

# INFORME DEL ESTADO DE LOS AMBIENTES Y RECURSOS MARINOS Y COSTEROS DE COLOMBIA

**2020**

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



Colombia 50% Mar  
**invemar**  
Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés"  
Vinculado al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible



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](http://www.invemar.org.co)

ISSN: 1692-5025

#### Citar la obra completa:

INVEMAR. 2021. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 268 p.

#### Citar capítulos:

Autores. 2021. Título capítulo. (Intervalo de páginas ej: Pp. 10-20). En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 268 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

Carolina García-Valencia, Leonardo Javier Ospino Sepulveda, Diana Carolina Romero D'Achiardi, Julián José Pizarro Pertúz, Desireé María Hernández Narváez, Anny Paola Zamora Bornachera.

##### Capítulo 2

Constanza Ricaurte-Villota, Silvio Andres Ordóñez Zúñiga, Deisy Alejandra Romero, Magnolia Murcia-Riaño, Wilmar Mosquera, Wilberto Pacheco, Oswaldo Coca-Domínguez, Marco González, David Fernando Morales Giraldo, Andrés Rosado, Lizbeth Janet Vivas-Aguas, Paola Sofía Obando-Madera, Luisa F. Espinosa, Tania Liceth Córdoba Meza, Carlos Daza, Julian Beltrán, Raúl Navas Camacho, Laura Sánchez Valencia, Selene Rojas Aguirre, Andrés Acosta Chaparro, Juan David González, Diana Isabel Gómez López, David A. Alonso Carvajal.

##### Capítulo 3

Fabián D. Escobar Toledo, Efraín Viloría Maestre, Jorge Viaña Tous, Sarith Salas Castro, Harold Castillo Navarro, Alexander Girón, José Alexander Romero, Mario Rueda.

##### Capítulo 4

Leonardo Javier Ospino Sepulveda, Carolina García-Valencia, Milena Hernández Ortiz, Anny Paola Zamora Bornachera.

##### Capítulo 5

Ana María Sierra, Alexandra Rodríguez-Rodríguez, Edgar Arteaga, Julián Franco, Ostin Garcés-Ordóñez, Janwar Moreno, David Sánchez-Núñez, Andrea Contreras, Javier Gómez-León, Ana Zuleta-Correa, Mario Rueda, Andrés Acosta Chaparro, Diana Isabel Gómez López, Juan David González, Laura Sánchez Valencia, Raúl Navas Camacho, Anny Paola Zamora Bornachera, Cesar Bernal.

##### Capítulo 6

David Fernando Morales Giraldo, Constanza Ricaurte-Villota, Magnolia Murcia-Riaño, Johan Lozano, Oswaldo Coca-Domínguez, Wilmar Mosquera, Marco Correa, Deysi Romero, Juan Carlos Silva, Lizbeth Janet Vivas-Aguas, Paola Sofía Obando-Madera, Alexandra Rodríguez-Rodríguez, Margarita Rosa Dussan-Arquez, Ingrid Catalina Cortes Zambrano, Carlos Andres Daza Guerra, Andrés Acosta Chaparro, Juan David González, Laura Sánchez Valencia, Raúl Navas Camacho, Carlos Edwin Gomez, Santiago Millán, Diana Isabel Gómez López, David Alonso Carvajal, Ostin Garcés-Ordóñez, Juan Fernando Saldarriaga, Jiner Bolaños, Janneth Beltran, Leonardo Arias.

##### Capítulo 7

Francisco Arias, Jesus Garay, Luisa F. Espinosa, Alexandra Rodríguez-Rodríguez, Cesar Bernal, Karen Ibarra, Tania Córdoba, Edgar Arteaga, Julián Franco, Mario Rueda, Efraín Viloría, Fabián D. Escobar, José Romero, Constanza Ricaurte-Villota, Magnolia Murcia-Riaño, Silvio Andrés Ordóñez Zúñiga, Anny Paola Zamora Bornachera, Alejandra Vega, Jiner Bolaños, Santiago Millán, Janneth Beltrán, Leonardo Arias, Isabela Katime, Angie Vásquez, Paula Cristina Sierra-Correa.

#### Compilación y edición

Leonardo Javier Ospino Sepulveda y Carolina García-Valencia.

#### Cartografía

LABSIS

#### Infografías

Comunicación Científica

#### Diseño

INVEMAR

#### Foto portada

Playa Soledad, Capurgana. Foto por: Leonardo Ospino Sepulveda.

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 Andrés” – INVEMAR en cumplimiento de sus misión y funciones, presenta la versión 2020 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 factores 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.

Pasados más de 20 años de edición de este informe, y al ser el reporte del balance anual sobre el estado de la naturaleza y el medio ambiente marino y costero, se genera una edición especial, en el cual el aporte del análisis sea en el tiempo, ante la oportunidad de que varios de los indicadores están soportados por monitoreos de más de una década. En paralelo, el año 2020 fue un año atípico, marcado por limitaciones en el levantamiento de datos en campo de los monitoreos del medio marino y costero, por la pandemia de Covid-19. Pero, más allá de una limitación e interrupción en las series de datos y el seguimiento, se percibió como una oportunidad para generar un informe que enfatice el análisis de las series de datos, revele tendencias y resultados. Por lo cual, 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 organizado en siete 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 sólidos suspendidos, condiciones oceanográficas, sistema de carbonatos, dinámica litoral en tres sitios, caracterización de un acuífero Ciénaga-Fundación y batimetría, 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 factores 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 para el tema de instrumentos de gestión, describe los avances en el manejo integrado de la zona costera desde ejercicios de planificación espacial

marina regionales, 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. Adicionalmente, este año se incluye el capítulo VI con una reseña de las primeras actividades y resultados preliminares, 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. Finalmente, el capítulo VII presenta una síntesis y reseña histórica de la Ciénaga Grande de Santa Marta, con base en el monitoreo de más de 20 años del INVEMAR en los componentes calidad de aguas, ecosistemas de manglar, recursos pesqueros y monitoreo hidrosedimentológico.

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 .....	9
LISTADO DE FIGURAS .....	10
LISTA DE TABLAS.....	21
<b>CAPÍTULO I</b> .....	24
<b>LOS ESPACIOS OCEÁNICOS Y ZONAS COSTERAS E INSULARES DE COLOMBIA</b> .....	24
MARCO GEOGRÁFICO .....	25
UNIDADES DE GESTIÓN AMBIENTAL.....	30
Región Caribe Insular .....	31
Región Caribe y Pacífico continental y oceánica.....	31
<b>CAPÍTULO II</b> .....	35
<b>ESTADO DEL AMBIENTE Y LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS: INDICADORES DE ESTADO</b> .....	35
EL AMBIENTE ABIÓTICO .....	36
Dinámica de los sólidos suspendidos totales en el Parque Nacional Natural Gorgona.....	36
Influencia del Chorro de bajo nivel de Panamá en la cuenca Pacífica colombiana .....	39
Condiciones oceanográficas de la zona costera del departamento del Magdalena.....	42
Variación del sistema de los carbonatos en el Parque Nacional Natural Tayrona .....	45
Avances en el conocimiento del acuífero Ciénaga-Fundación.....	50
Evolución litoral: Playa Salguero, La Bocana y punta Soldado.....	53
El caso Playa Salguero .....	53
El caso de la Bocana .....	56
Fondos marinos.....	60
Puerto Escondido – Córdoba.....	60
ESTADO DE LA CALIDAD AMBIENTAL DEL RECURSO HÍDRICO MARINO Y COSTERO EN EL CARIBE Y PACÍFICO COLOMBIANOS.....	62
Índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM.....	62
Calidad de las aguas de baño en playas turísticas .....	71
Coliformes termotolerantes.....	72
Enterococos fecales.....	75

ECOSISTEMAS Y HÁBITATS .....	79
Arrecifes coralinos.....	79
Localización y distribución .....	80
Pastos marinos .....	89
Localización y distribución .....	89
Manglares.....	100
Localización y distribución .....	102
<b>CAPÍTULO III .....</b>	<b>122</b>
<b>CAUSAS Y TENSORES DEL CAMBIO EN LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS Y SUS SERVICIOS: INDICADORES DE PRESIÓN .....</b>	<b>122</b>
INTRODUCCIÓN.....	123
TENSOR DIRECTO .....	123
Aprovechamiento de Recursos Pesqueros.....	123
<b>CAPÍTULO IV.....</b>	<b>136</b>
<b>INSTRUMENTOS DE GESTIÓN DE LOS ESPACIOS OCEÁNICOS Y ZONAS COSTERAS E INSULARES DE COLOMBIA: INDICADORES DE RESPUESTA.....</b>	<b>136</b>
INTRODUCCIÓN.....	137
MANEJO INTEGRADO DE ZONAS COSTERAS Y PLANIFICACIÓN ESPACIAL MARINA .....	140
SUBSISTEMA DE ÁREAS MARINAS PROTEGIDAS.....	145
<b>CAPÍTULO V.....</b>	<b>151</b>
<b>ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN .....</b>	<b>151</b>
ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN SOBRE LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS.....	152
Inicia la Década de los Océanos y la Restauración: avances y oportunidades para la restauración de ecosistemas marinos y costeros en Colombia .....	152
Microalgas potencialmente nocivas.....	155
Fitoplancton .....	155
Conclusiones y recomendaciones .....	161
Contaminación por basura marina plástica .....	162
Bioprospección Marina .....	166
Servicios Ecosistémicos .....	173
ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN SOBRE CAUSAS Y TENSORES DEL CAMBIO DE LOS ECOSISTEMAS.....	177
Causas y tensores directos.....	177
Enfermedades asociadas.....	177

Pérdida de hábitat.....	178
Causas y tensores indirectos .....	179
Cambio climático .....	179
<b>CAPÍTULO VI</b> .....	189
<b>OPERACIÓN CANGREJO NEGRO</b> .....	189
CONDICIONES AMBIENTALES DURANTE EL HURACÁN IOTA .....	190
EVALUACIONES ECOLÓGICAS RÁPIDAS DEL ESTADO DE LOS ECOSISTEMAS DE CORAL, PASTOS MARINOS, MANGLAR Y PLAYA DESPUÉS DEL HURACÁN IOTA .....	192
Estado de las playas del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina .....	192
Calidad del agua superficial marino costera de las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina; y calidad de sedimentos en Bahía el Cove, San Andrés Islas .....	198
Conclusiones.....	203
Estado de los arrecifes coralinos y pastos marinos en las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.....	203
Estado de los manglares y recomendaciones para avanzar en estrategia de restauración en la isla de Providencia.....	206
Estado de las fuentes hídricas superficiales y canales de marea en Providencia .....	211
ACCIONES INICIALES PARA LA RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS AFECTADOS .....	216
Primeros auxilios a los corales volcados .....	216
Generación de capacidades en la comunidad para la restauración de los manglares, basura marina y microplásticos, y limpieza de manglares.....	218
Desarrollo de jornadas de limpieza de residuos sólidos en los manglares y playas de las zonas priorizadas de Providencia .....	219
ACTIVIDADES PARA LA CARTOGRAFÍA Y ANÁLISIS QUE APOYEN LA TOMA DE DECISIONES AMBIENTALES Y ORDENAMIENTO COSTEROS .....	221
Análisis posible afectación de ecosistemas costeros y marinos de Providencia a partir de imágenes satelitales.....	221
Diseño de muestreo y cartografía de campo de la cobertura de ecosistemas.....	223
Diseño de muestreo y cartografía de campo del componente de restauración .....	223
Desarrollo del portal de datos e información para el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (SAI) .....	224
<b>CAPÍTULO VII</b> .....	225
<b>DOS DÉCADAS DE MONITOREOS CONTINUO EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA: RECORRIDO HISTÓRICO DE 1999-2019</b> .....	225
ACTIVIDADES DE MONITOREO .....	227
Calidad del agua de la CGSM.....	229

Recursos pesqueros .....	233
Ecosistema de manglar .....	235
Monitoreo hidrosedimentológico .....	238
Modelo hidrosedimentológico .....	240
Planificación y manejo .....	244
<b>LITERATURA CITADA .....</b>	<b>248</b>

# BATERÍA DE INDICADORES

1. Indicador de áreas perdidas y ganadas por cambios en la línea de costa .....	54
2. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM.....	63
3. Indicador de condición-tendencia de áreas coralinas - ICT <sub>AC</sub> .....	80
4. Indicador de condición-tendencia para pastos marinos – ICT <sub>PM</sub> .....	90
5. Indicador de extensión: cambio en la cobertura (Ie) .....	104
6. Indicador de integridad biológica del manglar (IBIm) para la Ciénaga Grande de Santa Marta	107
7. Indicador de condición-tendencia del bosques de mangle – ICT <sub>BM</sub> .....	112
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 la presión pesquera artesanal sobre el tamaño de las principales especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM .....	127
11. Indicador de captura total y captura por especie: pesca nacional industrial de camarón .....	129
12. Indicador de abundancia relativa del camarón: pesca industrial nacional.....	131
13. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes: pesca industrial nacional de camarón .....	132
14. . Indicador de rentabilidad económica: pesca industrial nacional de camarón .....	134
15. Indicador de número de personas capacitadas: fortalecimiento de capacidades en manejo integrado costero.....	143
16. Indicador de proporción de áreas marinas protegidas con plan de manejo vs total de áreas marinas protegidas.....	149
17. Indicador de especies bioprospectadas (ensayadas) .....	170
18. Indicador de organismos marinos con estructura química determinada/ elucidada .....	172
19. Índice de estado de conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos .....	173
20. índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos .....	175

# 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. Ciclo anual de los sólidos suspendidos totales satelitales. Fuente de datos: MODIS-Aqua (2003-2020). .....	38
Figura 4. Series de tiempo del índice ONI y de la concentración de sólidos suspendidos totales frente a las desembocaduras de los ríos Sanquianga y Guapi. ....	39
Figura 5. a) Desviación estándar calculada sobre 15 años (2003-2018) del campo de velocidad de los vientos Windsat. La línea negra indica la isolínea de 1.58 desviaciones estándar. El punto indica la ubicación de la serie de referencia de mayor variabilidad. Derecha. b) Campo de correlación de los vientos con la serie de mayor variabilidad. La línea continua indica la isolínea de 0.5 correlación, la punteada es la desviación estándar y la línea recta es el transecto para análisis espectral. Izquierda. ....	41
Figura 6. Ciclo anual del Chorro de Panamá, en rosa se detallan las desviaciones estándar. Datos Windsat 2003-2018. ....	42
Figura 7. Perfiles de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto, en el departamento del Magdalena (Rodadero, Taganga y Manzanares), para los meses de febrero, octubre, noviembre y diciembre del año 2020. ....	43
Figura 8. Climatología de viento (re-análisis era-5) y temperatura superficial del mar para el periodo de 1982 a 2018, de tres puntos extraídos; para a) Rodadero, b) Manzanares y c) Taganga. ....	44
Figura 9. Promedio de la concentración de clorofila satelital Sentinel OLCI a 300 m frente a las playas de Santa Marta, para (a) 30 días antes y (b) 30 días después del 24 de marzo de 2020, fecha de inicio de la cuarentena a causa del Covid-19. Los paneles d) y e) presentan los promedios de los sólidos suspendidos totales Sentinel OLCI para los mismos periodos pre y post inicio de cuarentena. Los paneles c) y f) muestran la evolución temporal del promedio de la concentración de clorofila y sólidos suspendidos respectivamente, en una franja costera de 3 km de ancho demarcada por el polígono mostrado en los paneles a-b y d-e. La línea punteada vertical en c) y f) muestra la fecha del inicio de la cuarentena, en tanto que la línea gris muestra la concentración para el mismo periodo del año anterior (2019). ....	45
Figura 10. Perfiles de temperatura, salinidad y oxígeno en la bahía de Gayraca expuesta (a), y bahía de Gayraca protegida (b), Parque Nacional Natural Tayrona, departamento del Magdalena, en los meses de marzo y octubre de 2019 y febrero y octubre de 2020. ....	47

Figura 11. Perfiles de temperatura, salinidad y oxígeno en la bahía de Chengue expuesta (a), y bahía de Chengue protegida (b), Parque Nacional Natural Tayrona, departamento del Magdalena, en los meses de marzo y octubre de 2019 y febrero y octubre de 2020. ....	48
Figura 12. Tendencia del pH en la bahía de Gayraca en la zona expuesta y protegida, bahía de Chengue zona expuesta y protegida, Parque Nacional Natural Tayrona, departamento del Magdalena, en los meses de marzo y octubre de 2019 y 2020. ....	49
Figura 13. Tendencia de la presión parcial de CO <sub>2</sub> en superficie en la bahía de Gayraca en la zona expuesta y protegida, bahía de Chengue zona expuesta y protegida, Parque Nacional Natural Tayrona, departamento del Magdalena, en los meses de marzo y octubre de 2019 y 2020. ....	50
Figura 14. Ubicación de Sondeos Eléctricos Verticales de las distintas campañas de adquisición indicando en cuales se ha reportado presencia de capas con agua salobre. ....	52
Figura 15. Ubicación de la zona de estudio (INVEMAR, 2021a). ....	54
Figura 16. Valores de cambios de la línea de costa entre marzo de 2017 y noviembre de 2020 a lo largo de 1500 m (INVEMAR, 2021a). ....	55
Figura 17. Valores de cambios mensual en los volúmenes de sedimentos para el año 2020 (INVEMAR, 2021a). ....	56
Figura 18. Localización de La Bocana dentro de la bahía de Buenaventura y Colombia. ....	57
Figura 19. Cambios en línea de costa. Arriba: transectos de tendencia interanual (2014 a 2019) y su clasificación. Abajo: líneas de costa y estacionalidad intra-anual (meses), mostrando todas las líneas de cota levantadas desde 2014 a 2019 y todos sus meses. Líneas rojas primer semestre del año, amarillas meses de medio año y verdes meses del segundo semestre del año. ....	58
Figura 20. Gráfica interanual con datos de la mediana de la regresión lineal de cambios en la línea de costa. Mostrando sumatoria años tras año. ....	58
Figura 21. Gráfica de la mediana de cambios en la línea de costa mostrando acumulado por cada año. ....	59
Figura 22. Gráfica de estacional intra-anual para cada año. Línea naranja primer semestre del año, línea azul triángulos grises hasta julio y línea azul con puntos azules hasta octubre. ....	59
Figura 23. Modelo batimétrico del fondo frente a la cabecera municipal de Puerto Escondido hasta el río Canalete. ....	61
Figura 24. Muestras de fondos analizados en lupa estereoscópica, objetivos 3x, escala 300 μm. A: Muestra con granos de feldespato traslúcidos, B: Muestra con abundante contenido de cuarzo. En general, buena madurez textural del sedimento. ....	62
Figura 25. Evolución histórica del índice de calidad de aguas marinas y costeras (ICAM <sub>PFF</sub> ) en el periodo 2001 a 2019. ....	64
Figura 26. Porcentajes de categorías de calidad del agua marina y costera y valor del ICAM <sub>PFF</sub> (promedio ± desviación estándar) obtenidos en los departamentos de las costas del Caribe y Pacífico de Colombia entre 2001 y 2019. ....	65

Figura 27. Resultados de la aplicación del ICAM <sub>PFF</sub> para los muestreos del año 2015. Tomado de INVEMAR (2017a).....	66
Figura 28. Representación de las categorías del índice de calidad de aguas marinas y costeras obtenidas en el 2016 (A) y 2017 (B) en los departamentos costeros de los litorales Caribe y Pacífico colombianos. ....	68
Figura 29. Representación de las categorías del índice de calidad de aguas marinas y costeras obtenidas en el 2018 (A) y 2019 (B) en los departamentos costeros de los litorales Caribe y Pacífico colombianos. Tomado de INVEMAR (2020).....	69
Figura 30. Registro histórico del número total de playas evaluadas por semestre y el número de playas que cumplieron el criterio de calidad para coliformes termotolerantes para uso recreativo de contacto primario (<200 NMP/100 mL CTE; Minambiente, 2015). ....	73
Figura 31. Número de muestreos realizados entre 2001 y 2020 en las playas turísticas de los departamentos del Caribe insular y Caribe continental y porcentaje de incumplimiento para coliformes termotolerantes (<200 NMP/100 mL CTE; Minambiente, 2015).....	74
Figura 32. Número de muestreos realizados entre 2001 y 2020 en las playas turísticas de los departamentos de la costa del Pacífico y porcentaje de incumplimiento para coliformes termotolerantes (<200 NMP/100 mL CTE; Minambiente, 2015).....	75
Figura 33. Registro histórico del número total de playas evaluadas por semestre y el número de playas que cumplieron el criterio de calidad para enterococos fecales (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006).....	76
Figura 34. Número de muestreos realizados entre 2006 y 2020 en las playas turísticas de los departamentos del Caribe insular y Caribe continental y porcentaje de incumplimiento para enterococos fecales (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006).....	77
Figura 35. Número de muestreos realizados entre 2001 y 2020 en las playas turísticas de los departamentos de la costa del Pacífico y porcentaje de incumplimiento para enterococos fecales (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006).....	78
Figura 36. Localidades de monitoreo coralino y el comportamiento histórico de sus estaciones entre los años 2014 y 2019 según el índice de condición-tendencia ICT <sub>AC</sub> para el Caribe colombiano: A. PNN Old Providence McBean Lagoon, B. PNN Portete-Kaurrele, 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) (LABSIS, 2020). ....	82
Figura 37. Localidades de monitoreo coralino y el comportamiento histórico de sus estaciones entre los años 2014 y 2019 según el índice de condición-tendencia ICT <sub>AC</sub> para el Pacífico colombiano: A. PNN Utría, B. PNN Gorgona y C. SFF Malpelo (LABSIS, 2020). ....	83
Figura 38. Tendencia promedio general observada a través del tiempo de las condiciones ICT <sub>AC</sub> observadas en la totalidad de las estaciones de la región Caribe Insular entre los años 2014 y 2019. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. Fuente: elaboración propia. ....	84

Figura 39. Tendencia promedio general observada a través del tiempo de las condiciones ICT<sub>AC</sub> observadas en la totalidad de las estaciones de la región Caribe Continental entre los años 2014 y 2019. Representación de los colores: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. Fuente: elaboración propia. .... 84

Figura 40. Tendencia promedio general observada a través del tiempo, de las condiciones ICT<sub>AC</sub> observadas en la totalidad de las estaciones de la región Pacífico entre los años 2014 y 2019. Representación de los colores: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. Fuente: elaboración propia. .... 84

Figura 41. Mapa de las estaciones de monitoreo de pastos marinos y porcentajes de la calificación histórica del ICT<sub>PM</sub> – Densidad de vástagos/m<sup>2</sup> A) Parque Nacional Natural Portete (2015-2019) B) La Guajira (2015-2019) C) Parque Nacional Natural Tayrona (2013-2020) D) Parque Nacional Natural Corales del Rosario: Sector San Bernardo (2013-2017) E) Parque Nacional Natural Corales del Rosario: Sector Rosario (2013-2018) F) Chocó Darién (2015-2017) G) Isla de San Andrés (2016-2020) H) Isla de Providencia (2016-2020) I) Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon (2014-2017) (LABSIS, 2020). .... 92

Figura 42. Mapa de las estaciones de monitoreo de pastos marinos y porcentajes de la calificación histórica del ICT<sub>PM</sub> –afectación por *Labyrinthula* sp. de A) Parque Nacional Natural Portete (2015-2019) B) La Guajira (2015-2019) C) Parque Nacional Natural Tayrona (2013-2020) D) Parque Nacional Natural Corales del Rosario: Sector San Bernardo (2013-2017) E) Parque Nacional Natural Corales del Rosario: Sector Rosario (2013-2018) F) Chocó Darién (2015-2017) G) Isla de San Andrés (2016-2020) H) Isla de Providencia (2016-2020) I) Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon (2014-2017) (LABSIS, 2020). .... 93

Figura 43. Valores ICT<sub>PM</sub> de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* spp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para la estación ubicada en el PNN Corales del Rosario y San Bernardo sector San Bernardo entre 2013 y 2017. .... 94

Figura 44. Valores ICT<sub>PM</sub> de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* sp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para la estación ubicada en el PNN Corales del Rosario y San Bernardo sector Rosario entre 2013 y 2018. .... 94

Figura 45. Valores ICT<sub>PM</sub> de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* sp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para la estación ubicada en el PNN Tayrona entre 2013 y 2020. .... 95

Figura 46. Valores ICT<sub>PM</sub> de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* spp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para la estación ubicada en La Guajira entre 2015 y 2019. .... 96

Figura 47. Valores ICT<sub>PM</sub> de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* spp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para la estación ubicada en el PNN Bahía Portete-Kaurrele entre 2015 y 2019. .... 97

Figura 48. Valores ICT<sub>PM</sub> de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* sp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para la estación ubicada en el Chocó Darién entre 2015 y 2017. .... 98

Figura 49. Valores  $ICT_{PM}$  de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* spp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para la estación ubicada en el Old Providence McBean Lagoon 2014 y 2017. .... 98

Figura 50. Valores  $ICT_{PM}$  de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* sp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para las estaciones ubicadas en la Isla de Providencia entre 2016 y 2020. .... 99

Figura 51. Valores  $ICT_{PM}$  de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* spp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para las estaciones ubicadas en la Isla de San Andrés entre 2016 y 2020. .... 100

Figura 52. Distribución de los manglares en Colombia (Litoral Pacífico, litoral Caribe y Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina,). Esta imagen es una representación gráfica de la ubicación aproximada de los bosques de manglar en el país y tiene únicamente fines ilustrativos (LABSIS, 2020). .... 103

Figura 53. 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. Para conocer el valor de cobertura global para cada año consulte la Tabla 19 y Tabla 20..... 106

Figura 54. Serie histórica (2001-2019) del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) para la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y siete estaciones de monitoreo..... 110

Figura 55. 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. Mapa: LABSIS (2020). .... 116

Figura 56. 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. Mapa: LABSIS (2020). .... 117

Figura 57. Tendencia histórica de la condición de las variables de densidad y área basal de los bosques de mangle de las estaciones de monitoreo de a-b) San Andrés entre 2016-2020 y c-d) Providencia y Santa Catalina entre 2018-2020. Los colores corresponden a la calificación de la

condición de acuerdo con los valores de referencia de las variables densidad y área basal: verde oscuro: “Muy bueno”; verde claro: “Bueno”; amarillo: “Regular” y, rojo: “Pobre” .	118
Figura 58. Bosque de mangle 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 $37,7 \pm 2,4$ cm y 41,3 cm, respectivamente.	119
Figura 59. a) Bosque de mangle de la estación Cocoplum y b) de la estación Salt Creek en la isla de San Andrés, caracterizados por presentar un alto desarrollo estructural, con árboles que alcanzan alturas máximas de 22 m y valores de diámetro promedio cuadrático (Dq) de 20,0 y 17,0 cm, respectivamente.	120
Figura 60. Paisaje interno del bosque de manglar de la estación Sound Bay en la isla de San Andrés, que en los últimos dos años ha presentado caída de árboles de gran porte y altura.	120
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 (B) por arte de pesca en la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.	126
Figura 64. 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.	128
Figura 65. 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).	129
Figura 66. 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).	130
Figura 67. Variación interanual de la captura por unidad de esfuerzo (kg/h) estimada en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y Caribe (B) colombiano.	131
Figura 68. Variación interanual de la relación fauna acompañante/captura objetivo (FA/CO) en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y el Caribe colombiano (B).	133
Figura 69. Variación interanual de la renta promedio por faena ( $\pm$ DE) en las pesquerías de CAS (A) y CAP (B) en el Pacífico colombiano. CT = Costos totales. (- - - PRL = 15% más de los CT).	134
Figura 70. Variación interanual de la renta promedio por faena ( $\pm$ 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).	134
Figura 71. Esquema de las acciones desarrolladas para la planificación ambiental y la gestión integrada de los ambientes marinos y costeros en Colombia.	138
Figura 72. Metodología COLMIZC (tomado de Rojas-Giraldo <i>et al.</i> , 2010).	139

Figura 73. Número de personas capacitadas: Fortalecimiento de capacidades en manejo integrado costero.....	144
Figura 74. Línea de tiempo de la declaratoria de las AMP que integran el SAMP. Fuente: elaboración con base en datos del RUNAP (2021).....	147
Figura 75. Número de áreas marinas protegidas con/sin plan de manejo. Fuente: elaboración propia con base en consultas a las entidades competentes. ....	149
Figura 76. Visor de Prioridades de restauración de manglar disponible en línea <a href="https://storymaps.arcgis.com/stories/128c2a7258d74383a47617b313079829">https://storymaps.arcgis.com/stories/128c2a7258d74383a47617b313079829</a> .....	154
Figura 77 Densidades fitoplanctónicas (barras) y salinidades (líneas) registradas en la bahía Chengue (BCH) y bahía de Santa Marta (Boya 2), entre el 2014 y 2019.....	156
Figura 78. Densidades fitoplanctónicas registradas en la boca de la Barra (LBA) y la ciénaga La Luna (CLU), ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta, entre el 2014 y 2019. ....	157
Figura 79. Abundancia relativa (%) del fitoplancton entre el 2014 y 2019 en las estaciones Boya 2 (bahía Santa Marta), bahía Chengue (PNN Tayrona), boca La Barra (CGSM) y ciénaga La Luna (CGSM). ....	158
Figura 80. Densidades de dinoflagelados bentónicos (cél. g <sup>-1</sup> p. h de <i>Thalassia testudinum</i> ) registradas mensualmente en la bahía Chengue (PNNT) entre los años 2014 y septiembre de 2019. ....	160
Figura 81. Mapa 1. Área de estudio con las estaciones de playa priorizadas (puntos de color rojo) en los departamentos costeros de Colombia. Tomado de Garcés-Ordóñez <i>et al.</i> (2017).....	163
Figura 82. Concentraciones de microplásticos en arena de playa (A) y agua costera (B). Fuentes: Garcés-Ordóñez <i>et al.</i> , (2020a); Garcés-Ordóñez <i>et al.</i> , (2020b).....	164
Figura 83. Porcentajes de representación de las formas de los microplásticos encontrados en la arena de playas (A) y en el agua superficial costera (B). Fuentes: Garcés-Ordóñez <i>et al.</i> , (2020a); Garcés-Ordóñez <i>et al.</i> , (2020b). ....	165
Figura 84. Especies de organismos marinos por grupos ensayados para evaluar su bioactividad. .	171
Figura 85. Número de ensayos biológicos evaluados en los organismos marinos y sus derivados durante el año 2020. ....	171
Figura 86. Especies de organismos marinos cuyos extractos han sido caracterizados químicamente. ....	172
Figura 87. Índice del estado del conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos en Colombia. ....	174
Figura 88. Índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos ( <i>PNIiek</i> ) en Colombia. ....	176
Figura 89. TSM (°C) esperada para el año 2040 (a) y 2100 (b). Fuente: INVEMAR-IDEAM (2017).	181
Figura 90. Principales impactos del posible aumento del nivel del mar para sitios priorizados. ...	182

Figura 91. Escenario de Ascenso del nivel del mar para el año 2100 en la costa Caribe colombiana. Fuente: INVEMAR-IDEAM (2017). .....	183
Figura 92. Escenario de Ascenso del nivel del mar para el año 2100 en la costa Pacífico colombiana. Fuente: INVEMAR-IDEAM (2017). .....	184
Figura 93. Anomalía de la temperatura superficial del mar en octubre de 2020. Datos procesados del Observatorio de los Mares Tropicales de las Américas - Triton ( <a href="http://triton.invemar.org.co/">http://triton.invemar.org.co/</a> ) (a). Dirección y magnitud del viento durante el paso del huracán Iota (16 de noviembre) (b) y Altura significativa y dirección del oleaje para la isla de Providencia entre el 15 al 17 de noviembre de 2020 (c).....	191
Figura 94. A) Localización de las playas monitoreadas en San Andrés, B) Variación del área en playas de San Andrés asociada a la afectación por el impacto del huracán Iota.....	193
Figura 95. Condiciones de las playas en San Andrés posterior al paso del huracán Iota: A) Enterramiento de algas en el frente de playa al oriente de Spratt Bight y carpas para el aprovechamiento turístico de la playa, B) Sector de playa con límite directo hacia el paseo peatonal, áreas sobre las que se encontró sedimento debido a la ausencia de barreras naturales, C) Playa de Rocky Cay, D) Playa de Sound Bay. ....	194
Figura 96. Localización de las playas en Providencia resaltando aquellas monitoreadas luego del impacto del huracán Iota: 1. Southwest, 2. Agua Dulce (Freshwater), 3. Manzanillo (Manchineel), 4. Black Sand (Perfil de playa). .....	195
Figura 97. Comparación del área de las playas en Providencia a partir del monitoreo de ecosistemas realizado por CORALINA e INVEMAR. ....	196
Figura 98. Condiciones de las playas en Providencia posterior al paso del huracán Iota: A) Black Sand con residuos de materia orgánica en lo que quedó del frente de playa, B) Predominio de piedra china (gravas basálticas) en medio de palmeras desarraigadas en el sector de Manzanillo, C) Pérdida de playa arenosa frente a infraestructura y caída de postes y árboles en el sur de Southwest, D) Material residual de fondo marino (corales, conchas, pastos, algas, esponjas, erizos) y gravas seleccionadas. ....	196
Figura 99. Mapa del alcance conceptual de la distribución de sedimentos por eventos extremos con una cota de elevación de 3 m sobre el modelo digital de elevación. ....	197
Figura 100. Mapa de estaciones REDCAM en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Elaborado por: INVEMAR (2020).....	198
Figura 101. Índice de calidad de aguas marinas y costeras para el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina en el muestreo de noviembre y diciembre de 2020 posterior al paso del huracán Iota. ....	200
Figura 102. Mapa de la ubicación de los puntos evaluados en la salida de campo #1 en la isla de Providencia (arriba) y Mapa de ubicación de los puntos evaluados con Punto intercepto (izquierda) y evaluación ecológica rápida (derecha) en la salida de campo #2 para las islas de San Andrés (centro) y Providencia (abajo) (LABSIS ,2020).....	204

Figura 103. Imágenes generales del trabajo de campo llevado a cabo (EER's, metodología punto-intercepto). Se observan diferentes componentes del bentos p.ej. corales ramificadas de *Porites* sp., colonias de crecimiento masivo como *Siderastrea siderea*, y zona de corales mixtos Fotos: archivo BEM-INVEMAR 2020. .... 205

Figura 104. Calificación cualitativa del impacto global en los manglares de Providencia y Santa Catalina afectados por el huracán Iota. 1. Parque McBean Lagoon; 2. Manzanillo; 3. Southwest; 4. Santa Catalina (rojo) y Jones Point Town (amarillo). .... 207

Figura 105. Condición de los árboles evaluados en los manglares de Providencia tras el paso del huracán Iota. Los resultados se muestran en porcentaje. 1: Muerto, 2: Regular, 3: Bueno, 4: Muy Bueno, 5: Excelente (resultados preliminares). Especies de mangles: *Avicennia germinans* –AG; *Conocarpus erectus* – CE; *Laguncularia racemosa* –LR; *Rhizophora mangle* – RM. .... 208

Figura 106. Izquierda. Rebrotos epicornicos en especies de manglar tras el paso del huracán Iota. Derecha. Daños estructurales en mangle rojo (*Rhizophora mangle*) (Fotos: A. Rodríguez). .... 208

Figura 107. Densidad de plántulas por especie florística y sector, en las islas de Providencia y Santa Catalina..... 209

Figura 108. Promedio de las variables fisicoquímicas del agua superficial e intersticial (0,5m) en sectores de manglar evaluados tras el paso del huracán Iota en Providencia y Santa Catalina. A. Salinidad; B. Temperatura; C. pH; D. ORP. .... 210

Figura 109. A y B) Bowden Gully, entre el sector de Black Sand y Old Town. .... 211

Figura 110. Salt Creek o San Felipe en su desembocadura, nótese las basuras en los bordes..... 211

Figura 111. Sector final de Far Enough en Agua Dulce con un tronco de palmera en inmediaciones del cauce. .... 212

Figura 112. Gamma Dith Gully cruzando la comunidad y la vía en Bottom House. .... 212

Figura 113. Drenaje con evidencias de basuras en el sector de la cuenca del PNN Mc Bean. .... 212

Figura 114. A) Ubicación de los boxs culverts identificados en McBean Lagoon. B) Box culvert con salida directa al mar. C) Box culvert con salida directa al ecosistema de manglar..... 213

