte al área basal y, así mismo, también se registró la pérdida total de árboles vivos estructurantes del bosque en la estación Santa Catalina, debido al impacto del huracán IOTA. En este sentido, a pesar que en Providencia y Santa Catalina se había evidenciado entre el año 2019 y 2020 un equilbrio y aumento en la condición del área basal de los bosques de manglar (debido al crecimiento diamétrico de los árboles), el paso del huracán IOTA ocasionó un fuerte impacto que cambió drásticamente la condición del área basal de las estaciones para el año 2021 (Figura 54; c-d).

Limitaciones del indicador

El indicador ICT_{BM} fue diseñado para determinar de una manera simple, pero holística, en qué estado se encuentra el ecosistema de manglar en Colombia. No obstante, la formulación y aplicación completa del ICT_{BM} se encuentra en desarrollo, ya que sólo dos de sus variables (densidad y área basal), presentan suficiente información histórica a nivel general, que permitió obtener los valores de referencia para los departamentos costeros e insulares del Caribe y Pacífico colombiano. Las otras variables (densidad de plántulas, densidad de propágulos y especies de aves indicadoras en el ecosistema de manglar), aunque cuentan con alguna información histórica del departamento (*i.e.* Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina) o de un lugar puntual (*i.e.* Distritro de Manejo Integrado de la bahía de Cispata, La Balsa y Tinajones en Córdoba), no tienen información suficiente para establecer los valores de referencia de los departamentos costeros de Colombia. Es por ello que el próximo avance que se propone, será establecer puntualmente para dichas localidades, los valores de referencia de las variables faltantes del ICT_{BM}, con el fin de aplicar el Indicador completo al menos para estos dos lugares. Cabe resaltar que este tipo de indicador, como cualquier sistema de monitoreo, requiere una continua verificación, así como una revisión y ajuste periódico de los valores de referencia, con el fin de que el indicador esté acorde con las necesidades o preguntas de fondo para la gestión, que surjan por parte de las autoridades ambientales que lo implementan.

Con base en lo anterior, es imperante continuar con el levantamiento de información de la densidad de plántulas, densidad de propágulos y especies de aves indicadoras en el ecosistema de manglar, en varias regiones del país, para seguir alimentando la base de datos que ayudará a establecer y definir los valores de referencia de estas variables del ICT_{BM}.

CAPÍTULO III

CAUSAS Y TENSORES DEL CAMBIO EN LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS Y SUS SERVÍCIOS: INDICADORES DE PRESIÓN

Muelle turístico de Capurganá (Acandí, Chocó Caribe). Foto por: Archivo Coordinación GEZ – INVEMAR.

INTRODUCCIÓN

Este capítulo de indicadores de presión, da cuenta de las causas y tensores de cambios tanto en los ecosistemas marinos y costeros, como en los servicios ecosistemicos que ofertan estos ambientes en Colombia, de los cuales el INVEMAR posee información. El alcance de estos inidcadores de presión se da a partir del seguimiento del estado de servicios como la provisión de alimento y el consecuente aprovechamiento por pesca tanto a nivel industrial como artesanal. Cada indicador muestra en sus fichas su definición, cálculo, interpretación y discusión en sus usos y limitaciones para el manejo y conservación.

TENSOR DIRECTO

Aprovechamiento de recursos pesqueros

El área marinas y costeras poseen una gran biodiversidad que se constituye en un capital natural fundamental, formando uno de los sistemas más productivos que existen en el planeta (Agardy, 1994; Eichbaum *et al.*, 1996). Así mismo, esta biodiversidad origina diversos tipos de servicios ecosistémicos como son los de soporte (p.e. procesos de producción biológica y flujo de energía), servicios de regulación (p.e. absorción de CO_2 y contaminantes), servicios culturales (p.e. el turismo) y los servicios de aprovisionamiento (p.e. alimento por pesca). Sin embargo, existe mucha evidencia del uso inadecuado de la biodiversidad y sus ecosistemas, amenazando la oferta de estos servicios. A nivel de la pesca, algunas investigaciones han documentado en el país sus impactos sobre la biodiversidad (Rueda *et al.*, 2006; Rodríguez *et al.*, 2012), así como efectos en la estructura y funcionamiento del ecosistema (Rueda *et al.*, 2004; Escobar-Toledo *et al.*, 2015; Rueda y Defeo, 2003). Precisamente, los indicadores que se abordan en esta sección, pretenden evidenciar la evolución de la presión ejercida sobre los recursos pesqueros, usando puntos de referencia y recomendaciones para el manejo del recurso pesquero. Los indicadores se construyeron con base en información colectada por el INVEMAR, tanto en proyectos de investigación como en actividades de monitoreo pesquero y estadísticas oficiales de pesca generadas por la Autoridad Pesquera (actualmente la AUNAP).

7. Indicador de captura total y captura por especie (nacional)
Definición e importancia del indicador
Es una medida de producción o rendimiento de los recursos pesqueros que son explotados por la pesquería industrial y artesanal y, que se desembarcan o llegan a puerto luego de ser capturados por algún tipo de arte de pesca durante las faenas de pesca en un área determinada. Este indicador contribuye a la formulación de medidas de manejo pesquero.
Fuente de los datos e información
Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INPA: 1990-1999), Instituto Colombiano para el desarrollo Rural (INCODER: 2000-2006), Convenio entre el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural y la Corporación Colombia Internacional – CCI (MADR-CCI: 2007-2011) y el Servicio Estadístico Pesquero Colombiano (SEPEC; AUNAP: 2012-2021).
Periodo reportado
1990-2021. Nota: El convenio MADR – CCI no reportó información de pesca industrial y artesanal para 2011, por tanto, no se muestra información para este año. Para el periodo 2014-2021, el SEPEC publicó las estadísticas de pesca solo para los meses en los que se realizó el registro de información.
Reporte o cálculo del indicador

7. Indicador de captura total y captura por especie (nacional)

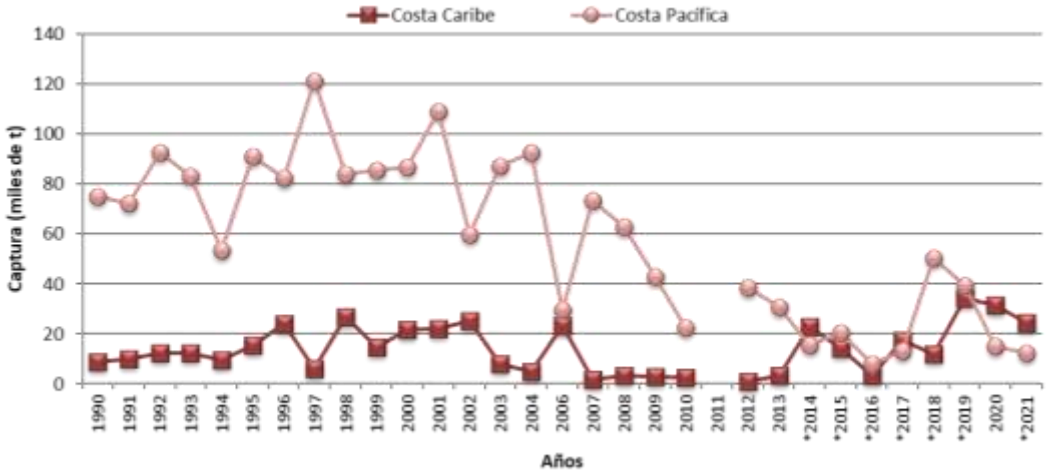


Figura 58. Captura industrial y artesanal desembarcada para el Caribe y Pacífico colombiano. *Los datos publicados en el SEPEC no cuentan con información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada.

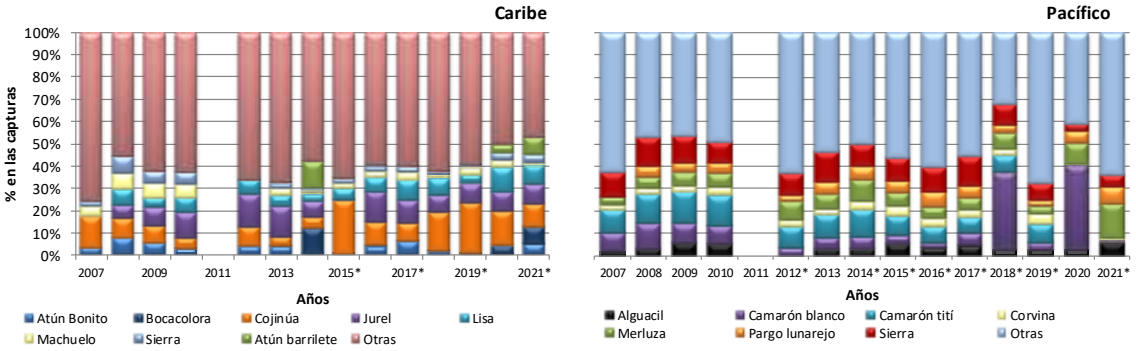


Figura 59. Captura artesanal en peso por especie desembarcada para el Caribe (izquierda) y Pacífico colombiano (derecha). *Los datos publicados en el SEPEC no cuentan con información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada.

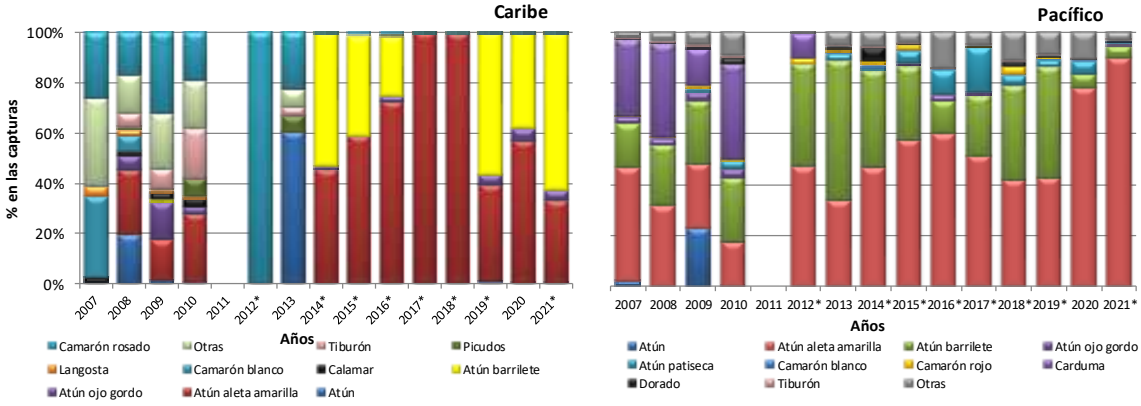


Figura 60. Captura industrial en peso por especie desembarcada para el Caribe (izquierda) y Pacífico colombiano (Derecha). *Los datos publicados en SEPEC tienen vacíos de información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada.

Interpretación de los resultados

7. Indicador de captura total y captura por especie (nacional)
Los registros históricos de la captura desembarcada muestran tendencias diferentes. En el caso del Pacífico se muestra una disminución en el tiempo a partir de 2007. Para el caso del Caribe, la serie de tiempo muestra capturas constantes no mayores a 20.000 t, con leve incremento desde 2019 (34.355 t). Para el 2021, la captura total para ambas costas fue de 36.779 t, siendo mayor en el Caribe (66%) que en el Pacífico (34%), esto debido a los desembarcos de atunes provenientes del Pacífico que se desembarcan en las plantas de Cartagena y Barranquilla, dando una falsa impresión de mayor producción pesquera en el Caribe. Este valor respresenta el 28% de la mayor captura desembarcada en el país (2001, 131.236 t) (Figura 58). El indicador no incluye las capturas del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina ni de la Ciénaga Grande de Santa Marta; adicionalmente para los años señalados en las figuras, aproximadamente un 25% del año se encuentra sin reporte de información. Para 2021, la pesca artesanal en el Caribe registró un total de 3.639,8 t con predominio de peces de las familias Carangidae (cojinúas y jureles; 19,4%), Scombridae (Atunes; 13,1%), Mugilidae (10,3%), Haemulidae y (bocacolorá; 5,43 %) (Figura 59). En el Pacífico, el desembarco artesanal fue de 374,4 t, destacando las familias Ophidiidae (Merluza; 15,28%) Lutjanidae (pargo lunajero; 7,6%) y Ariidae(Alguacil; 6%) (Figura 59). A nivel industrial, en 2021, el desembarco registrado para el Caribe fue de 39.376,7 t, con mayor representación de los peces de la familia Scombridae (atunes; 95,9%) (Figura 60). Así mismo, para el Pacífico, el desembarco fue de 22.528 t, con predominio de la misma familia Scombridae (atunes; 95,8%) (Figura 60).
Limitaciones del indicador
Existe un nivel de incertidumbre en los reportes de los desembarcos de los últimos años por subreporte. No obstante, estos datos corresponden a la información oficial disponible de la autoridad pesquera (www.sepec.aunap.gov.co), permitiendo así construir un indicador de la tendencia de la producción pesquera afectada por niveles de esfuerzo de pesca y la variabilidad ambiental. A partir de las limitaciones que presentan en cuanto al nivel de representatividad de los datos y la ausencia de un indicador basado en la abundancia relativa (p.e. captura por unidad de esfuerzo), es limitado el juicio de valor que se pueda suministrar sobre el estado de explotación de las poblaciones aprovechadas por pesca.
Recomendaciones y alternativas de manejo
El indicador sigue mostrando una tendencia a la disminución en el Pacífico y un leve incremento en el Caribe. En los últimos últimos años se evidencia un incremento en los volúmenes en ambos litorales, pero que podría deberse a un incremento en el esfuerzo de muestreo. No obstante, la información corresponde a una fracción del año que puede no ser representativa del comportamiento de las capturas en todos los meses, dada la estacionalidad del recurso. Por tanto, las tendencas en las capturas tienen incertidumbre, lo que dificulta el uso del indicador para cuantificar la fracción de la población aprovechada por pesca. Así mismo, recomendaciones de manejo con base en cuotas de pesca podrían ser limitadas, dejando su uso a tasas de capturas conservadoras basadas en estimaciones de Máximo Rendimiento Sostenible.

8. Indicador de captura total anual y composición por especies para la pesca artesanal de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM
Definición e importancia del indicador
El indicador es una medida de producción o rendimiento de un recurso pesquero que se desembarca o llega a puerto posterior a su captura por algún tipo de arte de pesca durante faenas ejercidas en un área determinada. Este indicador contribuye a la formulación de medidas de manejo pesquero.
Fuente de los datos e información
La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.
Periodo reportado
Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2021.
Reporte o cálculo del indicador

8. Indicador de captura total anual y composición por especies para la pesca artesanal de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM

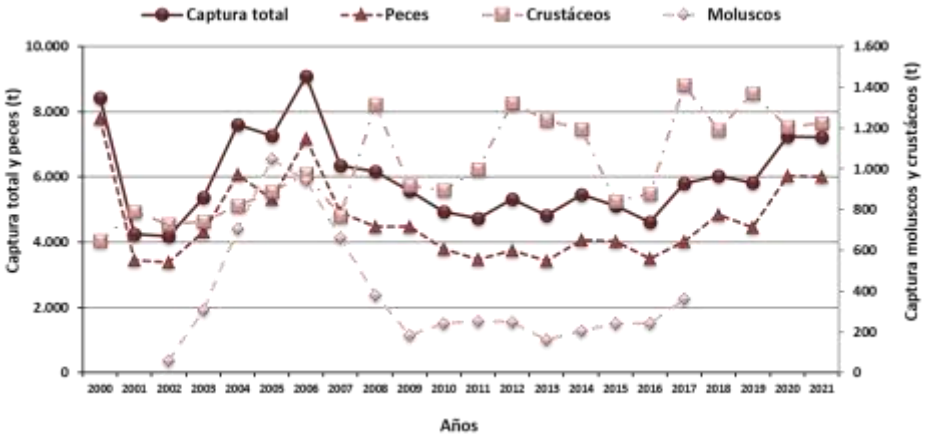


Figura 61. Captura total anual y por grupo de especies desembarcada de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.

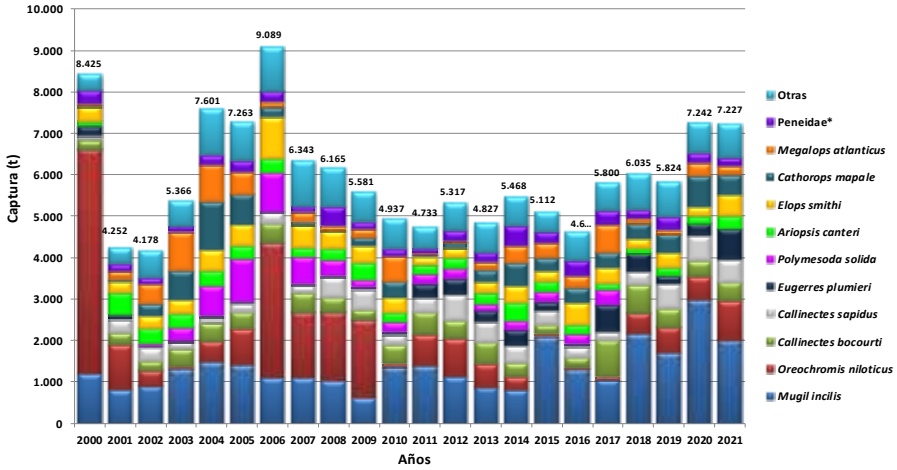


Figura 62. Composición anual de la captura desembarcada por especies de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.

Interpretación de los resultados

La información resgistrada en 2021 muestra la tendencia creciente de la captura total anual (7.227 t), evidente desde 2017, y cuyo registro fue similar al 2020 (7.242 t) recalculado para los doce mese del año (en el reporte anterior solo aparacen nueve meses). Se confirma el comportamiento de la serie temporal, con el aumento en los primeros años, logrando un máximo en 2006; seguido por una disminución en la producción pesquera. Sin embargo, se observa un aumento en los rendimientos pesqueros desde 2017, especialmente en los dos últimos años con registros de capturas por arriba de los últimos 13 años (Figura 61). La composición de las capturas en 2021 fue de peces (83%) y crustáceos (17%). Se enfatiza la ausencia de registro de datos de moluscos desde 2018 en el área de la Vía Parque Isla de Salamanca (VIPIS), por acciones de conservación de este recurso dentro de esta área protegida. En el grupo de peces, incidieron pricipalmente las especies estuarinas como la lisa (*Mugil incilis*; 27,7%), seguida de un grupo compuesto por chivo mapalé (*Cathorops mapale*, 6,6%), mojarra rayada (*Eugerres plumieri*, 10,3%), macabí (*Elops smithi*, 7,3%), sábalo (*Megalops atlanticus,* 2,8%) y chivo cabezón (*Ariopsis canteri*, 4,3%). De las especies dulceacuícolas, la mojarra lora (*Oreochromis niloticus*) representó el 13,1% de la captura total desembarcada. Las jaibas que aportaron a la producción un 14%, estuvieron representadas por la jaiba azul (*Callinectes sapidus*; 7,6%) y jaiba roja (*Callinectes bocourti*; 6,4%;Figura 62), constituyendo en el grupo de los crustáceos el 83%. La composición de la captura durante la serie, demuestra que, al inicio de la misma, las capturas estaban dominadas por la mojarra lora y que, durante el último decenio, la especie de mayor aporte es la lisa. Se destaca el repunte en la participación porcentual de la mojarra rayada en los últimos 11 años.

8. Indicador de captura total anual y composición por especies para la pesca artesanal de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM
Limitaciones del indicador
El indicador posee una certidumbre esperada, basada en un enfoque muestral aplicado por el INVEMAR para las estadísticas de pesca. Sin embargo, la captura no debe ser tomada como un indicador de abundancia del recurso, sino como una medida de producción. El indicador de captura por sí solo, no es suficiente para describir el impacto de la pesca en los recursos explotados, debido a que un aumento o una disminución de un año a otro puede estar relacionado a un aumento o disminución del esfuerzo de pesca, o un aumento de la abundancia, o cambios simultáneos en estas dos variables. De todas formas, se considera adecuado este indicador para medir tendencias en la producción pesquera de la CGSM.
Recomendaciones y alternativas de manejo
Su relación con datos de esfuerzo, permite calcular la abundancia relativa (CPUE), la cual puede ser usada como indicador de estado del recurso, además de direccionar medidas de manejo a un arte de pesca determinado y sus capturas por tallas. Esta información es base para la estimación de rendimientos máximos sostenibles (aproximación de cuotas de pesca) y esfuerzo óptimo (número de faenas permisibles). Se recomienda que las estrategias de manejo basadas en cuotas de pesca y esfuerzo óptimo de pesca, deban ir a escenarios de concertación entre las comunidades de pescadores, investigadores y administradores del recurso (AUNAP, CORPAMAG y PNN).

9. Indicador de abundancia relativa de la pesca artesanal en la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta - GCSM
Definición e importancia del indicador
La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) es un índice de la abundancia relativa de un recurso aprovechado por pesca en un área geográfica dada y usando una tecnología de pesca específica. Representa el peso capturado por especie (o multiespecífico) en función del esfuerzo invertido en la extracción. Es la única medida de este tipo estimable en la CGSM, a partir de estadísticas de pesca que puede medir el estado de una población aprovechada por pesca.
Fuente de los datos e información
La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.
Periodo reportado
Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2021.
Reporte o cálculo del indicador

9. Indicador de abundancia relativa de la pesca artesanal en la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta - GCSM

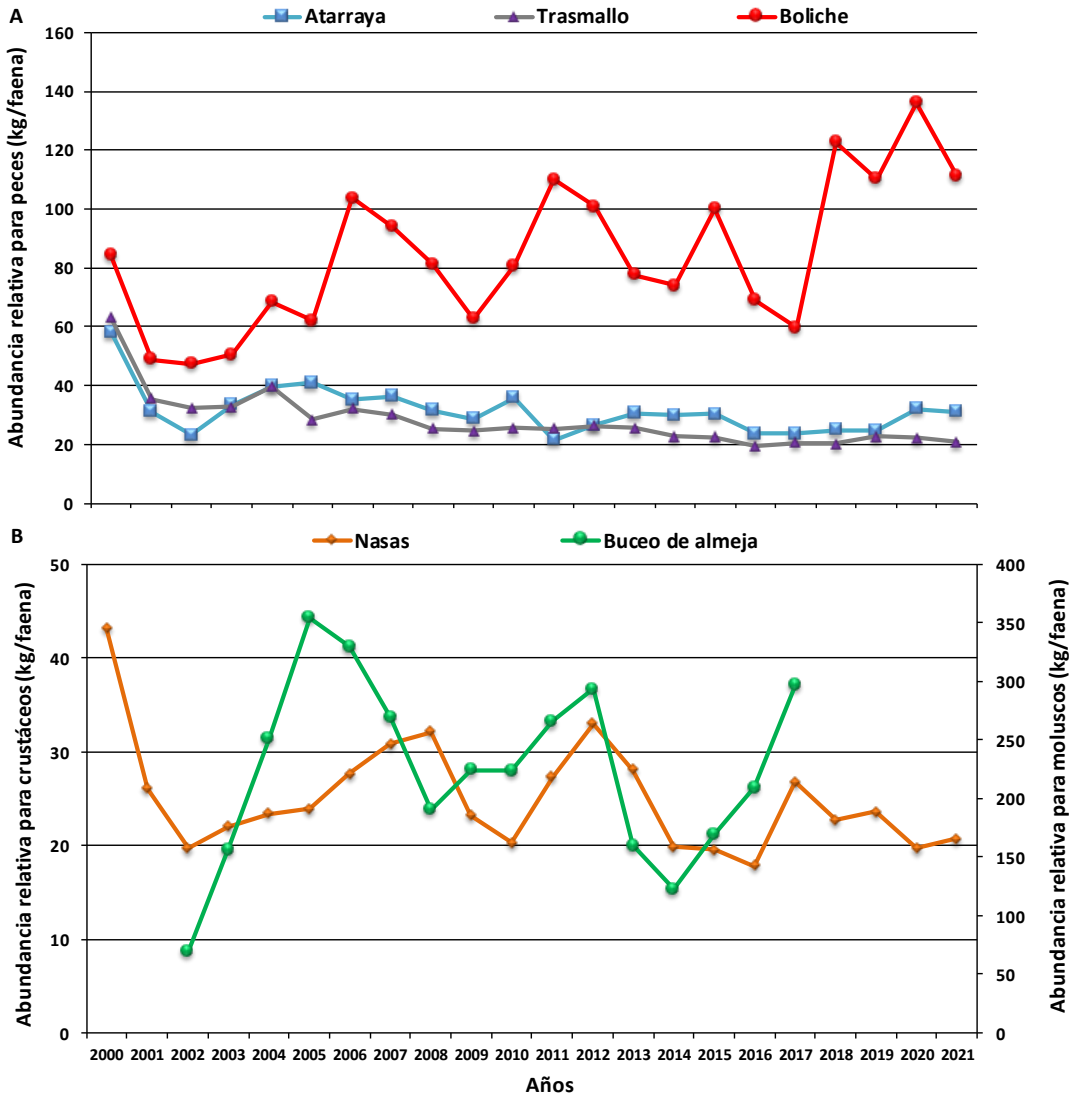


Figura 63. Abundancia relativa de peces (A) y crustáceos y moluscos (B) por arte de pesca en la ecorregiónCiénaga Grande de santa Marta – CGSM.

Interpretación de los resultados

La CPUE para los tres principales artes de pesca, usados para la captura de peces en la CGSM, refleja un mayor rendimiento del boliche y una tendencia leve al incremento de la abundancia de peces (máximo de 136 kg/faena en 2020. Los otros dos artes (atarraya y trasmallo), muestran un comportamiento constante en la abundancia de peces, oscilando entre 20 y 41 kg/faena, con representación ligeramente superior para la atarraya, con respecto al trasmallo en casi toda la serie (Figura 63). Los invertebrados representados en la abundancia registrada de jaibas con nasas, muestra una tendencia decreciente, pasando de 26,7 kg/faena en 2017 a 20,7 kg/faena en 2021 (Figura 63). Para el caso de las almejas, no se verificó su comportamiento durante 2021, pero se espera que haya mantenido la recuperación del recurso que ha mostrado en los últimos años por acciones de conservación hechas al interior del VIPIS (Figura 63).

Limitaciones del indicador

El indicador ha sido estimado con buen grado de certidumbre. No obstante, considerando el carácter multiespecífico de la pesquería, deben tomarse con precaución los datos de este indicador con diferentes artes de pesca. En el caso de la CGSM, al igual que en la mayor parte de las pesquerías artesanales, los recursos se explotan con diversidad de artes, con mucha variabilidad en cuanto al poder de pesca relativo se refiere, lo cual hace complejo su análisis.

9. Indicador de abundancia relativa de la pesca artesanal en la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta - GCSM
Recomendaciones y alternativas de manejo
A partir de las capturas y el esfuerzo, es posible determinar el rendimiento máximo sostenible (RMS) como una alternativa de punto de referencia límite para sugerir cuotas de pesca y establecer el nivel de esfuerzo permisible que contribuya al mantenimiento de la biomasa aprovechable. Se considera que los datos CPUE en la CGSM son adecuados para valorar el estado del recurso y definir medidas de manejo.

10. Indicador de talla media de captura para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM
Definición e importancia del indicador
La talla media de captura (TMC) es el tamaño promedio expresado en longitud de los individuos de una población extraída por pesca con un arte y en un área de pesca dada. La TMC comparada con un punto de referencia como la talla de madurez sexual (TM) de la especie, se asume como un indicador del estado de la pesquería en términos de sobrepesca por crecimiento o efecto sobre la estructura de la población de una especie dada. La TMC permite detectar presión sobre el recurso, debido a cambios en la tecnología de pesca y esfuerzo de pesca.
Fuente de los datos e información
La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.
Periodo reportado
Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2021.
Reporte o cálculo del indicador

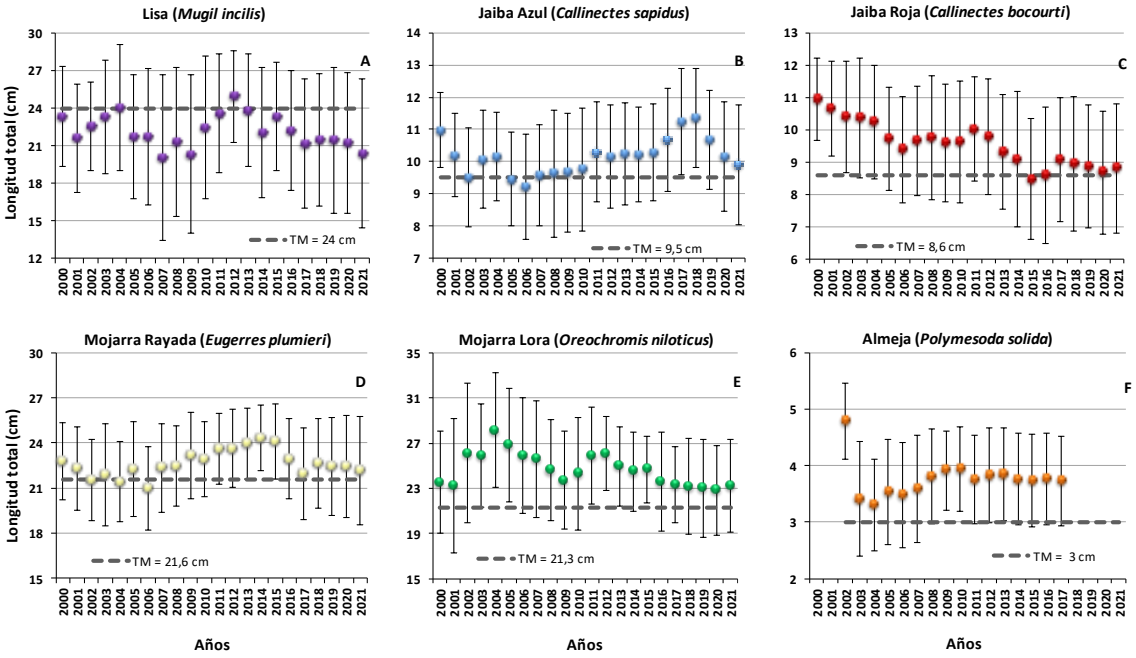


Figura 64. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) para las principales especies en la CGSM y su ubicación con respecto a la talla de madurez sexual (TM). En el caso de las Jaibas (B y C) la medida es el ancho del caparazón.

Interpretación de los resultados
Se confirma la presión pesquera sobre la lisa, con determinación de alto riesgo de sobrepesca, teniendo en cuenta que su TMC continúa por debajo de la TM (punto de referencia límite – PRL), con evidente caída en 2021. Aunque este indicador mostró recuperación en los años 2011-2013 y 2015, no obstante, fue leve, invirtiendo su trayectoria desde 2016 con mayor baja en el último año analizado, lo cual pone en riesgo el la sostenibilidad del recurso (Figura 64A). En cuanto a la situación

10. Indicador de talla media de captura para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM
de las jaibas (*Callinectes* spp.), se actualizaron las TM, determinándose para *C. sapidus*, el PRL en 9,5 cm de longitud total (ancho del caparazón) y para *C. bocourti* en 8,6 cm; por debajo de los anteriores limites (10,6 cm y 10 cm, respectivamente), lo que incide en la disminución de 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 siete años alrededor del PRL (Figura 64 B y C). Por otra parte , especies como la mojarra rayada, mojarra lora y la almeja, generalmente han sido extraídas por encima de su TM, pero muy cercano al PRL, lo que representa un riesgo moderado de sobrepesca por crecimiento (Figura 64 D, E y F).
Limitaciones del indicador
En el caso de la CGSM, los recursos se extraen con varios artes de pesca, cada uno de las cuales selecciona un espectro de tallas determinado afectando la TMC. Tal complejidad plantea un cuidadoso seguimiento en monitoreo al desempeño de diferentes artes de pesca.
Recomendaciones y alternativas de manejo
Se recomienda tener en cuenta el criterio del PRL expresado en la TM como talla mínima de captura, para las especies: lisa (*M. incilis*) = 24 cm LT; mojarra rayada (*E. plumieri*) = 22 cm LT; mojarra lora (*O. niloticus*) = 21 cm LT y almeja (*P. solida*) = 3 cm. Para las jaibas (*C. sapidus y C. bocourti*), se indica una talla mínima de captura de 9,5 cm y 8,6 cm de ancho estándar del caparazón respectivamente. Las medidas operacionales para maximizar la captura de individuos en la TM o por encima de ésta, se basan en el control de la selectividad de los artes de pesca usados.

11. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM
Definición e importancia del indicador
La cantidad de captura es generalmente dividida en captura objetivo (aquella que es objetivo de pesca a través de un arte específico), captura incidental que corresponde a la fracción no objetivo de pesca, pero que tiene valor comercial, y el descarte, el cual hace referencia a la fracción de la captura total que no es usada por el pescador y termina siendo devuelta al medio por su nulo interés comercial. Este indicador permite determinar el impacto de la pesca sobre la biodiversidad marina y demás efectos sobre las redes tróficas e interacciones comunitarias.
Fuente de los datos e información
La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.
Periodo reportado
Los resultados presentados corresponden a información registrada en 2021.
Reporte o cálculo del indicador

11. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM

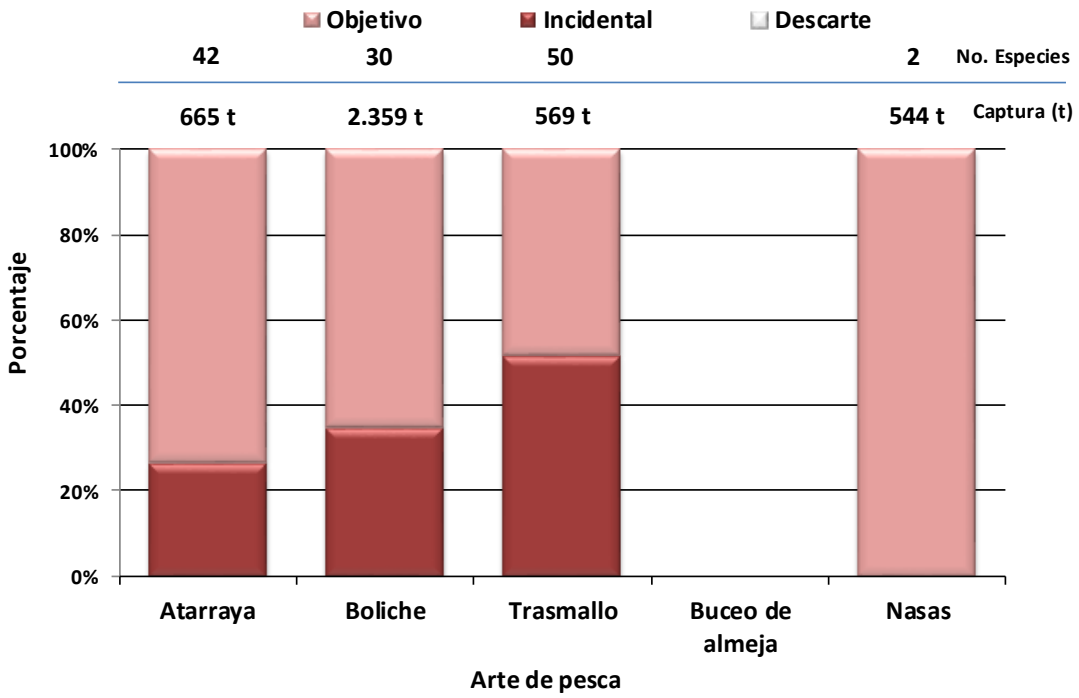


Figura 65. Composición porcentual de las capturas en peso por arte de pesca para 2021, discriminando las capturas objetivo, incidental y descartes en la CGSM.

Interpretación de los resultados

En el período evaluado no se registraron descartes en los desembarcos pesqueros de la CGSM, toda la captura fue aprovechada por el pescador (p.e. especies pequeñas para alimento en zoocriaderos, para carnada e incluso para consumo humano). Esto indicaría un impacto sobre la biodiversidad que, aunque contribuye a proporcionar alimento e ingresos a los pescadores, la captura de especies pequeñas conlleva a un deterioro de la estructura y funcionalidad como tal del ecosistema. Para 2021, solo las nasas fueron totalmente selectivas. Caso similar al buceo, que también es una pesquería selectiva, pero para 2021 no se registró información. En el caso del boliche, atarraya y red fija (trasmallo), fueron los artes menos selectivos para la captura de peces, siendo el trasmallo el de mayor impacto por su mayor porcentaje de captura incidental (52%), representada en 2021 por 54 especies. Las principales especies objetivo fueron: la lisa (*M. incilis*), el macabí (*Elops smithi*) y la mojarra lora (*O. niloticus*). La atarraya, con captura incidental del 27%, capturó 45 especies, siendo las especies objetivos la lisa (*M. incilis*) y el mapalé (*C. mapale*); mientras que, para el boliche con el 35% de captura incidental y 35 especies aprovechadas, presentó como captura objetivo a la lisa (*M. incilis*) y a la mojarra rayada (*E. plumieri*). (Figura 65).

Limitaciones del indicador

El indicador es fuertemente dependiente de la información suministrada por el pescador; no obstante, si el muestreo es representativo en puerto, el indicador es muy útil. Este caso ocurre en la CGSM.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Se sugiere mejorar la selectividad de los artes de pesca trasmallo, atarraya y boliche a fin de incentivar el escape de especies en estado juvenil y otras de baja importancia comercial, pero de repercusión ecológica. Esto plantea un buen proceso de concertación entre entidades pertinentes y pescadores, así como la sensibilización a los mismos, para llegar a acuerdos en compromisos de control y vigilancia.

12. Indicador de fracción desovante/juvenil de las capturas para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.

Definición e importancia del indicador

Corresponde a la fracción juvenil y desovante medida sobre la frecuencia de las capturas desembarcadas por tallas para las diferentes especies. Para la división de la fracción desovante y/o juvenil de las capturas, se toma en forma simplificada la TM. La mayor o menor fracción desovante o juvenil, indicará la presión de pesca ejercida sobre uno u otro componente poblacional.

Fuente de los datos e información

Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.

Periodo reportado

Los resultados presentados corresponden a información registrada en 2021.

Reporte o cálculo del indicador

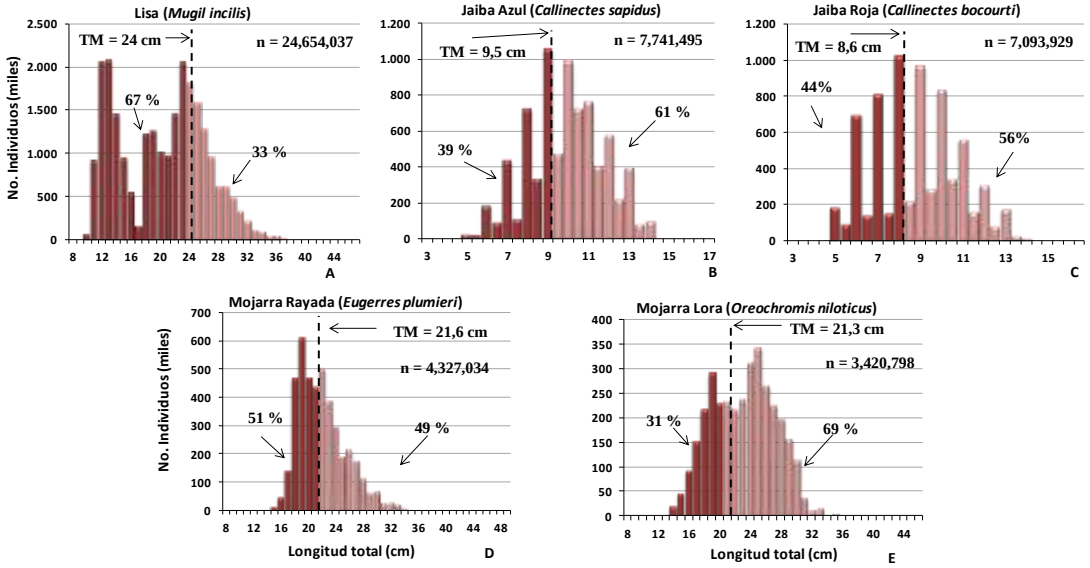


Figura 66. Fracción desovante (color claro) y juvenil (color oscuro) de los principales recursos pesqueros en la CGSM durante 2021.

Interpretación de los resultados

En 2021, la fracción aprovechada por debajo de la TM como PRL, para el caso de los recursos ilustrados en la Figura 66, indica que buena representación de los desembarcos se componen de especímenes juveniles; con registro de mayor afectación para la lisa (67%) y mojarra rayada (51%) (Figura 66 A y D), influyendo en la capacidad reproductiva de las poblaciones pesqueras. Contrario muestra la estructura de tallas de la mojarra lora que el 31% de los individuos estuvieron por debajo del PRL (Figura 66E), aumentando la probabilidad de reproducción de los individuos de la población. De igual manera, se registró una presión pesquera moderada para jaiba azul y jaiba roja (39% y 44% por debajo del PRL, correspondientemente), reiterando, la disminución de los signos de sobrepesca, debido a la actualización de las TM (*C. sapidus*, el PRL en 9,5 cm de longitud total y para *C. bocourti* en 8,6 cm; Figura 66B y C).

Limitaciones del indicador

En el caso de la CGSM, los recursos se extraen con diversas artes de pesca, cada una de las cuales selecciona un espectro de tallas determinado, por lo que esta complejidad plantea un cuidadoso seguimiento al desempeño de diferentes artes de pesca. Otras limitantes pueden ser la ausencia de estimaciones actualizadas de las TM, lo cual se viene actualizando en el INVEMAR.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Se recomienda fijar las tallas mínimas de captura con base a la TM, controlando la selectividad de los artes de pesca (p.e. regulaciones de tamaños de malla).

13. Indicador de renta económica de la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM

Definición e importancia del indicador

Son las ganancias generadas por unidad de pesca una vez del ingreso bruto producto de la pesca se han descontado los costos de operación o variables. Este indicador contribuye a determinar el desempeño económico de una pesquería, que, combinado con otras variables de desempeño de la pesca, permite analizar su incidencia para efectos de planificación e implementación de proyectos de fomento, desarrollo tecnológico, control, ordenamiento y en general de administración de la pesquería. El indicador se puede calcular por unidad de pesca y/o pescador, como se presenta en esta oportunidad, de esta manera se puede comparar con un punto de referencia como el salario mínimo mensual legal vigente (SMMLV).

Fuente de los datos e información

Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.

Periodo reportado

Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2021.

Reporte o cálculo del indicador

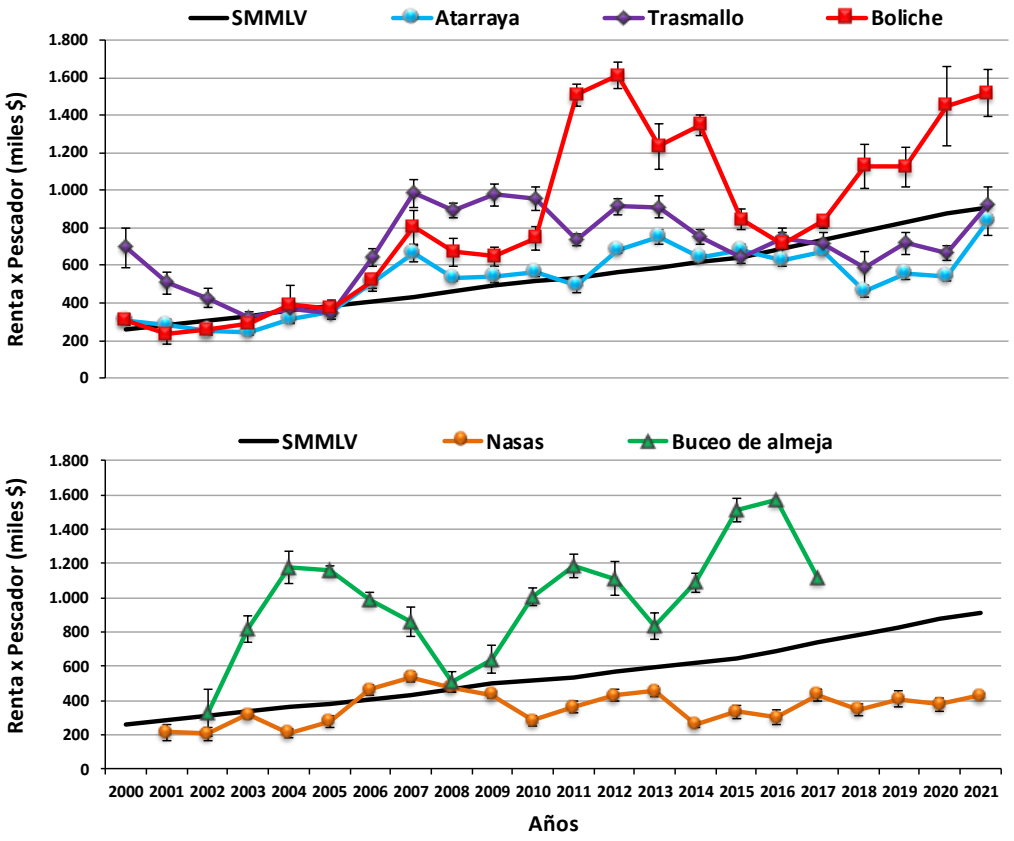


Figura 67. Variación interanual de la renta económica promedio mensual (+/- EE) por pescador para los principales artes de pesca en la CGSM y su ubicación con respecto a una renta umbral equivalente a un SMMLV por año (en el 2021 SMMLV = $ 908.526).

Interpretación de los resultados

La renta de los pescadores que utilizaron boliche continuó el crecimiento desde 2017, superando el umbral de referencia (SMMLV). Sin embargo, para los otros dos artes analizados (atarraya y trasmallo), sigue presentándose valores inferiores al PRL, aunque en menor rendimiento para la atarraya. Para el caso de las nasas usadas para la extracción de jaiba, mostraron una renta por debajo del umbral fijado, comportamiento observado desde 2009. En lo relativo a la actividad de buceo de almeja no se registró información para el 2021 por lo que no se tiene referencia del comportamiento para el último año (Figura 67).

13. Indicador de renta económica de la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM
Limitaciones del indicador
La calidad de la información de costos y precios es dependiente de la voluntad de los pescadores entrevistados y por ende hay un efecto en la estimación final, contabilizado para el caso de la CGSM. Las tendencias de la oferta y la demanda, pueden afectar la estimación de indicadores económicos, sin tener esto que ver en algunos casos con la disponibilidad de los recursos.
Recomendaciones y alternativas de manejo
Se sugiere analizar la incidencia de este indicador para efectos de planificación e implementación de proyectos de fomento, desarrollo tecnológico, control, ordenamiento y en general de administración de la pesquería, pues contribuiría a la determinación de las cuotas de pesca, relacionando además del máximo rendimiento biológico, el máximo rendimiento económico.

14. Indicador de la presión pesquera artesanal sobre el tamaño de las principales especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM
Definición e importancia del indicador
En el indicador se analiza el nivel de aprovechamiento sobre las tallas de las principales especies de peces capturadas de la CGSM. Indica la tasa o porcentaje de la presión pesquera artesanal sobre las principales especies de peces de la ecorregión CGSM, teniendo en cuenta la Talla Media de Captura (TMC) y la Talla de Madurez Sexual (TM) por especie. Para el cálculo se definen las 15 principales especies de peces a partir de las capturas desembarcadas. La TMC se calcula a partir de los datos de tallas registrados en campo y almacenados como frecuencias de tallas. Con el dato de TM, se calcula el indicador TMC/TM por especie. A partir de las principales especies, se realiza el cálculo para cada una de ellas, y finalmente se analiza en conjunto estos indicadores para determinar la presión ejercida por la pesca artesanal. Este indicador permite inferir el probable impacto de la pesquería sobre el recurso, en términos de sobrepesca por crecimiento o efecto sobre la estructura de tallas.
Fuente de los datos e información
La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, complementada con información de las TM por especie a partir de información secundaria.
Periodo reportado
Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2021.

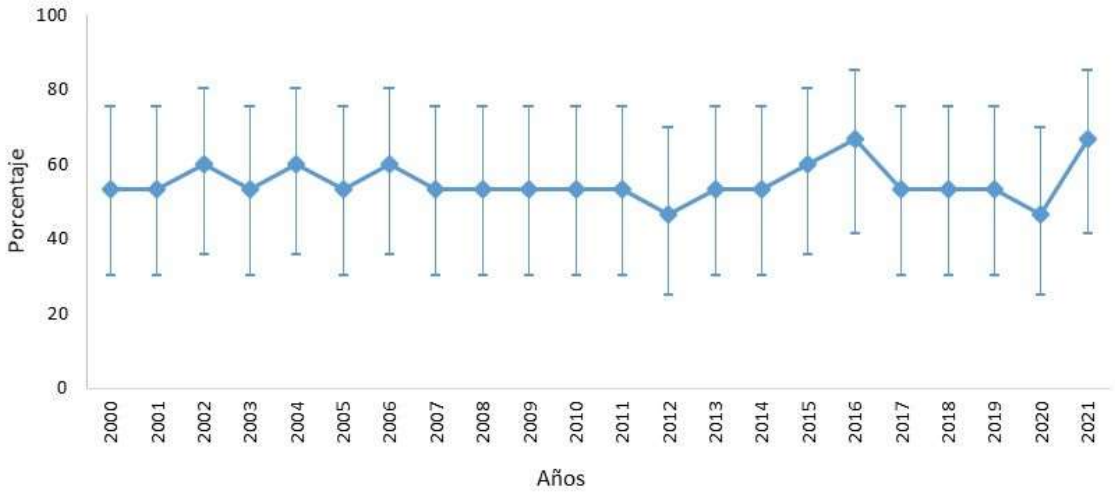


Figura 68. Indicador de la presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las principales especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta-CGSM.

Interpretación de los resultados

14. Indicador de la presión pesquera artesanal sobre el tamaño de las principales especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM
A lo largo de la serie de tiempo, este indicador ha variado entre el 40% y el 60% de las especies aprovechadas por debajo de su TM. Para el 2016, se presentó la mayor afectación sobre la estructura de tallas de las principales especies de la ecorregión CGSM. Para el año 2020, se presentó la menor afectación con solo 46,7% de las principales especies aprovechadas por debajo de la TM. Para 2021, este indicador se incrementó lo que conlleva al fortalecimiento de las recomendaciones de medidas de manejo dirigidas a la conservación y el aprovechamiento de los recursos hidrobiológicos (Figura 68).
Limitaciones del indicador
En el caso de la CGSM, los recursos se extraen con varios artes de pesca, cada uno de las cuales selecciona un espectro de tallas determinado afectando la TMC. Tal complejidad plantea un cuidadoso seguimiento en monitoreo al desempeño de diferentes artes de pesca.
Recomendaciones y alternativas de manejo
El resultado del indicador y su análisis por especie, permite sugerir tallas mínimas de captura como medida de manejo, teniendo en cuenta la relación específica TMC/TM, de utilidad como punto de referencia límite-PRL, usándolo como criterio principal de esta medida. En este contexto, se recomienda tener en cuenta el criterio del PRL expresado en la TM como talla mínima de captura. Por ejemplo, para las siguientes especies se recomiendan estas tallas mínimas de captura: lisa (*M. incilis*) = 24 cm LT; mojarra rayada (*E. plumieri*) = 22 cm LT; mojarra lora (*O. niloticus*) = 21 cm. Las medidas operacionales para maximizar la captura de individuos en la TM o por encima de ésta, se basan en el control de la selectividad de los artes de pesca usados.

15. Indicador de captura total y captura por especie: pesca nacional industrial de camarón
Definición e importancia del indicador
Es una medida de producción o rendimiento de un recurso pesquero que se desembarca o llega a puerto luego de ser extraído de la población natural por unidad de esfuerzo de algún tipo de arte de pesca, en este caso la red de arrastre de fondo industrial. Se presenta el indicador para la captura objetivo en cada costa constituida por varias especies de camarón de aguas someras (CAS) y aguas profundas (CAP).
Fuente de los datos e información
Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, alimentado con apoyo de las empresas pesqueras que desembarcan en Buenaventura. Información secundaria suministrada por la Universidad del Magdalena a través del Servicio Estadístico Pesquero Colombiano- SEPEC, proveniente de los desembarcos que se realizan en los puertos base de Cartagena y Tolú
Periodo reportado
2008 a diciembre de 2021 para el Pacífico. 2009 a diciembre de 2021 para el Caribe.
Reporte o cálculo del indicador

15. Indicador de captura total y captura por especie: pesca nacional industrial de camarón

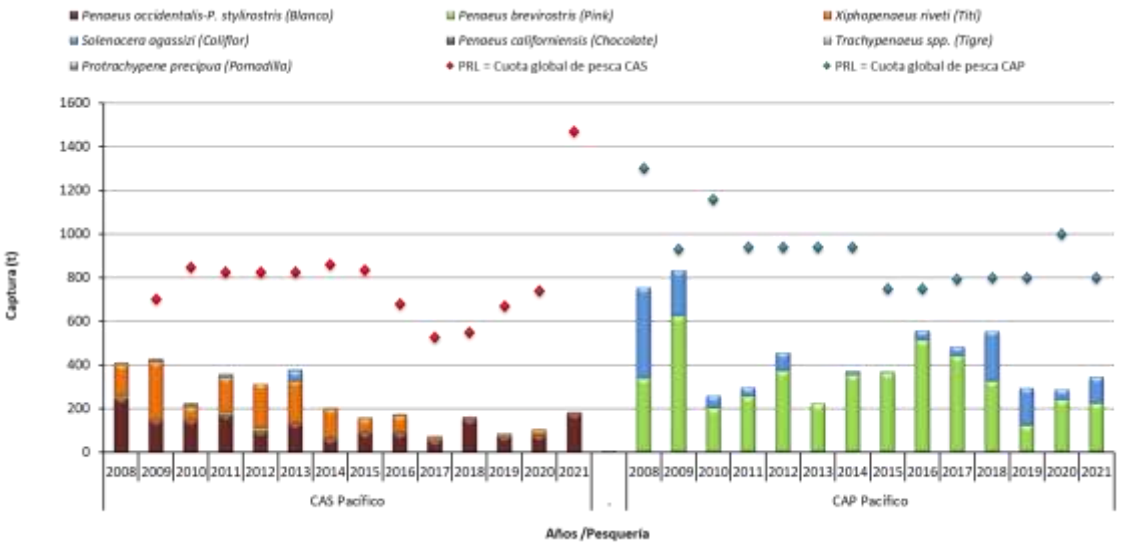


Figura 69. Variación interanual de la captura objetivo en las pesquerías industriales de camarón del Pacífico (CAS y CAP) y su relación con la cuota global de pesca anual (punto de referencia límite; PRL).

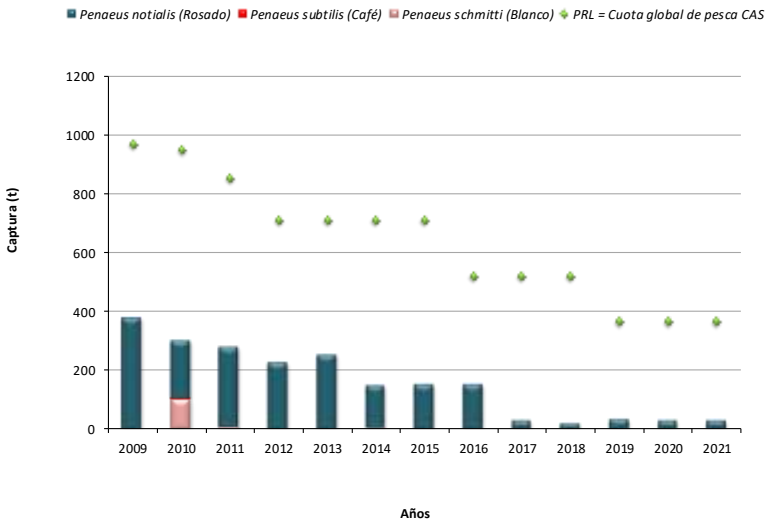


Figura 70. Variación interanual de la captura objetivo en la pesquería de camarón industrial del Caribe y su relación con la cuota global de pesca anual (punto de referencia límite; PRL).