Figura 115. A) Recorrido franja costera del PNN McBean Lagoon. B) Canal con entrada de agua de mar al manglar (ENT\_1). C) Zona de mortalidad, pero con entrada de agua al manglar (ENT\_2). 214

Figura 116. Estado del canal (ENT\_1). A) entrada canal (punto 1). B) Interior canal. C) Interior laguna (punto 2)..... 215

Figura 117. Estado de las fuentes de agua y canales de marea en el sector de Manzanillo. .... 216

Figura 118. Imágenes generales de algunas de las colonias marcadas para evaluación posterior. Fotos: archivo BEM-INVEMAR 2020..... 217

Figura 119. Charlas sobre (A) basura marina, (B) restauración ecología y cuidados del manglar y (C) viverismo para bosque seco tropical..... 219

Figura 120. Entrega de elementos a los participantes, recolección y conteo de residuos colectados, acopio y separación de residuos y pesaje de los residuos colectados..... 220

Figura 121. Afectación de la vegetación y las edificaciones. ....	222
Figura 122. Diferencia de NDVI entre 2015 y 2020 en las áreas de manglar del parque nacional natural McBean Lagoon. ....	222
Figura 123. Semivariograma del NDVI antes del huracán Iota. ....	223
Figura 124. Mapa de campo con posibles puntos de análisis de restauración en el sector de Manzanillo. ....	224
Figura 125. Infografía síntesis sobre línea de tiempo del monitoreo del INVEMAR en la CGSM. ..	226
Figura 126. Mapa general del sistema lagunar CGSM, donde se muestran los conflictos ambientales. Fotografías: Archivo GEO. Mapa: LABSIS, 2020. ....	227
Figura 127. Ubicación de las estaciones de muestreo de calidad de aguas y bosques de manglar. LABSIS, 2020. ....	228
Figura 128. Ubicación puntos de muestreo del monitoreo hidrosedimentológico en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Fuente: LABSIS, 2020. ....	229
Figura 129. Estaciones con predominio de condiciones sanitarias inadecuadas entre octubre de 2018 – septiembre de 2019; valores de Coliformes termotolerantes en escala logarítmica. La línea roja continúa indica el límite establecido por el decreto 1076 de 2015 para el desarrollo de actividades recreativas de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015). ....	231
Figura 130. Especies de <i>Aeromonas</i> y <i>Vibrio</i> potencialmente patógenas encontradas en el agua y peces de la especie comercial <i>Mugil incilis</i> (Lisa) encontradas en el monitoreo octubre 2018 – septiembre 2019. ....	231
Figura 131. Infografía síntesis sobre el componente de monitoreo de la calidad del agua en la CGSM. ....	232
Figura 132. Infografía síntesis sobre el componente de monitoreo de los recursos pesqueros en la CGSM. ....	234
Figura 134. Infografía síntesis sobre el componente de monitoreo del ecosistema de manglar en la CGSM. ....	237
Figura 135. Caudal instantáneo medido en la Boca de la Barra. Los valores negativos indican agua entrando a la ciénaga. Se resalta la variación estacional, donde en temporadas secas predomina la entrada del mar a la Ciénaga. ....	238
Figura 136. Infografía síntesis sobre el componente de monitoreo hidrosedimentológico en la CGSM. ....	239
Figura 137. Flujos de agua en las principales conexiones de la Ciénaga Grande de Santa Marta (periodo agosto 2017 a agosto 2018). ....	240
Figura 138. Mapa modelo hidrodinámico 2013 (arriba) y mapa modelo hidrodinámico de inundación de la CGSM (abajo). Fuente: LABSIS, 2020. ....	242
Figura 139. Flujo de sedimentos en los principales afluentes de la CGSM. *Los valores en rojo representan condición seca y los valores en negro condición normal. En una condición seca, el	

transporte de sedimentos se reduce aproximadamente un 50% del lado de los ríos de la SNSM y cerca de un 40% del lado de los caños que conectan con el río Magdalena con respecto al escenario promedio (2013). Elaborado por: LABSIS (2020). ..... 243

Figura 140. Figuras de gestión existentes para el sitio RAMSAR SDERM CGSM. Fuente: LABSIS, 2020. .... 245

Figura 141. Infografía síntesis sobre la planificación y manejo en la CGSM. .... 246

# LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Áreas y longitudes aproximadas de la zona marina y costera de Colombia. Los vectores fueron re proyectados 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. Detalles de las campañas de adquisición geoeléctrica llevadas a cabo por INVEMAR. ....	51
Tabla 5. Escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM. Fuente: Vivas-Aguas, 2011. ....	63
Tabla 6. Métodos de análisis de laboratorio para las variables que conforman el ICAM. ....	70
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). ....	70
Tabla 8. Valores de referencia para las variables del indicador de condición-tendencia de áreas coralinas –ICT <sub>AC</sub> (Rodríguez-Rincón <i>et al.</i> , 2014) en la región Caribe - Referencias de (HRI, 2012)..	80
Tabla 9. Valores de referencia para las variables del indicador de condición-tendencia de áreas coralinas – ICT <sub>AC</sub> (Rodríguez-Rincón <i>et al.</i> , 2014) en la región Pacífico (tomado de SISMAC-INVEMAR). Para el Pacífico no se hace referencia a biomasa sino abundancia de peces. ....	81
Tabla 10. Valores de referencia finales para definir el Indicador de condición-tendencia de áreas coralinas – ICT <sub>AC</sub> (Rodríguez-Rincón <i>et al.</i> , 2014). ....	81
Tabla 11. Condición de estado según el ICT <sub>AC</sub> de los valores registrados para cada una de las variables en campo observadas en la totalidad de las estaciones de la región Caribe Insular entre los años 2014 y 2019. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. ....	85
Tabla 12. Condición de estado según el ICT <sub>AC</sub> de los valores registrados para cada una de las variables en campo observadas en la totalidad de las estaciones de la región Caribe Continental entre los años 2014 y 2019. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. Los espacios en blanco corresponden a falta de información. ....	86
Tabla 13. Condición de estado según el ICT <sub>AC</sub> de los valores registrados para cada una de las variables en campo observadas en la totalidad de las estaciones de la región Pacífico entre los años 2014 y 2019. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. Los espacios en blanco corresponden a falta de información. ....	87

Tabla 14. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (Vástagos/m <sup>2</sup> ) para praderas de pastos marinos monoespecíficas o mixtas con mayor proporción de <i>Thalassia testudinum</i> . ....	90
Tabla 15. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (vástagos/m <sup>2</sup> ) para praderas de pastos marinos mixtas dominadas por <i>Syringodium filiforme</i> . .....	90
Tabla 16. Escala de valoración preliminar de referencia para la afectación de <i>Labyrinthula</i> spp. del indicador de condición- tendencia pastos marinos– ICT <sub>PM</sub> . .....	91
Tabla 17. Escala ejemplo de valoración integral del indicador de condición-tendencia de pastos marinos – ICT <sub>PM</sub> . .....	91
Tabla 18. Distribución de las especies de mangle del Caribe y Pacífico colombiano. Datos tomados de Sánchez-Páez <i>et al.</i> (1997); Spalding <i>et al.</i> (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. ....	103
Tabla 19. Indicador de extensión (Ie) de los bosques de manglar, caso “Ciénaga Grande de Santa Marta-CGSM” entre 1956 y 2019 a escala 1:50.000. ....	105
Tabla 20. Indicador de extensión (Ie) de los bosques de manglar, caso “Ciénaga Grande de Santa Marta-CGSM”. entre 2017 y 2020 a escala 1:25.000. ....	105
Tabla 21. 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 <i>et al.</i> , 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; plánt.: plántulas; propág.: propágulos.....	108
Tabla 22. Escala de interpretación del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) de la Ciénaga Grande de Santa Marta. ....	109
Tabla 23. Ejemplo de ponderación para las variables que componen el indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICT <sub>BM</sub> (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014). En proceso de desarrollo. ....	113
Tabla 24. Valores de referencia para las variables de densidad de árboles y área basal, que componen el indicador de condición tendencia de bosques de mangle – ICT <sub>BM</sub> del Caribe y Pacífico colombiano (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014).....	113
Tabla 25. Ejemplo de la escala general del indicador de condición tendencia de bosques de mangle – ICT <sub>BM</sub> (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. ....	114
Tabla 26. Escala de referencia para la variable densidad de árboles del indicador de condición tendencia de bosques de mangle – ICT <sub>BM</sub> en el departamento Archipiélago (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014). ....	114

Tabla 27. Escala de referencia para la variable área basal del indicador de condición tendencia de bosques de mangle – ICT <sub>BM</sub> en el departamento Archipiélago (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014). .....	114
Tabla 28. Listado de áreas marinas protegidas del SAMP. Fuente: SSD-SAMP (2021). .....	146
Tabla 29. Principales géneros de microalgas con especies potencialmente nocivas, según la lista taxonómica de la IOC de UNESCO y densidades máximas observados en los sectores de Santa Marta y PNN Tayrona (bahía de Chengue (BCH) y bahía de Santa Marta (BSM) y en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM (Boca de la Barra (LBA) y ciénaga La Luna (CLU), entre el 2014 y 2019. ....	159
Tabla 30. Principales géneros de dinoflagelados bentónicos con especies potencialmente nocivos, según la lista taxonómica de la COI - UNESCO y densidades máximas observados en la bahía de Chengue, entre el 2014 y 2019. ....	161
Tabla 31. Resultados del análisis de microplásticos en el tracto digestivo peces en los tres sitios priorizados en el Caribe y Pacífico colombianos. Tomado de Garcés-Ordóñez <i>et al.</i> (2017). ....	165
Tabla 32. Consolidado de especies marinas cuya bioactividad ha sido evaluada hasta 2019, las que se han caracterizado químicamente hasta el 2019 y las publicadas en 2020. ....	170
Tabla 33. Áreas calculadas en m <sup>2</sup> de las playas de San Andrés.....	193
Tabla 34. Áreas calculadas en m <sup>2</sup> en las playas de Providencia.....	195
Tabla 35. Categorías y escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM. Fuente: Vivas-Aguas, 2011. ....	199
Tabla 36. Calificación individual de las variables (subíndices) que integran el ICAM en las Islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, en el muestreo realizado por CORALINA en noviembre y diciembre de 2020 posterior al paso del huracán Iota. pH, oxígeno disuelto (OD), sólidos suspendidos totales (SST), ortofosfatos (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ), nitratos (NO <sub>3</sub> -), 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) y No medido (NM).....	200
Tabla 37. Concentraciones de Coliformes Totales (CTT), Termotolerantes (CTE) y Enterococos Fecales (EFE) medidos en el agua superficial de las estaciones REDCAM en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Sin referencia (-). Criterio de calidad para el uso recreativo por contacto primario y contacto secundario según Minambiente (2015), y los valores de referencia de la OMS (2003) para el riesgo de contraer enfermedades Gastrointestinales (EGI) y Respiratoria Febril Aguda (ERFA) respectivamente.....	202
Tabla 38. Resultados de las jornadas de limpieza de basura en los manglares y playas de Providencia y Santa Catalina.....	221
Tabla 39. URL de las secciones en el Portal.....	224
Tabla 40. Instrumentos de ordenamiento ambiental existentes en el Sitio Ramsar Sistema Delta Estuarino Rio Magdalena Ciénaga Grande de Santa Marta. ....	245

# CAPÍTULO I

## LOS ESPACIOS OCEÁNICOS Y ZONAS COSTERAS E INSULARES DE COLOMBIA



Mayapo, La Guajira. Foto por: Leonardo Ospino

## MARCO GEOGRÁFICO

Colombia es un país con 1'137.814 km<sup>2</sup> 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<sup>2</sup> 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<sup>2</sup>. 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<sup>2</sup> (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<sup>2</sup> y una superficie de aguas jurisdiccionales de 532.154 km<sup>2</sup> (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 re proyectados de Magna Colombia Bogotá a Lambert Azimutal Colombia para estimar áreas y distancias.**

		REGIÓN		TOTAL
		Caribe	Pacífico	
<b>Línea de costa (km)</b> <b>Escala: 1.100.000<sup>1</sup></b>	Continental	2.070 *****	4.684 *****	6.969
	Insular del margen continental	100 **	24 *	
	Insular oceánico	84 ***	7 ****	
	Subtotal	2.253	4.715	
<b>Línea de costa (km)</b> <b>Escala: 1.500.000<sup>2</sup></b>	Continental	1.785 *****	1.545 *****	3.531
	Insular del margen continental	86 **	50 *	
	Insular Oceánico	60 ***	4 ****	

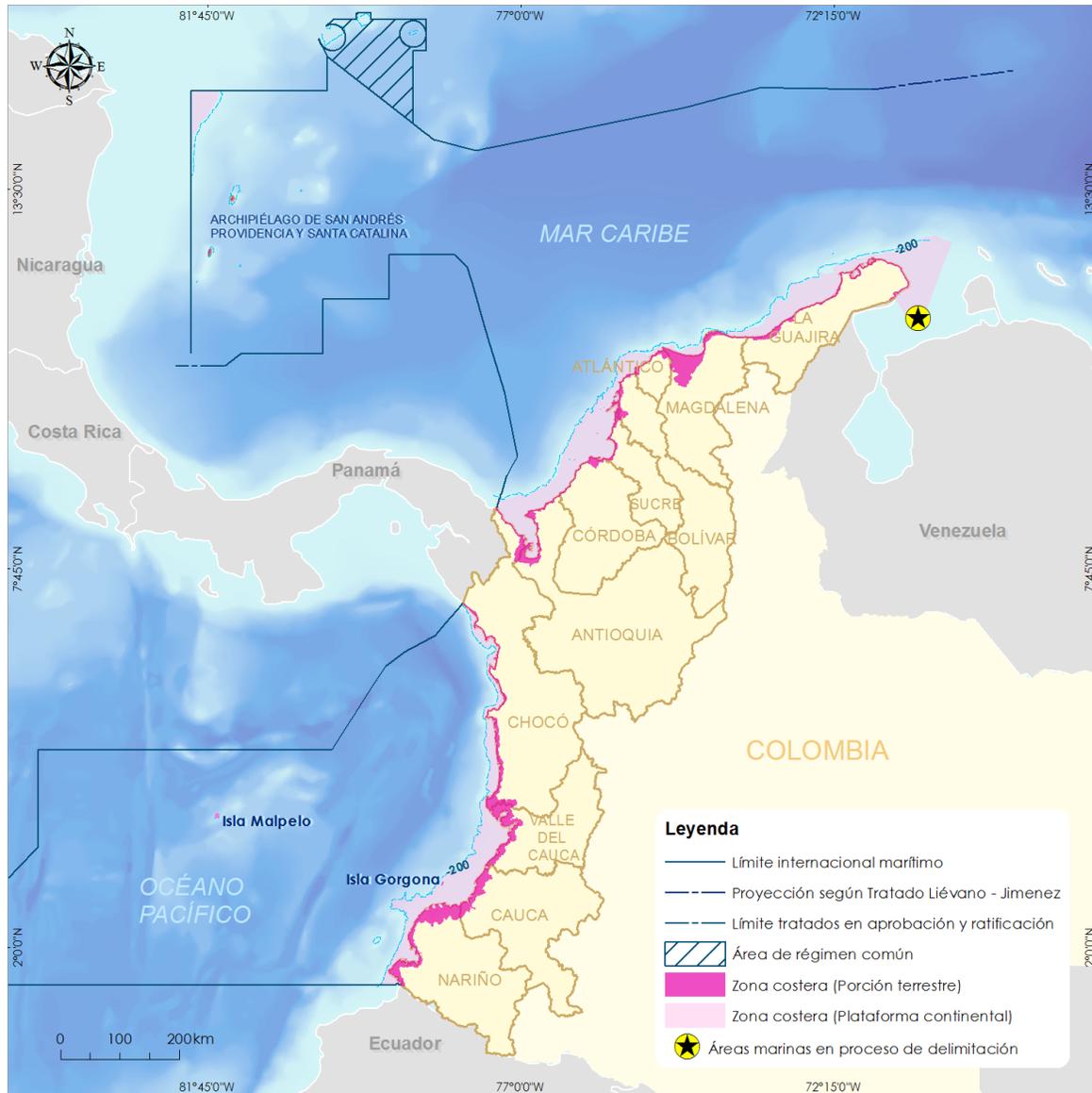
<sup>1</sup> Los datos de longitud de línea de costa (km), escala: 1:100.000 de esta tabla tiene como fuente principal la base de datos geográfica del proyecto de Elaboración del Análisis de Vulnerabilidad Marino Costera e Insular ante el Cambio Climático para el País (INVEMAR e IDEAM, 2017) y fueron 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.

<sup>2</sup> 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	
	Subtotal	1.932	1.599	
Área emergida de la zona costera (km <sup>2</sup> )	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 (km <sup>2</sup> )	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 Andrés 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 (Vermette, 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  $10^{\circ}49'$  y  $16^{\circ}10'$  de latitud Norte y  $78^{\circ}00'$  y  $82^{\circ}14'$  de longitud Oeste (Figura 1). Tiene una extensión de línea de costa de 100 km aproximadamente y un área terrestre de  $49 \text{ km}^2$  (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 (INVEVAR, 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				
Sucre	San Onofre	CARSUCRE	Coveñas	

DEPARTAMENTOS		MUNICIPIOS COSTEROS	AUTORIDADES AMBIENTALES	CAPITANÍAS DE PUERTO	
		Tolú			
		Coveñas			
		Palmito			
	Córdoba		San Antero	CVS	Coveñas
			San Bernardo del Viento		
			Lorica		
			Moñitos		
			Puerto Escondido		
	Antioquia		Los Córdoba	CORPOURABA	Turbo
			Apartadó		
			Arboletes		
			Carepa		
			San Juan de Urabá		
Chocó		Necoclí	CODECHOCÓ		
		Turbo			
		Unguía			
COSTA DEL PACÍFICO	Chocó	Acandí	CODECHOCÓ	Bahía Solano	
		Juradó			
		Bojayá			
		Bahía Solano			
		Nuquí			
	Valle del Cauca		Bajo Baudó	CVC EPA	Buenaventura
			Buenaventura		
	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					

Por otra parte, la zona costera colombiana se constituye en el principal eje de desarrollo económico del país, especialmente por la realización de actividades relacionadas con el transporte marítimo, el comercio exterior, el turismo, la pesca y el sector minero-energético (Ramos y Guerrero, 2010). Este último, ha tenido un proceso de reactivación, con un potencial gasífero y petrolero muy importante en las áreas marinas, especialmente en exploración y producción costa afuera (Ministerio de Minas y Energía, 2019). En este sentido, es importante resaltar el aporte de los 12 departamentos costeros al Producto Interno Bruto (PIB) nacional, cuya participación durante los últimos cuatro años se ha mantenido cercana al 41%, y para el año 2019 reportó 401.636 miles de millones de pesos (DANE, 2019). 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 (SuperTransporte, 2020), por las cuales se movilizó durante el año 2019 el 98,8% de carga, con una variación negativa del 0,03% con respecto al año 2018, alcanzando los 4,2 millones de contenedores (SuperTransporte, 2020).

La población residente en las zonas costeras e insulares para el año 2019 es cercana a los 6.300.000 habitantes), de los cuales cerca del 87% 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 AMBIENTAL

Según el (DNP-Departamento Nacional de Planeación, 2007) 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.

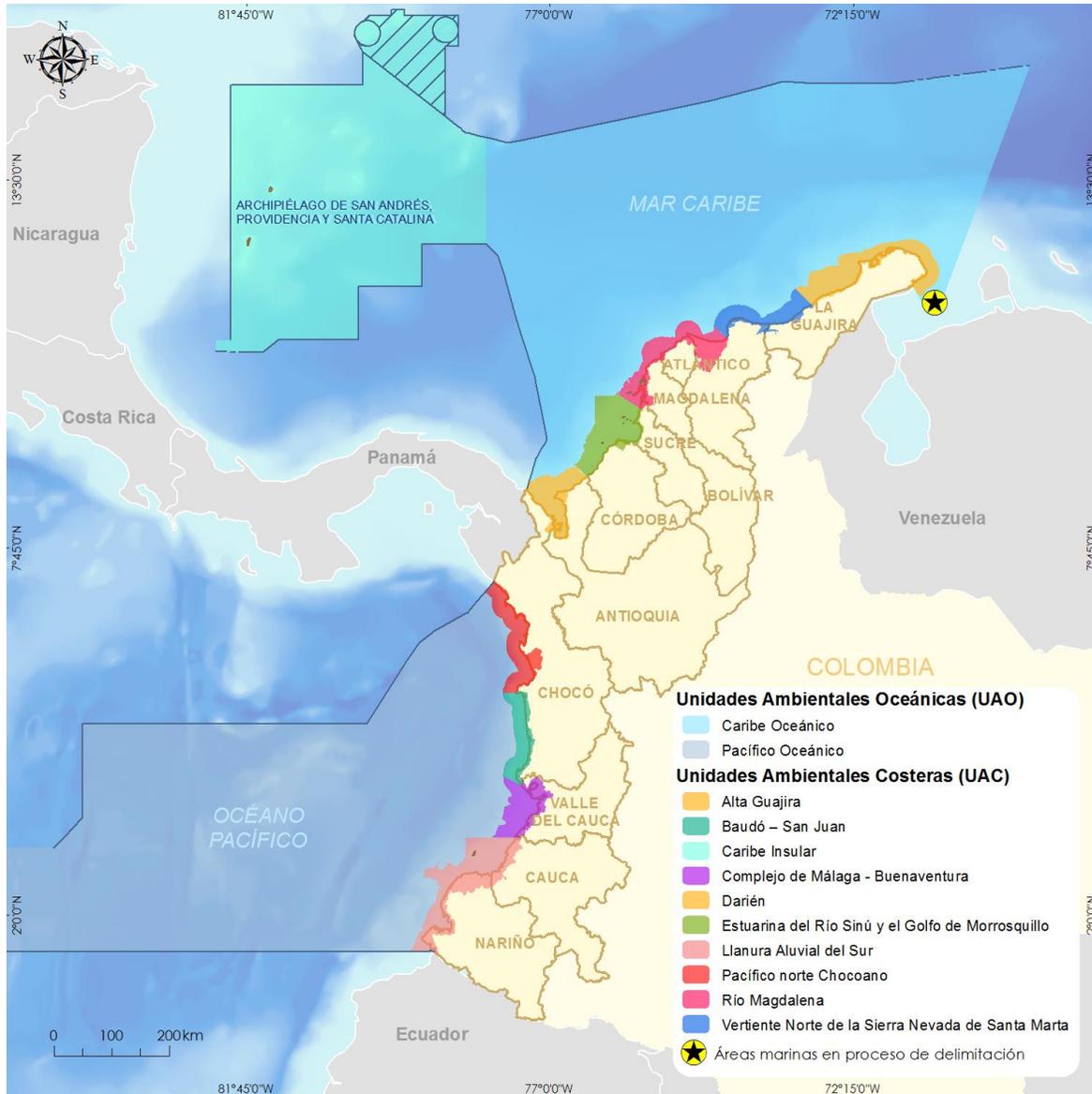


Figura 2. Localización de las Unidades Ambientales Oceánicas y Costeras (modificado de INVEMAR, 2000).

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
<b>UAC Alta Guajira</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), quien la presidirá.</li> <li>• Director(a) de la Corporación Autónoma Regional (CAR) de La Guajira (CORPOGUAJIRA), o su delegado.</li> <li>• Director(a) PNN (en el acta de creación de la Comisión Conjunta no figura, pero fue incluida en un acta posterior).</li> </ul>
<b>UAC Vertiente Norte de la Sierra Nevada de Santa Marta</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 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.</li> <li>• Director(a) de la Corporación Autónoma Regional (CAR) de La Guajira (CORPOGUAJIRA), o su delegado.</li> <li>• Director(a) de la CAR del Magdalena (CORPAMAG), o su delegado.</li> <li>• Director(a) de la Dirección Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia, o su delegado.</li> <li>• Director(a) del Departamento Administrativo Distrital para la Sostenibilidad Ambiental (DADSA), o su delegado.</li> </ul>
<b>UAC del Río Magdalena, complejo Canal del Dique – Sistema Lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 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.</li> <li>• Director(a) Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia, o su delegado.</li> <li>• Director(a) de la CAR del Atlántico (CRA), o su delegado.</li> <li>• Director(a) de la CAR del Canal del Dique (CARDIQUE), o su delegado.</li> <li>• Director(a) de la CAR del Magdalena (CORPAMAG), o su delegado.</li> <li>• El director(a) de la CAR de Sucre (CARSUCRE), o su delegado.</li> <li>• Director(a) del Establecimiento Público Ambiental de Cartagena (EPA), o su delegado.</li> <li>• Director(a) del Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente de Barranquilla (DAMAB), o su delegado.</li> </ul>

UNIDAD AMBIENTAL COSTERA	INTEGRANTES DE LA COMISIÓN CONJUNTA
<b>UAC Estuarina del Río Sinú y el Golfo de Morrosquillo</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 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.</li> <li>• Director(a) de la Dirección Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia, o su delegado.</li> <li>• El director(a) de la CAR de Sucre (CARSUCRE), o su delegado.</li> <li>• Director(a) de la CAR del Canal del Dique (CARDIQUE), o su delegado.</li> <li>• Director(a) de la CAR de los Valles del Sinú y San Jorge (CVS), o su delegado.</li> </ul>
<b>UAC del Darién</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá.</li> <li>• Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible de Chocó (CODECHOCÓ), o su delegado.</li> <li>• Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABÁ), o su delegado.</li> <li>• Director(a) de la Dirección Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia, o su delegado.</li> </ul>
<b>UAC Caribe Insular</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Decreto 415 de 2017.</li> </ul>
<b>UAC Pacífico Norte Chocoano</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá.</li> <li>• Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible de Chocó (CODECHOCÓ), o su delegado.</li> <li>• Director(a) de la Dirección Territorial Pacífico de Parques Nacionales Naturales de Colombia.</li> </ul>
<b>UAC Baudó-San Juan</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá.</li> <li>• Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible de Chocó (CODECHOCÓ), o su delegado.</li> </ul>
<b>UAC del Complejo de Málaga - Buenaventura</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá.</li> <li>• Director(a) de la CAR del Valle del Cauca (CVC), o su delegado.</li> <li>• Director(a) de la Dirección Territorial Pacífico de Parques Nacionales Naturales de Colombia.</li> </ul>
<b>UAC de la Llanura Aluvial del Sur</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá.</li> <li>• Director(a) de la CAR de Nariño (CORPONARIÑO), o su delegado.</li> <li>• Director(a) de la CAR del Cauca (CRC), o su delegado.</li> <li>• Director(a) de la Dirección Territorial Pacífico de Parques Nacionales Naturales de Colombia.</li> </ul>

**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



*Oreaster reticulatus* en pradera de pastos marinos, Archipiélago de San Andrés. Foto por: Andrés Acosta

## EL AMBIENTE ABIÓTICO

### Dinámica de los sólidos suspendidos totales en el Parque Nacional Natural Gorgona

Los arrecifes de coral de la isla Gorgona, ubicada en el Pacífico Oriental Tropical, son moderadamente desarrollados y constituyen las formaciones coralinas más extensas y diversas del Pacífico colombiano. Sin embargo, por su ubicación, estos arrecifes están expuestos a fluctuaciones extremas de las condiciones oceanográficas y atmosféricas, causadas por procesos como la precipitación, la surgencia o el fenómeno de El Niño (Zapata y Vargas-Ángel, 2003). Teniendo en cuenta que, los ecosistemas de coral de la isla Gorgona se ven expuestos a estos procesos y que se desarrollan sobre una plataforma continental estrecha se espera que, la influencia de agua dulce alcance a llegar hasta estos arrecifes, afectándolos como resultado de la escorrentía, turbidez y salinidad reducida.

Los sólidos suspendidos totales (SST) son un parámetro clave para evaluar las condiciones y la calidad de las aguas costeras. Los SST hacen referencia al material particulado que se mantiene en suspensión en las corrientes de agua superficial. Incluyen al plancton, minerales de arcilla, arena, limo, materia orgánica e inorgánica y otros microorganismos en el agua. Los SST pueden ingresar al medio a través de la descarga de los ríos o por la resuspensión de los sedimentos del fondo (Håkanson *et al.*, 2005); y a pesar de que son difíciles de monitorear de manera continua en el tiempo y en el espacio, generan un cambio en el color del agua que es detectado por sensores satelitales. En este sentido, se propuso evaluar el gradiente de los SST en los ecosistemas de coral en el Parque Nacional Natural Gorgona, a partir de información satelital.

Se descargaron y procesaron imágenes mensuales del sensor espectrorradiómetro para imágenes de resolución moderada- MODIS, por sus siglas en inglés, entre el período de 2003 a 2020. Estas imágenes cuentan con una alta sensibilidad radiométrica, buena calidad geométrica, alta resolución temporal y son distribuidas de manera libre a través de la página principal de MODIS. Se utilizó el producto satelital Remote Sensing Reflectance (Rrs) a 645 nm, con resolución espacial de 4 km, distribuidos en una malla uniforme y en formato NetCDF.

A las imágenes de Rrs se les aplicó el algoritmo desarrollado por Nechad *et al.*, (2010) (Ecuaciones 1 y 2) para obtener datos de concentración de sólidos suspendidos totales. Este algoritmo para aguas turbias utiliza las bandas de cualquier sensor de color del océano (ej. MERIS, MODIS y SeaWiFS) y a diferencia de otros algoritmos utiliza la información de una sola banda. Los datos de SST recuperados a través de información satelital fueron analizados en la variabilidad estacional e interanual.

$$SST_{sat} = \frac{A\rho \cdot \rho\omega}{1 - \rho\omega/C\rho} + \beta^{\circ} \quad \text{Ecuación 1}$$

$$\rho\omega = \Pi * Rrs(645) \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde  $A\rho=258.85$  mg/L,  $C\rho=16.41 \times 10^{-2}$  y  $B\rho=2.21$  (mg/L)

En el ciclo anual promedio de los SST, recuperados a través de información satelital, se representaron las concentraciones de 3, 5 y 9 mg/L (Figura 3). A pesar de que, la concentración de SST satelital dio menor a la reportada en otras investigaciones (INVEMAR, 2019a), probablemente porque el grueso tamaño del píxel suavizó el efecto de los sólidos más costeros, la distribución espacial fue la esperada para esta región. Desde el mes de diciembre y hasta febrero la concentración de SST incrementó al sur de la línea continental, alcanzando valores mayores a los 9 mg/L. La isolínea de 7 mg/L se extendió hasta aproximadamente 20 km mar adentro, lo que representó la máxima extensión dentro del ciclo anual. Esta alta concentración de SST estuvo asociada al continuo aporte de sedimentos a través de la boca de Sanquianga (río Patía) y las bocas de los ríos Guapi e Iscuandé.

Durante los meses de diciembre a febrero, la isolínea de 3 mg/L osciló entre el sur y el centro de la isla Gorgona. En INVEMAR (2019a), indicaron que la influencia del delta sobre la concentración de SST se extendió hasta aproximadamente 5,5 km, sin que se alcanzara a ver una influencia clara de las aguas continentales en el área circundante a la isla Gorgona. Sin embargo, los autores también indicaron que la clorofila presenta las mayores concentraciones en febrero, pudiendo esta señal de clorofila reflejarse en los SST obtenidos a través de la reflectancia de los 645 nm. Durante marzo a julio la concentración de SST disminuyó a un promedio de 5 mg/L. Entre agosto y octubre se alcanzó el segundo máximo de concentración (7 mg/L); sin embargo, los SST permanecieron cerca de la costa, a aproximadamente 10 km.

Estos valores reflejan que la isla se encuentra en una zona de baja concentración de SST, donde sólo una fracción ellos provenientes de los ríos continúan disueltos en el agua. Pero en el borde de la isla Gorgona las concentraciones se hacen aún más bajas, posiblemente favorecido por la disminución de las corrientes que genera la isla (INVEMAR, 2019a).

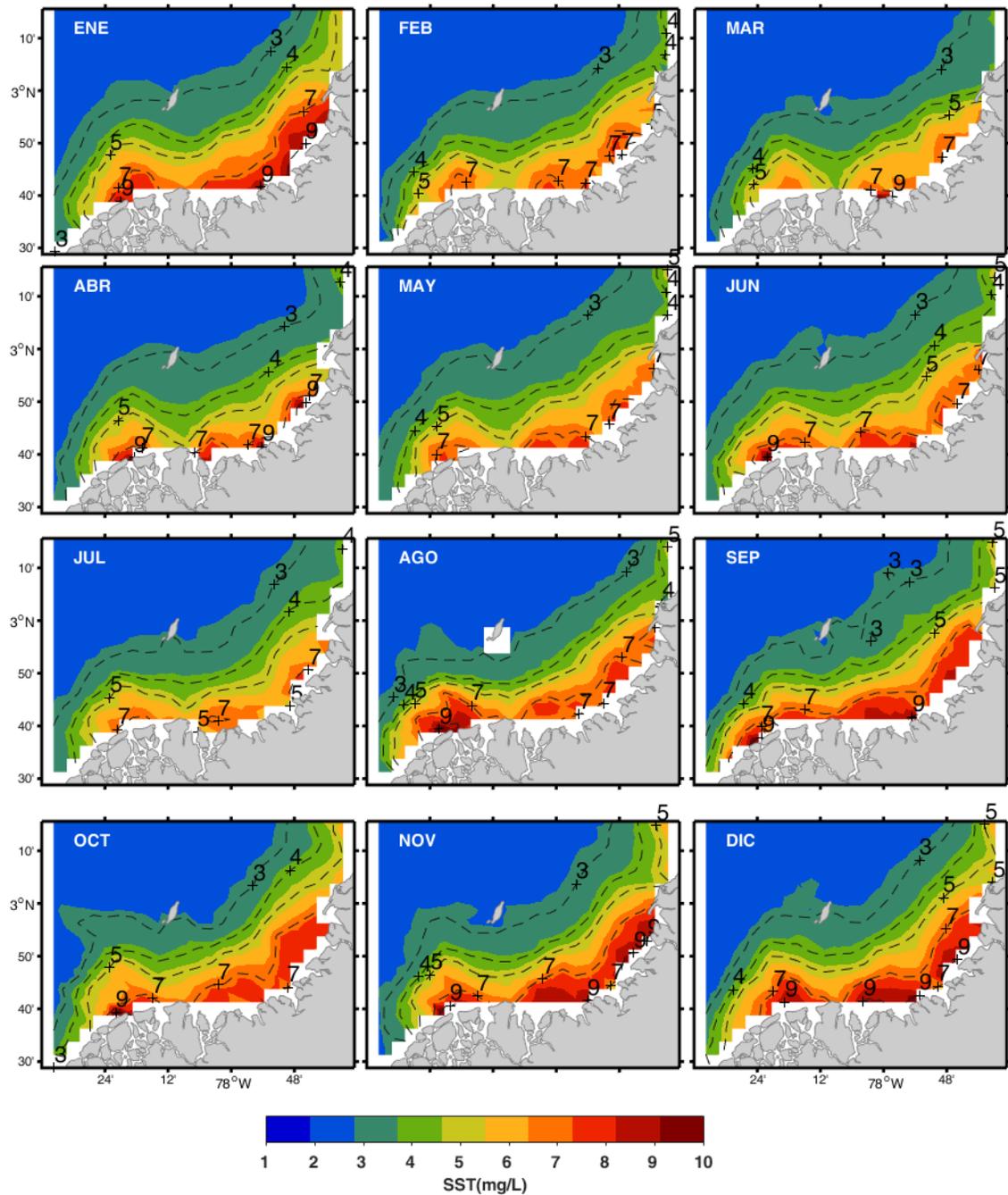


Figura 3. Ciclo anual de los sólidos suspendidos totales satelitales. Fuente de datos: MODIS-Aqua (2003-2020).

La serie de tiempo del Oceanic Niño Index -ONI muestra en color rojo los períodos durante los cuales se han registrado fenómenos El Niño y en color azul los fenómenos La Niña (Figura 4). Se aprecia que durante los períodos en lo que se registró La Niña fuerte 2008-2009 y 2011-2012, incrementaron los SST en un punto cercano a la desembocadura del río Guapi. Mientras que, al oeste en Sanquianga la concentración no incrementó de manera significativa. Este comportamiento sugiere que los SST en el sector este incrementan como respuesta al incremento de las lluvias

durante la fase de La Niña, mientras que en el oeste este factor al parecer no tiene mayor impacto. Por el contrario, en los períodos de El Niño de 2010 y 2015-2016 el incremento de los SST fue más evidente al costado oeste.

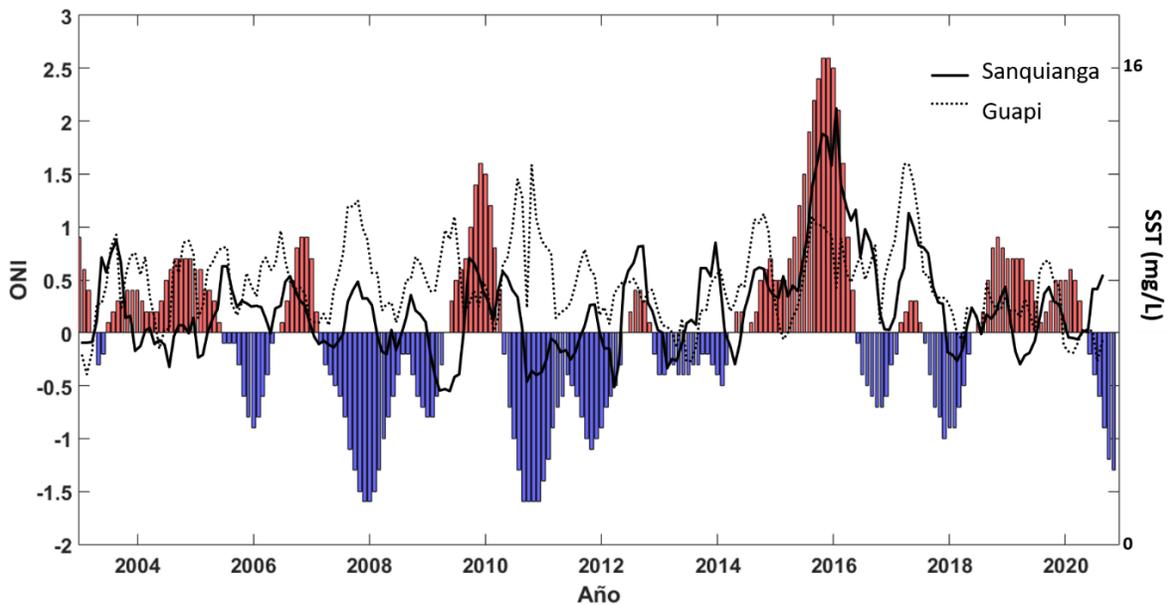


Figura 4. Series de tiempo del índice ONI y de la concentración de sólidos suspendidos totales frente a las desembocaduras de los ríos Sanquianga y Guapi.

Si bien los resultados muestran baja influencia de las aguas de escorrentía en la isla Gorgona, esta influencia podría verse acentuada por el incremento en la deforestación, la erosión y la agricultura en la cuenca de los ríos que descargan en la región. Las aguas de escorrentía podrían contribuir a generar un ambiente más corrosivo para los corales. Las actividades en la cuenca pueden cambiar el volumen y la naturaleza química de la descarga de los ríos en una magnitud aún desconocida (Salisbury *et al.*, 2015), con el potencial de generar efectos adversos sobre los corales de isla Gorgona. Sin embargo, resalta la aparente tendencia a la disminución de los sólidos suspendidos en la zona de las desembocaduras, lo cual puede traer importantes consecuencias ecológicas debido a la disminución de nutrientes atrapados en los sedimentos.

## Influencia del Chorro de bajo nivel de Panamá en la cuenca Pacífica colombiana

Los chorros de vientos de bajo nivel pueden influir fuertemente en los sistemas meteorológicos a escala sinóptica y contribuir significativamente al clima a través de diferentes mecanismos (Amador, 1998). Cuando estos ocurren sobre el mar, pueden afectar la hidrografía de la columna de agua, disminuir la temperatura superficial del mar (TSM) e incrementar la productividad biológica marina (Chelton *et al.*, 2000a). Los gradientes de presión que se forman entre el Pacífico Oriental y el Atlántico durante el invierno boreal aceleran los vientos hacia el Sur a través de las brechas presentes en la cordillera centroamericana generando tres fuertes chorros de viento inter-ístmicos: Tehuantepec (México), Papagayo (Nicaragua) y Panamá (Romero-Centeno *et al.*, 2003; Xie *et al.*,

2005). A pesar de compartir un origen similar, la variabilidad de estos tres chorros no se encuentra correlacionada entre sí (Chelton *et al.*, 2000a; Chelton *et al.*, 2000b). El chorro de Tehuantepec tiene una mayor influencia de patrones sinópticos en el viento que migran de oeste a este provenientes del golfo de México y del mar Caribe, aunque se ha reportado que la extensión e intensificación hacia el oeste de la alta presión de los Azores genera una aceleración de los chorros de Tehuantepec y Papagayo a mediados del verano boreal (Romero-Centeno *et al.*, 2003; Small *et al.*, 2007). En tanto que los chorros de Papagayo y Panamá están afectados por variaciones en los vientos alisios que se extienden desde el Caribe y se encuentran desacoplados de la variabilidad atmosférica de bajo nivel en las latitudes medias (Chelton *et al.*, 2000a).

El grupo de Geociencias Marinas y Costeras realizó una investigación acerca de la caracterización espacial y temporal del Chorro de Bajo Nivel de Panamá (CBNP), que es el chorro inter-ístmico más cercano al Ecuador, cuya activación modifica la circulación, la temperatura de la superficie del mar y el clima en la mayor parte del Pacífico Tropical Oriental frente a Colombia. En esta investigación en proceso de publicación en revista indexada, el grupo de Geociencias hizo uso del análisis de 15 años (2003-2018) de datos de viento marino, con los cuales se determinó la extensión del chorro y sus principales frecuencias de variabilidad, además de su relación con fenómenos de variabilidad climática. El Chorro varía intra estacionalmente, presentando frecuencias de 1 a 5 meses, y de manera interanual, por la diferencia de velocidades que se manifiestan en los diferentes periodos del fenómeno de El Niño Oscilación Sur (Ordonez-Zuniga *et al.*, 2021).

El Chorro de bajo nivel de Panamá genera una zona de alta energía y variabilidad de los vientos en el Pacífico Oriental Tropical frente a Colombia (POTC), observado en el campo de desviación estándar calculado sobre 15 años de datos de vientos satelitales (Figura 5a). Se observa que la zona de alta variabilidad de los vientos asociada al chorro se ubica entre los 81°W-78,8°W y 5°N-8°N (Figura 5b). Igualmente se observa una segunda zona de alta variabilidad ubicada al sur de del CP (bajo los 4°N), la cual está posiblemente vinculada a la variación los vientos Alisios del sureste.

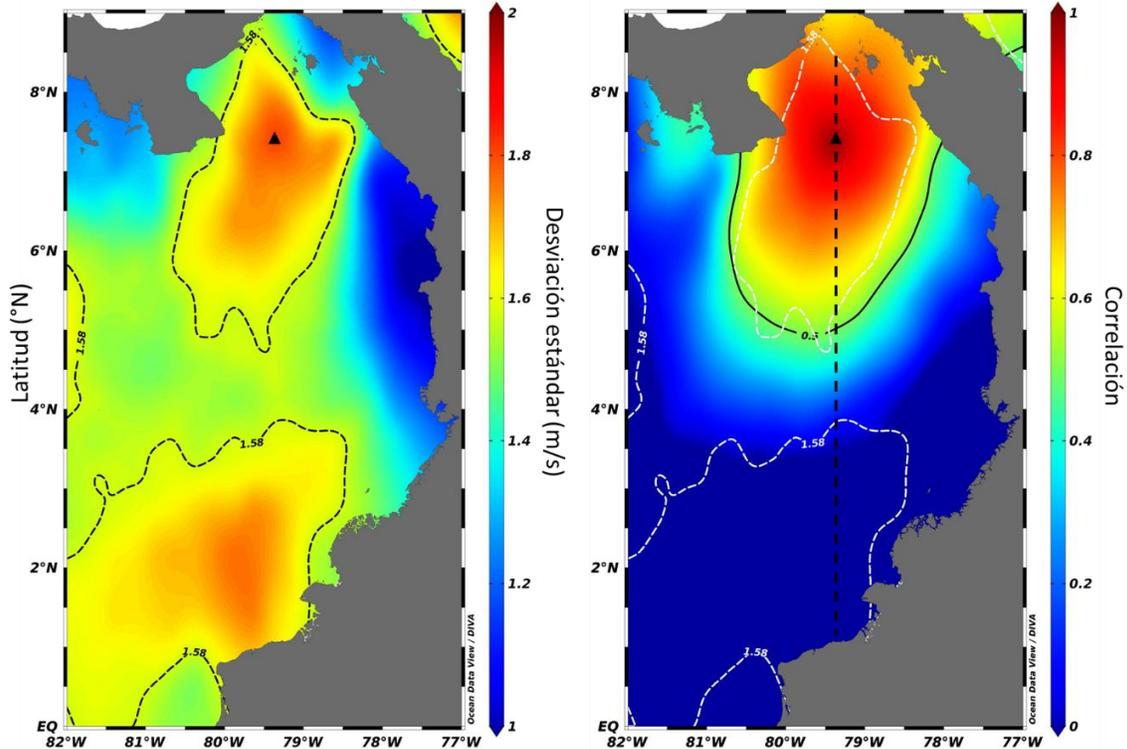


Figura 5. a) Desviación estándar calculada sobre 15 años (2003-2018) del campo de velocidad de los vientos Windsat. La línea negra indica la isolínea de 1.58 desviaciones estándar. El punto indica la ubicación de la serie de referencia de mayor variabilidad. Derecha. b) Campo de correlación de los vientos con la serie de mayor variabilidad. La línea continua indica la isolínea de 0.5 correlación, la punteada es la desviación estándar y la línea recta es el transecto para análisis espectral. Izquierda.

Dentro de la zona de alta variabilidad del chorro, el punto de mayor intensidad (CPmax) presentó una desviación estándar  $>1,81 \text{ m s}^{-1}$  y estuvo ubicado en  $79,375^{\circ}\text{W}$  y  $7,375^{\circ}\text{N}$  (triángulo negro ubicado en la Figura 5a y Figura 5b). El campo espacial de correlación de los vientos en el POTC respecto al CPmax muestra correlaciones superiores a 0,5 ( $p=0,0$ ) en una zona de similar ubicación y extensión a la delimitada por la isolínea de  $\pm 1,58 \text{ SD}$ , indicando que en esta área de alta energía la variabilidad del viento es coherente con la variabilidad temporal del Chorro de Panamá (Figura 5b). De esta manera, se observa que el área de influencia efectiva del Chorro de Panamá se encuentra restringida entre  $4^{\circ}\text{-}9^{\circ}\text{N}$ . Por fuera de esta zona, la correlación fue menor a 0,2 e inversa al sur de los  $4^{\circ}\text{N}$ , donde se espera una mayor influencia de la variabilidad de los vientos Alisios del sur.

El ciclo anual de velocidades en el CPmax presenta un periodo de activación entre los meses de diciembre a abril, durante los cuales el cinturón de baja presión de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) está en su posición más sur y genera un forzamiento que causa la incursión de los vientos Alisios del norte a través del istmo de Panamá (Figura 6). Durante este periodo, la componente meridional del viento se intensifica hasta alcanzar su valor máximo en enero, y posteriormente se debilita de forma gradual hasta alcanzar su mínimo estacional en mayo. Las bajas velocidades del viento en el CP persisten en el periodo entre mayo hasta septiembre. La mayor variabilidad del viento, (banda rosa de una desviación estándar alrededor de la línea en la Figura 6) se observa en octubre y durante los meses de mayor intensidad del CP.

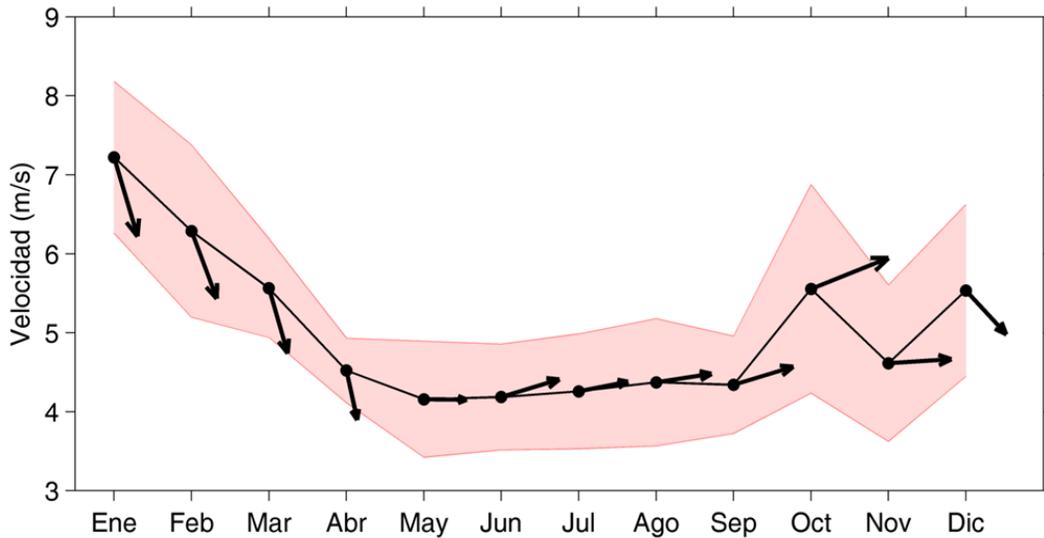


Figura 6. Ciclo anual del Chorro de Panamá, en rosa se detallan las desviaciones estándar. Datos Windsat 2003-2018.

## Condiciones oceanográficas de la zona costera del departamento del Magdalena

Desde el año 2014 el programa de Geociencias Marinas y Costeras del INVEMAR monitorea de manera mensual las condiciones oceanográficas en el departamento del Magdalena; Rodadero (11,1995 N, -74,2396 W), Manzanares (11,2375 N, -74,2234 W) y Taganga (11,2581 N, -74,2122 W), propiedades fundamentales del agua de mar como la temperatura, salinidad y el oxígeno disuelto son medidos por medio de una sonda CTDO (Conductividad, Temperatura, Profundidad y Oxígeno, Figura 5), variables esenciales para la observación del clima de la tierra. Debido a la emergencia sanitaria por Covid-19, solo se pudieron tomar mediciones en febrero, octubre, noviembre y diciembre del año 2020.

En la Figura 7 se muestran los perfiles de salinidad, temperatura y oxígeno disuelto en tres puntos tomados con CTDO en la franja costera del departamento del Magdalena, en la cual se registran los mínimos de temperatura (25 a 27,7 °C) y los máximos de salinidad (36 a 36,8) en febrero y diciembre meses representativos de la estación seca, donde los fuertes vientos Alisios del noreste provocan la surgencia costera; aguas frías, de mayor densidad y salinidad ascienden a la capa superficial mar. En cuanto, al oxígeno disuelto para estos meses osciló entre los 3,9 y 4,8 m/L. En los meses de octubre y septiembre, representativos a la estación de lluvias, se nota un aumento en la temperatura superficial del mar (26 a 30°C) y disminución de la salinidad (30 a 36,2 UPS), debido a las precipitaciones que aportan aguas de menor densidad y factibles a la evaporación, no obstante, se nota una leve disminución de la temperatura y aumento de la salinidad en septiembre, que podrían deberse a la actividad ciclónica, sobre una disminución de 3° en la temperatura del mar caribe provocado por el paso del huracán Iota (INVEMAR, 2020a). Para la temporada de lluvias el oxígeno disuelto osciló entre 3,5 y 5,6 ml/L.

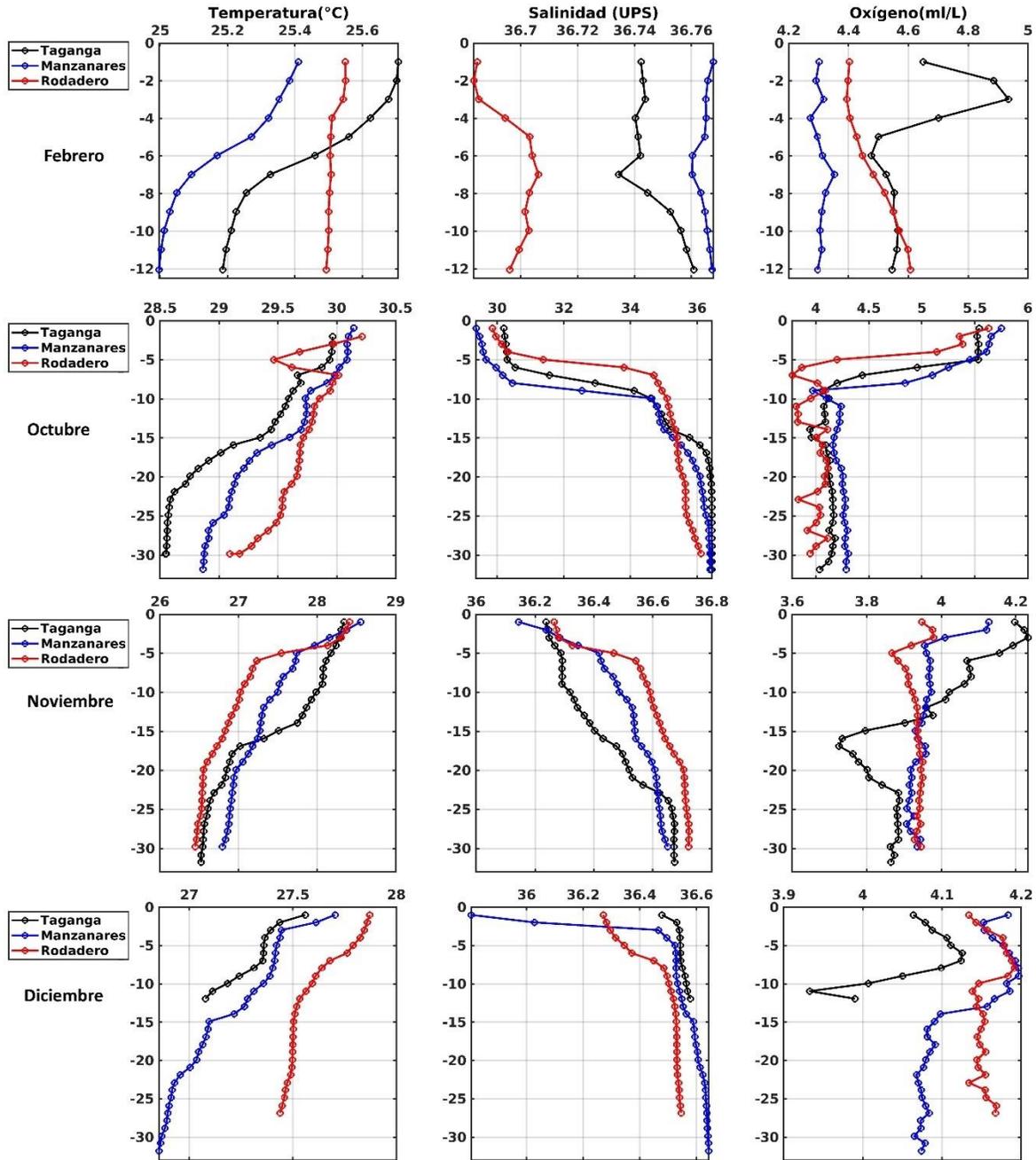


Figura 7. Perfiles de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto, en el departamento del Magdalena (Rodadero, Taganga y Manzanares), para los meses de febrero, octubre, noviembre y diciembre del año 2020.

En escenarios de la emergencia por Covid-19 la información satelital y de re-análisis atmosféricos, fueron de gran utilidad como información complementaria en la zona costera del Magdalena. En la Figura 8 muestra la climatología satelital de la Temperatura superficial del Mar (TSM) y la velocidad del viento para el periodo de 1982 a 2018, la TSM siguió el mismo comportamiento para la franja costera del Rodadero, Manzanares y Taganga; la TSM disminuye de diciembre a abril y aumenta de mayo a noviembre. La serie de datos permite observar promedios mínimos en la temporada de

vientos intensos sobre el mar caribe (diciembre a abril) de 25 a 27,5 °C y máximos en el debilitamiento de los vientos de 28 a 29 °C. La TSM en Taganga presentó el valor mínimo de temperatura en el mes de febrero de 25 °C correspondiente al máximo de viento 10,9 m s<sup>-1</sup> indicando aguas de surgencia costera.

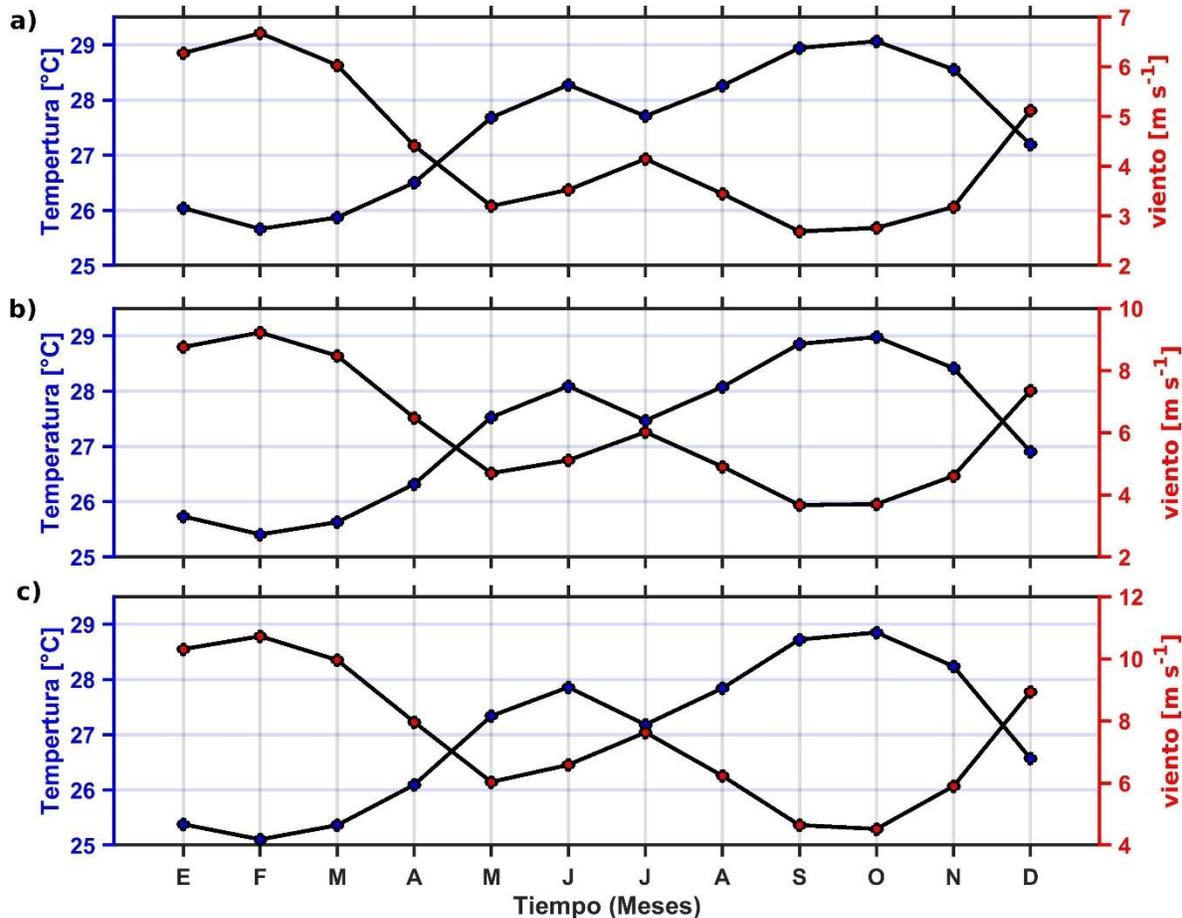


Figura 8. Climatología de viento (re-análisis era-5) y temperatura superficial del mar para el periodo de 1982 a 2018, de tres puntos extraídos; para a) Rodadero, b) Manzanares y c) Taganga.

Variáveis biogeoquímicas como a clorofila-a (Chl-a) e os Sólidos Suspensos Totais (SST), foram avaliados durante a emergência sanitária por Covid-19 por meio de informação satelital de la misión Sentinel-3 (Correa-Ramírez *et al.*, 2021). En la banda costera (primeros 3 kilómetros) frente a las playas de Rodadero y Bello Horizonte, las principales playas del Distrito Histórico, Cultural y Turístico de Santa Marta, se observó la concentración promedio de la Chl-a disminuyó de 4,5 mg m<sup>-3</sup> previo al inicio de la cuarentena a 3,48 mg m<sup>-3</sup> durante el periodo de la cuarentena, lo que constituye una reducción del 22,7% variables (Figura 9c). Una reducción similar en la Chl-a se observa para el mismo periodo del 2019 (línea gris, Figura 9a), por lo cual la reducción observada en ambos años posiblemente esté vinculada a la relajación estacional de los vientos y la surgencia costera (Correa-Ramírez *et al.*, 2020). Los SST también redujeron su concentración en un 43,9% (de 5,79 g m<sup>-3</sup> previo a la cuarentena a 3,25 g m<sup>-3</sup> durante la cuarentena), pero a diferencia de la Chl-a esta reducción no se observó en el mismo periodo del año anterior, por lo cual parece no estar

vinculada a un cambio estacional. En los campos promedio tanto de la Chl-a como de los SST (Figura 9 a-b y Figura 9 d-e) se observó que los mayores cambios en la concentración ocurrieron en la región sur, en cercanías del aeropuerto Internacional Simón Bolívar, posiblemente vinculadas a la advección de aguas descargadas por la Ciénega Grande de Santa Marta y el río Córdoba.

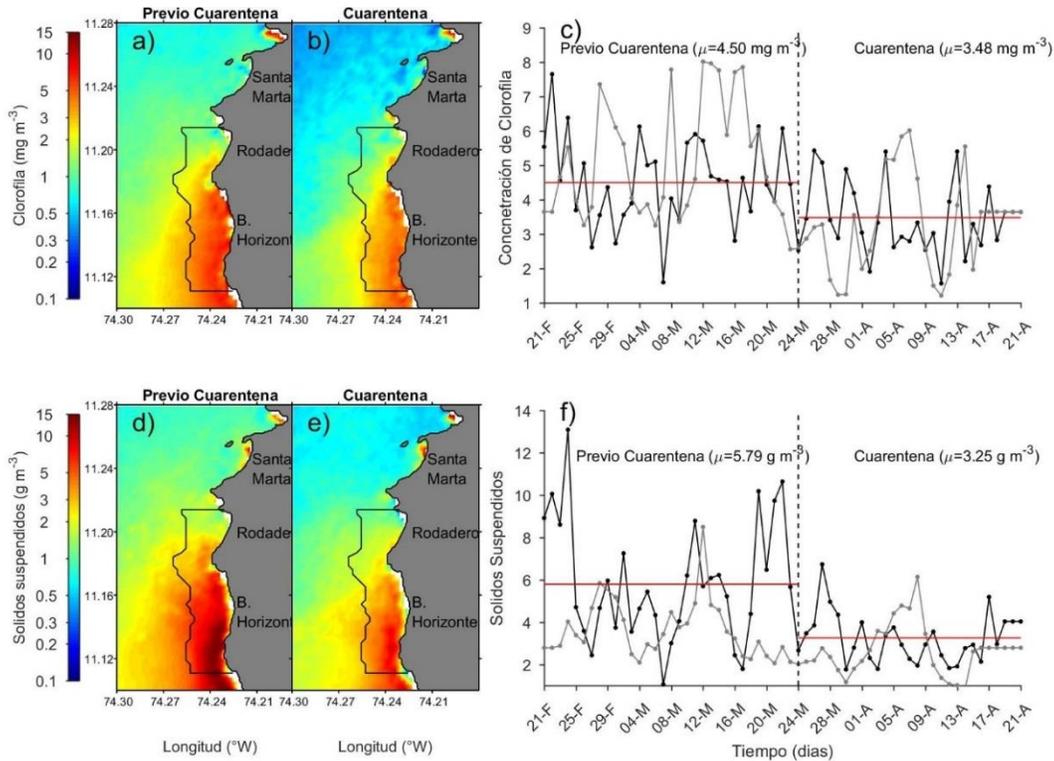


Figura 9. Promedio de la concentración de clorofila satelital Sentinel OLCI a 300 m frente a las playas de Santa Marta, para (a) 30 días antes y (b) 30 días después del 24 de marzo de 2020, fecha de inicio de la cuarentena a causa del Covid-19. Los paneles d) y e) presentan los promedios de los sólidos suspendidos totales Sentinel OLCI para los mismos periodos pre y post inicio de cuarentena. Los paneles c) y f) muestran la evolución temporal del promedio de la concentración de clorofila y sólidos suspendidos respectivamente, en una franja costera de 3 km de ancho demarcada por el polígono mostrado en los paneles a-b y d-e. La línea punteada vertical en c) y f) muestra la fecha del inicio de la cuarentena, en tanto que la línea gris muestra la concentración para el mismo periodo del año anterior (2019).

## Variación del sistema de los carbonatos en el Parque Nacional Natural Tayrona

La plataforma continental del departamento del Magdalena hace parte del sector central de la costa Caribe colombiana y se encuentra ubicada entre los 11°00' y 11°15' N y entre los 74°10' y 75°30' W (Franco, 2005). Rodeado por el sistema montañoso de la Sierra Nevada de Santa Marta, el Parque Nacional Natural Tayrona PNNT representa un punto importante de biodiversidad en el Caribe colombiano, alberga una variedad de comunidades de corales, praderas de pastos marinos y ecosistemas de manglar a lo largo de la costa rocosa con cabos, ensenadas y bahías (Bayraktarov *et al.*, 2014a). Los costados occidentales de estas bahías son más expuestos al oleaje, y en las zonas más protegidas, las formaciones coralinas son más complejas y diversas en especies, con predominancia de grandes colonias masivas (Díaz *et al.*, 2000).

Dentro del proyecto BPIN "Cambios Interanuales y estacionales del Sistema de Carbonatos en el Parque Nacional Natural Tayrona" se realizó una salida de campo mensual a las bahías de Chengue, y Gayraca tanto en las zonas expuestas como en las protegidas durante los meses marzo y octubre de 2019 (INVEMAR, 2019b) y febrero y octubre de 2020. En cada una de estas bahías se realizaron mediciones *in situ* de presión parcial de CO<sub>2</sub> (pCO<sub>2</sub>) dicho parámetro se midió en conjunto con la temperatura, salinidad, oxígeno y pH.

La temperatura en la columna de agua a nivel estacional mostró un calentamiento paulatino encontrando además mezcla en toda la columna, debido a que el viento está ejerciendo un proceso de mezcla en toda la columna muestreada (Figura 10). Para el año 2019, no se encuentra éste calentamiento tan marcado en comparación con el año 2020. No obstante, en el año 2020 se registran diferencias de hasta 4,5°C entre las estaciones.

La salinidad presentó un patrón inverso a la temperatura, con los mayores valores en los primeros meses del año, y los menores en octubre esto se debe a la estacionalidad presente en la región, encontrando que la mayor precipitación se registra para dicha época. De igual manera, se registra una variabilidad interanual en octubre de 2020 respecto al mismo mes del año anterior esto puede ser debido a la presencia del intenso fenómeno de La Niña registrando anomalías negativas de temperatura de hasta -1,3 lo que causó que la precipitación fuese mayor que en el 2019, También se registran los menores valores en los primeros 10 metros, lo que podría estar indicando que existe un efecto de la precipitación que está endulzando esta primera capa. No obstante, durante la época seca mayor (enero-marzo), las corrientes superficiales inducidas por los fuertes vientos y el oleaje prevalecen, lo que causa que tanto la salinidad como la disponibilidad de nutrientes aumenten (Bayraktarov *et al.*, 2014a), sin embargo, para la época de lluvias mayor, los vientos cesan y la TSM incrementa con valores entre 28°C a 30°C (Bayraktarov *et al.*, 2014b), mientras que la salinidad disminuye durante el transcurso de este periodo (lluvias).

Al comparar los cuatro lugares muestreados, se encuentra una leve estratificación en las zonas protegidas esto debido que los vientos que inducen la surgencia costera tiene un impacto más elevado en todos los lados occidentales de las bahías del PNNT, lo que causa un incremento en la exposición al oleaje y corrientes de agua en comparación con los lados protegidos (Bayraktarov y Wild, 2014).

Contrario a la temperatura y la salinidad, en el caso del oxígeno no se observa una variabilidad interanual y estacional tan marcada. Esto se debe a que intervienen múltiples procesos como la respiración y la fotosíntesis lo que podría estar modulando dicho comportamiento más que los procesos físicos.

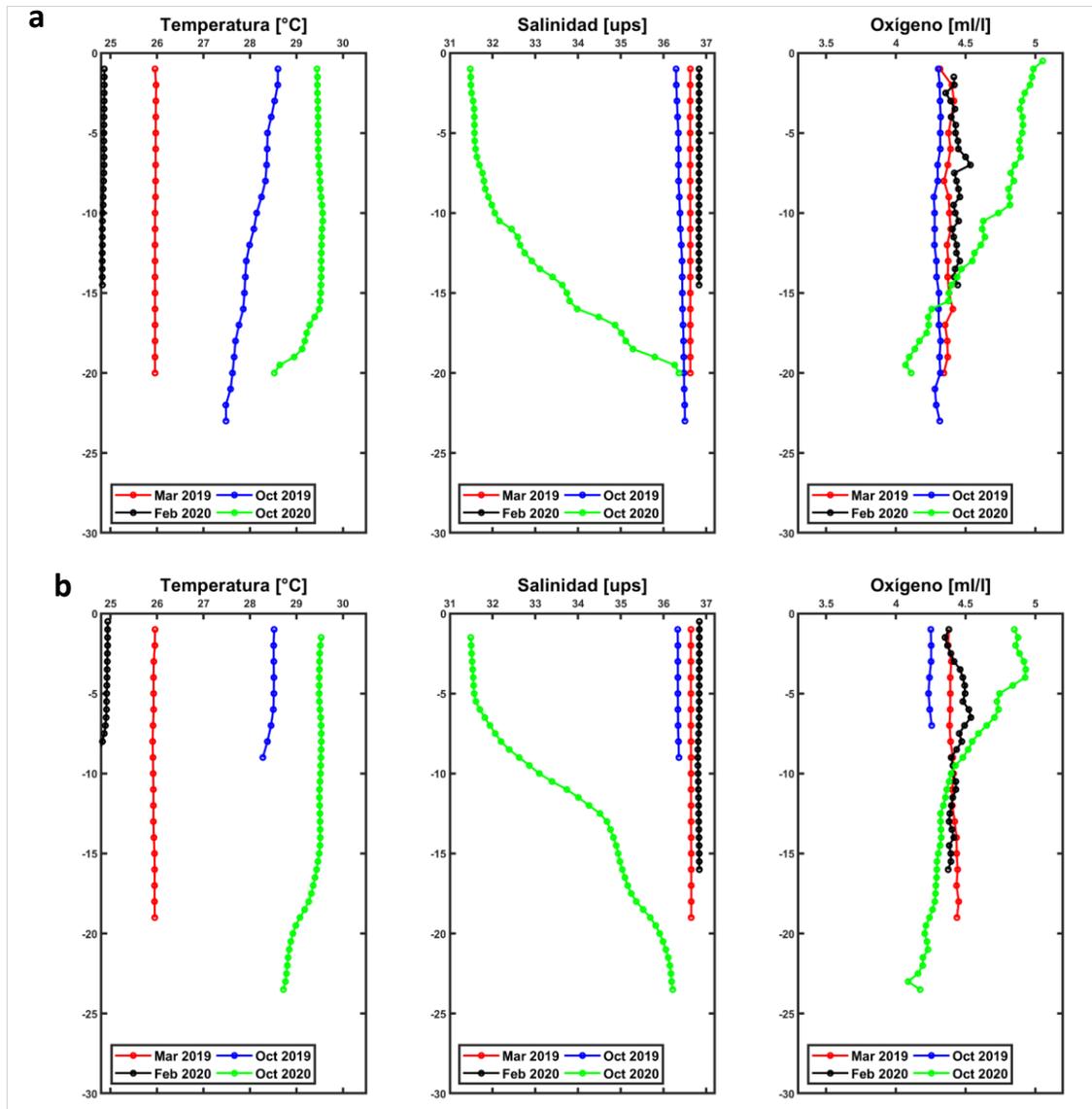


Figura 10. Perfiles de temperatura, salinidad y oxígeno en la bahía de Gayraca expuesta (a), y bahía de Gayraca protegida (b), Parque Nacional Natural Tayrona, departamento del Magdalena, en los meses de marzo y octubre de 2019 y febrero y octubre de 2020.