Interpretación de los resultados

Para el 2021, la pesquería de CAS en el Pacífico colombiano presentó un desembarco de 179,8 t de captura objetivo (CO), mostrando un aumento significativo con relación al 2020 (78 t). Respeto a la cuota global de pesca asignada por la AUNAP para este el año 2021 (1470 t), se utilizó solo el 12,2%. (Figura 69). Respecto a las especies objetivo de captura en los últimos cinco años, el camarón blanco fue el principal producto de la CO (*Penaeus occidentalis*; 98,1%), seguido del camarón pink (*Penaeus brevirostris*) que representó el 1,5%, seguido del camarón titi (*Xiphopenaeus riveti*) que representó el 0,3%, finalmente en menor proporción, se observó el camarón chocolate (*Farfantepenaeus californiensis*) con el 0,1%. Por otra parte, en lo respecta la captura de CAP en este año se obtuvo un total de 344,7 t, lo que indicó un aumento en 57,2 t más que en 2020 (287,5 t). Lo anterior correspondió al 43,1% de la cuota global de pesca asignada para 2021 establecida en 800 t. A nivel de especie, los desembarcos de camarón Pink (*Penaeus brevirostris*), pasaron de 239,1 t en 2020 a 220,6 t en 2021, mientras que el camarón coliflor (*Solenocera agassizi*) presentó un notable aumento al pasar de 48.4 t en 2020 a 122,4 t en 2021. La captura de camarón pink representó el 64,0% de la captura total, el camarón coliflor

15. Indicador de captura total y captura por especie: pesca nacional industrial de camarón
por su parte representó el 35,5% y en menor proporción el camarón blanco (*Penaeus occidentalis*; 0,44%; Figura 69). El grado de aprovechamiento de esta pesquería se encuentra aún en niveles de sostenibilidad lo que representa un bajo riesgo de sobrepesca para las especies que la sustentan. Los desembarcos de CAS en el Caribe para el 2021, están representados por la especie camarón rosado (*Penaeus notialis*), y correspondió a 22,86 t, siguiendo una tendencia a la baja, como se ha venido observando desde el año 2017. La captura representó solo el 6,22 % de la cuota de pesca establecida para 2021 (364 t) (Figura 70). La actividad pesquera de la flota camaronera, está pasando por una situación desde los últimos 15 años, presentando un continuo descenso tanto en las capturas como en el esfuerzo. Aun cuando cada vez son más los barcos que salen de la pesquería, no se evidencia un aumento en las capturas, lo que hace pensar que el recurso no se ha recuperado de la sobreexplotación y agotamiento registrada durante los años 90 (Páramo *et al.*, 2006; Manjarrés *et al.*, 2008; Páramo y Saint-Paul, 2010).
Limitaciones del indicador
La información de desembarcos industriales es suministrada por las empresas pesqueras, por lo cual la calidad de las estimaciones depende de la honestidad en los reportes de la industria. A pesar que existe un compromiso del sector pesquero ante la AUNAP, para proveer la información requerida por el INVEMAR, aún se presentan inconvenientes en la colecta de los datos de producción pesquera principalmente en la flota del CAS en el Pacífico colombiano. Cabe mencionar que similar a lo ocurrido en los cuatro últimos años, tampoco fue posible realizar el monitoreo a bordo de la flota con puerto base Tolú, que es donde más actividad hay, debido a la irregularidad con que se viene ejerciendo la actividad. Por este motivo, se recibió apoyo del programa de observadores del Sistema Estadístico Pesquero SEPEC, llevado a cabo por la Universidad del Magdalena.
Recomendaciones y alternativas de manejo
Es necesario que este indicador sea analizado junto a otras variables o indicadores para fines de manejo pesquero (cuotas globales de captura, tallas mínimas y niveles de esfuerzo óptimos). Al ser analizados, se denota que la producción pesquera industrial ha tenido un descenso en los últimos años para la pesquería del CAS principalmente; mientras que la pesca de CAP ha mostrado ser sostenible manteniendo su producción en los últimos años.

16. Indicador de abundancia relativa del camarón: pesca industrial nacional
Definición e importancia del indicador
Representa la cantidad de recurso o captura en función del esfuerzo invertido en la extracción (captura por unidad de esfuerzo; CPUE). Es específico a un arte que posee un poder de pesca propio y se asume que es directamente proporcional a la biomasa disponible de un recurso en su medio natural. Permite inferir el estado del recurso y la eficiencia de arte de pesca. En este caso se reporta el indicador para el CAS y CAP capturado con red de arrastre.
Fuente de los datos e información
Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, alimentado con apoyo de las empresas pesqueras que desembarcan en Buenaventura. Información secundaria suministrada por la Universidad del Magdalena a través del Servicio Estadístico Pesquero Colombiano- SEPEC, proveniente de los desembarcos que se realizan en los puertos base de Cartagena y Tolú.
Periodo reportado
2007 a diciembre de 2021 para el Pacífico. 2010 a diciembre de 2021 para el Caribe.
Reporte o cálculo del indicador

16. Indicador de abundancia relativa del camarón: pesca industrial nacional

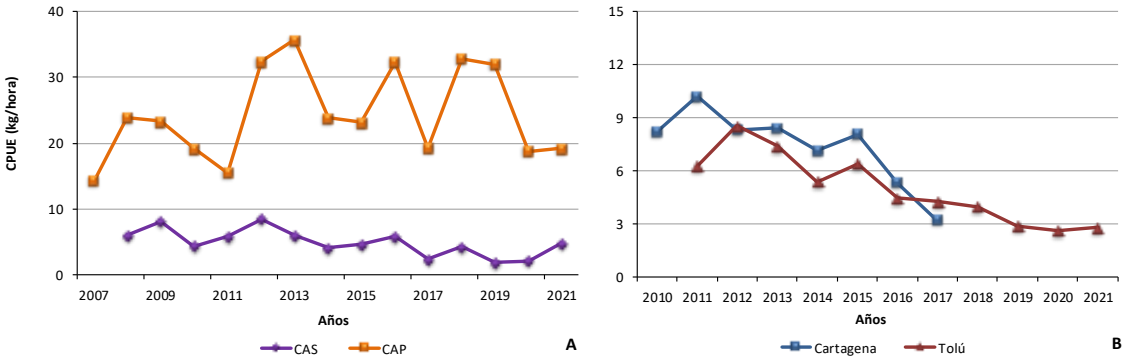


Figura 71. Variación interanual de la captura por unidad de esfuerzo (kg/h) estimada en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y Caribe (B).

Interpretación de los resultados

En el 2021, abundancia relativa del CAS en el Pacífico fue de 4,82 kg/h, muy por encima de la reportada para el año inmediatamente anterior (2,14 kg/h) la cual se presenta como una de las abundancias relativas más sobresaliente en el último lustro (Figura 71A). Pese al aumento de la CO, esta permanece en estado de sobre explotación, producto de la captura secuencial de este recurso por parte de la pesquería artesanal e industrial, vale anotar que los desembarcos se han visto afectados por los constantes problemas de piratería presentados en la flota en los últimos años en toda la costa. Por otro lado, para el CAP, se observa un leve aumento de este índice de abundancia relativa con respecto al año anterior. Este indicador pasó de 18,75 kg/h en 2020 a 19,18 kg/h en el 2021 (Figura 71A). No obstante, se considera que el recurso continúa moderadamente explotado por lo que se sugiere mantener las actuales medidas de regulación de la pesquería, para garantizar su sustentabilidad.

En el Caribe, la abundancia relativa del CAS ha mantenido un comportamiento estable durante los últimos 3 años. Sin embargo, la flota con puerto base en Tolú mostró un aumento con respecto al año pasado llegando a alcanzar un índice de abundancia relativa de 2,77 kg/h. Para la flota con puerto base en Cartagena, este índice no se ha reportado desde el año 2017 con 3,4 kg/h (Figura 71B). De esta manera, se evidencia una sobreexplotación del recurso sin mostrar signos de recuperación.

Limitaciones del indicador

La calidad de la estimación de la abundancia relativa o CPUE es altamente dependiente de la información que las empresas pesqueras y la capitanía de puerto suministran tanto de captura como del esfuerzo de pesca respectivamente, por tanto, no contar con toda la información disponible, impide una evaluación más efectiva del recurso. Este año tampoco no fue posible realizar el monitoreo a bordo de las flotas con puerto base en Cartagena ni en Tolú, debido a la "intermitencia" con que se viene ejerciendo la actividad. Por este motivo, la información presnetada es la reportada por el Programa de Observadores Pesqueros de Colombia para el Sistema Estadístico Pesquero Colombiano - SEPEC, ejecutado por la Universidad del Magdalena.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Las poblaciones de camarones en Colombia requieren mayor control de las medidas de manejo que permitan su recuperación, principalmente la del CAS. Aunque estas medidas solo se han enfocado al establecimiento de cuotas de pesca, tanto globales como por permisionarios, y que aplican solo a la flota industrial, es necesario realizar control sobre la selectividad de los artes, mejoramiento de la tecnología de pesca y establecer nuevas vedas espacio-temporales y realizar acompañamiento a las existentes. Para el caso del CAS en el Pacífico, urge control sobre el esfuerzo y selectividad de la pesca artesanal. Para el CAP, las medidas de manejo deben dirigirse a mantener niveles de esfuerzo por debajo del máximo rendimiento sostenible.

17. Indicador de talla media de captura (TMC): pesca industrial nacional de camarón

Definición e importancia del indicador

La talla media de captura (TMC) es la longitud promedio de los individuos de una población extraída con un arte de pesca específico y en un área de pesca dada. La información de TMC permite detectar la presión causada por la pesca sobre la estructura de la población. Al compararla con la talla de madurez (TM), se pueden recomendar medidas de manejo dirigidas a la reglamentación de artes de pesca en términos de selectividad o incluso el de vedar algún arte de pesca por su impacto sobre las poblaciones explotadas.

Fuente de los datos e información

Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, alimentado con apoyo de las empresas pesqueras que desembarcan en Buenaventura.

Periodo reportado

2004 - 2021 en el Pacífico de Colombia.

Reporte o cálculo del indicador

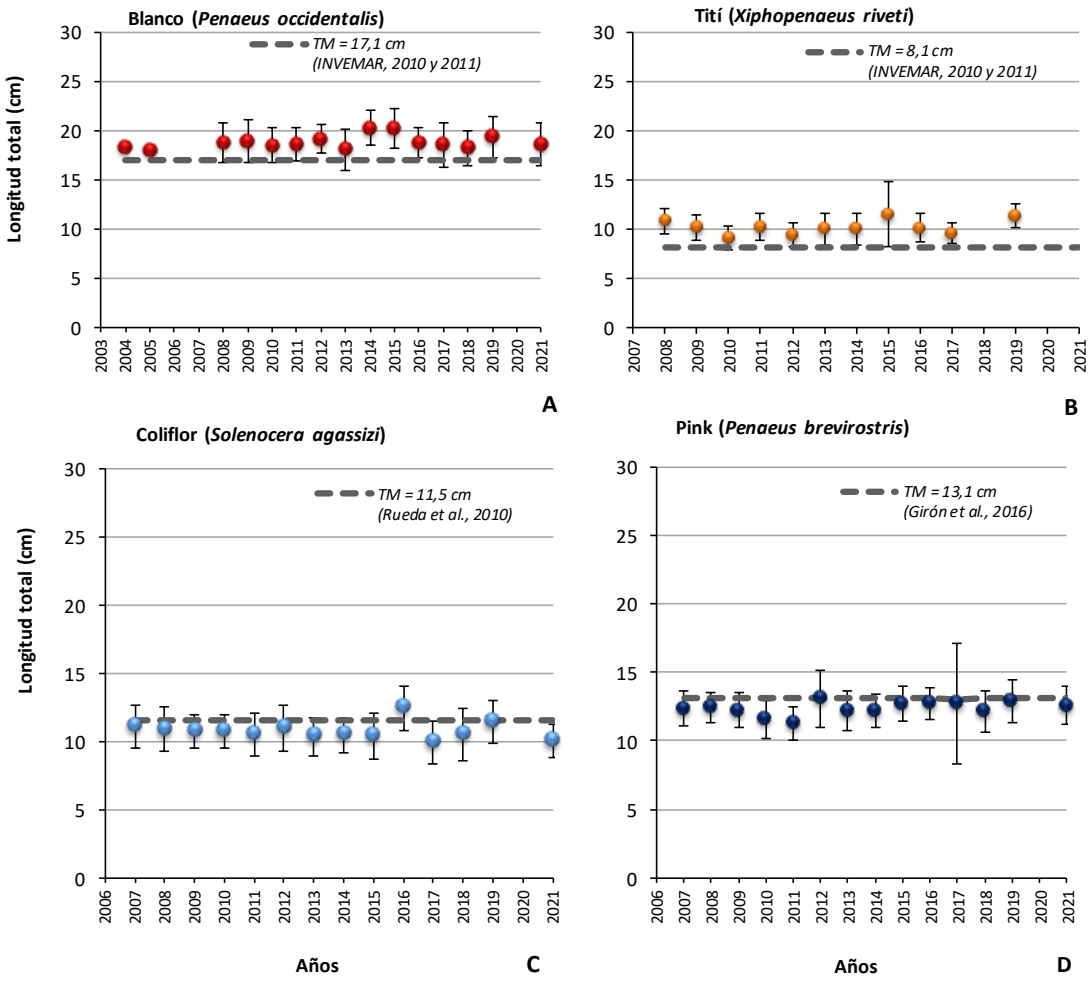


Figura 72. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) de las hembras de las principales especies en las pesquerías de camarón del Pacífico con respecto al punto de referencia límite (PRL) que es la talla de madurez sexual (TM).

17. Indicador de talla media de captura (TMC): pesca industrial nacional de camarón
Interpretación de los resultados
Las TMC de las especies de camarón de aguas someras del Pacífico mantuvieron su comportamiento respecto a la TM, los valores calculados (18,6 cm para camarón blanco, *P. occidentalis*), estuvieron por encima de este PRL. Para las principales especies del CAP, el camarón coliflor (*S. agassizi*) mostró, para 2019, una TMC de 10 cm, estando por debajo del PRL (11,5 cm; (Rueda *et al.*,, 2010); Figura 72C). El camarón pink (*P. brevirostris*), presentó un riesgo moderado de sobrepesca ya que la TMC calculada (12,6 cm) es un poco menor a la TM (13,1 cm; Girón *et al.*, 2016), este PRL fue actualizado y las TMC históricas siempre se ubicaron por debajo de la TM (Figura 72D).
Limitaciones del indicador
La TMC fue calculada sólo para los organismos que hacen parte de la fracción de pesca objetivo. Así, si existe una cantidad de estos organismos que no hacen parte de esta fracción, este indicador deberá recalcularse. Dado que el PRL usado es la TM, la calidad de esta estimación incide directamente en la interpretación de la TMC. Para esto es necesario siempre contar con información proveniente de seguimientos a bordo de la especie, para lo cual es indispensable el apoyo de la industria pesquera. Para el Caribe, el camarón rosado (*P. notialis*), no se presentaron seguimientos por la poca actividad de la pesquería en el área.
Recomendaciones y alternativas de manejo
Se sugiere realizar evaluaciones de selectividad del arte para disminuir el riesgo de sobrepesca por crecimiento del camarón coliflor y del camarón pink (Millar y Fryer, 1999) que puedan apoyar la regulación de los tamaños de malla en algunas secciones de la red de arrastre de modo que pueda beneficiarse el recurso con un probable incremento en la TMC.

18. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes: pesca industrial nacional de camarón
Definición e importancia del indicador
La fauna acompañante de una pesquería está compuesta por los recursos que no son el objetivo de la actividad, pero que aun así son capturados. Estos recursos pueden clasificarse en captura incidental (CI) (pesca no objetivo que tiene valor comercial) y descartes (especies sin valor comercial y que son devueltas al mar generalmente sin vida). Conocer los porcentajes de fauna acompañante y la relación que tiene con la captura objetivo (FA/CO), permite determinar el impacto de la pesca sobre la biodiversidad marina; sin embargo, el interés de las medidas de manejo deben ir dirigidas a reducir los descartes, pues las capturas incidentales basadas en individuos de tallas por encima de la talla de madurez, son aprovechados por interés del mercado con beneficios a las comunidades que dependen en su seguridad alimentaria y empleo de esta pesquería.
Fuente de los datos e información
Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, alimentado con apoyo de las empresas pesqueras que desembarcan en Buenaventura. Información secundaria suministrada por la Universidad del Magdalena a través del Servicio Estadístico Pesquero Colombiano- SEPEC, proveniente de los desembarcos que se realizan en los puertos base de Cartagena y Tolú.
Periodo reportado
2005 a diciembre de 2021 para el Pacífico. 2010 a diciembre de 2021 para el Caribe.
Reporte o cálculo del indicador

18. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes: pesca industrial nacional de camarón

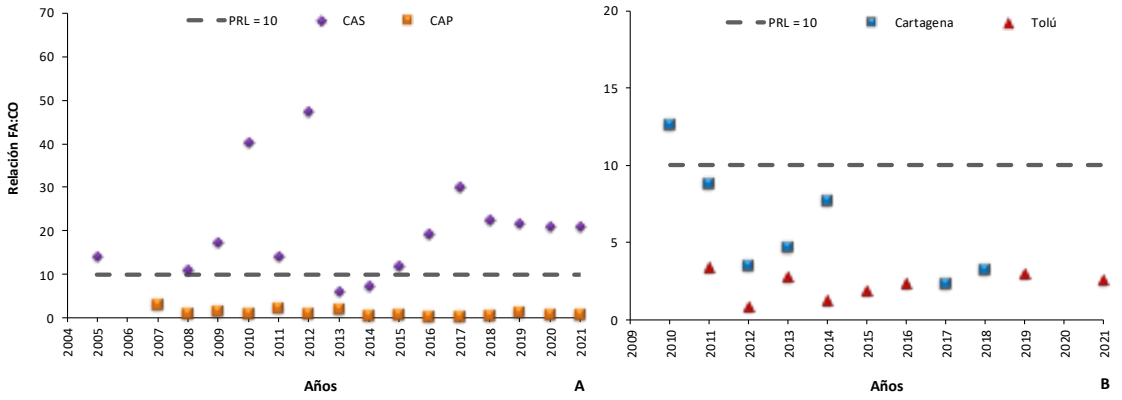


Figura 73. Variación interanual de la relación fauna acompañante/captura objetivo (FA/CO) en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y el Caribe colombiano (B).

Interpretación de los resultados

En la pesquería del CAS en el Pacífico colombiano la relación FA/CO para el 2021 fue de 21,0, inferior a la calculada el año inmediatamente anterior, pero por encima del PRL establecido en 10 (Figura 73A). Lo que indica una fuerte presión sobre la fauna asociada, principalmente para la captura incidental CI, la cual se ha convertido en una pesca dirigida para garantizar la rentabilidad de la actividad, debido al evidente estado de sobre explotación de la CO. Se resalta el hecho que las capturas de especies que no son objetivo de la pesquería y que en su mayoría son descartadas, son organismos juveniles que en su fase adulta son base para las pesquerías artesanales costeras (Seijo *et al.*, 1998), por lo que a la fecha se cuentan con iniciativas para la disminución de esta fracción de la captura de la pesca de arrastre. En la pesquería del CAP, la relación FA/CO fue de 0,7, lo cual guarda similitud a los reportados de los últimos años, sugiriendo que el impacto de esta pesquería sobre la biodiversidad asociada es bajo, en comparación con la pesca del CAS (Figura 73A).

Para el año 2021, en el Caribe (puertos base de Cartagena y Tolú), la relación FA/CO del CAS se obtuvo mediante información secundaria a partir del Programa de Observadores de Colombia del Sistema Estadístico Pesquero Colombiano-SEPEC, ejecutado por la Universidad del Magdalena. Para la flota con puerto base en Tolú la relación fue de 2,63, siguiendo con la misma tendencia baja de los últimos años (Figura 73B). Teniendo en cuenta el comportamiento de la relación FA/CO para el caso de flota con base en Tolú, esta se ha venido comportando con fluctuaciones entre los años, lo cual obedece a que se mantenían pescando dentro y fuera del Golfo. En los últimos años, la Autoridad Nacional de Pesca y Acuicultura y Guardacostas han estado aumentando el control y vigilancia de las actividades dentro del Golfo por lo que ya se ven obligados a realizar sus actividades pesqueras afuera de éste. Estos cambios en los sitios de pesca, profundidad y otros factores como pluviosidad y distanciamiento de desembocaduras de ríos ha podido incidir en la mayor o menor captura de fauna acompañante, afectando directamente dicho coeficiente.

Limitaciones del indicador

El año 2021, se contó con información abordo de la flota después de un año de no tomar datos por la pandemia lo que nos deja con información confiable y fiable para la realización de un buen análisis. No obstante, el abordaje de las embarcaciones cuando están en altamar es una tarea difícil, además de las limitaciones de cupos para los investigadores en las embarcaciones del CAP por el alto número de tripulantes que debe llevar. Este indicador depende de la representatividad del muestreo a bordo y de las áreas geográficas donde se concentre el monitoreo, dada la variabilidad espacial de la biodiversidad marina. No existe un punto de referencia límite general de FA/CO por lo cual se toma para áreas en particular, aunque lo deseable es reducirlo al máximo. Se usa en este caso un valor que ha sido aproximado a las zonas tropicales del mundo, pero que incluso puede llegar hasta un factor de 24.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Para todas las flotas de pesca industrial por arrastre en Colombia, se recomienda implementar el uso obligatorio de dispositivos reductores de fauna acompañante para peces (Rueda *et al.*, 2006; Girón *et al.*, 2010; Manjarrés *et al.*, 2008), velar por el cumplimiento del excluidor de tortugas o realizar ajustes en los tamaños de malla que sean diferenciales a lo largo del cuerpo de la red para incrementar el escape de fauna acompañante. Lo anterior como medida para reducir el impacto sobre la biodiversidad, promoviendo una pesca limpia y responsable en las pesquerías de camarón.

19. Indicador de fracción desovante/juvenil de las capturas: pesca industrial nacional de camarón

Definición e importancia del indicador

Los juveniles de una población son individuos que, aunque están completamente formados, no han alcanzado la madurez sexual y por tanto no tienen la capacidad para reproducirse. Si las capturas por pesca impactan una proporción de juveniles mayor que la de los adultos, se ponen en riesgo los procesos reproductivos y de crecimiento de la población. Así mismo, una reducción de la población desovante afecta los niveles de reclutamiento y por tanto la sostenibilidad del recurso en el tiempo.

Fuente de los datos e información

Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, alimentado con apoyo de las empresas pesqueras que desembarcan en Buenaventura, Cartagena y Tolú.

Periodo reportado

2021 para el Pacífico.

Reporte o cálculo del indicador

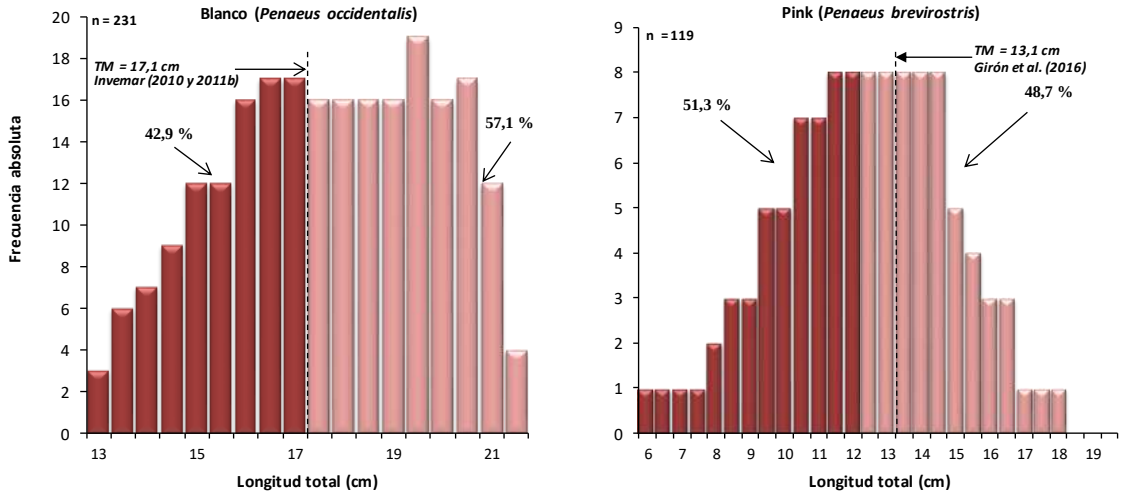


Figura 74. Estructura de tallas para las hembras de la principal especie objetivo en las pesquerías de CAS (izquierda) y de CAP (derecha) del Pacífico colombiano durante 2021, indicando la fracción juvenil y adulta de las capturas y el valor de la talla de madurez (TM).

Interpretación de los resultados

Las hembras muestreadas en la pesquería del CAS del Pacífico para el *Penaeus occidentalis* fueron en su mayoría maduras (57.1 %). Esto indica una leve baja presión de pesca sobre la estructura poblacional de estos recursos (Figura 74). Contrario a lo sucedido con el CAS, la proporción de hembras maduras de CAP fue baja, siendo de 48,7 % para el camarón pink (Figura 74). Esta pesquería ejerce una mayor presión sobre la población sub-adulta y juvenil que en la pesquería de CAS, lo que implicaría un riesgo de sobrepesca por reclutamiento para estas especies afectando la disponibilidad de biomasa.

Limitaciones del indicador

Debido a que este indicador es calculado a partir de seguimiento a bordo de la flota, es importante que las muestras sean representativas de la distribución de la población, algo que para las especies Camarón tití y camarón coliflor no fue posible. A si mismo, en el Caribe no es así por el hecho de la baja actividad y representatividad de la flota, dado que ejerce su actividad en pequeñas áreas del Caribe. Ademas, es determinante la precisión de la estimación de la TM que se usa como PRL.

Recomendaciones y alternativas de manejo

19. Indicador de fracción desovante/juvenil de las capturas: pesca industrial nacional de camarón
Es muy importante que además de lo sugerido en el indicador TMC, se considere el diseño de vedas espaciales para el recurso camarón, sobre el de CAP en el Pacífico, sin eliminar las vedas temporales en los periodos de desove y reclutamiento. Continuar con el seguimiento del ciclo reproductivo de las especies objetivo de explotación, permitirá tener datos consistentes y continuos para soportar la toma de decisiones.

20. Indicador de rentabilidad económica: pesca industrial nacional de camarón
Definición e importancia del indicador
Son las ganancias generadas por unidad de pesca una vez del ingreso bruto producto de la pesca se han descontado los costos totales (fijos, variables o de oportunidad). El uso de variables económicas en pesca junto con las bioecológicas, es clave para alcanzar el aprovechamiento racional de los recursos bajo varias perspectivas.
Fuente de los datos e información
Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, alimentado con apoyo de las empresas pesqueras que desembarcan en Buenaventura.
Periodo reportado
2007 a 2021 para el Pacífico. 2010 a 2021 para el Caribe
Reporte o cálculo del indicador

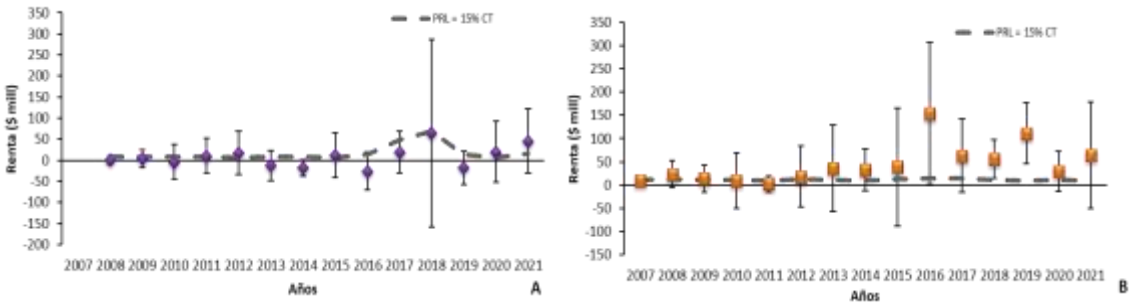


Figura 75. Variación interanual de la renta promedio por faena (±DE) en las pesquerías de CAS (A) y CAP (B) en el Pacífico colombiano. CT = Costos totales. (- - - PRL = 15% más de los CT).

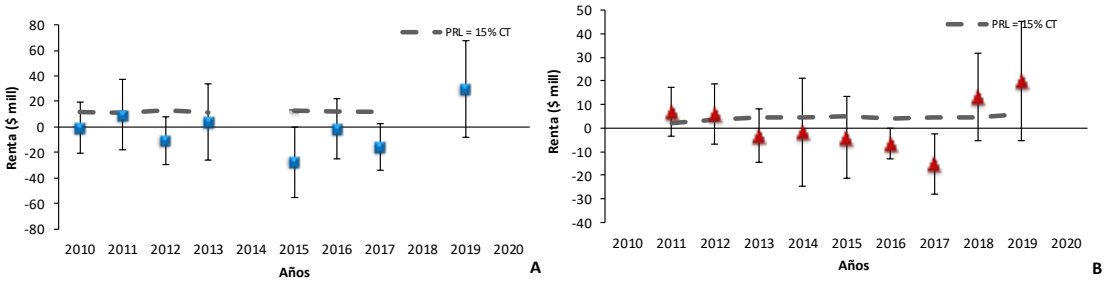


Figura 76. Variación interanual de la renta promedio por faena (±DE) en las pesquerías de CAS del Caribe colombiano, con puerto de desembarco en Cartagena (A) y Tolú (B). CT = Costos totales. (- - - PRL = 15% más de los CT).

Interpretación de los resultados
Se estableció arbitrariamente como PRL que la renta correspondiera al 15% de los costos totales promedio de una faena. En la pesquería del CAS en el Pacífico, la renta promedio fue de $45,53 millones ± DE 75,83 millones, muy por encima del PRL que para este año estuvo en $15,1 millones (Figura 75A). Se resalta el hecho que parte importante de los ingresos de esta pesquería lo constituye la captura incidental, la cual representa hasta un 40% de los ingresos, lo cual es indispensable en la actualidad para alcanzar el margen de utilidad, generando un impacto variable sobre la biodiversidad asociada. Para la pesquería del CAP, la renta económica fue de $63,89 millones ± DE 114,08 millones, como es constante en esta pesquería la renta estuvo por encima del PRL el cual fue de $9,20 millones, lo que demuestra el buen desempeño económico de esta flota en los últimos años, el cual se ha mantenido gracias a la abundancia del recurso y los buenos precios del mercado

20. Indicador de rentabilidad económica: pesca industrial nacional de camarón
internacional (Figura 75B). Los ingresos para esta flota provienen en su mayoría de la captura objetivo. Para la flota de CAS Caribe de los puertos de desembarco de Cartagena y Tolú, no se obtuvo información económica para 2021 (Figura 76). El último año con información (2019) mostró rendimientos por encima del PRL establecido en $11,7 millones.
Limitaciones del indicador
La toma de información confiable depende de las empresas del sector pesquero lo que en ocasiones se ve afectado por la honestidad de algunos en el suministro de la información sobre todo económica, el abordaje y búsqueda que información de la flota se afecta por los problemas de orden público. La oferta y demanda del mercado pueden afectar la estimación de indicadores económicos, sin tener relación directa con la disponibilidad de los recursos. Al existir en el Caribe permisionarios particulares, hay poca disponibilidad de entregar una información completa sobre los gastos e ingresos de cada faenas de pesca.
Recomendaciones y alternativas de manejo
Tanto para las pesquerías de CAS del Pacífico como para la del Caribe, se reitera la urgencia de establecer alternativas de diversificación pesquera como, por ejemplo, la utilización de redes de arrastre de pesca demersal, más selectivas que permitan el aumento de sus ingresos a medida que se eleven las capturas de especies de peces de alto valor comercial, pero sin comprometer la salud del ecosistema. Es necesario evaluar la sostenibilidad económica de la actividad a la luz del costo ambiental que genera. Debido a la disminución de la flota pesquera de CAS con puerto base Cartagena y a la situación que se presenta en las embarcaciones con puerto base en Tolú, se hace necesario mantener y fortalecer las relaciones con la Autoridad Pesquera y con los armadores pesqueros con el fin de viabilizar de una manera más ágil la participación de investigadores en cada una de las faenas. Así mismo, estas empresas y/o permisionarios deberán seguir aportando la información de la pesquería a la AUNAP de manera más completa incluyendo tanto el esfuerzo pesquero como aspectos económicos de la flota, para garantizar información confiable a la hora de realizar las evaluaciones.

CAPÍTULO IV

INSTRUMENTOS DE GESTIÓN DE LOS ESPACIOS OCEÁNICOS Y ZONAS COSTERAS E INSULARES DE COLOMBIA: INDICADORES DE RESPUESTA

Vista aérea del corregimiento de Cristo Rey (Puerto Escondido, Córdoba). Foto por: Archivo LABSIS - INVEMAR

INTRODUCCIÓN

La Zona Costera (ZC) es un espacio complejo donde se generan importantes procesos ecológicos, económicos e institucionales que requieren una planificación y manejo enfocado a conciliar el uso del espacio y de los recursos naturales. Es así como el conocimiento de la dinámica de los problemas de las ZC y su tratamiento particular, participativo y dinámico mediante el Manejo Integrado de Zonas Costeras (MIZC) (Steer *et al.*, 1997), se asume como eje central y organizativo para la toma de decisiones enfocada a la conservación y uso sostenible de la diversidad biológica marina y costera, siendo una meta internacional promovida desde la Convención de RAMSAR (1971), la "Cumbre de la Tierra" (Río de Janeiro, 1992) y adoptada en los planes de acción de la "Agenda 21" del Convenio sobre la Diversidad Biológica (ONU, 1992).

A su vez, en el marco de los Objetivos de Desarrollo Sostenible ODS y en especial el objetivo 14 con la Declaración del "Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible 2021-2030", el tema de conocimiento sirve de eje para su declaratoria, enfocándose en que este Decenio brinde una oportunidad única en la vida para sentar las nuevas bases entre ciencia y política a fin de fortalecer la gestión de nuestros océanos y costas en beneficio de la humanidad (UNESCO-COI, 2019).

Bajo este contexto Colombia ha fortalecido su compromiso con la CDB y el Mandato de Jakarta (1995) a través de varios procesos de planificación para la conservación y el Ordenamiento Ambiental del Territorio (OAT) tanto en el Caribe como en el Pacífico colombiano, los cuales han sido orientados bajo el marco internacional MIZC y la Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y las Zonas Costeras e Insulares de Colombia" PNAOCI (MMA, 2001), sustentan y apoyan, bajo estrategias complementarias, la sostenibilidad de la base natural y el OAT. Así mismo, el INVEMAR ratifica su alto grado de compromiso a el Decenio, desde su misión de enfocar y propender el trabajo en la "Ciencia que necesitamos para el océano que queremos", en especial en desarrollar ciencias oceánicas y proporcionar datos e información para la elaboración de políticas bien informadas con el objetivo de garantizar el buen funcionamiento del océano a favor de los objetivos de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible (UNESCO-COI, 2019).

Los procesos MIZC desarrollados entre Institutos de Investigación en ciencias del mar, Corporaciones Autónomas Regionales, actores locales y otros agentes gubernamentales y no gubernamentales han permitido analizar las implicaciones del desarrollo, los conflictos de uso, guiar el fortalecimiento de las instituciones, las políticas y la participación local a la toma de decisiones; y al mismo tiempo, han apoyado la sostenibilidad ambiental sectorial, mediante lineamientos ambientales para el desarrollo de actividades productivas en la ZC.

Estos procesos en algunos casos, ya se han compatibilizado con los planes de OAT y por otro lado han estado en concordancia con ejercicios de planificación para identificación de áreas prioritarias de conservación, donde estos últimos, apoyan el establecimiento de regiones integrales de planificación y OAT con responsabilidades claramente definidas (MMA, 2001), en donde por ejemplo, mediante el fortalecimiento del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas SINAP, se permite dar un sustento técnico-científico y mayor responsabilidad a los gobiernos regionales y

locales para asumir metas de conservación e implementar la gestión eficaz que las garantice. Es así como la sostenibilidad ambiental y el OAT constituyen la base para el MIZC, y complementariamente permiten definir las prioridades de manejo y pautas ambientales para áreas específicas, aportando a los planes de desarrollo, ordenamiento territorial, gestión ambiental, en el orden departamental y municipal (Figura 77), así como a los planes de manejo de los consejos comunitarios y los planes de vida de las comunidades indígenas.

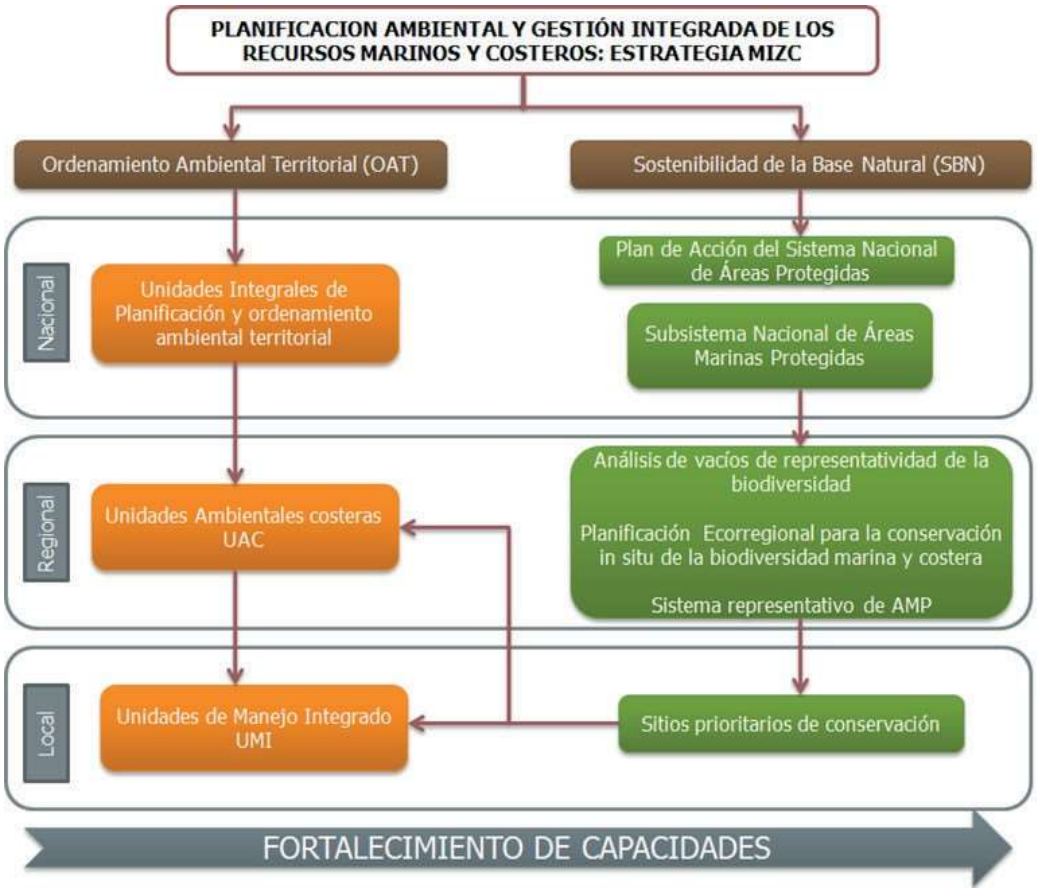


Figura 77. Esquema de las acciones desarrolladas para la planificación ambiental y la gestión integrada de los ambientes marinos y costeros en Colombia.

La estrategia que permite incluir al MIZC como orientador de los esfuerzos públicos y privados para la planificación integral del desarrollo es el OAT, cuyo objetivo es conocer y valorar los recursos naturales a fin de reglamentar las prioridades y los usos sostenibles del territorio, así mismo establece las instancias claras para su desarrollo dentro del proceso de administración (MMA, 2001). La PNAOCI define tres Unidades Integrales de Planificación y Ordenamiento Ambiental Territorial: Región Pacífico, Región Caribe Insular y la Caribe Continental y Oceánica, las cuales integran y estructuran las políticas y las acciones públicas y privadas encaminadas al desarrollo sostenible de las áreas marinas y costeras. Cada unidad alberga Unidades Ambientales Costeras y Oceánicas (UACO), en donde la planificación se lleva a cabo, bajo un enfoque y manejo integral, para desarrollar eficientemente procesos de zonificación, lineamientos y pautas de manejo específicas a las problemáticas de cada unidad.

La metodología propuesta para llevar a cabo la adopción del MIZC en Colombia y la formulación de los planes de manejo integrado en cualquier unidad de manejo se denomina metodología COLMIZC. Esta consta de un período de preparación, y cuatro etapas que incluyen caracterización y diagnóstico, formulación y adopción, implementación y evaluación (Figura 78).

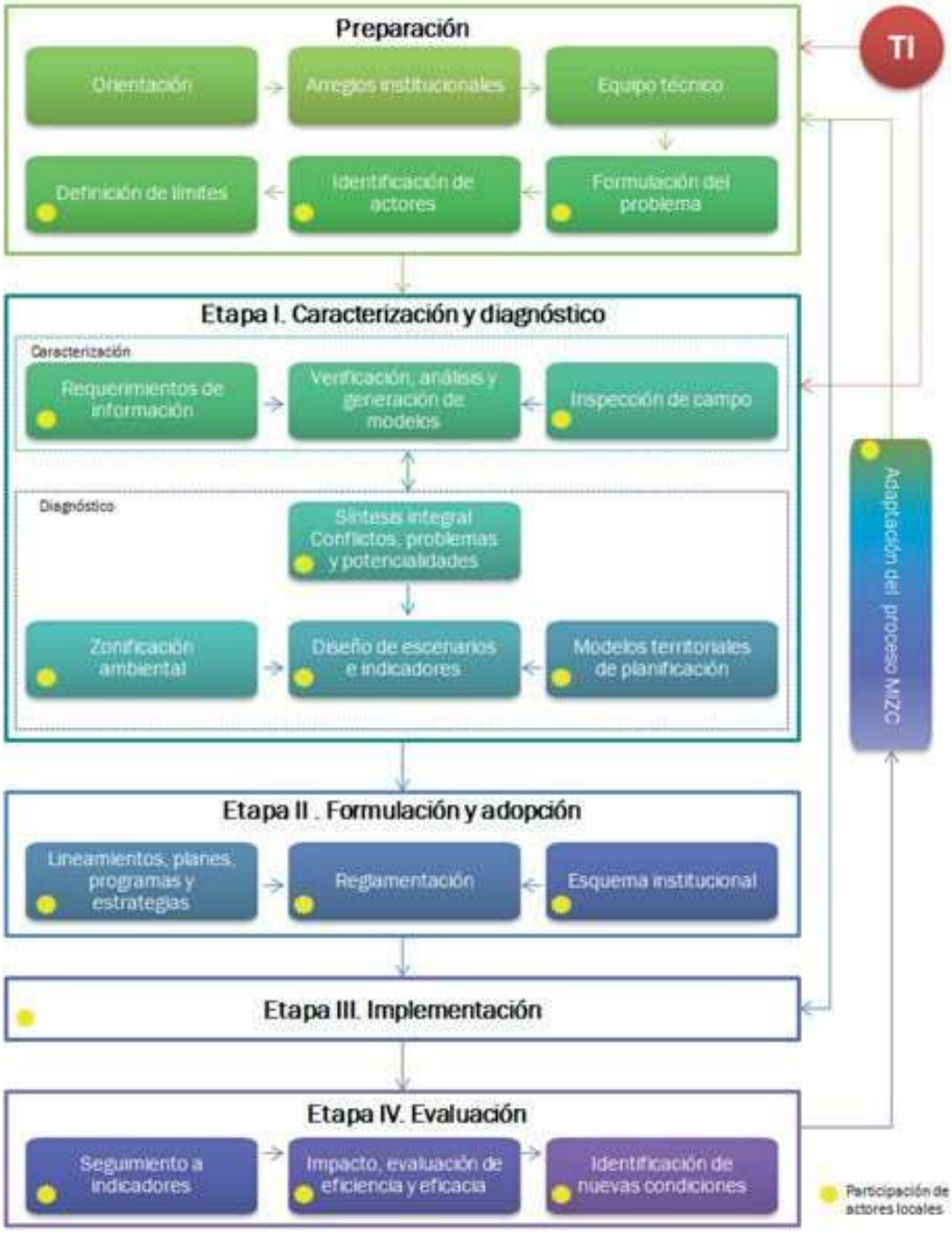


Figura 78. Metodología COLMIZC. Tomado de (Rojas-Giraldo *et al.*, 2010).

MANEJO INTEGRADO DE ZONAS COSTERAS Y PLANIFICACIÓN ESPACIAL MARINA

En las zonas costeras se generan importantes procesos ecológicos, económicos, culturales e institucionales que requieren una planificación y manejo orientado a armonizar el uso del espacio y de los recursos naturales. Es así como el conocimiento de la dinámica de los problemas y su tratamiento particular, participativo y dinámico mediante el Manejo Integrado de Zonas Costeras (MIZC) (Steer *et al.*, 1997) se asume como eje central y organizativo para la toma de decisiones enfocada a la conservación y uso sostenible de la diversidad biológica marina y costera (ONU, 1992). La implementación del MIZC como herramienta para el desarrollo sostenible de las zonas marinas y costeras y como fundamento de planificación ambiental territorial, es una estrategia reconocida a nivel mundial desde la convención de Río de Janeiro de 1992, el Mandato de Jakarta de la Convención de Diversidad Biológica (1995) y la Convención de Johannesburgo (2002).

Estos temas se ratifican en la declaración final de Río + 20, que en su artículo 158, reconoce que los océanos, los mares y las zonas costeras constituyen un componente integrado y esencial del ecosistema terrestre y son fundamentales para mantenerlo, y que el derecho internacional, reflejado en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, proporciona el marco jurídico para la conservación y uso sostenible de los océanos y sus recursos. Destaca la importancia de la conservación y uso sostenible de los océanos y mares y sus recursos para el desarrollo sostenible, en particular mediante su contribución a la erradicación de la pobreza, el desarrollo económico sostenido, la seguridad alimentaria, la creación de medios de vida sostenibles y trabajo decente, y al mismo tiempo, la protección de la biodiversidad y el medio marino y las medidas para hacer frente a los efectos del cambio climático. Finalmente, aplicar efectivamente un enfoque ecosistémico y de precaución en la gestión, de conformidad con el derecho internacional, de las actividades que tengan efectos en el medio marino para lograr las tres dimensiones del desarrollo sostenible.

Por lo anterior, frente a los compromisos adquiridos por Colombia ante estos convenios y los actuales conflictos de uso y manejo desordenado de los recursos marino costeros, se ha avanzado en la adopción del MIZC, como marco articulador de la gestión sostenible y desarrollo e investigación marina, con la adopción e implementación de la “Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y Zonas Costeras e Insulares de Colombia” PNAOCI (MMA, 2001), la cual responde a la necesidad de articular de forma integral el desarrollo institucional, territorial, económico y sociocultural del ambiente oceánico y costero y del país frente a los retos futuros. De igual manera, en la búsqueda de una economía que garantice un mayor nivel de bienestar, el país planteó como estrategia el “Aprovechar el Territorio marino-costero en forma eficiente y sostenible” (DNP, 2007b), el cual establece las metas y acciones requeridas para proteger y aprovechar los sistemas naturales, sus bienes y servicios como sustento para el desarrollo.

En este sentido, hacia el 2014 el hoy Minambiente llevó a cabo un proceso de revisión de los avances en la PNAOCI como parte del proceso de ingreso a la Organización de Cooperación y Desarrollo Económico - OCDE; a raíz de esto, se establece la necesidad de que el Departamento Nacional de

Planeación (DNP) adelantara la revisión y actualización de esta política. Es así como el Plan de Desarrollo 2014-2018 indica en su objetivo 2 que: "se avanzará en la formulación y adopción de una política integrada para la gestión de la zonas marinas, costeras e insulares del país, haciendo énfasis en la protección de su biodiversidad el bienestar de sus pobladores y la defensa de la soberanía nacional".

Lo anterior va en concordancia con lo establecido en la Ley 1454 de 2011 "Ley orgánica de ordenamiento territorial", que avanza en la construcción de la Política General de Ordenamiento Territorial PGOT, la cual parte de una perspectiva multiescalar, intersectorial e interinstitucional, dirigida hacia el logro de la armonía entre las actividades humanas con respecto a los sistemas espaciales integrales que estructuran el territorio, como los ecosistemas, las macroregiones, las redes de infraestructuras estructurantes, el sistema de ciudades, los grandes equipamientos y espacios de interés estratégico o usos especiales, como las zonas de frontera, costeras, marítimas, insulares, áreas de conservación y reserva ambiental, territorios indígenas, entre otros (DNP, 2013).

Con la Ley 1450 por la cual se expide el Plan Nacional de Desarrollo 2010-2014, en su artículo 207 parágrafo 3, dice que los planes de manejo de las UAC deberán ser realizados por las CAR y CDS; así mismo, el numeral 10 del artículo 17 del Decreto 3570 de 2011 modificó la parte final del parágrafo 3 del artículo 207 de la Ley 1450 de 2011, en lo referente a que la Dirección de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos - DAMCRA del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible le corresponde "Emitir concepto previo a la aprobación de los planes de manejo integrado de las unidades ambientales costeras que deben ser adoptados por las corporaciones autónomas regionales". Este mandato se reglamenta posteriormente mediante el Decreto 1120 del 2013, "Por el cual se reglamentan las Unidades Ambientales Costeras – UAC- y las comisiones conjuntas, se dictan reglas de procedimiento y criterios para reglamentar la restricción de ciertas actividades en pastos marinos, y se dictan otras disposiciones".

Este es recogido posteriormente por el Decreto Único reglamentario del sector ambiente (Minambiente, 2015), el cual da las directrices generales para la formulación de los Planes de Ordenación y Manejo Integrado de las Unidades Ambientales Costeras – POMIUAC, los cuales deben ser desarrollados siguiendo las siguientes fases:

1. Preparación o aprestamiento
2. Caracterización y diagnóstico
3. Prospectiva y zonificación ambiental
4. Formulación y adopción
5. Implementación o ejecución
6. Seguimiento y evaluación

La Dirección de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos (DAMCRA) de Minambiente construyó la Guía Técnica para la Ordenación y Manejo Integrado de la Zona Costera, cuyo objetivo es precisar el procedimiento para la elaboración de los POMIUAC, de acuerdo con el encargo definido por el Decreto 1120 del 2013, compilado en el Decreto 1076 de 2015 "por medio del cual se expide el decreto único reglamentario del sector ambiente y desarrollo sostenible".

Esta guía se generó a partir de los manuales elaborados para el MIZC, con un equipo técnico de MINAMBIENTE, INVEMAR, IDEAM y ASOCAR, que trabajó en la elaboración del instrumento para reglamentar la metodología teniendo en cuenta que a partir de la publicación del Decreto 1120 del 2013 del Minambiente (recogido en el Decreto 1076 del 2015 (Minambiente, 2015), se le otorga a las CARs y CDS competencia y jurisdicción en las zonas marinas y costeras. Esta guía fue adoptada por el Minambiente mediante la Resolución 0768 de 2017 del Minambiente.

Por otro lado, en los temas de ordenamiento de la zona marino costera y las diferentes actividades que allí se desarrollan, surge cierta atención y/o preocupación por los recursos marinos que se ven afectados por algunos aspectos como actividades económicas, concesiones por parte del sector privado, licencias gubernamentales y algunas prácticas que generan presiones sobre la base natural, influyendo negativamente en los recursos que soporta y los servicios que presta. Para aportar a los procesos de manejo y ordenamiento marino costero, es importante fortalecer los aspectos técnicos y metodológicos que contribuyan a la gestión de manera integral de estas áreas, en especial la sub zona marina, considerando los aspectos políticos, usos, conflictos y demás orientaciones que existan en el país con respecto al desarrollo de actividades en el mar.

A nivel global, la Planificación Espacial Marina – PEM, se ha visto como un proceso que contribuye a dar estas orientaciones; y la UNESCO ha sido a través de sus guías un referente al respecto, buscando llegar con estas a los responsables de la planificación y gestión con el objetivo de responder preguntas sobre cómo convertir la PEM en un programa operativo de manera que aporte resultados positivos. En este contexto, la PEM es definida como un proceso público para “analizar y asignar la distribución espacial y temporal de las actividades humanas en zonas marinas para alcanzar objetivos ecológicos, económicos y sociales que normalmente se especifican por un proceso político” (Ehler y Douvere, 2009).

INVEMAR desde el año 2015, ha adelantado ejercicios para generar insumos desde el análisis PEM, que aportan elementos metodológicos y técnicos a los procesos MIZC en desarrollo, en el marco de la PNAOCI (MMA, 2001). Estos insumos han permitido reforzar los análisis en la porción del medio marino de varias UAC, bajo un enfoque que permite analizar y gestionar los conflictos e compatibilidades que se puedan dar en esta área. Los ejercicios han permitido adaptar y proponer la metodología PEM para Colombia, haciendo su aplicación en casos prácticos e insumos para:

- UAC Málaga Buenaventura (2015).
- UAC Vertiente Norte Sierra Nevada de Santa Marta y UAC Río Magdalena departamento del Magdalena (2016).
- UAC de la Llanura Aluvial del Sur para el sector del departamento del Cauca (2017).
- UAC de la Llanura Aluvial del Sur para el sector departamento de Nariño (2018).
- UAC Río Magdalena en el sector del departamento de Bolívar (2019).
- UAC Pacífico Norte Chocoano y a la UAC Baudó San Juan, en la porción marina en el departamento del Chocó, sobre litoral del Pacífico.
- UAC Darién (2021) departamentos de Antioquia y Chocó sobre el litoral Caribe.

Estrategia de capacitaciones

El desarrollo y avances en los temas de MIZC-PEM, cambio climático, análisis de datos orientados a las zonas costeras, ha propiciado la consolidación de una estrategia de capacitación, con la cual desde 1999 se han desarrollado diversos cursos sobre el tema de MIZC y se ha ampliado en los últimos años a temas como Tecnologías de Información (TI), Planificación Espacial Marina (PEM), Áreas Marinas Protegidas (AMP) y Cambio Climático (CC).

El Instituto pasó desde el año 2015 a ser Centro Regional de Entrenamiento para Latinoamérica RTC LAC (por su sigla en inglés), el cual hace parte de la estrategia Academia Global para Enseñanza del Océano (OTGA por su sigla en inglés) de IODE-COI-UNESCO. Cada uno de los cursos han sido revisados y evaluados en sus contenidos y metodologías, lo cual ha dejado experiencias particulares y conocimiento a profesionales, investigadores y tomadores de decisiones que han sido beneficiados de las capacitaciones tanto del nivel nacional como de Latinoamérica.

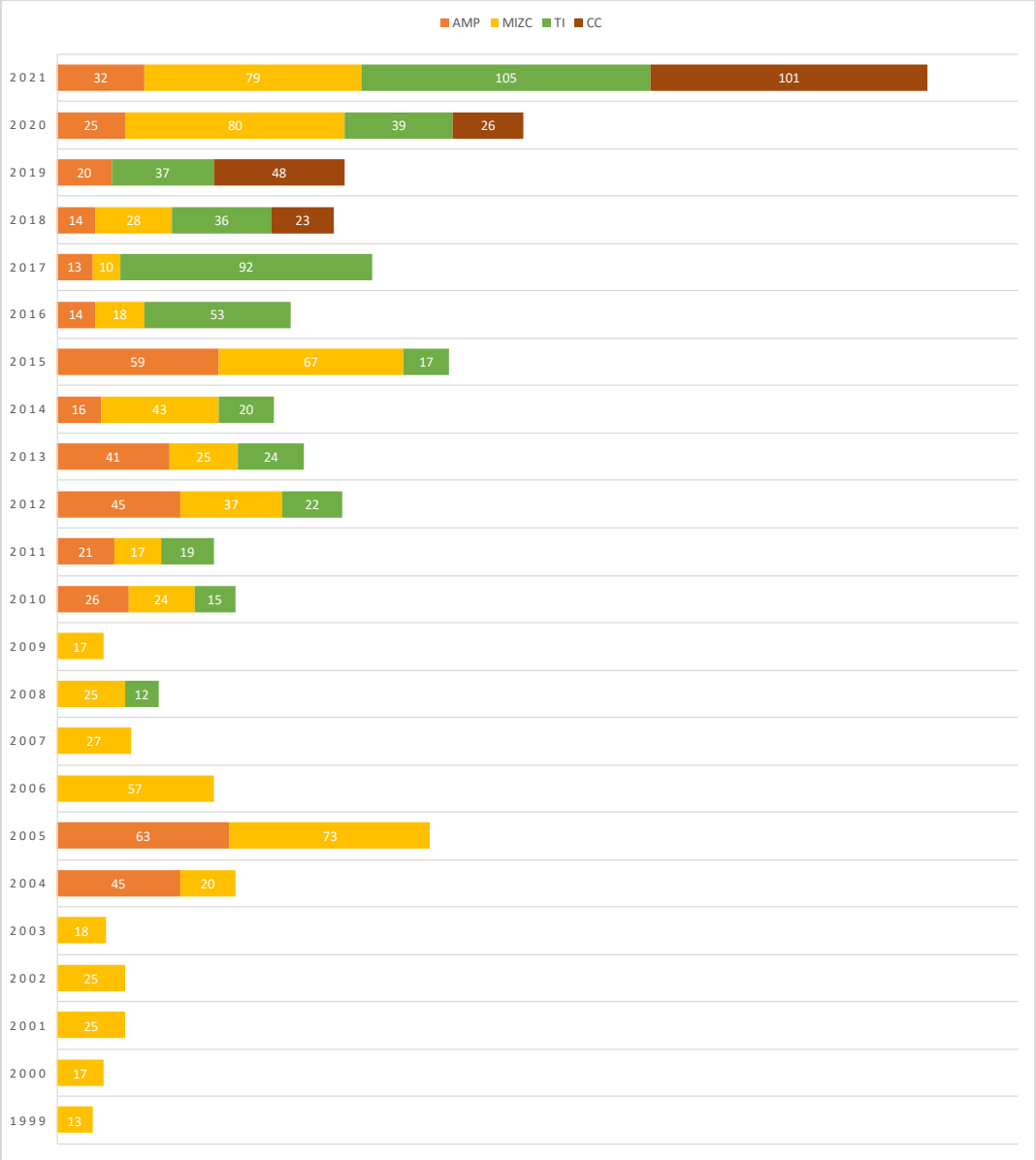
La Academia Global OceanTeacher hace parte de la Oficina de Proyectos de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental – COI de la UNESCO, como parte de IODE. OceanTeacher se ha desarrollado como un sistema de formación para los gestores de datos oceánicos y de información marina, así como para los inves- tigadores marinos que deseen adquirir conocimientos en los datos y/o gestión de la información. Además, OceanTeacher se está utilizando para la formación en otras disciplinas relacionadas y proporciona un progra- ma de cursos de formación relacionados con programas de la COI, que contribuye a la gestión sostenible de los océanos y las zonas costeras de todo el mundo, y relevante para los Estados miembros en las regiones, a través de los Centros de Entrenamiento Regional.

21. Indicador de número de personas capacitadas: fortalecimiento de capacidades en manejo integrado costero
Definición e importancia del indicador
En el ámbito nacional, sub-nacional y local, el entrenamiento en temas MIZC, AMP, Cambio Climático y tecnologías de la información (TI) enfocado a los ambientes marinos y costeros, de profesionales y funcionarios públicos es una prioridad, para el entendimiento e incorporación de los temas marinos y costeros en la planeación, ordenamiento territorial, gestión de áreas protegidas y la academia. Estos cursos se realizan con el objetivo de fortalecer la capacidad técnica de las instituciones del SINA, incluidos los entes territoriales con injerencia costera y desde el 2015 a investigadores y tomadores de decisiones en las zonas marinas y costeras de toda Latinoamérica, para consolidar un grupo interdisciplinario de profesionales que contribuyan al MIZC y a las AMP, mediante el entrenamiento en conceptos, contexto internacional y nacional del tema, métodos y aplicación mediante casos de estudio, que contribuyan a la toma de decisiones para el manejo de las zonas marinas y costeras . Este indicador comprende dos elementos que se consideran importantes en el proceso de planificación y manejo de las zonas costeras. Se relaciona con el fortalecimiento de capacidades a los entes locales, regionales y/o nacionales, entendido como un instrumento para la planificación en las zonas marinas y costeras. Este parámetro muestra el número de personas capacitadas en cursos de capacitación no formal en los temas de MIZC, Áreas Marinas Protegidas (AMP), Cambio climático (CC) y tecnologías de la información (TI). Su unidad de medida es número de personas por año.
Fuente de los datos e información
INVEMAR, Coordinación de Investigación e Información para la Gestión Marina y Costera GEZ. Centro regional de entregamiento para Latinoamérica OTGA.
Periodo reportado

21. Indicador de número de personas capacitadas: fortalecimiento de capacidades en manejo integrado costero

Los resultados que aquí se presenta son de los cursos impartidos entre 1999 y 2021.

Reporte o cálculo del indicador



Interpretación de los resultados

21. Indicador de número de personas capacitadas: fortalecimiento de capacidades en manejo integrado costero
En el año 2021 se ofertaron 9 cursos totalmente virtuales con 317 capacitados. Comparado con el año anterior (2020) que se capacitaron 170 personas, casi se duplicó el número de personas que recibieron formación. La virtualidad permitió que se ofertaran más cupos, se abrieron 4 cursos relacionados con tecnologías de la información y el curso de Acidificación de los océanos recibió 59 personas y hasta ahora es el curso con mayor asistencia en los 20 años de capacitaciones. Desde el año 2020 el Curso REDCAM que se ofrecía desde hace casi dos décadas por el Programa de Calidad Ambiental Marina del INVEMAR, entró en la oferta de capacitaciones enmarcadas en OTGA y se adiciona a la temática de MIZC. En total se han formado 1868 personas, entre estudiantes, comunidad local, representantes de Corporaciones Autónomas Regionales, Parques Nacionales Naturales de Colombia, MADS e investigadores de ciencias del mar procedentes de 21 países de Latinoamérica y el Caribe.
Limitaciones del indicador
Ninguna.
Recomendaciones y alternativas de manejo
Se espera en futuro complementar el indicador con muchas más capacitaciones que se oferten dentro de la estrategia Ocean Teacher e incluir más datos relacionados con género y nacionalidad .

SUBSISTEMA DE ÁREAS COSTERAS Y MARINAS PROTEGIDAS

El Subsistema de áreas marinas protegidas (SAMP) como parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Colombia (SINAP), es el conjunto de áreas protegidas marinas y/o costeras con actores, mecanismos de coordinación, instrumentos de gestión que articulados con otras estrategias de conservación *in situ*, contribuyen a lograr los objetivos comunes de conservación en el territorio marino y costero (Alonso *et al.*, 2015). Actualmente, el SAMP lo integran 36 áreas marinas protegidas (AMP) de orden nacional y regional, el 64% (23 AMP) se encuentran ubicadas en el Caribe y 36% (12 AMP) en el Pacífico colombiano, cubriendo cerca del 14% de las zonas marinas y costeras del país (Figura 79 y Tabla 29), superando la meta mundial Aichi del 10% al año 2020 y contribuyendo a la meta nacional 30×30, que busca proteger el 30% de las áreas marinas y terrestres del país.

Antes del 1995, los procesos de declaratorias especialmente marinas se dieron un poco más lento, entre los años 1964-1987 se crearon 9 AMP de de competencia de Parques Nacionales Naturales; después de 1995 hasta el 2010 se declararon 12 AMP, de las cuales el 50% son de carácter nacional. Con la puesta en marcha del SAMP los esfuerzos en las declaratorias de nuevas AMP se dieron principlamente hacia áreas regionales, entre 2011-2021 se han declarado 15 AMP (7 en el Caribe y 6 en el Pacífico), de las cuales 10 son de competencia de las Corporaciones Autónomas Regionales (Figura 80-A y Figura 80-B) (RUNAP, 2021). Esto evidencia que a través del SAMP se ha logrado poner los temas marinos y costeros en las prioridades de las políticas de Estado, contribuyendo claramente a responder a las prioridades plasmadas en la política nacional ambiental para el desarrollo sostenible de los espacios oceánicos y las zonas costeras e insulares de Colombia (PNAOCI), a los Planes Nacionales de Desarrollo de los últimos 12 años y a las metas establecidas en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS).

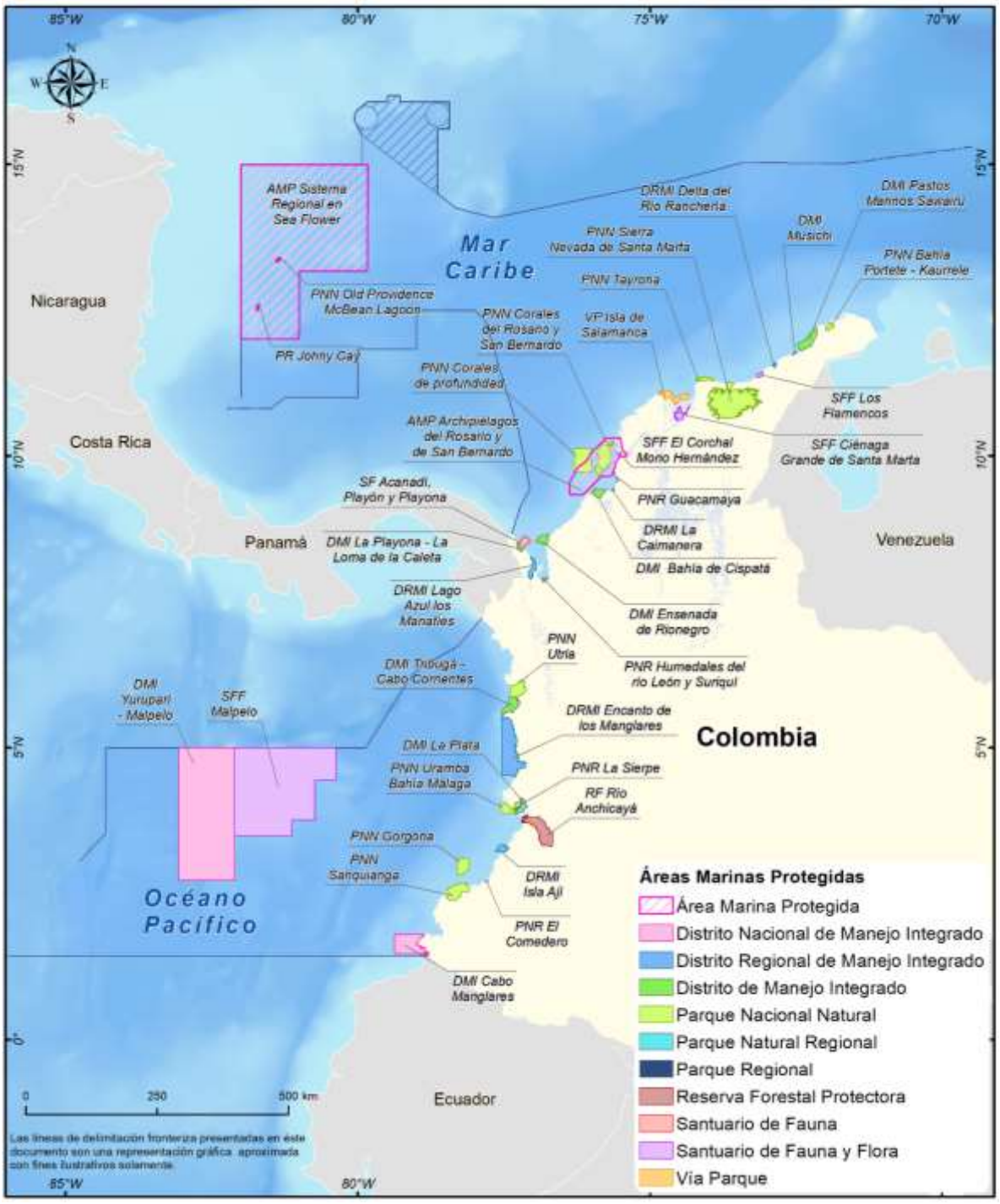


Figura 79. Áreas marinas protegidas que integran el SAMP. Fuente: SSD-SAMP (2021).

Tabla 29. Listado de áreas marinas protegidas del SAMP. Fuente: SSD-SAMP (2021).

REGIÓN	No.	ÁREA MARINA PROTEGIDA	ORDEN	AUTORIDAD RESPONSABLE	TIPO
Caribe continental	1	SFF Los Flamencos	Nacional	PNN	Costero
	2	PNN Sierra Nevada de Santa Marta	Nacional	PNN	Costero
	3	PNN Tayrona	Nacional	PNN	Marino Costero
	4	SFF Ciénaga Grande de Santa Marta	Nacional	PNN	Costero
	5	VP Isla de Salamanca	Nacional	PNN	Marino Costero
	6	PNN Corales del Rosario y San Bernardo	Nacional	PNN	Submarino
	7	SFF Corchal Mono Hernández	Nacional	PNN	Marino Costero
	8	PNN Corales de Profundidad	Nacional	PNN	Submarino
	9	SF Acandí, Playón y Playona	Nacional	PNN	Marino Costero
	10	PNN Bahía Portete – Kaurrele	Nacional	PNN	Marino Costero
	11	DMI Bahía Cispatá, La Balsa, Tinajones y sectores vecinos al delta río Sinú	Regional	CVS	Costero
	12	PNR Boca de Guacamayas	Regional	Carsucre	Costero
	13	DRMI Ciénaga de la Caimanera	Regional	Carsucre	Costero
	14	DRMI Musichi	Regional	Corpoguajira	Costero
	15	DRMI Ensenada Río Negro, los bajos aledaños, la Ciénaga de la Marimonda y Salado	Regional	Corpourabá	Costero
	16	PNR Humedales del Río León y Suriquí	Regional	Corpourabá	Costero
	17	DRMI La Playona - Loma de la Caleta	Regional	Codechocó	Costero
	18	DRMI Lago Azul-los Manatíes	Regional	Codechocó	Costero
	19	DRMI Delta del Río Rancheria	Regional	Corpoguajira	Costero
	20	DRMI Pastos Marinos Sawäirü	Regional	Corpoguajira	Marino Costero
Caribe Insular	21	PNN Old Providence McBean Lagoon	Nacional	PNN	Marino Costero
	22	DMI área Marina Protegida de la Reserva de Biósfera Seaflower	Nacional	MADS	Marino
	23	PNR Jhonny Cay	Regional	Coralina	Marino Costero
Pacífico	24	DNMI Cabo Manglares Bajo Mira y Frontera	Nacional	PNN	Marino Costero
	25	PNN Uramba Bahía Málaga	Nacional	PNN	Marino Costero
	26	PNN Sanquianga	Nacional	PNN	Costero
	27	PNN Utría	Nacional	PNN	Marino Costero
	28	PNR La Sierpe	Regional	CVC	Costero
	29	DRMI La Plata	Regional	CVC	Costero
	30	DRMI Golfo de Tribugá - Cabo Corrientes	Regional	Codechocó	Marino Costero
	31	DRMI Encanto de los manglares del Bajo Baudó	Regional	Codechocó	Marino Costero
	32	PNR El Comedero	Regional	CRC	Marino Costero
	33	DRMI isla Ají	Regional	CVC	Marino costero
Pacífico Insular	34	DMI Integrado Yuruparí - Malpelo	Nacional	PNN	Marino
	35	SFF Malpelo	Nacional	PNN	Marino
	36	PNN Gorgona	Nacional	PNN	Marino

DMI: Distrito de Manejo Integrado; **DRMI:** Distrito Regional de Manejo Integrado; **PNN:** Parque Nacional Natural; **PNR:** Parque Nacional Regional; **SF:** Santuario de Fauna; **SFF:** Santuario de Fauna y Flora; **VP:** Vía Parque.

Nota: Con relación al informe del estado de los recursos del año 2018, se excluyen del listado para el reporte del 2019, las AMP Nacional Corales del Rosario, San Bernardo e Isla Fuerte (AMP CRSB) y Parque Regional de Manglar Old Point, las cuales inicialmente se habían incluido en el SAMP, debido a la importancia que tenían para la región, aun cuando el Registro Único Nacional de Áreas Protegidas – RUNAP no las tiene registradas.

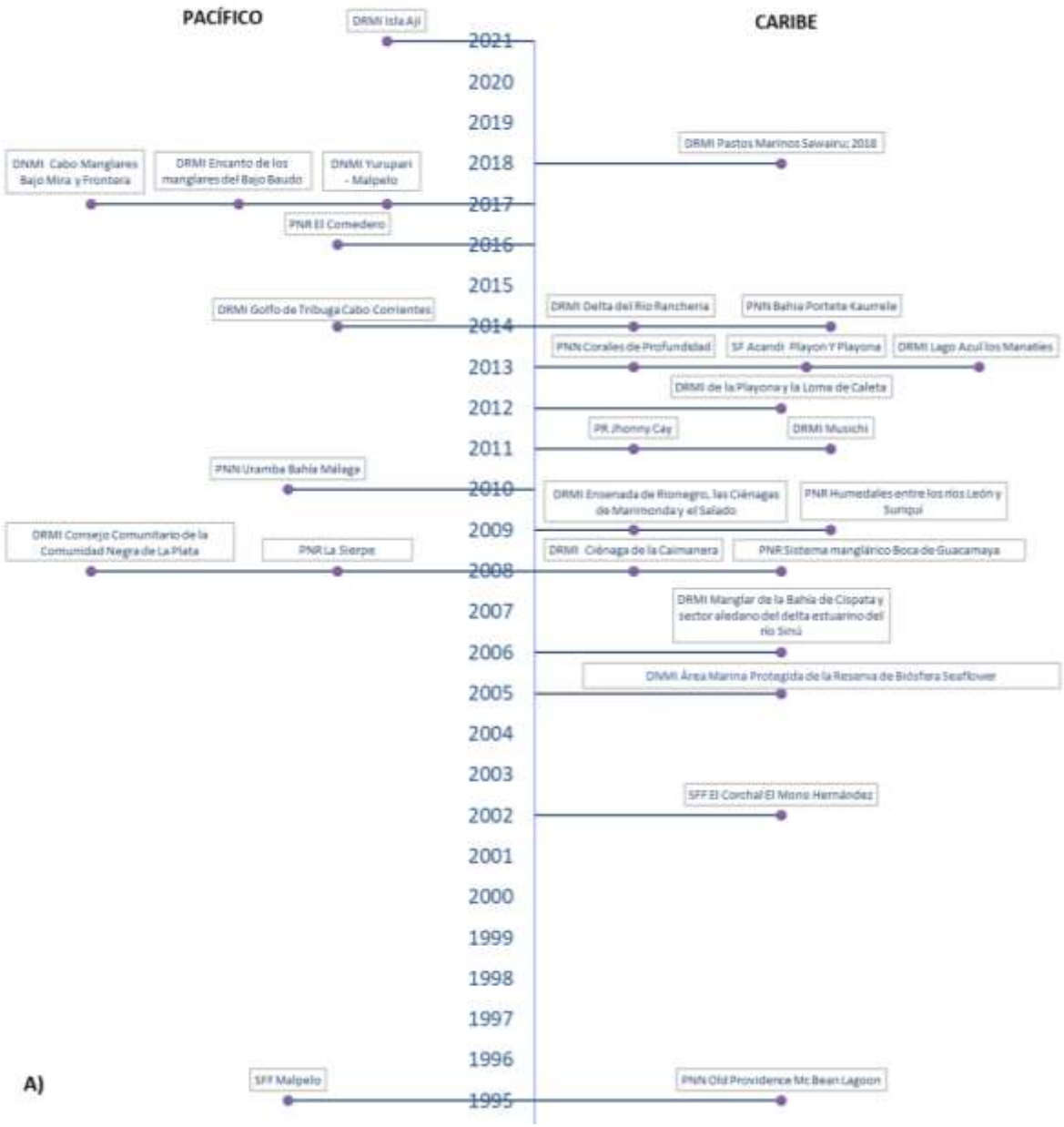


Figura 80-A. Línea de tiempo de la declaratoria de las AMP que integran el SAMP. Fuente: elaboración con base en datos del RUNAP (2021).

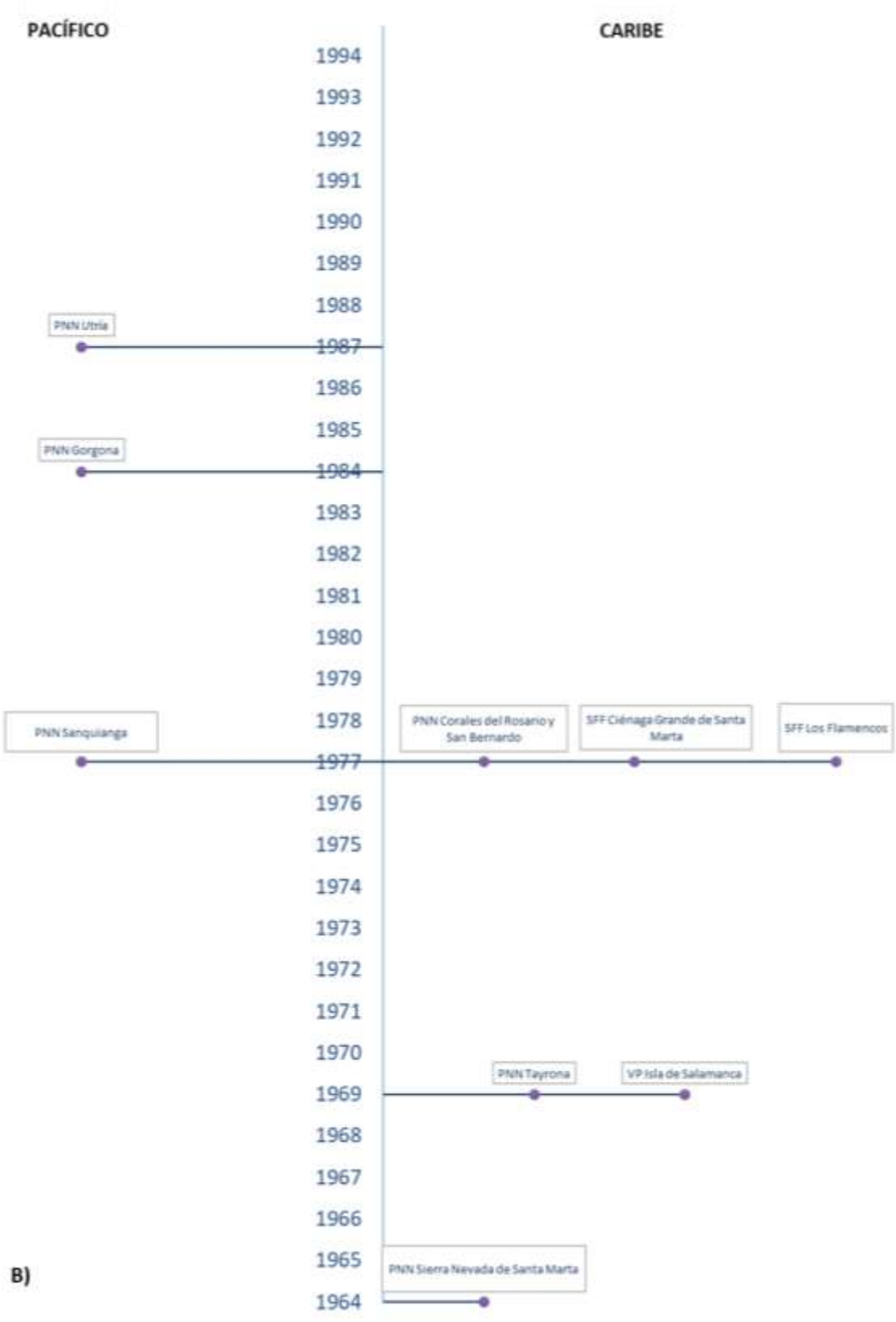


Figura 81-B. Línea de tiempo de la declaratoria de las AMP que integran el SAMP. Fuente: elaboración con base en datos del RUNAP (2021).

El establecimiento del SAMP, ha permitido fortalecer las acciones de conservación de la biodiversidad marina y costera del país, entre algunos de los logros alcanzados se encuentran:

1. Entre 2011 y 2021 se incrementó en un 42% el número de AMP declaradas (15 nuevas AMP) y hectáreas de ecosistemas marinos bajo protección, contribuyendo al cumplimiento de compromisos y metas internacionales. En diciembre de 2021 se logró la declaratoria de una nueva AMP en el Pacífico colombiano y se espera que al 2030, este porcentaje se incremente, contribuyendo a la meta 30×30, que busca proteger el 30% de las áreas marinas y terrestres.
2. De las 15 AMP declaradas entre 2011 y 2021, 10 son del ámbito de gestión regional, demostrando la voluntad institucional por parte de las Corporaciones Autónomas Regionales para la conservación de los ecosistemas marinos y costeros y de sus servicios ecosistémicos.
3. La representatividad ecológica del SAMP ha mejorado en algunos de los principales ecosistemas estratégicos del país, permitiendo pasar de 18 ecosistemas subrepresentados (<30%) en el 2011 a sólo 11 en el 2021.
4. Desde el nivel político, en el año 2016 el SAMP fue reconocido por parte del Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) como la estrategia para la armonización y gestión de las AMP y se consideró estratégico la articulación entre los Sistemas regionales de áreas protegidas (SIRAP) del Caribe y el Pacífico, como las instancias que coordinan y promueven la ejecución de acciones de conservación. A raíz de lo anterior, estas instancias incluyeron al SAMP como una parte fundamental de sus estructuras de gestión.
5. En el año 2017, se estableció por un periodo de cinco años entre PNN, los SIRAP Caribe y Pacífico e INVEMAR el convenio de cooperación No. 007 de 2017 que tiene por objeto “Aunar esfuerzos para la consolidación del SAMP de Colombia, mediante la articulación y coordinación de los SIRAP Caribe y Pacífico”. Para esto se ha venido avanzando en la implementación del Plan de Acción del SAMP 2016-2023 (Cardique *et al.*, 2016), que proporciona pautas para incorporar componentes de AMP de manera consistente y complementaria en los instrumentos de planificación nacional y sub-nacionales.
6. En el marco de la implementación del Plan de acción y como estrategia de sostenibilidad financiera para AMP del Caribe se ha venido avanzando en el desarrollo de iniciativas de Carbono azul que busca reducir la degradación y deforestación del ecosistema de manglar y su implementación redundará en la reducción de emisiones de gases efecto invernadero, la salud de los ecosistemas y del bienestar socioeconómico de las comunidades locales. También, se ha venido avanzando en el fortalecimiento de la capacidad de gestión individual mediante la capacitación a más de 200 miembros del Sistema Nacional Ambiental en temas relacionados con cambio climático (carbono azul y adaptación basada en ecosistemas), gestión de áreas marinas protegidas, sistemas de información geográfica y manejo integrado de zonas costeras.

22. Indicador de proporción de áreas marinas protegidas con plan de manejo vs total de áreas marinas protegidas

Definición e importancia del indicador

El plan de manejo es el instrumento que orienta las acciones hacia el logro de los objetivos de conservación de cada área, con visión a corto, mediano y largo plazo, convirtiéndose en una herramienta esencial para utilizar efectivamente los recursos financieros, físicos y humanos disponibles.

El indicador de porcentaje de áreas marinas protegidas con plan de manejo vs el total de las áreas marinas protegidas, da una idea del grado de planeación de las acciones hacia el logro de los objetivos de conservación de cada área, y en su conjunto de los objetivos del SAMP.

Fuente de los datos e información

Consulta a las entidades responsables de la generación del plan de manejo de cada una de las áreas marinas protegidas que conforman el SAMP: Sistema de Parques Nacionales Naturales (áreas nacionales) y Corporaciones Autónomas Regionales (áreas regionales).

Periodo reportado

Los resultados que aquí se presentan son de los avances desde diciembre de 2010 hasta diciembre de 2021.

Reporte o cálculo del indicador

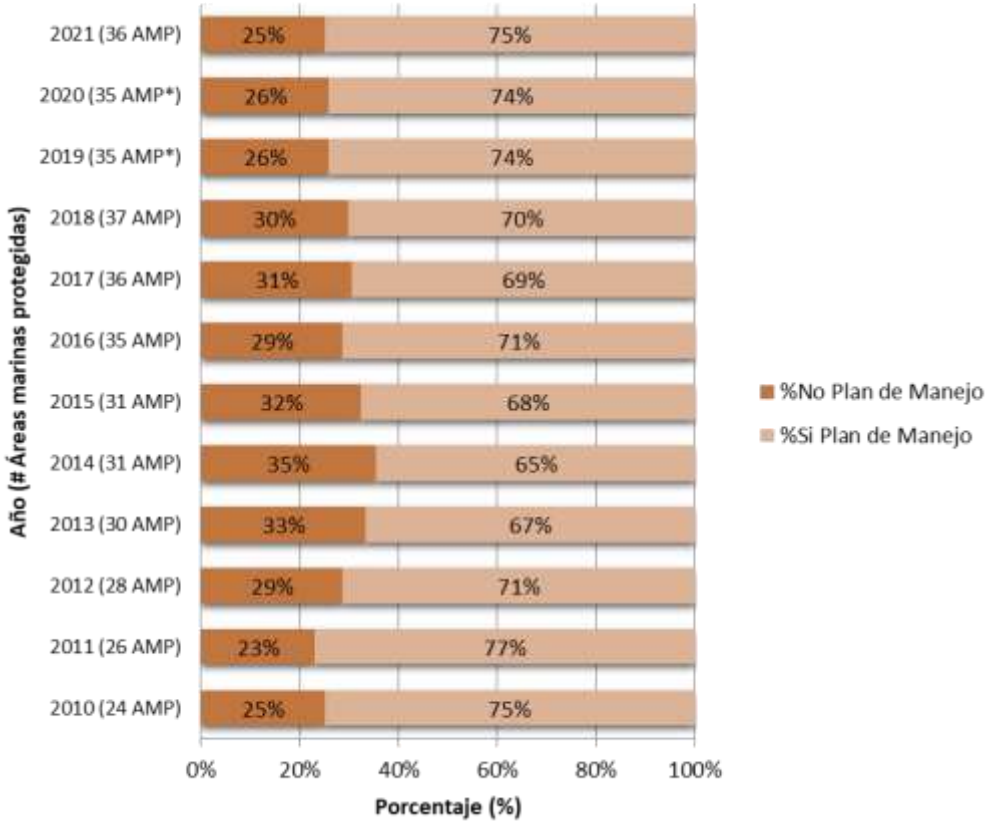


Figura 82. Número de áreas marinas protegidas con/sin plan de manejo. Fuente: elaboración propia con base en consultas a las entidades competentes.

* Nota: Con relación al informe del estado de los recursos del año 2018, se excluyen del listado para el reporte del 2019 y 2020, las AMP Nacional Corales del Rosario, San Bernardo e Isla Fuerte (AMP CRSB) y Parque Regional de Manglar Old Point, las cuales inicialmente se habían incluido en el SAMP, debido a la importancia que tenían para la región, aun cuando el Registro Único Nacional de Áreas Protegidas – RUNAP no las tiene registradas.

Interpretación de los resultados
Entre el 2010 y el 2021 el número de AMP se incrementó a 36, debido a que en diciembre de 2021 se logró la declaratoria del DRMI Isla Ají, en el departamento del Valle del Cauca. De este total, el 75% cuentan con plan de manejo frente a un 25% que no lo tiene. Es de resaltar que entre 2019 y 2021 se ha venido avanzando también en la ruta de declaratoria para dos nuevas AMP de carácter regional en Sucre y La Guajira, las cuales se encuentran en la fase de consulta con actores locales y aprestamiento, respectivamente.
Limitaciones del indicador
El plan de manejo es un instrumento flexible y dinámico que debe ser actualizado de acuerdo a las necesidades de cada área y al proceso de seguimiento del mismo. El presente indicador tiene en cuenta la existencia de los planes de manejo incluyendo que este se encuentre vigente o en proceso de actualización. No se referencian los planes que están en proceso de elaboración o aprobación.
Recomendaciones y alternativas de manejo
No aplican

CAPÍTULO V

ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN

Parcela de regeneración natural de manglar. Foto por: Archivo INVEMAR

ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN SOBRE LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS

Microalgas potencialmente nocivas

Fitoplancton

El fitoplancton está conformado por organismos autótrofos que realizan fotosintensis y que flotan a la deriva en diferentes cuerpos de aguas continentales o marinas. Son importantes por ser los principales productores primarios del océano, del que se alimenta el zooplancton y sucesivamente el resto de organismos de la red alimentaria marina, además de constituirse en un importante sumidero de carbono al fijar el CO_2 atmosférico (Legendre *et al.*, 2002; Field *et al.*, 1998; Longhurst *et al.*, 1995). Bajo ciertas condiciones ambientales, las densidades de fitoplancton incrementan afectando de manera negativa a la biota circundante al causar eventos como bajas de oxígeno, producción de metabolitos irritantes, daños mecánicos en branquias de peces, asfixia por producción de sustancias mucilaginosas, y en algunas especies que tienen la capacidad de generar toxinas, pueden afectar otros organismos incluyendo al hombre, a través de la red trófica o por contacto directo (Hallegraeff *et al.*, 2004; Sar *et al.*, 2002).

En Colombia, existen registros de impactos ambientales por la presencia de microalgas nocivas desde 1974 (Álvarez, 1997; Gaitán, 2007; Celis y Mancera, 2015). Aunque no se consideraba como una problemática relevante en el país, en la última década la recurrencia de estos eventos en algunas zonas costeras de Colombia ha ocasionado la mortandad de organismos, alteraciones en la calidad del agua, deterioro del paisaje e intoxicaciones en humanos (INVEMAR, 2020b), evidenciando que este problema debe ser evaluado y atendido por las Entidades de control y vigilancia ambiental.

Dando continuidad al monitoreo de microalgas potencialmente nocivas que inició en dos zonas piloto del Caribe colombiano en el año 2010, en el 2021 se analizó el comportamiento de la densidad y composición del fitoplancton en tres estaciones de la bahía de Buenaventura (Valle del Cauca, Pacífico) y en cuatro estaciones del departamento del Magdalena (Caribe), ubicadas en dos zonas ambientalmente contrastantes, la primera con características marinas: bahía de Chengue (BCH) en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) y bahía de Santa Marta (BSM, Boya 2) y la segunda con condiciones estuarinas: boca de la Barra (LBA) y ciénaga La Luna (CLU) en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). También se analizaron dinoflagelados bentónicos en bahía Chengue y se registraron las densidades máximas de los géneros constituidos por especies potencialmente nocivas de acuerdo a la lista taxonómica de la IOC-UNESCO (2021).

Departamento del Magdalena

Las densidades fitoplanctónicas en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) entre abril y septiembre de 2021, se muestran en la (Figura 83). En La Boca de la Barra (LBA), las concentraciones

oscilaron entre 54.732.620 y 295.169.196 cél. L^{-1}; y en la Ciénaga la Luna (CLU), entre 270.621.625 y 1.345.487.045 cél. L^{-1}. Cabe resaltar, que las cianobacterias contribuyeron a las mayores densidades en las dos estaciones de la CGSM, alcanzando las concentraciones más altas en mayo para CLU (1.345.025.985 cel. L^{-1}), y en agosto para LBA (293.269.656 cel. L^{-1}). Estos resultados estuvieron dentro del rango reportado en los monitoreos realizados durante el 2016 y 2020 (INVEMAR, 2020b).

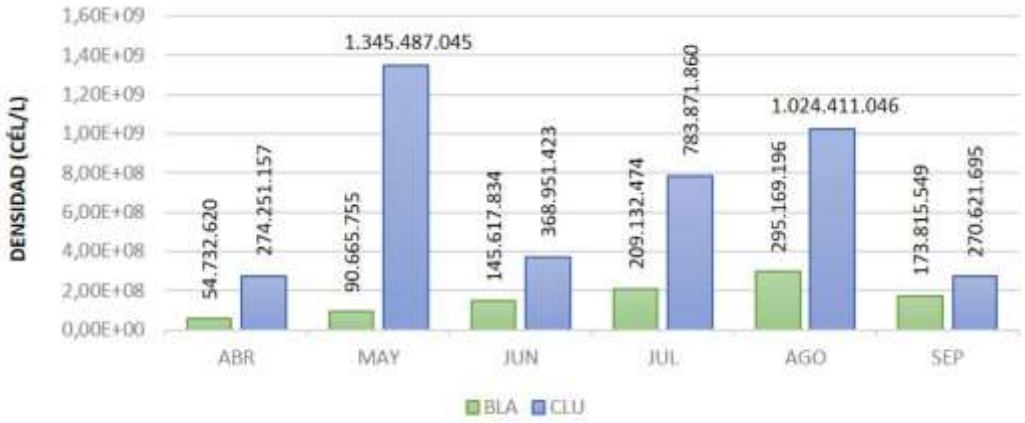


Figura 83. Densidades fitoplanctónicas (cél. L^{-1}) medidas mensualmente entre abril y septiembre de 2021, en las estaciones de Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), Boca de la Barra-LBA y Ciénaga la Luna- CLU.

Las cianobacterias contribuyeron en más del 90 % de la abundancia relativa en casi todos los meses en las dos estaciones (Figura 84). En la CGSM la comunidad fitoplanctónica históricamente ha estado dominada por las Cianobacterias, principalmente del género *Synechocystis* que contribuyó con las mayores densidades. 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. En años anteriores, este género ha alcanzado densidades más altas que se han relacionado con eventos de mortandad masiva de peces por anoxia, al disminuir las concentraciones de oxígeno en la columna de agua en horas de la noche (INVEMAR, 2016a), durante el período analizado (abril a septiembre del 2021), no se evidenciaron mortandades.

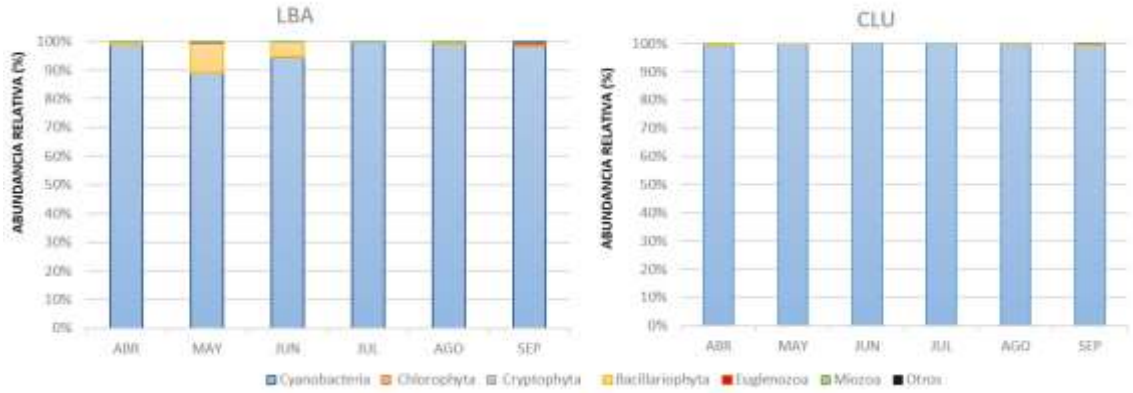


Figura 84. Abundancias relativas (%), medidas mensualmente en BLA y CLU (CGSM) entre abril y septiembre de 2021.

Durante el periodo evaluado, en la estación LBA se registró un total de 10 géneros con especies potencialmente nocivas (*Nitzschia, Chaetoceros, Skeletonema, Pseudo-nitzchia, Scrippsiella, Gonyaulax, Gymnodinium, Gyrodinium, Prorocentrum* y *Synechocystis*), destacándose entre éstos *Nitzschia* y *Synechocystis* por estar presentes en todos los meses y en general registrar las mayores abundancias (Tabla 30). Para CLU, se registraron 12 géneros (*Raphidiopsis, Nitzschia, Scrippsiella, Gymnodinium, Synechocystis, Anabaenopsis, Anabaena, Chaetoceros, Cylindrospermopsis, Gonyaulax, Microcystis* y *Skeletonema*), sobresaliendo *Synechocystis, Anabaenopsis, Raphidiopsis* y *Nitzschia* por su mayor persistencia y mayores abundancias registradas (Tabla 31). Entre los géneros que sobresalieron por su mayor persistencia y abundancia están *Synechocystis* y *Anabaenopsis* que se han asociado con mortandades de peces en la CGSM (INVEMAR, 2014; INVEMAR, 2015c; INVEMAR, 2015d, INVEMAR, 2015e y Mancera y Vidal, 1994). Durante el periodo de estudio evaluado se destacó a presencia del género *Microcystis*, caracterizado por estar implicado en casos de intoxicación en humanos, en varias partes del mundo (Cronberg y Annodotter, 2006).

Tabla 30. Presencia y abundancia (cél. L^{-1}) de géneros con especies potencialmente nocivas en la Boca de la Barra (LBA) durante el periodo abril-septiembre 2021. Ch=*Chaetoceros*, Gon= *Gonyaulax*, Gym= *Gymnodinium*, Gyr= *Gyrodinium*, Nit= *Nitzschia*, Pro= *Prorocentrum*, Pse= *Pseudo-nitzschia*, Scr= *Scrippsiella*, Ske= *Skeletonema*, Syn= *Synechocystis*.

Mes	*Cha*	*Gon*	*Gym*	*Gyr*	*Nit*	*Pro*	*Pse*	*Scr*	*Ske*	*Syn*
ABR	6	-	-	1	1	1	57.147	-	-	53.663.368
MAY	9	-	-		9.489.916	-	-	-	-	80.444.912
JUN	-	-	-		142.465	-	1		6.410.899	137.335.706
JUL	5	11	-	1	209.853	-	-	69.954	31	206.052.529
AGO	-	-	-		512.974	-	-	-	392	288.950.107
SEP	-	-	410.378		461.724	-	-	-	336	169.922.060

Tabla 31: Presencia y abundancia (cél. L^{-1}) de géneros con especies potencialmente nocivas en la Ciénaga la Luna (CLU) durante el periodo abril-septiembre 2021. Ana=*Anabaena*, Anb=*Anabaenopsis*, Ch=*Chaetoceros*, Cyl= *Cylindrospermopsis*, Gon= *Gonyaulax*, Gym= *Gymnodinium*, Mic=*Microcystis*, Nit= *Nitzschia*, Rap= *Raphidiopsis*, Scr= *Scrippsiella*, Ske= *Skeketonema*, Syn= *Synechocystis*.

Mes	*Ana*	*Anb*	*Cha*	*Cyl*	*Gon*	*Gym*	*Mic*	*Nit*	*Rap*	*Scr*	*Ske*	*Syn*
ABR	7	169.281	-	-	-	-	-	1.467.105	620.698	-	-	247.419.355
MAY	3	799.854	-	-	-	-	4	228.531	914.119	-	-	1.262.600.000
JUN	23	878.961	-	-	-	-	-	-	1.230.545	-	-	300.986.658
JUL		190.441	5	-	11		-	571.324	571.324	3	31	730.476.190
AGO	23	435.295	-	-	-	4	9	1.850.004	1.088.237	-	-	983.333.333
SEP	3	57.132	-	1	-	-	16	971.253	-	-	-	253.596.491

En las estaciones Boya 2 (Bahía de Santa Marta) y bahía Chengue (PNNT), se analizó el comportamiento de la comunidad fitoplanctónica en la época seca (febrero) y lluviosa (septiembre) de 2021 (Figura 85). En la bahía Chengue, la densidad fitoplanctónica osciló entre 44.706 y 140.851 cél. L^{-1}; y en Boya 2 la densidad fluctuó entre 48.071 y 295.333 cél. $L^{-}1$. En las dos estaciones, la densidad de microalgas aumentó en la época de lluvias, aunque en ambas estaciones fue evidente el aumento de la densidad fitoplanctónica en septiembre, estos valores son bajos en comparación a periodos lluviosos de años anteriores, en donde se han registrados concentraciones superiores a

1.000.000 cél. L^{-1} (INVEMAR, 2020b). Para la abundancia relativa, las diatomeas fueron el grupo que más aportó en las estaciones Boya 2 (>90%) y Bahía Chengue (80%) seguido por los dinoflagelados (Figura 85).

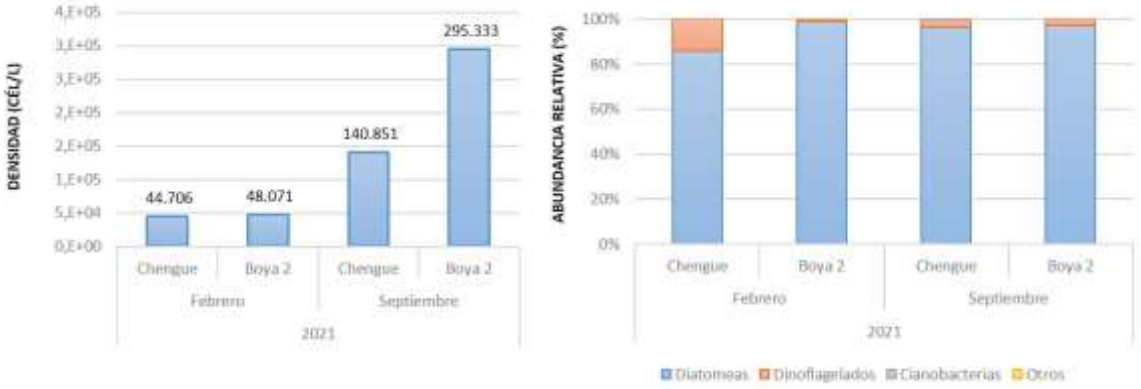


Figura 85. Densidad y abundancia relativa del fitoplancton registrado en la Bahía Chengue (BCH) y Bahía de Santa Marta (Boya 2) en febrero y septiembre del 2021.

En las estaciones monitoreadas fue evidente la presencia de géneros de microalgas constituidas por géneros potencialmente nocivos referenciadas en la lista taxonómica de la IOC de UNESCO. En general, se observaron un total de 6 géneros, pertenecientes a los grupos de las diatomeas (*Skeletonema, Nitzschia, Pseudo-nitzschia* y *Chaetoceros*) y dinoflagelados (*Prorocentrum y Gymnodinium*). En la Figura 86, se presenta la densidad y abundacia relativa de estos géneros potencialmente nocivos, en donse se destacan las concentraciones más altas de las diatomeas *Chaetoceros* (131.493 cél. L^{-1}) y *Pseudo-Nitzschia* (60.824 cél. L^{-1}) durante el mes de septiembre. Estos resultados coincidieron con los registros históricos, en donde las densidades más altas se obtuvieron durante el período lluvioso del Caribe colombiano, debido a la influencia e incremento de los aportes continentales que favorecen la proliferación de estos géneros de diatomeas.

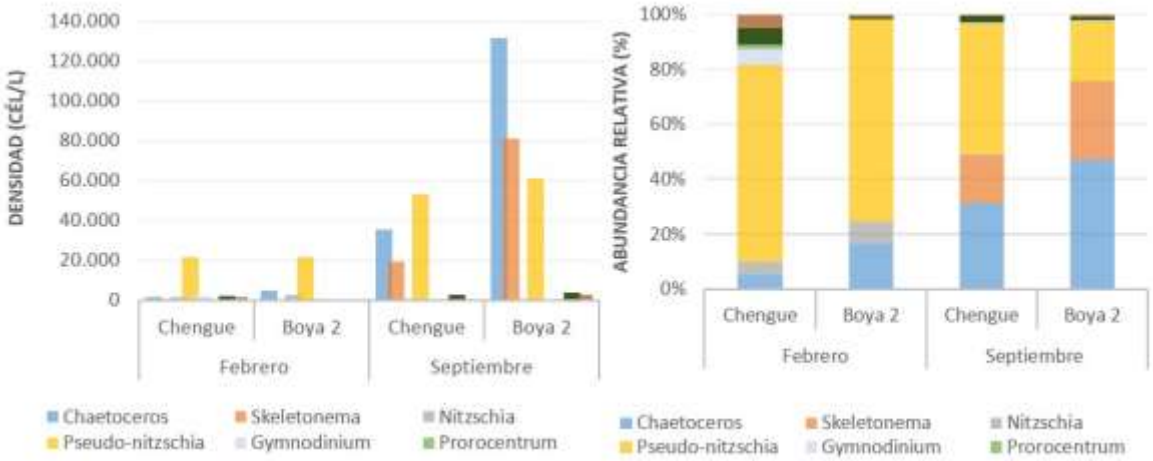


Figura 86. Densidad y abundancia relativa de géneros potencialmente nocivos de fitoplancton registrados en la Bahía Chengue (BCH) y Bahía de Santa Marta (Boya 2) en febrero y septiembre del 2021.

Dinoflagelados bentónicos

Los dinoflagelados bentónicos son un grupo de organismos que se caracterizan por adherirse en diferentes tipos de sustratos como macroalgas, fanerógamas marinas, corales muertos, sedimentos, entre otros; destacándose también algunos de éstos por producir potentes toxinas que pueden perjudicar a otros animales que habitan en su entorno marino y la salud humana. Algunas especies del género *Ostreopsis* se han asociado con problemas respiratorios e irritaciones dérmicas a causa de aerosoles tóxicos que emiten en el aire y agua, así como mortandad de organismos marinos (Gallitelli *et al.*, 2005; Del Favero *et al.*, 2012; Faimali *et al.*, 2012; Ciminiello *et al.*, 2014; Accoroni *et al.*, 2016), sin embargo, la forma más común de intoxicación es la alimentaria por el consumo de mariscos o peces que han acumulado estas toxinas, siendo las más conocidas las diarreicas ocasionadas por algunos dinoflagelados del género *Prorocentrum* (Heredia-Tapia, 2002), o la ciguatera que es una intoxicación relativamente común en las zonas marinas tropicales del mundo (Alvares, 1997; Carreño y Mera, 2008) con manifestaciones gastrointestinales, neurológicas y cardiovasculares, que es generada por dinoflagelados de los géneros *Gambierdiscus* y *Fukuyoa*.

En la Bahía Chengue (BCH) y en la Laguna Chengue (LCH), se recolectaron muestras de *Thalassia testudinum* entre enero y septiembre de 2021, siguiendo la metodología propuesta por Reguera *et al*. (2011) para determinar el comportamiento de las densidades de los dinoflagelados bentónicos asociados a sus hojas. En BCH la mayor densidad se registró en agosto, con 1.583 células por gramo de peso húmedo de sustrato (cél. g^{-1} p.h) y la menor en febrero con 53 cél. g^{-1} p.h (Figura 87), mientras que para LCH las densidades variaron entre 11 y 410 cél. g^{-1} p.h, (en enero y mayo, respectivamente, Figura 87). En BCH las mayores densidades se registraron en agosto, septiembre, mayo y enero, y en LCH en mayo, julio y junio; los valores máximos encontrados en BCH y LCH durante el periodo estudiado fueron menores respecto al máximo de abundancias registrados hasta la fecha (20.109 y 20.361 cél. g^{-1} p.h en septiembre de 2014 y abril de 2019, respectivamente).

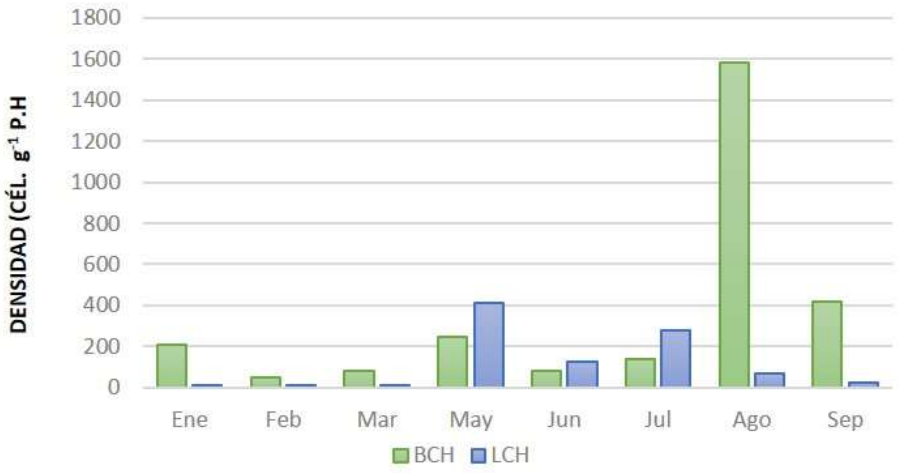


Figura 87. Abundancia de dinoflagelados bentónicos en número células por gramo de peso húmedo de sustrato (cél. g^{-1} p.h), observados en Bahía Chenge (BCH) y Laguna Chengue (LCH), entre enero septiembre de 2021.

A nivel de género, en BCH se observó la presencia permanente de *Ostreopsis* y *Prorocentrum*, predominando en abundancia *Ostreopsis* que influyen en el mayor pico de abundancia observado en agosto. En LCH, *Prorocentrum* estuvo de manera permanente, mientras que *Ostreopsis* solo se observó en enero (Figura 88).

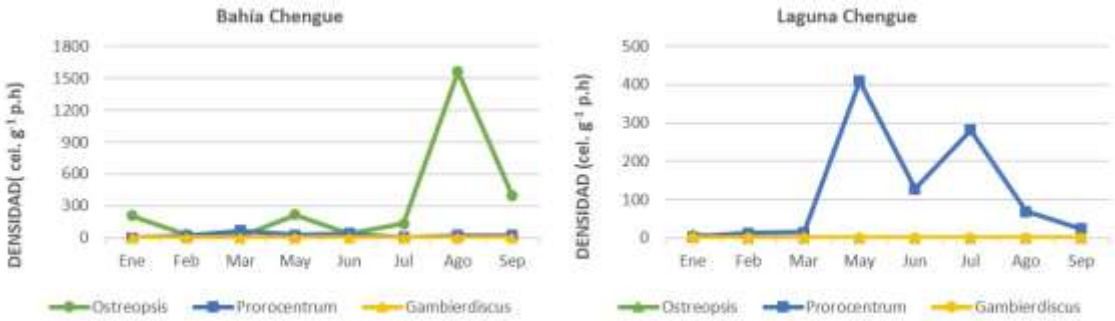


Figura 88. Abundancia de dinoflagelados bentónicos, a nivel de género, en número células por gramo de peso húmedo de sustrato (cél. g^{-1} p.h), observados en Bahía Chenge y Laguna Chengue, entre enero septiembre de 2021.

En la Tabla 32, se detalla por mes las máximas densidades registradas para cada uno de los morfotipos potencialmente nocivos detectados en BCH y LCH, destacándose *Ostreopsis* cf. *ovata* y *Prorocentrum* cf. *rathymum* por presentar las mayores densidades en agosto y mayo, respectivamente.

Tabla 32. Densidades máximas (cél. g^{-1} p.h) y meses en que registraron de dinoflagelados potencialmente nocivos registrados entre los meses de enero a septiembre de 2021. N. d= no detectado.

	LAGUNA CHENGUE		BAHÍA CHENGUE	
MORFOTIPO	**Densidad Máxima** (cél. g^{-1} p.h)	**Mes**	**Densidad Máxima** (cél. g^{-1} p.h)	**Mes**
Ostreopsis* cf. *ovata	2	enero	1650	Agosto
Ostreopsis spp	6	enero	95	Julio
Prorocentrum* cf. *concavum	41	julio	2	septiembre
Prorocentrum* cf. *hoffmannianum	N.d		12	Mayo y junio
Prorocentrum* cf. *lima	28	junio	47	Marzo
Prorocentrum* cf. *rathymum	410	Mayo	7	Marzo y septiembre

Departamento del Valle del Cauca

En la Bahía de Buenaventura, en noviembre de 2021, se observó la presencia de 3 grupos de fitoplancton (diatomeas, dinoflagelados y euglenófitas), siendo las diatomeas las principales contribuyentes en la abundancia relativa (> 90 %;) y densidad fitoplanctónica. Este grupo es característico de ambientes marinos (Balech, 1988) y proporciona entre el 20 al 25 % de la productividad primaria neta del sistema (Dawes, 1986). Las densidades fitoplanctónicas oscilaron

entre 831.277 y 2.483.130 cél. L^{-1} (Figura 89), la concentración más alta se registró en la estación 113 BDB, siendo la más alta en comparación con los años 2018 (1.444.867 cél. L^{-1}) y 2019 (2.033.772 cél. L^{-1}).

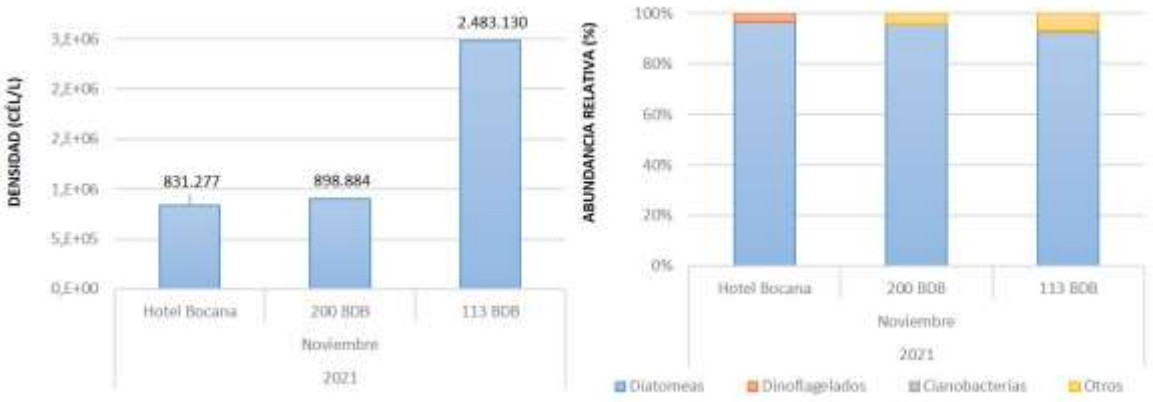


Figura 89. Densidad y abundacia relativa del fitoplancton en las estaciones monitoreadas en la bahía de Buenaventura en el departamento del Valle del Cauca en noviembre de 2021.

En la Figura 90 se muestran las densidades de los géneros que presentan especies potencialmente nocivas observadas en noviembre de 2021. Se identificaron 8 géneros, pertenecientes a los grupos de las diatomeas (*Skeletonema, Nitzschia, Pseudo-nitzschia* y *Chaetoceros*) y dinoflagelados (*Scrippsiella, Protoperidinium, Prorocentrum* y *Gymnodinium*), sin embargo, no se evidenció ningún cambio en la coloración del agua o efectos nocivos sobre los organismos en la zona durante el muestreo. La diatomea *Skeletonema* fue el género que más contribuyó a las densidades reportas en las tres estaciones, principalmente en 113 BDB (2.012.426 cél. L^{-1}), superando el millón de cel.L^{-1} y podría considerarse como una floración algal por sus altas densidades (Sar *et al., 2002*).