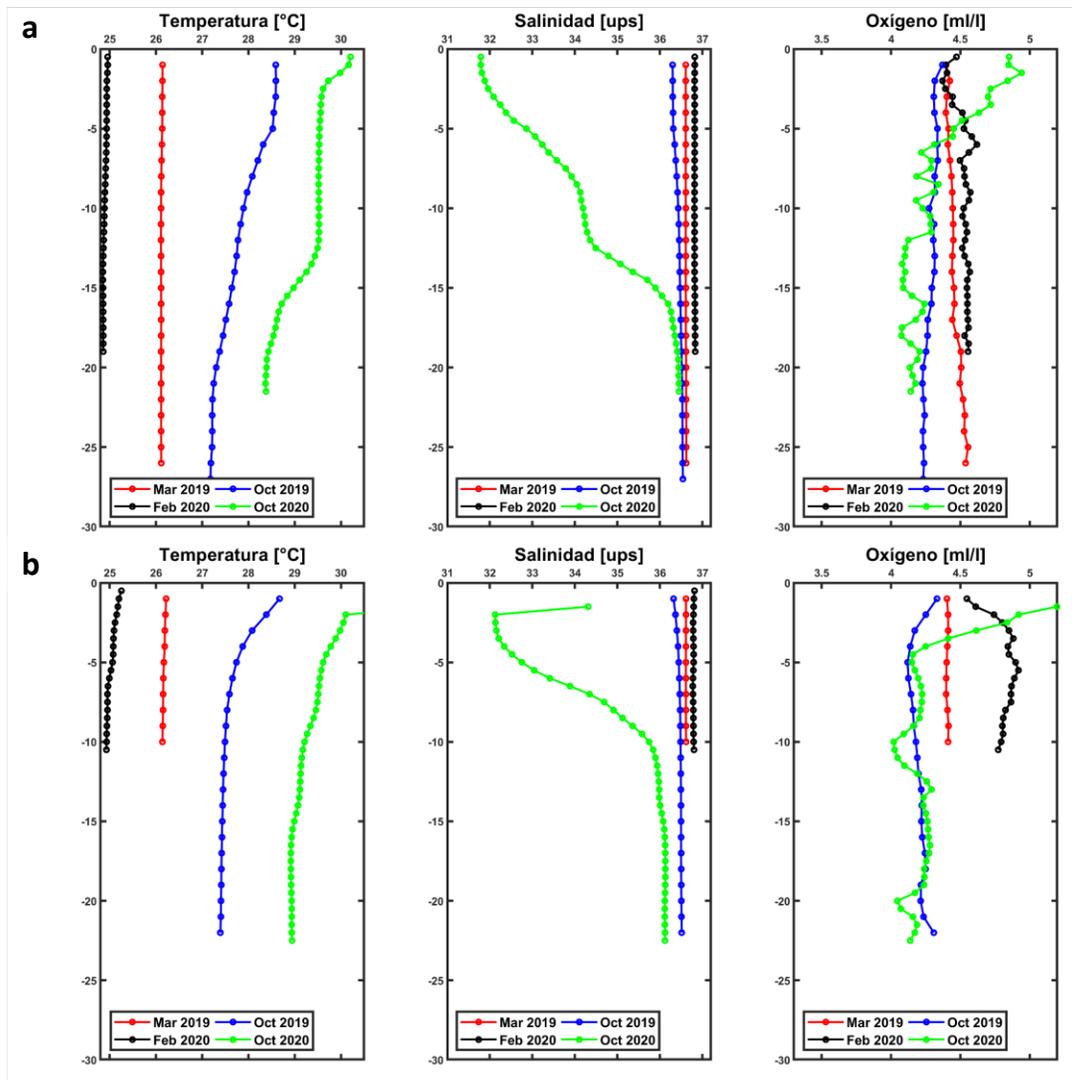
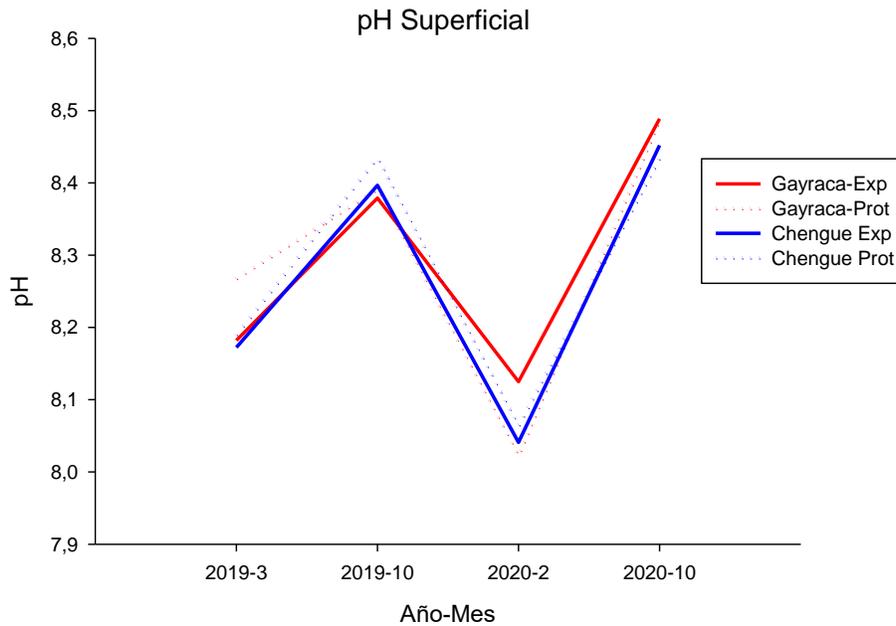


Figura 11. Perfiles de temperatura, salinidad y oxígeno en la bahía de Chengue expuesta (a), y bahía de Chengue protegida (b), Parque Nacional Natural Tayrona, departamento del Magdalena, en los meses de marzo y octubre de 2019 y febrero y octubre de 2020.

Respecto al pH, se encontró que en el 2019 los valores fueron mayores respecto al 2020 (Figura 12), lo que evidencia que al igual que la temperatura, hay una variación interanual en este parámetro, los menores valores se presentaron a comienzos de año cuando el pulso de la surgencia está más activo lo que causa que aguas con características como menor temperatura, mayor salinidad y menor pH estén aflorando (Feely *et al.*, 2008). Lo anterior puede explicar la relación del pH con las variables termohalinas en el área de estudio, sin embargo, estas variables son controladas por procesos de pluviosidad, por la surgencia y por la hidrodinámica del lugar, los eventos de pluviosidad determinan la alcalinidad total y la surgencia la concentración de  $\text{CO}_2$  total inorgánico; por lo tanto la tendencia estacional en los valores de pH estarían respondiendo al principal forzante de la zona que es la surgencia, la cual trae aguas desde capas más profundas con menor pH, menor temperatura y mayor salinidad, cuando la surgencia se relaja, dominan otro tipo de procesos como la pluviosidad y las descargas de agua dulce desde el continente.



**Figura 12. Tendencia del pH en la bahía de Gayraca en la zona expuesta y protegida, bahía de Chengue zona expuesta y protegida, Parque Nacional Natural Tayrona, departamento del Magdalena, en los meses de marzo y octubre de 2019 y 2020.**

Se encontró que las estaciones con los mayores valores de  $pCO_2$  estuvieron las ubicadas en la bahía de Gayraca; es decir, tanto Gayraca expuesto como Gayraca protegido, sin embargo entre los dos lados de cada bahía las zonas expuestas tienen los valores más altos debido que dichas estaciones están más expuestas al oleaje y fuertes corrientes prevalecen durante el año, mientras que las del lado oriental o protegido son regidas por la fuerza de campos de vientos (Bayraktarov *et al.*, 2014c), de esta misma forma en el año 2016 la zona expuesta mostró los mayores valores, asociado a la fuerte hidrodinámica de estas zonas en las ensenadas y a un mayor intercambio océano-atmósfera (Rueda-Roa y Muller-Karguer, 2013). Al igual que la temperatura y la salinidad también se encuentran cambios estacionales, registrándose los mayores valores en el mes de febrero debido al fenómeno de surgencia presente en la zona.

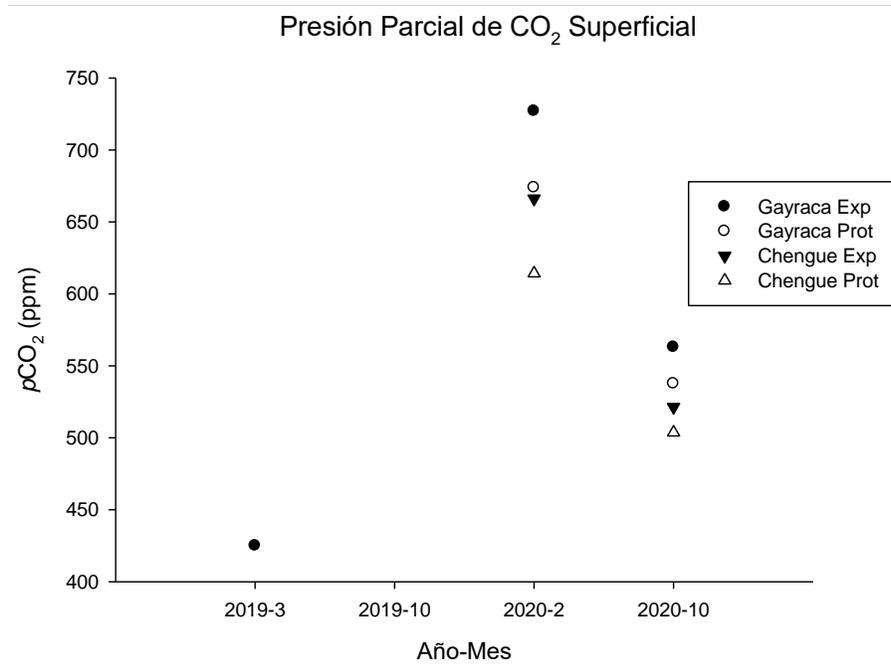


Figura 13. Tendencia de la presión parcial de CO<sub>2</sub> en superficie en la bahía de Gayraca en la zona expuesta y protegida, bahía de Chengue zona expuesta y protegida, Parque Nacional Natural Tayrona, departamento del Magdalena, en los meses de marzo y octubre de 2019 y 2020.

## Avances en el conocimiento del acuífero Ciénaga-Fundación

Los acuíferos son importantes reservorios de agua dulce en el planeta, estos representan aproximadamente un 30% de toda el agua dulce presente en el mismo (Shiklomanov, 1993). Por ende, representan una importante fuente de abastecimiento para actividades domésticas y económicas en determinadas regiones. La agricultura, por ejemplo, emplea aproximadamente un 70% de toda el agua subterránea extraída en el mundo (Margat y Van der Gun, 2013).

El correcto uso de los acuíferos, parte del conocimiento técnico-científico del mismo que permita a su vez un aprovechamiento sin afectar la integridad del sistema tanto en calidad como en cantidad; sobre todo cuando se sitúan en regiones semiáridas como lo es la zona costera del departamento del Magdalena.

El acuífero de Ciénaga-Fundación (SAC 1.6) (IDEAM, 2015) es un acuífero costero semiconfinado de 867 km<sup>2</sup> de área superficial (Huguet *et al.*, 1998), compuesto principalmente por depósitos cuaternarios de origen coluvio-aluvial. Se sitúa en la zona costera del Magdalena comprendida entre los municipios de Ciénaga y Fundación, en la provincia hidrogeológica 10 – Sinú – San Jacinto (PC1), área hidrográfica del Magdalena – Cauca según la división del sistema hídrico nacional definida por el IDEAM (IDEAM, 2015). Su uso ha sido destinado históricamente en gran parte a la actividad agrícola para irrigación de cultivos de palma africana y banano, debido a que la oferta hídrica superficial no supe toda la demanda del sector, sobre todo hacia la parte norte del acuífero (Huguet *et al.*, 1998).

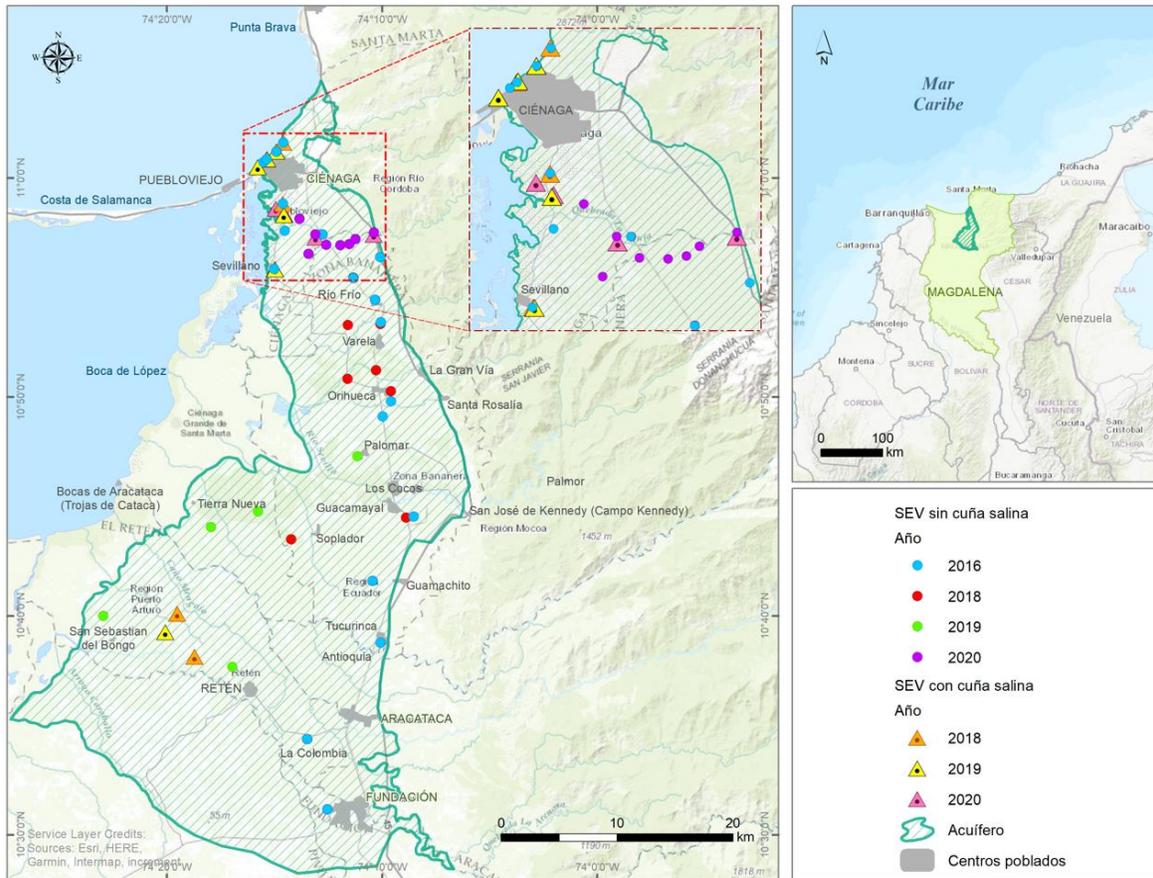
En el año 1998 se llevó a cabo el estudio denominado “Evaluación hidrogeológica y contaminación de acuíferos de la zona bananera de Santa Marta departamento del Magdalena” que se constituye como la línea base del acuífero de Ciénaga-Fundación. En dicho estudio se reportó una problemática de sobreexplotación acentuada en la parte norte del acuífero, donde se concentra la mayor demanda de agua subterránea.

INVEMAR como institución encargada de “generar investigación ambiental básica y aplicada de los recursos naturales renovables, el medio ambiente y los ecosistemas costeros y oceánicos de los mares adyacentes al territorio nacional” (Ley 99 de 1993), se interesa por los recursos hídricos alojados en el subsuelo en el marco de la “Política Nacional para la Gestión del Recurso Hídrico en Colombia”. Es por ello que desde el año 2016 se inició con una campaña de adquisición geoelectrónica enfocada al monitoreo de la problemática de sobreexplotación del acuífero de Ciénaga-Fundación, la cual trae consigo el avance de la cuña salina dado que este posee una conexión hidráulica con el mar Caribe. Dicha campaña se continuó en los años 2018, 2019 y 2020 Tabla 4.

**Tabla 4. Detalles de las campañas de adquisición geoelectrónica llevadas a cabo por INVEMAR.**

FECHA DE ADQUISICIÓN	# LOCALIDADES
2016	19
2018	21
2019	11
2020	12
<b>TOTAL</b>	<b>63</b>

A lo largo de los años, ha sido recurrente el hallazgo de estratos con presencia de agua salobre a profundidades someras en la parte NW del acuífero, donde limita con el mar Caribe y la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM; esto a excepción de la primera campaña llevada a cabo en 2016. En la Figura 14 se muestran los sondeos eléctricos verticales SEV que han reportado la presencia de la cuña salina en las distintas campañas de adquisición.



**Figura 14. Ubicación de Sondeos Eléctricos Verticales de las distintas campañas de adquisición indicando en cuales se ha reportado presencia de capas con agua salobre.**

Los resultados sugieren que la cuña salina se mantiene hacia los límites NW del acuífero, de no implementar las medidas necesarias de mitigación, en los próximos años se podría ver comprometida la calidad del recurso hídrico presente en este reservorio, ya que la sobreexplotación induce el avance de la cuña salina tierra adentro. Se considera pertinente continuar estos monitoreos con el fin de mantener una visión del estado actual de este recurso cómo evoluciona a través de los años.

Los resultados del último año de monitoreos permitieron robustecer el modelo geológico que se ha venido construyendo a partir de registros geoelectrónicos en el acuífero de Ciénaga-Fundación. Con este insumo se hizo una aproximación cualitativa a la interacción que se da entre las bancas de la quebrada La Aguja (norte de la zona de estudio) y el acuífero.

## Evolución litoral: Playa Salguero, La Bocana y punta Soldado

### *El caso Playa Salguero*

Playa Salguero constituye uno de los laboratorios naturales para la investigación de los procesos naturales y antrópicos que contribuyen a la erosión costera. Esta playa, que presta servicios ecosistémicos de gran valor, se encuentra ubicada en la parte sur de la Ciudad de Santa Marta, departamento del Magdalena (Figura 15). Posada y Henao (2008) realizaron un diagnóstico de la erosión costera en el Caribe colombiano e identificaron que la línea de costa de playa Salguero estaba expuesta a alta erosión. Estas características se evaluaron con una mayor temporalidad entre 1984 y 2014 en el estudio de evolución reciente de la línea de costa del departamento del Magdalena (INVEMAR, 2014a). A partir del año 2015 se aunaron esfuerzos entre el INVEMAR y CORPAMAG para el monitoreo de la erosión costera a partir de perfiles de playa y muestro de sedimentos (González *et al.*, 2020). Posteriormente, en 2017, se establece un monitoreo mensual detallado para el análisis de la morfodinámica estacional de la costa y complementar la información existente, de igual forma entender las dinámicas entre las playas del Caribe y Pacífico (INVEMAR, 2018a; INVEMAR, 2020b). Los insumos generados fueron claves dentro de la consecución de resultados en el año 2018 para los análisis de amenaza y vulnerabilidad donde playa Salguero se identificó con una amenaza alta por erosión costera (Ricaurte-Villota *et al.*, 2018).



Figura 15. Ubicación de la zona de estudio (INVEMAR, 2021a).

El indicador que se describe a continuación permite evidenciar los cambios morfológicos de playa Salguero:

1. Indicador de áreas perdidas y ganadas por cambios en la línea de costa
<b>Definición e importancia del indicador</b>
Los datos colectados mensualmente en playa Salguero permiten realizar un seguimiento a la erosión costera para entender las dinámicas estacionales de la línea de costa y contribuir a la búsqueda de soluciones que mejor se adapten a las condiciones ambientales del sector. De igual manera consolidar series históricas para análisis de investigación científicas enfocadas en nuevas metodologías y contribuir a la generación de conocimiento para la toma de decisiones.
<b>Fuente de los datos e información</b>
La fuente de datos corresponde a mediciones en terreno mediante sistema de GPS diferencial.
<b>Periodo reportado</b>
Para el sector de playa Salguero el periodo de análisis contempla desde el año 2017 hasta 2020.

1. Indicador de áreas perdidas y ganadas por cambios en la línea de costa

Reporte o cálculo del indicador

El cálculo del indicador está basado en herramientas de Sistema de Información Geográfica.

Interpretación de los resultados

Se reportan los resultados de las diferentes investigaciones y monitoreos ejecutados en el sector de playa Salguero en los últimos 4 años por el programa Geociencias Marinas y Costeras (GEO). En el año 2020 se dio continuidad a los levantamientos de datos GPS específicamente para línea de costa y modelos de playa. Estos registros mensuales permitieron hacer un análisis de los cambios morfológicos actuales de playa Salguero y en general estudiar la evolución morfodinámica del sector para el entendimiento de los procesos que afectan el estado de playa.

La evolución de la línea de costa de playa Salguero en los últimos 4 años evidencia un desequilibrio en la dinámica estacional de la playa que ha generado una tendencia erosiva principalmente en la parte centro de la playa con tasas de máximas de -5,1 m/año y un promedio general de -3,0 m/año. Una de las causas que interviene en los cambios de la línea de costa de manera reciente son las intervenciones antrópicas. En específico, el espolón de la calle 23 del Rodadero sur, el cual cambió las condiciones naturales de transporte de sedimentos, la cual es predominantemente de norte a sur. Esta obra costera ha tenido un efecto en la intensificación de los procesos de erosión - acreción, y cambiado la forma de redistribución y proceso constructivo de la playa en sitios de mayor afectación (costado sur del espolón). El sector centro en los meses monitoreados evidenció un aumento de las condiciones críticas por erosión, lo cual está generando que la problemática se traslade al sector sur de Playa Salguero (Figura 16).

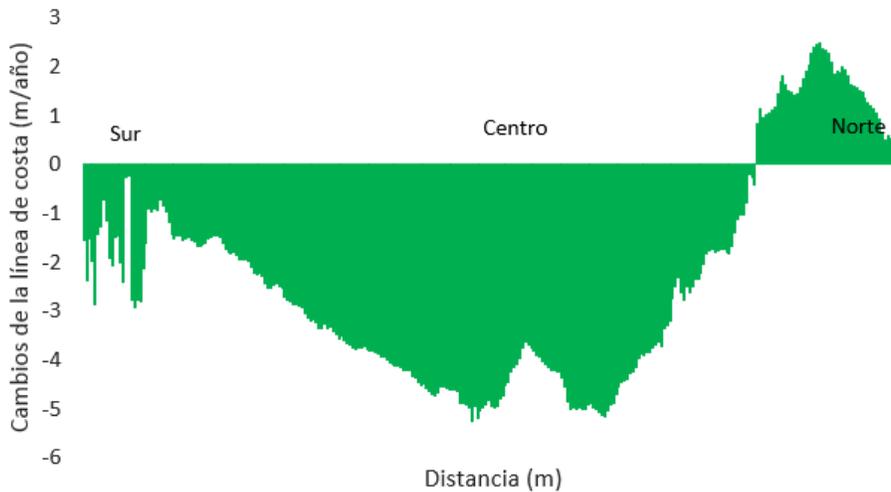
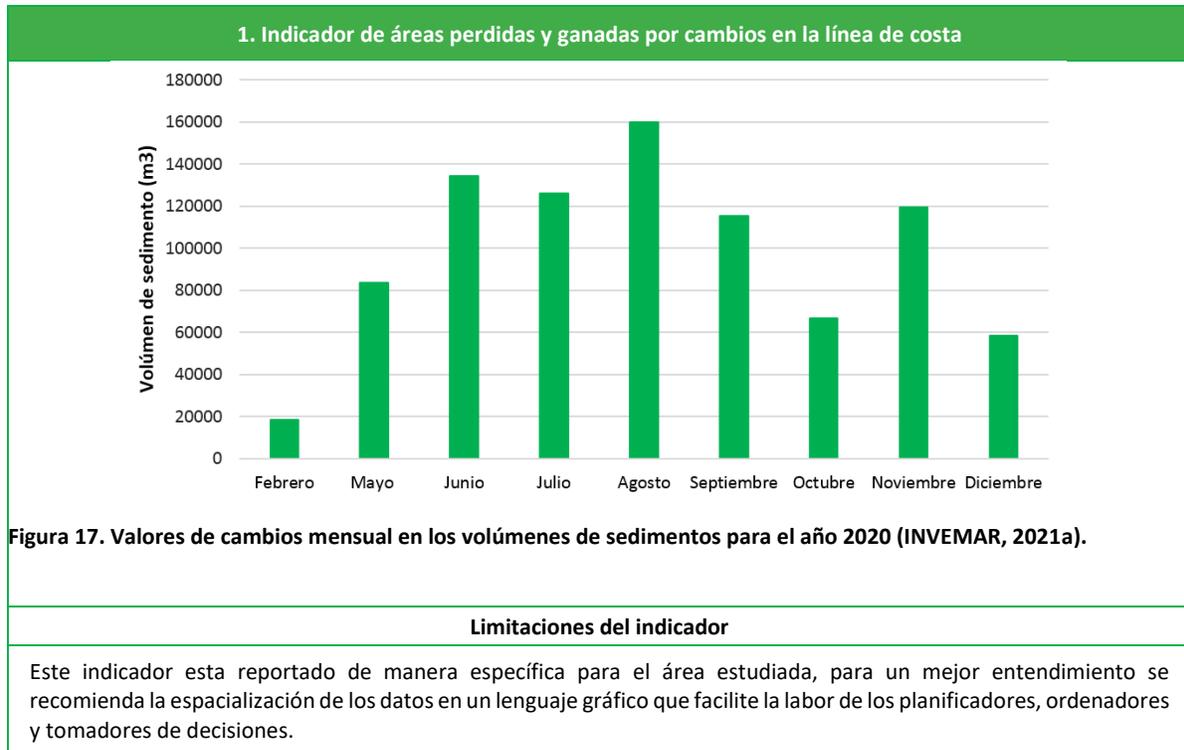


Figura 16. Valores de cambios de la línea de costa entre marzo de 2017 y noviembre de 2020 a lo largo de 1500 m (INVEMAR, 2021a).

La dinámica morfológica de la playa Salguero también fue monitoreada mediante modelos de elevación digital que en general mostraron procesos de recuperación de los volúmenes de la playa durante los meses de mayo a junio, poca variación en los meses de julio a agosto y una significativa variación con ganancias y pérdidas de sedimentos entre los meses de septiembre a noviembre y diciembre (Figura 17), estos últimos con condiciones atípicas debido al paso del huracán Iota por el Caribe colombiano. Particularmente el sector norte entre el espolón de la calle 23 y la desembocadura del río Gaira durante los primeros meses del año registró procesos de pérdida de los sedimentos asociado con el aporte de arena de la playa seca a la playa sumergida por la incidencia del transporte litoral, no obstante, constituye uno de los sectores que posee mayor disponibilidad de sedimentos durante la mayor parte del año. Estas características fueron similares a las reportadas en INVEMAR (2020).



### *El caso de la Bocana*

El monitoreo de playas es fundamental para investigar la evolución morfodinámica de las líneas de costas. Entre los años 2014 y 2019 se realizó un monitoreo de playas en la zona de La Bocana, Buenaventura, Colombia (Figura 18). Los datos colectados durante los monitoreos permitieron realizar un análisis de la evolución litoral por sectores (Vistahermosa y Centro). Los resultados mostraron que Vistahermosa presentó una tendencia de retroceso en la línea de costa con tasas que estuvieron entre 0 y  $-1 \text{ m año}^{-1}$ , siendo esta zona la que ha presentado daños en infraestructura en los últimos años. Por su parte la ganancia de territorio se observó hacia el sector Centro, con tasas que alcanzaron los  $4 \text{ m año}^{-1}$  (Figura 19). La tendencia acumulada año tras año (sumatoria), mostró que el año 2014 presentó valores en la mediana de retroceso, superando los  $-4 \text{ m año}^{-1}$ , mientras que a partir de 2015 tuvo valores de ganancia, siendo 2017 el año de mayor ganancia con un valor de aproximadamente  $2 \text{ m año}^{-1}$  (Figura 20). Finalmente, los valores acumulados por año sugieren que los años 2014, 2018 y 2019 fueron negativos, mientras que los años 2015, 2016 y 2017 fueron positivos (Figura 21).

Por otra parte, el análisis estacional arrojó como resultados generales, que los procesos de retroceso en la línea de costa se generan hacia el segundo semestre del año, mientras que en el primer semestre se presentan procesos de acumulación o ganancia en la línea de costa (Figura 19). Esto también se observó en los datos de la mediana realizados en 3 etapas: primer semestre hasta mayo, mitad de año hasta julio y segundo semestre hasta octubre, observándose que el primer semestre es acumulativo, mientras que en el segundo semestre es de retroceso (Figura 22).



Figura 18. Localización de La Bocana dentro de la bahía de Buenaventura y Colombia.

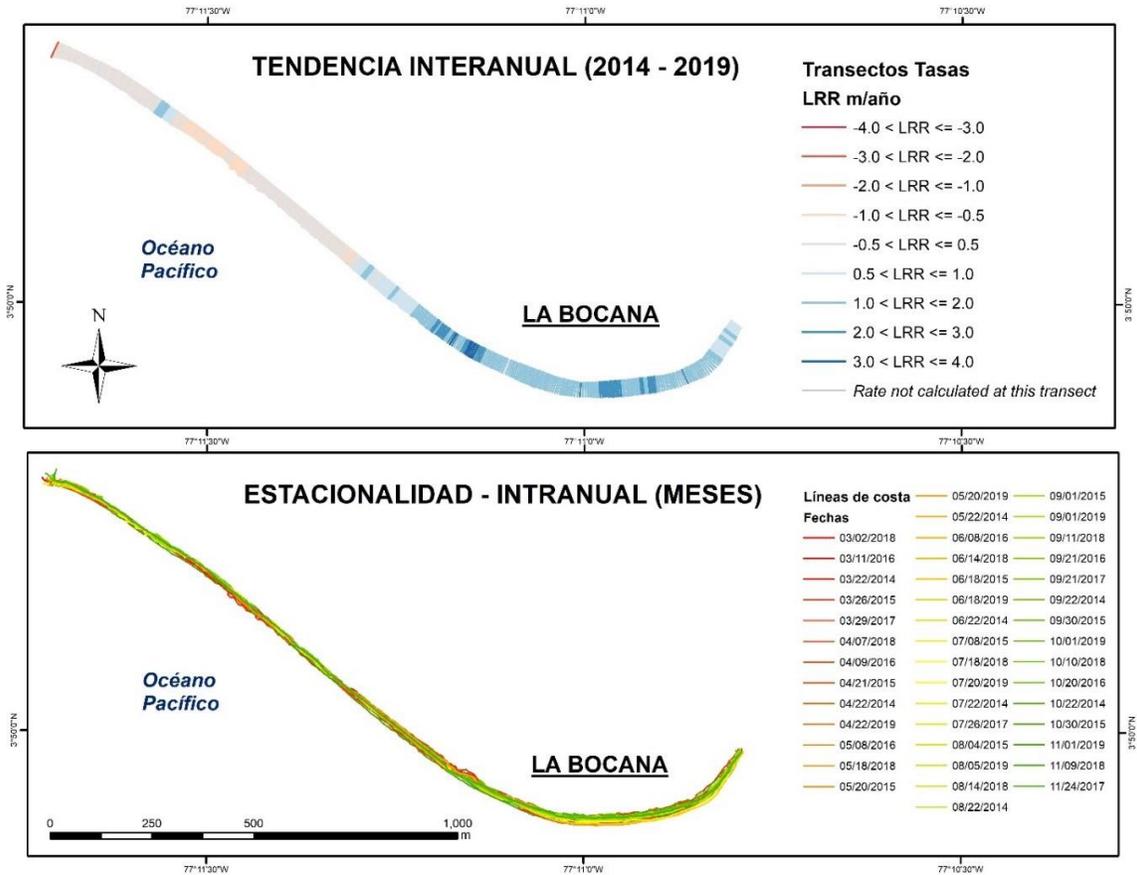


Figura 19. Cambios en línea de costa. Arriba: transectos de tendencia interanual (2014 a 2019) y su clasificación. Abajo: líneas de costa y estacionalidad intra-anual (meses), mostrando todas las líneas de cota levantadas desde 2014 a 2019 y todos sus meses. Líneas rojas primer semestre del año, amarillas meses de medio año y verdes meses del segundo semestre del año.



Figura 20. Gráfica interanual con datos de la mediana de la regresión lineal de cambios en la línea de costa. Mostrando sumatoria años tras año.



Figura 21. Gráfica de la mediana de cambios en la línea de costa mostrando acumulado por cada año.



Figura 22. Gráfica de estacional intra-anual para cada año. Línea naranja primer semestre del año, línea azul triángulos grises hasta julio y línea azul con puntos azules hasta octubre.

## Fondos marinos

Conocer la dinámica de los fondos marinos es de vital importancia para 1) entender los diversos procesos que controlan la evolución de los ecosistemas asociados a estos, 2) predecir la distribución de los hábitats y especies de fauna y flora que habitan en dichos substratos y 3) inferir cuál podría ser el impacto de los procesos naturales y/o antrópicos que podrían afectar estos ecosistemas. Generar información geológica y geomorfológica de los fondos marinos es, por tanto, mandatorio para generar líneas base que sirvan durante la toma de decisiones en relación a la gestión, protección y conservación de dichos ambientes y ecosistemas.

Durante el año 2020, se realizó el estudio de los fondos marinos someros en inmediaciones del municipio de Puerto Escondido. Para esto, se utilizó un sistema perfilador de subsuelo de 8 kHz para extraer el valor de profundidad en transectos perpendiculares a la línea de costa separados 100 m entre sí. Posteriormente, se generó el modelo de profundidad con la herramienta TopotoRaster de ArcGIS. Adicionalmente, se tomaron muestras de sedimento del fondo para entender la distribución del material sedimentario asociados a dichos fondos. La implementación de estas herramientas contribuyó a mejorar el conocimiento del estado de los fondos someros en el área de estudio. Con esto se logró obtener una línea base de conocimiento para la implementación de alternativas de mitigación frente a la erosión costera, inicialmente en el departamento de Córdoba (INVEMAR-CVS, 2020).

### *Puerto Escondido – Córdoba*

En la batimetría del fondo somero del municipio de Puerto Escondido se reconoce una mayor amplitud entre la línea de costa y la isóbata de 5 m de profundidad, la cual se encuentra a 750 m frente al río Canalete y la playa El Hoyito. En este sector, el fondo presenta pendientes menores al 1%. Por otra parte, frente a la zona de acantilados y hacia la cabecera municipal la pendiente tiene del fondo marino que varía entre 1 y 3%, lo cual representa una profundización más cercana a la costa; en esta área la isóbata de 5 m se encuentra a 250 m de la línea de costa (Figura 23).

El fondo marino se presenta muy homogéneo frente a la playa El Hoyito y a profundidades mayores a los 5 m en toda el área de estudio. Algunos rasgos diferenciables se identifican en cercanías a la costa frente a la zona de acantilados y playas encajadas, principalmente frente a los primeros, ya que aparecen montículos o protuberancias del fondo probablemente asociadas a fondos rocosos o de gravas por la denudación de las puntas.