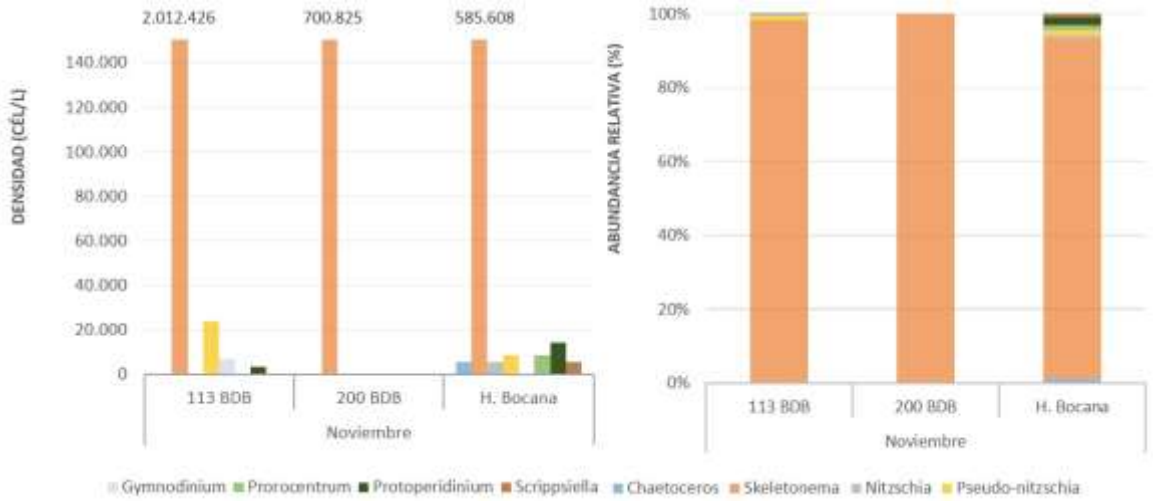


Figura 90. Densidad y abundacia relativa de géneros potencialmente nocivos de fitoplancton registrados en las estaciones monitoreadas en la bahía de Buenaventura en el departamento del Valle del Cauca en noviembre de 2021.

Conclusiones y recomendaciones

En el 2021, las mayores abundancias de fitoplancton se presentaron en el periodo lluvioso del Caribe colombiano; en las estaciones de la bahía de Santa Marta y Bahía Chengue, las diatomeas fueron el grupo predominante en términos de abundancia relativa y densidad (típicos de ambientes marinos y costeros), y en la boca de Barra y ciénaga La Luna (CGSM) las cianobacterias (generalmente de ambientes estuarinos) contribuyeron a las altas densidades y abundancias relativas.

Durante el muestreo del 2021, en el Valle del Cauca se evidenció una floración algal, ya que se registraron densidades superiores al millón de cél.L^{-1}. Siendo Buenaventura una zona estratégica, este resultado muestra la necesidad de continuar con el monitoreo de la dinámica del fitoplancton potencialmente nocivo.

La presencia de géneros de fitoplancton y dinoflagelados potencialmente nocivos registrados en los departamentos del Magdalena y Valle del Cauca, evidencian la necesidad de realizar la identificación molecular de las especies y realizar análisis de biotoxinas, para confirmar el riesgo que presentan estos géneros ante un evento de floración algal, de manera que aporte a fortalecer la gestión y atención de estos eventos que generan impactos ambientales.

Avances en el conocimiento del estado de saturación de aragonita en el agua marina y costera de Colombia

Desde el inicio de la era industrial, la concentración de dióxido de carbono (CO_2) en la atmósfera ha venido en aumento. En 1750, la concentración de CO_2 era 278 ppm (Joos y Spahni, 2008), valores que han aumentado de acuerdo con los registros del Observatorio de Mauna Loa, Hawái del 2021, donde las concentraciones han oscilado entre 419,13 ppm (mayo) y 413,30 ppm (septiembre) (NOAA, 2022). Desde el comienzo de la revolución industrial, el océano ha absorbido aproximadamente el 30% del CO_2 liberado por las actividades humanas (Sabine *et al.*, 2004). Este CO_2 antropogénico absorbido por el agua del mar, produce reacciones químicas que hacen que el pH disminuya, es decir aumenta la acidez del agua de mar, esta condición tiene un efecto sobre la disponibilidad de iones carbonato (CO_3^{2-}), y los estados de saturación de los minerales de $CaCO_3$ biológicamente importantes calcita (Ωca) y aragonito (Ωar), proceso comúnmente llamado "acidificación de los océanos".

En el 2021, a partir de las mediciones de alcalinidad total (AT), carbono inorgánico disuelto (C_T) en muestras colectadas por INVEMAR durante 2020 y las variables fisicoquímicas salinidad, temperatura y nutrientes, se calculó el estado de saturación de aragonita, usando el paquete público CO2SYS-Excel (Pierrot *et al.*, 2006). El análisis de AT se determinó mediante titulación potenciométrica en celda abierta (Bernal *et al.*, 2021a) y el C_T, fue determinado con un analizador de carbono inorgánico con detección infrarrojo (LICOR 7000) automatizado (AIRICA de sus siglas en inglés) fabricado por Marianda (Bernal *et al.*, 2021b). Estas mediciones fueron realizadas con la calidad requerida para reportar resultados dentro del nivel de calidad “Weather” y dentro del

control de calidad analítico se emplearon materiales de referencia de agua de mar certificados de Scripps Institution of Oceanography (University of California, San Diego, CA, USA).

En el marco del Programa Nacional de Monitoreo de calidad de aguas REDCAM, se seleccionó un primer grupo de estaciones ubicadas en el Caribe y Pacífico Colombiano, en las cuales se colectaron muestras de agua a 1 metro de profundidad; y un segundo grupo de estaciones corresponde a muestras colectadas a nivel superficial en dos cruceros oceanográficos financiados por Agancia Nacional de Hidrocarburos (ANH), el primero realizado en los bloques GUA OFF13 en el Caribe colombiano (E650-E659, 1 metro) y el segundo en el Cañon de Sanquianga, Pacífico colombiano (E667-E675, 10 metros) (Figura 91).

Los resultados del estado de saturación de aragonita en muestras colectadas por INVEMAR durante 2020, muestran que todas las estaciones se encuentran en un estado sobresaturado de carbonato de calcio, definido como Ω ara > 1,0.

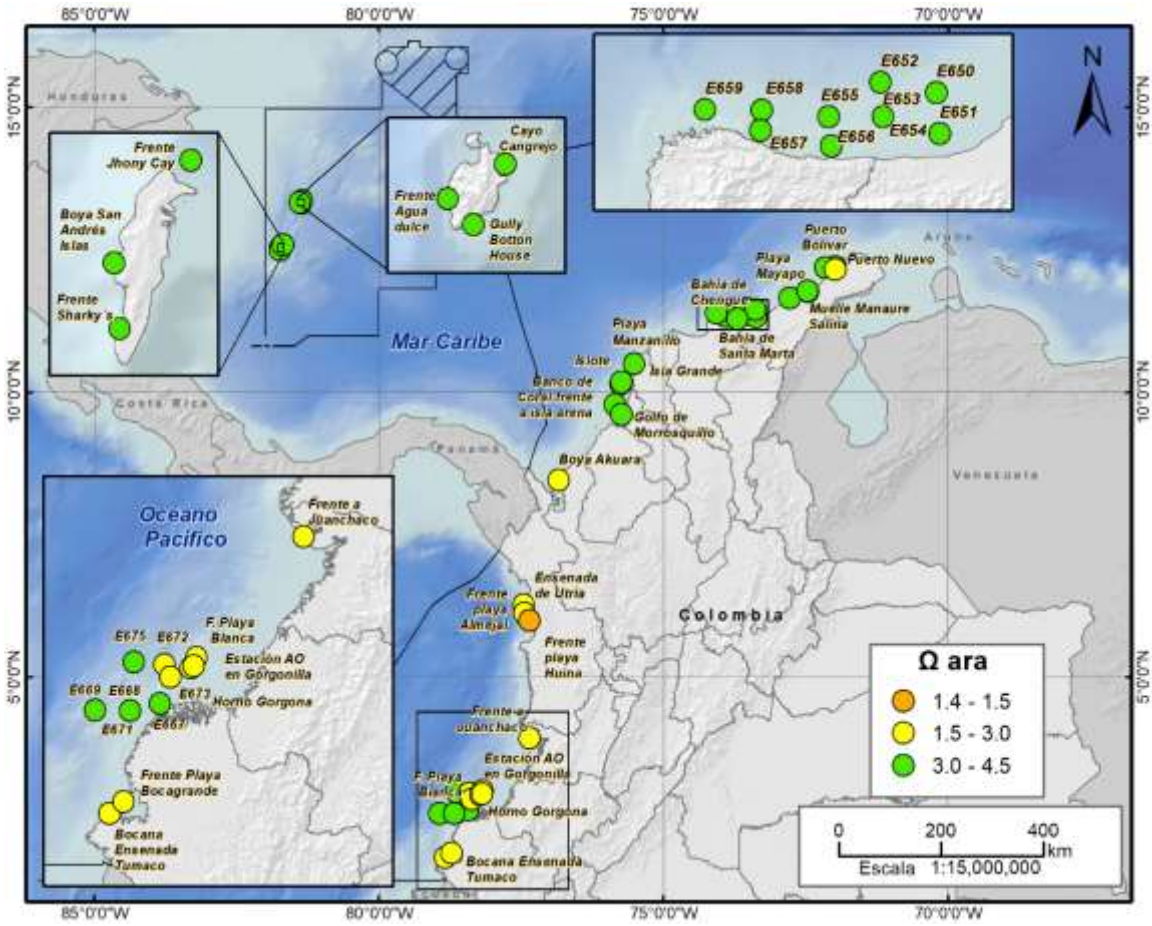


Figura 91. Estado de saturación de aragonita (Omega aragonita) en estaciones muestreadas en 2021. Elaborado por: LABSIS (2021).

La información sobre el estado de saturación de aragonita medido con la calidad requerida, son el inicio de la recopilación de información necesaria para comprender la variación de la Ω ara y sus impactos en el ciclo de carbonatos (p. ej., disolución y calcificación); no obstante, se requiere ampliar el muestreo a zonas más oceánicas, ya que las muestras analizadas son costeras y en estas áreas la variabilidad del sistema de carbonatos es muy amplia entre días y meses, incluso en lapsos de tiempo cortos como horas. Esto se debe al hecho de que estas áreas no solo se ven afectadas por la acidificación oceánica global causada por el aumento acelerado de los niveles de CO_2 atmosférico, sino que estos sistemas también están influenciados por los efectos acoplados de varios procesos, como la mezcla entre agua dulce y agua de mar, la eutrofización, el afloramiento, la degradación de la materia orgánica y la actividad biológica, siendo los mecanismos de control del pH más complejos que en mar abierto (Jiménez-López *et al.*, 2021). Esta variabilidad conlleva a establecer monitoreos o series de tiempo de largo aliento y con medición de variables adicionales que permitan explicar las variaciones en el sistema de carbonatos asociado netamente a la química de carbonatos.

Cabe resaltar que los resultados de las meciciones realizadas en el 2020 fueron reportados en la plataforma del indicador 14.3.1 “Acidez media del mar (pH) medida en un conjunto convenido de estaciones de muestreo representativas” meta 14.3 “Minimizar y abordar los efectos de la acidificación de los océanos, incluso mediante una mayor cooperación científica a todos los niveles” del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14.

Bioprospección marina

La biosfera marina de Colombia está constituida por una gran variedad de ecosistemas tanto en el océano Atlántico como en el Pacífico, representando un territorio privilegiado y una fuente valiosa con gran potencial para el desarrollo de productos al servicio de la sociedad y el medio ambiente (MADS, 2012). La bioprospección es una herramienta que permite explorar a nivel biológico y químico la valiosa diversidad marina del país y aprovechar su potencial bioactivo de manera sostenible. Esta se define como la búsqueda, investigación y desarrollo de nuevos productos (incluidos metabolitos, proteínas y genes) a partir de recursos biológicos (Müller *et al.*, 2016). En este sentido, Colombia ha implementado diferentes políticas, planes, convenios y programas que priorizan la bioprospección marina y el uso sostenible de los recursos oceánicos, con el propósito de generar las condiciones que permitan mantener un ambiente marino-costero sano y que promuevan el conocimiento, la conservación, protección y uso sostenible de la biodiversidad marina de la nación (MADS, 2000; MADS, 2012). Entre los programas y políticas se encuentra la política nacional de biodiversidad, formulada en 1996, la cual fomenta la conservación, conocimiento y desarrollo sostenible de la diversidad biológica. Esta política también estableció la necesidad de incorporar valor agregado a los recursos, en particular recursos genéticos y productos derivados, y una legislación que enmarca inversiones en proyectos del uso sostenible de estos recursos (CONPES, 2011). Además, en la la ley 165 de 1994 se ratificó el convenio sobre diversidad biológica (CDB), el cual considera la biodiversidad como un elemento clave para los países en desarrollo y enfatiza la participación justa y equitativa en los beneficios que se deriven de la utilización de los recursos genéticos. En el año 2002 se expidió el Plan Nacional de Bioprospección Continental y Marina el cual planteó una gestión política y un marco legislativo nacional que involucra la articulación de la

bioprospección con el Plan Estratégico Nacional de Mercados Verdes (Melgarejo *et al.*, 2002). Los principales objetivos de este plan abarcan la búsqueda, identificación y caracterización de recursos biológicos y genéticos, continentales y marinos, con potencial económico; desarrollo de proyectos de investigación, la producción y comercialización para el aprovechamiento sostenible de la diversidad. Asimismo, El 1 Julio de 2007 se formuló la política nacional del océano y de los espacios costeros (PNOEC) como una estrategia frente a la necesidad de asumir el océano y espacios costeros desde una visión integral que impulsara su desarrollo sostenible (CCO, 2022). Por otra parte, el Consejo Nacional de política Economica y social formuló dos políticas clave que favorecen la bioprospección marina y uso sostenible de los recursos oceánicos. En 2011, se formuló la *política para el desarrollo comercial de la biotecnología a partir del uso sostenible de la biodiversidad No. 3697* (CONPES, 2011); en 2018 Colciencias (ahora Minciencias) lanzo el libro verde 2030, que constituye un primer paso para la renovación de la política nacional de ciencia e innovación (SNCTI), con un enfoque transformativo, cuyo propósito central es contribuir en la solución de los grandes desafíos sociales, económicos y ambientales que enfrenta nuestro país y que se consideran expresados en los Objetivos de Desarrollo Sostenible y donde la biotecnología es un componente clave en esa transormación (COLCIENCIAS, 2018). Después en el 2020 se presentó la política *Colombia Potencia Bioceánica Sostenible 2030 No. 3990* cuya finalidad es convertir a Colombia en potencia oceánica sostenible en el año 2030 (CONPES, 2020). Esta política se relaciona con el Plan Nacional de desarrollo 2018-2022, en el que se da reconocimiento a los océanos como un activo estratégico de la Nación, y también se enlaza con la década de los océanos del período 2021-2030, proclamada por la Organización de las Naciones Unidas (ONU), en la que se impulsa el conocimiento sobre los océanos mediante la investigación e innovación en ciencias marinas (CONPES, 2020). Por último, en el 2020, Minciencias con la participación de la Misión en Bioeconomía, recoge un grupo importante de recomendaciones derivadas de la Misión de Sabios 2019, que se conjunga con el trabajo que realizaba la mesa de bioeconomía del Comité Técnico Mixto de Sostenibilidad y presentan el Plan de Acción para la Misión de la Bioeconomía para una Colombia Potencia viva y diversa: Hacia una sociedad impulsada por el Conocimiento (MINCIENCIAS, 2020).

En Colombia, la publicación de una variedad de investigaciones científicas en el área la bioprospección marina se ha impulsado mediante la financiación de diferentes proyectos de investigación por parte de la entidad pública COLCIENCIAS, actualmente denominada Ministerio de Ciencia Tecnología e innovación (Minciencias). Sin embargo, el desarrollo, ejecución y publicación de investigaciones sobre el estudio sistemático del potencial bioactivo de los océanos de Colombia, así como la obtención y comercialización del principio activo de interés, es todavía un campo amplio por explorar y fortalecer. Es importante conocer el estado actual y los avances de estas investigaciones a fin de identificar vacíos de información, desarrollar novedosos proyectos que impulsen el desarrollo científico y tecnológico del país y proyectar a Colombia como potencia oceánica para la bioeconomía. De esta manera, se contribuye al conocimiento, conservación y uso sostenible de los ecosistemas marinos, dando cumplimiento a los objetivos propuestos en los programas y políticas de la agenda pública nacional.

Este informe presenta las investigaciones realizadas en productos naturales marinos de Colombia a partir de la recoplilación de artículos científicos publicados en revistas indexadas desde el año 2007 hasta enero del año 2022. Respecto al informe del año 2020 (Sierra *et al.*, 2020) se incluyen ocho

artículos científicos, en los cuales se destacan estudios de bioprospección con microorganismos marinos, incluyendo la caracterización química de compuestos producidos a partir de estos y la evaluación de su potencial aplicación principalmente en el sector ambiental (biorremediación) y en el área de la salud. Entre las investigaciones se encuentra el estudio de (Sánchez-Suárez *et al.*, 2021), que involucra el primer aislamiento de actinobacterias pertenecientes a los géneros *Streptomyces*, *Micrococcus*, *Gordonia* y *Promicromonospora*, a partir de la esponja *Cliona Varians*. Extractos provenientes de estas cepas se emplearon para estudiar su potencial fotoprotector evaluando su capacidad antioxidante y de absorción de luz ultravioleta. Los resultados mostraron que las cepas del género *Streptomyces* fueron las más promisorias por su producción de compuestos fotoprotectores y su baja citotoxicidad, esta última determinada por medición de la viabilidad de células humanas (fibroblasto dérmico primario humano). Además, se empleó cromatrografía líquida acoplada a espectrometría de masas (LC-MS) para caracterizar químicamente los extractos revelando la presencia de compuestos que no habían sido reportados anteriormente para cepas de *Streptomyces*. Este trabajó postula a las cepas marinas de este género como una fuente promisoria de compuestos fotoprotectantes que pueden sustituir la oxibenzona en la formulación de bloqueadores solares y/o que deberían ser explorados para aplicaciones farmaceúticas relacionadas con el cuidado de la piel.

Por otra parte, (Sepúlveda-Correa *et al.*, 2021) lograron la identificación de genes asociados a la resistencia de antibióticos y a la síntesis de compuestos antimicrobianos en microorganismos presentes en suelo de manglar (alrededor de las raices de *Avicennia germinans*), mediante caracterización metagenómica y herramientas bioinformáticas. Los análisis mostraron que la salinidad influencia la diversidad y abundancia de los microorganismos encontrados, la abundancia de los genes involucrados en la síntesis de compuestos antimicrobianos, así como su actividad metabólica y el tipo de compuestos que pueden producir. Los investigadores concluyen que la diversidad microbiana de manglares influenciada por condiciones de alta salinidad y contaminación es una fuente promisoria de compuestos bioactivos y, además, estas condiciones, pueden favorecer la biosíntesis de compuestos antimicrobianos.

Por otro lado, (Echeverri *et al.*, 2021) estudiaron microorganismos marinos, aislados a partir de agua y sedimento, con capacidad para biorremediar metales pesados, específicamente iones cromo (Cr^{+6}). Los resultados mostraron porcentajes de reducción mayores al 90%, después de 96 h, usando concentraciones de 300 ppm de cromo hexavalente. El uso de estos microorganismos representa una alternativa en la reducción de la contaminación causada por este metal.

El potencial de microorganismos marinos en el desarrollo de estrategias de biorremediación, también fue investigado por (Patiño *et al.*, 2021) quienes llevaron a cabo la bioprospección de biosurfactantes, moléculas con propiedades que favorecen la biorremediación de ambientes contaminados, y que también pueden presentar actividad antimicrobiana. El estudio de estos compuestos se realizó en bacterias, pertenecientes a los géneros *Halomonas*, *Bacillus*, *Streptomyces* y *Pseudomonas,* aisladas de sedimentos marinos de profundidad, las cuales se consideran interesantes por las características metabólicas únicas que han desarrollado durante su adaptación a las condiciones del ambiente extremo en el que viven (alta presión y salinidad, y, escasez de luz y nutrientes). Este trabajo se destaca porque es uno de los primeros reportes sobre la diversidad y

potencial metabólico de microorganismos aislados del océano profundo de Colombia (profundidad > 3000 m), los cuales son promisorios en la producción de novedosos compuestos con potencial para degradar fuentes de carbono complejas. A partir de extractos provenientes del cultivo de estas bacterias en medios suplementados con ACPM (aceite combustible para motor), se identificó la presencia de biosurfactantes mediante cromatografía de capa delgada (TLC), espectroscopía infrarroja (FT-IR), espectrometría de masas de alta resolución (LC-MS/MS) y comparación con bases de datos usando molecular networking (cada cepa mostró diferente perfil). Los autores concluyen que los ambientes extremos, como el océano profundo, representan una fuente para el aislamiento de microorganismos productores de biosurfactantes con aplicación en el área ambiental y farmaceútica.

En esta misma línea de investigación sobre microorganismos provenientes de ambientes extremos, (Blandón *et al.*, 2022) publicaron uno de los primeros reportes sobre biodiversidad y potencial bioactivo de 352 bacterias aisladas a partir de sedimento marino del océano profundo del Caribe colombiano. Los análisis filogenéticos mostraron que los principales phylum encontrados fueron Firmicutes (51%), Proteobacteria (34%), y Actinobacteria (15%), y los géneros dominantes fueron *Bacillus* y *Fictibacillus* en Firmicutes, *Halomonas* y *Pseudomonas* en Proteobacteria y, *Streptomyces* y *Micromonospora* en Actinobacteria. Además, se determinó que 120 cepas tienen la capacidad de producir biosurfactantes y 56 bacterias producen lipasas. Este estudio resalta que aún falta continuar investigando y aprendiendo sobre la diversidad microbiana de los ecosistemas marinos de profundidad y destaca el potencial que tiene para aplicaciones futuras en la biorremediación de ambientes contaminados con hidrocarburos.

(Quintero *et al.*, 2021) también demostraron el potencial bioactivo de bacterias aisladas de sedimentos marinos (géneros *Bacillus*, *Streptomyces*, *Fictibacillus*, *Pseudoalteromonas*, y *Micromonospora*), en este caso, para producir extractos y compuestos con actividad biológica frente agentes causantes de enfermedades prevalentes a nivel mundial tales como toxoplasmosis y tuberculosis. Particularmente, se encontró que una de las cepas del género *Bacillus* aislada del océano profundo (3186 m) produce metabolitos con propiedades antibacteriales y antiprotozoarias con baja citotoxicidad para células de fibroblastos humanos no cancerosos (HFF-1) y eritrocitos primarios. Se realizaron análisis de cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas de alta resolución de los extractos provenientes de las cepas de *Bacillu*s con el propósito de identificar parcialmente los metabolitos presentes en el extracto encontrando péptidos relacionados a surfactina, un biosurfactante.

Además de estudios con bacterias, también se realizaron estudios de bioprospección empleando hongos aislados de manglar de la Ciénaga Grande Santa Marta (Jutinico-Shubach *et al.*, 2021). Ascomicetos de los géneros *Aspergillus*, *Cladosporium*, *Nigrospora*, *Fusarium*, *Curvularia* y un basidiomiceto de la familia *Cyphellaceae* mostraron potencial para producir enzimas lignolíticas, proteínas capaces de catalizar la oxidación de un amplio espectro de compuestos incluyendo contaminantes complejos. Específicamente, se encontró una alta producción de la enzima lacasa en extractos obtenidos a partir del hongo basidiomiceto cultivado en medios con salvado de trigo. Los resultados mostraron que tanto el hongo como los extractos enzimáticos son capaces de degradar colorantes sintéticos (porcentajes mayores al 90%), incluso en condiciones alcalinas y de alta

salinidad y, por tanto, son promisorios para la bioremediacion de efluentes textiles. Técnicas de electroforesis (Zimografía), espectrofotometría Uv-vis y espectroscopía infrarroja permitieron confirmar la degradación de los tintes estudiados.

Finalmente, (Forero *et al.*, 2021) reportó una publicación con microorganismos asociados a otros organismos como los corales. Esta investigación consistió en el estudio de diterpenos obtenidos a partir de los corales *Eunicea*, *Plexaura*, *Pseudoplexaura,* y *Erythropodium* mediante ensayos de citotoxicidad *in vitro* con las líneas celulares A549 (cáncer de pulmón humano), MCF7 (adenocarcinoma de mama humano) y PC3 (cáncer de próstata humano). Los compuestos que presentaron actividad antitumoral fueron empleados para realizar análisis de resonancia magnética nuclear (NMR) y predicciones computacionales para entender las interacciones a nivel molecular entre los diterpenos activos (ligando) y el blanco molecular (tubulina).

Teniendo en cuenta las investigaciones publicadas, en la Tabla 33 se muestra el número de especies de organismos marinos recolectados en Colombia a los que se les ha realizado al menos una prueba para evaluar su potencial bioactivo o realizar su caracterización química, durante el período 2007-2021, frente al número total registrado y estimado de especies marinas del país.

Tabla 33. Consolidado de especies marinas con al menos un ensayo de bioactividad evaluado hasta 2020, las que se han caracterizado químicamente hasta el 2020 y las publicadas en 2021.

Grupo	Número registrado de especies*	Número estimado de especies*	Especies ensayadas hasta 2020	Especies nuevas ensayadas 2021	Especies caracterizadas químicamente hasta 2020	Especies nuevas caracterizadas químicamente 2021
Equinodermos*	325	394	15	0	9	0
Bryozoa*	95	118[a]	0	0	0	0
Poliquetos*	10	261	0	0	0	0
Corales*	141	153	51	0	17	0
Antipatharios*,a	18	18[a]	0	0	0	0
Anemonas*,a	18	18[a]	0	0	0	0
Hidrozoos*	41	90	0	0	0	0
Esponjas*,a	168	350[a]	115	0	36	0
Algas*	520	620	32	0	19	0
Zoantideos*	6	9	4	0	3	0
Moluscos*	1545	1.170	1	0	0	0
Bacterias*†	94	652 †	90	15	5	7
Hongos*†	2	1097 †	7	4	0	0
Total	3234	4950	315	19	89	7

*El número registrado y estimado de especies marinas en Colombia se actualizó de acuerdo al reporte de Montoya-Cadavid E. y J. Bohorquez (Instituto Von Humboldt, 2019) el cual se obtiene a partir de los datos registrados en los sistemas de información de biodiversidad de Colombia (SiBM https://www.sibcolombia.net/actualidad/biodiversidad-en-cifras/ y SiB: https://sibcolombia.net/), en las colecciones biológicas (Museo de Historia Natural Marina de Colombia - Makuriwa) y/o a partir de la revisión de artículos publicados en revistas indexadas, sobre las especies marinas de Colombia.

[a]Para estas especies no existe un valor puntual registrado o estimado, es un dato incierto y simplemente se toma como referente el dato obtenido de la bibliografía revisada por Montoya-Cadavid E. y J. Bohorquez J. (Instituto Von Humboldt, 2019).

†El número estimado corresponde a especies de microorganismos marinos catalogados a nivel mundial (Mora *et al.*, 2011).

23. Indicador de especies bioprospectadas (ensayadas)
Definición e importancia del indicador
El indicador contabiliza la cantidad de especies de organismos marinos recolectados en Colombia, a los que se les ha realizado al menos un ensayo para evaluar su potencial bioactivo. Adicionalmente, se detalla el trabajo realizado durante el año, mostrando el total de ensayos que se realizaron ya sea en un organismo marino o un derivado del mismo; por ejemplo, algún compuesto modificado o natural. Se discrimina dentro de este indicador, los ensayos en especies u organismos no estudiados previamente y los ensayos en especies para las cuales se ha reportado al menos una prueba para evaluar su potencial bioactivo.
Fuente de los datos e información
Publicaciones científicas en bases de datos Scielo, Redalyc, Science Direct y Pubmed.
Periodo reportado
2007-2021.
Reporte o cálculo del indicador

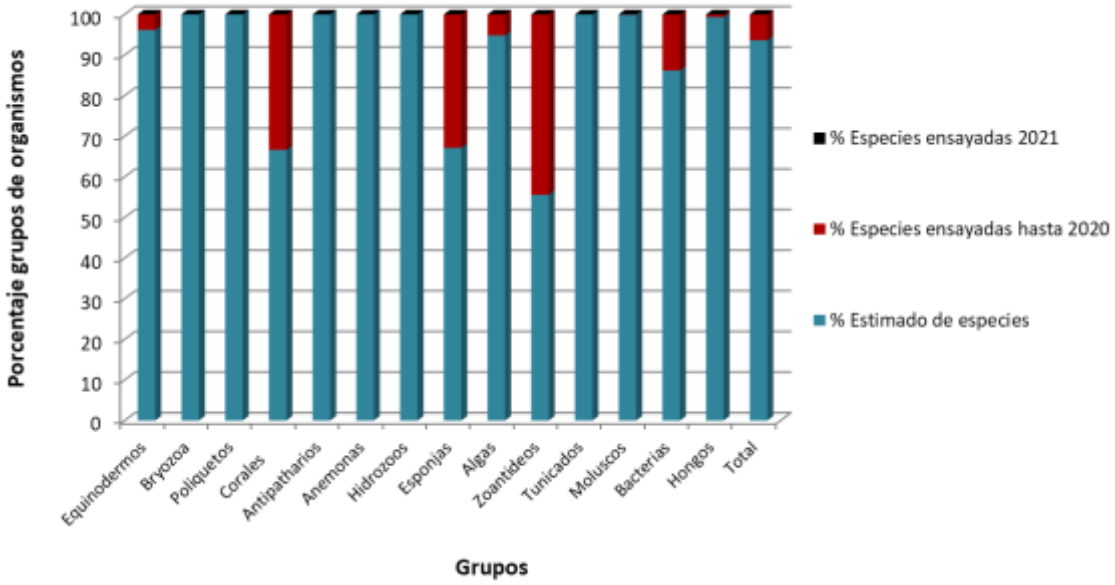


Figura 92. Grupo de organismos marinos ensayados para evaluar su bioactividad.

23. Indicador de especies bioprospectadas (ensayadas)

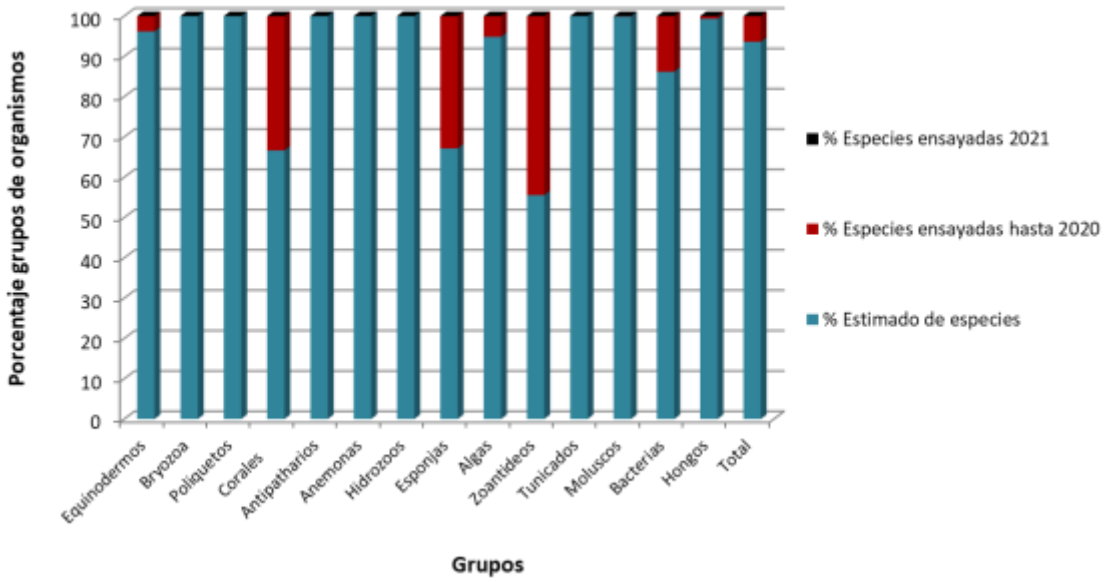


Figura 93. Número de ensayos biológicos evaluados en organismos marinos y sus derivados.

Interpretación de los resultados

En el año 2021, se publicaron resultados de 15 géneros de bacterias y 4 géneros de hongos no bioprospectados previamente, para un total de 28 géneros bacterianos y 6 géneros fúngicos evaluados durante el año. Además, se publicaron resultados con productos derivados de 4 especies de corales que habían sido ensayadas en años anteriores. De esta manera, hasta el año 2021 se han ensayado 334 especies en total, lo que implica ensayos de algún tipo en especies marinas de Colombia del 6,75 % (Figura 92). Los zoantídeos, esponjas y corales continúan siendo las especies más estudiadas, sin embargo, el porcentaje de hongos y bacterias ensayadas permanece en incremento con el transcurso de los años (Figura 92). Durante el 2021, las investigaciones se enfocaron en el análisis del potencial bioactivo de microorganismos marinos aislados de sedimento, agua y manglar, principalmente bacterias (Figura 93). Los ensayos se centraron en la evaluación de la capacidad antioxidante y fotoprotectora, capacidad para producir biosurfactantes y enzimas (lignolíticas y lipasas), potencial para degradar colorantes y bioremediar metales pesados, y, actividad biológica contra líneas celulares cancerígenas y frente a bacterias, hongos y parásitos de interés clínico.

Limitaciones del indicador

No toda la información es publicada, ni se tiene acceso a todas las revistas y bases de datos.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Continuar avanzando en la búsqueda de especies con potencial bioactivo y/o biotecnológico en el país, mediante el fortalecimiento de los grupos de investigación, personal capacitado y equipos, generando bases de datos unificadas para Colombia en donde se permita el fácil acceso a la información sobre el avance de la investigación en el tema.

24. Indicador de organismos marinos con estructura química determinada/ elucidada

Definición e importancia del indicador

Número de organismos a los cuales se les ha caracterizado parte de su estructura química.

Fuente de los datos e información

Publicaciones científicas en bases de datos Scielo, Redalyc, Science Direct y Pubmed.

Periodo reportado

2007 a 2021.

24. Indicador de organismos marinos con estructura química determinada/ elucidada

Reporte o cálculo del indicador

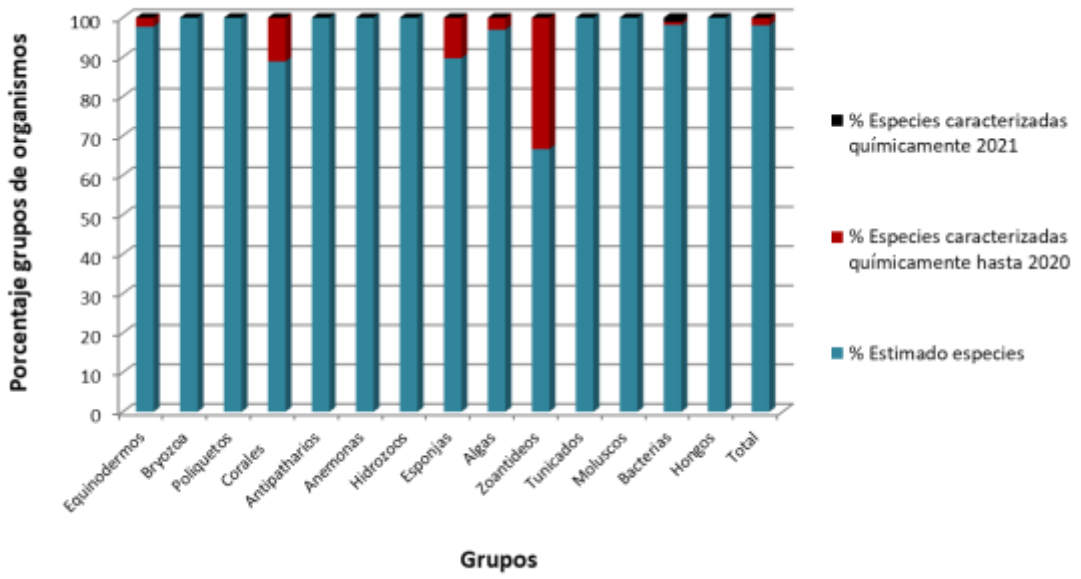


Figura 94. Grupo de especies de organismos marinos cuyos extractos han sido caracterizados químicamente.

Interpretación de los resultados

En el 2021 se destaca la caracterización química y la identificación de compuestos presentes en extractos producidos por una actinobacteria del género *Streptomyces*, aislada de la esponja *Cliona varians*, cepa con capacidad para producir compuestos fotoprotectores con baja citotoxicidad, determinada por medición de la viabilidad de células humanas (fibroblasto dérmico primario humano). Nueve metabolitos se identificaron empleando la técnica de espectrometría de masas de alta resolución, usando herramientas digitales (molecular networking). (Patiño *et al.*, 2021) y (Quintero *et al.*, 2021) emplearon esta técnica para caracterizar putativamente metabolitos presentes en extractos producidos por bacterias de los géneros *Bacillus*, *Halomonas*, *Pseudomonas*, *Streptomyces*, *Fictibacillus*, *Pseudoalteromonas* y *Micromonospora*, identificando isoformas de surfactina. A la fecha, se han caracterizado químicamente 96 especies lo que implica una caracterización química de algún tipo en especies marinas de Colombia del 1.93 % (Figura 94).

Limitaciones del indicador

No toda la información es publicada, ni se tiene acceso a todas las revistas y bases de datos.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Continuar avanzando en la búsqueda de especies con potencial bioactivo y/o biotecnológico en el país mediante el fortalecimiento de los grupos de investigación, personal capacitado y equipos, generando bases de datos unificadas para Colombia en donde se permita el fácil acceso a la información sobre el avance de la investigación en el tema.

25. Índice de estado de conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos
Definición e importancia del indicador
El índice del estado de conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos (IC_j) es una medida relativa del número de estudios de valoración biofísica y económica y se calculó para cada una de las ecorregiones (j) marinas o costeras del país (IDEAM *et al.*, 2007). Las valoraciones biofísicas cuantifican los flujos de los servicios ecosistémicos; por ejemplo, toneladas de carbono secuestradas por hectárea o porcentaje de energía del oleaje disipada. Por su parte, las valoraciones económicas estiman los beneficios monetarios generados por los servicios ecosistémicos. El índice toma valores entre 0 y 1, un mayor número de estudios se refleja en un valor mayor del IC_j. Para su computo, se calculan previamente el estado del conocimiento biofísico (CB_j) y económico (CE_j), cada medida es estandarizada teniendo en cuenta: ecorregión, servicio ecosistémico y ecosistema estratégico. Finalmente, se obtiene la media aritmética de CB_j y CE_j para computar el índice de conocimiento (IC_j): $$IC_j = \frac{CB_j + CE_j}{2}$$ El IC_j incluye cuatro ecosistemas estratégicos: arrecifes de coral, manglares, pastos marinos y playas. También incluye siete servicios ecosistémicos: provisión de alimento, regulación de la erosión, recreación y ecoturismo, regulación del clima, purificación del agua, regulación de riesgos naturales y provisión de biomasa. El IC_j contribuye a sintetizar e interpretar los avances sobre valoración biofísica y económica de servicios ecosistémicos marinos y costeros en 21 ecorregiones marino costeras de Colombia (IDEAM et *al.*, 2007), permitiendo tener una medida para la comparación de la investigación realizada por ecorregiones.
Fuente de los datos e información
Los datos son el resultado de la revisión de literatura utilizando el método de la revisión sistemática de literatura propuesto en (Petticrew y Roberts, 2006) y (Pickering *et al.*, 2015). Para la revisión de la valoración biofísica se tomaron 29 trabajos, 4 realizados en el litoral Pacífico y 25 en el Caribe. La revisión de trabajos de valoración económica incluyó 37 trabajos de valoración de bienes y servicios ecosistémicos marino-costeros: 20 corresponden a artículos publicados en revistas nacionales e internacionales, 15 informes de investigación y dos trabajos de tesis. En esta versión se presenta la actualización del indicador hasta el año 2021, para el año 2021 solo se registró el aumento de valoraciones biofísicas, aunque, se evidenciaron dos nuevas valoraciones económicas de ecosistemas marino y costeros, estas no fueron incluidas porque no analizan especificicamente los ecosistemas estratégicos que por construcción son analizados en este indicador.
Periodo reportado
Esta revisión de literatura incluye las investigaciones realizadas en el periodo 2003 – 2021.
Reporte o cálculo del indicador

25. Índice de estado de conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos

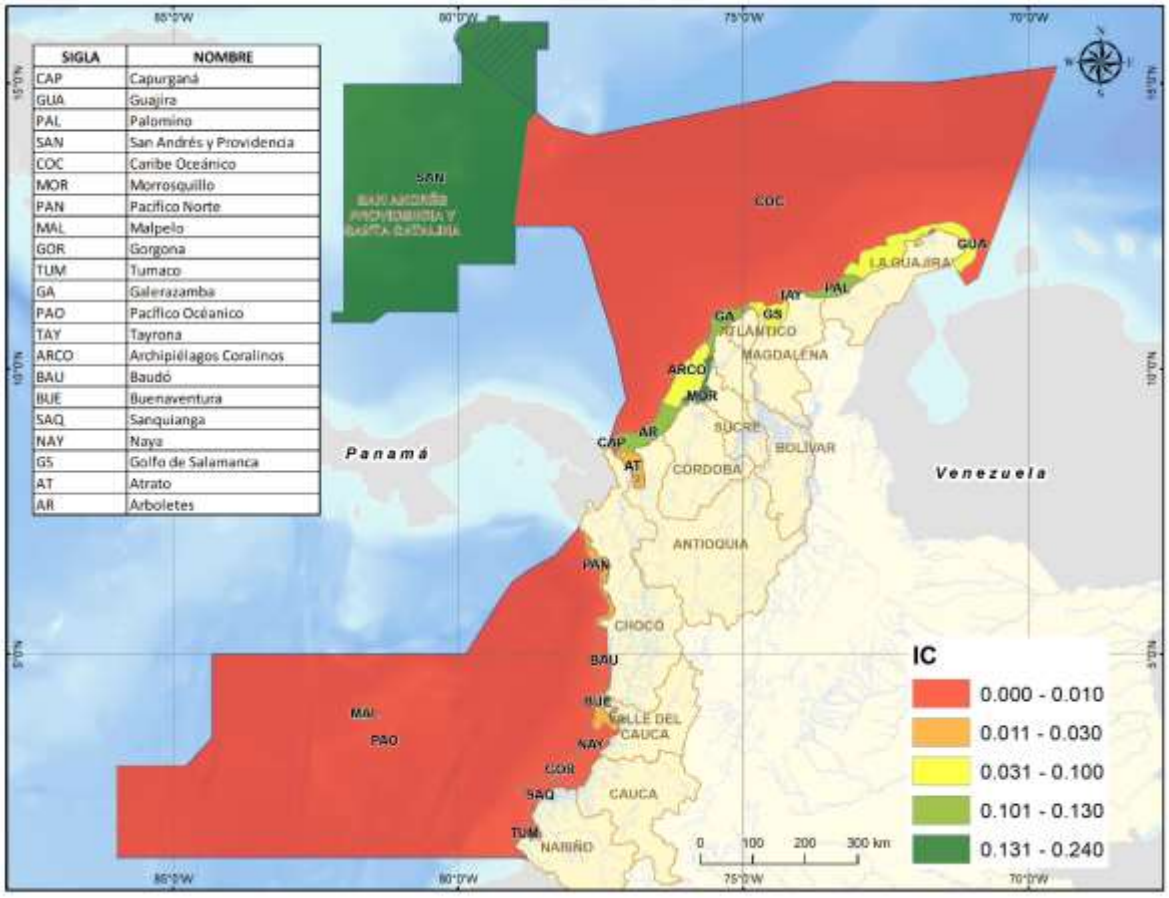


Figura 95 . Índice del estado del conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos en Colombia.

Nota: COC: Caribe oceánico. GUA: Guajira. PAL: Palomino. TAY: Tayrona. GS: Golfo de Salamanca. GA: Galerazamba. MOR: Golfo de Morrosquillo. AR: Arboletes. CAP: Capurganá. AT: Atrato. PAN: Pacífico Norte. BAU: Baudó. BUE: Buenaventura. NAY: Naya. SAQ: Sanquianga. TUM: Tumaco. MAL: Malpelo. PAO: Pacífico Oceánico.

Interpretación de los resultados

La ecorregión San Andrés (SAN) y Morrosquillo (MOR) siguen presentando el mayor valor del IC_j, es decir, estas ecorregiones presentan el mayor número de valoraciones biofísicas y/o económicas, seguido por las ecorregiones de Palomino (PAL), Galerazamba (GA) y Arboletes (AR). Este índice permite observar las grandes asimetrías regionales en el estado del conocimiento, con un menor número de valoraciones en el Pacífico colombiano en comparación con el Caribe. La ecorregión Palomino (PAL) refleja un estado de conocimiento alto, pero se debe tener en cuenta que la información disponible sobre áreas de manglar y pastos marinos reporta extensiones muy pequeñas, además no presenta áreas coralinas; para el ecosistema de playas, el cual predomina en la ecorregión, hay solo un estudio biofísico y un estudio económico; de ese modo, el indicador de estado de conocimiento para esta ecorregión solo refleja el estado de conocimiento de las playas y no de los demás ecosistemas. Los cambios presentados en el conocimiento entre el año 2019 y 2021 evidenciaron el aumento del conocimiento en el Archipiélago de San Andres (de 0,019 a 0,20); en Tayrona y Golfo de Salamanca (de 0,09 a 0,10); en La Guajira (de 0,03 a 0,04); en Pacifico Norte (de 0,01 a 0,02); y en Baudo, Naya, Sanquinga y Tumaco (de 0 a 0,01).

Limitaciones del indicador

25. Índice de estado de conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos
El índice no incluye todos los ecosistemas y servicios ecosistémicos, aunque fueron seleccionados los ecosistemas y servicios ecosistémicos estratégicos para el país. El índice es una medida comparativa, donde el mayor valor no indica que se conozca completamente un servicio o un ecosistema, solo que presenta mayor número de investigaciones en términos relativos al contexto colombiano. El índice no evalúa la calidad de la investigación o sus resultados.
Recomendaciones y alternativas de manejo
El índice debe ser utilizado como una medida relativa del estado del conocimiento. Se recomienda seguir actualizando con la bibliografía que se sigue generando anualmente. El índice puede extenderse a otros ecosistemas y servicios ecosistémicos marinos y costeros.

26. índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos
Definición e importancia del indicador
El índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos (PNI_{iek}) es una medida comparativa ordinal que tiene el objetivo de señalar las necesidades de aplicación de estudios de valoración biofísica y económica. Clasifica los estudios por: servicio ecosistémico *(i)*, ecosistema *(e) y* cuenca geográfica *(k)*. Para la construcción del índice se tienen en cuenta dos elementos: a) el índice de conocimiento (IC_{iek}), que indica relativamente la magnitud de estudios biofísicos y económicos; y b) la magnitud de los flujos económicos (MFE_{iek}), que es el producto de los flujos económicos *per-cápita* de cada servicio estratégico (FPC_{ie}) y el porcentaje de área de los ecosistemas en cada cuenca geográfica A_{ek}. Los FPC_{ie} (ha ecosistema año-1) de cada servicio se estimaron usando como referencia revisiones comparativas entre servicios y ecosistemas globales y nacionales (Burkhand y Maes, 2017; Castaño-Isaza *et al.*, 2015; Costanza *et al.*, 1997; De Groot *et al.*, 2012; De Groot *et al.*, 2007; Rangel-Buitrago *et al.*, 2018). El A_{ek} se calculó con la extensión de los ecosistemas basado en información de (INVEMAR, 2020c). Finalmente, el PNI_{iek} es computado como la razón entre las magnitud de los flujos económicos y el índice de conocimiento, como podemos observar en la ecuación: $$PNI_{iek} = \frac{MFE_{iek}}{IC_{iek}} = \frac{FPC_{ie} * A_{ek}}{IC_{iek}}$$ El PNI_{iek} incluye tres ecosistemas estratégicos: arrecifes de coral, manglares y pastos marinos. También incluye siete servicios ecosistémicos: provisión de alimento, regulación de la erosión, recreación y ecoturismo, regulación del clima, purificación del agua, regulación de riesgos naturales y provisión de biomasa. Finalmente, se incliuyen dos cuencas geográficas: Pacífico y Caribe. El PNI_{iek} es un índice importante para identificar las principales necesidades de investigación en valoración biofísica y económica en las cuencas, ecosistemas y servicios ecosistémicos en Colombia.
Fuente de los datos e información
Los datos son el resultado de la revisión de literatura utilizando el método de la revisión sistemática de literatura y el meta-análisis de las investigaciones académicas (Petticrew y Roberts, 2006; Pickering *et al.*, 2015).
Periodo reportado
Esta revisión de literatura incluye las investigaciones realizadas en el periodo 2003 – 2021.
Reporte o cálculo del indicador

26. índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos

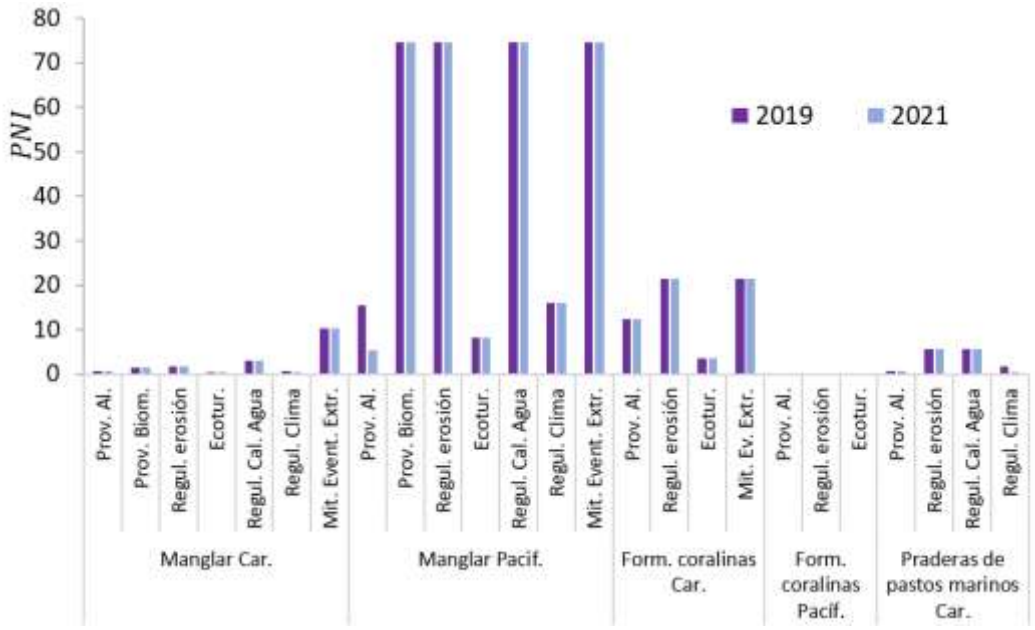


Figura 96. Índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos (PNI_{iek}) en Colombia.

Interpretación de los resultados

Los resultados del índice evidencian que los manglares de la cuenca del Pacífico presentan las mayores necesidades de realización de estudios de valoración biofísica y económica, principalmente, en cuatro servicios ecosistémicos: la provisión de biomasa, la regulación de la erosión, la regulación de la calidad del agua y la mitigación de eventos extremos; además, con una menor escala de priorización se encuentra el servicio de provisión de alimento, regulación del clima y ecoturismo. Dentro de la cuenca Caribe, las formaciones coralinas presentan el mayor índice de priorización dado que son los ecosistemas de mayor extensión en el Caribe; a su vez, hay comparativamente menos estudios de sus servicios ecosistémicos. Los servicios de mitigación de eventos extremos y la regulación de la erosión de las formaciones coralinas tienen particularmente mayores índices de priorización. También, los manglares del Caribe presentan alta priorización en el servicio ecosistémico de mitigación de eventos extremos. Por último, el índice muestra las necesidades de investigación en los ecosistemas de pastos marinos del Caribe en los servicios de regulación de la calidad del agua y regulación de la erosión. Para el periodo 2019 – 2021 se observaron cambios en la disminución de priorización en el servicio de provisión de alimento en los manglares del pacífico (de 15,51 a 5,26); en la regulación del clima en las praderas de pastos marinos del caribe (de 1,83 a 0,50); y en la regulación del clima de los manglares del caribe (de 0,65 a 0,58). Es presiso mencionar que la disminución de priorización no significa la pérdida de importancia de un ecosistema, más bien, la disminución se debe al aumento del conocimiento, es decir, más estudios del ecosistema y sus servicios ecosistémicos (Figura 96).

Limitaciones del indicador

El índice no incluye todos los ecosistemas y servicios ecosistémicos; aunque, fueron seleccionados algunos de los ecosistemas y servicios estratégicos para el país. Se excluyeron las playas debido a que no existe una medición respecto al área que ocupa el ecosistema tal como lo exige el indicador, la información que existe sobre el tema está dada en kilómetros longitudinales que ocupan las playas sobre la costa. El índice no evalúa necesidades financieras o costos, en este caso, todos los estudios de valoración son similares entre ellos.

Recomendaciones y alternativas de manejo

El índice no incluye todos los ecosistemas y servicios ecosistémicos; aunque, fueron seleccionados los ecosistemas y servicios estratégicos para el país. El índice no evalúa necesidades financieras o costos, en este caso, todos los estudios de valoración son similares entre ellos. El índice no tiene en cuenta la demanda que existe por los servicios ecosistémicos. Dado que la cuenca Caribe es más poblada que la Pacífica existe mayor demanda en la primera por los servicios provistos por ecosistemas estratégicos.

ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN SOBRE CAUSAS Y TENSORES DEL CAMBIO DE LOS ECOSISTEMAS

Causas y tensores directos

Enfermedades, síntomas y signos asociados

A nivel mundial se ha observado que los arrecifes coralinos han sido afectados por el incremento en la prevalencia de enfermedades coralinas, a las cuales se han vinculado mortandades masivas y reducciones drásticas de la cobertura de coral (Sutherland *et al*., 2004, Harvell *et al*., 2007). Este signo de deterioro ha sido asociado, entre otros factores, al aumento de la temperatura del mar (McClanahan, 2004; Raymundo *et al*., 2008; Ruiz-Moreno *et al*., 2012). Asimismo, algunos estudios han mostrado la influencia de los eventos de blanqueamiento en el incremento la ocurrencia de enfermedades coralinas debido a la susceptibilidad que se encuentran las distintas especies de coral en ese momento (Brandt y McManus 2009; Croquer y Weil, 2009).

Durante el monitoreo de los arrecifes coralinos en Colombia se han registrado seis enfermedades coralinas: plaga blanca, banda negra, lunares oscuros, banda blanca, banda amarilla y White pox, todas ellas en localidades del Caribe (Figura 97). La plaga blanca se encuentra ampliamente distribuida en otras áreas del Caribe, y es quizás, el síndrome que ataca a gran número de especies de corales (35 especies), diezmando más efectivamente la cobertura de coral vivo (Sutherland *et al*., 2004; Rogers y Miller, 2006; Gil-Agudelo *et al*.,2009). La banda negra afecta a cerca de 15 especies coralinas y ha causado pérdida de colonias enteras, especialmente de corales cerebro como *Colpophyllia natans*, *Pseudodiploria strigosa* y *Diploria labyrinthiformis*. La enfermedad de lunares oscuros, si bien afecta a cerca de 11 especies, se encuentra distribuida ampliamente en el Caribe, siendo particularmente susceptibles las especies de coral *Siderastrea siderea*, *Orbicella annularis* y *Agaricia agaricites* (Sutherland *et al* 2004; Gil-Agudelo *et al*., 2004; Gil-Agudelo *et al*., 2009, Rodríguez-Ramírez *et al*., 2010). La banda blanca solo afecta corales del género *Acropora* y fue una de las causas de la mortandad masiva que sufrió este género en todo el Caribe en la década de 1980 (Porter *et al*., 2001; Díaz *et al*., 2000; Garzón-Ferreira y Díaz, 2003; Sutherland *et al*., 2004). Esta enfermedad se ha registrado en todas las áreas, generando en casos como el archipiélago de San Bernardo, pérdida de setos completos de *Acropora cervicornis*. La banda amarilla se ha registrado en unas pocas especies entre las que se destacan por el daño que causa a su tejido vivo a *O. faveolata* y la *O. annularis*. La enfermedad de White pox es exclusiva del coral *Acropora palmata* y se ha registrado en todas las localidades evaluadas. Este síndrome es altamente contagioso, por lo que las colonias vecinas de esta especie son suceptibles de ser afectadas. Se registró una drástica reducción de cobertura de coral a causa de esta enfermedad en los cayos de la Florida entre 1996 y 2002 (Sutherland *et al*., 2004; Gil-Agudelo *et al*., 2009; Navas-Camacho *et al*., 2010a).

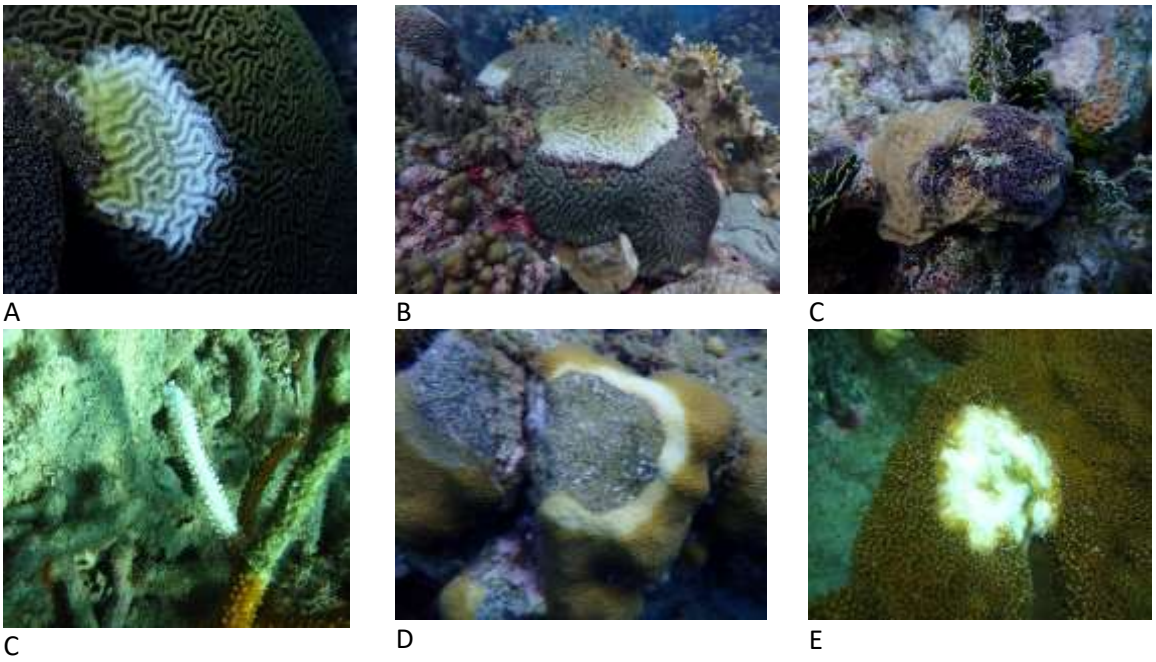


Figura 97. A. Enfermedad plaga blanca en *Colpophyllia natans*. B. Enfermedad de banda negra en *Pseudodiploria strigosa*. C. Enfermedad de lunares oscuros en *Agaricia agaricites*. C. Enfermeda de banda blanca en *Acropora cervicornis*. D. Enfermedad de banda amarilla en *Orbicella faveolata*. E. Enfermedad de White pox en *Acropora palmata*. Fotos: Johanna Vega-Sequeda.

En el 2014 se registró por primera vez una nueva enfermedad en el Caribe, que se ha denominado enfermedad de la pérdida de tejido coralino (Stony Coral Tissue Loss Disease -SCTLD por sus siglas en inglés). Este síndrome afecta a más de 20 especies de coral y es altamente contagiosa, causando la muerte de colonias enteras en un corto lapso de tiempo (Alvarez-Filip *et al*., 2019; Estrada-Saldívar *et al*., 2021). Asimismo, actualmente es objeto de estudio a nivel regional (Coral Disease Outbreak - AGRRA). En Colombia aún no es clara su presencia y diezme las formaciones coralinas del Caribe.

En el caso del Pacífico colombiano, se han reportado varios agentes de deterioro coralino similares a enfermedades (Navas-Camacho *et al*., 2010b). Algunos de ellos se siguen observando en los monitoreos, pero no ha sido posible hasta el momento realizar estudios determinantes del origen de dichos agentes.

Por otra parte, las enfermedades en las plantas se pueden definir como una alteración morfológica o fisiológica que es causada por microorganismos, condiciones ambientales adversas o una combinación de ambas, por lo cual el resultado de una asociación de un parasito (patógeno) y la planta generá cambios en el funcionamiento de esta (Rivera, 1999). Las manifestaciones morfológicas, histológicas o fisiológicas de las enfermedades, independientemente de su origen, en general, son los síntomas asociados a dicha enfermedad; sin embargo, es importante resaltar que pueden ser externos, por tanto, fáciles de observar o también pueden ser manifestaciones en tejidos internos, que resultan más difíciles de detectar (Rivera, 1999). Los síntomas son una adecuada manera de reconocer las enfermedades; sin embargo, un mismo síntoma puede estar asociado a diferentes organismos o en ocasiones también la planta puede ser asíntomatica (Rivera, 1999).

Adicionalmente, las plantas pueden presentar también signos los cuales se relacionan con estructuras o entes a simple vista que pueden ocasionar un deterioro en el árbol (Muñoz-García, 2015).

En el caso de los pastos marinos, la principal enfermedad que se ha identificado y que puede llegar a causar eventos de mortandades masivas es por los hongos marinos del género *Labyrinthula* spp., los cuales afectan directamente a las hojas verdes de las plantas tornándolas marron o negras. Este hongo fue asociado a la mortandad de *Thalassia testudinum* en la Florida a finales de la década de 1980 (Robblee *et al*. 1991). En el Caribe colombiano se ha observado la presencia de este hongo afectando a las especies *T. testudinum* y *Syringodium filiforme* (Figura 98). No obstante, durante los monitoreos no se han reportado casos de gravedad con mortandades en las áreas evaluadas. Esto indica que este hongo por el momento no se ha comportado de manera agresiva en estas praderas y que las plantas han resistido lo suficiente. Lo anterior sugiere la necesidad de realizar estudios adicionales para determinar las especies que pueden estar infectando las praderas, así como los factores que pueden favorecer su presencia y una mayor prevalencia en el medio.

Figura 98. Hongo del género *Labyrinthula* spp. en *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme* en el Caribe colombiano.

En los manglares, se han presentado alteraciones que son producto de las interacciones bióticas, que generan un efecto físico distintivo que, a su vez, genera un mayor efecto en la estructura y los procesos en los bosques de manglar (Feller, 2002). Así mismo, las diferentes presiones sobre los árboles de manglar pueden ser causadas de forma natural o de manera antrópica, lo cual ha desencadenado en la aparición de enfermedades, síntomas y/o signos que en términos generales han conllevado a alteraciones para este tipo de plantas. La manifestación de las alteraciones en la fisiología del manglar se debe a tres componentes básicos; la planta, el patógeno y las condiciones ambientales (Rivera, 1999). Por otro lado, se han realizado pocas investigaciones relacionadas en el impacto que representan las enfermedades y sus síntomas asociados a los árboles de manlge (Osorio *et al*., 2016).

Desde los años 1970s y 1980s, se comenzaron a realizar estudios encaminados a reconocer la relevancia de los factores bióticos, los cuales moldean la estructura y los procesos ecológicos en los

bosques de manglar (Cannicci *et al*., 2008). De esta manera, uno de los principales componentes bióticos son los insectos, que comúnmente se dedican a la herbivoría; y a su vez se subdivde en los herbívoros de hojas, los perforadores y los que se alimentan de frutas, semillas y frutas. Dentro de los efectos producidos, se encuentra la pérdida de brotes de hojas apicales; que conlleva a una disminución en la producción de hojas y ramificación en la especie de *Rizophora mangle* (Cannicci *et al*., 2008). Así mismo, Feller (2002), encontró que los daños en la copa del árbol y la defoliación, son ocasionados por la perforación de insectos, lo cual tiene un efecto en la estrucura del bosque.

De la misma manera, Sanchéz-Alférez *et al*. (2009) propone que es posible que la aparición de las agallas sea ocasionada por las lesiones ocasionadas por *Neoteredo reynei* en las raíces de mangle, que podrían contribuir a que la bacteria del género *Agrobacterium* sea el agente causal de la endermedad. También Osorio *et al*. (2016) reporta enfermedades asociadas al área maderable como el cáncer y la pudrición del tallo; mientras que para la zona foliar se reportan manchas en las hojas y la pérdida de hojas.

Por otro lado, se ha reportado una gran diversidad de hongos asociados, que se pueden adherir a diferentes sustratos como la corteza, las raíces, la madera flotante y los pneumatoforos, tanto en partes vivas como muertas (Lee y Hyde, 2002; Nambiar y Raveendran, 2009). Sin embargo, *A. germinans* ha generado adaptaciones que permiten combatir la presencia del mismo, por medio de la secreción en las glándulas de sal, lo cual inhibe el crecimiento del hongo y por tanto la asociación del patógeno con la planta (Gilbert *et* al., 2002; Osorio *et al*., 2016).

En Colombia, Mira-Martínez *et al*. (2017) encontraron síntomas de agallas en parecelas ubicadas en el delta del río Atrato, asociadas a deformaciones en los tejidos vasculares y la corteza, cercana a estas zonas alteradas; en donde el árbol busca restaurar la resistencia mecánica del xilema y la continuidad del cámbuim vascular. Así mismo, se encontró que los árboles afectados presentan una tasa de crecimiento en el diámetro menor respecto a los mangles que no están afectados. Sanchez-Alférez *et al*. (2009) registraron que el patógeno que genera este tipo de malformaciones, es la especie *Agrobacterium tumefasciens*, que es típico en especies forestales y su forma de penetrar el árbol principalmente es por heridas. Sin embargo, el conocimiento y los estudios enfocados hacia los síntomas y signos ocasionados por las enfermedades son escasos, especialmente aquellos causados por microorganismos, por lo tanto, es un campo poco explorado.

Pérdida de hábitat

La pérdida de hábitat ha sido considerada como una problemática de suma relevancia si se busca relacionar y/o documentar los cambios que han tenido los ecosistemas a lo largo del tiempo. En este sentido, son diversos los factores que generan esta situación, al que en mayor o menor medida están sometidos todos los ecosistemas. Dentro de estos cabe destacar la presencia de fenómenos naturales, teniendo como ejemplos más evidentes los mares de leva, cambios extremos de mareas, tormentas, y de forma particularmente especial, huracanes. El caso de estos últimos tiene una relevancia mayor si se tiene en cuenta los recientes casos de Iota y Eta sucedidos en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina para noviembre de 2020 (Acosta-Chaparro *et al*., 2021), o el coletazo del huracán Mathew en la zona de la Guajira para 2016. Los efectos de estos fenómenos son principalmente el volcamiento y blanqueamiento masivo de colonias para los

arrecifes coralinos debido a la abrupta disminución de la temperatura del mar, y el desprendimiento, pérdida de la cobertura y liberación de carbono en sedimentos para las praderas de pastos marinos. Si bien estos huracanes no representaron en sus respectivos casos una masiva y completa destrucción acompañada de una pérdida irreversible de la biodiversidad, si son muestra de como la fuerza de corrientes, vientos y tormentas pueden generar un proceso visible de deterioro (Salazar-Vallejo, 2002). Cambios extremos de mareas, por su parte, representan un fenómeno más conspicuo hacia el Pacífico, debido a la dinámica intrínseca de las mareas que allí se presentan, en arrecifes coralinos de baja profundidad, como los encontrados en la isla de Gorgona y la ensenada de Utría, los cuales de presentarse en horas del día, pueden verse sometidos a altas radiaciones solares por mareas extremadamente bajas, o incluso en los casos más extremos, a un emergimiento total de colonias por encima de la superficie. El tiempo de exposición y el grado de radiación al que se vean sometidas, influirá en la posibilidad real de recuperación.

Por otro lado, el turismo, como actividad en algunos casos descontrolado, destaca como el tensor más evidente cuando se trata de pérdida de hábitat marino costero, al tener en cuenta que consecuentemente a este proceso suelen presentarse mal manejo de basuras, vertimiento de aguas residuales, mientras que en la parte emergida la remoción o pérdida de cobertura por malas prácticas de uso o cambio de uso de área, entre otros, provocan la perdida en algunos casos irreversible de las condiciones naturales. De lo que estamos hablano aquí no solo es en el ámbito ecológico sino también en las consecuencias que esto representa en lo económico por su valor paisajístico o perder los bienes y servicios que puede proveer. Para todas las causas de pérdida de habitat siempre será necesario realizar la gestión necesaria para mitigarlas y de esta manera, procurar la continuidad de los servicios ecosistémicos locales.

Causas y tensores indirectos

Cambio climático

El calentamiento global ha alcanzado 1°C por encima del nivel preindustrial y podría aumentar a 1,5°C entre los años 2030 y 2052 si continúa avanzando a su ritmo actual. Esto conducirá a temperaturas extremas, sequías severas, fuertes tormentas e inundaciones periódicas, que se traducirán en efectos adversos sobre los sistemas biótico y socioecnómicos (IPCC, 2019).

Colombia no es la exepción, el cambio climático traería consecuencias como un mayor aumento del nivel del mar, cambios en la línea de costa, derretimiento acelerado de los nevados y glaciares, reducciones en la productividad agropecuaria y mayor frecuencia en la ocurrencia de fenómenos climáticos extremos, agravando los efectos de fenómenos de variabilidad climática como son El Niño o La Niña (IDEAM *et al.*, 2015). Todo lo anterior, podría causar grandes impactos sobre la infraestructura, seguridad alimentaria, biodiversidad y habitát humano en las zonas costeras.

Bajo este contexto, el INVEMAR continúa trabajando en la generación de estudios e identificación de estrategias encaminadas a levantar información para mejorar la capacidad de decisión en cualquiera de los temas relacionados con vulnerabilidad, mitigación, y adaptación al cambio climático para la zona marino costera e insular del país.

Para el tema de **vulnerabilidad** al cambio climático en las zonas costeras e insulares del país, el INVEMAR desde hace más de 20 años ha venido generando información que ha permitido clasificar la zona costera colombiana con una alta vulnerabilidad frente a los efectos de inundación progresiva por Ascenso del Nivel del Mar (ANM) y erosión costera. Estos resultados han sido la base para las comunicaciones nacionales de cambio climático ante la Convención Marco de las Naciones Unidas (CMNUCC). Así mismo, a partir de estas valoraciones, se han realizado análisis de vulnerabilidad a escala local para nueve sitios críticos como son Cartagena de Indias (año 2008), Santa Marta (año 2010), Santiago de Tolú (2019), Barranquilla (2020) y Turbo (2021) en el Caribe, San Andrés, Providencia y Santa Catalina en el Caribe insular (2014), Tumaco (2008), Buenaventura (2017) y Bahía Solano (2018) en el Pacífico (Figura 100).

60 municipios costeros con una extensión de 7.261.042 hectáreas, se encontrarían en riesgo de inundación por ANM para el año 2100 (9% de la zona costera) (Figura 101 y Figura 102); adicionalmente, al 2100 podría perderse por erosión costera cerca del 1% de las áreas municipales costeras, siendo los departamentos del Magdalena, Atlántico, La Guajira, Chocó y Nariño los más afectados. A nivel de ecosistemas, el 80% de los manglares podrían verse afectados por el ANM (26% en Caribe y 74% Pacífico) y 5% por la erosión costera (31% Caribe y 69% Pacífico); así mismo, para final de siglo cerca del 35,3% de los corales estarían expuestas a temperatura superficial del mar TSM superiores a 28,9°C, siendo los corales del archipiélago del Rosario y San Bernardo los más susceptible de verse afectados. En los pastos marinos, la tendencia de TSM tiene menores implicaciones que para los corales; sin embargo, para el 2100 aproximadamente el 7% de las áreas de pastos tendrían un nivel de exposición a la TSM superior a 30°C y podrían empezar a presentar estrés térmico (INVEMAR e IDEAM, 2017).

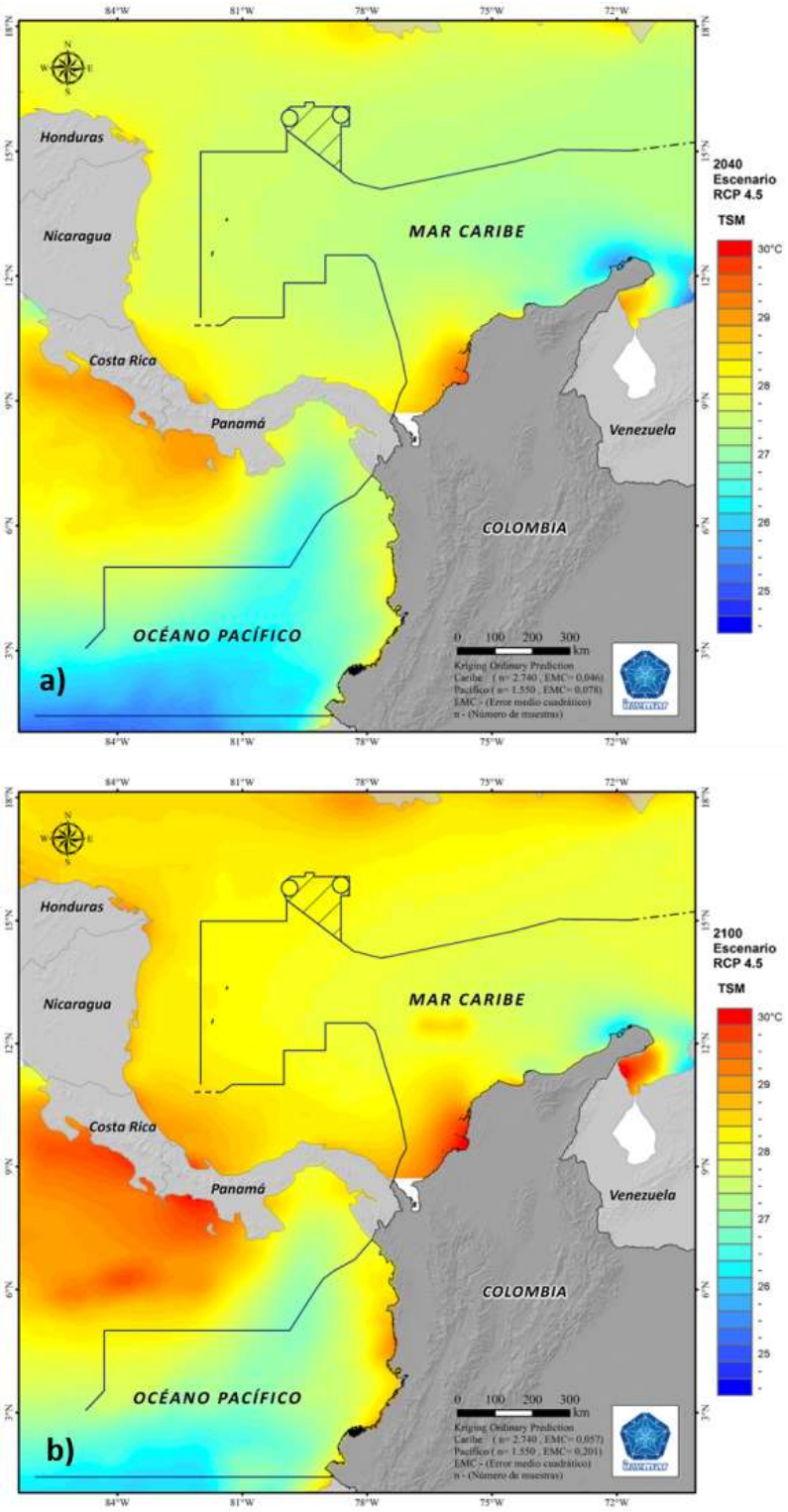


Figura 99. TSM (°C) esperada para el año 2040 (a) y 2100 (b). Fuente: INVEMAR e IDEAM (2017).

Figura 100. Principales impactos del posible aumento del nivel del mar para sitios priorizados.

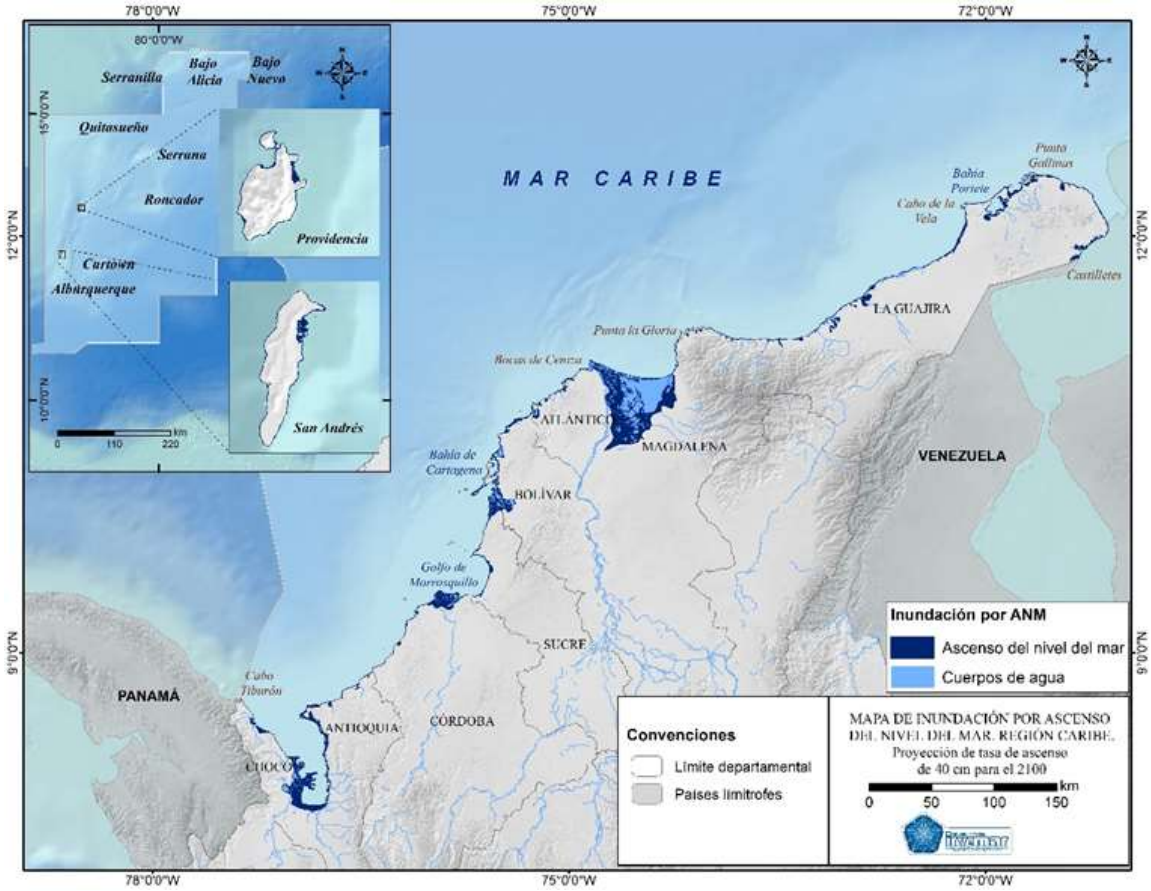


Figura 101. Escenario de Ascenso del nivel del mar para el año 2100 en la costa Caribe colombiana. Fuente: INVEMAR e IDEAM (2017).

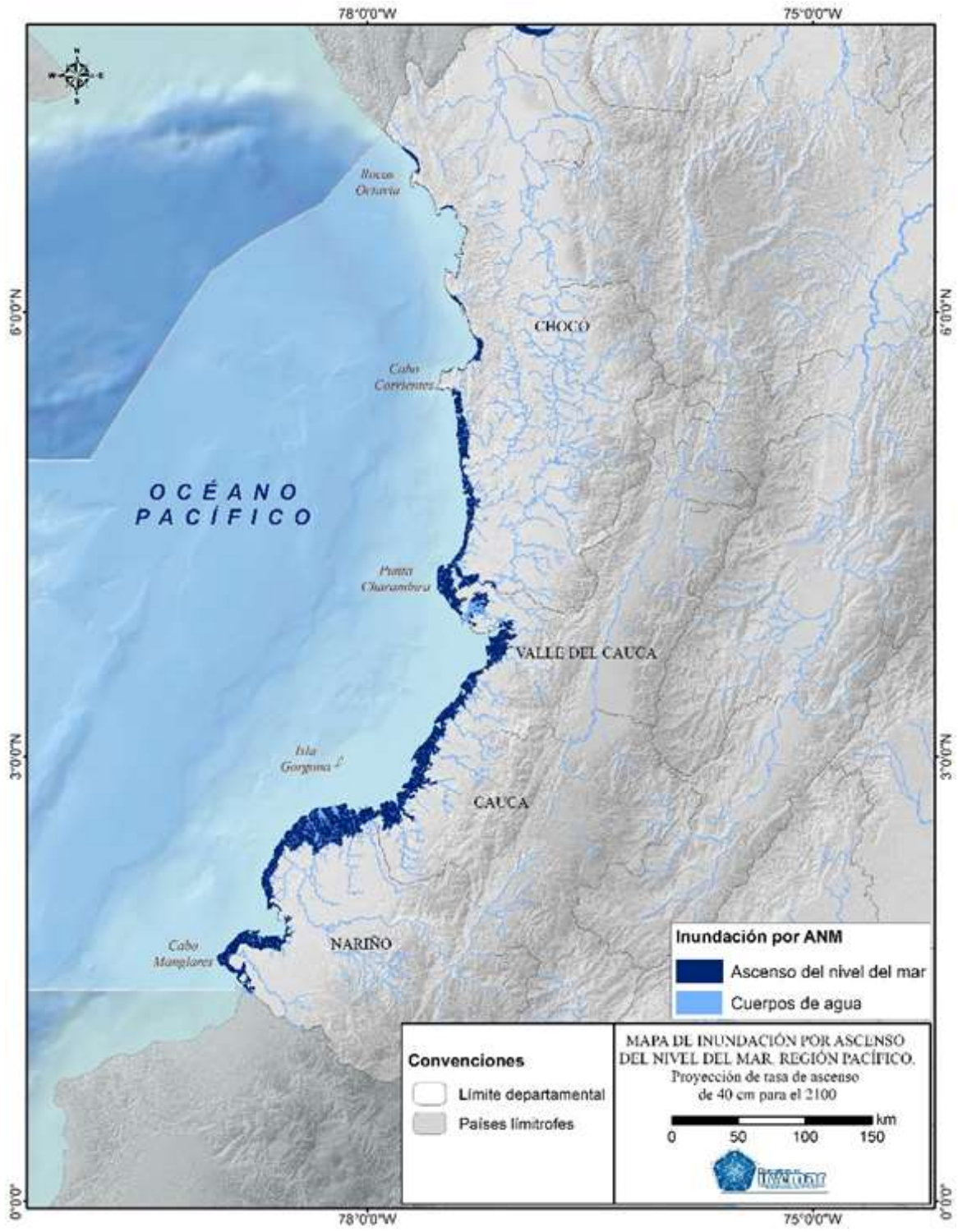


Figura 102. Escenario de Ascenso del nivel del mar para el año 2100 en la costa Pacífico colombiana. Fuente: INVEMAR e IDEAM (2017).

En materia de **mitigación**, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible a través de la Dirección de Cambio Climático, con el apoyo del Departamento Nacional de Planeación (DNP) y los Ministerios Sectoriales de Colombia viene avanzando en la Política nacional de cambio climático y en la Estrategia de desarrollo bajo en carbono (EDBC), con las cuales se busca desligar el aumento de los Gases Efecto Invernadero (GEI) del crecimiento económico nacional. Esto se hará a través del diseño y la implementación de planes, proyectos y políticas que tiendan a la mitigación de GEI y simultáneamente, fortalezcan el crecimiento social y económico del país, dando cumplimiento a los estándares mundiales de eficiencia, competitividad y desempeño ambiental.

Es de resaltar que, Colombia sigue avanzando en la formulación de políticas que respaldan el cumplimiento del Acuerdo de París (Metas 27, 28 y 29 de la Contribución nacionalmente Determinada –NDC-) y en general la gestión del cambio climático. Es así, como en el año 2018 se emitió la Ley 1931 del 27 de julio del 2018 "por la cual se establecen directrices para la gestión del cambio climático", la cual busca establecer las pautas para las acciones de adaptación al cambio climático, mitigación de GEI y reducción de vulnerabilidad al fenómeno. Así mismo la Ley 2169 de 2021 denominada "Ley de Acción Climática" tiene como objeto establecer las metas y medidas mínimas para alcanzar carbono neutralidad, la resiliencia climática y el desarrollo bajo en carbono en el corto, mediano y largo plazo, en el marco de los compromisos internacionales asumidos por el país en materia de cambio climático.

En este sentido, el INVEMAR para promover acciones relacionadas con el tema de mitigación de GEI en las zonas costeras y fortalecer la gestión de las áreas marinas protegidas (AMP), ha avanzado en el levantamiento de la línea base de existencias de carbono para los ecosistemas carbono azul (manglares y pastos marinos). En el marco proyecto "Diseño e implementación del Subsistema de áreas marinas protegidas de Colombia (SAMP)" implementado con el apoyo financiero del Global Environment Facility (GEF) a través del Programa de Desarrollo de la Naciones Unidas (PNUD) y el trabajo conjunto entre INVEMAR y otros socios internacionales, nacionales y locales de Colombia, durante el 2014-2015 se desarrollaron ejercicios técnicos para estimar el almacenamiento de carbono en manglares de bahía Málaga en el Pacífico y el Distrito de Manejo Integrado de Cispata en el Caribe. Los resultados indicaron un potencial de almacenamiento de carbono en Bahía Málaga es de 220,4 Mg/ha en 3470,45 hectáreas y en el DMI Cispata de 521,3 Mg/ha en 8570,9 hectáreas (INVEMAR *et al.*, 2015; Yepes *et al.*, 2016), la mayor proporción de carbono presente en el suelo (60-80%) para las dos áreas.

Como mecanismo de sostenibilidad del SAMP y fortalecimiento de las AMP regionales, se diseñó e implementó la acción "Manglares, Pastos Marinos y Comunidades locales: Desarrollo e intercambio de experiencias de la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios en la región Caribe (MAPCO)", financiada por la Unión Europea y co-ejecutado por INVEMAR y la Fundación Natura, en el marco de la cual se tomó como insumo la información de línea base generada por el SAMP sobre el potencial de captura de carbono en manglares y se diseñó el primer proyecto de carbono azul en Colombia, con fase inicial en el DRMI Bahía de Cispata y que se ha venido consolidando a través de una alianza estratégica entre la Corporación Autónoma Regional del Valle del Sinú y San Jorge (CVS), la Corporación Autónoma Regional de Sucre (CARSUCRE), el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Conservación Internacional, la Fundación Omacha y la empresa Apple. El

proyecto Carbono Azul denominado actualmente "Vida Manglar Golfo de Morrosquillo", espera reducir a lo largo de 30 años un valor de aproximado de 1.000.000 tCO_2e. Las actividades del proyecto se implementarán a través de 4 líneas estratégicas encaminadas al fortalecimiento de la gobernanza, fomento de proyectos productivos alternativos, recuperación y rehabilitación de áreas de manglar y monitoreo participativo. Los aprendizajes orientaron la elaboración de una guía metodológica para el desarrollo de proyectos tipo REDD+ en ecosistemas de manglar (INVEMAR *et al.*, 2015).

Adicionalmente, la acción MAPCO en alianza con universidades internacionales como el Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados (IMEDEA) de España y Edith Cowan University (ECU) de Australia generaron información de línea base para la cuantificación del actual *stock* de carbono en pastos marinos ubicados en el Distrito Regional de Manejo Integrado (DRMI) Sawäirü de La Guajira y el Archipiélago de San Andrés y Providencia. Para el DRMI Sawäirü de La Guajira se identificó que el área presenta un stock de carbono de 10,2 kg Corg m^{-2} en 1 m de profundidad. La Guajira presenta una tasa de acumulación de carbono más lenta que en San Andrés; sin embargo, este departamento contiene más del 85% de los pastos marinos del país en términos de extensión (Gómez-López *et al.*, 2014b) y al calcular el contenido acumulado anualmente (14,6 Gg C año-1), se supera al del archipiélago de San Andrés y Providencia (1,5 Gg C año-1) por casi 13 veces (INVEMAR y Fundación Natura, 2019).

Por otra parte, el INVEMAR en alianza con CORALINA aunaron esfuerzos buscando estimar las concentraciones de carbono actualmente presentes en los manglares del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, mediante el levantamiento de información biofísica y generación de capacidades locales para el posterior monitoreo de carbono. Esto con el fin de diseñar a largo plazo un piloto de carbono azul en manglares, a través del cual se buscaría planear la reducción de emisiones de GEI a través de la ejecución de acciones para el manejo adecuado de los manglares, la promoción del desarrollo sostenible y el fortalecimiento de la gobernanza local, aunado paralelamente con una contribución a la protección del ecosistema y su biodiversidad. Lo anterior cobra relevancia si se tiene en cuenta que los manglares localizados en el Archipiélago, sufrieron recientemente el impacto de huracanes categoría 4 y 5 ETA y el IOTA, respectivamente, y están expuestos a diferentes presiones antrópicas. Así mismo, los resultados de la Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático indica que estas áreas podrían verse afectada por un aumento del nivel del mar que causarían inundaciones en zonas bajas y aumentarían los procesos erosivos sobre la línea costera.

En el tema de **adaptación** se ha ido avanzando en el desarrollo conceptual, metodológico y en la identificación de acciones de adaptación basada en ecosistemas (AbE) para reducir la vulnerabilidad al cambio climático. El avance está representado en el desarrollo de un portafolio de treinta medidas AbE que para el golfo de Morrosquillo que podrán ser escaladas a otras zonas costeras con características similares y en la definición de estrategias de incorporación del riesgo asociado al cambio climático en los esquemas e instrumentos de planificación de los entes territoriales departamentales y municipales y en planes de gestión sectorial considerados adecuados de acuerdo al escenario normativo y legislativo Nacional (Ley 388 de 1997; Conpes 3700; Ley 1450 de 2011, decreto 1523 de 2013, decreto 120 de 2013, decreto 298 de 2016).

El INVEMAR con el apoyo del MADS, Mintransporte y el aporte de los representantes del sector portuario del país, avanzó en la formulación del plan de cambio climático para puertos marítimos de Colombia, el cual contiene estrategias encaminadas a promover acciones de adaptación y mitigación de GEI para el sector portuario marítimo de Colombia, las cuales apuntan al mejoramiento de la eficiencia energética y al aprovechamiento de oportunidades que de estas acciones se deriven. Para la ciudad de Cartagena de Indias, el INVEMAR con el apoyo financiero de CDKN, el liderazgo de la Alcaldía Distrital y la participación de actores públicos, privados y comunitarios formularon el Plan 4C "Cartagena Competitiva y Compatible con el Clima" que constituye un marco de planificación y acción para responder a un desarrollo compatible con el clima, el cual incluye también los lineamientos de adaptación para el territorio insular correspondiente al archipiélago del Rosario, San Bernardo e isla Fuerte. Este se constituye en el primer plan de cambio climático para una ciudad costera de Colombia y referente conceptual para la elaboración de otros planes de adaptación al cambio climático como el del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, formulado con el apoyo de la Dirección de Cambio Climático del Minambiente y con la participación de diversos actores públicos, privados y comunitarios. Así mismo, para las ciudades de Santa Marta, Riohacha, Buenaventura, Bahía Solano, Santiago de Tolú, Barranquilla y Turbo se ha venido apoyando en la elaboración de los lineamientos de adaptación que incluyen líneas estratégicas encaminadas a favorecer el desarrollo urbano y rural, la conservación y restauración de ecosistemas estratégicos y al fortalecimiento institucional y la gobernanza en consonancia con los desafíos que implica el cambio climático para estas áreas.

La experiencia adquirida por el INVEMAR en las diferentes investigaciones desarrolladas, ha permitido generarle al Ministerio de ambiente los lineamientos y hoja de ruta para incorporar los temas de cambio climático en los procesos de formulación de los planes de ordenamiento y manejo integrado de las unidades ambientales costeras (POMIUAC) y se han establecido ejercicios pilotos para incorporar la variable de cambio climático en los ejercicios de ordenamiento de las UAC LLAS y Alta Guajira y en los POT de los municipios de Cartagena, Ciénaga, Puebloviejo y Sitionuevo.

Por otra parte, el INVEMAR continúa con el mantenimiento y administración del sistema de Observación Global para el Caribe Occidental, sistema instalado desde el 2009 como parte de la medida de adaptación nacional. El sistema mantiene el acopio y generación de información mete-oceanográfica para el público, incrementando la capacidad nacional para la toma y procesamiento de información que permita desarrollar, a través de la generación de series de tiempo para 4 estaciones en el Caribe, que conlleven a la mejora de diseños de escenarios y modelos regionalizados de cambio climático y ANM para el Caribe colombiano.

Dentro de las acciones de fortalecimiento institucional, educación, divulgación y socialización, se continua, con la interacción interinstitucional con la Red de Centros de Investigación Marina, que desde el año 2009 tiene como principal foco de estudio temáticas relacionadas con el cambio climático global, y la cual se presenta como una estrategia de adaptación efectiva tendiente a la reducción de la incertidumbre asociada y con aplicación directa en las zonas marinas y costeras del país. Se mantiene el accionar en el marco de los comités intersectoriales y nodos regionales establecidos por el decreto 298 de 2016 que reglamenta el Sistema Nacional de Cambio Climático

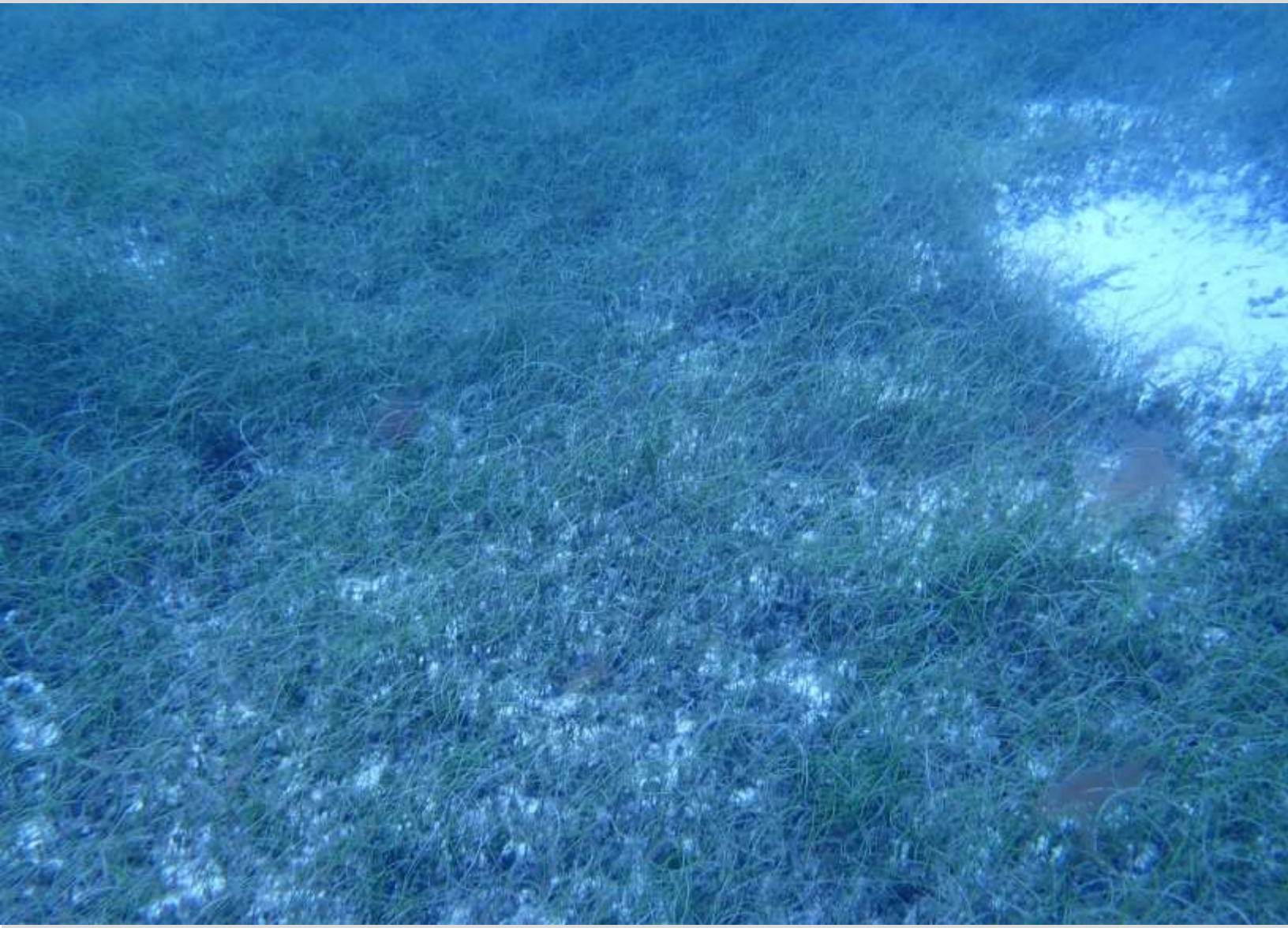
SISCLIMA a través de la participación en eventos y reuniones para el fortalecimiento de capacidades. Durante el año 2021 se participó en los diferentes encuentros del Nodo Regional de Cambio Climático Caribe e Insular NORECCI y Pacífico Sur con el fin de abordar las discusiones de los planes, programas, proyectos y políticas relacionadas con la gestión del cambio climático.

También se conformó entre el INVEMAR, IDEAM y MINAMBIENTE (DCCGR y DAMCRA) el Equipo Técnico Científico de Carbono Azul ETCCA para la compilación de información, creación insumos técnicos y construcción de mecanismos de cooperación entre instituciones involucradas para la integración de los ecosistemas de carbono azul en los sistemas de contabilidad de emisiones y cumplimiento de metas y compromisos nacionales actuales o por concertar en materia de mitigación de GEI, adaptación al cambio climático, gestión del riesgo y conservación de humedales costeros (e. g. PND, NDC, PNACC, otros).

Como instrumento de comunicación y difusión de información para soporte en la toma de decisiones se tiene el Portal de Cambio Climático para Mares y Costas Climares, el cual se enlaza con el Sistema de Información Ambiental SIAC. Esta plataforma contiene información de cerca de 20 años de trabajo relacionada con la vulnerabilidad, adaptación, mitigación, servicios de información, como temáticas centrales para comprender la realidad de las zonas costeras del país frente al cambio climático. El portal se encuentra disponible en la dirección web http://climares.invemar.org.co.

CAPÍTULO VI

OPERACIÓN CANGREJO NEGRO



Pradera de pastos marinos en la Isla de Providencia. Foto por: Andrés Acosta

EVALUACIONES ECOLÓGICAS RÁPIDAS DEL ESTADO DE LOS ECOSISTEMAS DE CORAL, PASTOS MARINOS, MANGLAR Y PLAYA DESPUÉS DEL HURACÁN IOTA

Estado de las playas en San Andrés y Providencia (Insular)

La zona litoral está compuesta por diferentes tipos de unidades geomorfológicas, entre las cuales se encuentran las playas, que es quizás la unidad más conocida de estos sistemas. Esta se caracteriza por ser una acumulación no consolidada de sedimentos y restos animales y vegetales, las cuales se forman en la interfaz entre el continente y el océano o lago, y limitan con otras geoformas como acantilados, terrazas, dunas, sistemas de manglares, entre otros. Debido a que en el litoral la playa es la zona en la que más procesos convergen (i.e. oleaje, vientos, mareas, desembocaduras, corrientes de deriva, precipitaciones, ocupación humana, entre otras), esta unidad se caracteriza por un alto dinamismo, en la que los materiales presentes se encuentran expuestos a la redistribución y retrabajamiento, lo que puede causar erosión o acumulación a lo largo de la zona litoral.

Por tratarse de un sistema insular, el Departamento de San Andrés, Providencia y Santa Catalina se encuentran en un estado vulnerable ante eventos extremos de origen meteo-marinos como huracanes, frentes fríos, tormentas tropicales, inundaciones, mar de leva, entre otras, los cuales ya han ocasionado daños en las islas. Uno de los casos más recientes, y que más afectaciones ha dejado en las islas, es el paso del huracán IOTA, el cual generó daños a la infraestructura local y cambios importantes en los volúmenes de sedimentos y líneas de costa en las playas.

Para cuantificar las afectaciones ecosistémicas, se han hechos monitoreos de campo en las principales playas de las islas, realizaron levantamientos topográficos por medio de un sistema de navegación satelital GNSS en modo autónomo, del cual se derivaron datos de altitud y posición. Con esta información se crearon modelos de elevación digital (DEM) utilizando la herramienta *Topo to Raster* de ArcGIS, delimitando las áreas con la distribución espacial de la nube de datos. Para complementar el análisis y la evaluación del estado actual de las playas, se realizaron observaciones e interpretaciones de los demás factores que determinan su condición (i.e. vegetación, presencia de organismos, estado de la infraestructura costera, entre otros), y además se adquirieron imágenes satelitales, de las cuales se derivaron las líneas de costa para hacer un análisis multitemporal y calcular tasas de erosión y retroceso de la línea de costa con la herramienta DSAS de ArcGIS.

Además de los levantamientos topográficos y la extracción de línea de costa, se hizo un muestreo sedimentológico en las playas estudiadas, en donde se caracterizaron textura y composicional los sedimentos, y se analizaron los componentes carbonatados en la muestra y el contenido de materia orgánica.

En San Andrés, el análisis de las líneas de costa de Spratt Bigth, Rocky Cay y Sound Bay (Figura 103B), levantadas durante los monitoreos de 2020 y 2021, y complementadas con información de

adquisiciones anteriores, muestran una tendencia erosiva a corto plazo en las 3 playas. Para Spratt Bigth se presenta retrocesos de la línea de costa de hasta 12 metros en zonas particulares entre enero de 2015 y junio de 2021, con tasas de erosión entre 0,2 y 1,8 m/años. Sin embargo, la playa también muestras áreas de acumulación alternadas con las zonas erosivas, en las cuales la línea de costa ha avanzado entre 0,5 y 6 metros, con tasas de acumulación de hasta 1,2 m/años. En Sound Bay, este mismo análisis entre noviembre de 2020 y junio de 2021 muestra un comportamiento erosivo en la parte norte de la playa, con retrocesos de la línea de costa de hasta 12 metros, mientras que hacia la parte sur se muestra un comportamiento acumulativo, con avances de la línea de costa de hasta 2,5 metros. Para Rocky Cay, la playa muestra un comportamiento erosivo a corto plazo en casi toda su extensión, con retrocesos de línea de costa de hasta 8 metros, a excepción de un área en la parte centro-sur, en donde se ha producido una acumulación muy zonificada que ha generado hasta 3 metros de ganancia de la línea de costa.

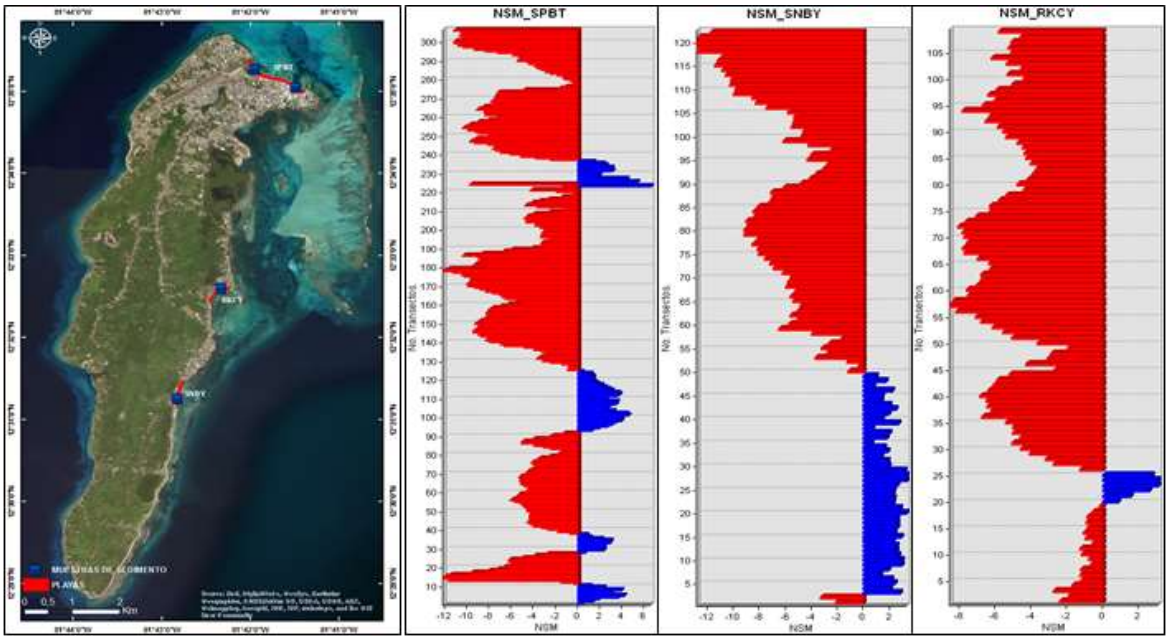


Figura 103. A) Localización de las playas monitoreadas; B) Cambios neto en la línea de costa en las playas de Spratt Bigth (SPBT), Sound Bay (SNBY), y Rocky Cay (RKCY). NSM = Movimiento neto de la línea de costa, por sus siglas en inglés.

La caracterización composicional de los sedimentos de playa en San Andrés muestra que los sedimentos son principalmente componentes del grupo de los carbonatos, y en menor medida fragmentos biogénicos (Figura 104A). En cuanto a la granulometría, las muestras se componen, entre el 55 y 100%, por arenas finas, medias y gruesas, siendo las arenas medias las predominantes en todas las muestras (Figura 104B).

Comparando el area de la zona de playa para cada una de las areas estudiadas se evidencio una tendencia erosiva a corto plazo casi en todas las playas de San Andrés (Figura 104C). En Spratt Bigth se muestra un comportamiento relaciado a la ganancia de area de playa entre enero de 2015 y febrero de 2020, sin embargo, con respecto a febrero de 2020, el area de noviembre del mismo año dismuyó cerca del cerca de 12% su area, estando esta perdida relacianada al paso del hurcan IOTA.

Entre noviembre y diciembre de 2020 la playa tuvo una recuperacion cerca al 6% de su area, y de diciembre a enero esta volvio a perder cerca del 20% del area de la playa, representado el area de junio la de menor cobertura entre 2015 y 2021.

Para Sound Bay, el calculo de las areas muestra una disminucion del 5% (743 m2) en la cobertura de la playa entre noviembre de 2020 y junio de 2021, principalmente en la parte norte, en donde se muestran transectos con regresiones de linea de costa de hasta 12 m. En Rocky Cay, el area de la playa mostró una recuperacion de aproximadamente 960 m2 entre noviembre de 2020 y junio de 2021, lo que se traduce en un incremento del 8% en el área de la playa, lo cual parece ir encontra de lo que muestra el analisis del cambio de la linea de costa, sin embargo, hay que tener en cuenta que la diferencia entre estas areas se debe principlamente a una mayor cobertura de los sedimentos en la parte trasera de la playa.

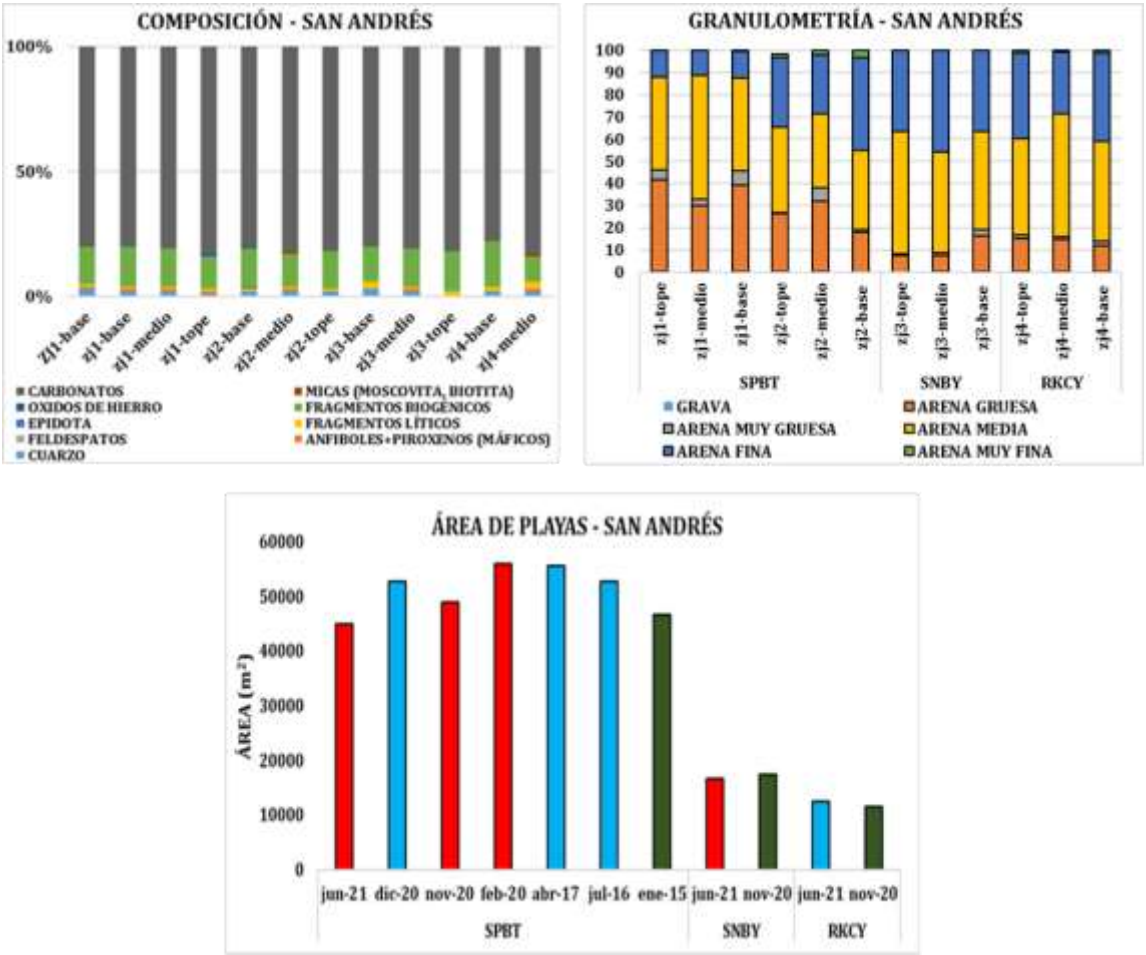


Figura 104. A) Mineralogía de los sedimentos de playa; B) Granulometría de los sedimentos de playas; C) Áreas de las playas.

Al igual que en San Andrés, en Providencia los indicadores de variabilidad de las playas, (posición de la línea de costa y área de la playa) muestran patrones erosivos generalizado en todas las playas, con algunos tramos en donde se presentan acumulaciones incipientes, sin embargo, en algunos

casos el análisis de la línea de costa y el área de las playas no son correlacionables directamente, puesto pueden presentarse procesos erosivos en la costa, pero no disminución del área de la playa. La playa de Black Sand & Old Town el análisis de las líneas de costa entre febrero de 1995 y junio de 2021 muestran un comportamiento netamente erosivo en casi toda su extensión, con pérdidas de línea de costa de hasta 25 metros, y tasas de erosión de hasta 1,2 m/año (Figura 105B). Para Fresh Water, este mismo análisis muestra retrocesos de hasta 38 m de línea de costa, principalmente en la parte sur de la playa, con tasas de erosión de hasta 2 m/año, sin embargo, comparando las líneas de costa de enero y junio de 2021 se evidencia una recuperación de hasta 3 m de línea de costa en la parte más sur entre dichos meses. En la parte más norte de la playa se puede evidenciar la progradación hacia el mar de la línea de costa, con ganancias de hasta aproximadamente 4 m.

En South West, se presenta un comportamiento completamente erosivo, a excepción de algunas zonas en la parte norte y sur de la playa. Se presentan retrocesos de la línea de costa de hasta 30 m, principalmente en la parte central y norte de la playa, con tasas de erosión de hasta 1 m/año. Para la playa de Manchineel, se muestra un comportamiento también erosivo al mediano plazo, con retrocesos de línea de costa de hasta 30 m, y tasas de erosión de hasta 3 m/año en la parte occidental de la playa. Aunque el régimen sea erosivo, entre noviembre de 2020 y junio de 2021, la línea de costa ha recuperado en la zona más occidental cerca de 16 m de línea de costa.