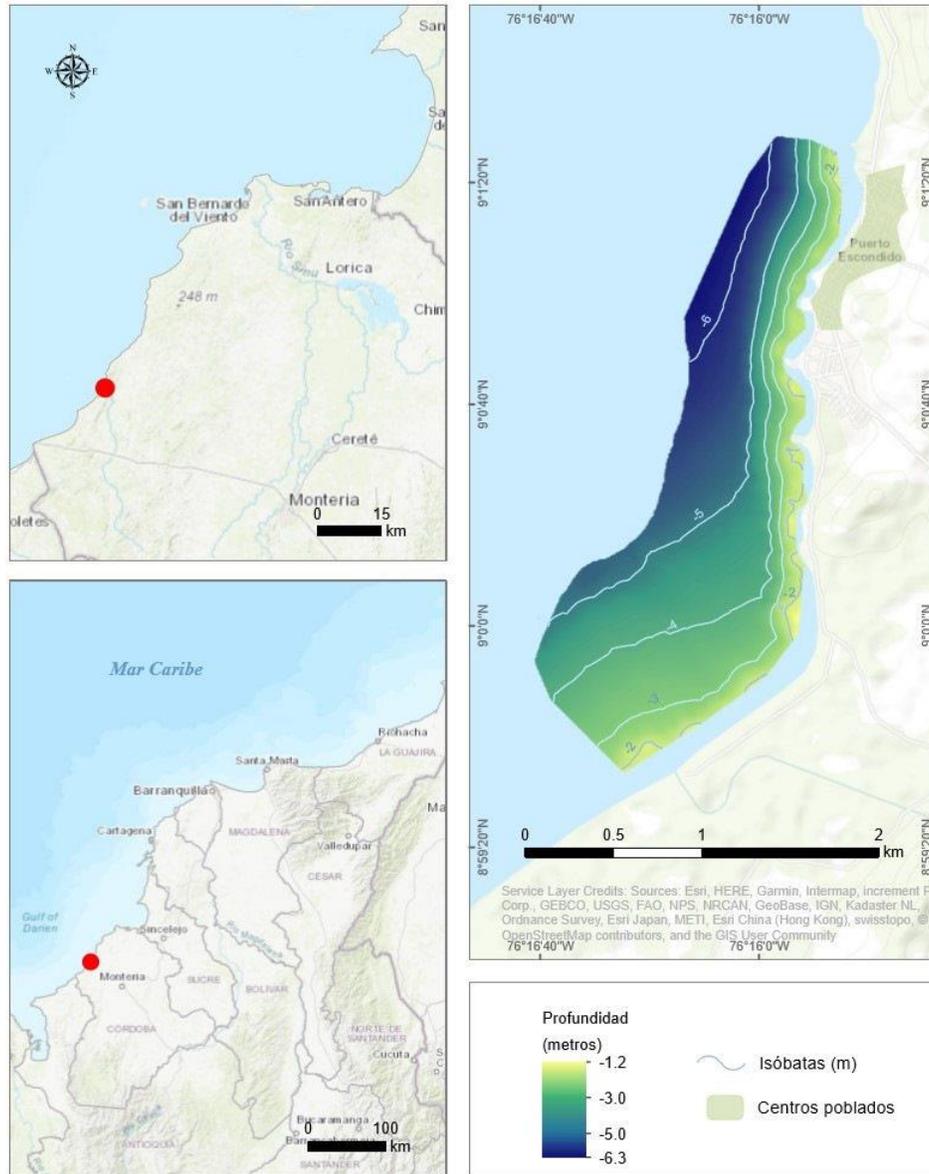


Figura 23. Modelo batimétrico del fondo frente a la cabecera municipal de Puerto Escondido hasta el río Canalete.

El fondo somero de la zona costera de Puerto Escondido presenta dos clases de sedimentos. Un primer grupo compuesto por lodos de selección pobre, distribución simétrica y curtosis platicúrtica. El segundo grupo, de lodos arenosos muy finos de selección pobre-moderada, distribución simétrica hacia muy finos y curtosis muy leptocúrtica. En los sedimentos de fondo predomina el cuarzo en forma de granos traslucidos subredondeados, con un promedio del 55% de abundancia en cada muestra. En una de las muestras, el cuarzo representa el 79% de las especies minerales identificadas. Se halló también feldespato en una cantidad considerable, llegando a representar hasta el 15% de los sedimentos (Figura 24). Estas características sugieren que el aporte de sedimentos a los fondos marinos es de carácter local; muy posiblemente asociados a la erosión de zonas de acantilados que caracterizan la zona litoral del área de estudio.

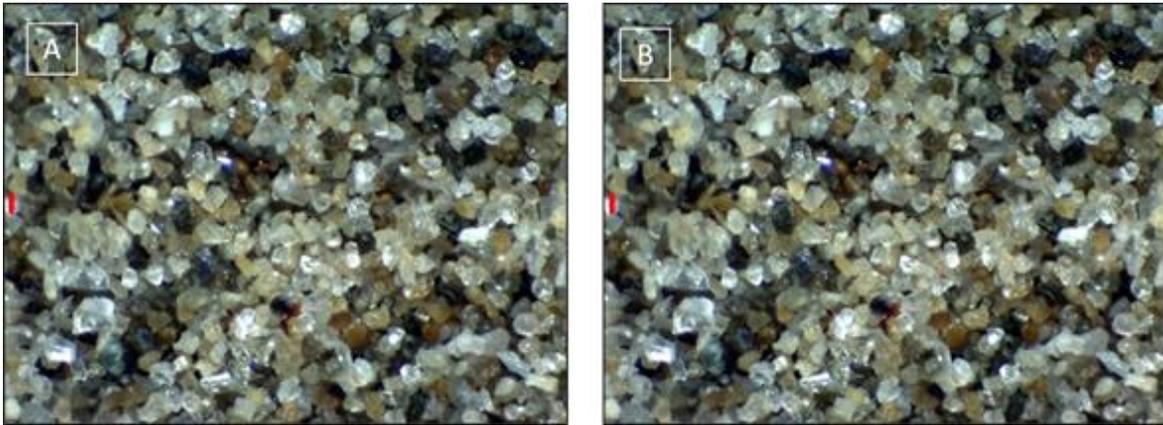


Figura 24. Muestras de fondos analizados en lupa estereoscópica, objetivos 3x, escala 300  $\mu\text{m}$ . A: Muestra con granos de feldespato traslúcidos, B: Muestra con abundante contenido de cuarzo. En general, buena madurez textural del sedimento.

## 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

En Colombia, las aguas marinas reciben residuos de diversas fuentes de contaminación relacionadas con las actividades socioeconómicas terrestres y marítimas que se desarrollan no solo en la zona costera, sino cuenca arriba en el continente y que por escorrentías llegan a diferentes cuerpos de agua costeros y al mar. La gran mayoría de desechos no reciben un adecuado tratamiento antes de su vertimiento, debido a la carencia de sistemas de saneamiento básico en los municipios costeros, lo cual incide de manera recurrente en el deterioro de la calidad del agua (INVEMAR, 2020c; DNP, 2020). Por ende, es urgente que se implementen acciones para mitigar y reducir los impactos que generan las fuentes de contaminación sobre el recurso hídrico marino y costero, con el propósito de garantizar buenas condiciones de la calidad del agua que favorezcan la preservación y conservación de la flora y fauna marina.

Se presenta el análisis de los cambios en la calidad de las aguas superficiales marinas y costeras como soporte a los instrumentos de política pública para la evaluación y control de la contaminación del medio marino como son el “Pacto Región Océanos” del Plan Nacional de Desarrollo 2018-2022, 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. En éste marco, el Minambiente en coordinación con el Invemar, promueven las acciones de evaluación y

seguimiento del medio marino a escala nacional y regional, así como las corporaciones autónomas regionales y de desarrollo sostenible con jurisdicción marina ejercen el control y vigilancia para su conservación. A partir de los resultados del presente reporte se espera la implementación de las 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 las acciones de prevención y mitigación de las fuentes contaminantes por parte de las entidades territoriales.

Con el propósito de evaluar la variación en las condiciones de las aguas superficiales marinas, se realizó el análisis histórico de las estimaciones del índice de calidad de aguas marinas y costeras para la preservación de la fauna y flora marina – ICAM<sub>PF</sub> (Vivas-Aguas *et al.*, 2017) entre 2001 y 20019. Se utilizaron los datos recolectados 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”; 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 administra el sistema; en virtud de las acciones de fortalecimiento del programa de monitoreo a través de la ficha BPIN Operaciones Estadísticas, el BPIN Misional y de los acuerdos de cooperación técnica con las Corporaciones con injerencia costera.

## 2. 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<sub>PF</sub>) 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 5; Vivas-Aguas, 2011).

Tabla 5. Escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM. Fuente: Vivas-Aguas, 2011.

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

El ICAM, es una herramienta que permite analizar la tendencia y las variaciones de la calidad del agua marina y costera, integrando 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 tiene 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).

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

**2. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM**

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  $j$

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

**Fuente de los datos e información**

Los resultados que aquí se presentan corresponden a los muestreos realizados 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, almacenados en la base de datos del Sistema de Información Ambiental Marina de Colombia - SIAM que administra el INVEMAR.

**Periodo reportado**

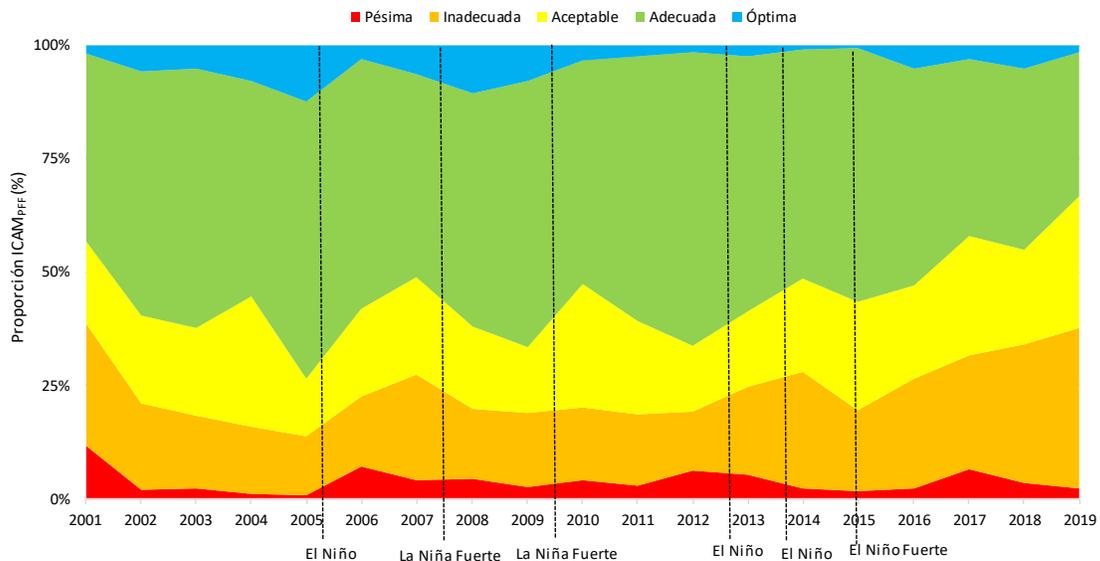
Años 2001 al 2019.

**Reporte o cálculo del indicador**

Se presentan los resultados históricos de la estimación del ICAM<sub>PF</sub> para los años 2001 al 2019, describiendo la información a escala nacional, regional y por departamentos, teniendo en cuenta las características y los tensores antropogénicos ambientales que pudieron generar los cambios en la calidad del agua marina y costera.

**Interpretación de los resultados**

En el análisis histórico entre 2001 y 2019 se observaron cambios constantes en la calidad del agua marina y costera con una alta variabilidad en los valores del ICAM<sub>PF</sub> que oscilaron entre 2,60 y 96,68 con un promedio de 66,67 ±20,09. Se presentaron diferencias entre las cinco categorías (Prueba de Kruskal Wallis, H=3295,27; p=<0,0001), que mostraron una tendencia al incremento en la proporción de calidad inadecuada y aceptable, en consecuencia, una reducción en la categorías adecuada y óptima (Figura 25). El balance histórico mostró que el 5% de los sitios de muestreo presentaron óptima calidad del agua, 51% fue adecuada, 21% aceptable, 20% inadecuada y el 4% con pésima para la preservación de flora y fauna.



**Figura 25. Evolución histórica del índice de calidad de aguas marinas y costeras (ICAM<sub>PF</sub>) en el periodo 2001 a 2019.**

2. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM

Se presentaron diferencias significativas entre años ( $p < 0.0001$ ) y época climática ( $p = 0.0031$ ), siendo el 2005 el año con la mejor calidad (mediana = 81,08), mientras que en 2019 (mediana = 56,28) obtuvo la menor proporción de calidad del agua marina y costera para la preservación de la flora y la fauna. En la época seca (mediana = 75,04) se presentaron los mayores valores del ICAM<sub>PFF</sub> en comparación con la época de lluvias (mediana = 72,00), debido a la influencia de las precipitaciones y escorrentías urbanas y agrícolas que arrastran todo tipo de residuos contaminantes que deterioran la calidad del agua en la zona costera.

A nivel espacial se encontraron diferencias significativas entre la costa Caribe y el Pacífico (prueba de Wilcoxon,  $W = 1539198$ ,  $p = 0,0080$ ), siendo la mediana en el Caribe (66,06) menor que en el Pacífico (69,20; Prueba de Kruskal Wallis,  $H = 7,04$ ;  $p = 0,0080$ ). El 62% de los sitios con características más favorables (categorías óptima y adecuada) se encontraron en el Pacífico y el 54% en el Caribe (Figura 26), siendo estadísticamente diferentes entre departamentos (Prueba de Kruskal Wallis,  $H = 641,32$ ;  $p = 0,0001$ ). Los promedios más altos del ICAM<sub>PFF</sub> se encontraron en los departamentos del Cauca ( $77,31 \pm 12,01$ ;  $n = 201$ ), Chocó ( $76,18 \pm 13,82$ ) en el Pacífico y del Magdalena ( $74,97 \pm 17,35$ ) y Sucre ( $72,93 \pm 18,05$ ) en el Caribe (Figura 26). Mientras que los promedios más bajos estuvieron en los departamentos del Valle del Cauca ( $49,79 \pm 14,43$ ) en el Pacífico y en Antioquia ( $53,85 \pm 22,00$ ) en el Caribe.

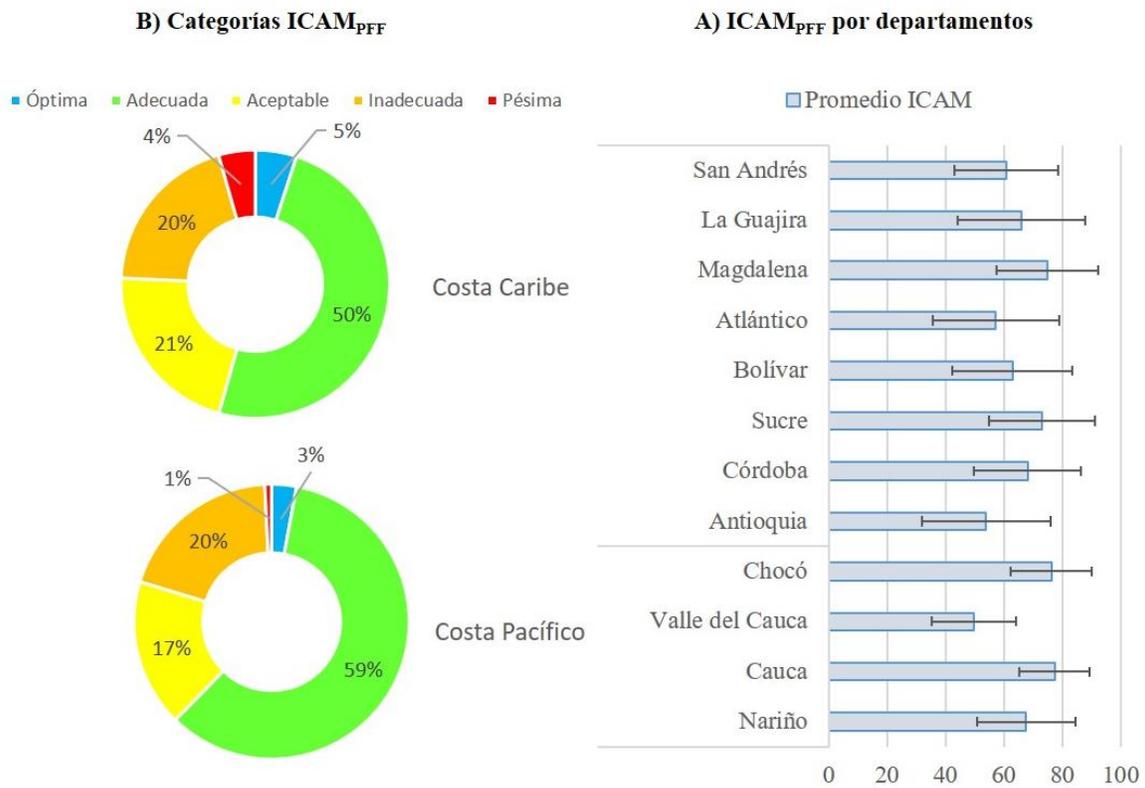


Figura 26. Porcentajes de categorías de calidad del agua marina y costera y valor del ICAM<sub>PFF</sub> (promedio ± desviación estándar) obtenidos en los departamentos de las costas del Caribe y Pacífico de Colombia entre 2001 y 2019.

En el análisis detallado entre los años 2001 y principios de 2005 (Figura 25) se observó un incremento progresivo en la proporción del ICAM<sub>PFF</sub> que alcanzó un 16 % de las estaciones con óptima calidad, un 50% con calidad adecuada y tan solo un 1% en categoría pésima en el 2005. Sin embargo, durante el 2006, las condiciones cambiaron, aumentando hasta un 7 % los sitios de pésima calidad y disminuyendo las estaciones con calidad adecuada y óptima.

Entre los años 2007 y 2011, fue notoria la fluctuación en las categorías de calidad del agua marina, debido a las variaciones climáticas que han reflejado una influencia directa sobre las condiciones del recurso hídrico, como en el caso de las lluvias excesivas que se presentaron en el centro de la región Pacífico y norte de la región Caribe, debido a los eventos La Niña de intensidad fuerte entre 2007 a 2008 y 2010 a 2011 (IDEAM, 2017; Figura 25). Estas condiciones de altas precipitaciones

2. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM

favorecen el incremento de las escorrentías que arrastran con mayor intensidad nutrientes, microorganismos, sólidos en suspensión y otras sustancias contaminantes que llegan a la zona costera, bajan la disponibilidad de oxígeno y aumentan la degradación de materia orgánica, deteriorando la calidad del recurso hídrico en algunas estaciones (Vivas-Aguas *et al.*, 2015; INVEMAR, 2019c).

En contraste, entre 2012 y 2014 se observó un leve incremento en la proporción de estaciones en condiciones adecuada y óptima (Figura 25). La mejor calidad del agua marina se presentó en los periodos de sequía asociados a los eventos El Niño de 2009 e inicios de 2010 (intensidad leve), que a partir de 2012 fue intensificando de manera progresiva el déficit de precipitaciones en todo el país (IDEAM, 2017).

Para el año 2015 (Figura 26), las condiciones de calidad estuvieron marcadas además de las fuentes de contaminación por el periodo de sequía más fuerte de los últimos 35 años, producido por la ocurrencia de un evento “El Niño” de moderado a fuerte entre los meses de X y Z (IDEAM, 2016a). Presentándose una leve mejoría en la calidad del agua, con el aumento de estaciones en condiciones favorables (57% categorías óptima y adecuada), sin embargo, se mantuvo alta la proporción de calidad desfavorable (20% categorías inadecuada y pésima) y de forma recurrente, en algunas estaciones del Caribe, en particular en los departamentos de La Guajira (playa Camarones), Magdalena (muelle de cabotaje-calle 10 y en Antioquia (desembocadura del río Volcán y las playas de Arboletes, Lechugal y Uveros (Figura 26). Este resultado se debió a las bajas concentraciones de oxígeno disuelto y el aumento en las concentraciones de microorganismos de origen fecal y de nutrientes (nitratos y fosfatos), que se presentaron coincidentalmente en los meses cuando se acentuó la sequía (IDEAM, 2016b)

En el Pacífico, a diferencia del Caribe, no se presentaron condiciones de pésima calidad (Figura 26), sin embargo, se registraron condiciones inadecuadas en los departamentos del Valle del Cauca (frente al muelle de Juanchaco), Cauca (bocana Timbiquí y frente a Micay) y en Nariño (frente a ríos y en las playas de Bocagrande, El Morro, Mosquera y Pasacaballos), condiciones que se atribuyen a las altas concentraciones de Coliformes termotolerantes, ortofosfatos y sólidos suspendidos totales.

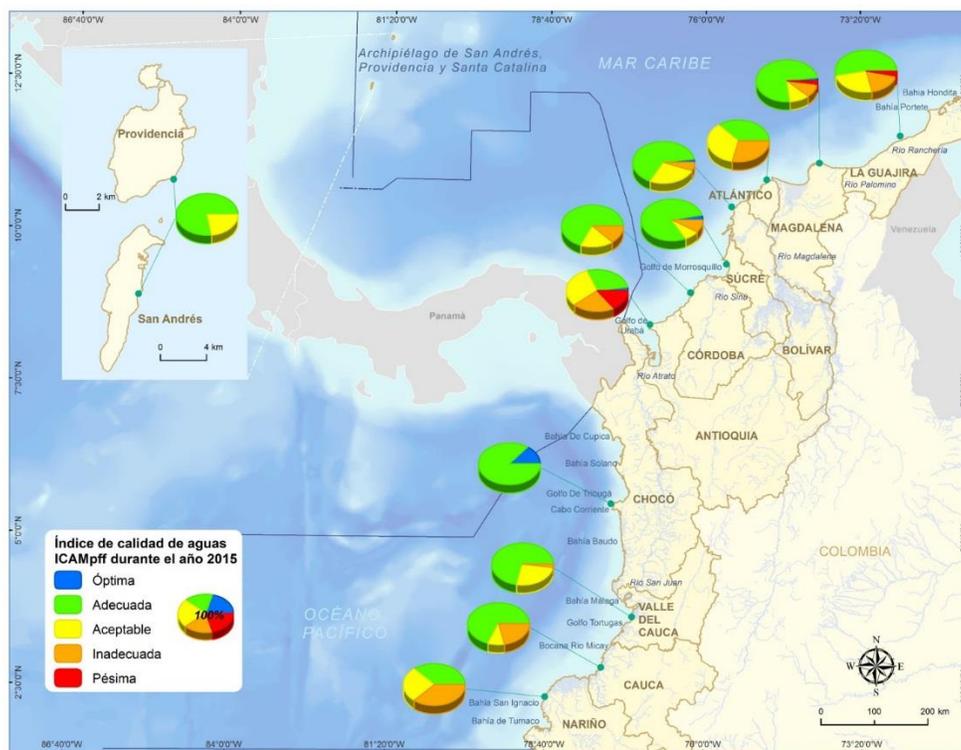
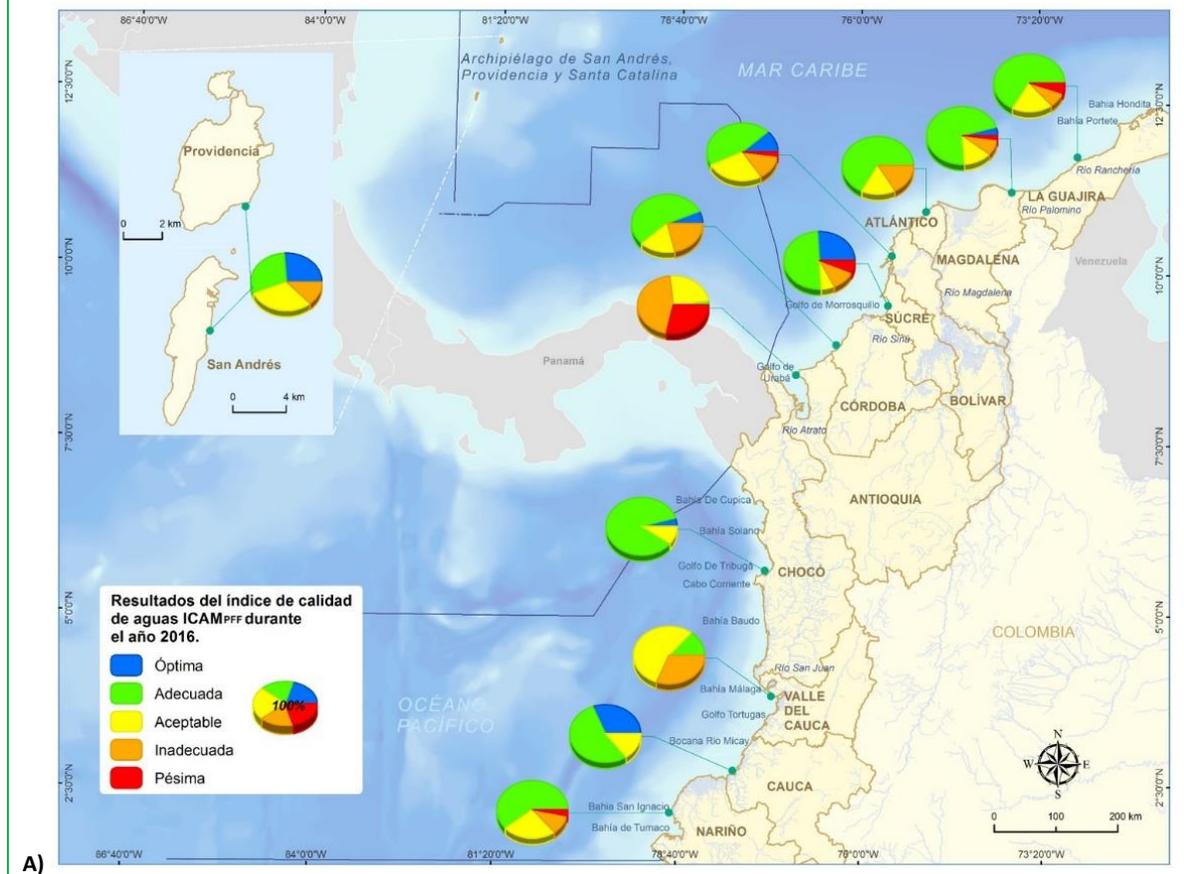


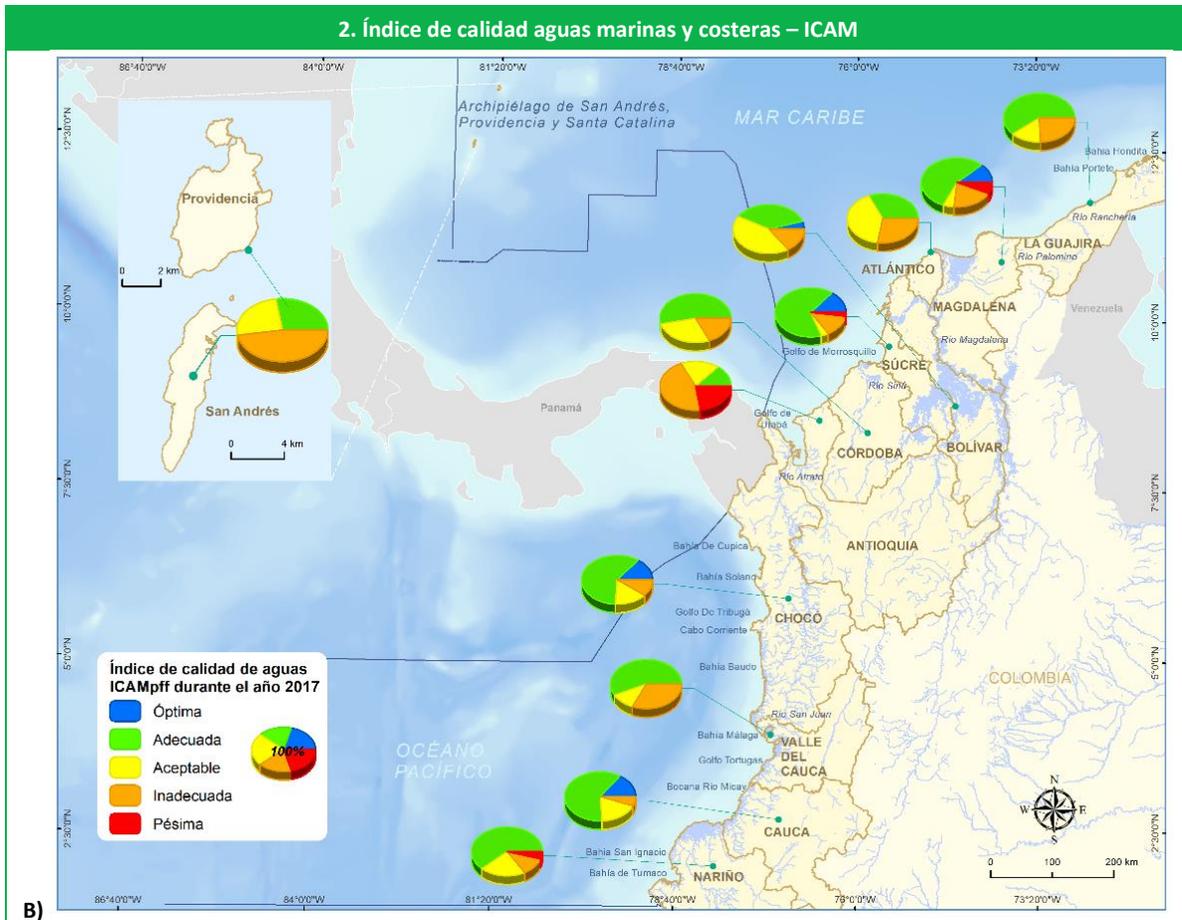
Figura 27. Resultados de la aplicación del ICAM<sub>PFF</sub> para los muestreos del año 2015. Tomado de INVEMAR (2017a).

2. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM

Entre el 2016 y 2017 disminuyeron los sitios con calidad adecuada (48% y 39%, respectivamente) e incrementaron los sitios con pésima calidad (2% y 6%, respectivamente), indicando un deterioro de las características del agua superficial marina y costera. Las peores condiciones se observaron en los departamentos de La Guajira, Magdalena, Sucre, Bolívar y Antioquia (Figura 28), en estaciones cercanas a la descarga de aguas residuales domésticas y de basureros, que mostraron altas concentraciones de nutrientes (fosfatos y nitratos), coliformes termotolerantes y sólidos suspendidos totales, los cuales afectan la calidad del agua (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2016).

En el Pacífico, en los departamentos Valle del Cauca y Nariño, fueron recurrentes las condiciones entre inadecuadas y pésimas (Figura 28) en las estaciones ubicadas en los esteros y ríos como el Anchicayá y Potedó (Buenaventura, Valle del Cauca) y el estero los Tulucios (Tumaco, Nariño). Cabe destacar que, dichos efectos sobre el recurso hídrico aumentaron durante el segundo semestre del año 2016, época en la que se produjo un incremento de las escorrentías por los excesos de las precipitaciones derivadas del debilitamiento de El Niño (GGWeather, 2018; IDEAM, 2016a) y que luego se consolidó en La Niña débil de 2017 (IDEAM, 2017).





**Figura 28. Representación de las categorías del índice de calidad de aguas marinas y costeras obtenidas en el 2016 (A) y 2017 (B) en los departamentos costeros de los litorales Caribe y Pacífico colombiano.**

En el año 2018 se presentó una mayor proporción de ICAM<sub>PFF</sub> en condiciones favorables (66% categorías óptima y adecuada) en comparación con el 2019 (52%; Figura 29). En consecuencia, incrementaron a 21% los sitios con aguas de características menos favorables (pésimas e inadecuadas), particularmente en los departamentos del Atlántico, Córdoba y Antioquia en el Caribe y, Chocó en Pacífico (Figura 29) Las variables que contribuyeron en estas bajas condiciones de calidad fueron los nitratos, coliformes termotolerantes, sólidos suspendidos totales y oxígeno disuelto que registraron pésimas características que resultaron en categorías del ICAM<sub>PFF</sub> poco favorables.

2. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM

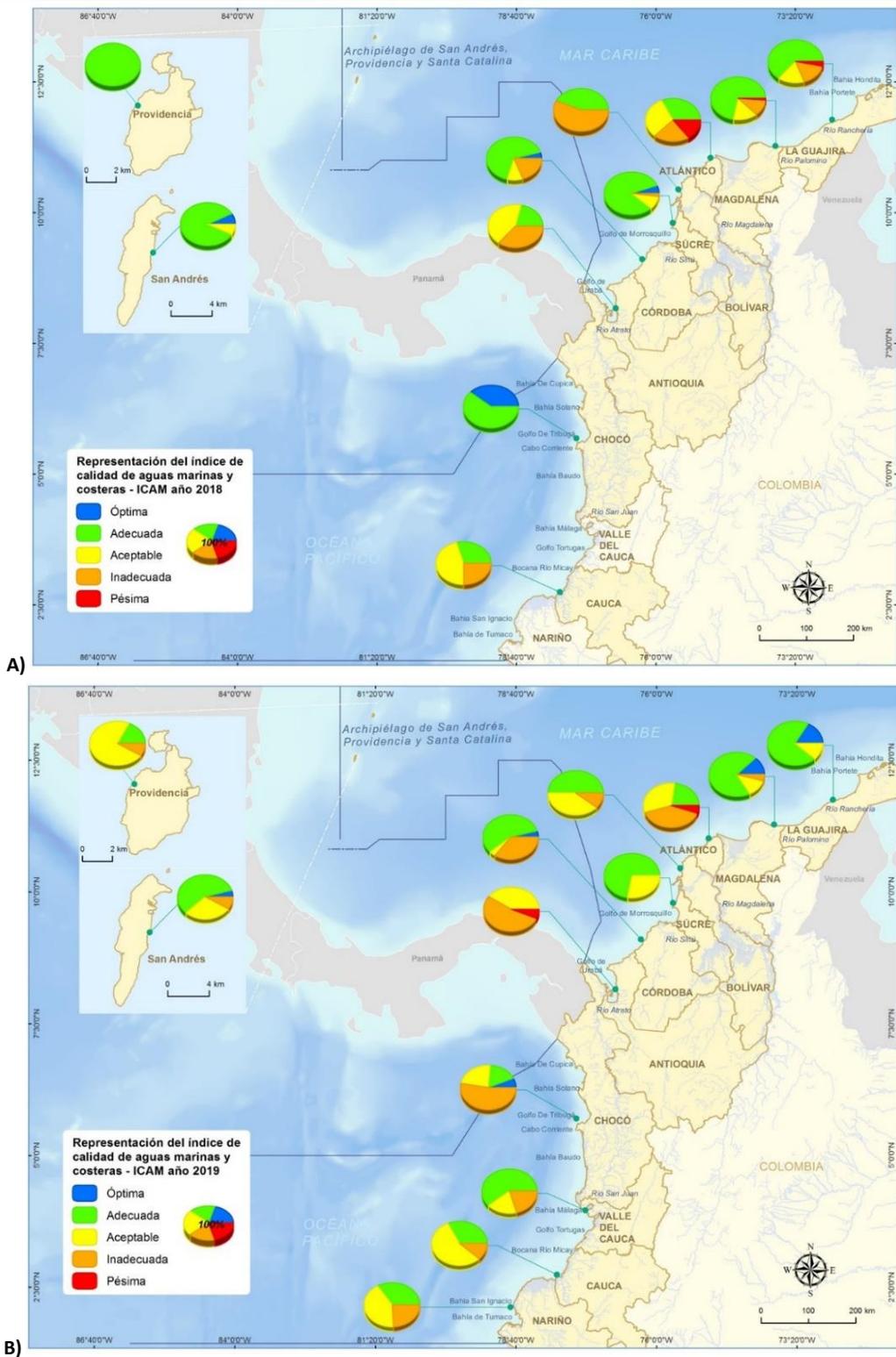


Figura 29. Representación de las categorías del índice de calidad de aguas marinas y costeras obtenidas en el 2018 (A) y 2019 (B) en los departamentos costeros de los litorales Caribe y Pacífico colombiano. Tomado de INVEMAR (2020).

## 2. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM

## Limitaciones del indicador

El ICAM<sub>PF</sub> 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, teniendo en cuenta que las características propias de otros ecosistemas no son compatibles con las que determina este índice, y los resultados no estarían acorde con la calidad esperada. Las variables deben ser medidas con técnicas analíticas sensibles para la matriz marina. Se recomienda usar metodologías ampliamente utilizadas, validadas y acreditadas.

Para calcular el ICAM 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.

## Recomendaciones y alternativas de manejo

Debido a que el ICAM incorpora en su estructura de cálculo variables que obedecen a cambios naturales y antropogénicos en la calidad del agua marino-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 que se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6. Métodos de análisis de laboratorio para las variables que conforman el ICAM.