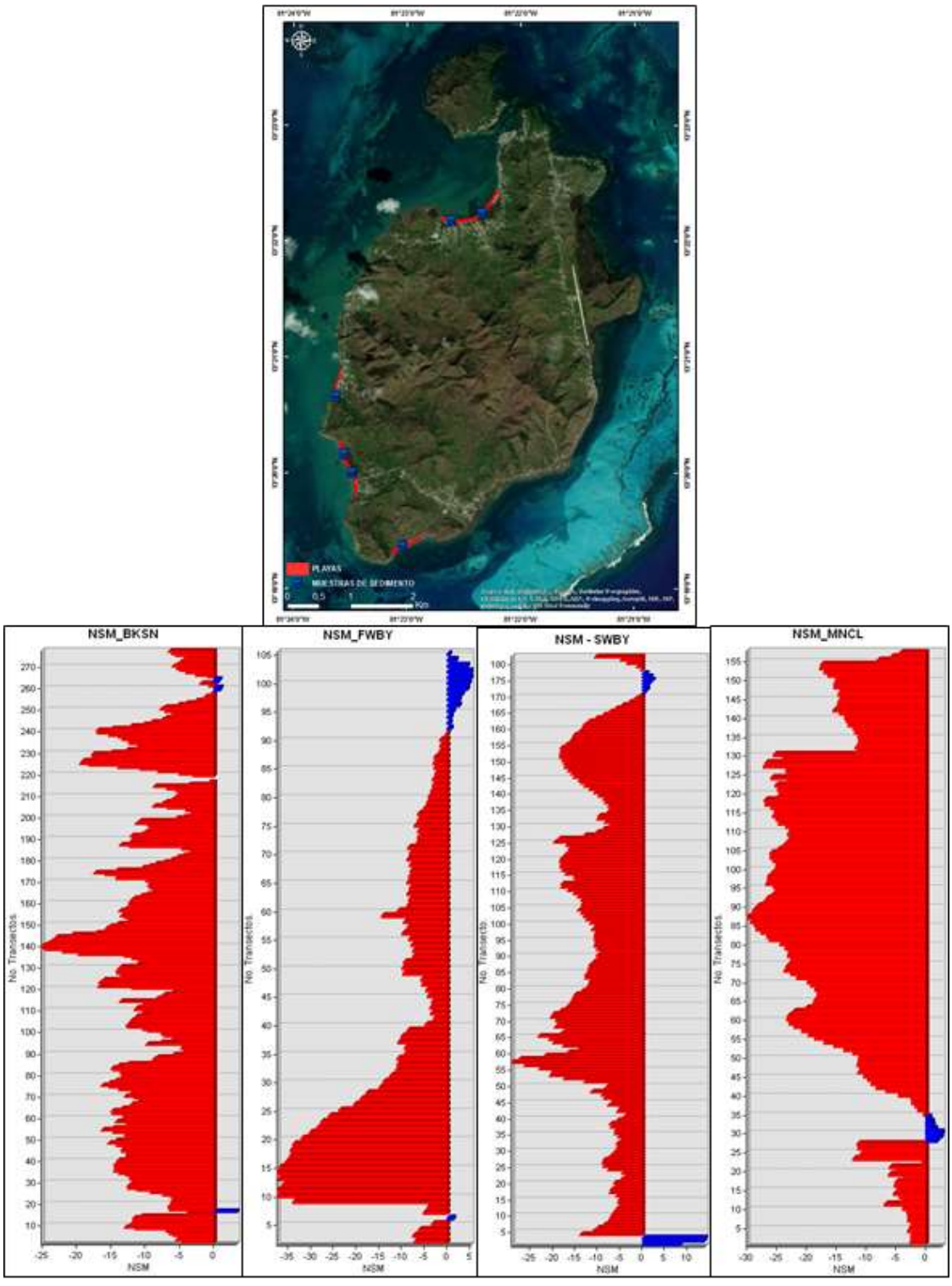


Figura 105. A) Localización de las playas monitoreadas; B) Cambios neto en la línea de costa en las playas de Black Sand & Old Town (BKSN), Fresh water (FWBY), South West (SWBY), y Manchineel (MNCL). NSM = Movimiento neto de la línea de costa, por sus siglas en inglés.

La composición de los sedimentos en las playas de Providencia está representada principalmente por carbonatos, y en menor medida por cuarzo y fragmentos líticos derivados de la erosión de la propia isla (Figura 106A). Granulométricamente, estos sedimentos son, en mayor proporción, arenas finas, medias y gruesas, y gravas y arenas muy finas en menor proporción (Figura 106B).

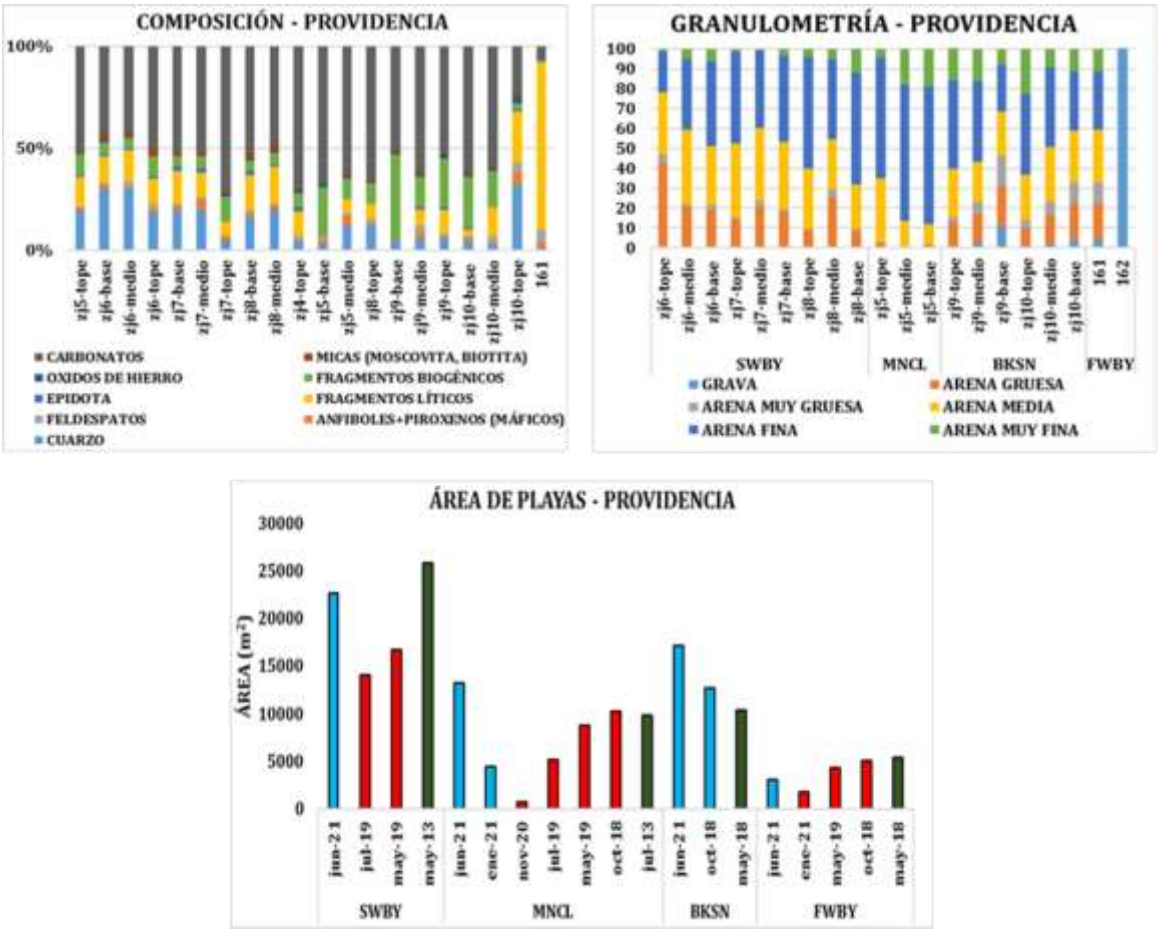


Figura 106. A) Mineralogía de los sedimentos de playa; B) Granulometría de los sedimentos de playas; C) Áreas de las playas. Las barras verdes de la figura 4C corresponden a la medición de partida, las rojas y azules representan pérdidas y ganancias en el área de la playa, respectivamente, con respecto a un área anterior.

Los cambios en las áreas de las playas en Providencia (Figura 106C) muestran un comportamiento muy particular en cada una de ellas. En Black Sand se muestra un aumento en el área de cobertura de la playa, sin embargo, este cambio en el área puede estar asociada a un crecimiento en la playa sumergida, puesto estos dichos cambios no se observan en la playa emergida. En Fresh Water, se presenta una tendencia a la disminución del área de la playa, sin embargo, comparando el área de enero y junio de 2021 se puede evidenciar un aumento del 71% en el área de la playa. Para South West, el cálculo de las áreas muestra que para junio de 2021 se dio un aumento de 60% en la cobertura de la playa con respecto a julio de 2019, mientras que en Manchineel se observa hasta noviembre de 2020 una tendencia erosiva a corto plazo, en donde el área de la playa de noviembre

presenta la menor cobertura de la playa entre las áreas analizadas. A partir de noviembre de 2020 se ha evidenciado un aumento en la cobertura de la playa, aumentando hasta enero y junio de 2021 un 528% y 1800%, respectivamente.

Calidad del agua superficial marino costera de las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina

En el 2021, en alianza de CORALINA con el INVEMAR se realizó el muestreo en la red de 29 estaciones de calidad de aguas superficiales del Programa Nacional de Monitoreo de la Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM (Figura 107). Evaluando las condiciones de calidad de las aguas superficiales marinas y costeras con el índice de calidad de aguas marinas y costeras con fines de preservación de flora y fauna – $ICAM_{PFF}$ que utiliza la integración de las variables oxígeno disuelto, pH, sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno, nitratos, coliformes termotolerantes, fosfatos y los hidrocarburos disueltos y dispersos equivalentes de criseno, con lo cual se cuantifican las condiciones de conservación o deterioro del agua marina, en cinco categorías de calidad definidas entre 0 y 100 (Tabla 34; Vivas-Aguas *et al.*, 2021).

De las 29 estaciones muestreadas en 2021, solo cinco (5) cumplieron con los criterios recomendados para la estimación del índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras (ICAM) por el número mínimo de variables y registros validados.

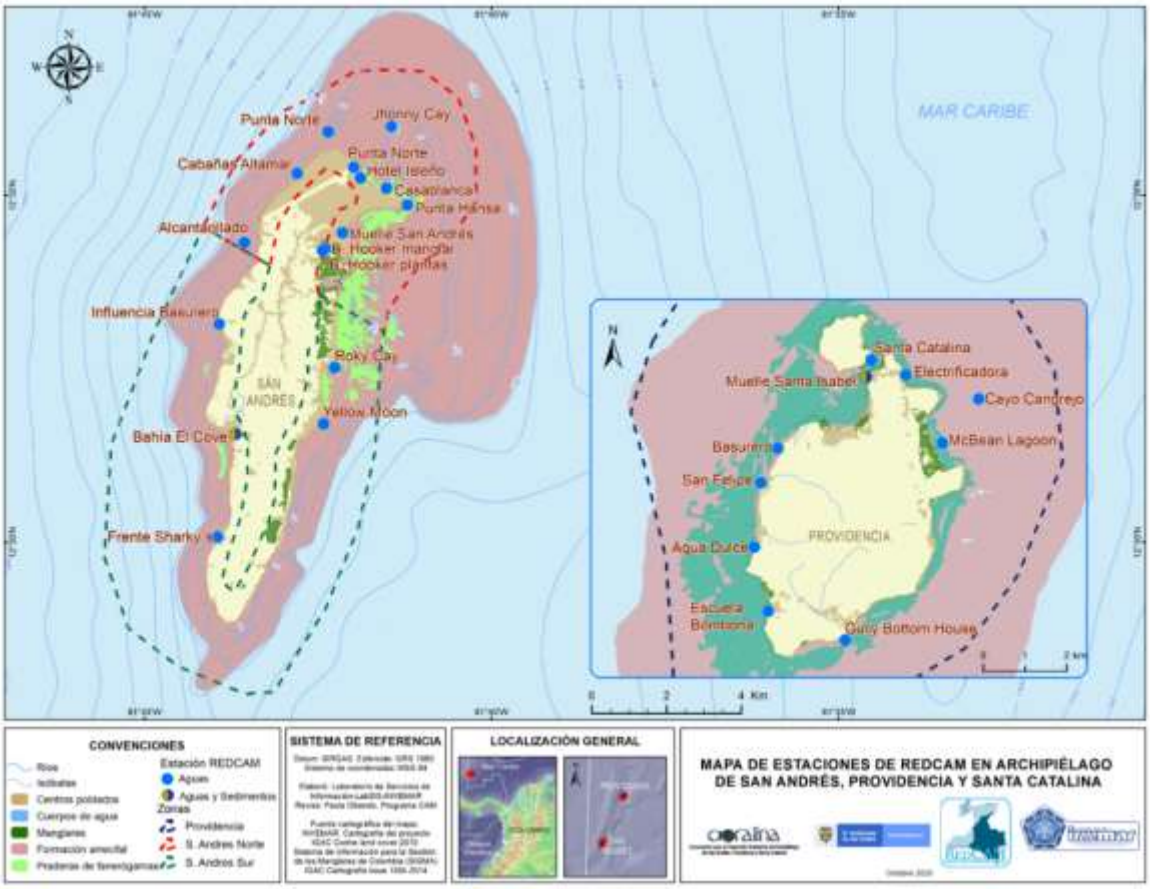


Figura 107. Mapa de ubicaciones de las estaciones de muestreo de la REDCAM en el departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, monitoreadas en el año 2020 y 2021. Los puntos azules corresponden al muestreo de agua superficial y los puntos bicolores (azul y marrón) corresponden a muestreo de agua y sedimentos superficiales. Los polígonos punteados presentan las zonas de muestreo.

Tabla 34. Categorías y escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM. Fuente: Vivas-Aguas *et al.*, (2021).

CATEGORÍAS	ESCALA DE CALIDAD	DESCRIPCIÓN
Óptima	100-90	Calidad excelente del agua
Adecuada	90-70	Agua con buenas condiciones para la vida acuática
Aceptable	70-50	Agua que conserva buenas condiciones y pocas restricciones de uso
Inadecuada	50-25	Agua que presenta muchas restricciones de uso
Pésima	25-0	Aguas con muchas restricciones que no permiten un uso adecuado

Los resultados del $ICAM_{PFF}$ mostraron condiciones del agua entre óptimas y aceptables en las dos Islas (Figura 108), con valores entre 60,02 y 91,36. En general se presentaron muy buenas condiciones para la vida acuática marina en estos sitios. Los resultados se compararon con los del 2020, indicando una mejoría de la calidad en la estación con Influencia del basurero, y un detrimento de la calidad en la estación de manglar en bahía Hooker en la isla de San Andrés, mientras que en Providencia se mantuvieron las condiciones similares en Agua Dulce.

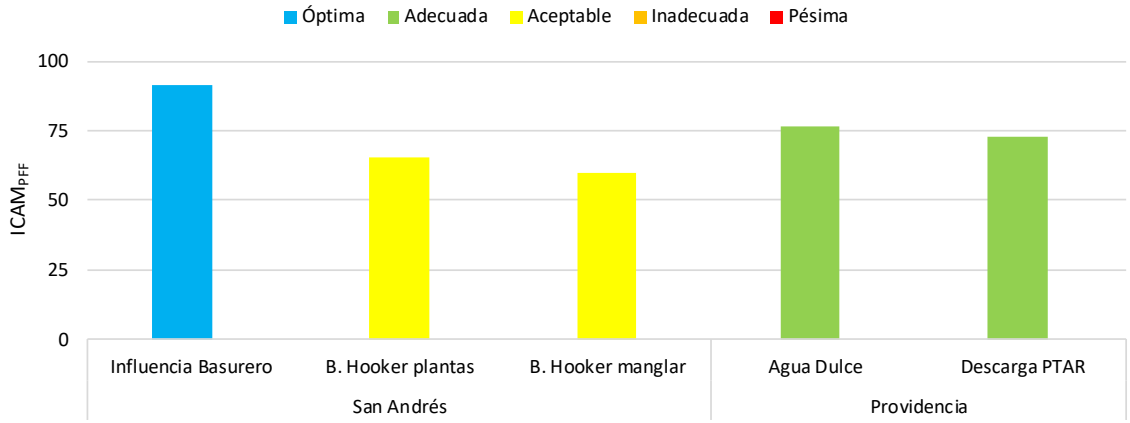


Figura 108. Calidad de aguas marinas y costeras estimada con el ICAM en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina en mayo de 2021.

En el análisis detallado de las variables que integran el $ICAM_{PFF}$ (Tabla 35), se observó, que la mayoría de los subíndices obtuvieron buena calidad en especial para pH y SST. En algunas estaciones, las concentraciones de las variables PO_4^{3-}, NO_3^- y HPDD estuvieron por debajo del límite de cuantificación (LCM). Las categorías inadecuadas las presentó la **Clorofila a** en bahía Hooker manglar; el **OD** en las estaciones bahía Hooker Manglar (2,22 mg O_2/L), Hooker plantas (2,6 mg O_2/L) en isla de San Andrés, y en donde se ubicaba la descarga de la PTAR en la Isla Santa Catalina (3,13 mg O_2/L), los cuales incumplieron la legislación colombiana para preservación de flora y fauna (<4 mg O_2/L; Minambiente, 2015). Los **CTE** en las estaciones de Muelle San Andrés (350 NMP/100 mL) y Agua Dulce (540 NMP/100 mL) en Providencia, incumplieron el criterio de calidad para actividades recreativas de contacto primario <200 NMP/100 mL; Minambiente, 2015). Estos resultados en bahía Hooker (manglar y plantas) incidieron en el resultado final del $ICAM_{PFF}$ (Figura 108).

Tabla 35. Calificación individual de los subíndices de las variables que integran el ICAM en las Islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, en el muestreo realizado por CORALINA en mayo de 2021. pH, oxígeno disuelto (OD), sólidos suspendidos totales (SST), ortofosfatos (PO_4^{3-}), nitratos (NO_{3-}), hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos equivalentes de criseno (HPDD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y coliformes termotolerantes (CTE). Menor al límite de cuantificación del método (<LCM), mayor al límite de cuantificación (>LCM), No medido (NM) y No Reportado (NR).

ISLA	ESTACIÓN	TIPO AGUA	SUBÍNDICES DE CALIDAD DE LAS VARIABLES									ICAM
			pH	OD	SST	PO_4^{3-}	NO_{3-}	HPDD	DBO	CTE	CLA	
San Andrés	Bahía El Cove	Marina	Adecuada	Óptima	Adecuada	Óptima	<LCM	<LCM	NM	Adecuada	Aceptable	NM
	Frente Sharky´s	Marina	Adecuada	Adecuada	Óptima	<LCM	Óptima	<LCM	NM	Óptima	Óptima	NM
	Roky Cay	Marina	Adecuada	Óptima	Óptima	Óptima	<LCM	NR	NM	Óptima	<LCM	NM
	Yellow Moon	Marina	Adecuada	Adecuada	Óptima	<LCM	Adecuada	<LCM	NM	Óptima	Óptima	NM
	Influencia Basurero	Marina	Adecuada	Adecuada	Óptima	Óptima	Óptima	<LCM	NM	Óptima	Óptima	91,36
	Casablanca	Marina	Adecuada	Adecuada	Adecuada	<LCM	<LCM	NR	NM	Óptima	Óptima	NM
	Haynes Cay 02	Marina	Óptima	Aceptable	Óptima	<LCM	<LCM	NR	NM	Óptima	Óptima	NM
	Hotel Isleño	Marina	Óptima	Adecuada	Óptima	<LCM	<LCM	NR	NM	Óptima	Óptima	NM
	Punta Norte	Marina	Óptima	Aceptable	Adecuada	<LCM	<LCM	<LCM	NM	Adecuada	Aceptable	NM
	Alcantarillado	Marina	Adecuada	Adecuada	Óptima	<LCM	Adecuada	NR	NM	Óptima	Óptima	NM
	Cabañas Altamar	Marina	Adecuada	Adecuada	Adecuada	<LCM	Adecuada	<LCM	NM	Óptima	<LCM	NM
	Jhonny Cay	Marina	Óptima	Adecuada	Óptima	<LCM	<LCM	Óptima	NM	Óptima	Óptima	NM
	Muelle San Andrés	Marina	Óptima	Aceptable	Óptima	Óptima	<LCM	<LCM	NM	Inadecuada	Óptima	NM
	Punta Hansa	Marina	Óptima	Adecuada	Óptima	Óptima	<LCM	<LCM	NM	Óptima	Óptima	NM
	B. Hooker plantas	Estuarina	Adecuada	Inadecuada	Óptima	Aceptable	<LCM	Adecuada	NM	Óptima	Adecuada	65,63
	B. Hooker manglar	Estuarina	Adecuada	Inadecuada	Óptima	Aceptable	Adecuada	Óptima	NM	Óptima	Inadecuada	60,02

ISLA	ESTACIÓN	TIPO AGUA	SUBÍNDICES DE CALIDAD DE LAS VARIABLES									ICAM
			pH	OD	SST	PO_4^{3-}	NO_3^-	HPDD	DBO	CTE	CLA	
Providencia y Santa Catalina	Electrificadora	Marina	Adecuada	Óptima	Óptima	<LCM	<LCM	<LCM	NM	Óptima	Óptima	NM
	Escuela Bomboná	Marina	Adecuada	Adecuada	Óptima	<LCM	<LCM	<LCM	NM	Óptima	Óptima	NM
	Gully Bottom House	Marina	Adecuada	Adecuada	Óptima	<LCM	<LCM	NR	NM	Óptima	<LCM	NM
	Puente de los enamorados	Marina	Adecuada	Adecuada	Óptima	<LCM	<LCM	NR	NM	Óptima	Óptima	NM
	San Felipe	Marina	Adecuada	Adecuada	Adecuada	<LCM	<LCM	<LCM	NM	Óptima	Óptima	NM
	Santa Catalina	Marina	Adecuada	Óptima	Óptima	<LCM	<LCM	<LCM	NM	Óptima	<LCM	NM
	Basurero	Marina	Adecuada	Adecuada	Óptima	<LCM	Adecuada	NR	NM	Óptima	<LCM	NM
	Cabeza de Morgan	Marina	Adecuada	Óptima	Óptima	<LCM	Óptima	<LCM	NM	Óptima	Óptima	NM
	Cayo Cangrejo	Marina	Adecuada	Adecuada	Aceptable	<LCM	Óptima	NR	NM	Óptima	<LCM	NM
	McBean Lagoon	Marina	Óptima	Aceptable	Óptima	Óptima	<LCM	<LCM	NM	Óptima	<LCM	NM
	Muelle Santa Isabel	Marina	Adecuada	Óptima	Óptima	Óptima	<LCM	<LCM	NM	Adecuada	Óptima	NM
	Agua Dulce	Marina	Adecuada	Óptima	Óptima	Óptima	Óptima	<LCM	NM	Inadecuada	Óptima	76,76
	Descarga PTAR	Marina	Óptima	Inadecuada	Óptima	Óptima	Adecuada	<LCM	NM	Adecuada	Óptima	72,69

La calidad del agua marina y costera de las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina en 2021 se mantuvo en buenas condiciones, de manera similar a lo registrado en muestreos de años anteriores, a excepción de los sitios que presentaron bajas de oxígeno (bahía Hooker y Santa Catalina) y altas concentraciones de coliformes termotolerantes (Muelle San Andrés y Agua Dulce) incumpliendo con los criterios de calidad de la legislación colombiana; es importante resaltar que en comparación con el 2020, las características de calidad mejoraron.

Se recomienda que las acciones para hacer frente a este tipo de emergencias, contemple un mayor esfuerzo en la generación de insumos técnicos para determinar los cambios en la dinámica de las condiciones fisicoquímicas, microbiológicas, contaminantes orgánicos e inorgánicos que están presentes en las aguas superficiales y sedimentos marinos y costeros del Archipiélago por el desarrollo de actividades antrópicas.

Estado de los arrecifes coralinos y pastos marinos en las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y de los manglares en la isla de San Andrés

Para dar continuidad a la operación Cangrejo Negro en su fase II, el Invemar con el apoyo de CORALINA y del Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon PNN OPMBL, realizó en 2021 una segunda campaña posterior al paso del huracán IOTA, buscando realizar la evaluación sistemática de los arrecifes coralinos y pastos marinos en la isla de Providencia para identificar secuelas en los ecosistemas a corto y mediano plazo. De acuerdo a esto, se realizaron dos monitoreos en dos periodos climáticos contrastantes (abril-2021-I y noviembre-2021-II) en las estaciones con injerencia de CORALINA (Figura 109), así como en aquellas dentro del Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon (Figura 110), a través de metodologías replicables y estandarizadas internacionalmente.

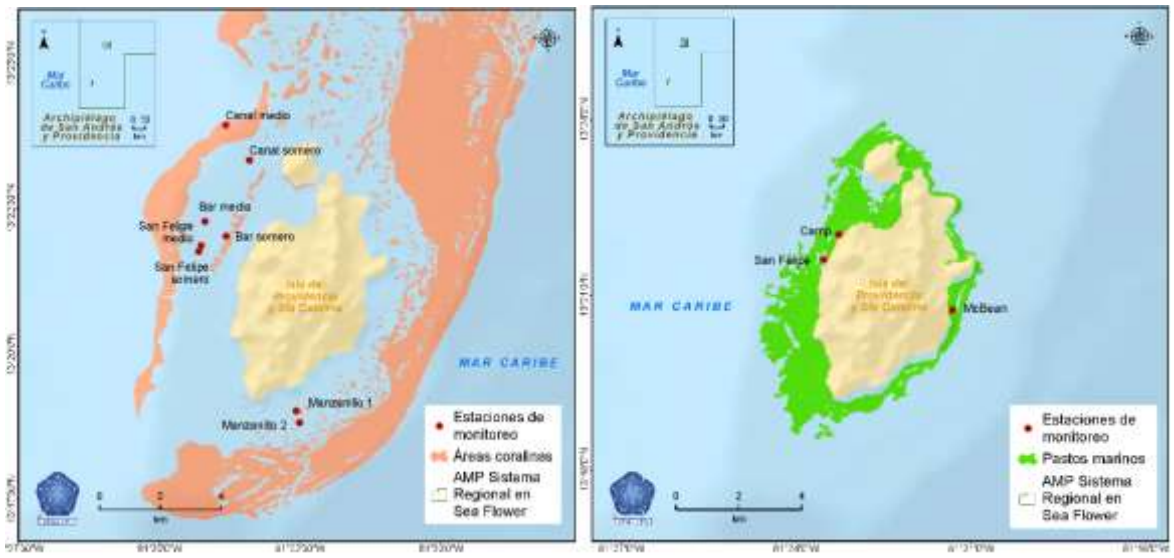


Figura 109. Ubicación de las estaciones de arrecifes coralinos y pastos marinos de CORALINA alrededor de la isla de Providencia.

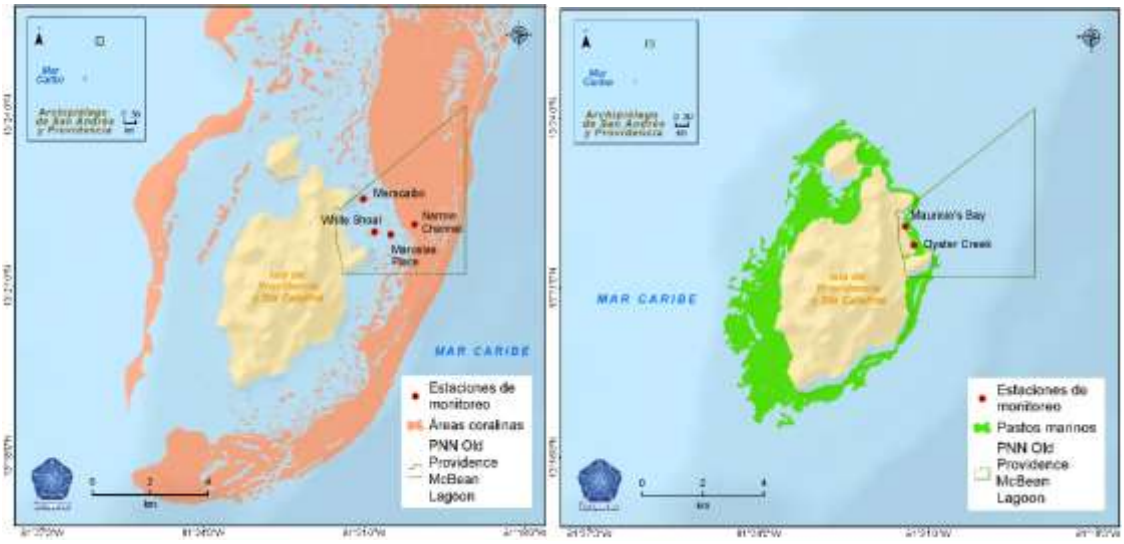


Figura 110. Ubicaciones de las estaciones de arrecifes coralinos y pastos marinos en el PNN Old Providence McBean Lagoon

De acuerdo a esto, para la evaluación de los arrecifes coralinos se utilizó la metodología del Indicador condición-tendencia de áreas coralinas - ICTAC (Rodríguez-Rincón *et al*., 2014), y para la evaluación de los pastos marinos, se utilizó la metodología propuesta en el protocolo indicador condición tendencia de pastos marinos - ICTPM, la cual es una versión adaptada del manual metodológico de la Red Global de Monitoreo de Pastos Marinos SeagrassNet (Short *et al*., 2008). Los resultados de estos monitoreos se muestran a continuación:

Arrecifes coralinos

Dentro de los resultados que se muestran en la Tabla 36, a primera vista resaltan los valores altos de cobertura algal comunes para todas las estaciones. Esto, principalmente puede deberse a la presencia continua y abundante de algas de los géneros *Dictyota* spp, *Lobophora variegata* y *Turbinaria* sp, las cuáles suelen dominar los fondos del área. Es constante también la condición Deseable - Buena para la biomasa de peces herbívoros, representada por abundancias considerables de varias especies de loros y de las 3 especies de cirujanos en el Caribe colombiano. Adicionalmente, cabe resaltar que se evidenciaron individuos con tallas cercanas a los 40 cm de *Scarus coelestinus* y *Scarus guacamaia,* especies catalogadas en peligro en el libro rojo de peces marinos de Colombia (Chasqui *et al*., 2017).

Al observar los valores de peces carnívoros tanto en el parque como en las estaciones de CORALINA, se encuentra una mejoría en el segundo monitoreo de 2021 frente al estado Regular reportado en el primero. Esto en gran parte se debe a que, tal como sucede de forma regular en las estaciones de la isla, se evidenció la presencia de carnívoros de gran tamaño como *Lutjanus cyanopterus*, *Lutjanus jocu* y *Mycteroperca bonaci*, los cuáles además de tener relevancia en la dinámica de los ecosistemas de arrecifes coralinos y pastos marinos, también son indicadores del buen estado de estos. Finalmente, en la cobertura de coral se observó una condición mejor en la zona del parque con respecto a las estaciones de coralina, contando en la mayoría de los casos con una calificación buena. Pese a esto, el cada vez mas evidente aumento en la cobertura de macroalgas (el cuál tiende a ser más evidente en las estaciones fuera del parque nacional) repercuten directamente en el descenso en el tejido vivo coralino para la gran mayoría de casos, por lo que es un factor relevante al que debe prestarse atención.

Tabla 36. Resultados de los valores obtenidos para el PNN Old Providence McBean Lagoon y las estaciones de Coralina para Biomasa de peces carnívoros (BPC), Biomasa de peces herbívoros (BPH), cobertura de coral vivo (CCV) y de macroalgas (CM) y su correspondiente calificación en el ICTAC, los colores corresponden a azul (deseable), verde (buena), amarillo (regular), naranja (alerta) y rojo (no deseable).

CORALINA		BPC (g/100 m²)	BPH (g/100 m²)	CCV (%)	CM (%)	Valoración ICTAC
2021-1	El Canal 1	413,88	5348,85	8,02	64,85	ALERTA
	El Canal 2	287,69	6510,05	9,79	81,94	ALERTA
	Manzanillo 1	721,18	3275,71	26,84	53,55	REGULAR
	Manzanillo 2	623,98	4321,2	32,6	33,6	REGULAR
	San Felipe 1	101,96	1298,35	1	66,94	NO DESEABLE
	San Felipe 2	1605,98	4716,78	21,8	55	BUENA
	The Bar 1	941,54	2542,48	16,33	50,67	ALERTA
	The Bar 2	1363,21	4929,45	19,33	65,33	REGULAR
	No Entry 1	864,03	4701,09	14,95	62,16	REGULAR
2021-2	El Canal 1	4482,15	10731,89	6,33	64,33	REGULAR
	El Canal 2	321,74	5608,7	8,8	83,6	ALERTA
	Manzanillo 1	2003,57	5006,53	34	55	BUENA

CORALINA		BPC (g/100 m²)	BPH (g/100 m²)	CCV (%)	CM (%)	Valoración ICT_{AC}
	Manzanillo 2	1790,78	10317,39	25,2	65	BUENA
	San Felipe 1	101,96	3183,52	3	77	NO DESEABLE
	San Felipe 2	6903,11	10624,31	18,8	68,6	BUENA
	The Bar 1	1269,85	3055,18	12	72	REGULAR
	The Bar 2	2175,6	3382,21	14	79,33	BUENA
PNN OPMBL		**BPC (g/100 m²)**	**BPH (g/100 m²)**	**CCV (%)**	**CM (%)**	**Valoración ICTAC**
2021-1	Marcela's place	2887,6	4512,8	26,67	60	BUENA
	Narrow Channel	2822,1	6648,5	46	38	BUENA
	White Shoal	969,02	6894,9	26,33	46,33	REGULAR
	Maracaibo	1996,8	4146,2	36	48,33	BUENA
2021-2	Marcela's place	6069,26	10135,74	49,67	47	BUENA
	Narrow Channel	3382,52	8702,09	44	47,33	BUENA
	White Shoal	2004,41	11876,73	24,67	49,33	BUENA
	Maracaibo	6089,15	10398,22	18	69,67	BUENA

En relación a la tendencia del ICT_{AC} para el PNN OPML, se ha mantenido a lo largo de los años en estado Bueno (Figura 111), exceptuando en el año 2017 donde presento una calificación Regular. No obstante, este vuelve a recuperarse hasta el año actual de monitoreo y no pareciera que el huracán IOTA haya afectado profundamente la condición de los ambientes coralinos.

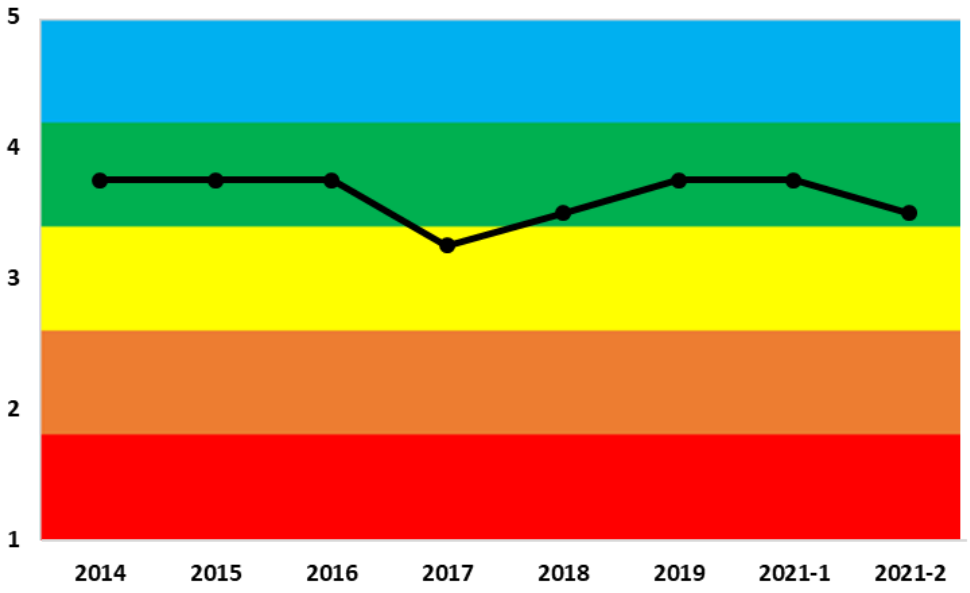


Figura 111. Tendencia del ICT_{AC} dentro del Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon.

Por otra parte, la tendencia de las estaciones de CORALINA a diferencia de las del parque empezó marcando una disminución de 2017 a 2020 (año en el que se registró un estado Alerta por el Huracán

IOTA), sin embargo, en los 2 últimos muestreos se pudo evidenciar un repunte en su recuperación hasta llegar al estado Bueno en el 2021-2.

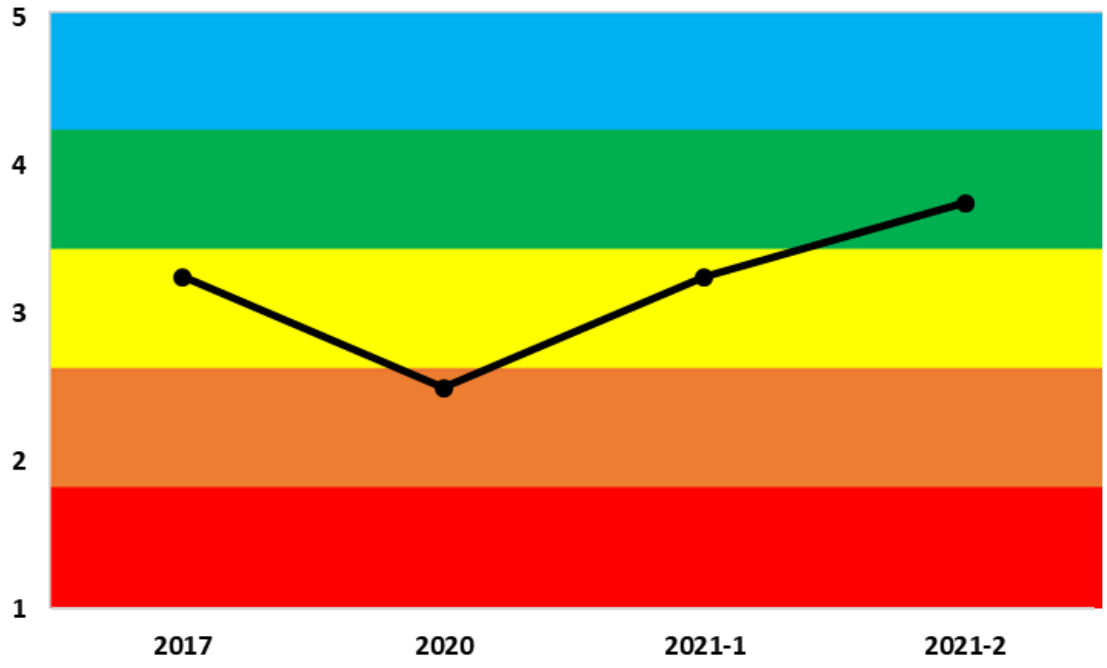


Figura 112. Tendencia del ICT_{AC} para el histórico de monitoreo realizado en las estaciones de Coralina.

Pastos marinos

Las evaluaciones realizadas con los monitoreos en las praderas de pastos marinos en las estaciones de Coralina y del PNN OPML y sus correspondientes calificaciones se muestran en la Tabla 37 y Tabla 38. Para el caso de las praderas de injerencia de Coralina, se logra evidenciar la variabilidad entre estaciones en cuanto a la densidad de vástagos, teniendo a San Felipe como una donde la cobertura con el paso de los años ha ido desapareciendo por motivos aun no identificados, y por otro lado la de Camp y a McBean donde se mantienen condiciones favorables a pesar de la identificación de factores de alta turbidez, en especial en la segunda. Si bien la disminución de estos valores no se puede atribuir de forma directa a los huracanes, este fenómeno si pudo incidir de manera directa en la condición de las praderas. En el caso de las estaciones del parque, se pudo evidenciar que entre el primer monitoreo de 2021, y el segundo, se identificó una mejora de la condición de las 2 praderas que se monitorean, esto, tal como sucede con las de Coralina, y dado que la dinámica de las praderas es cambiante según la época del año, por lo cual dichas variaciones pueden deberse a que este ecosistema es resiliente a este tipo de afectaciones, los cuales es de esperarse ya que estos eventos meteoceanográficos si bien no son frecuentes, otras alteraciones menores como mares de leva o tormentas lo pueden ser mas, preparando a las plantas para recuperarse mas rápido.

Tabla 37. Calificaciones obtenidas en las estaciones de Coralina para densidad de vástagos y para afectación por *Labytinthula* spp., los colores corresponden a azul (deseable), verde (buena), amarillo (regular), naranja (alerta) y rojo (no deseable).

CORALINA	Densidad de vástagos/m²		% Afectación por *Labyrinthula* spp.	
	2021-1	2021-2	2021-1	2021-2
San Felipe	No Deseable	No Deseable	N/A	N/A
Camp	Bueno	Regular	Bueno	Deseable
McBean	Deseable	N/A	Deseable	N/A

Tabla 38. Calificaciones obtenidas en las estaciones del PNN OPML para densidad de vástagos y para afectación por *Labyrinthula* spp., los colores corresponden a azul (deseable), verde (buena), amarillo (regular), naranja (alerta) y rojo (no deseable).

PNN OPML	Densidad de vástagos/m²		% Afectación por *Labyrinthula* spp.	
	2021-1	2021-2	2021-1	2021-2
Mauricio´s Bay	Regular	Deseable	Alerta	Deseable
Oyster Creek	Regular	Deseable	Alerta	Deseable

Adicionalmente, se muestran las tendencias de las variables de afectación por *Labyrinthula* spp. y la densidad de vástagos para el PNN OPML (Figura 113) y las estaciones de Coralina (Figura 114). Para el caso de la primera, se evidencia la variabilidad que pueden tener los resultados asociados a este ecosistema, en especial para la presencia del hongo, reportando valores contrastantes a través de los años, en el caso de la densidad, el dato se ha mantenido con una calificación “buena” que se vió esta disminuida posterior el paso del huracán, sin embargo, para el segundo monitoreo efectuado durante la operación Cangrejo Negro se evidenciaron de forma general notables mejorías.

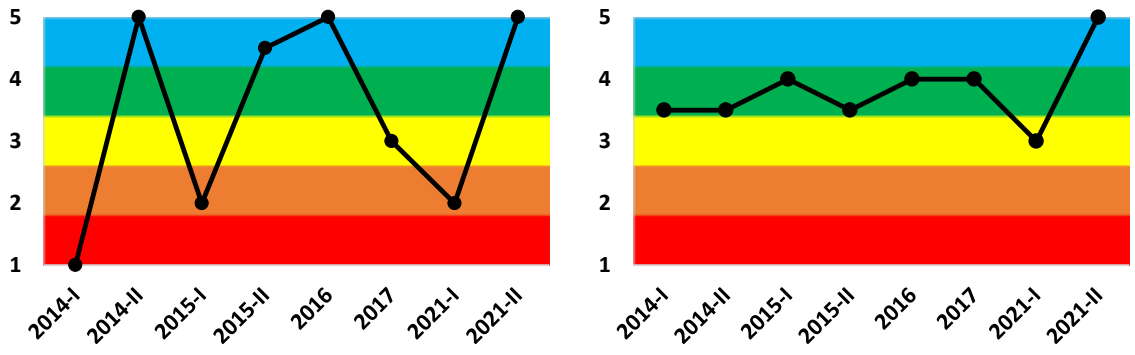


Figura 113. Tendencia de la calificación del % de afectación por *Labyrinthula* spp. y la densidad de vástagos en las estaciones del PNN OPML.

Caso contrario sucede con la tendencia en las estaciones de Coralina, donde ha sido más evidente el descenso en la densidad, especialmente posterior el paso de IOTA. Estaciones como la de San Felipe presentaron una remoción casi total de su composición con el paso de los años, y se puede

que el huracán acrecentó este proceso, llevando consigo a la calificación “no deseable” para 2021-II.

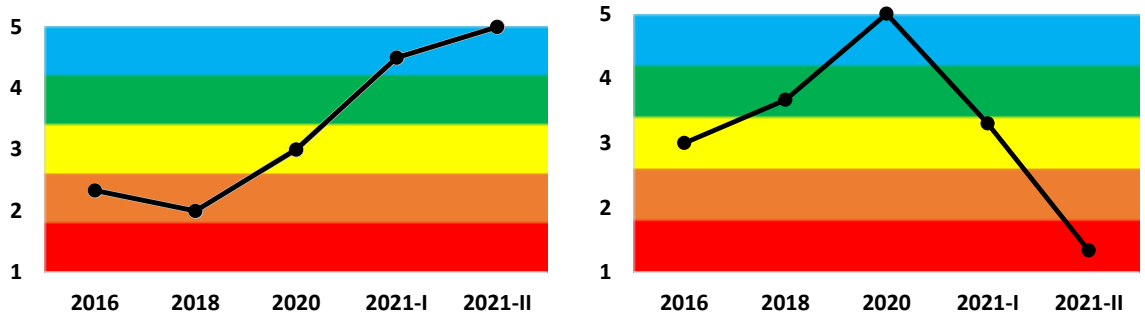


Figura 114. Tendencia de la califiación del % de afectación por *Labyrinthula* spp. y la densidad de vástagos en las estaciones de Coralina.

Manglares

A un año después del paso de los huracanes ETA e IOTA sobre las Islas en 2020, teniendo en cuenta que el manglar de la isla de Providencia tuvo tanta degradación por el huracán IOTA razón por la cual se volcó la atención hacia su restauración, INVEMAR decidió realizar una evaluación de las estaciones de monitoreo histórico tanto de San Andrés (siete) como de Providencia y Santa Catalina (cuatro) con el apoyo conjunto del Convenio con CORALINA 001-2021 “Carbono azul” en Providencia y Santa Catalina.

Para el análisis de la estructura y composición florística de los bosques de mangle de las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, se realizó el conteo y la medición de todos los árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 2,5 cm, que se encontraron dentro de las parcelas de estructura. Se registró la especie de cada árbol, el DAP a 1,3 m de altura desde el suelo y la altura. Así mismo, para cada uno de los árboles se le realizó la valoración del estado de salud, clasificándolos en cuatro categorías de acuerdo con el aspecto general de cada uno: 0' Árbol sin afectación, 1' Árbol moderadamente afectado, 2' Árbol muy afectado y 3' Árbol muerto (Muñoz-García, 2015).

Adicionalmente, en la isla de San Andrés para cada árbol medido en las parcelas de estructura, se registraron los síntomas y signos observados, de acuerdo con la clasificación reportada en Muñoz-García (2015) y Rojas-Aguirre *et al*. (2019). De esta manera, los síntomas se clasificaron en tres categorías. Para el área maderable, dentro de las cuales se presentan Agallas/cáncer (i.e. malformaciones y protuberancias anormales en el tronco, ramas o raíces aéreas/heridas profundas o hendiduras sobre el tronco con o sin exudaciones gomosas), descortezamiento/agrietamiento, exudaciones, manchas blancas, raíces adventicias anormales. La segunda categoría es en el área foliar, que incluye clorosis, defoliación, herbivoría, hojas perforadas, hojas con mancha necrótica perforada, hojas quemadas, marchitamiento y manchas necróticas. La última categoría se refiere a síntomas en ambas partes de la planta y se refiere a la muerte ascendente (ramas de los árboles

evidentemente muertas por ausencia de hojas o quebradura de ramas). Respecto a los signos, se relacionan con estructuras o entes a simple vista que pueden ocasionar un deterioro en el árbol; dentro de los cuales se encuentran hebra naranja, bejuco, hormigas y termitas.

En las estaciones de monitoreo de la isla de San Andrés, en 2021, se evaluaron un total de 1.142 árboles, de los cuales, 126 estaban muertos y 1.016 se encontraron vivos. En los manglares monitoreados se registraron tres especies de mangle: *Rhizophora mangle*, con la mayor representatividad (60% del total de árboles vivos medidos, es decir, 609 árboles), seguida por *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans* y, dos especies arbóreas asociadas al manglar: *Terminalia catappa* (almendro) y *Tespesia populnea* (clemón), con una representatividad del 2% del total de árboles vivos medidos. Estas últimas especies sólo se registraron en los manglares de las estaciones Sound Bay y Salt Creek, respectivamente; mientras que *R. mangle* se presentó en todas las estaciones de monitoreo, *L. racemosa* en seis estaciones de las siete y *A. germinans* fue la menos frecuente y abundante, registrándose únicamente en las estaciones de bahía Hooker, bahía Honda y Sound Bay.

En lo que respecta a los atributos estructurales de los manglares monitoreados en la isla de San Andrés, se encontró que el bosque de manglar con mayor desarrollo estructural y madurez fue el de la estación Smith Channel, localizado al suroriente de la Isla, con árboles que alcanzaron las máximas alturas (26 y 30 m y altura promedio del bosque de 22,0 ± 0,9 m), los mayores diámetros (DAP promedio de 31,3 ± 2,5 cm para *R. mangle*, de 48,3 ± 9,5 cm para *L. racemosa* y un diámetro promedio cuadrático-Dq para el bosque de manglar de 38,9 cm) y la máxima área basal en la Isla (44,6 m^2/ha). Este manglar de Smith Channel presentó a su vez la menor densidad de árboles (376 ind/ha), confirmando que corresponde a un bosque maduro consolidado, en donde las condiciones ambientales y fisicoquímicas de las aguas asociadas (Tabla 39), favorecen el buen desarrollo y crecimiento de las dos especies de mangle presentes. En contraste, los manglares de menor desarrollo estructural y más jóvenes, fueron los de las estaciones bahía Hooker y bahía Honda, los cuales presentaron las mayores densidades de árboles y los más bajos valores en sus atributos estructurales (DAP promedio entre 8,0 ± 0,2 y 12,6 ± 0,3 cm; Dq entre 8,9 y 13,5 cm y, altura promedio entre 8,0 ± 0,2 m y 11,9 ± 0,2 m).

Tabla 39. Parámetros fisicoquímicos del agua superficial e intersticial en los manglares de las estaciones de monitoreo del Archipiélago durante el mes de octubre y noviembre de 2021. *Intersticial a 0,5 m de profundidad.

Isla	Estación	Nivel de agua (cm)	Salinidad superficial	Temperatura superficial	pH superficial	Salinidad inters.*	Temperatura inters.*	pH inters.*
San Andrés	Bahía Hooker	3,1 ± 2,1	29,7 ± 2,8	28,4 ± 0,3	7,5 ± 0,1	30,1 ± 1,2	29,7 ± 0,3	7,3 ± 0,0
	Bahía Honda	6,3 ± 1,2	33,7 ± 1,5	27,4 ± 0,2	7,3 ± 2,6	38,3 ± 2,6	28,8 ± 0,2	7,2 ± 0,1
	Cocoplum	0	9,7 ± 0,2	33,1 ± 1,3	7,2 ± 0,0	29 ± 1,6	29,1 ± 0,6	6,8 ± 0,0
	Salt Creek	13,2 ± 4,6	1,4 7,8	26,9 ± 2,1	7,1 ± 0,5	10,9 ± 3,1	26,9 ± 3,2	6,7 ± 0,4
	Sound Bay	9,8 ± 1,6	5,1 ± 0,0	29,4 ± 0,1	7,7 ± 0,1	8,4 ± 2,6	29,4 ± 2,6	7,4 ± 0,1

Isla	Estación	Nivel de agua (cm)	Salinidad superficial	Temperatura superficial	pH superficial	Salinidad inters.*	Temperatura inters.*	pH inters.*
	Smith Channel	-11,6 ± 2,9	9,7 ± 0,6	29,6 ± 0,0	6,6 ± 0,0	20,1 ± 3,0	29,6 ± 3,0	6,5 ± 0,0
	El Cove	0,8 ± 1,3	18,2 ± 0,9	35,5 ± 0,5	7,9 ± 0,1	24,5 ± 0,4	35,5 ± 0,5	7,2 ± 0,0
Providencia	Manzanillo	4,5 ± 4,9	2,3	33,5	6,9	16 ± 5,5	30,8 ± 0,7	20,8 ± 13,7
	Suroeste	22,4 ± 16,5	5,7 ± 4,2	31,1 ± 1,6	7,3 ± 0,3	28 ± 11,4	32,8 1,3	6,6 ± 0,2
	Old Town	3,0 ± 0,4	18,5 ± 4,9	27,9 ± 0,2	7,2 ± 0,7	54,2 ± 11,5	27,7 ± 0,2	6,6 ± 0,3
	Santa Catalina	9,2 ± 4,7	18,5 ± 3,9	31,7 ± 0,3	7,4 ± 0,01	44,5 ± 7,3	30 ± 0,2	7,2 ± 0,2

En Providencia y Santa Catalina, las mediciones de la estructura de los manglares de las cuatro estaciones de monitoreo, realizadas en octubre de 2021 (es decir, un año después del paso de los huracanes ETA e IOTA), dejaron en evidencia el marcado impacto de los huracanes sobre la estructura arbórea de estos bosques de manglar, el cual fue alto y destructivo, debido a que más del 60% del manglar de la estación Suroeste y más del 95% de los manglares de las estaciones Old Town, Manzanillo y Santa Catalina, perdieron su estructura arbórea, debido a la muerte, caída o remoción de los árboles de mangle. El manglar de la estación Suroeste fue el que presentó la mayor cantidad de árboles vivos dentro de las parcelas de muestreo en el 2021, exhibiendo una densidad de 608 ind/ha, la cual fue contrastante en comparación con la registrada en octubre de 2020 (1.669 ind/ha), previo al huracán IOTA, registrándose de este modo la muerte del 64% de los árboles de mangle debido al huracán. En Santa Catalina, la estación de manglar no presentó ningún árbol vivo dentro de las parcelas de muestreo, denotando la pérdida total de cobertura de manglar en esta estación. No obstante lo anterior, cabe resaltar que en términos de las condiciones fisicoquímicas de las variables más importantes de las aguas asociadas a estos manglares, se registró para el 2021, que se encontraron dentro de los intervalos tolerados para las especies de mangle que conforman los manglares de estas estaciones (Tabla 39).

En relación a los cambios en el tiempo de las variables estructurales como la densidad de árboles y el área basal del bosque, se puede obtener un panorama general de los cambios ocurridos en los manglares de la isla de San Andrés. Al comparar estas variables, obtenidas en el monitoreo del 2021, con las registradas en el 2016, 2019 y 2020 por el INVEMAR, en los manglares de las mismas siete estaciones, fue posible evidenciar de manera general, una disminución en la densidad de árboles de las estaciones, a excepción de Smith Channel en la cual se mantuvo similar (Figura 115a). Se resalta que en el 2021 se registró la mayor disminución de la densidad con relación a los años anteriores, lo cual estuvo directamente relacionado con el efecto que tuvo el paso de los huracanes ETA e IOTA en noviembre de 2020 y que ocasionó la caída de algunos árboles dentro de las estaciones, reflejando una disminución en la densidad. No obstante, tuvo mayor impacto en las estaciones de Cocoplum y Sound Bay, en donde la cantidad de árboles caídos repercutió en la condición de la densidad, toda vez que pasó a un estado “Regular” en comparación con el año 2020, en el cual se encontraba en estado “Bueno”.

En términos del área basal, también se evidenció una disminución para el año 2021 en los manglares de todas las estaciones (Figura 115b), principalmente debido a la reducción registrada en la

densidad por el efecto de los dos huracanes del año 2020. Dicha reducción estuvo directamente relacionada con la ausencia del aporte a la variable de área basal, por parte de los árboles que se cayeron. En general, aunque el efecto de los huracanes tuvo también un impacto sobre el área basal de los manglares de la isla de San Andrés, éste fue en general bajo, considerando que la calificación del estado de la variable de área basal únicamente cambió para los manglares de las estaciones Cocoplum y Sound Bay, que pasaron de un estado "Muy bueno" a "Regular" y de "Regular" a "Pobre", respectivamente, entre el año 2020 y 2021. Cabe resaltar el incremento de área basal que se había evidenciado entre el año 2019 y 2020 en los manglares de Cocoplum y Smith Channel, que significó para ese momento, un crecimiento en el porte diamétrico de los manglares evaluados (Figura 115b).

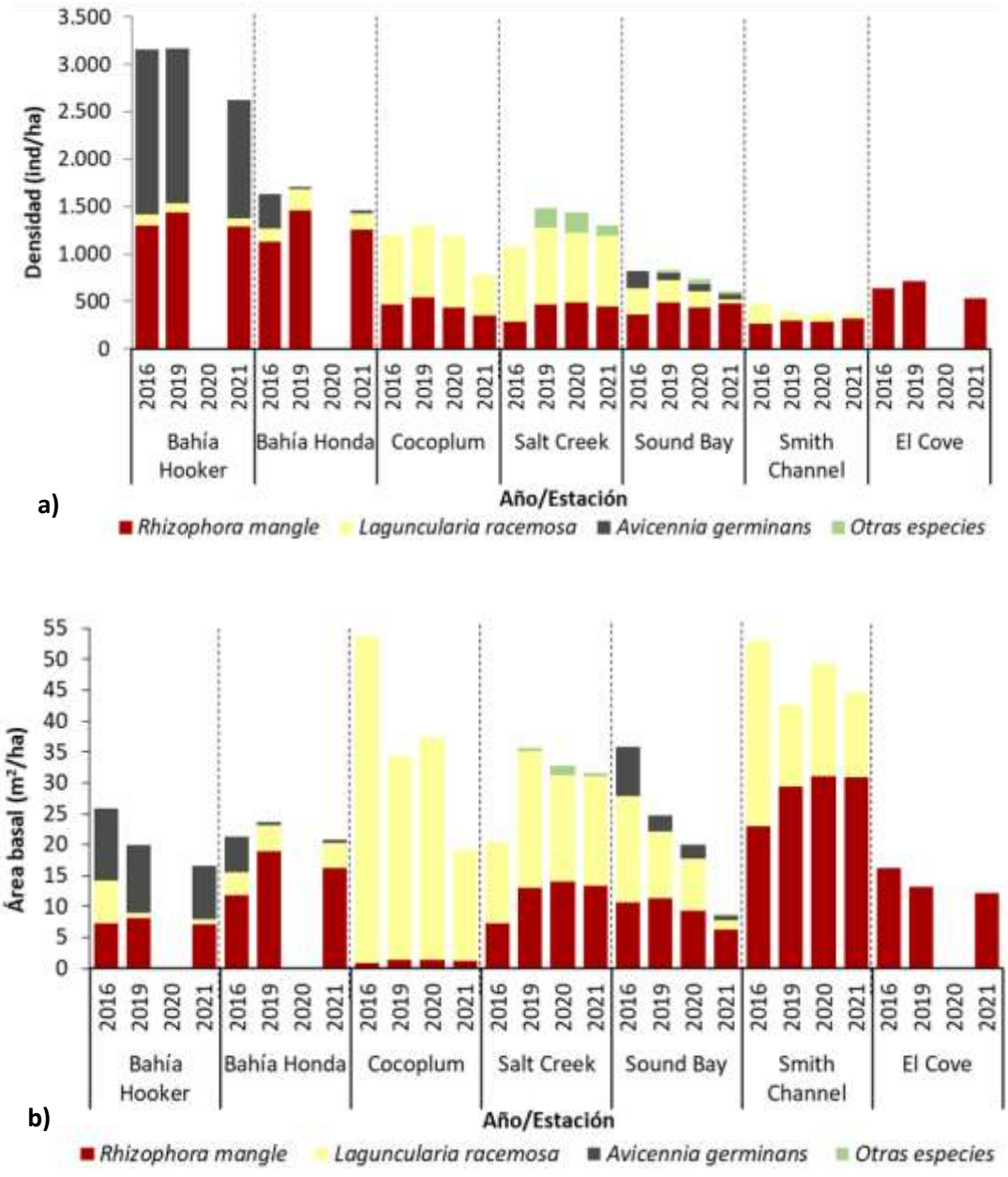


Figura 115. Comparación interanual (2016, 2019, 2020 y 2021) de a) la densidad y b) el área basal por especie de mangle

en los manglares de las estaciones monitoreadas en la isla de San Andrés.

Con respecto al estado de salud, el 52% de los árboles se encontraron en "Buen estado", seguido por árboles "Moderadamente afectados" (30%), mientras que el 18% restante se distribuyó entre los árboles con estado "Muy afectado" y "Muertos" (Figura 116). Al observar el estado de salud en los manglares de las estaciones, se evidenció que bahía Honda, Cocoplum y Salt Creek, presentaron el mayor porcentaje de árboles con el mejor estado de salud (más del 50% de los árboles) y con un bajo porcentaje de árboles "Muy afectados" y muertos (Figura 116). En Smith Channel no se evidenciaron árboles muertos, lo cual también fue evidenciado en el año 2020. Por su parte, en el manglar de bahía Hooker fue en donde se reportó el menor porcentaje de árboles muertos, mientras que, en El Cove, Sound Bay y Cocoplum, fue en donde se registró el mayor porcentaje de árboles muertos. Para el caso de El Cove, la causa principal fue por muerte natural, asociada a un sector de la estación que se encuentra influenciada por las aguas de desecho de una porqueriza cercana; para el caso de Soun Bay y Cocoplum, la muerte de los árboles fue debida principalmente por la caída de estos, debido a los fuertes vientos, principalmente del huracán IOTA en el 2020.

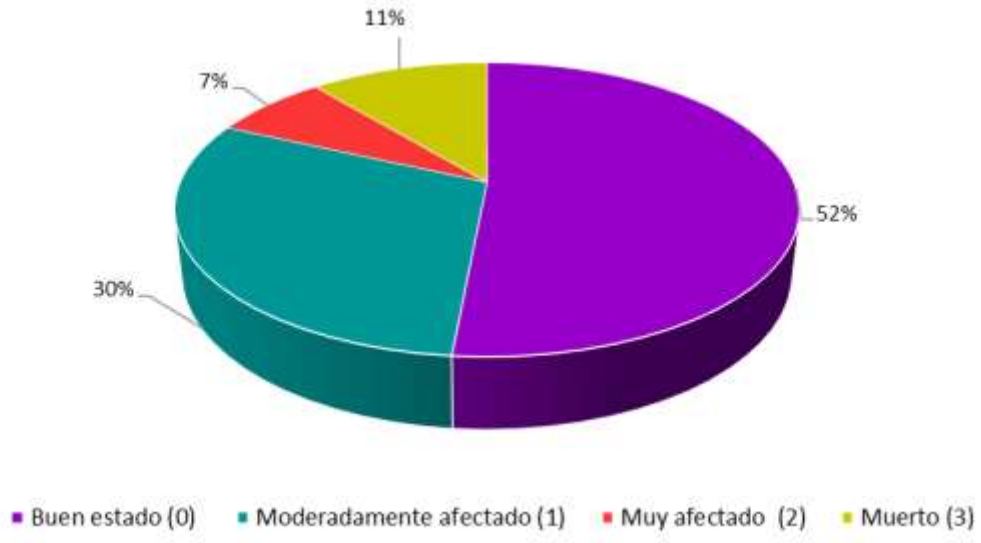


Figura 116. Porcentaje del estado de salud de los árboles presentes en los manglares monitoreados en octubre de 2021 en la isla de San Andrés (N=1.142 árboles).

En cuanto a la regeneración natural, se encontró que para el año 2021 la mayor densidad de propágulos se encontró en Salt Creek, seguida por Smith Channel y Sound Bay. Menores densidades se hallaron, en forma descendente, para Bahía Honda, Bahía Hooker y Cocoplum; mientras que la densidad de propágulos en la estación Cove fue nula. En Smith Channel, Salt Creek y Bahía Honda los propágulos de *R. mangle* fueron la especie dominante. Por su parte, propágulos de *L. racemosa* se registraron para cuatro de las siete estaciones, con excepción de Bahía honda y Smith Channel (Figura 117).

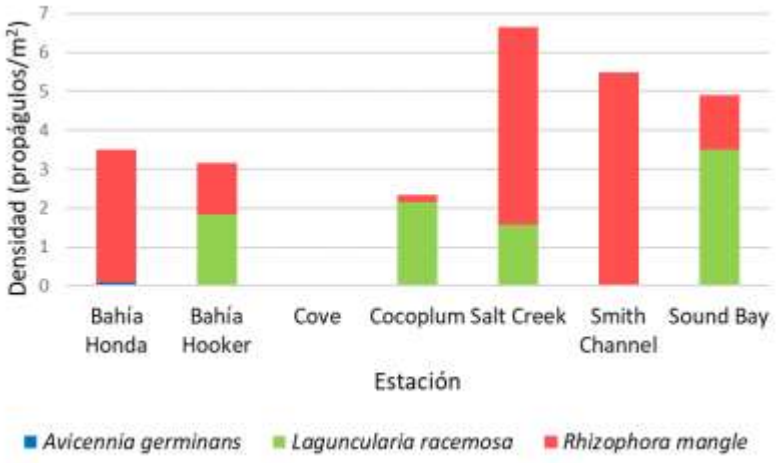


Figura 117. Densidad de propágulos por especie de mangle en las estaciones de manglar monitoreadas en la isla de San Andrés, en el año 2021.

Respecto a los síntomas y signos encontrados en los árboles de mangle en la isla de San Andrés para el año 2021, los porcentajes de los síntomas por categoría se destribuyeron con 47,3% para el área foliar, 40,7% para el área maderable, 10,2% para signos y 1,9% para mixtos. En general, se presentaron porcentajes inferiores al 12% de síntomas y signos en los árboles de manglar (Figura 118). Los síntomas con mayores porcentajes se obtuvieron para el área maderable con síntomas de agallas/cáncer y manchas blancas; para el área foliar se presentaron los síntomas de clorosis y defoliación con mayores porcentajes. En cuanto a los signos, las termitas y hormigas obtuvieron la mayor recurrencia. Por el contrario, los síntomas de raíces adventicias anormales, mancha necrótica, hojas quemadas, muerte ascendente presentaron porcentaje menores al 2%. El único síntoma que no se evidenció, fueron las hebras naranjas.

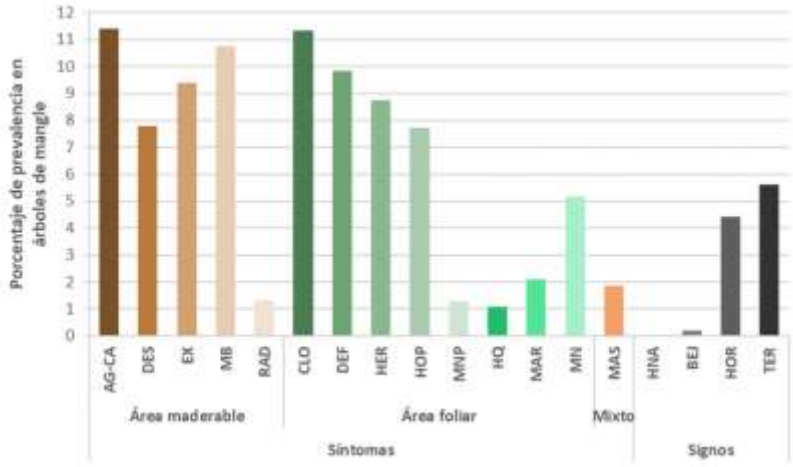


Figura 118. Porcentaje de síntomas y signos presentes en los árboles de manglar en la isla de San Andrés en el 2021. AG-CA: Agallas/cáncer; DES: Descortezamiento/agrietamiento; EX: Exudaciones; MB: Manchas blancas; RAD: Raíces adventicias anormales; CLO: Clorosis; DEF: Defoliación; HER: Herbivoría; HOP: Hojas perforadas; MNP: Hoja con mancha necrótica perforada; HQ: Hoja quemada; MAR: Marchitamiento; MN: Manchas necróticas; MAS: Muerte ascendente; HNA: Hebra naranja (hongo); BEJ: Bejuco/enredadera; HOR: Hormigas; TER: Termitas.

En las estaciones de las islas de San Andrés, se encontró que para el área maderable se presentaron en todas las estaciones los síntomas de agallas/cáncer, descortezamiento, exudaciones y manchas blancas; a excepción de Smith Channel en donde no se reportaron exudaciones (Figura 119 y Figura 118). En cuanto al área foliar, se evidenció que los síntomas con mayor frecuencia son clorosis, defoliación, herbivoría y hojas perforadas. La estación Smith Channel presentó el mayor porcentaje de signos (26,3%), con aportes similares tanto en termitas como en hormigas; así mismo se evidenció una recurrencia del síntoma mixto (muerte ascendente) del 8,9%, siendo el mayor valor. Para bahía Hooke ser obtuvo el menor porcentaje en relación a los signos (5,3%; Figura 119).

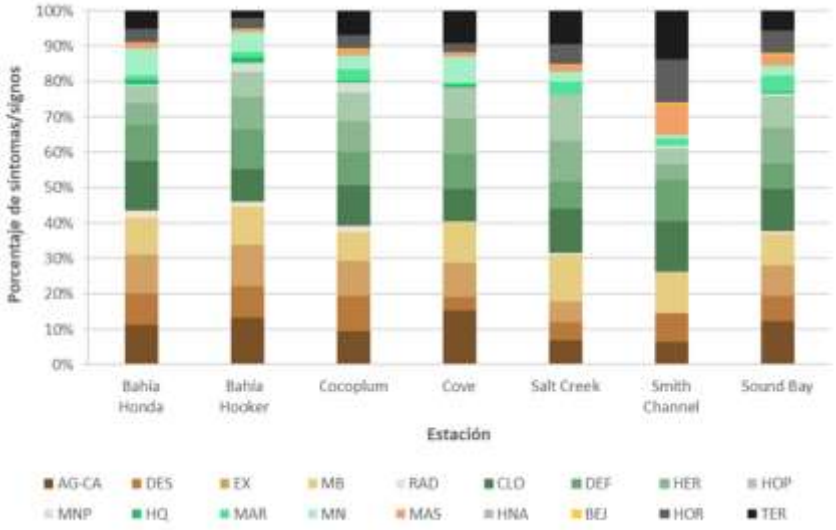


Figura 119. Porcentaje de síntomas y signos en las estaciones de la isla de San Andrés en el 2021 en los árboles de manglar. AG-CA: Agallas/cáncer; DES: Descortezamiento/agrietamiento; EX: Exudaciones; MB: Manchas blancas; RAD: Raíces adventicias anormales; CLO: Clorosis; DEF: Defoliación; HER: Herbivoría; HOP: Hojas perforadas; MNP: Hoja con mancha necrótica perforada; HQ: Hoja quemada; MAR: Marchitamiento; MN: Manchas necróticas; MAS: Muerte ascendente; HNA: Hebra naranja (hongo); BEJ: Bejuco/enredadera; HOR: Hormigas; TER: Termitas.

Es importante resaltar que, aunque se cuenta con información de los síntomas y/o signos para el año 2021, ésta aún es poca para poder explicar o inferir sobre el estado de salud en términos de enfermedades de los mangles, asociadas a esos síntomas y/o signos. Por esta razón es importante obtener mayor información en relación al estado fitosanitario en bosques de manglar. De esta manera, se deben contemplar estudios que contribuyan a reconocer e identificar los cambios en la presencia/ausencia y frecuencia de los síntomas y signos en los bosques de manglar en Colombia, con el fin de comprender los efectos de las interacciones bióticas en los árboles de mangle y sus posibles consecuencias al ecosistema.

Por último, en cuanto a la evaluación de la comunidad avifaunística asociada a los bosques de manglar monitoreados en la isla de San Andrés en octubre de 2021 (en el marco de la operación cangrejo negro INVEMAR, 2021c), se registraron 762 aves, pertenecientes a 51 especies de 21 familias taxonómicas. Las familias con mayor número de representantes fueron Parulidae con 10 especies y Ardeidae con 7 especies (Tabla 40; Figura 120a-d). Las estaciones de manglar en donde

se presentó mayor diversidad de especies de aves fueron bahía Honda con 30 especies y, Cocoplum y Cove con 22 especies cada una. La mayor abundancia de ejemplares de aves se encontró en bahía Honda y Cove, con 183 y 169 individuos, respectivamente. El 65% de las especies de aves registradas durante el monitoreo, correspondió a aves migratorias boreales (e.g. *Egretta tricolor* "garza tricolor" y *Numenius phaeopus* "zarapito trinador"), mientras que el 31% correspondió a especies de aves residentes, el 2% a una especie invasora (e.g. *Quiscalus mexicanus* "Maria mulata") y el 2% a una especie endémica (*Vireo caribaeus* "vireo de San Andrés") (Figura 121a-d). De acuerdo con lo anterior, los registros de especies de aves, obtenidos en el monitoreo realizado en el 2021 a las aves asociadas a los manglares de las estaciones de San Andrés, mantienen semejanza a las especies de aves registradas en los monitoreos de años anteriores (Rojas-Aguirre *et al*., 2019; Gómez-López *et al*., 2020). Adicionalmente, cabe resaltar que los resultados del presente monitoreo, demuestran similitud con lo reportado en años anteriores, donde los manglares de Smith Channel presentaron una baja diversidad y abundancia de especies de aves, que puede ser atribuida, en parte, a la gran altura que presentan los árboles de mangle de dicha estación, lo cual disminuye la detectabilidad de algunas especies pequeñas que forrajean en el dosel.

Tabla 40. Registro de las especies de aves y su abundancia, encontradas en los bosques de manglar de las estaciones de monitoreo de la isla de San Andrés en octubre de 2021.

FAMILIA	ESPECIE	CANTIDAD
Alcenidae	*Megaceryle alcion*	2
Anatidae	*Anas domesticus*	2
	Spatula discors	15
Ardeidae	*Ardea alba*	9
	Ardea herodias	1
	Butorides virescens	18
	Egretta caerulea	6
	Egretta thula	2
	Egretta tricolor	1
	Nyctanassa violacea	20
Coerebidae	*Coereba flaveola*	86
Columbidae	*Columbina passerina*	2
	Patagioenas leucocephala	62
	Zenaida asiatica	17
Falconidae	*Falco peregrino*	1
Fregatidae	*Fregata magnificens*	58
Hirundinidae	*Hirundo rustica*	5
Icteridae	*Icterus leucopteryx*	12
	Quiscalus mexicanus	65
Laridae	*Sterna hirundo*	1
Mimidae	*Mimus gilvus*	19
Pandionidae	*Pandion haliaetus*	1
Parulidae	*Helmitherus vermivora*	3
	Mniotilta varia	8
	Parkesia noveboracensis	27
	Protonotaria citrea	12
	Seiurus aurocapillus	1
	Setophaga petechia	29
	Setophaga ruticilla	3

FAMILIA	ESPECIE	CANTIDAD
	Setophaga striata	1
	Vermivora chrysoptera	1
	Vermivora peregrina	2
Psittacidae	*Eupsittula pertinax*	140
Rallidae	*Gallinula galeata*	1
Scolopacidae	*Actitis macularia*	5
	Arenaria interpres	2
	Calidris sp.	6
	Charadrius semipalmatus	1
	Gallinago gallinago	1
	Limnodromus griseus	16
	Numenius phaeopus	7
	Tringa flavipes	1
	Tringa semipalmata	3
	Tringa solitaria	1
Thraupidae	*Melanospiza bicolor*	16
Trochilidae	*Anthracothorax prevostii*	9
Turdidae	*Catharus ustulatus*	2
Tyrannidae	*Elaenia martinica*	2
	Empidonax sp.	1
Vireonidae	*Vireo altiloquus*	2
	Vireo caribaeus	54
21 familias	**51 especies**	**762 individuos**

Figura 120. Fotografías de algunas especies de aves de las familias más representativas (Ardeidae y Parulidae), registradas en los bosques de manglar de las estaciones monitoreadas en octubre de 2021 en la isla de San Andrés: a) Garza real (Ardea alba) en la estación Sound Bay; b) Garcita verde (Butorides virescens) en la estación Smith Channel; c) Reinita acuática (Parkesia noveboracensis) en la estación Sound Bay; d) Cebrita trepadora (Mniotilta varia) forrajeando en la estación Cocoplum.

Figura 121. Fotografías de algunas especies de aves con alguna categoría especial, registradas en los bosques de manglar de las estaciones monitoreadas en octubre de 2021 en la isla de San Andrés: a) Garza tricolor (Egretta tricolor), ave migratoria boreal registrada en la estación bahía Honda; b) Vireo de San Andrés (Vireo caribaeus), ave endémica registrada en la estación Sound Bay; c) Sinsonte (Mimus gilvus), ave residente forrajeando en la estación Cocoplum; d) Maria mulata (Quiscalus mexicanus), especie invasora registrada en la estación Sound Bay.

Estado de los manglares y recomendaciones para avanzar en estrategia de restauración en la isla de Providencia

En el marco de la expedición Cangrejo Negro, dos meses después del paso del huracán Iota, se realizaron meciones y observaciones directas en campo, las cuales mosraron , que aproximadamente el 23% de la cobertura de manglar en Providencia fue fuertemente afectada por el fenómeno, mientras que el 56% fue medianamente afectada y el 21% poco afectada (INVEMAR 2021a). Los manglares más afectados fueron los ubicados en los sectores de Santa Catalina, Jhon Mangrove, Manchineel Bay, Phanton Beach y el norte del parque Old Providence Mc Bean.

Para analizar a escala de paisaje los cambios en el estado de salud del bosque como efecto del huracán, en el 2021 se realizaron análisis complementarios por medio de sensores remotos. Para ello se calculó el Indice Diferencial Normalizado de Vegetación (NDVI) mediante el análisis de las imagénes satelitales Pleiades 1A 26/07/2015 (antes del huracán) y la imágen Pleiades 1A del 29/01/2021 (depues del huracán) a una escala 1:5.000 y tamaño de píxel de 2m. Los resultados coincidieron con las observaciones de campo realizadas en la expedición Cangrejo Negro, destacando una muy alta afectación en los manglares de borde (16,92%) y cuenca (7,85%), además, loa análisis con sensores remotos mostraron que los manglares del sector Old Town también experimentaron afectaciones de consideración.

Para una segunda etapa de análisis, se replicó el mismo procedimiento entre una imagen WorldView-4 del 15/12/2018 y una imagen GeoEye-1 del 15/07/2021 a una escala 1:5.000 pero con una resolución espacial de 50cm/px con la finalidad de mejorar el detalle de lo observado. En este caso se confirmaron los resultados del primer análisis con una variación mínima, dando como resultado una afectación muy alta para manglares de borde de 17,74% y para manglares de cuenca un 6,91% (INVEMAR, 2022b) (Figura 122).

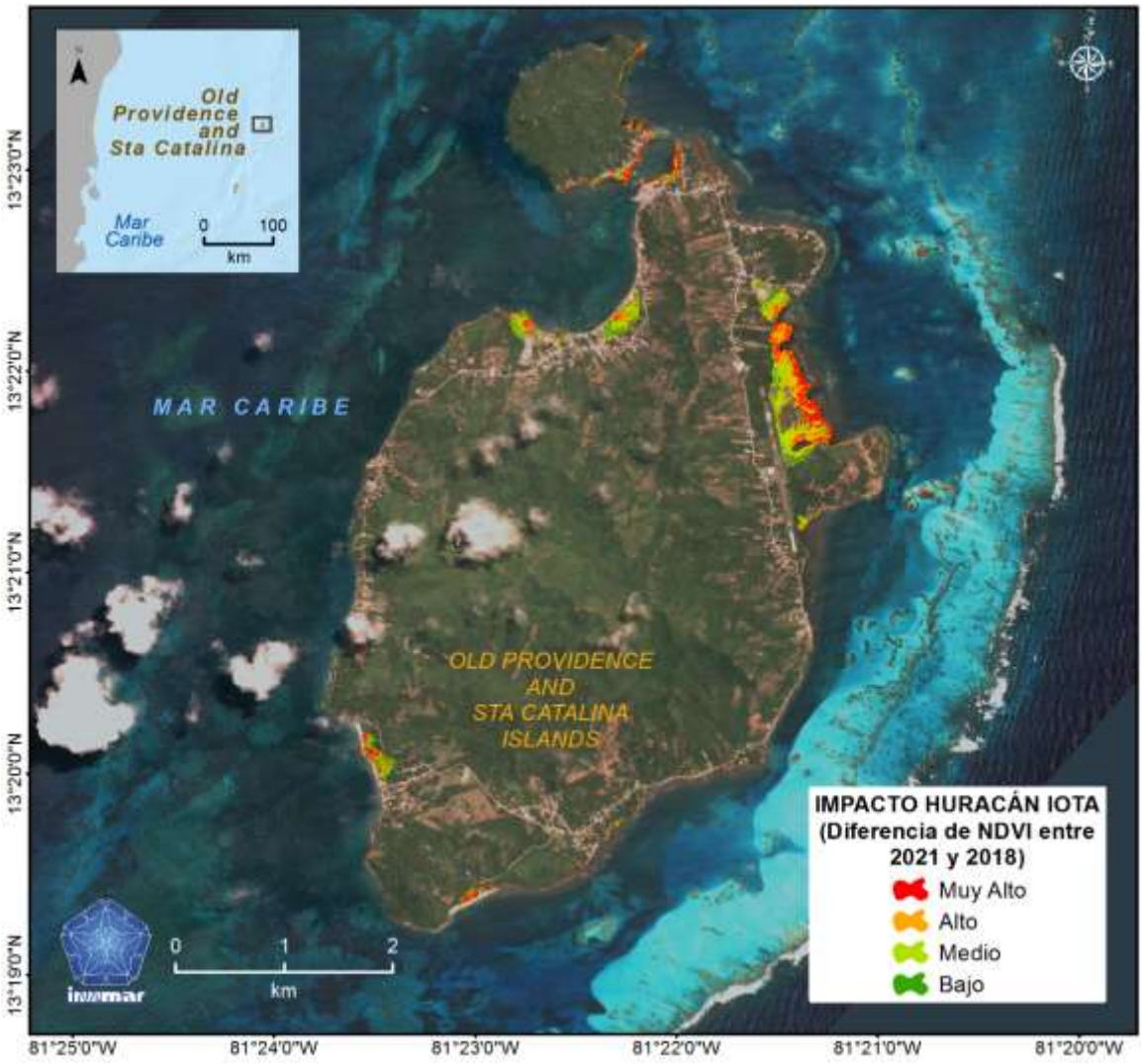


Figura 122. Impacto huracán IOTA 2021 -2018 (Diferencia NDVI). Fuente: INVEMAR, 2022b.

Adicionalmente, y con base en la interpretación de insumos adicionales la imagen GeoEye del 15 de junlio de 2021, se determinó que la cobertura de manglar vivo en Providencia en 2021 fue de 14,02 ha lo cual representa una disminución del 78,02% de su cobertura, comparada con el año 2016 cuando se registraron para las islas un total de 63,77 ha de manglar vivas (INVEMAR, 2016c).

El paso del huracán Iota, no solo prodijo la disminución de la cobertura del manglar, la acumulación de escombros, basura y material vegetal en drenajes que alimentan las zonas de manglar, también limitaron los flujos de agua, situación que a futuro puede exherbar el impacto del huracán sobre el ecosistema. Asi mismo, uno de los principales impactos está asociado a la carencia de propágulos en los bosques, indicando la pérdida de la capacidad del bosque de producirlos, siendo actualmente uno de los principales factores limitantes para la restauración a solucionar, debido a las barreras biofísicas (INVEMAR, 2021a).

ACCIONES INICIALES PARA LA RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS AFECTADOS

Primeros auxilios a los corales volcados

Posterior al paso del huracán IOTA, en abril y noviembre del 2021, se llevó a cabo el seguimiento de las colonias coralinas marcadas que fueron reubicadas en condiciones naturales en diciembre de 2020 por presentar blanqueamiento o pérdida parcial de tejido, producto de su remoción del fondo y volcamiento. Para este seguimiento, se localizaron las colonias marcadas con medallas en las formaciones arrecifales de Marcela's y Juanita´s Place. Posteriormente, se tomaron fotografías a corta distancia de cada colonia, para realizar comparaciones y un seguimiento de su condición a lo largo del tiempo.

Durante las evaluaciones se observó un notable cambio en la visibilidad, considerando que, en la primera campaña de diciembre del 2020, había una mayor turbidez en la columna de agua producto del paso del huracán, que dejó una gran catidad de material particulado en suspensión. Sin embargo, cinco y 11 meses después, las condiciones *in situ* fueron más favorables para las colonias allí presentes. A pesar de esto, no fue posible monitorear las colonias marcadas en Juanitas´s place en noviembre de 2021, debido al incremento en la turbidez del agua por las constantes lluvias durante esta temporada.

En Marcela's Place se encontraron cinco de las 10 colonias marcadas en el 2020 (Tabla 41), similar a Juanita´s Place, donde se encontraron tres de las 6 colonias marcadas en el 2020 (Tabla 42). En la mayoría se evidenció una recuperación en su tejido, el cual anteriormente se encontraba palidecido o parcialmente blanqueado. No obstante, también se observó un aumento paulatino de la cobertura de macroalgas. Este aumento de las poblaciones algales puede obedecer a pulsos poblacionales en ciertas épocas del año, favorecidas por fenómenos de eutrofización en el área, que pueden generan a futuro un detrimento de la cobertura viva del sector, calculada en 2021, con un valor cercano al 50 %.

Tabla 41. Seguimiento de las colonias coralinas marcadas con medallas en el 2020, abril del 2021 (2021-1) y noviembre del 2021 (2021-2) en el sector de Marcela´s Place. No.: número de placa. Cód.: código.

No.	ESPECIE	CÓD.	2020	2021-1	2021-2
1	*Pseudodiporia strigosa*	110			
2	*Orbicella annularis*	112			No encontrada
3	*Orbicella annularis*	134		No encontrada	
4	*Orbicella annularis*	135			
5	*Orbicella annularis*	138		No encontrada	No encontrada
6	*Orbicella annularis*	139			No encontrada
7	*Orbicella annularis*	140			
8	*Orbicella annularis*	143			
9	*Orbicella annularis*	145		No encontrada	No encontrada

No.	ESPECIE	CÓD.	2020	2021-1	2021-2
10	*Orbicella annularis*	146		No encontrada	No encontrada

Tabla 42. Seguimiento de las colonias coralinas marcadas con medallas en el 2020, abril del 2021 (2021-1) y noviembre del 2021 (2021-2) en el sector de Juanita´s Place. No.: número de placa. Cód.: código.

No.	ESPECIE	CÓD.	2020	2021-1	2021-2
1	*Orbicella annularis*	111			No se pudo realizar la búsqueda debido a las difíciles condiciones ambientales (alta turbidez del agua)
2	*Orbicella annularis*	113		No encontrada	
3	*Orbicella annularis*	114		No encontrada	
4	*Orbicella annularis*	115		No encontrada	
5	*Orbicella annularis*	119			
6	*Orbicella annularis*	Sin número			

A nivel general, el resultado de este proceso indicó que las labores de rescate de las colonias tienen un efecto positivo para contrarrestar la perturbación generada por el huracán IOTA, al evidenciar una mejora frente al blanqueamiento que presentaron las colonias coralinas.

Acciones iniciales de restauracion de manglar y fortalecimiento de capacidades locales y recomendaciones para el avance del proceso

La expedición Cangrejo Negro llevada a cabo por el INVEMAR y otras instituciones entre noviembre 2020 y enero 2021 (INVEMAR, 2021d) y una salida de campo de monitoreo en mayo de 2021, así como algunas reuniones, encuestas y talleres realizados en el transcurso del 2021; generaron las bases para el diagnóstico del estado socioecológico del ecosistema de manglar en Providencia tras el paso del huracán Iota. Estos insumos fueron fundamentales para elaborar el plan de restauración de los manglares de las islas que fue socializado y retroalimentado con las partes interesadas (Ministerio de Medio Ambiente, CORALINA, Parques Nacionales, comunidades locales) (Sanchez-Nuñez *et al.,* 2021) que se ejecutaron en el 2021 con estos socios.

Las acciones de restauración diseñadas, buscan reestablecer la capacidad de protección costera de los manglares de las islas, a través de la recuperación de la estructura y capacidad reproductiva de los bosques de borde y cuenca. Asi mismo, promueven la gobernanza comunitaria ambiental para facilitar la cooperación y coordinación entre las partes interesadas, que potencie el éxito de las medidas de rehabilitación en el largo plazo, el liderazgo comunitario y la capacidad adaptativa.

La primera medida contemplada para avanzar en la restauración de los manglares de las islas fue la remoción de basura marina en zonas priorizadas en las islas de Providencia y Santa Catalina, actividad que se realizó en enero del año 2021 y contó con la participación de entre 40 a 70 personas de la comunidad local, funcionarios de Parques Nacionales, Armada Nacional y Alcaldía de Providencia. Estas acciones, permiten (i) recuperar el espacio para el crecimiento de las plántulas y facilitar la regeneración natural, a fin de mitigar la pertubación ecológica causada en el ecosistema por la acumulación de basura marina (Luo *et al.*, 2021); y (ii) generar conciencia sobre el impacto de la basura marina y la conservación de los ecosistemas de manglar en la isla (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2021).

Como resultado de la jornada de limpieza se recolectaron aproximadamente 14 mil unidades de residuos sólidos (considerados basura marina) con un peso total de 5,4 toneladas (INVEMAR, 2021a). Los plásticos fueron el tipo de material más abundante, representando cerca del 65% de las unidades de basura contadas (Figura 123, INVEMAR, 2021d).

Además, con el fin de conocer la percepción ante las acciones necesarias para afrontar la presencia de basura marina en manglares antes y después del huracán Iota, se realizaron entrevistas semi-estructuradas a 38 nativos de las Islas Providencia y Santa Catalina. Los encuestados resaltaron el inadecuado manejo de residuos y la necesidad de acciones efectivas para prevenir y reducir la contaminación por basura marina en ecosistemas. Lo cual es consecuente con lo indicado por Superservicios (2018), donde determinó que en las Islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina se producen 83,60 ton/día de residuos sólidos y es uno de los departamentos con la mayor proporción de toneladas dispuestas por habitante (>0,85 Kg/hab-día).

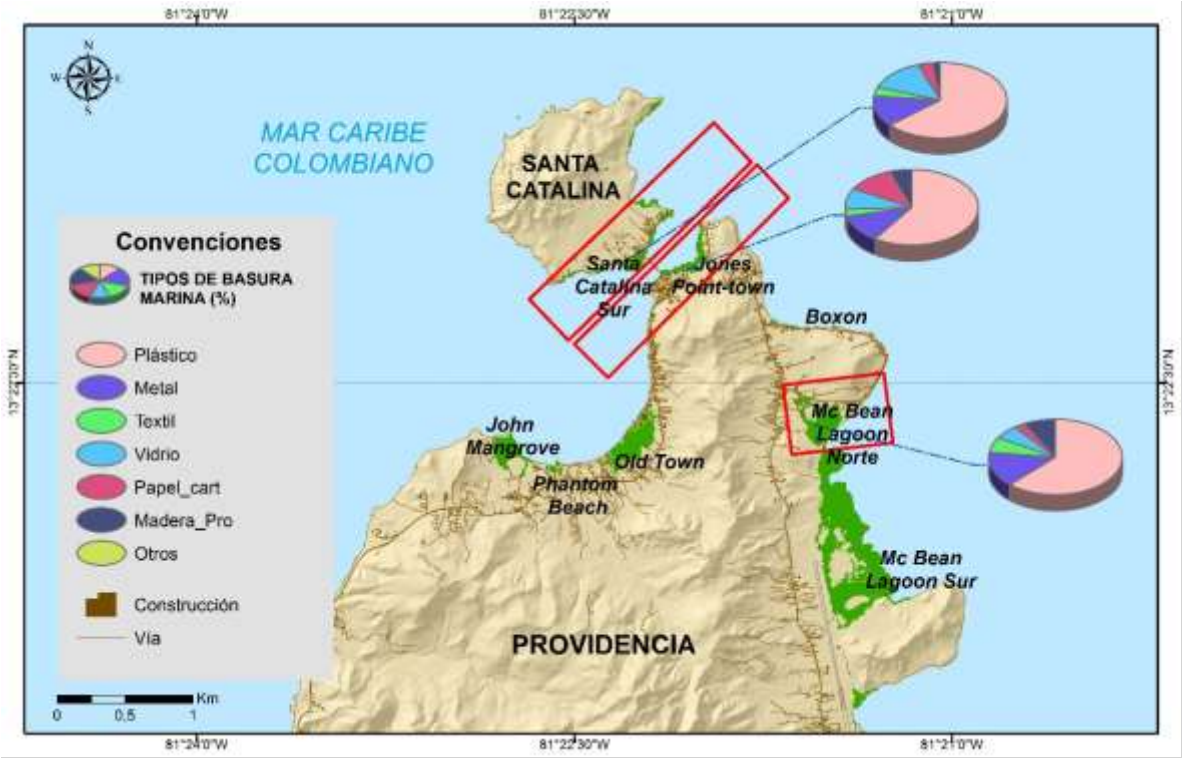


Figura 123. Porcentaje de tipos de basura marina (de acuerdo al numero de elementos) en los tres manglares de los sectores priorizados para las jornadas de limpieza y caracterización en las islas de Providencia y Santa Catalina. Tomado de: Garcés-Ordóñez et al., 2021

Las acciones propuestas se relacionan con tópicos enmarcados en el Plan Nacional de Desarrollo 2018-2022: (i) Participación ciudadana y educación ambiental, (ii) Implementación de estrategias de economía circular, (iii) fortalecimiento de negocios verdes y de los pagos por servicios ambientales (PSA) (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2021). Por tanto, se recomienda aunar esfuerzos entorno a lo anterior para concretar resultados para la recuperación de la isla y el bienestar de las comundidades locales.

Por otro lado, considerando la pérdida de la capacidad reproductiva del bosque evidenciada en la limitación de propágulos disponibles para generar la regeneración natural del bosque, parte de las acciones realizadas durante el 2021 con la coordinación de las entidades involucradas, consistió en avanzar en una estrategia de viverismo de manglar para las islas. Para esto, se instalaron dos viveros exclusivos para el mantenimiento de mangle rojo inicialmente, en el sector de Jones Point y el Parque Nacional Natural MacBean. Los propágulos serecolectaron en el Parque Regional Old Point en San Andrés, con el apoyo y gestión conjunta de CORALINA; y se sembraron más de 2700 plantas en Jones Point, Santa Catalina y Manzanillo, en alianza con las familias locales de la isla, Masbosques, el INVEMAR y CORALINA (INVEMAR, 2022c, Figura 124).

Figura 124 Acciones de restauración activa mediante el impulso de una estrategia de viverismo de manglar en la isla de Providencia. Fuente: INVEMAR, 2022c.

Considerando que las comunidades locales son el principal activo para el desarrollo exitoso de proyectos de restauración, se realizaron cinco capacitaciones que buscaron fortalecer sus capacidades. Para ello se desarrollaron sesiones sobre bases técnicas y conceptuales de la restauración de manglares, ecología y técnicas de viverismo; resolución de conflictos, gobernanza y alternativas productivas sostenibles. Un total de 60 personas fueron capacitadas en estas temáticas, 29 hombres y 31 mujeres.

Dentro de las temáticas abordadas se brindaron conceptos de restauración ecológica y viverismo; se recalcó la importancia del ecosistema de manglar y la necesidad de su restauración mediante procesos activos. Asi mismo, se brindaron conocimientos para mejorar las prácticas asociadas al viverismo (recolección, selección y transporte de propágulos y mantenimiento en vivero) con el fin de mejorar la calidad del material vegetal. Adicionalmente, se realizaron recorridos de identificación, priorización y selección de áreas de restauración de manglar de manera participativa, teniendo en cuenta los impactos generados por el huracán IOTA.

Con respecto a la temática de resolución de conflictos y gobernanza, el objetivo principal se enmarcó en el desarrollo de habilidades para resolver colaborativamente los conflictos comunitarios y ambientales, promoción de la gobernanza y del establecimiento de acuerdos de manejo entre actores comunitarios e institucionales que apoyan la implementación y sostenibilidad de procesos de restauración en ecosistemas de manglar. Durante las sesiones se abordaron aspectos básicos de

las estructuras comunitarias, reglas y acuerdos internos que tiene cada organización, ciclos de aprendizaje comunitario y experiencia con el trabajo en ecosistemas de manglar, necesidades, retos y oportunidades para implementar acciones de restauración. Finalmente, sobre alternativas productivas sostenibles, se brindaron herramientas para mostrar a los asistentes cómo por medio de la restauración, es posible desarrollar oportunidades de negocio o emprendimientos sostenibles, a través de planes estratégicos (Figura 125).

Figura 125. Capacitaciones en fortalecimiento de la restauración ecológica realizado en San Andrés y Providencia 2021, en temáticas de: Restauración de Manglar (primera fila), Resolución de conflictos y Gobernanza (abajo izquierda) y Alternativas productivas Sostenibles (abajo derecha).

Finalmente, producto de un año de trabajo en el diagnostico y la implementación inicial de acciones de restauración de manglar en las islas, se recomienda entre otros:

- Priorizar la ejecución de intervenciones que permitan mejorar la hidrológia en los manglares. La rehabilitación hidrológica es un primer paso que puede permitir una recuperación más eficiente y de largo plazo en manglares como Santa Catalina, Jones Point, Manchineel bay, Old town y Mac Bean, sectores que ya presentaban limitaciones en sus flujos hídricos antes del hurcán.

- Es necesario dar sostenibilidad a los viveros satelitales construidos en los sectores de Jones Point y MacBean al menos por tres años más, dada su relevancia y facilidad operacional para sustentar las actividades de restauración activas iniciadas en el 2021.

- Aunque la especie priorizada para la rehabilitación de corto plazo por su rol como barrera protectora en el manglar de borde, es el manglar rojo (*Rhizophora mangle*), se recomienda realizar rescates, traslados de plántulas de manglar negro (*Avicennia germinans*) y blanco

(*Laguncularia racemosa*), traslado masivo de propágulos (lluvia de semillas) y viverismo para repoblamiento de manglares de cuenca con afectación elevada como Santa Catalina, Old Town y Mac Bean a partir del 2022. Será necesario, continuar con la siembra de plántulas de manglar rojo maduradas en vivero en manglares que muestren escasa recuperación natural.

- Se recomienda utilizar prioritariamente propágulos de Providencia de sectores como MacBean, Manzanillo y Old Town, para repoblamiento de otros sectores de la isla. Complementariamente se recomienda utilizar propágulos provenientes del manglar de Old Point de San Andrés

- Es fundamental continuar con el monitoreo a la estrategia de restauración, considerando el plan de monitoreo diseñado (Sanchez-Nuñez *et al.,* 2021) y hacer seguimiento a las técnicas de siembra y medidas que se han implementado para disminuir la mortalidad por cangrejos. Se deben retirar del manglar estos elementos una vez hayan cumplido su cometido.

Finalmente, aunque los manglares generan beneficios fundamentales para las comunidades del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, sus habitantes no tienen una relación de dependencia con el ecosistema. Por ello, es relevante profundizar actividades de educación ambiental y facilitar la creación de un esquema de gobernanza local eficiente y articulado, donde se involucren diferentes sectores y actores, que permita el avance en la estrategia de restauración diseñada asi como el manejo adecuado de los recursos naturales asociados al manglar (Sanchez-Nuñez *et al.,* 2021).

LITERATURA CITADA

Accoroni, S., T. Romagnoli, S. Pichierri and T. Totti. 2016. Effects of the bloom of harmful benthic dinoflagellate *Ostreopsis* cf. *ovata* on the microphytobenthos community in the northern Adriatic Sea. Harmful Algae 55: 179-190.

Acosta-Chaparro, A., C. E. Gómez, R. Navas-Camacho, S. Millán-Cortés, A. Abril-Howard, P. Montoya-Maya, V. Posada, A. Alegría-Ortega y A. Caicedo González. 2021. Evaluación del estado de los arrecifes coralinos en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina posterior al paso del huracán Iota en el marco de la operación cangrejo negro Fase II. INVEMAR-CORALINA. Santa Marta, 47 p.

Agardy, M. 1994. Advances in marine conservation: the role of marine protected areas. Trends in Ecology & Evolution, 9(7), 267-270.

Alongi, D. M. 2008. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. Estuarine Coastal and Shelf Science, 76(1): 1-13.

Alongi, D. M. 2009. The Energetics of Mangrove Forests. Springer Netherlands. 215 p.

Alongi, D. M. 2012. Carbon sequestration in mangrove forests. Carbon management, 3(3): 313-322.

Alonso, D., H. Barbosa, M. Duque, I. Gil, M. Morales, S. Navarrete, M. Nieto, A. Ramírez, G. Sanclemente y J. Vásquez. 2015. Conceptualización del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas en Colombia. Documento de Trabajo (Versión 1.0). Proyecto COL75241 Diseño e implementación de un Subsistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas (SAMP) en Colombia. Invemar, MADS, GEF y PNUD. Serie de Publicaciones Generales del Invemar No 80, Santa Marta. 80 p.

Álvarez, R. 1997. Primer caso de ciguatera en el Caribe colombiano por *Seriola zonata* (Mitchill, 1815) (Pisces: Carangidae). Biomédica, 17: 67-68.

Alvarez-Filip, L., N. Estrada-Saldívar, E. Pérez-Cervantes, A. Molina-Hernández and F. J. González-Barrios. 2019. A rapid spread of the stony coral tissueloss disease outbreak in the mexican caribbean a rapid spread of the stonycoral tissue loss disease outbreak in the Mexican Caribbean. PeerJ 7: e8069. doi: 10.7717/peerj.8069

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.

Andrade, C. A. 2000. The Circulation and variability of the colombian basin in the Caribbean sea. [tesis de doctorado]. University of Wales.

Andrade, C. A. 2015. Oceanografía dinámica de la cuenca de Colombia. Escuela Naval de Cadetes “Almirante Padilla”, Facultad de oceanografía física. Cartagena de Indias, Colombia.

APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) and WEF (Water Environment Federation). 2017. Standard methods for the examination of water and wastewater, 23 editions, Standard Methods. Washington. 1368 p.

Avendaño. J., A. Rodríguez y I. Gómez. 2019. Servicios ecosistémicos marinos y costeros de Colombia. Énfasis en manglares y pastos marinos. MAPCO. Santa Marta. 33 p.

Balech, E. 1988. Los dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental. Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía, Madrid, España. 311p.

Banco de la República – Banrep. 2017. Evolución socioeconómica de la región Caribe colombiana entre 1997 y 2017. Documentos de Trabajo sobre Economía Regional y Urbana. Cartagena. 79 p.

Beentje, H., S. O. Bandeira, J. Williamson, J. Moat, R. Frith y K. Royal. 2007. Field guide to the mangrove trees of Africa and Madagascar. Royal Botanic Gardens, Kew. 91 p.

Bernal C., M. Gómez, J.A. Sanchez-Cabeza, H. Cartas, J. Herrera, G. Ruiz y M. Hernández-Ayón. 2021a. Determinación de alcalinidad total en agua de mar utilizando dispensador manual. Método de titulación en celda abierta. Red de Investigación de Estresores Marinos - Costeros en Latinoamérica y El Caribe – REMARCO. Santa Marta, Colombia. 9 pp. https://remarco.org/manual-ao/

Bernal C., J.A. Sanchez-Cabeza, R.A. Martínez-Galarza, M. Gómez y O. Norzagaray López. 2021b. Determinación de carbono inorgánico disuelto en agua de mar utilizando analizador automático con detección infrarrojo - AIRICA. Red de Investigación de Estresores Marinos - Costeros en Latinoamérica y El Caribe – REMARCO. Santa Marta, Colombia. 18 pp. https://remarco.org/manual-ao/

Bernal, G., G. Poveda, P. Roldán y C. Andrade. 2006. Patrones de variabilidad de las temperaturas superficiales del mar en la Costa Caribe Colombiana. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 30 (115): 195-208.

Bernal, G., M. Ochoa y E. Beier. 2012. Variabilidad estacional e interanual océano-atmósfera en la cuenca Colombia. En: Revista Cuadernos del Caribe.

Björk, M., F. Short, E. Mcleod and S. Beer. 2008. Managing seagrasses for resilience to climate change (No. 3). Iucn.Brandt, M.E. y J.W. McManus 2009. Disease incidence is related to bleaching extent in reef-building corals. Ecology 90: 2859–2867.

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

Blandón, L., M. Marín, M. Quintero, L. Jutinico-Shubach, M. Montoya-Giraldo, M. Santos-Acevedo and J. Gómez-León. 2022. Diversity of cultivable bacteria from deep-sea sediments of the Colombian Caribbean and their potential in bioremediation. Antonie Van Leeuwenhoek. doi:10.1007/s10482-021-01706-4

Blondeau-Patissiera, D., J. F. R. Gowerb, A. G. Dekkercd, S. R. Phinnd, V. E. Brandocd. 2014. A review of ocean color remote sensing methods and statistical techniques for the detection, mapping and analysis of phytoplankton blooms in coastal and open oceans. Progr. Oceanogr., 123: 123-144. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2013.12.008

Brandt, M. E y J.W. McManus. 2009. Dynamics and impact of the coral disease White plague: insights from a simulation model. Dis. Aquat. Org. Vol. 87: 117-133.

Burke, L., K. Reytar, M. Spalding and A. Perry. 2011. Reef at Risk revisited. Washington D. C.: World Resources Institute. The Nature Conservancy (TNC), the World Fish Center, the International Coral Reef Action Network (ICRAN), the United Nations Environment Programme - World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC), and the Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN). Washington, D.C. 130 p.

Burkhand, B., and J. Maes. 2017. Mapping Ecosystems Services. Pensoft Publishers.

Cadavid, B.C., P. Bautista, J.M. Betancourt, L.E. Castro, C.A. Villamil, A.M. Orjuela, S. Rifaterra, L.V. Perdomo, E. Viloria, 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. Viloria. 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.

Cairns, S.D. 1999. Species richness of recent Scleractinia. Atoll Research Bulletin, 459: 1–12.

Campbell, D. E. 2000. Using Energy Systems Theory To Define, Measure, and Interpret Ecological Integrity and Ecosystem Health. Ecosystem Health, 6(3): 181-204.

Cannicci, S., D. Burrows, S. Fratini, T.J. Smith III, J. Offenberg, F. Dahdouh-Guebas. 2008. Faunistic impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: A review. Aquat. Bot. 89, 186–200.

Cannizzaro, J. P. and K.L. Carder. 2006. Estimating chlorophyll-a concentrations from remote-sensing reflectance in optically shallow waters. Rem. Sens. Environ., 101: 13–24

CARDIQUE, CARSUCRE, CODECHOCO, CORALINA, CORPAMAG, CORPOGUAJIRA, CORPONARIÑO, CORPOURABA, CRA, CRC, CVC, CVS, INVEMAR, MADS, PNN. 2016. Plan de Acción del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas - SAMP 2016-2023: Lineamientos para su consolidación en el marco de los Subsistemas Regionales de Áreas Protegidas del Pacífico y del Caribe. Editado por: A. P. Zamora-Bornachera. Proyecto COL75241, PIMS #3997, Diseño e implementación de un Subsistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas (SAMP) en Colombia. Invemar, MADS, GEF y PNUD. Serie de publicaciones Generales del Invemar # 85, Santa Marta. 60 p.

Carreño, L. A., y E. Mera. 2008. Intoxicación alimentaria, Informe Colombia. En: Mancera-Pineda J. E. (Ed.). IOC Regional Science Planning Workshop on Harmful Algal Blooms in IOCARIBE ANCA IV. San Andrés Isla, Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe, 81 pp.

Castaño-Isaza, J., R. Newball, B. Roach and W. Lau. 2015. Valuing beaches to develop payment for ecosystem services schemes in Colombia's Seaflower marine protected area. Ecosystem Services, 11, 22-31. doi:10.1016/j.ecoser.2014.10.003

Castillo M.J., L.J., Vivas-Aguas y L.F. Espinosa. 2021. Ficha Metodológica de la Operación Estadística Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras – OE ICAM. Código FC-CAM-1. Versión 3. INVEMAR. Santa Marta D.T.C.H., 16 p.

Castrillón-Cifuentes, A.L., D.F. Lozano-Cortés and F.A. Zapata. 2017. Effect of short-term subaerial exposure on the cauliflower coral, Pocillopora damicornis, during a simulated extreme low-tide event. Coral Reefs, 36(2): 401-414.

Castro, R., y A. Martínez. 1997. Variabilidad espacial y temporal del campo de viento. Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 2007, 129-147

CCO. 2022. Política Nacional de los Océanos y los Espacios Costeros- PNOEC. Recuperado de https://cco.gov.co/pnoec.html#:~:text=La%20es%20la%20carta,regiones%20insulares%20como%20parte%20constitutiva

Celis, J. S. y J. E. Mancera-Pineda. 2015. Análisis histórico de la incidencia de ciguatera en las islas del Caribe durante 31 años: 1980 – 2010. Bol. Invest. Mar. Cost., 44: 7-32.

CEPAL – Comisión Económica para América Latina y el Caribe. 2011. Efectos del cambio climático en la costa de América Latina y el Caribe: Dinámicas, tendencias y variabilidad climática. Naciones Unidas, Gobierno de España e IH Cantabria. 265 p.

Chasqui V., L., A. Polanco F., A. Acero P., P.A. Mejía-Falla, A. Navia, L.A. Zapata y J.P. Caldas. (Eds.). 2017. Libro rojo de peces marinos de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Serie de Publicaciones Generales de INVEMAR # 93. Santa Marta, Colombia. 552 p.

Ciminiello, P., C. Dell'Aversano, E. Dellolacovo, E. Fattorusso, M. Forino , L. Tartaglione, G. Benedettini, M. Onorari, F. Serena, C. Battocchi, S. Casavianca and A. Penna. 2014. First finding of *Ostreopsis* cf. o*vata* toxins in marine aerosols. Environ. Sci. Technol. 48(6): 3532-3540.

COLCIENCIAS. 2018. Libro verde 2030. Política Nacional de Ciencia e Innovación para el Desarrollo Sostenible.

Cole, B.E. y J.E. Cloern. 1987. An empirical model for estimating phytoplankton productivity in estuaries. Mar. Ecol. Progr. Ser., 36(1): 299-305.

Congreso de Colombia. 1997. Ley 388 de 1997. "Por la cual se modifica la Ley 9 de 1989, y la Ley 2 de 1991 y se dictan otras disposiciones". Ibagué. 49 p.

Congreso de la Republica de Colombia. 2011. Ley No. 1450 de 2011. "Por la cual se expide el Plan Nacional de Desarrollo, 2010-2014". Bogotá, D.C. 90 p.

Congreso de la República de Colombia. 2012. Ley No. 1523 de 2012. "Por la cual se adopta la política nacional de gestión del riesgo de desastres y se establece el Sistema Nacional de Gestión del Riesgo de Desastres y se dictan otras disposiciones". Bogotá, D.C. 22 p.

CONPES. 2011. Política para el desarrollo comercial de la biotecnología a partir del uso sostenible de la biodiversidad. Consejo Nacional de Política Económica y Social.

CONPES. 2020. Consejo Nacional de Política Económica y Social. Política para el desarrollo comercial de la biotecnología a partir del uso sostenible de la biodiversidad.

CORPAMAG. 2013. Plan de ordenamiento y manejo de la cuenca hidrográfica del río Aracataca. Informe técnico. 283 p.

Correa, I.D. y J.J. Restrepo. 2002. Geología y oceanografía del delta del río San Juan, litoral Pacífico colombiano. Fondo editorial Universidad EAFIT, Medellín. 206 p.

Correa-Ramírez, M. Á., W. Pacheco y C. Ricaurte-Villota. 2021. La recuperación ambiental de los principales destinos de interés turístico del Caribe colombiano que generó la cuarentena del Covid-19. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 50(2), 161-168.

Correa-Ramírez, M., A. Rodríguez-Santana, C. Ricaurte-Villota and J. Paramo. 2020. The southern Caribbean upwelling system off Colombia: water masses and mixing processes. Deep Sea Res. Part I: Oceanogr. Res. Pap., 155: 103145. https://doi.org/10.1016/j.dsr.2019.103145

Costanza, R., R. d'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, . . . M. Van den Belt. 1997. The value of the world´s ecosystem services and natural capital. Nature, 387, 253-260. doi:10.1038/387253a0

Cronberg, G., and 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.

Croquer A. and E. Weil. 2009. Changes in Caribbean coral disease prevalence after the 2005 bleaching event. Dis Aquat Org. 87: 33–43.

Custodio, E. y M.R. Llamas. 2001. Hidrología Subterránea, Ediciones Omega, 2ª. edición, Barcelona, España.

DANE – Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2018. Proyecciones de población. Recuperado el 10 de marzo de 2022 de https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion.

DANE – Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2021. Cuentas nacionales departamentales: PIB por departamento. Recuperado el 10 de marzo de 2022 de https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/cuentas-nacionales/cuentas-nacionales-departamentales.

DANE – Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2020a. Boletín técnico; muestra mensual de hoteles mes de marzo Depart. Administr. Nal. Estad. https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/boletines/mmh/bol_mmh_mar20.pdf

DANE – Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2020b. Boletín técnico; muestra mensual de hoteles mes de abril. Depart. Administr. Nal. Estad. Recuperado el 27 de julio de 2020 de https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/boletines/mmh/bol_mmh_abr20.pdf.

DANE – Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2020c. Norma técnica de la calidad del proceso estadístico, requisitos de calidad para la generación de estadísticas. Bogotá. D.C. 71p.

Dawes, C. J. 1986. Botánica Marina. México: Limusa. 673 p.

De Groot, R., L. Brander, S. Van der Ploeg, R. Costanza, F. Bernarnd, L. Braat, . . . P. van Beukering. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. Ecosystems Services, 1(1), 50-61. doi:10.1016/j.ecoser.2012.07.005

De Groot, R., M. Stuip, C. Finlayson y N. Davidson. 2007. Valoración de humedales: Lineamientos para valorar los beneficios derivados de los servicios de los ecosistemas de humedales. Montreal: Informe Técnico RAMSAR No. 3/No. 27 Serie Publicaciones técnicas del CDB.

De la Torre-Castro, M., and P. Rönnbäck. 2004. Links between humans and seagrasses—an example from tropical East Africa. Ocean & Coastal Management, 47(7-8), 361-387.