VARIABLE	MÉTODOS DE ANÁLISIS
Oxígeno disuelto (mg O <sub>2</sub> /L)	Método electrodo de membrana (Standard Methods 4500-O G), (APHA <i>et al.</i> , 2017). Método sensor óptico (ISO17289, 2014).
pH (unidades)	Método potenciométrico (Standard Methods 4500-H <sup>+</sup> B), (APHA <i>et al.</i> , 2017).
Nitratos (µg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L):	Método colorimétrico basado en la reducción con cadmio y reacción por sulfanilamida (Strickland y Parsons, 1972).
Ortofosfatos (µg P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /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 <i>et al.</i> , 2017).
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	Incubación sin dilución durante 5 días a 20 °C (Standard Methods N° 5210 B), (APHA <i>et al.</i> , 2017; ISO 17289, 2014).
Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)	Fermentación en tubos múltiples método de números más probable (Standard Methods 9221-E), (APHA <i>et al.</i> , 2017).
Hidrocarburos del petróleo disueltos o dispersos - HPDD (µg/L equivalentes de criseno)	Extracción líquido-líquido con hexano y cuantificación fluorométrica (Manual 13, UNESCO-COI, 1984).
Clorofila a (µg/L)	Método de Lorenzen, lectura por espectrofotometría (Standard Methods N°10200-H).

Como alternativas de control y seguimiento del estado de calidad determinado por el ICAM<sub>PF</sub>, 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

## 2. Índice de calidad aguas marinas y costeras – ICAM

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 al mejoramiento de 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 de las aguas de baño en playas turísticas

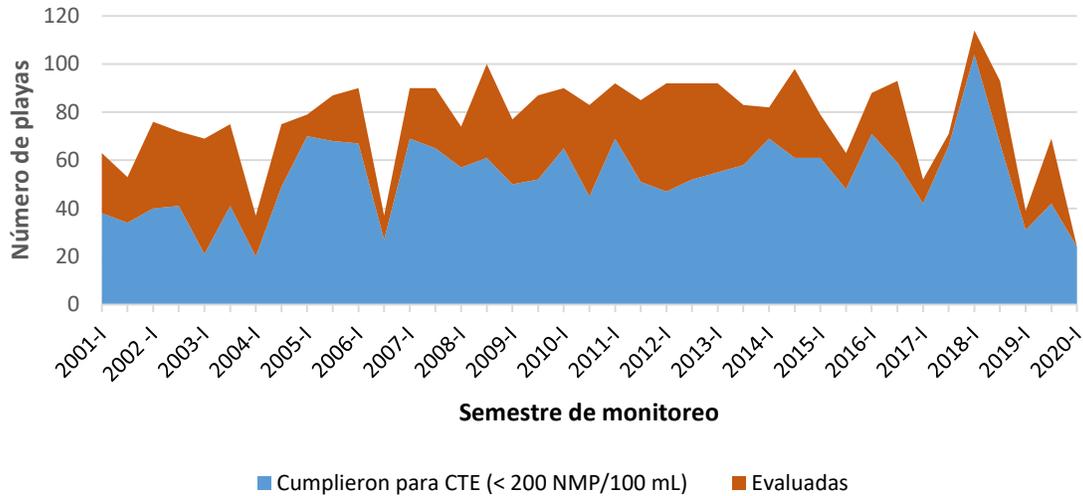
Las playas son uno de los principales destinos turísticos de Colombia, constituyendo una fuente fundamental de ingresos económicos para un importante sector de la población costera (Gallardo, 2013). Sin embargo, muchos de estos ecosistemas están ubicados cerca de asentamientos humanos y de múltiples actividades socioeconómicas que generan residuos cargados con materia fecal, que con frecuencia son vertidas directa o indirectamente al mar sin tratamiento previo (INVEMAR, 2020c). Esta situación altera negativamente las condiciones del agua en las playas y potencialmente pone en riesgo la salud de los bañistas, quienes pueden contraer enfermedades gastrointestinales o infecciones de la piel, ojos, oídos o del tracto respiratorio (Vergaray *et al.*, 2007). Es por ello importante mantener la vigilancia de la calidad sanitaria de las playas, con el fin de que las autoridades competentes implementen acciones para prevenir y reducir problemas de salud pública.

Desde el año 2001, el INVEMAR, Minambiente y las CAR con jurisdicción costera, vienen ejecutando el programa nacional de monitoreo de la Red de vigilancia para la conservación y protección de la calidad de las aguas marinas y costeras de Colombia- REDCAM, donde se miden indicadores microbiológicos para evaluar la calidad sanitaria en las principales playas del Caribe y Pacífico. El monitoreo se realiza semestralmente, cubriendo las dos épocas climáticas (seca y lluviosa); sin embargo, esto no siempre ha sido posible en algunas playas, por razones de orden público, logísticas o de recursos financieros, por lo cual el número de muestreos por estación varía. Desde que inició la REDCAM en 2001-I hasta 2020-I, se han realizado 39 muestreos en los cuales se midieron concentraciones de coliformes termotolerantes (CTE) y enterococos fecales (EFE) como microorganismos indicadores de contaminación fecal en el agua, que permiten determinar el cumplimiento de los criterios de calidad establecidos por la legislación nacional (<200 NMP/100 mL CTE; Minambiente, 2015) y de valores de referencia internacionales (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006). La evaluación de los CTE se ha realizado en aproximadamente 107 playas de la costa Caribe y pacífica, con un máximo de 104 (2018-I) y un mínimo de 20 (2004-I). En el caso de los enterococos, entre 2006 y 2020 se han evaluado en promedio  $53 \pm 19$  playas por semestre; con un máximo de 100 (2018-I) y un mínimo de 3 (2006-II).

### *Coliformes termotolerantes*

Entre 2001 y 2020 se presentó una amplia variabilidad en las concentraciones de coliformes termotolerantes (CTE) que oscilaron entre menor al límite de detección de la técnica analítica (<1,8 NMP/100 mL) y 920.000 NMP/100 mL con un promedio de  $2.192 \pm 21.795$  NMP/100 mL. Se presentaron diferencias significativas entre años (Prueba de Kruskal Wallis,  $H=185,69$ ;  $p<0,0001$ ), siendo el año 2014 ( $635 \pm 2.580$  NMP/100 mL) y 2007 ( $657 \pm 2.823$  NMP/100 mL) el de mejor calidad microbiológica promedio, en comparación con el año 2016 ( $11.698 \pm 80.946$  NMP/100 mL) que obtuvo el mayor valor promedio. También se presentaron variaciones entre épocas climáticas (Prueba de Kruskal Wallis,  $H=55,75$ ;  $p<0,0001$ ) observando mejores condiciones en la época seca ( $1.667,42 \pm 16.291,08$  NMP/100 mL) en comparación con las lluvias ( $2.738,94 \pm 26.326,56$  NMP/100 mL).

En consecuencia, se observaron cambios notables en el número de playas evaluadas por semestre que cumplieron con el criterio de calidad microbiológica para uso recreativo de contacto primario, con un máximo de 114 playas en 2018-I y un mínimo de 24 en 2020-I (debido a la interrupción del monitoreo nacional por las restricciones de la pandemia por Covid-19). En general, se observó que la mayoría de las playas han cumplido con los criterios de calidad con un promedio del  $69 \pm 14\%$ . Los mayores cumplimientos se presentaron en los años 2018-I (91 %), 2017-II (93 %) y 2020-I (100%; considerando el sesgo por la pandemia), en contraste con el 2003-I donde solo el 30% de las playas cumplieron la norma (Figura 30).



**Figura 30. Registro histórico del número total de playas evaluadas por semestre y el número de playas que cumplieron el criterio de calidad para coliformes termotolerantes para uso recreativo de contacto primario (<200 NMP/100 mL CTE; Minambiente, 2015).**

En la costa Caribe insular, se ha mantenido el monitoreo histórico en 10 playas principales del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, de las cuales la gran mayoría han presentado óptimas condiciones de calidad microbiológica para actividades recreativas de contacto primario, con un bajo porcentaje de incumplimiento del criterio de calidad para CTE. Solo las playas de Jhonny Cay (16%) y Hotel Isleño (12%) registraron incumplimientos superiores al 10% de los muestreos realizados, porcentajes muy bajos, teniendo en cuenta que en el Archipiélago se han realizado entre 32 y 34 muestreos (Figura 31). Aunque, San Andrés ha tenido un desarrollo urbano acelerado (Zuluaga, 2006), esta situación no se ha reflejado en la calidad microbiológica de las aguas de baño, manteniéndose como un destino turístico que ofrece playas en las que predominan condiciones sanitarias adecuadas y seguras para los bañistas, en las cuales se han iniciado procesos de gestión ambiental y se destaca la playa Jhonny Cay por encontrarse certificada desde el año 2019 bajo el programa Bandera Azul (Semana sostenible, 2019).

En la costa Caribe continental se han evaluado 67 playas que se encuentran distribuidas en ocho departamentos (8 en Antioquia, 6 en Atlántico, 10 en Bolívar, 1 en Chocó, 5 en Córdoba, 8 en La Guajira, 19 en Magdalena y 10 en Sucre (Figura 31). El 80% de estas playas han presentado con frecuencia aguas de baño en condiciones sanitarias adecuadas para contacto primario. Entre las playas que han presentado las mejores condiciones sanitarias e incumplimientos inferiores al 10% se destacan las ubicadas en el departamento de Bolívar, donde sólo la playa de Bocagrande obtuvo un 28% de incumplimiento ya que es uno de los sitios más visitado de la ciudad de Cartagena. En La Guajira, las mejores playas fueron Cabo de la Vela y Camarones; en Magdalena playa Blanca, Neguanje, playa Grande, Taganga y Pozos Colorados y, en Sucre, Isla Palma (Figura 31).

Por otra parte, el 20% han incumplido de manera recurrente con el criterio de calidad para CTE en más del 50% de los muestreos (Figura 31), las cuales en su mayoría se encuentran en zonas urbanas o cercanas a descarga de vertimientos domésticos. Particularmente en el departamento de Antioquia en siete playas predominaron condiciones sanitarias inadecuadas, las que presentaron el

mayor número de incumplimientos fueron la playa Necoclí (81%) y bahía Damaquiel que aunque se encuentra en zona rural incumplió en el 78% de los muestreos. En el departamento de Sucre las estaciones Coveñas-Coquerita, Hotel Playa-Mar, Hotel Montecarlo y Punta Rincón han registrado incumplimientos entre el 53% y 78% de los muestreos. Otras playas que superaron el 50% de incumplimientos fueron Moñitos y Puerto Escondido en Córdoba, Salgar en Atlántico y se incluye Capurganá en Chocó que a pesar de que solo registra 11 muestreos, incumplió en el 55 % (Figura 31).

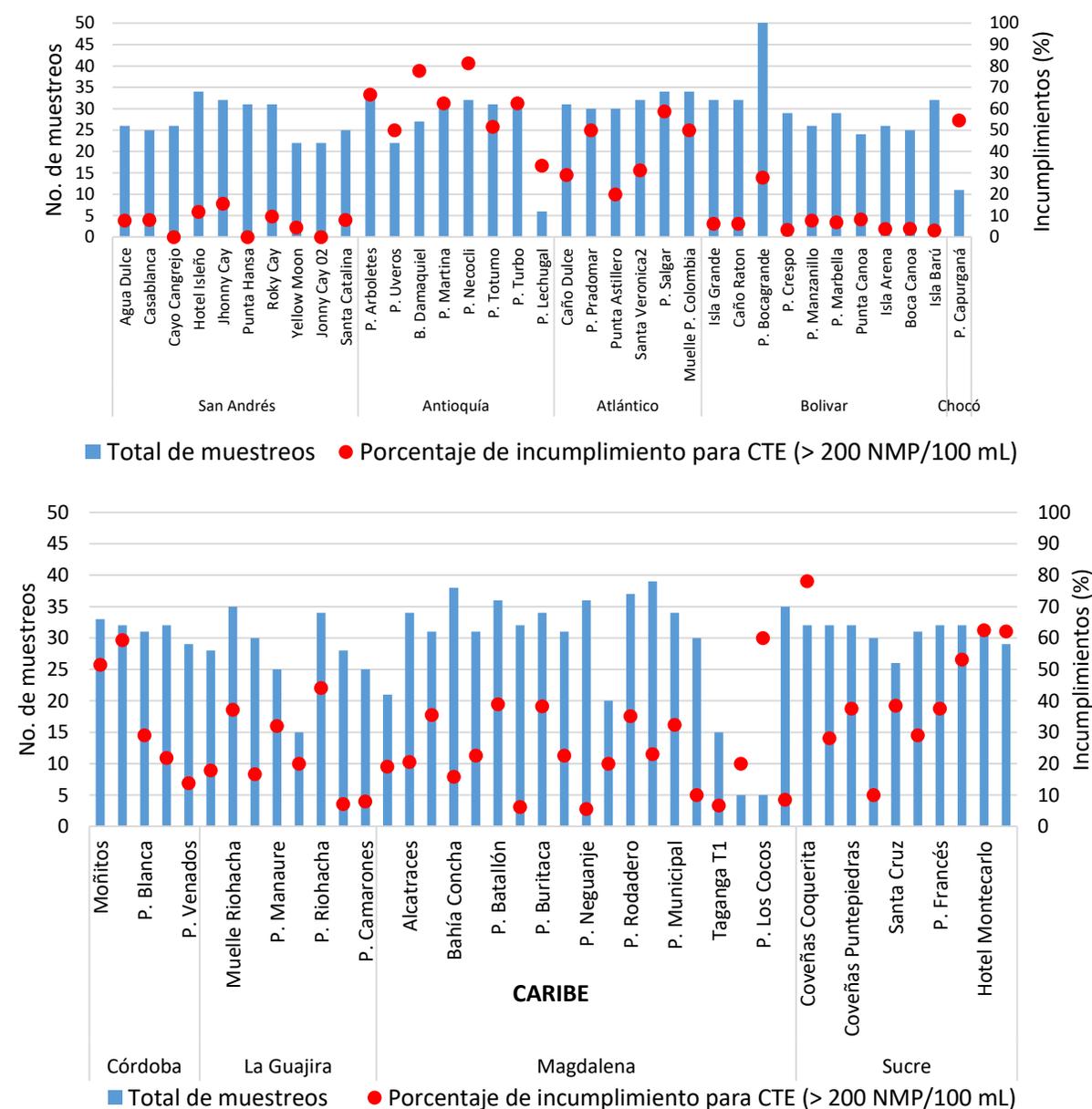


Figura 31. Número de muestreos realizados entre 2001 y 2020 en las playas turísticas de los departamento del Caribe insular y Caribe continental y porcentaje de incumplimiento para coliformes termotolerantes (<200 NMP/100 mL CTE; Minambiente, 2015).

En la costa del Pacífico, se han muestreado 30 playas distribuidas en los cuatro departamentos (13 en Valle del Cauca, 7 en Nariño, 6 en Chocó y 4 en Cauca; (Figura 32), de las cuales el 83% cumplieron con la calidad para aguas de baño, entre ellas, las que mostraron mejores condiciones fueron las playas de Gorgona en el Horno y Antiguo Muelle en el departamento del Cauca; la playa Tribugá en el Chocó y las playas de Juan de Dios, Magüipi (con certificación Bandera azul) y La Plata en el Valle del Cauca (playas que iniciaron muestreos en 2015). El 17% restante (5 playas) han incumplido de forma recurrente con el criterio de calidad para CTE en más del 50 % de las veces, mostrando una calidad deficiente en el Chocó las playas de Bahía Solano (74%) y Nuquí (65%) y en Nariño el Arco el Morro (100%), El Bajito (80%) y Sala Honda (80%; Figura 32), de las cuales todas se ubican en zonas urbanas excepto Nuquí que se encuentra en un área marina protegida.

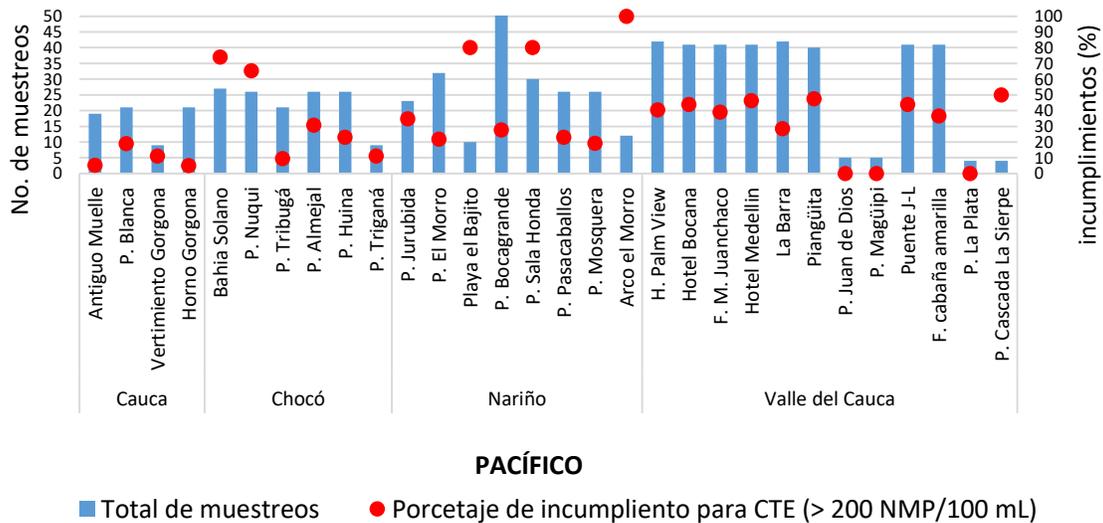


Figura 32. Número de muestreos realizados entre 2001 y 2020 en las playas turísticas de los departamentos de la costa del Pacífico y porcentaje de incumplimiento para coliformes termotolerantes (<200 NMP/100 mL CTE; Minambiente, 2015).

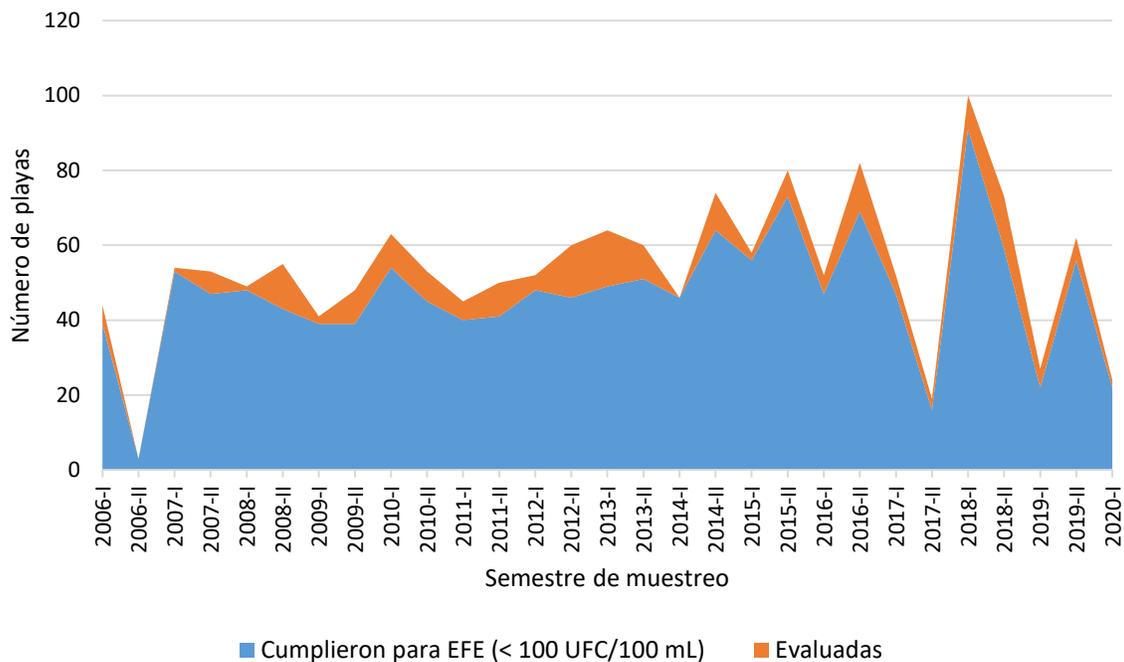
De las 107 playas evaluadas a escala nacional, 24 se encuentran en áreas marinas protegidas, mientras que 33 están en zonas urbanas y 50 en zona rural. El 44% de las playas ubicadas en áreas marinas protegidas presentaron porcentajes de incumplimiento superiores al 10%, mientras que el 84% de las playas con influencia urbana superaron el criterio de calidad de los CTE en más de 10% de los muestreos.

### Enterococos fecales

Teniendo en cuenta que los enterococos fecales sobreviven más tiempo en el agua de mar que los coliformes (Vergaray *et al.*, 2007), se incluyó a partir del primer semestre del año 2006, la medición de estos microorganismos como indicadores de calidad de playas con el fin de fortalecer la red de vigilancia de la REDCAM, en aspectos sanitarios. El análisis histórico entre 2006 y 2020 mostró variabilidad en las concentraciones de Enterococos fecales (EFE) que oscilaron entre menor al límite de detección de la técnica analítica (<1,0 UFC/100 mL) y 4.270 UFC/100 mL con un promedio de 90,3±355,55 UFC/100 mL. Se presentaron diferencias significativas entre años (Prueba de Kruskal

Wallis,  $H=46,97$ ;  $p<0,0004$ ), siendo el año 2015 ( $29,17\pm 68,86$  UFC/100 mL.) y 2020 ( $21,99\pm 61,28$  UFC/100 mL) los de mejor calidad microbiológica promedio, en comparación con el año 2013 ( $282\pm 668$  UFC/100 mL) que obtuvo el mayor valor promedio. También se presentaron variaciones entre épocas climáticas (Prueba de Kruskal Wallis,  $H=54,66$ ;  $p<0,0001$ ) observando mejores condiciones en la época seca ( $68,66\pm 299,35$  UFC/100 mL) en comparación con las lluvias ( $111,94\pm 403,05$  UFC/100 mL).

La mayoría de las playas en promedio ( $88 \pm 7\%$ ) cumplieron con el valor de referencia para EFE, mostrando que en los muestreos de 2012-II y 2013-I se presentó la menor calidad y el 77 % de las playas incumplieron (Figura 33).



**Figura 33. Registro histórico del número total de playas evaluadas por semestre y el número de playas que cumplieron el criterio de calidad para enterococos fecales (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006).**

En la costa Caribe insular las mediciones de enterococos fecales iniciaron a partir del año 2012 en 8 playas del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, de las cuales siete han incumplido la referencia de calidad de bandera azul (< 100 UFC/100 mL para EFE; Unión Europea, 2006). Entre ellas, la mayor recurrencia de incumplimientos se presentó en Jhonny Cay (27 %), Agua Dulce (25 %) y Cayo Cangrejo (25 %), mientras que Yellow Moon siempre ha estado apta para baño (0%; Figura 34).

En el Caribe continental se evaluaron 58 playas distribuidas en seis departamentos (6 en Atlántico, 10 en Bolívar, 5 en Córdoba, 8 en La Guajira, 19 en Magdalena y 10 en Sucre); no se tienen mediciones de EFE en Antioquia y Chocó. Las playas que siempre cumplieron con el valor de referencia para EFE (0 % de incumplimientos) fueron Aeropuerto, Alcatraces, Playa Cristal y Pozos Colorados en Magdalena. Mientras que las playas que presentaron la mayor recurrencia de

incumplimientos fueron Puerto Escondido (44 %) y Moñitos (32 %) en Córdoba, Coveñas-Coquerita en Sucre (46 %), Buritaca (30 %) en Magdalena y Puerto Colombia (29 %) en Atlántico, cabe resaltar que en general los porcentajes de incumplimientos no superaron el 50 % (Figura 34).

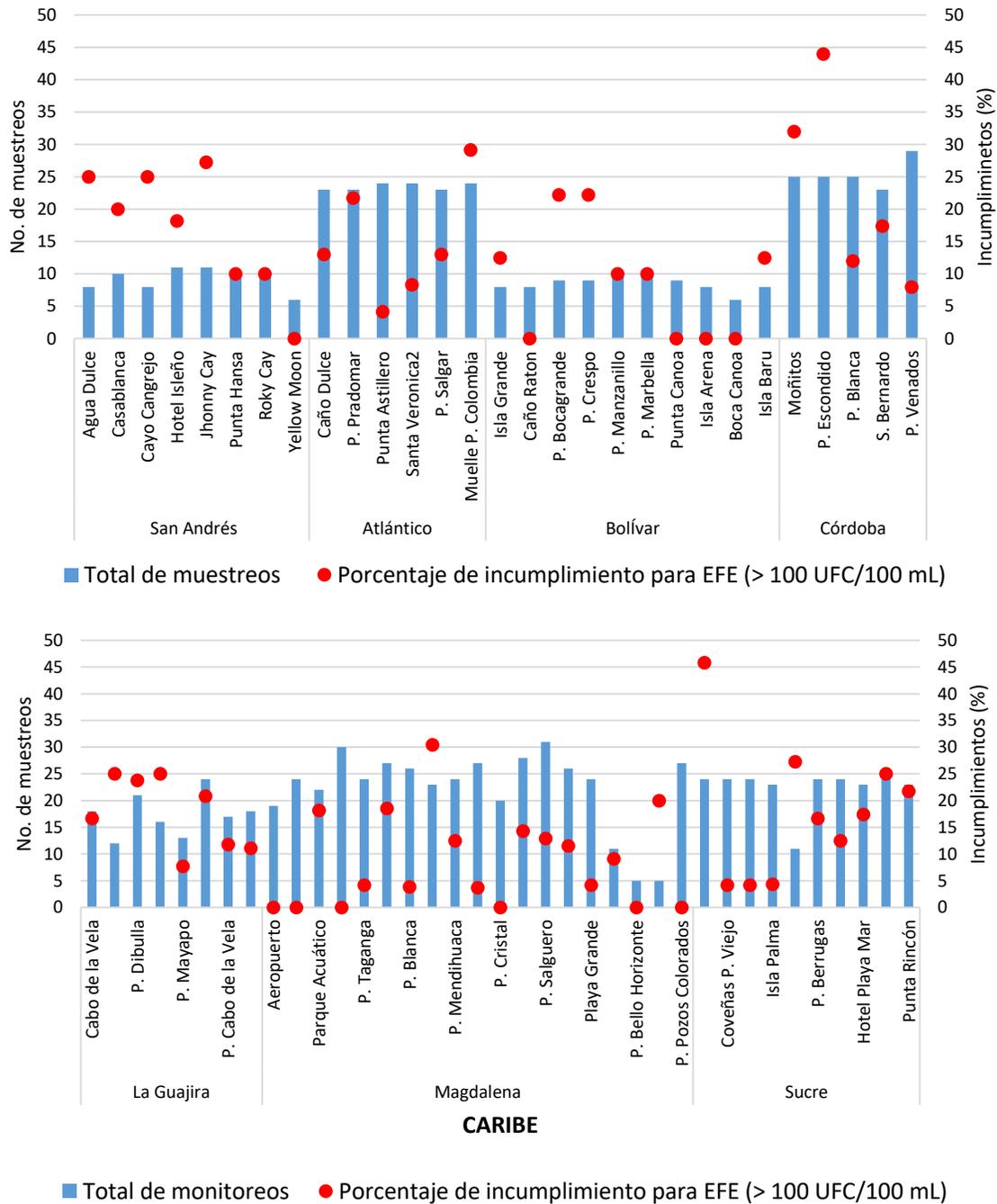


Figura 34. Número de muestreos realizados entre 2006 y 2020 en las playas turísticas de los departamento del Caribe insular y Caribe continental y porcentaje de incumplimiento para enterococos fecales (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006).

En la costa del Pacífico se evaluaron 28 playas, 11 en el departamento del Valle del Cauca, 7 en Nariño, 6 en Chocó y 4 en Cauca (Figura 35). Todas las playas de Valle del Cauca tienen pocos muestreos, entre uno y dos. En los demás departamentos, la mayoría de las playas (82 %) se han muestreado 17 veces o más.

La mayor recurrencia de incumplimientos para EFE, se presentó en la estación Arco el Morro en Nariño con el 57 % de las concentraciones superaron el valor de referencia de las siete mediciones realizadas en esta playa. Las demás estaciones evaluadas en el Pacífico estuvieron aptas con porcentajes de incumplimiento inferiores al 20%, y registrándose en el 89% de estas cero incumplimientos (Figura 35).

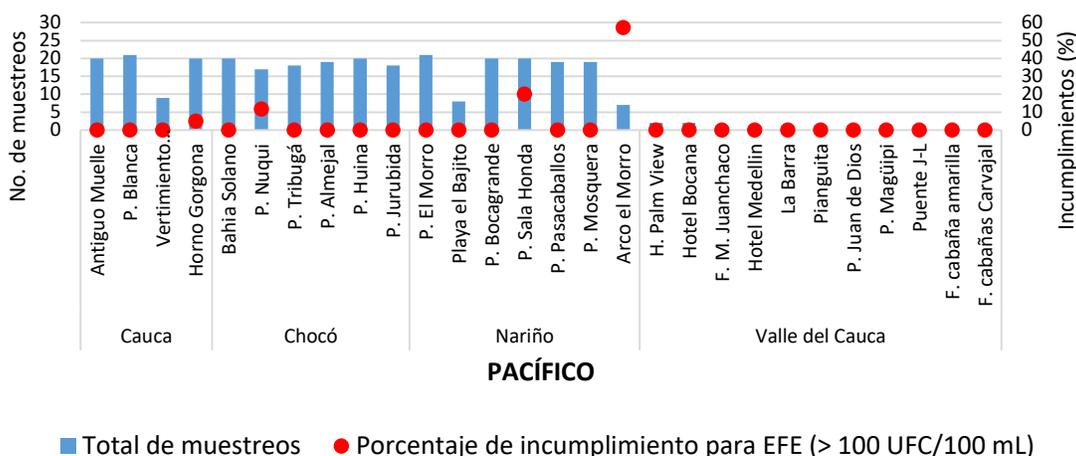


Figura 35. Número de muestreos realizados entre 2001 y 2020 en las playas turísticas de los departamentos de la costa del Pacífico y porcentaje de incumplimiento para enterococos fecales (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006).

Aunque para los EFE se cuenta con un número menor de datos, los resultados registrados confirman lo encontrado en la evaluación de los CTE, ya que estos dos indicadores de calidad microbiológica demostraron el incumplimiento, y de manera recurrente en las playas de Puerto Escondido, Moñitos y Coveñas-Coquerita en el departamento de Córdoba en el Caribe y en las playas del Arco El Morro y Sala Honda en Nariño en el Pacífico. No obstante, en algunas playas de San Andrés el uso de los EFE ha sido más determinante para definir condiciones inadecuadas para el agua de baño, lo anterior refleja la importancia de utilizar dos grupos de microorganismos como indicadores. En ambas regiones, las playas que se encuentran en áreas no protegidas y cercanas a zonas urbanas presentaron menor calidad con valores más altos para los dos indicadores.

El seguimiento a la calidad sanitaria de las playas constituye una base para la gestión ambiental de las zonas turísticas costeras del país, aún más cuando el interés por adquirir la certificación bandera azul está en incremento, debido al status y visibilidad que adquiere la playa a nivel nacional e internacional y su relevancia para el desarrollo económico del país. Cabe resaltar que el monitoreo continuo permite identificar las zonas más críticas, con el fin de formular medidas que permitan promover entre las autoridades competentes la generación de alertas tempranas y la implementación de acciones de prevención, mitigación y reducción de la contaminación.

## ECOSISTEMAS Y HÁBITATS

Durante más de una década, se ha reportado anualmente lo que ha sucedido en los ecosistemas marinos de especial interés como lo son los arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares en cuanto a su estado, en las distintas áreas en las que los monitoreos se desarrollan.

Teniendo en cuenta que durante el 2020 se redujo la oportunidad de realizar actividades en campo durante un poco más de ocho meses, por el aislamiento obligatorio motivado por la pandemia del Covid-19, se limitó el levantamiento de datos necesarios para suplir las demandas de información sobre el estado de los ecosistemas para reportarse durante el año 2021. Lo anterior, se tomó como una oportunidad para hacer un “alto en el camino” y presentar al público la recopilación de lo sucedido en los resultados de los monitoreos anuales, con el fin de evidenciar el comportamiento de las distintas variables que conforman la batería de indicadores biológicos específicos que nos dan razón de la condición y acumuladamente, de la tendencia del comportamiento integral de los ecosistemas. Con estos insumos, los tomadores de decisiones podrán seguir guiando las acciones que les permitirán en adelante, mejorar la gestión para fines de conservación y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos que proveen.

A continuación, se presenta para cada uno de los tres ecosistemas, el diagnóstico general de acuerdo con la información que se tuvo oportunidad de tener en cada uno de ellos.

### 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 (Prahll 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, 2015a). 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 Pacífico 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/>).

3. Indicador de condición-tendencia de áreas coralinas - ICT <sub>AC</sub>
Definición e importancia del indicador
<p>El indicador de condición tendencia de áreas coralinas (ICT<sub>AC</sub>) 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, algas, peces arrecifales carnívoros y herbívoros (Rodríguez-Rincón <i>et al.</i>, 2014). El resultado del ICT<sub>AC</sub> será el estimado por un promedio aritmético de las variables transformadas adimensionales y será específico para el conjunto de estaciones de una localidad. 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). La importancia de este indicador radica en su fácil aplicabilidad como herramienta para el monitoreo estandarizado de arrecifes de coral, permitiendo una comunicación comprensible e inspiradora para aumentar el impacto en la conservación integral del ecosistema. Donde: CCV = Cobertura de coral duro escleractíneo vivo (Porcentaje) CMFT = Cobertura de macroalgas frondosas y tapetes algales (Porcentaje) BPH = Biomasa de peces herbívoros para las familias Acanthuridae, Scaridae (g/100m<sup>2</sup>) BPC = Biomasa de peces carnívoros para las familias Lutjanidae, Serranidae (g/100m<sup>2</sup>). En el caso de los peces del Pacífico se trabaja con base en la Abundancia, APC = Abundancia peces carnívoros (ind/100m<sup>2</sup>) y APH = Abundancia peces herbívoros (ind/100m<sup>2</sup>)</p>
<p><b>Tabla 8. Valores de referencia para las variables del indicador de condición-tendencia de áreas coralinas –ICT<sub>AC</sub> (Rodríguez-Rincón <i>et al.</i>, 2014) en la región Caribe - Referencias de (HRI, 2012).</b></p>

3. Indicador de condición-tendencia de áreas coralinas - ICT<sub>AC</sub>

Variables ICT <sub>AC</sub> CARIBE	Deseable (5)	Buena (4)	Regular (3)	Alerta (2)	No Deseable (1)
Cobertura coral pétreo vivo CCV (%)	> 40	20 - 39,9	10 - 19,9	5 - 9,9	< 5
Cobertura macroalgas frondosas y cespitosas CMFT (%)	0 - 0,9	1,0 - 5	5,1 - 12	12,1 - 25	> 25
Biomasa peces herbívoros BPH (gr/100m <sup>2</sup> ) Loros y cirujanos	> 3.480	2.880 – 3.479	1.920 – 2.879	960 - 1919	< 960
Biomasa peces carnívoros BPC (gr/100m <sup>2</sup> ) meros y pargos	>1.680	1.260 – 1.679	840 – 1.259	420 - 839	< 420

Tabla 9. Valores de referencia para las variables del indicador de condición-tendencia de áreas coralinas – ICT<sub>AC</sub> (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 <sub>AC</sub> 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	< 9,9
Cobertura macroalgas frondosas y cespitosas CMFT (%)	< 9,9	10 - 19,9	20 - 39,9	40 - 59,9	> 60
Abundancia peces herbívoros APH (individuos/100m <sup>2</sup> ) Loros y cirujanos	> 35,46	35,45 - 12,84	12,83 - 2,02	2,01 - 1,39	< 1,38
Abundancia peces carnívoros APC (individuos/100m <sup>2</sup> ) meros y pargos	>22,24	22,23 - 3,13	3,12 - 0,78	0,77 - 0,57	< 0,57

Tabla 10. Valores de referencia finales para definir el Indicador de condición-tendencia de áreas coralinas – ICT<sub>AC</sub> (Rodríguez-Rincón *et al.*, 2014).