Del Favero, G., S. Sosa, M. Pelin, E. D´Orlando, C. Florio, P. Lorenzon, M. Poli and A. Tubaro. 2012. Sanitary problems related to the presence of *Ostreopsis* spp. in the Mediterrranean Sea: a multidisciplinary scientific approach. Ann. Ist. Super. Sanitá. 48: 407- 414.

Departamento Administrativo de la Función Pública. 2011. Decreto 3570 de 2011. "Por el cual se modifican los objetivos y la estructura del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y se integra el Sector Administrativo de Ambiente y Desarrollo Sostenible". Bogotá D. C. 27 p.

DesInventar. 2015. Sistema de inventario de efectos de desastres. http://online.desinventar.org. Versión: 2015.033101.

Devis-Morales, A., Schneider, W., Montoya-Sánchez, R. A., and E. Rodríguez-Rubio. 2008. Monsoon-like winds reverse oceanic circulation in the Panama Bight. Geophysical Research Letters, 35(20). https://doi.org/10.1029/2008GL035172

Devis-Morales, A., y R. A. Montoya-Sánchez. 2016. Variabilidad espacio-temporal del sistema océano-atmosférico en el Pacífico ecuatorial oriental con énfasis en la región marino-costera de Gorgona y Sanquianga. WWF-Colombia, 52 pp.

Díaz, J. M. 2011. Una revisión sobre los manglares: Características, problemáticas y su marco jurídico. Importancia de los manglares, el daño de los efectos antropogénicos y su marco jurídico -Caso sistema lagunar de Topolobampo. Ra Ximhai, 7(3): 355-369.

Díaz, J. M., L. M. Barrios Suárez y D. I. Gómez López. 2003. Las praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR.

Díaz, J.M., L.M. Barrios, M.H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Angel, F.A. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 5, Santa Marta. 176 p.

DNP – Departamento Nacional de Planeación – Sistema de estadísticas territoriales TERRIDATA. [online]. 2020. Recuperado el 3 de abril de 2021 de https://terridata.dnp.gov.co/index-app.html#/perfiles/47268

DNP – Departamento Nacional de Planeación. 2007a. Visión Colombia II Centenario 2019. Aprovechar el territorio marino costero en forma eficiente y sostenible. Propuesta para discusión. Presidencia de la República, Bogotá D.C., Colombia. 101 p.

DNP – Departamento Nacional de Planeación. 2007b. Visión Colombia II Centenario: 2019. Bogotá D.C. 404 p.

DNP – Departamento Nacional de Planeación. 2011. CONPES 3700. Estrategia institucional para la articulación de políticas y acciones en materia de cambio climático en Colombia. 75 p.

DNP – Departamento Nacional de Planeación. 2013. Elementos para la formulación de la política nacional de ordenamiento territorial y alcances de las directrices departamentales. Secretaría de la COT. Bogotá D.C. 29 p.

Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarso, S. Kurnianto, M. Stidham and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. Nature Geoscience, 4(5): 293-297.

Duke, N. C. 1992. Mangrove floristics and biogeography: Tropical mangrove ecosystems. Robertson A. I. y D. M. Alongi (Eds.). Washington D.C., 63-100 p.

Duke, N. C. 2010. *Mora oleifera*. The IUCN Red List of Threatened Species, Journal of East African Natural History, http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178858A7629292.en. Downloaded on 18 February 2019.

Echeverri, G., L. Ramirez, J. Saez and A. Escorcia. 2021. In Vitro evaluation of Bio Reduction of hexavalent chrome by marine microorganisms isolated in the Cartagena Bay for wastewater treatment. Chemical Enginering Transactions, 86, 655-660. doi:10.3303/CET2186110

Egbert, G. D., y S.Y. Erofeeva. 2002. "Efficient inverse modeling of barotropic ocean tides." Journal of Atmospheric and Oceanic Technology 19.2 (2002): 183-204.

Ehler, Ch. y F. Douvere. 2009. Marine Spatial Planning: a step-by-step approach toward ecosystembased management. Intergovernmental Oceanographic Commission - Man and the Biosphere Programme, IOC Manual and Guides No. 53, ICAM Dossier No. 6, UNESCO, París. 98 p.

Eichbaum, W., M. Crosby, M. Agardy and S. Laskin. 1996. The role or marine and coastal protected areas in the conservation and sustainable use of biological diversity. Oceanography, 9(1), 727-732.

Ellison, A., E. Farnsworth and G. Moore. 2010. *Pelliciera rhizophorae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T178833A7621318. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178833A7621318.en. Downloaded on 5 February 2021.

Ellison, J. 2012. Climate Change Vulnerability Assessment and Adaptation Planning for Mangrove Systems. World Wildlife Fund (WWF), Washington, DC. 130 p.

Escobar-Toledo, F., M. J. Zetina-Rejón, and L. O. Duarte. 2015. Measuring the spatial and seasonal variability of community structure and diversity of fish by-catch from tropical shrimp trawling in the Colombian Caribbean Sea. Marine Biology Research, 11(5), 528-539. doi:10.1080/17451000.2014.952311

Estrada-Saldívar, N., B. A. Quiroga-García, E. Pérez-Cervantes, O. O. Rivera-Garibay and L. Alvarez-Filip. 2021. Effects of the Stony CoralTissue Loss Disease Outbreak onCoral Communities and the BenthicComposition of Cozumel Reefs.Front. Mar. Sci., 8: 632777. doi: 10.3389/fmars.2021.632777.

Faimali, M., V. Giussani, V. Piazza, F. Garaventa, C. Corrá, V. Asnaghi, D. Privitera, L. Gallus, R. Cattaneo-Vietti, L. Mangialajo and M. Chiantore. 2012. Toxic effects of harmful benthic dinoflagellate *Ostreopsis ovata* on invertebrate and vertebrate marine organisms. Mar. Environ. Res 76: 97-107.

FAO y PNUMA. 2020. El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma. 224 p.

Feller, I.C. 2002. The role of herbivory by wood-boring insects in mangrove ecosystems in Belize. Oikos 97, 167–176.

Fiedler, P. and M. Lavin. 2017. Oceanographic conditions of the Eastern Tropical Pacific. 59-83. In: Glynn P. W., D.P. Manzello and I.C. Enochs (Eds.). Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific: Persistence and Loss in a Dynamic Environment (Coral Reefs of the World, Volume 8). Springer, Dordrecht. 675 p.

Field, C. 1997. La restauración de ecosistemas de manglares. Ed. OIMT-Organización Internacional de Maderas Tropicales. Managua. 278 p.

Field, C. B., M. J. Behrenfeld, J. T. Randerson and P. Falkowski. 1998. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. Science. 281:237–40.

Forero, A., L. Castellanos, A. Sandoval-Hernández, A. Magalhaes, L. Tinoco, F. López-Vallejo and F. Ramos. 2021. Integration of NMR studies, computational predictions, and in vitro assys in the search of marine diterpenes with antihumor activity. Chemical Biology & Drug Design, 98(4), 507-521. doi:10.1111/cbdd.13907

Fourqurean, J. W., C. M. Duarte, H. Kennedy, N. Marbà, M. Holmer, M. A. Mateo and O. Serrano. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. Nature geoscience, 5(7), 505-509.

Gaitán, J. D. 2007. Ictiotoxismo por consumo de barracuda (*Sphyraena barracuda*) y morena manchada (*Gymnothorax moringa*) en la comunidad de pescadores artesanales de Tasajera, Caribe colombiano. DUAZARY, 4(2): 160-167.

Gallitelli, M., N. Ungaro, L. M. Addante, N. G. Silver and C. Sabba. 2005. Respiratory illness as a reaction to tropical algal blooms occurring in temperate climate. J. Am. Med. Assoc. 293: 2599-2600.

Garbe, C.S., A. Rutgersson, J. Boutin, G. Leeuw, B. Delille, C.W. Fairall, N. Gruber, J. Hare, D.T. Ho, M.T. Johnson, P.D Nightingale, H. Pettersson, J. Piskozub, E. Sahlée, W. Tsai, B. Ward, D.K. Woolf and C.J. Zappa. 2014. Transfer Across the Air-Sea Interface. In: Liss P.S., Johnson M.T. (eds) Ocean-Atmosphere Interactions of Gases and Particles. Springer Earth System Sciences. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-25643-1_2

Garcés-Ordóñez O., J.F. Saldarriaga-Vélez and L.F. Espinosa-Díaz. 2021. Marine litter pollution in mangrove forests from Providencia and Santa Catalina islands, after Hurricane IOTA path in the Colombian Caribbean, Mar. Pollut. Bull, 168: 112471. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112471

Garzón-Ferreira, J. and J.M. Díaz. 2003. The Caribbean coral reefs of Colombia. 275-301. En: Cortés, J. (Ed.). Latin American Coral Reefs. Elsevier Science B.V., Ámsterdam.

Gil-Agudelo, D., G. Smith, J. Garzón-Ferreira, G. Weil and D. Petersen. 2004. Dark spots disease and yellow band disease, two poorly known coral diseases whit high incidence in Caribbean reefs. p. 337-349.En: Rosenberg, E. y Y. Loya (Eds). Coral health and disease. Springer. Alemania.

Gil-Agudelo, D., R. Navas-Camacho, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia, S. Bejarano, J. Garzón-Ferreira and G. W. Smith. 2009. Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos. Bol. Invest. Mar. Cost., 38 (2): 189-224.

Gilbert, G.S., M. Mejía y E. Rojas. 2002. Fungal diversity and plant disease in mangrove forests: salt excretion as a possible defense mechanism. Oecologia 132, 278–285.

Giraldo, A., y B, Valencia. (Eds.). 2012. Geomorfología e hidroclimatología de isla Gorgona. In Isla Gorgona: Paraíso de biodiversidad y ciencia (1st ed., pp. 17–23). Universidad del Valle. http://www.jstor.org/stable/j.ctt1rfsqsb.4.

Giri, C., E. Ochieng, L. L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek and N. Duke. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. Global Ecology and Biogeography, 20(1): 154-159.

Girón, A., F. Rico y M. Rueda. 2010. Evaluación experimental de dispositivos excluidores de fauna acompañante en redes de arrastre para camarón de aguas someras en el Pacífico colombiano. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 337-357.

Glynn, P.W., H. von Prahl, and F. Guhl. 1982. Coral reefs of Gorgona Island, Colombia, with special reference to corallivores and their influence on community structure and reef development. An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín, 12: 185-214.

Glynn, P.W., N.J. Gassman, C.M. Eakin, J. Cortés, D.B. Smith and H.M. Guzman. 1991. Reef coral reproduction in the Eastern Pacific: Costa Rica, Panama, and Galapagos Islands (Ecuador). Part I. Pocilloporidae. Mar. Biol., 109: 355-368.

Gohin, F. 2011. Annual cycles of chlorophyll-a, non-algal suspended particulate matter, and turbidity observed from space and in-situ in coastal waters. Oc. Sci., 7(5): 705-732. https://doi.org/10.5194/os-7-705-2011

Gómez López, D. I., S. M. Navarrete Ramírez, R. Navas Camacho, C. M. Díaz Sánchez, L. Muñoz Escobar y E. Galeano. 2014a. Protocolo Indicador Condición Tendencia Praderas de Pastos Marinos (ICTPM). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP).

Gómez-López, D., C. Díaz, E. Galeano, L. Muñoz, S. Millán, J. Bolaños, y C. Garcia. 2014b. Informe técnico Final Proyecto de Actualización cartográfica del atlas de pastos marinos de Colombia: Sectores Guajira, Punta San Bernardo y Chocó: Extensión y estado y estado actual. PRY-BEM-005-13 (convenio interadministrativo 2131068). Santa Marta: FONADE - INVEMAR.

Gómez-López, D. I., D. Alonso-Carvajal, C. Ricaurte-Villota y L. Espinosa Díaz. 2020. Evaluación del estado de los ambientes marinos, costeros (manglares, corales, pastos marinos, playas, calidad del agua) y oceanográficos (operación de la boya oceanográfica) en jurisdicción de la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (CORALINA). Informe Técnico Final. Convenio 001-2020. CORALINA-INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta.

Gordon, D. C., P.R. Boudreau, K.H. Mann, J.E. Ong, W.L. Silvert, S.V. Smith and T. Yanagi. 1996. LOICZ biogeochemical modelling guidelines (Vol. 5). Yerseke: LOICZ Core Project, Netherlands Institute for Sea Research.

Gutierrez, G. A., M.A. Correa y S.E. Hormazabal. 2015. Análisis de la variabilidad espacio-temporal del sistema de surgencia de La Guajira en el dominio espacio-frecuencia, empleando el MTM-SDV (Multi Taper, Method Singular Value Decomposition). Boletin científico CIOH. 33:78-106.

Hallegraeff, G. M., D. M. Anderson and A. D. Cembella (Ed.). 2004. Manual on harmful marine microalgae. Monographs on Oceanographic Methodology. UNESCO Publishing, Paris. 793 p.

Hamilton, S. E. and D. Casey. 2016. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). Glob. Ecol. Biogeogr., 25(6), 729-738.

Harvell, C. D., E. Jordán-Dahlgren, S. Merkel, E. Rosenberg, L. Raymundo, G. Smith, E. Weil and B. Willis. 2007. Coral diseases, environmental drivers and the balance between corals and microbial associates. Oceanography, 20: 172–195.

Heck, K. L., G. Hays and R. J. Orth. 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. Marine Ecology Progress Series, 253, 123-136.

Heredia-Tapia, A., B. O. Arredondo-Vega, E. J. Núñez-Vázques, T. Yasumoto, M. Yasuda and J. L. Ochoa. 2002. Isolation of *Prorocentrum lima* (Syn *Exuviaella lima*) and diarrhetic shellfish poisoning (DPS) risk assessment in the gulf of California, México. Toxicon 40: 1121-1127.

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

Hurtado-García, Y. C., Botero. E. Herrera. 2009. Selección y propuesta de parámetros para la determinación de la calidad ambiental en playas turísticas del Caribe colombiano. Ciencia en su PC, (4): 42-53.

Ibarra, K.P., M.C. Gómez, E.A. Viloria, E. Arteaga, I. Cuadrado, M.F. Martínez, Y. Nieto, J.A. Rodríguez, L.V. Li- cero, L.V. Perdomo, S. Chávez, J.A. Romero y M. Rueda. 2014. Informe Técnico Final 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, Santa Marta, Colombia. 140 p. + anexos.

IDEAM – Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. 2014. Actualización del componen- te meteorológico del modelo institucional del IDEAM sobre el efecto climático de los fenómenos El Niño y La Niña en Colombia, como insumo para el Atlas Climatológico. Bogotá, D. C. 134 p.

IDEAM – Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2017. Boletín informativo sobre el monitoreo de los Fenómenos de variabilidad climático “El Niño” y “La Niña”. Boletín Número 113. Bogotá D.C. 7p.

IDEAM – Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2019. Estudio Nacional del agua 2018. Bogotá, 452 p.

IDEAM – Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2020. Seguimiento al ciclo ENOS. Boletín No. 140. 13p. Recuperado de http://www.ideam.gov.co/documents/21021/96422103/03_ENSO_IFN_MAR_20_2020.pdf/fbf00dd%209-7fbd-415a-904d-e55e268eed41?version=1.0

IDEAM, IGAC, IAvH, INVEMAR, I. SINCHI e IIAP. 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacifico Jhon von Neumann, Instituto.

IDEAM, PNUD, MADS, DNP y CANCILLERÍA. 2015. Nuevos Escenarios de Cambio Climático para Colombia 2011-2100 Herramientas Científicas para la Toma de Decisiones – Enfoque Nacional - Regional: Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático. ISBN 978-958-8902-57-9. Bogotá, D.C. 15 p.

IDEAM, PNUD, MADS, DNP y CANCILLERÍA. 2017. Análisis de vulnerabilidad y riesgo por cambio climático en Colombia. Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático. IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCILLERÍA, FMAM. Bogotá D.C., Colombia. 333 p.

IGAC. 2002. Atlas de Colombia. 5 ed. IGAC-Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Imprenta Nacional, Bogotá. 320 p.

Instituto Von Humboldt. 2019. Biodiversidad 2019. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

INVEMAR e IDEAM. 2017. Elaboración del Análisis de Vulnerabilidad Marino Costera e Insular ante el Cambio Climático para el País. Informe Técnico Final– 001. Contrato PNUD No. 0000040357. Santa Marta. 256 p.

INVEMAR y Fundación Natura. 2019. Informe Descriptivo Intermedio año 2019. Informe técnico de avance ITA-003. PRY-001-17. 129 páginas. López Rodríguez, A.P. y P.C. Sierra-Correa. (Eds). Contrato de Subvención No. EU ENV/2016/380-526.

INVEMAR y Minambiente. 2019. Ficha técnica de indicadores del Plan Nacional de Desarrollo (PND), 2018-2022: Pacto por Colombia pacto por la equidad. Porcentaje de estaciones de monitoreo de aguas marinas con categorías aceptable y óptima calidad. Santa Marta D.T.C.H., Colombia. 3 p.

INVEMAR, Carbono y Bosques y CVS. 2015. Guía Metodológica para el desarrollo de proyectos tipo REDD+ en ecosistemas de manglar: Elaborada con base en la experiencia del proyecto piloto tipo REDD+ del DMI Cispata, La Balsa, Tinajones y sectores aledaños del Delta Estuarino río Sinú. Eds: Rojas, M., Zamora-Bornachera, A.P. y Sierra-Correa, P.C. Serie de publicaciones Generales del Invemar # 85, Santa Marta. 40 p.

INVEMAR, CARSUCRE y CVS. 2002. Formulación del plan de manejo integrado de la Unidad Ambiental Costera Estuarina del río Sinú y golfo de Morrosquillo, Caribe Colombiano. Fase I Caracterización y Diagnóstico. Santa Marta. 802 p.

INVEMAR. 2003. Programa holandés de asistencia para estudios en cambio climático: Colombia. Definición de la vulnerabilidad de los sistemas biogeofísicos y socioeconómicos debido a un cambio en el nivel del mar en la zona costera colombiana (Caribe continental, Caribe Insular y Pacífico) y medidas para su adaptación. VII tomos. DOI: http://n2t.net/ark:/81239/m9wg6h

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

INVEMAR. 2015a. Variabilidad oceanográfica y climática en la bahía de Santa Marta, ensenada de Gaira y zona de puertos (Caribe colombiano) y su relación con la dinámica sedimentaria del carbón. Informe técnico final. Actividad GEO - BPIN INVEMAR. Santa Marta. 64 pp.

INVEMAR. 2015b. Informe del Estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia. Año 2014, Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. INVEMAR, Santa Marta, Colombia. 176 p.

INVEMAR. 2015c. 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. 2015d. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en el sector Pajaral, Ciénaga Grande de Santa Marta, Magdalena, en julio de 2015. CPT-CAM-015-15. Santa Marta. 11 p.

INVEMAR. 2015e. 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. 2016a. Resultados preliminares del monitoreo a la Ciénaga Grande de Santa Marta. Evaluación de variables fisicoquímicas en un período de 24 horas en el sector de Pajarales, Ciénaga Grande de Santa Marta. Recuperado el 08 de febrero de 2020 de http://www.invemar.org.co/-/resultados-preliminaresdel-monitoreo-a-la-cienaga-grande-santa-marta.

INVEMAR. 2016b. 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. 2016c. Informe Técnico Final Convenio 005 de 2016. Acciones de investigación para la gestión ambiental Marino – Costera del Archipiélago de San Andrés y Providencia.

INVEMAR. 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 139 p.+ anexos.

INVEMAR. 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 2018, Volumen 17. Santa Marta 178 p.+ anexos.

INVEMAR. 2020a. Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Espinosa L.F, P. Obando y G. Ostin (Eds). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM: INVEMAR, Minambiente, CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCRE, CVS, CORPOURABÁ, CODECHOCÓ, CVC, CRC y CORPONARIÑO. Informe técnico 2019. Serie de Publicaciones Periódicas No. 4 del INVEMAR, Santa Marta. 171 p.

INVEMAR. 2020b. Avances en el conocimiento de microalgas potencialmente nocivas y floraciones algales en Colombia. Informe Técnico Final. INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 39 p.

INVEMAR. 2020c. Sistema de Información Ambiental Marina de Colombia - SIAM. Base de datos del sistema de información de calidad ambiental marina de la REDCAM. Recuperado el 08 de febrero de 2020 de https://siam.invemar.org.co/redcam.

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

INVEMAR. 2021b. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2021, Volumen 20. Santa Marta 178 p.

INVEMAR. 2021c. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 268 p.

INVEMAR. 2021d. Operación Cangrejo Negro (Pp 189 - 224). En: INVEMAR. Informe de estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Serie de Publicaciones Periodicas No. 3 Santa Marta. 268 p.

INVEMAR. 2022a. Validación y calibración de modelos oceanográficos de reanálisis e información satelital en las bahías del Rodadero, Santa marta y Taganga a partir de datos multi instrumentales. Actividad GEO - BPIN INVEMAR. Santa Marta. 90 pp.

INVEMAR. 2022b. Informe técnico sobre la obtención de capas de diferentes áreas en proceso de restauración de manglar, mediante técnicas de teledetección y SIG. En: Informe Técnico Final Investigación científica hacia la generación de información y conocimiento de las zonas marinas y costeras de interés de la nación. Código BPIN: 20170110000113, Resolución 61 y 176 de 2021. Santa Marta, 56p.

INVEMAR. 2022c. Reporte de acciones de restauración de manglar ejecutadas e implementadas en 2021. En: Informe Técnico Final Investigación científica hacia la generación de información y conocimiento de las zonas marinas y costeras de interés de la nación. Código BPIN: 20170110000113, Resolución 61 y 176 de 2021. Santa Marta, 19 p.

INVEMAR-CORPAMAG. 2020. Monitoreo hidrosedimentológico de la Ciénaga Grande de Santa Marta 2018-2030. Fase 2019. Convenio interadministrativo 317 de 2018. Santa Marta. 61 p.

INVEMAR-MINAMBIENTE. 2020. Atlas de Áreas coralinas de Colombia. Recuperado de: https://areas-coralinas-de-colombia-invemar.hub.arcgis.com

IOC-UNESCO. 2021. Taxonomic reference list of harmful algae. http://www.marinespecies.org/hab. Downloaded on 23 December 2021.

IPCC. 2019. Summary for Policymakers. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [H.- O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama and N. Weyer (eds.)]. In press.

ISO (Internacional Standard) 17289. 2014. Water quality. Determination of disolved oxygen-optical sensor method. Firs edition. 14p.

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

Jiménez-López, D., T. Ortega, A. Sierra, R. Ponce, A. Gómez-Parra and J. Forja. 2021. Aragonite saturation state in a continental shelf (Gulf of Cádiz, SW Iberian Peninsula): Evidences of acidification in the coastal área. Science of The Total Environment, 787, 147858. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147858

Joos, F. R. and Spahni. 2008. Rates of change in natural and anthropogenic radiative forcing over the past 20,000 years. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A., 105: 1425-1430.

Jutinico-Shubach, L., J. Castaño, T. Juarez, M. Mariño, J. Gómez-León and L. Blandón. 2021. A novel basydiomycete isolated from mangrove swamps in the Colombian Caribbean shows promise in dye bioremedation. Bioremedation Journal, 1-19. doi:10.1080/10889868.2021.1964426

Karr, J. R. 1991. Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. Ecological Applications, 1(1): 66-84.

Kelleway, J. J., K. Cavanaugh, K. Rogers, I. C. Feller, E. Ens, C. Doughty and N. Saintilan. 2017. Review of the ecosystem service implications of mangrove encroachment into salt marshes. Global Change Biology, 23(10): 3967-3983.

Kücklick, 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.

Lacambra C. L., C. P. Lozano, D. Alonso y M. Fontalvo. 2003. Amenazas naturales y antrópicas en las zonas costeras colombianas. Serie de documentos generales de INVEMAR No. 15. 74 p.

Lee, O.H.K. and K.D. Hyde. 2002. Phylloplane fungi in Hong Kong mangroves: evaluation of study methods. Mycologia 94, 596–606.

Legendre, L., and R. B. Rivkin. 2002. Fluxes of carbon in the upper ocean: regulation by food-web control nodes. Mar Ecol Prog Ser. 242:95–109.

Levitus, S. 2013. US DOC/NOAA/NESDIS > National Oceanographic Data Center. 2013. NODC Standard Product: World Ocean Atlas 2009 (NCEI Accession 0094866). NOAA National Centers for Environmental Information. Dataset. https://accession.nodc.noaa.gov/0094866.

Longhurst, A., S. Sathyendranath, T. Platt and C. Caverhill. 1995. An estimate of global primary production in the ocean from satellite radiometer data. J Plankton Res. 17:1245–71.

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): 31-35.

Luo Y.Y., C. Not and S. Cannicci. 2021. Mangroves as unique but understudied traps for anthropogenic marine debris: A review of present information and the way forward, Environ. Pollut, 271: 116291. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116291

MADS. 2000. Política Nacional Ambiental para el desarrollo sostenible de los espacios oceánicos y las zonas costeras e insulares de Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

MADS. 2012. Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los espacios oceánicos y las zonas costeras e insulares de Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Maldonado, I., M. Hernández, J. Clavijo y G. Reyes. 1998. Geología de la Plancha 25 Fundación. Escala 1:100.000. INGEOMINAS. Bogotá. 1 p.

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. Ans. Inst. Invest. Mar. Punta Betín. 23: 103-117.

Manjarrés, L., L. O. Duarte, J. Altamar, F. Escobar-Toledo, C. García y F. Cuello. 2008. Efectos del uso de dispositivos reductores de pesca acompañante en la pesquería de camarón del Mar Caribe de Colombia. Ciencias Marinas, 34(2), 223-238. doi:10.7773/cm.v34i2.1154

Marín, B. 2001. Establecimiento de valores indicativos del grado de contaminación de tóxicos químicos y microorganismos de origen fecal, como base para la expedición de normativas de la calidad de las aguas marinas de Colombia. Informe Técnico Final de Proyecto. 45 p.

Marshall, P.A. and A.H. Baird. 2000. Bleaching of corals on the Great Barrier Reef: Differential susceptibilities among taxa. Coral Reefs, 19: 155-163.

McClanahan, T. R. 2004. Coral bleaching, diseases and mortality in the western Indian Ocean. 157−176. En: Rosenberg, E. and Y. Loya (Eds) Coral health and disease. Springer-Verlag, Berlin.

McField, M., P. Kramer, A. Giró-Petersen, M. Soto, I. Drysdale, N. Craig and M. Rueda-Flores. 2020. 2020 Mesoamerican Reef Report Card. 36 p.

MCIT - Ministerio de Comercio, Industria y Turismo. 2018. Plan Sectorial de Turismo 2018 – 2022. Turismo: El propósito que nos une. Documento Final. Bogotá. 54p.

Melgarejo, L., J. Sánchez, C. Reyes, F. Newmark, y M. Santos-Acevedo. 2002. Plan Nacional en Bioprospección Continental y Marina. Propuesta Técnica.

Millar, R., and R. Fryer. 1999. Estimating the size-selection curves of towed gears, traps, nets, and hooks. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 9(1), 89-116. doi:10.1023/A:1008838220001

Minambiente – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2011. Decreto 3570 de 2011. “Por el cual se modifican los objetivos y la estructura del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y se integra el Sector Administrativo de Ambiente y Desarrollo Sostenible”.

Minambiente – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2013. Decreto 1120 de 2013. “Por el cual se reglamentan las Unidades Ambientales Costeras – UAC- y las comisiones conjuntas, se establecen las reglas de procedimiento y criterios para reglamentar la restricción de ciertas actividades en pastos marinos y se dictan otras disposiciones”. Bogotá D.C. 10 p.

Minambiente – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2015. Decreto 1076 de 2015. "Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible". Bogotá D.C. 654 p.

Minambiente – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2017. Resolución No. 0768. “Por el cual se adopta la Guía Técnica para la Ordenación y Manejo Integrado de la Zona Costera”. Bogotá D.C. 2 p.

Minambiente – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2018. Resolución 1263 de 2018. “Por medio de la cual se actualizan las medidas para garantizar la sostenibilidad y la gestión integral de los ecosistemas de manglar, y se toman otras determinaciones”. Publicada en el Diario Oficial, Edición 50.658 del 18 de julio de 2018.

Minambiente e INVEMAR (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible e Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras). 2015. Avances en la investigación y el conocimiento sobre amenazas y vulnerabilidad por erosión costera y riesgo ecológico en la zona costera colombiana. 268 p.

MINCIENCIAS. 2020. Bioeconomía para una Colombia Potencia viva y diversa; Hacia una sociedad impulsada por el conocimiento. Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación.

Mira-Martínez, J.D., S. Betancur y L.E. Urrego. 2017. Relación entre la infección por agallas, las variables estructurales y la anatomía de la madera de Rhizophora mangle L. en el Golfo de Urabá (Colombia). Actu Biol. 39: 41-56.

MMA – Ministerio de Medio Ambiente. 2001. Política Nacional Ambiental para el desarrollo sostenible de los espacios oceánicos y las zonas costeras e insulares de Colombia. Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá. 81 p.

Mora, C., D. Tittensor, S. Adl, A. Simpson and B. Worm. 2011. How many species are there on Earth an in the Ocean? PLOS Biology, 9(8), 1-8. doi:10.1371/journal.pbio.1001127

Müller, C., M. Obermeier and G. Berg. 2016. Bioprospecting plant-associated microbiomes. Journal of Biotechnology, 235(Special Issue), 171-180. doi:10.1016/j.jbiotec.2016.03.033

Munera, J. C., J.I. Vélez, G. Poveda, J.E. Posada, J.D. Montoya y Y.M. Cardona. 2003. Dinámica Hidrológica de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Avances en Recursos Hidráulicos, (10), 47-62.

Muñoz-García, L. 2015. Evaluación del estado fitosanitario del bosque de manglar de la Ciénega Grande de Santa Marta. Trabajo de grado. Universidad del Magdalena, 61 p.

Murcia-Riaño, M., C. Ricaurte-Villota, A. Ordóñes-Zúñiga, y S.M. Bastidas. 2017. Región 1: Sistema de La Guajira. pp 32-47. En Ricaurte-Villota, C., y M.L. Bastidas Salamanca (Eds.). 2017. Regionalización oceanográfica: una visión dinámica del Caribe. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andréis (INVEMAR). Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR # 14. Santa Marta, Colombia 180 p.

Murray Roberts, J., A.J. Wheeler, A. Freiwald and S.D. Cairns. 2009. Cold-Water Corals. The Biology and Geology of Deep-Sea Coral Habitats. New York: Cambridge University Press.

Nambiar, G.R. and K. Raveendran. 2009. Manglicolous marine fungi on Avicennia and Rhizophora along Kerala Coast (India). Middle-East Journal of Scientific Research 4 48–51.

Navarrete-Ramírez, S. M. y A. M. Rodríguez-Rincón. 2014. Protocolo Indicador Condición Tendencia Bosques de Manglar (ICT_{BM}). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). INVEMAR, GEF y PNUD. Serie de Publicaciones Generales del INVEMAR No. 67, Santa Marta. 40 p.

Navas-Camacho R., D.L. Gil-Agudelo, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia and J. Garzón-Ferreira. 2010a. Coral diseases and bleaching on Colombian Caribbean coral reefs. Rev. Biol. Trop., 58 (suplem 1): 95-106.

Navas-Camacho, R., A. Rodríguez-Ramírez and M.C. Reyes-Nivia. 2010b. Agents of coral mortality on reef formations of the Colombian Pacific. Rev. Biol. Trop., 58 (Suppl. 1): 133-138.

Noguera, N. 2017. Exceso de turistas y hotelería ilegal ponen en jaque a la naturaleza. El Tiempo digital. Recuperado el 27 de julio de 2020 de https://www.eltiempo.com/vida/medio-ambiente/turismo-excesivo-afecta-ecosistemas-en-colombia-159910.

NOAA. 2022. Mauna Loa CO2 monthly mean data. https://gml.noaa.gov/webdata/ccgg/trends/co2/co2_mm_mlo.txt.

ONU. 1992. Convenio sobre la Diversidad Biológica. Recuperado de: https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf

ONU-Agua. 2014. Partnerships for improving water and energy access, efficiency and sustainability. Introduction, 56.

Ordóñez-Zúñiga, S. A., Correa-Ramírez, M., Ricaurte-Villota, C., and Bastidas-Salamanca, M. 2021. The Panama Low-Level Jet: extension, annual cycle and modes of variation. Latin american journal of aquatic research, 49(5), 750-762.

Osorio, J.A., M.J. Wingfield, and J. Roux, 2016. A review of factors associated with decline and death of 36 mangroves, with particular reference to fungal pathogens. South African Journal of Botany, 103, 37 295-301.

Páramo, J., and U. Saint-Paul. 2010. Morphological differentiation of Southern Pink shrimp *Farfantepenaeus notialis* in Colombian Caribbean Sea. Aquatic Living Resources, 23(1), 95-101. doi:10.1051/alr/2010004

Paramo, J., M. Correa, y S. Núñez. 2011. Evidencias de desacople físico-biológico en el sistema de surgencia en La Guajira, Caribe colombiano. Revista de biología marina y oceanografía, 46(3), 421-430.

Páramo, J., N. Correa y E. Egurrola. 2006. Dinámica de la pesquería del camarón de aguas someras (Farfantepenaeus notialis) (Pérez-Farfante, 1967) en el Caribe colombiano. Santa Marta: INCODER.

Patiño, A., M. Montoya-Giraldo, M. Quintero, L. López-Parra, L. Blandón and J. Gómez-León. 2021. Dereplication of antimicrobial biosurfactans from marine bacteria using molecular networking. Scientific Reports, 11(1), 1-12. doi:10.1038/s41598-021-95788-9

Pendleton, L., D. C. Donato, B. C. Murray, S. Crooks, W. A. Jenkins, S. Sifleet, and A. Baldera. 2012. Estimating global "blue carbon" emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems.

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. 517 p.

Penven P., P. Marchesiello, L. Debreu and J. Lefevre. 2007. Software tools for pre- and post-processing of oceanic regional simulations. Environ. Model. Softw., 23, 660-662.

Petticrew, M. and H. Roberts. 2006. Systematic Rewiews in the Social Sciences. A practical guide. Blackwell Publishing.

Pickering, C., J. Grignon, R. Steven, D. Guitart and J. Byrne. 2015. Publishing not perishing: how research students transition from novice to knowledgeable using systematic quantitative literature reviews. Studies in Higher Education, 40(10), 1756-1769. doi:10.1080/03075079.2014.914907

Pierrot, D. E., E. Lewis and D. W. R. Wallace. 2006. MS Excel Program Developed for CO2 System Calculations. ORNL/CDIAC-105a. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee. doi: 10.3334/CDIAC/otg.CO2SYS_XLS_CDIAC105a

Pinzón, J.H., E. Sampayo, E. Cox, L.J. Chauka, C.A. Chen, C.R. Voolstra and T.C. LaJeunesse. 2013. Blind to morphology: Genetics identifies several widespread ecologically common species and few endemics among Indo-Pacific cauliflower corals (Pocillopora, Scleractinia). J. Biogeogr., 40: 1595-1608.

Porter, J., P. Dustan, W. Jaap, K. Patterson, V. Kosmynin, O. Meier, M. Patterson and M. Parsons. 2001. Patterns of spread of coral disease in the Florida Keys. Hydrobiologia, 460: 1-24.

Posada, B.O. y W. Henao. 2008. Diagnóstico de la erosión y sedimentación en la zona costera del Caribe colombiano. INVEMAR. Serie Publicaciones Especiales No. 13, Santa Marta. 200 p.

Posada, B.O., D. Morales-G. y W. Henao P. 2011. Diagnóstico de la erosión costera del territorio insular colombiano. INVEMAR. Serie de Publicaciones Especiales No. 24, Santa Marta. 112 p.

Posada, B.O., W. Henao y G. Guzmán. 2009. Diagnóstico de la erosión y sedimentación en la zona costera del Pacífico colombiano. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 17, Santa Marta. 148 p.

Poveda, G., y Mesa, O. 1999. La corriente de chorro superficial del Oeste ("del Chocó") y otras dos corrientes de chorro en Colombia: climatología y variabilidad durante las fases del ENSO. Revista Académica Colombiana de Ciencia, 23(89), 517-528.

Prahl, H. von y H. Erhardt. 1985. Colombia: corales y arrecifes coralinos. FEN COLOMBIA, Bogotá, 295 p.

Presidencia de la República. 2011. Decreto 1120 de 2013. "Por el cual se reglamentan las Unidades Ambientales Costeras (UAC) y las comisiones conjuntas, se establecen las reglas de procedimiento y criterios para reglamentar la restricción de ciertas actividades en pastos marinos, y se dictan otras disposiciones". Bogotá, D.C. 10 p.

Presidencia de la República. 2016. Decreto 298 de 2016. "Por el cual se establece la organización y funcionamiento del Sistema Nacional de Cambio Climático y se dictan otras disposiciones". Bogotá, D.C. 7 p.

Principe P., P. Bradley, S. Yee, W. Fisher, E. Johnson, P. Allen and D. Campbell. 2011. Quantifying Coral Reef Ecosystem Services. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Research Triangle Park, NC. 147 p.

Quintero, M., L. Blandón, O. Vidal, J. Guzmán, J. Gómez-Marín, A. Patiño, D. Molina, G. Puerto-Castro and J. Gómez-León. 2021. In vitro biological activity of extracts from marine bacteria cultures against Toxoplasma gondii and Mycobacterium tuberculosis. Journal of Applied Microbiology. doi:10.1111/jam.15397

Rangel-Buitrago, N., A. Williams and G. Anfuso. 2018. Killing the goose with the golden eggs: litter effects on scenic quality of the Caribbean coast of Colombia. Mar. Poll. Bull., 127: 22-38.

Raymundo, L., C. Couch and C. Harvell. 2008. Coral disease handbook: guidelines for assessment monitoring and management. Coral Reef Targeted Research and Capacity Building for Management Program. Melbourne, Australia. 121 p.

Reguera, B., R. Alonso, A. Moreira y S. Méndez. 2011. Guía para el diseño y puesta en marcha de un plan de seguimiento de microalgas productoras de toxinas. Paris y Viena: COI de UNESCO y OIEA.

Remenieras, G. 1974. "Evaporación, transpiración y déficit de escurrimiento", Capítulo V, en Tratado de Hidrología Aplicada, Editores Técnicos Asociados, 2ª. edición, Barcelona, España, pp. 205-300.

Restrepo, J. D. and B., Kjerfve. 2004. The Pacific and Caribbean rivers of Colombia: water discharge, sediment transport and dissolved loads, En: 169-187. Lacerda L., Santelli R., Duursma E., Abrao J. (Ed.), Environmental geochemistry in tropical and subtropical environments. Springer Verlag. Berlín. 169-187 pp.

Restrepo, J. D. and Escobar H.A. 2018. Sediment load trends in the Magdalena River basin (1980–2010): Anthropogenic and climate-induced causes. Geomorphology, 302: 76-91.

Restrepo, J.D. and S. López, S. 2008. Morphodynamics of the Pacific and Caribbean deltas of Colombia, South America. Journal of South American Earth Sciences 25: 1-21.

Reyes, J., N. Santodomingo y P. Flórez. 2010. Corales escleractíneos de Colombia. Invemar, Serie de Publicaciones Especiales, No. 14. Santa Marta, 246 p.

Rivera, G. 1999. Conceptos introductorios a la fitopatología. Primera reimpresión: editorial universidad estatal a distancia san José Costa Rica, 2007 44-45 p.

Robblee, M. B., T. R. Barber, P. R. Carlson, M. J. Durako, J. W. Four-qurean, L. K. Muehlstein, D. Porter, L. A. Yarbro, R. T. Zieman and J. C. Zieman. 1991. Mass mortality of the tropical seagrassThalassia testudinum in Florida Bay (USA). Marine EcologyProgress Series, 71: 297–299.

Rodríguez, A., M. Rueda, J. Viaña, C. García, F. Rico, L. García y A. Girón. 2012. Evaluación y Manejo de la pesquería de camarón de aguas profundas en el Pacífico colombiano 2010-2012. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR.

Rodríguez, J., y j. Ruíz. 2010. Conservación y protección de ecosistemas marinos: Conceptos, herramientas y ejemplos de actuaciones: Ecosistemas, 19(2), 5-23. Recuperado de: https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/43

Rodríguez-Ramírez, A., M. C. Reyes-Nivia, S. Zea, R. Navas-Camacho, J. Garzón-Ferreira, S. Bejarano, P. Herrón and C. Orozco. 2010. Recent dynamics and condition of coral reefs in the Colombian Caribbean. Rev. Biol. Trop., 58 (Suppl. 1): 107 – 131.

Rodríguez-Rincón, A., S. Navarrete-Ramírez, D. Gómez-López y R. Navas-Camacho. 2014. Protocolo Indicador Condición Tendencia Áreas Coralinas (ICT_{AC}). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). Serie de Publicaciones Generales del Invemar, 66. Santa Marta. 52 p.

Rodríguez-Rodríguez, J.A. 2015. Trayectorias de rehabilitación del bosque de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, luego de su reconexión con el Río Magdalena. 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.

Rodríguez-Rubio, E., D. Gil-Agudelo, A. Martinez, G. Bernal, A. Devis-Morales, A. Osorio y H. Sepúlveda. 2013. Estudio de la circulación del mar Caribe usando el modelo numérico ROMS-AGRIF: aproximación climatológica. Conference: XV Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar: SENALMAR 2013, Colombia.

Rodríguez-Rubio, E., W. Schneider and R. Abarca. 2003. On the seasonal circulation within the Panama Bight derived from satellite observations of wind, altimetry and sea surface temperature. Geophys. Res. Lett., 7(30): 1410.

Rogers, V. and J. Miller. 2006. Permanent 'phase shifts' or reversible declines in coral cover? Lack of recovery of two coral reefs in St. John, US Virgins Islands. Mar. Ecol. Prog. Ser., 306: 103-114.

Rojas Giraldo, X., P.C. Sierra-Correa, P. Lozano-Rivera y A. López Rodríguez. 2010. Guía metodológica para el manejo integrado de las zonas costeras en Colombia, manual 2: planificación de la zona costera. Serie de Documentos Generales INVEMAR No.44, 74 p.

Rojas-Aguirre, A. S., L. Cardona-Acuña, M. A. Mutis-Martinezguerra, D. I. Gómez-López, J. Vega y C. Daza. 2019. 20 años (1999-2018) de monitoreo de los manglares en las islas de San Andrés y Providencia. Serie de Publicaciones Generales No. 107. INVEMAR-CORALINA, Santa Marta, 48 p.

Rueda, M. and O. Defeo. 2003. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine laggon: combining multivariate and geostatistical techniques. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 296(1), 93-112. doi:10.1016/S0022-0981(03)00319-8

Rueda, M., F. Rico-Mejía, W. Angulo, A. Girón, A. Rodríguez, L. García y L. Arenas. 2010. Evaluación biológico-pesquera del estado de las poblaciones de camarón de aguas profundas, mediante la aplicación de métodos directos (prospección pesquera) e indirectos (estadísticas de captura y esfuerzo) en el Pacífico colombiano. Santa Marta: INVEMAR-MADR.

Rueda, M., J. A. Angulo, N. Madrid, F. Rico y A. Girón. 2006. La pesca industrial de arrastre de camarón en aguas someras del Pacífico colombiano: su evolución, problemática y perspectivas hacia una pesca responsable. Santa Marta: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR.

Rueda, M., J. Blanco, J. C. Narváez, E. Viloria, F. Newmark, y M. Santos-Acevedo. 2004. Estado de los recursos sometidos a explotación. En INVEMAR, Informe del Estados de los Ambientes Marinos y Costeros 2003. (Vol. 8, págs. 261-284). Santa Marta: Serie de Publicaciones Periódicas del INVEMAR.

Ruiz-Moreno, D., B. L. Willis, A. C. Page, E. Weil, A. Cróquer, B. Vargas-Ángel, A. G. Jordan-Garza, E. Jordán-Dahlgren, L. Raymundo and C. D. Harvell. 2012. Global coral disease prevalence associated with sea temperature anomalies and local factors. Dis. Aquat. Org., 100: 249–261.

RUNAP. 2021. Registro único nacional de áreas protegidas de Colombia en cifras. Recuperado el 20 de febrero de 2021 de https://runap.parquesnacionales.gov.co/cifras.

Sabine, C.L., R.A. Feely, N. Gruber, R.M. Key, K. Lee, J.L. Bullister, R. Wanninkhof, C.S.L. Wong, D.W. Wallace, B. Tilbrook and F.J. Millero. 2004. The oceanic sink for anthropogenic CO2. Science, 305 (5682): 367-371.

Saenger, P. 2002. Mangrove Silviculture and Restoration, Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation, Dordrecht. Springer, Netherlands. 229-270 p.

Salazar-Vallejo, S. I. 2002. Huracanes y Biodiversidad Costera Tropical. Rev. Biol. Trop. 50(2): 415-428.

Sánchez-Alférez, A. Álvarez-León, R., Carvalho, S. y Pinzón-Florirán, O. 2009. Aspectos fitosanitaris de los manglares del Uraba Antioqueño, Caribe colombiano. Pan-American Journal of Aquiatic Sciences, 4(3): 339-346.

Sánchez-Núñez, D., J.A. Rodríguez-Rodríguez, W. Gil Torres, A. Vega y A. Zamora. 2021. Plan de rehabilitación de los manglares de providencia. Fortalecimiento de la restauración de manglares en Colombia: Técnicas, saberes y experiencias. MinAmbiente -INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 80p.

Sánchez-Páez, H., G. A. Ulloa-Delgado, y R. Álvarez-León, R. 1998. Conservación y uso sostenible de los manglares del Caribe colombiano. Ministerio del Medio Ambiente/Asociación colombiana de reforestadotes-ACOFORE/Organización Internacional de Maderas Tropicales OIMT, Colombia.

Sánchez-Páez, H., R. Álvarez-León, F. Pinto-Nolla, A. Sánchez-Alférez, J. Pino-Rengifo, I. Acosta-Peñaloza y M. T. García-Hansen. 1997. Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Caribe de Colombia. Minambiente y OIMT. Bogotá D. C. 511 p.

Sánchez-Suárez, J., L. Villamil, E. Coy-Barrera y L. Díaz. 2021. Cliona varians-Derive Actinomycetes as Bioresources of Photoprotection-Related Bioactive End-Products. Marine Drugs, 19(12), 1-24. doi:10.3390/md19120674

Santoso, A., M. J. McPhaden and W. Cai. 2017. The Defining Characteristics of ENSO Extremes and the Strong 2015/2016 El Niño. Reviews of Geophysics, 55(4): 1079-1129.

Sar, E. A., M. E. Ferrario y B. Reguera. 2002. Floraciones algales nocivas en el cono sur americano. Instituto Español de Oceanografía. 311 p.

Sarma, V.V.S.V., N.A. Kumar., V.R. Prasad., V. Venkataramana., S. Appalanaidu., B. Sridevi., B.S.K. Kumar., M.D. Bharati., C.V. Subbaiah., T. Acharyya., G.D. Rao., R. Viswanadham., L. Gawade., D.T. Manjary., P.P. Kumar., K. Rajeev., N.P.C. Reddy., V.V. Sarma., M.D. Kumar., Y. Sadhuram and T.V.R. Murty. 2011. High CO2 emissions from the tropical Godavari estuary (India) associated with monsoon river discharges. Geophys. Res. Lett., 38 (8), 10.1029/2011GL046928.

Savichtcheva, O. y S. Sokabe. 2006. Alternative indicators of fecal pollution: Relations with pathogens and conventional indicators, current methodologies for direct pathogen monitoring and future application perspectives. Water Research. 40: 2463 – 2476.

Seijo, J. C., O. Defeo y S. Salas. 1998. Fisheries bioeconomics. Theory, modelling and management. Roma: FAO.

Sepúlveda-Correa, A., L. Daza-Giraldo, J. Polanía, N. Arenas, A. Muñoz-García, A. Sandoval-Figueredo and J. Vanegas. 2021. Genes associated with antibiotic tolerance and synthesis of antimicrobial compounds in a mangrove with contrasting salinities. Marine Pollution Bulletin, 171, 112740. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112740

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.

Short, F., T. Carruthers, W. Dennison and M. Waycott. 2007. Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 350(1-2), 3-20.

Short, F.T., L.J. McKenzie, R.G. Coles, K.P. Vidler and J.L. Gaeckle. 2008. SeagrassNet Manual for Scientific Monitoring of Seagrass Habitat, Spanish edition. University of New Hampshire Publication. 75 pp.

Sierra, A., A. Rodríguez-Rodríguez, E. Arteaga, J. Franco, O. Garcés-Ordeoñez, J. Moreno, D. Sánchez-Núñez, A. Contreras, J. Gómez-León, A. Zuleta-Correa, M. Rueda, A. Acosta Chaparro, D.I. Gómez López, J.D. González, L. Sánchez Valencia, R. Navas Camacho, A.P. Zamora Bornachera y C. Bernal. 2021. Estado del conocimiento y vacíos en el ambiente marino y los ecosistemas marinos y costeros. (Pp. 151-179). En INVEMAR. Informe del Estado de los ambientes y recursos marinos y costeros de Colombia, 2020. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 268 p.

Sierra-Correa, P. C. 2017. Ecosystem-based adaptation for improving mangrove coasts planning for climate change impact due to sea level rise. Doctoral Thesis. Universidad del Valle. 152 p.

Slutz, R. J., S. J. Lubker, J. D. Hiscox, S. D. Woodruff, R. L. Jenne, D. H. Joseph, P. M. Steuer and J.D. Elms. 1985. Comprehensive Ocean-Atmosphere Data Set: Release 1, number 268 pp.

Spalding, M., M. Kainuma and L. Collins. 2010. World atlas of mangroves. Earthscan. 319 p.

SSD-SAMP. 2021. Sistema de soporte de decisiones del SAMP. INVEMAR. Tomado el 20 de febrero de 2021 de http://cinto.invemar.org.co/ssdsampindicadores/.

Steer, R., F. Arias, A. Ramos, P. Aguirre, P. Sierra y D. Alonso. 1997. Documento preliminar de políticas de ordenamiento ambiental de las zonas costeras colombianas, Bogotá, Colombia. 413 p.

Strickland, D. H. and T. R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Bulletin 167. 2a Ed. Fisheries Research. Board of Canada. Otawa. 310 p.

Superservicios - Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. 2018. Informe Nacional de Residuos Sólidos 2018. Bogotá, Colombia.

Superservicios – Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios y DNP – Departamento Nacional de Planeación. 2018. Estudio Sectorial de los servicios públicos domiciliarios de Acueducto y Alcantarillado 2014 – 2017. Bogotá D.C. 88 p.

SuperTransporte – Superintendencia de Puertos y Transporte. 2021. Boletín Estadístico. Tráfico Portuario en Colombia año 2021. Tomado el 10 de marzo de 2022 de https://www.supertransporte.gov.co/documentos/2022/Febrero/Puertos_10/BOLETIN-TRAFICO-PORTUARIO-ANO2021.pdf.

Sutherland, K., J. Porter and C. Torres. 2004. Diseases and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. Mar. Ecol. Prog. Ser., 266: 273-302.

The Plant List. 2013. *Pelliciera rhizophorae* Planch. & Triana (familia Tetrameristaceae). http://www.theplantlist.org/tpl1.1/record/tro-31600185. Downloaded on 18 February 2019.

Tian, L., O. W. Wai, X. Chen, Y. Liu, L. Feng, J. Li and J. Huang. 2014. Assessment of total suspended sediment distribution under varying tidal conditions in deep bay: Initial results from HJ-1A/1B satellite CCD images. Rem. Sens., 6(10): 9911-9929.

Tomlinson, P.B. 1986. The botany of mangroves. Cambridge tropical biology series. Cambridge University Press, Cambridge. 419 p.

Torregroza-Espinosa, A. C., J.C. Restrepo, A. Correa-Metrio, N. Hoyos, J. Escobar, J. Pierini and J.M. Martínez. 2020. Fluvial and oceanographic influences on suspended sediment dispersal in the Magdalena River Estuary. J. Mar. Syst., 204: 103282.

Trópicos. 2018. *Pelliciera rhizophorae* Planch. & Triana (familia Tetrameristaceae). https://www.tropicos.org/name/40003234. Downloaded on 18 February 2019.

Ulloa-Delgado, G.A., H. Sánchez-Páez, W.O. Gil-Torres, J.C. Pino-Rengifo, H. Rodríguez-Cruz y R. Alvarez-León. 1998. Conservación y uso sostenible de los manglares del Caribe colombiano. In: Ulloa-Delgado, 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 Múltiple y el Desarrollo de los Manglares en Colombia, MMA/ ACOFORE/OIMT. Santa Fe de Bogotá D.C., Colombia. 224 p.

UNESCO y COI. 1984. Manuales y guías No. 13 de la COI. Manual para la vigilancia del aceite y de los hidrocarburos del petróleo disueltos/dispersos en el agua de mar y en las playas. 87 p.

UNESCO-COI. 2019. La ciencia que necesitamos para el océano que queremos: El Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible (2021–2030). (inglés) Folleto COI 2018-7 (IOC/ BRO/2018/7 Rev). París. 24 p.

Unión Europea. 2006. Directiva (UE) 2006/7/EC del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 febrero de 2006, relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño y por la que se deroga la Directiva 76/160/EEC. Diario Oficial de la Unión Europea, L64/37, 04 de marzo de 2006, 1-15 p.

USEPA. 2000. Improved Enumeration Methods for the Recreational Water Quality Indicators: nterococci and Escherichia coli. Office of Science and Technology. Washington, DC. EE.UU. 49 p.

Vergaray G., C.R. Méndez, H.Y. Morante, V.I. Heredia y V.R. Béjar. 2007. Enterococcus y Escherichia coli como indicadores de contaminación fecal en playas costeras de Lima. Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica. 10(20): 6-82.

Vernette, G. 1985. La plateforme continentale Caraïbe de Colombie (du débouche du Magdalena au golfe de Morrosquillo). Importance du diapirisme arigileux sur la morphologie et la sédimentation. Tesis Doctoral (Ciencias), Universidad de Bordeaux –I. 378 p.

Villamil, C. 2014. Lineamientos Nacionales para la restauración de ecosistemas de manglar y justificación técnica. Informe Final Convenio de asociación No. 156 de 2014 suscrito entre el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y la Asociación de Corporaciones Autónomas Regionales, Bogotá, Colombia. 62 p.

Vivas-Aguas, L. J. y S.M. Navarrete-Ramírez. 2014. Protocolo Indicador Calidad de Agua ($ICAM_{PFF}$). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). INVEMAR, GEF y PNUD. Serie de Publicaciones Generales del Invemar No. 69, Santa Marta. 32 p.

Vivas-Aguas, L.J, P.S. Obando-Madera, T. Córdoba-Meza y M. Castillo-Viana. 2021. Metodología de la operación estadística índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM. Santa Marta. 90 p.

Vivas-Aguas, L.J. 2011. Formulación del índice de calidad de aguas costeras (ICAM) para los países del Pacífico Sudeste. Documento Metodológico. Proyecto - SPINCAM. Santa Marta. 40 p.

Vivas-Aguas, L.J., P.S. Obando-Madera y L. Arias-Alemán. 2017. Hoja metodológica del indicador. Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras – ICAM. Versión 3. Santa Marta D.T.C.H., Colombia. 16 p.

Woodroffe, C. D., K. Rogers, K. L. McKee, C. E. Lovelock, I. A. Mendelssohn and N. Saintilan. 2016. Mangrove Sedimentation and Response to Relative Sea-Level Rise. Annual Review of Marine Science, 8(1): 243-266.

Yañez-Arancibia, A., J. W. Day, R. R. Twilley and R. H. Day. 2014. Mangrove swamps: sentinel ecosystem in front of the climate change, Gulf of Mexico. Madera y Bosques 20(3): 39-75.

Yepes, A., M. Zapata, J. Bolivar, A. Monsalve, S.M. Espinosa, P.C. Sierra-Correa y A. Sierra. 2016. Ecuaciones alométricas de biomasa aérea para la estimación de los contenidos de carbono en manglares del Caribe Colombiano. Revista Biología Tropical, 64(2), pp. 913-926.

Yonoff, M. A. y B. H. Díaz. 2018. Ordenamiento turístico para siete (7) playas del Departamento del Atlántico. Revista de Turismo, Patrimonio y Desarrollo, (8), 1-19.

Zapata F.A. and B. Vargas-Ángel. 2003. Corals and coral reefs of the Pacific coast of Colombia. 419-447. En: Cortés, J. (Ed.). Latin American Coral Reefs. Elsevier Science, Amsterdam, Países Bajos. 508 p.

Zapata, F.A. 2001. Formaciones coralinas de la isla Gorgona. 27-40. En: Barrios, L.M. y M. López-Victoria (Eds.). Gorgona marina: Contribución al conocimiento de una isla única. INVEMAR. Serie de publicaciones especiales No. 7, Santa Marta, Colombia. 160 p.

Zapata-Delgado, N. 2021. Estudio de la dinámica hidrosedimentológica de la Ciénaga Grande de Santa Marta. [Informe de pasantía]. Base de datos INVEMAR. 21 p.