Condición general de Integridad	Valor ICT <sub>AC</sub>
Deseable	4,21 - 5,0
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 que aquí se presentan corresponden a datos del monitoreo de arrecifes coralinos en la región Caribe insular, PNN-Old Providence McBean Lagoon (isla Providencia), en la región Caribe continental, PNN Bahía Portete – Kaurrele, PNN Tayrona, PNN Corales del Rosario y San Bernardo (sectores Islas del Rosario e Islas de San Bernardo), y en

**3. Indicador de condición-tendencia de áreas coralinas - ICT<sub>AC</sub>**

la región Pacífico en el SFF Malpelo, PNN Utría y PNN Gorgona (Figura 36 y Figura 37). La información recolectada se encuentra salvaguardada en el Sistema de Información del Monitoreo de Arrecifes Coralinos (SISMAC) contenido en el Sistema de Información Ambiental Marina de Colombia SIAM.

**Periodo reportado**

El periodo reportado corresponde a la información obtenida y analizada entre los años 2014 y 2019.

**Reporte o cálculo del indicador**

En la Figura 36 y Figura 37 se muestran las estaciones presentes en las distintas localidades de las regiones Caribe Insular y Continental y región Pacífico. Las gráficas presentadas en los mapas indican el porcentaje de estaciones que a través del tiempo presentaron cada condición del indicador, dando una idea del comportamiento histórico de cada localidad.

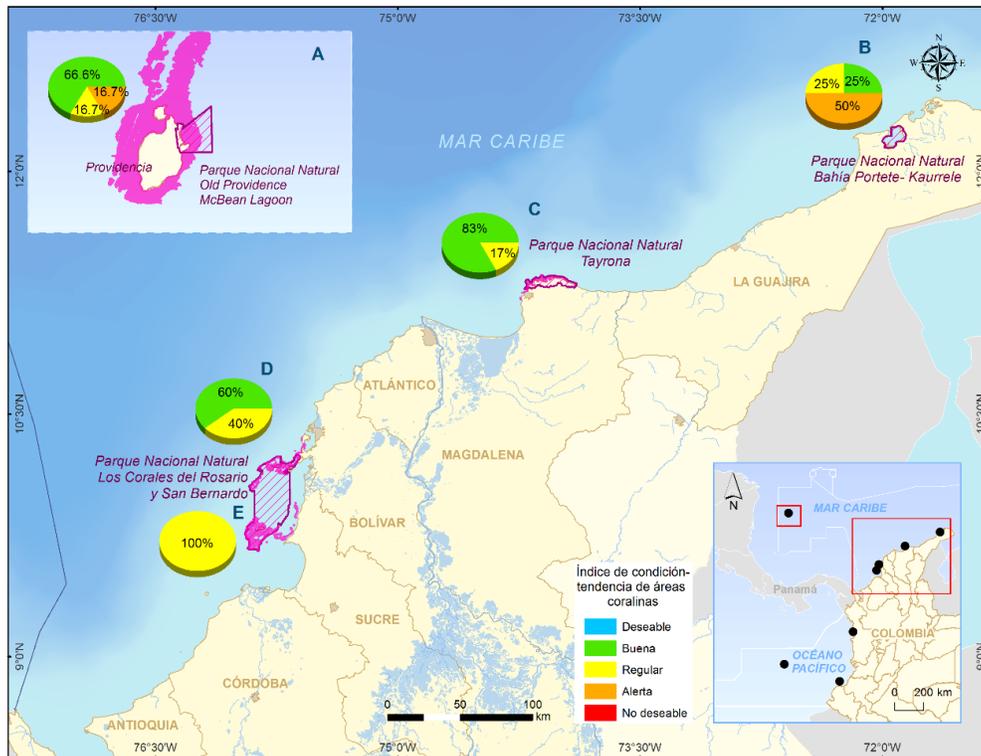


Figura 36. Localidades de monitoreo coralino y el comportamiento histórico de sus estaciones entre los años 2014 y 2019 según el índice de condición-tendencia ICT<sub>AC</sub> para el Caribe colombiano: A. PNN Old Providence McBean Lagoon, B. PNN Portete-Kaurrele, C. PNN Tayrona, D. PNN Corales del Rosario y de San Bernardo (Sector Islas del Rosario) E. PNN Corales del Rosario y de San Bernardo (Sector Islas de San Bernardo) (LABSIS, 2020).

3. Indicador de condición-tendencia de áreas coralinas - ICT<sub>AC</sub>

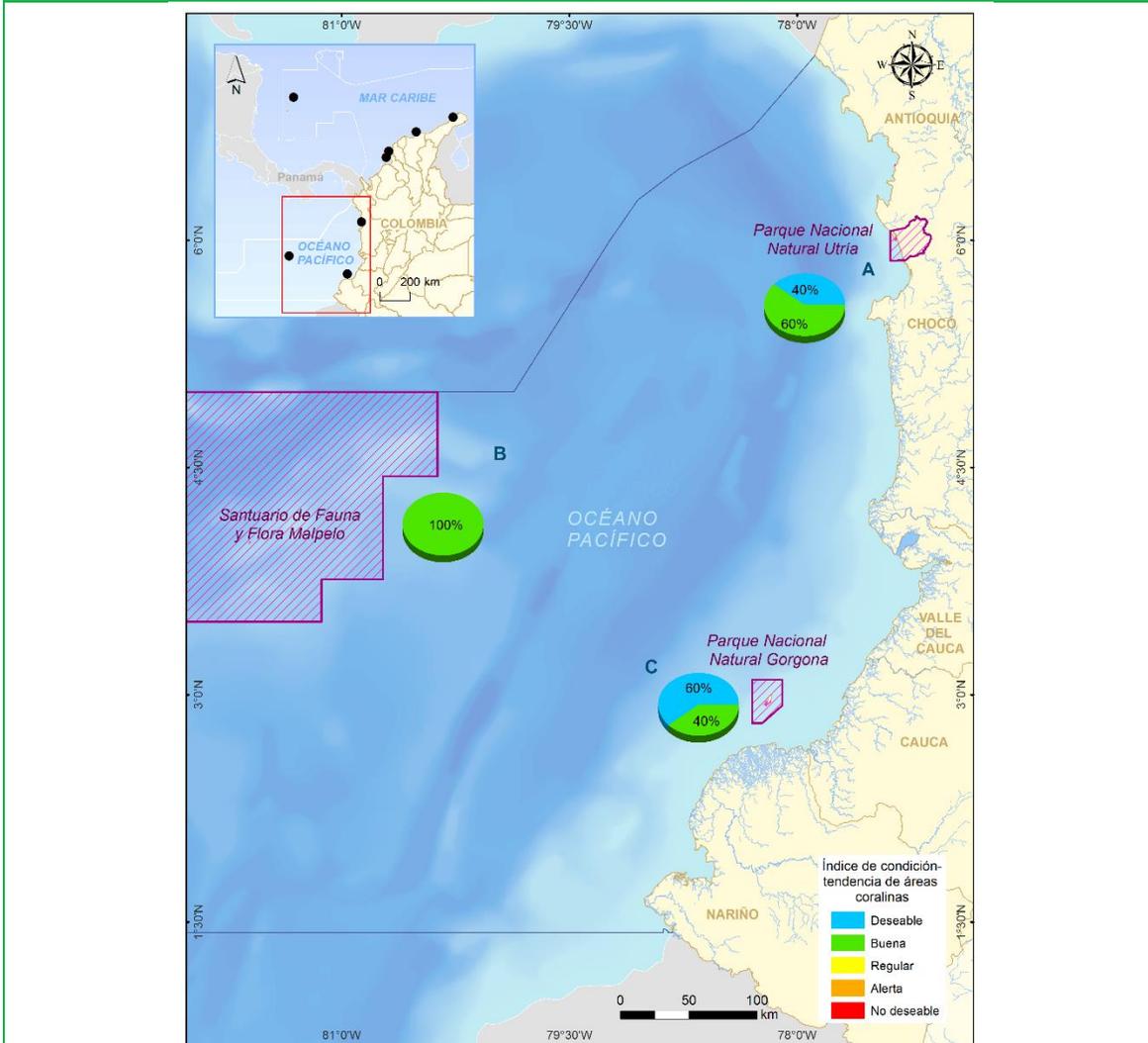


Figura 37. Localidades de monitoreo coralino y el comportamiento histórico de sus estaciones entre los años 2014 y 2019 según el índice de condición-tendencia ICT<sub>AC</sub> para el Pacífico colombiano: A. PNN Utría, B. PNN Gorgona y C. SFF Malpelo (LABSIS, 2020).

En la Figura 38, Figura 39 y Figura 40 se presenta la tendencia observada a lo largo del monitoreo por categoría de Condición-Tendencia para cada localidad.

Finalmente, se presenta un desglose del comportamiento de cada variable del indicador por localidad y año de monitoreo (Tabla 11, Tabla 12 y Tabla 13) con el fin de poder interpretar con mayor facilidad las tendencias de la Figura 38, Figura 39 y Figura 40.

3. Indicador de condición-tendencia de áreas coralinas - ICT<sub>AC</sub>

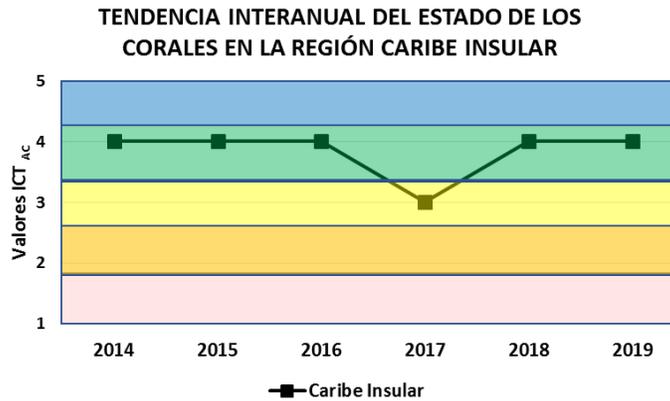


Figura 38. Tendencia promedio general observada a través del tiempo de las condiciones ICT<sub>AC</sub> observadas en la totalidad de las estaciones de la región Caribe Insular entre los años 2014 y 2019. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. Fuente: elaboración propia.

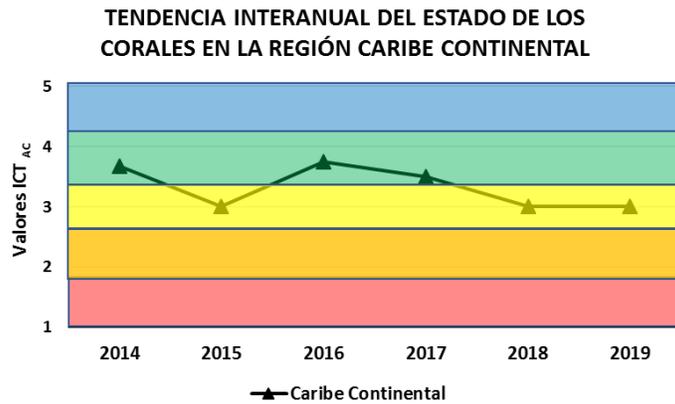


Figura 39. Tendencia promedio general observada a través del tiempo de las condiciones ICT<sub>AC</sub> observadas en la totalidad de las estaciones de la región Caribe Continental entre los años 2014 y 2019. Representación de los colores: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. Fuente: elaboración propia.

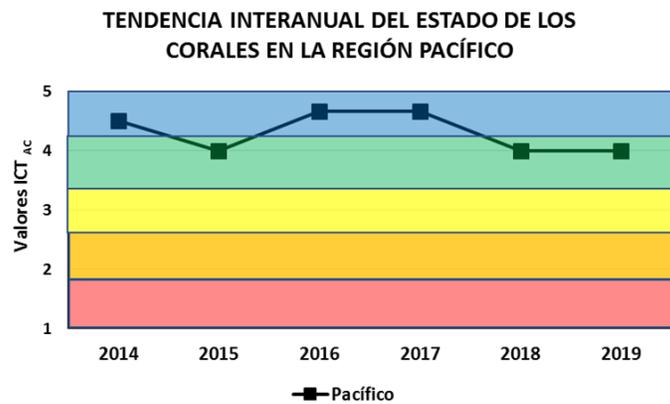


Figura 40. Tendencia promedio general observada a través del tiempo, de las condiciones ICT<sub>AC</sub> observadas en la totalidad de las estaciones de la región Pacífico entre los años 2014 y 2019. Representación de los colores: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. Fuente: elaboración propia.

3. Indicador de condición-tendencia de áreas coralinas - ICT<sub>AC</sub>

Tabla 11. Condición de estado según el ICT<sub>AC</sub> de los valores registrados para cada una de las variables en campo observadas en la totalidad de las estaciones de la región Caribe Insular entre los años 2014 y 2019. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable.

Variables	Años	PNN Old McBean Lagoon
Cobertura coral vivo CCV (%)	2014	37,22
	2015	33,28
	2016	29,71
	2017	16,83
	2018	35,09
	2019	34,67
Cobertura macroalgas CMFT (%)	2014	39,89
	2015	54,17
	2016	50,38
	2017	53,88
	2018	43,27
	2019	51
Abundancia carnívoros APC (ind/100m <sup>2</sup> )	2014	1172,58
	2015	2005,86
	2016	1931,32
	2017	1676,04
	2018	1396,14
	2019	11482,49
Abundancia herbívoros APH (ind/100m <sup>2</sup> )	2014	1906,25
	2015	3454,15
	2016	8854,77
	2017	5484,99
	2018	6469,61
	2019	12975,69

3. Indicador de condición-tendencia de áreas coralinas - ICT<sub>AC</sub>

Tabla 12. Condición de estado según el ICT<sub>AC</sub> de los valores registrados para cada una de las variables en campo observadas en la totalidad de las estaciones de la región Caribe Continental entre los años 2014 y 2019. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. Los espacios en blanco corresponden a falta de información.

Variables	Años	PNN Portete-Kaurrele	PPN Tayrona	PNN Corales del Rosario y de San Bernardo (Islas Rosario)	PNN Corales del Rosario y de San Bernardo (Islas San Bernardo)
Cobertura coral vivo CCV (%)	2014		43,4	49,52	50,38
	2015	38,81	42,38	49,16	49,49
	2016	45,2	43,77	50,2	59,25
	2017	48,18	43,34	46,27	43,58
	2018		42,78	42,08	
	2019	62,33	48,84		44,46
Cobertura macroalgas CMFT (%)	2014		39,74	31,43	23,15
	2015	22,31	47,58	26,16	27,81
	2016	19,8	37,01	23,26	17,97
	2017	23,28	33,37	25,94	29,96
	2018		51,11	30,99	
	2019	14,67	39,92		33,49
Biomasa carnívoros BPC (gr/100m <sup>2</sup> )	2014		1.953,77	946,1	314,88
	2015	19,27	1.193,76	803,64	350,89
	2016	1.299,61	1.177,67	773,12	171,95
	2017	742,91	984,3	1.161,4	385,99
	2018		558,06	547,99	
	2019	19,27	1.823,74		167,43
Biomasa herbívoros BPH (gr/100m <sup>2</sup> )	2014		8.766,89	12.809,69	5.930,49
	2015	467,39	7.309,52	11.378,65	5.770,94
	2016	2.507,95	7.429,2	7.776,28	5.848,72
	2017	2.701,57	5.128,47	7.606,78	8.517,39
	2018		4.565,48	7.691,47	
	2019	931,95	6.470,65		3.711,84

3. Indicador de condición-tendencia de áreas coralinas - ICT<sub>AC</sub>

Tabla 13. Condición de estado según el ICT<sub>AC</sub> de los valores registrados para cada una de las variables en campo observadas en la totalidad de las estaciones de la región Pacífico entre los años 2014 y 2019. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable. Los espacios en blanco corresponden a falta de información.

Variables	Años	PNN Gorgona	PNN Utría	SFF Malpelo
Cobertura coral vivo CCV (%)	2014	69,28	37,64	
	2015	70,55	42,57	
	2016	67,19	48,1	44,27
	2017	73,56	62,98	41,78
	2018			47,72
	2019	53,37	41,26	50,86
Cobertura macroalgas CMFT (%)	2014	10,98	54,57	
	2015	10,14	55,52	
	2016	9,76	17,82	4,52
	2017	3,91	33,36	10,76
	2018			4,25
	2019	26,59	49,91	2,35
Abundancia carnívoros APC (ind/100m <sup>2</sup> )	2014	22,8	3,64	
	2015	12,23	7,01	
	2016	9,25	12,14	79,48
	2017	7,66	15	45,52
	2018			51,15
	2019	23,42	8,61	49,22
Abundancia herbívoros APH (ind/100m <sup>2</sup> )	2014	24,17	14,03	
	2015	10,83	16,53	
	2016	15,71	53,22	1,61
	2017	8,4	38,62	0
	2018			0
	2019	29,94	36,89	0,28

### 3. Indicador de condición-tendencia de áreas coralinas - ICT<sub>AC</sub>

#### Interpretación de los resultados

Los gráficos circulares presentados en los mapas para cada una de las localidades muestran un promedio multianual del porcentaje de estaciones que, a lo largo de los 6 años de monitoreo, han presentado las distintas condiciones de integridad del ICT<sub>AC</sub>. Si bien en los mapas no es posible detallar el comportamiento histórico de cada una de las estaciones (4 para el Caribe Insular, 33 para el Caribe continental y 21 para el Pacífico), se puede inferir que los promedios de las cuatro variables para cada estación en cada año y posteriormente de todas las estaciones por año, compensa los valores bajos en alguna de las variables con el buen estado que presentan las demás. Excepción única en el PNN Portete-Kaurrele, que tiene una sola estación que ha presentado bajos valores en tres de las variables evaluadas. Se observa que en general el promedio multianual para el Caribe se encuentra mayormente en estado Regular.

La tendencia general histórica del indicador en las tres regiones, muestra variaciones muy ligeras en todas ellas, cambiando brevemente entre dos condiciones de integridad del ICT<sub>AC</sub>. Para el Caribe insular, que en este caso solo contempla las 4 estaciones del PNN Old McBean Lagoon, su tendencia general ha sido mantenerse en una condición Buena, dado que sus coberturas coralinas no han variado y las biomásas tanto de peces carnívoros y herbívoros han estado generalmente Deseables, lo que ha compensado el tener condiciones No Deseables en cuanto a la cobertura de algas. El Caribe continental con 33 estaciones, presenta una tendencia general histórica más inclinada hacia la condición de Regular, aun cuando existen localidades que históricamente se han mantenido en condiciones Buenas, las condiciones en Alerta y Regulares de las demás localidades, lleva el promedio del indicador a esta condición general. Finalmente, el Pacífico ha mantenido las mejores condiciones de integridad variando poco entre estados Deseable y Bueno, gracias a las excelentes coberturas de coral a nivel general, aun cuando unas pocas estaciones en las tres Localidades hayan sufrido disminución de la cobertura de coral vivo por eventos climáticos extremos. Así mismo, para mantener dichos estados de Deseable y Bueno son importantes las bajas coberturas de macroalgas y las elevadas abundancias de peces tanto carnívoros como herbívoros, con la excepción de Malpelo, que presenta de forma histórica, esa baja abundancia de herbívoros. Finalmente, con las Tabla 11, Tabla 12 y Tabla 13, es posible entender más directamente el comportamiento de las líneas de tendencia. En el Caribe Insular puede observarse cómo pese a tener una condición permanente a través del tiempo de No Deseable para la variable de macroalgas, la cobertura de coral vivo y las biomásas de peces han sido igualmente buenas, históricamente, lo cual compensa en la ecuación del indicador la abundancia de algas. Para el Caribe continental la totalidad de las localidades ha mostrado históricamente una condición No Deseable para la variable de macroalgas y en el mayor de los casos para la biomasa de peces carnívoros el cual está compuesto por pargos y chernas como objeto de pesca de subsistencia por parte de las comunidades al interior y en las márgenes de los PNN. Sin embargo, los valores históricos de cobertura de coral vivo son Deseables para la totalidad de las localidades, así como para la biomasa de peces herbívoros la gran mayoría de las mismas. Finalmente, y pese a que en las tres localidades del Pacífico se ha presentado en los últimos años una disminución considerable en la cobertura de coral vivo (exposición aérea, remoción por corrientes), los bajos valores de cobertura de macroalgas y altos para las abundancias de herbívoros y carnívoros mantienen las tendencias entre Deseables y Buenas. Tan sólo y debido a factores de la insularidad, el SFF de Malpelo presenta valores bajos de abundancia de peces loro en sus aguas, además porque es predominantemente rocoso más que arrecifal.

#### Limitaciones del indicador

Las limitaciones del indicador están directamente relacionadas con aspectos oceanográficos y climáticos que pueden variar en términos de unos pocos días y que limitan tanto la visibilidad como las actividades náuticas y de buceo para la colecta de la información, que es totalmente visual. Así mismo, el indicador es sensible a la presencia o ausencia de las distintas poblaciones o comunidades de peces tenidas en cuenta al momento del monitoreo, debido a la alta variabilidad a corto plazo sujeta a las mismas limitantes climáticas o a la historia misma de vida de las especies. Por el contrario, los cambios en las coberturas coralinas, tienden, a no ser por sucesos de degradación masiva, sino por cambios menores relativamente estables en el tiempo. En cualquier caso, siempre se dará una explicación de los resultados finales del índice con base en las observaciones de campo.

## 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%.

4. Indicador de condición-tendencia para pastos marinos – ICT<sub>PM</sub>

Definición e importancia del indicador

El indicador de condición tendencia de pastos marinos (ICT<sub>PM</sub>) 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* sp. y/o afectación por invertebrados) en un sólo valor numérico.

La fórmula del ICT<sub>PM</sub> 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 14, Tabla 15, Tabla 16) 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 17).

$$\text{ICT}_{\text{PM}} = \left(\frac{D}{V_{\text{ref}D}}\right)^{0,30} * \left(\frac{DH}{V_{\text{ref}DH}} + \frac{DCO}{V_{\text{ref}DCO}} + \frac{DC}{V_{\text{ref}DC}}\right)^{0,60} * \left(\frac{L}{V_{\text{ref}L}}\right)^{0,10} \quad (\text{Ecuación 1})$$

D= Densidad de vástagos por m<sup>2</sup> convertido según Vref D= Valor de referencia de Densidad de vástagos  
 DH= Densidad de Herbívoros por m<sup>2</sup> convertido según Vref DH= Valor de referencia de Densidad de herbívoros  
 DCO= Densidad de detritívoros/omnívoros por m<sup>2</sup> convertido según Vref DCO= Valor de referencia de Densidad de detritívoros/omnívoros  
 DC= Densidad de Carnívoros por m<sup>2</sup> 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 14. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (Vástagos/m<sup>2</sup>) para praderas de pastos marinos monoespecíficas o mixtas con mayor proporción de *Thalassia testudinum*.

Condición general de referencia para densidad de vástagos de <i>Thalassia testudinum</i>	Equivalente para el (ICT <sub>PM</sub> )	Densidad de vástagos/m <sup>2</sup>
Deseable	5	>400
Buena	4	288,1-400
Regular	3	176,1-288
Alerta	2	96,1-176
No deseable	1	<125

Tabla 15. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (vástagos/m<sup>2</sup>) para praderas de pastos marinos mixtas dominadas por *Syringodium filiforme*.

Condición general de referencia para densidad de vástagos en praderas mixtas	Equivalente para el (ICT <sub>PM</sub> )	Densidad de vástagos/m <sup>2</sup>
Deseable	5	>240
Buena	4	144,1-240
Regular	3	288-176,01
Alerta	2	96,01-176
No deseable	1	<125

4. Indicador de condición-tendencia para pastos marinos – ICT<sub>PM</sub>Tabla 16. Escala de valoración preliminar de referencia para la afectación de *Labyrinthula* spp. del indicador de condición-tendencia pastos marinos– ICT<sub>PM</sub>.

Condición general de referencia de pastos marinos	Equivalente para el (ICT <sub>PM</sub> )	% de afectación	% mortalidad/ estación
Deseable	5	< 30	0-5
Buena	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 17. Escala ejemplo de valoración integral del indicador de condición-tendencia de pastos marinos – ICT<sub>PM</sub>.

Condición general de integridad biótica en pastos marinos	Valor ICT <sub>PM</sub>
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 del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas de Colombia SAMP: Caribe continental PNN Tayrona y PNN Corales del Rosario y San Bernardo, PNN Bahía Portete Kaurrele, y en el Caribe insular islas de San Andrés y Providencia, PNN-Old Providence McBean Lagoon, además de información tomada de caracterizaciones de este ecosistema bajo el mismo protocolo en los departamentos del Chocó Caribe y La Guajira.

## Periodo reportado

El reporte que se realiza en este informe corresponde a la información levantada en el Parque Nacional Natural Portete (2015-2019), La Guajira (2015-2019), Parque Nacional Natural Tayrona (2013-2020), Parque Nacional Natural Corales del Rosario: Sector San Bernardo (2013-2017), Parque Nacional Natural Corales del Rosario: Sector Rosario (2013-2018), Chocó Darién (2015-2017), Isla de San Andrés (2016-2020), Isla de Providencia (2016-2020) y Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon (2014-2017).

## Reporte o cálculo del indicador

En la Figura 42 se reportan los porcentajes históricos pertenecientes a las calificaciones de estado que han recibido cada una de las áreas de monitoreo teniendo en cuenta las variables evaluadas del ICT<sub>PM</sub>: densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y en la Figura 42 porcentaje (%) de afectación por el hongo *Labyrinthula* sp.

Esta información se obtuvo a partir de los monitoreos realizados en 19 estaciones de pastos marinos a lo largo del Caribe colombiano en las siguientes localidades: Parque Nacional Natural Portete, La Guajira, Parque Nacional Natural Tayrona, Parque Nacional Natural Corales del Rosario: Sector San Bernardo, Parque Nacional Natural Corales del Rosario: Sector Rosario, Chocó Darién, Isla de San Andrés, Isla de Providencia y Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon.

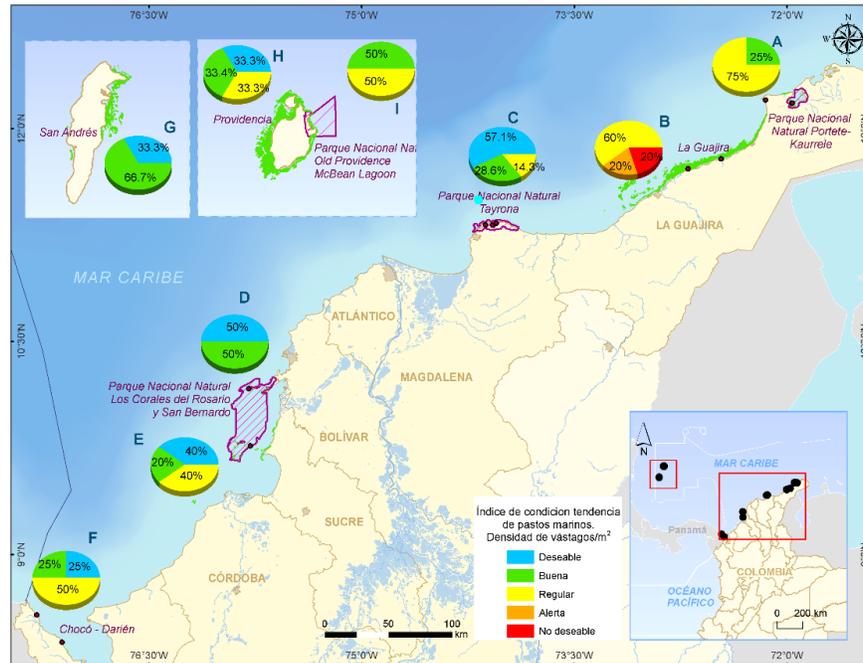


Figura 41. Mapa de las estaciones de monitoreo de pastos marinos y porcentajes de la calificación histórica del ICT<sub>PM</sub> – Densidad de vástagos/m<sup>2</sup> A) Parque Nacional Natural Portete (2015-2019) B) La Guajira (2015-2019) C) Parque Nacional Natural Tayrona (2013-2020) D) Parque Nacional Natural Corales del Rosario: Sector San Bernardo (2013-2017) E) Parque Nacional Natural Corales del Rosario: Sector Rosario (2013-2018) F) Chocó Darién (2015-2017) G) Isla de San Andrés (2016-2020) H) Isla de Providencia (2016-2020) I) Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon (2014-2017) (LABSIS, 2020).

4. Indicador de condición-tendencia para pastos marinos – ICT<sub>PM</sub>

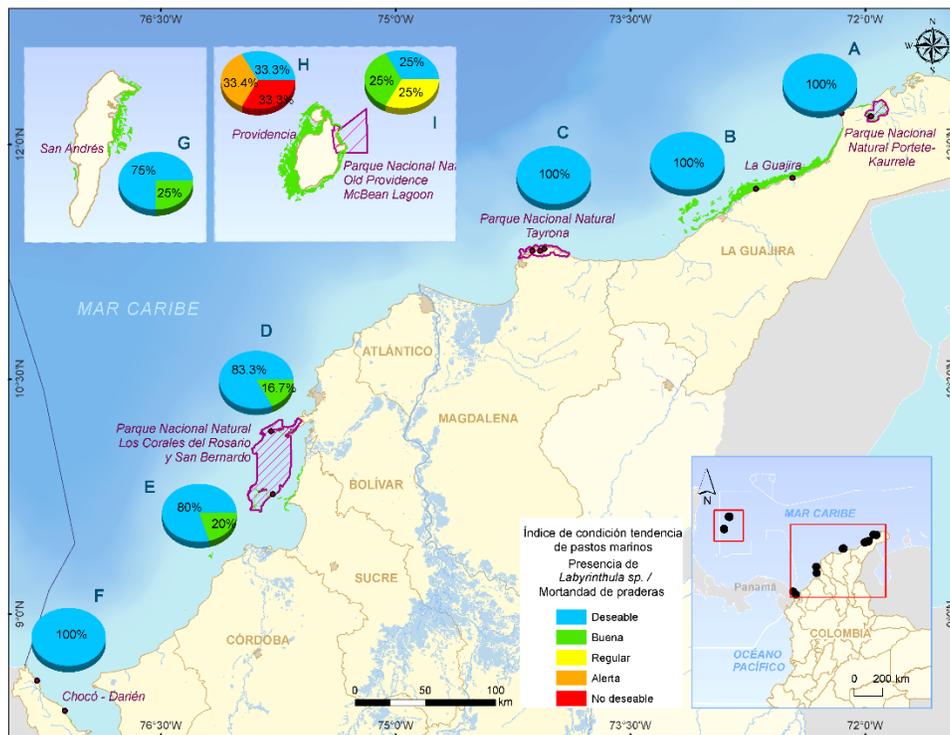


Figura 42. Mapa de las estaciones de monitoreo de pastos marinos y porcentajes de la calificación histórica del ICT<sub>PM</sub> – afectación por *Labyrinthula sp.* de A) Parque Nacional Natural Portete (2015-2019) B) La Guajira (2015-2019) C) Parque Nacional Natural Tayrona (2013-2020) D) Parque Nacional Natural Corales del Rosario: Sector San Bernardo (2013-2017) E) Parque Nacional Natural Corales del Rosario: Sector Rosario (2013-2018) F) Chocó Darién (2015-2017) G) Isla de San Andrés (2016-2020) H) Isla de Providencia (2016-2020) I) Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon (2014-2017) (LABSIS, 2020).

Interpretación de los resultados

PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO

Este Parque Nacional fue el segundo en instaurar el monitoreo de pastos marinos con la metodología SeagrassNet adaptada para Colombia (Gómez-López *et al.*, 2014a). Por ser parte de un archipiélago sobre la plataforma continental, se presenta como referencia del comportamiento de este ecosistema en un área con influencia mixta entre el continente y mar abierto. Se ubicaron dos estaciones en isla Rosario y en isla Mangle.

La estación de isla Mangle ubicada en el sector de San Bernardo dentro del Parque, se caracterizó por mantener un estado “deseable” durante los años de monitoreo en la variable de afectación por el hongo *Labyrinthula spp.* (Figura 43), registrando un bajo porcentaje casi nulo de contagio. Además, la variable de densidad de vástagos reportó alta calificación hasta el año 2017 en el que se registró un descenso significativo, en el cual uno de los transectos de la estación desapareció por completo bajando al estado “alerta”. Lo anterior se podría explicar como un proceso natural de la pradera ya que no se evidenciaron daños mecánicos en la zona y se volvió a evidenciar en la siguiente visita a la zona.

Esta estación se visitó los años 2015, 2016, 2017 y 2018 donde se contaron todas las especies de peces observadas con sus respectivas abundancias. En esa localidad se han listado 32 especies pertenecientes a 20 familias.

4. Indicador de condición-tendencia para pastos marinos – ICT<sub>PM</sub>

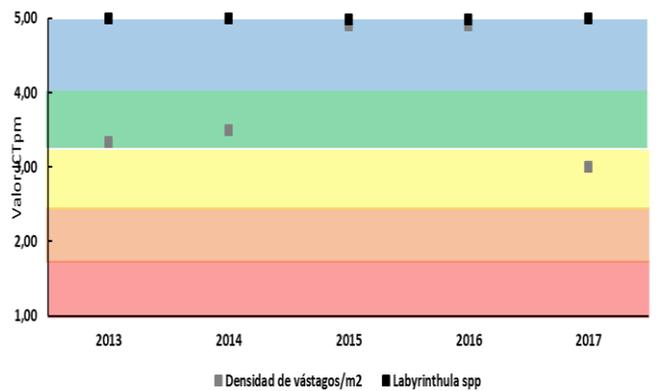


Figura 43. Valores ICT<sub>PM</sub> de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* spp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para la estación ubicada en el PNN Corales del Rosario y San Bernardo sector San Bernardo entre 2013 y 2017.

A través de los años de muestreo las familias más importantes por su riqueza y abundancia son Scaridae, la cual presenta los mayores valores en los dos atributos. Está representada por siete especies de las cuales *Scarus iseri* es la más abundante debido al uso del ecosistema por parte de los individuos juveniles de la especie ya que allí encuentran refugio y alimento, para posteriormente moverse hacia el arrecife y terminar la vida adulta en ese ecosistema. De igual forma la especie *Sparisoma radians* es un habitante frecuente, no sólo en esta pradera, si no en todas las praderas del país. Puede decirse que es la especie típica de praderas de pastos marinos en el Caribe colombiano; la familia Labridae también es un componente importante del ecosistema de pastos marinos, tanto los juveniles de *Halichoeres bivittatus* como de *H. poeyi* presentan abundancias elevadas en los censos realizados. *H. poeyi* es otra de las especies más frecuentes en las praderas de nuestro Caribe, probablemente las abundancias registradas estén por debajo de los valores reales ya que es una especie que en sus estados juveniles se parece mucho a una hoja de *Thalassia testudinum*, es verde, largo y deprimido dorsoventralmente, lo cual nos habla de la importancia del hábitat para la evolución y mantenimiento de la especie; y los Haemulidae, representados por dos especies (*Haemulon flavolineatum* y *H. plumieri*), también son un componente importante de las praderas de pastos, principalmente de aquellas con cercanía y conectividad a ecosistemas de manglar y arrecifes de coral.

Por otra parte la estación de isla Rosario ubicada en el sector Rosario registró variaciones en su densidad, presentando la calificación más alta “deseable” entre los años 2015 y 2016 (Figura 44) y que nuevamente se establece como “bueno” hasta el último monitoreo en 2018. La variable de afectación por *Labyrinthula* sp. no registró una tendencia a través de los años debido a que su comportamiento fue constante, exceptuando el año 2018 en el que su porcentaje aumentó y este se calificó en el estado “bueno” siendo ésta aún una calificación positiva.

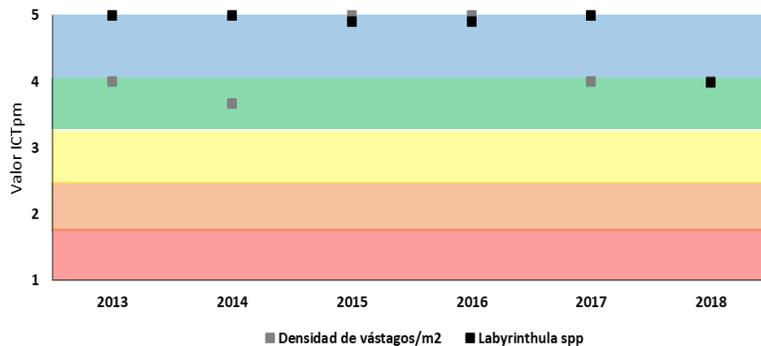


Figura 44. Valores ICT<sub>PM</sub> de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* sp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para la estación ubicada en el PNN Corales del Rosario y San Bernardo sector Rosario entre 2013 y 2018.

#### 4. Indicador de condición-tendencia para pastos marinos – ICT<sub>PM</sub>

Esta estación ha sido muestreada durante cuatro años (2015, 2016, 2017 y 2018) en los cuales se han censado todas las especies ícticas observadas al igual que se han registrado las abundancias. En esa pradera han sido censadas 42 especies de peces pertenecientes a 23 familias.

Las familias más importantes en cuanto a riqueza y abundancia en la estación de monitoreo de isla Rosario son Scaridae, la cual presenta seis especies, de las cuales *Sparisoma radians* es la más abundante. Esta especie pasa todo su ciclo de vida en el ecosistema de pastos marinos donde encuentra refugio en la matriz tridimensional generada por las especies constituyentes. De igual manera, es una especie que se alimenta preferiblemente de hojas de *Thalassia testudinum* colonizadas por epífitas, por lo que es una especie frecuente de praderas dominadas por esa especie. Así mismo, los juveniles de *Scarus iseri* también son usuarios abundantes de las praderas de isla Rosario; la familia Labridae también es un componente importante de los pastos marinos, se han observado cuatro especies de las cuales los juveniles de *Halichoeres bivittatus* y *H. poeyi* son las más abundantes. Se sabe que los individuos de estas especies se alimentan de microcrustáceos que están asociados al sustrato de las praderas; al igual que en otras praderas contiguas a ecosistemas de manglar y/o arrecifes, los Haemulidae son un componente importante de la comunidad íctica en esta localidad, donde cuatro especies han sido censadas, de las cuales *Haemulon aurolineatum* y *H. flavolineatum* son las que tienen mayor aporte en cuanto a las abundancias.

#### PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA

Las praderas del Parque se han caracterizado por presentar alta densidad de vástagos, especialmente en la bahía de Chengue que ha presentado los valores más altos para el área. Lo anterior se ve representado en la dinámica de la pradera, que ha registrado un estado “deseable” que se ha mantenido desde el primer año de monitoreo hasta el año 2016 (Figura 45), dinámica que se vio alterada en el 2018, año en que se registraron eventos de sepultamiento por alta sedimentación y fraccionamiento de la pradera (presuntamente por arrastre de anclas de embarcaciones menores) en las estaciones de Neguanje y Chengue respectivamente. Pese a lo anterior, en el último monitoreo realizado en el 2020 se evidenció una recuperación en las praderas clasificándose como “bueno” nuevamente. La afectación por *Labyrinthula* sp. por otro lado, permaneció “deseable” durante todos los años de monitoreo.

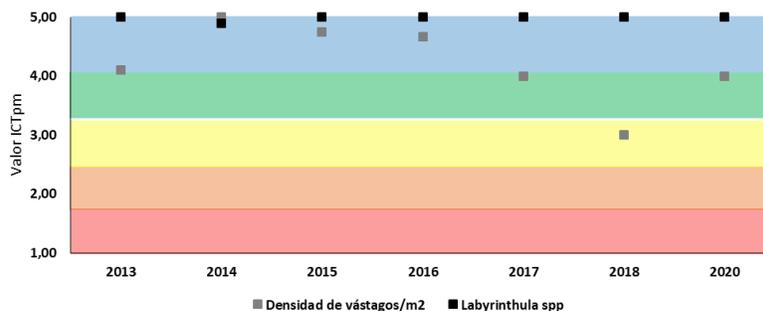


Figura 45. Valores ICT<sub>PM</sub> de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* sp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para la estación ubicada en el PNN Tayrona entre 2013 y 2020.

Las estaciones del PNN Tayrona son las que más han sido muestreadas. Hay tres estaciones instaladas en diferentes bahías del PNN y han sido monitoreadas en los años 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 y 2020. La comunidad íctica está representada por 71 especies pertenecientes a 29 familias. El elevado número de especies en esta localidad se atribuye a la cercanía a los ecosistemas de manglar y de arrecifes coralinos que, al interior de las bahías funcionan como un mosaico de ecosistemas que en algunas ocasiones se entremezclan y hacen posible observar especies poco frecuentes en el ecosistema de praderas de pastos. Dentro de las estaciones se encuentran varias colonias de corales masivos, así como corales de fuego, por lo que es frecuente observar gran cantidad de especies arrecifales como los loros *Sparisoma viride*, *S. rubripinne* o *S. aurofrenatum* los cuales son frecuentes en los arrecifes del Tayrona aledaños a la estación de pastos. Igualmente, las damiselas *Stegastes adustus* o *S. planifrons* son ejemplo de peces típicamente arrecifales que se pueden observar en la pradera debido a esa diversidad en el paisaje y el ciclo ontogénico de las mismas.

4. Indicador de condición-tendencia para pastos marinos – ICT<sub>PM</sub>

Las familias más importantes respecto a la riqueza y abundancia son Scaridae, la cual está representada por siete especies, de las cuales *Sparisoma radians* es la más frecuente y abundante. Así mismo, es habitual observar varios individuos juveniles de *S. viride*, *S. aurofrenatum* y de *Scarus iseri*, que son especies arrecifales pero que usan en mayor o menor medida la pradera en su ontogenia; la familia Labridae también es un grupo importante dentro de las praderas de esta localidad, individuos juveniles de las especies *Halichoeres bivittatus*, *H. maculipinna* o *H. poeyi* son observados con frecuencia y en abundancias considerables; los Haemulidae son otra familia que resalta tanto por la riqueza (siete especies del género *Haemulon*) como por la abundancia. Es sabido que los juveniles usan frecuentemente la pradera como salacuna ya que allí encuentran protección y alimento.

## LA GUAJIRA

La Guajira es el área con mayor abundancia de pastos en la zona somera de la plataforma continental que en conjunto reúne más del 80,2% del total de las praderas existentes en el Caribe colombiano, además se ha caracterizado por reportar valores bajos de densidad como se puede observar en la Figura 46, donde las estaciones varían entre los estados “regular” y “alerta” reportando para 2016 los valores más bajos, esto fue provocado porque las estaciones con *Thalassia testudinum* se encontraban aproximadamente a 400 metros del litoral costero mar adentro, y las plantas se presentaron en un estado más maduro coincidente con menor densidad por área. La estación del cabo de la Vela (más cercana a la costa) no se monitoreó en el año 2016, debido a que el coletazo del huracán Mathew en septiembre de ese mismo año, desapareció la pradera de pastos marinos, mientras que las demás estaciones (costa afuera) se mantuvieron relativamente intactas, estas a diferencia de la del cabo de la Vela fueron instaladas en el 2016. Para el año 2018 se instaló nuevamente otra estación en el cabo de la Vela (cabo Nuevo) en el área donde aún se conservaba una pequeña porción de la pradera afectada, razón por la cual únicamente se pudieron ubicar algunos transectos. Pese a esto, la calificación para esta zona continúa siendo baja, porque aún se encuentra en proceso de recuperación luego del paso del coletazo del huracán Mathew. Al igual que el PNN Tayrona esta área no presentó afectaciones por *Labyrinthula* spp.

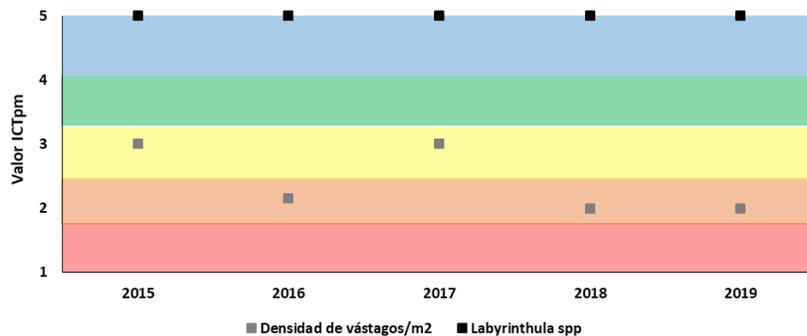


Figura 46. Valores ICT<sub>PM</sub> de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* spp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para la estación ubicada en La Guajira entre 2015 y 2019.

Las estaciones en La Guajira han sido monitoreadas en los años 2015, 2016, 2017, 2018 y 2019. En los años de monitoreo han sido censadas 48 especies pertenecientes a 21 familias de peces.

Las familias más importantes en cuanto a riqueza y abundancia de la comunidad íctica observada en esta localidad son Haemulidae con cinco especies del género *Haemulon*, de las cuales *H. aurolineatum* es la más importante por sus altas abundancias. Esto se debe básicamente a que en algunos monitoreos han sido observados grandes grupos de esta especie forrajeando sobre la pradera. Si bien no es una especie que en estado adulto permanezca en la pradera, sí lo hacen en estadios juveniles, al igual que en la adultez frecuentan el ecosistema en busca de alimento. De igual forma han sido observados individuos juveniles de *H. bonariense*, *H. flavolineatum*, *H. plumierii* y *H. sciurus*, lo cual es muestra de la importancia del ecosistema para la familia; en cuanto a los pertenecientes a Scaridae está representada por 5 especies, de las cuales *Sparisoma radians* es la más abundante. Como se ha mencionado, esta es la especie más frecuente en las praderas del Caribe colombiano ya que es la única que permanece durante todo su ciclo de vida (desde que se asientan) en la pradera; los Labridae también son un grupo importante en las praderas de esta localidad, están representados por juveniles de *Halichoeres bivittatus*, *H. maculipinna* y *H. poeyi*, los cuales son consumidores de microcrustáceos habitantes del sustrato y raíces de las praderas.

4. Indicador de condición-tendencia para pastos marinos – ICT<sub>PM</sub>

## PARQUE NACIONAL NATURAL BAHÍA PORTETE-KAURRELE

En el PNN Portete en el año 2015 se instaló la primera estación, siendo la calificación inicial “buena” para el atributo de densidad (Figura 47). En los años siguientes se registró un descenso marcado posicionándola en la categoría “alerta”, la cual se ha mantenido hasta el último monitoreo llevado a cabo en 2019, que incluyó la información de una segunda estación dentro del Parque. Esta nueva estación se caracterizó por su composición mixta y gran abundancia de la especie *Syringodium filiforme*, razón por la cual se evaluó su estado con los valores de referencia respectivos (Tabla 15). Los valores de afectación por *Labyrinthula* spp. se mantuvieron bajos obteniendo la calificación “deseable” durante todos los años evaluados. Los valores aparentemente en decadencia en esta estación, se han adjudicado a que las plantas son maduras y de hoja larga, lo cual enmascara los espacios amplios que hay entre vástagos y que al contabilizar las plantas una a una, revelan baja densidad.

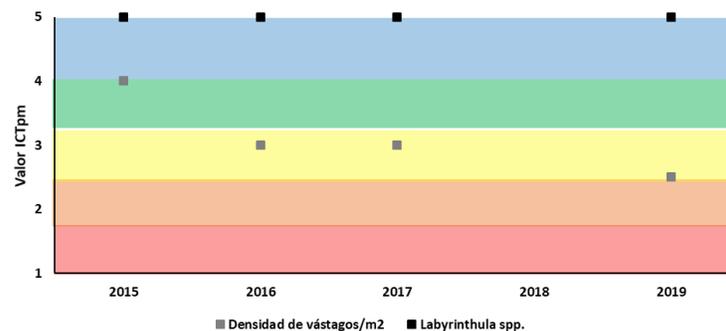


Figura 47. Valores ICT<sub>PM</sub> de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* spp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para la estación ubicada en el PNN Bahía Portete-Kaurrele entre 2015 y 2019.

Estas estaciones han sido visitadas los años 2015, 2016, 2017 y 2019 donde se llevaron a cabo censos visuales de la ictiofauna y se registraron todas las especies observadas con sus respectivas abundancias. En esta estación han sido observadas 26 especies pertenecientes a 14 familias.

La ictiofauna observada en Portete es diferente a todas las praderas muestreadas de Colombia. Si bien cada una presenta una composición particular, donde la comunidad íctica es propia de cada pradera, en términos generales hay unas familias que son las más dominantes en todas las localidades muestreadas. Las familias más importantes en cuanto a riqueza y abundancia de las praderas de bahía Portete son Gobiidae con cinco especies, de las cuales, *Coryphopterus glaucofraenum* y *Microgobius signatus* han sido las más abundantes durante los años de monitoreo; la familia Sparidae, representada únicamente por *Archosargus rhomboidalis* adquiere una importancia relevante debido a las altas abundancias registradas durante todos los años de muestreo. De igual manera, esta es una especie importante en la pesca artesanal local, donde los pobladores la conocen como mojarra; le sigue la familia Haemulidae con la abundancia combinada de las cinco especies presentes; por último, se encuentra la familia Scaridae, la cual es la más importante en la mayoría de las praderas estudiadas, sin embargo, en Portete, las cuatro especies listadas, no presentan las abundancias de otras localidades, siendo *Sparisoma radians* y *Cryptotomus roseus* las mejor representadas.

## CHOCÓ DARIÉN

Las dos estaciones ubicadas en el Chocó han sido monitoreadas tres años consecutivos desde el 2015 hasta el 2017, registraron su calificación más alta para el atributo de densidad en el año 2016, contrario a los demás años de monitoreo en que se reportaron los más bajos situando su calificación en “alerta” (Figura 48). Pese a esto, no se encontraron evidencias que indiquen que esta baja densidad sea debido a alguna afectación mecánica, lo que podría atribuirse a la estructura natural de estas praderas. Por otra parte, los valores de la variable de afectación por *Labyrinthula* sp. expresaron una calificación “deseable” frente al contagio, es decir, un muy bajo registro de este a lo largo de las estaciones durante todos los años de estudio.

4. Indicador de condición-tendencia para pastos marinos – ICT<sub>PM</sub>

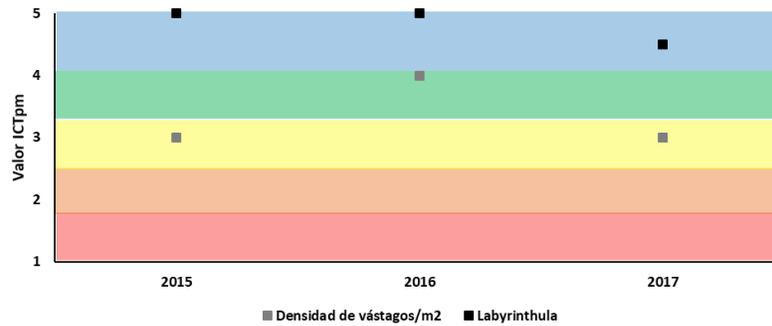


Figura 48. Valores ICT<sub>PM</sub> de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* sp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para la estación ubicada en el Chocó Darién entre 2015 y 2017.

En el Chocó se han llevado a cabo censos de riqueza y abundancia de la comunidad íctica presente. En esa localidad se han contado 47 especies pertenecientes a 23 familias.

A través de los años de muestreo las familias más importantes por su riqueza y abundancia son Labridae por la abundancia combinada de las cinco especies presentes, principalmente *Halichoeres maculipinna* y *H. bivittatus* las cuales se observan en sus estadios juveniles; le sigue en orden de importancia Scaridae, también con cinco especies, de las cuales las más abundantes han sido *Sparisoma radians* y *Scarus iseri*, la primera de ellas es la típica especie de las praderas de pastos, mientras que *S. iseri* es observada en pequeños grupos de juveniles alimentándose de las algas epifitas; los roncós Haemulidae también son representantes importantes de estas praderas por la abundancia de las tres especies observadas, de las cuales las mayores abundancias se observaron en *Haemulon aurolineatum* la cual puede ser vista alimentándose en grandes grupos; finalmente, los Lutjanidae están representados por tres especies de las cuales la más abundante es *Lutjanus synagris* de la cual se observaron varios individuos juveniles sobre la pradera.

PARQUE NACIONAL NATURAL OLD PROVIDENCE McBEAN LAGOON

Las praderas del Parque se han caracterizado por presentar densidad alta, ello se ve representado en los valores producto de los monitoreos, que para todos los años han tenido una calificación buena. Del mismo modo, la presencia de *Labyrinthula* spp. ha sido baja a través de los años, especialmente en 2016 donde la calificación fue “deseable”, en el caso de los demás años, ésta tuvo una calificación de “buena”. Ello refleja que el área en líneas generales ha presentado una buena condición que se ha mantenido a través de los años sin cambios drásticos.

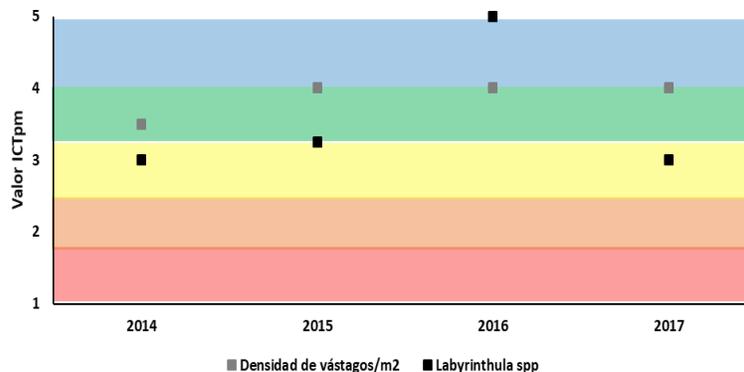


Figura 49. Valores ICT<sub>PM</sub> de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* spp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para la estación ubicada en el Old Providence McBean Lagoon 2014 y 2017.

4. Indicador de condición-tendencia para pastos marinos – ICT<sub>PM</sub>

Dentro de la zona del Parque, la presencia de individuos de la familia Scaridae ha sido notoria con el paso de los años, sobresaliendo de forma evidente con respecto a las demás. En este sentido, *Sparisoma radians* y *Scarus iseri* destacan como las más conspicuas, situación que suele ser común en las praderas del Caribe colombiano. Las familias Haemulidae y Labridae la secundan, principalmente por la presencia de especies como *Haemulon flavolineatum*, *H. sciurus* para el primer caso, y de *Halichoeres bivittatus* y *Thalassoma bifasciatum* para el segundo. Cada una de estas especies suelen hacer parte de los inventarios asociados a este tipo de ecosistemas, y a través de los monitoreos sistemáticos estas se han mantenido en valores similares con el paso de los años.

## PROVIDENCIA

Las praderas que rodean la isla de Providencia han presentado densidades relativamente más bajas en comparación a otras zonas del Caribe, especialmente en aquellas estaciones ubicadas hacia el margen oeste de la misma. Ello explica la razón por la que los monitoreos de años anteriores presenten una calificación de “no deseable” y “alerta” para 2016 y 2018 respectivamente (Figura 50). El caso de 2020 es comparativamente distinto, teniendo en cuenta que por los efectos adversos generados por la tormenta ETA, solo fue posible evaluar una estación (McBean), la cual históricamente ha presentado densidad más alta, lo que se refleja en la calificación “deseable” reportada para ese año. Por otro lado, se ha hecho menos recurrente la afectación por *Labyrinthula* spp., disminuyendo año a año su presencia a través de las distintas praderas, al punto de presentar en el último año una calificación “deseable” para la única estación monitoreada.

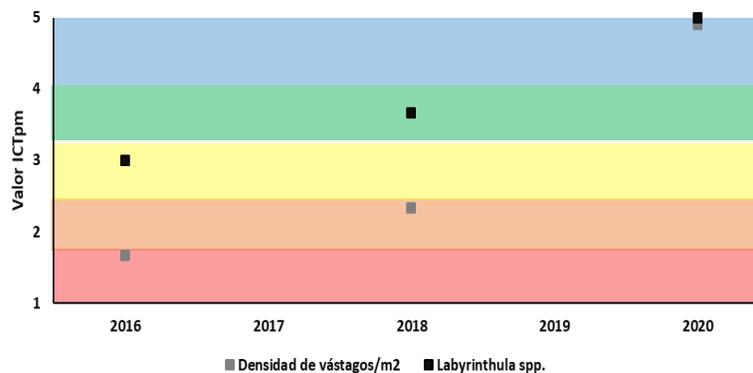
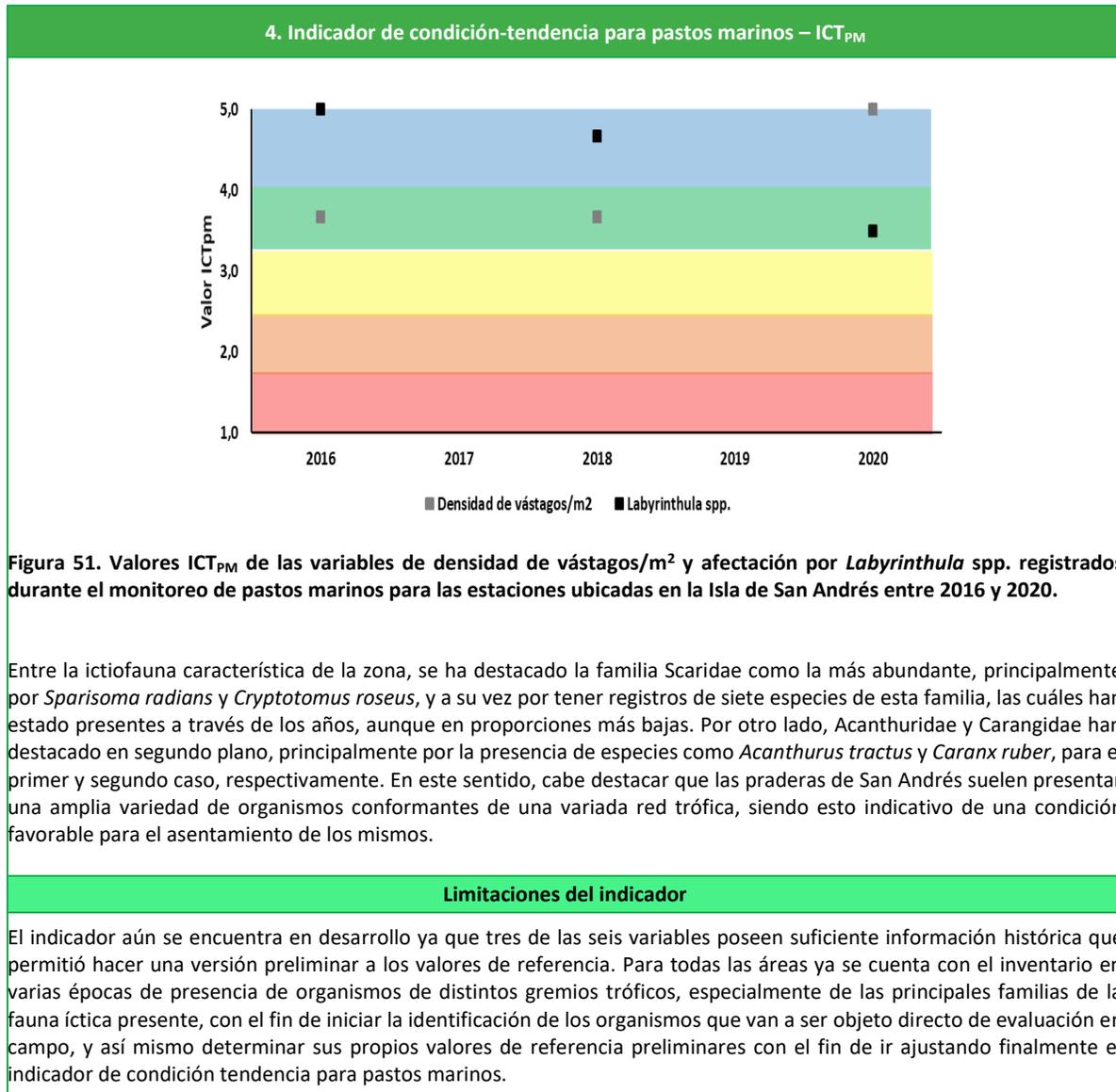


Figura 50. Valores ICT<sub>PM</sub> de las variables de densidad de vástagos/m<sup>2</sup> y afectación por *Labyrinthula* sp. registrados durante el monitoreo de pastos marinos para las estaciones ubicadas en la Isla de Providencia entre 2016 y 2020.

Por otro lado, de forma similar a lo que sucede en la zona dentro del PNN, la presencia de la familia Scaridae ha sido evidente con el paso de los años en los que se han monitoreado estas praderas, principalmente por la presencia de *Sparisoma radians*, *S. viride* y en menor medida de *Cryptotomus roseus*, esta última mucho más frecuente en estas estaciones. Del mismo modo, Haemulidae y Labridae destacan como las siguientes familias más frecuentes y abundantes, la primera principalmente por *Haemulon sciurus*, y la segunda (con presencia de hasta 9 especies), siendo *Halichoeres maculipinna* y *H. bivittatus* las más destacadas. Estas especies se han registrado de forma periódica en proporciones similares, evidenciando una condición favorable para ellas en el tiempo.

## SAN ANDRÉS

Las praderas de San Andrés suelen caracterizarse por su belleza paisajística y amplia variedad de organismos asociados producto de una condición favorable en el área, reflejo de ello son los valores de densidad que históricamente ha tenido esta zona, los cuáles han tenido una calificación de “buena” para 2016 y 2018, y “deseable” para 2020 (Figura 51). Para el caso de ese último año, cabe aclarar que, por el paso del huracán Iota en las fechas de campaña, solo se pudieron monitorear dos de las tres estaciones allí presentes. Por otro lado, los valores de presencia de *Labyrinthula* spp. se han mantenido bajos a lo largo de los años, evidenciando una afectación baja y en algunos casos nula en estas praderas, reflejada en las calificaciones “buena” y “deseable” resultantes de las diferentes campañas de monitoreo.



## Manglares

Los manglares están conformados por un componente arbóreo y arbustivo que coloniza la línea de costa a lo largo de las zonas tropicales y subtropicales del planeta (Woodroffe *et al.*, 2016); 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 desarrollan 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 el aumento de la temperatura del mar, han llegado a colonizar las costas de latitudes más al norte y al sur (Yáñez-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 (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2014); por lo que el ecosistema de manglar ha llegado a considerarse como un “ecosistema-centinela” frente al impacto del cambio climático en el golfo de México (Yáñez-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, 2015a). 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<sup>-1</sup> y para la costa del Pacífico de 1,4 mm año<sup>-1</sup> (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 52). En el Caribe, se encuentran cinco de las ocho especies de mangle registradas para el país (Tabla 18), 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, 2018). 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 Marirrio.

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, 2018); 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%.

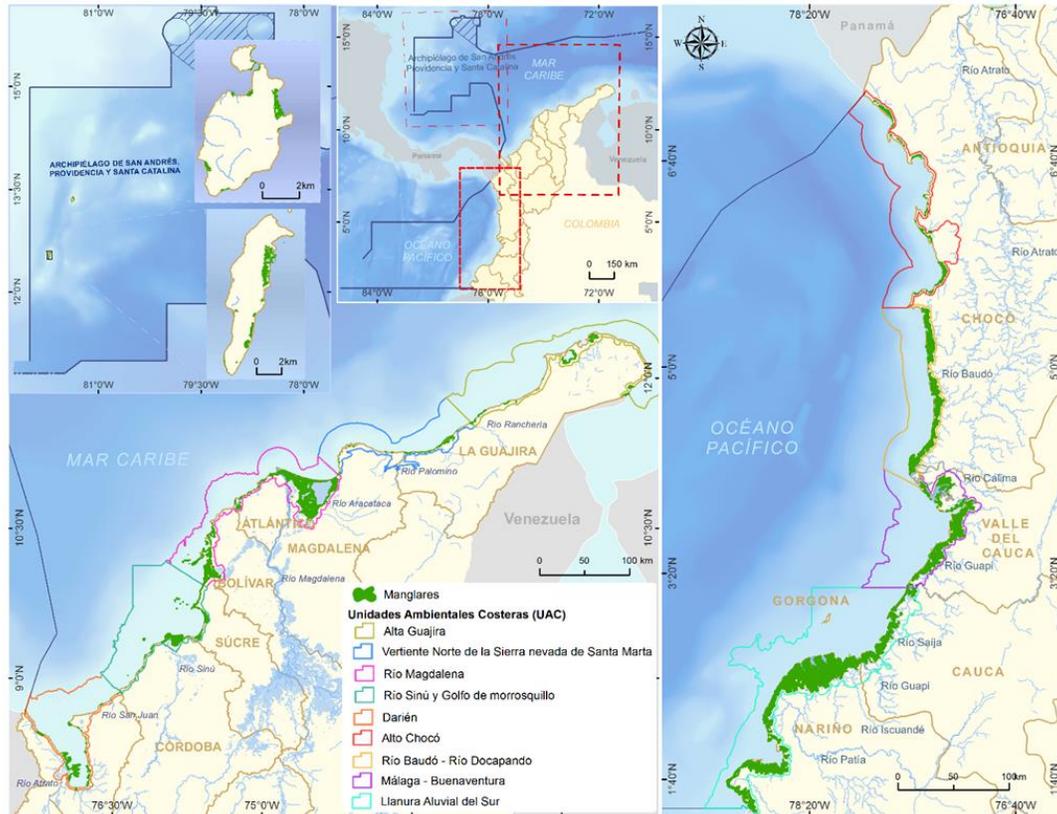


Figura 52. Distribución de los manglares en Colombia (Litoral Pacífico, litoral Caribe y Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina,). Esta imagen es una representación gráfica de la ubicación aproximada de los bosques de manglar en el país y tiene únicamente fines ilustrativos (LABSIS, 2020).

Tabla 18. 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	<i>Rhizophora mangle</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Rhizophora harrisonii</i> *								X	X	X	X	X	
	<i>Rhizophora racemosa</i>									X <sup>NC</sup>	X <sup>NC</sup>	X <sup>NC</sup>	X <sup>NC</sup>	
Combretaceae	<i>Laguncularia racemosa</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
	<i>Conocarpus erectus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	
Acanthaceae**	<i>Avicennia germinans</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Tetrameristaceae**	<i>Pelliciera rhizophorae</i>					X	X	X	X	X	X	X	X	
Caesalpiniaceae	<i>Mora oleifera</i>									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).

5. Indicador de extensión: cambio en la cobertura (Ie)
<b>Definición e importancia del indicador</b>
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 correspondiente fecha anterior.
<b>Fuente de los datos e información</b>
<p>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 usando los datos generados de la interpretación y análisis de imágenes satelitales entre 1956-2018 a escala 1:50.000 y entre 2017-2020 a escala 1:25.000, 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 cual cuenta con los insumos necesarios para tal fin.</p> <p>Para los próximos años se espera que se puedan generar datos de extensión de los bosques de manglar del país, teniendo en cuenta que el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 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 - 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"). 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 (<a href="http://sigma.invermar.org.co">http://sigma.invermar.org.co</a>), que cuenta dentro de sus herramientas con un geovisor que permitiría la inclusión de la información.</p>
<b>Periodo reportado</b>
Para la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) el periodo de análisis contempla desde el año 1956 hasta 2020.
<b>Reporte o cálculo del indicador</b>

Tabla 19. Indicador de extensión (Ie) de los bosques de manglar, caso “Ciénaga Grande de Santa Marta-CGSM” entre 1956 y 2019 a escala 1:50.000.

Año	Línea base (ha)	Porcentaje de manglar vivo respecto al periodo inicial (%)	Ie manglar (ha)
1956	51.150	100	NA
1968	49.060	95,9	-2.090
1987	30.340	59,3	-18.720
1993	26.440	51,7	-3.900
1995	22.580	44,1	-3.860
1997	23.770	46,5	1.190
1999	25.750	50,3	1.980
2001*	29.139	57,0	3.389
2003*	26.683	52,2	-2.456
2007*	29.510	57,7	2.827
2009*	35.581	69,6	6.071
2011*	38.514	75,3	2.933
2013*	39.535	77,3	1.021
2015*	39.291	76,8	-244
2017**	31.876	62,3	-7.415
2018*	34.365	67,2	2.489
2019*	35.379	69,2	1.014

\* 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 20. Indicador de extensión (Ie) de los bosques de manglar, caso “Ciénaga Grande de Santa Marta-CGSM”. entre 2017 y 2020 a escala 1:25.000.

Año	Línea base (ha)	Ie manglar (ha)
2017	33.505	NA
2018	36.539	3.034
2020	39.699	3.160

## 5. Indicador de extensión: cambio en la cobertura (Ie)

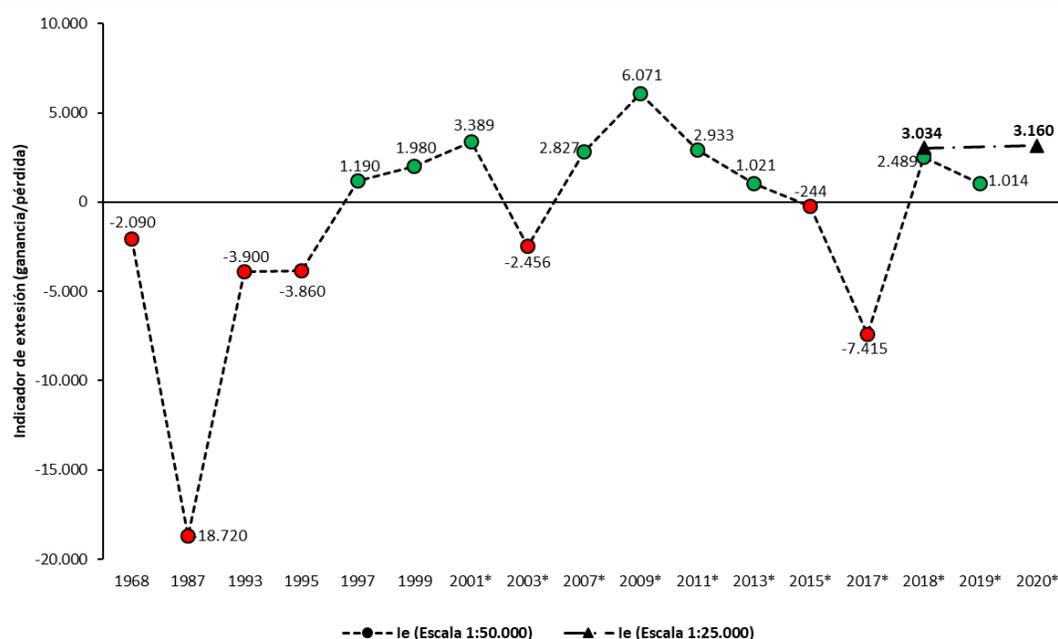


Figura 53. Índice de extensión en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). Los círculos y triángulos representan el cambio en cobertura respecto al año inmediatamente anterior. Los círculos rojos representan las pérdidas y los círculos verde las ganancias de cobertura de manglar estimados a escala 1:50.000, mientras los triángulos negros representan las ganancias de cobertura estimados a escala 1:25.000. Para conocer el valor de cobertura global para cada año consulte la Tabla 19 y Tabla 20.

## Interpretación de los resultados

El Indicador de extensión de manglar (Ie) en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) estimado a partir de la interpretación de imágenes a escala 1:50.000 evidencia una pérdida de cobertura de manglar entre 1956 y 1995; alcanzando la mayor pérdida durante 1987 (18.170 ha), año en el cual la CGSM registra la menor cobertura histórica (22.580 ha). Entre 1997 y 2001 la cobertura se recupera, alcanzando una ganancia de 3.389 ha durante este último año; posteriormente, durante el 2003 se registra una disminución de 2.456 ha. Entre 2007 y 2013 el arbolado tiende a recuperarse, alcanzando un aumento durante 2009 de 6.071 ha. Pero se presenta una disminución entre 2015 y 2017 alcanzando durante este último año una pérdida de 7.415 ha. Por último, entre 2018 y 2019 la cobertura de manglar ha evidenciado una recuperación del bosque (Tabla 19, Figura 53). Adicionalmente, La estimación del Indicador de extensión de manglar (Ie) en la CGSM mediante el procesamiento e interpretación imágenes a escala de 1:25.000, también evidencian una ganancia de cobertura entre 2017 y 2020 (Tabla 20, Figura 53). Se puede resaltar que 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 que permite registrar parches de manglar de menor tamaño.

La recuperación en la cobertura del manglar posterior a 1995 (Tabla 19, Figura 53), está relacionada con las obras hidráulicas realizadas mediante el proyecto PROCIEÑAGA, las cuales favorecieron el ingreso de agua dulce al sistema beneficiando el desarrollo del bosque. Las pérdidas de cobertura vegetal durante 2015 (Tabla 19, Figura 53), son atribuidos 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, y por 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 (Tabla 19, Figura 53), 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, 2017b).

5. Indicador de extensión: cambio en la cobertura (Ie)

Desde el año 2017 se ha evidenciado un incremento en la densidad de plántulas, lo cual podría explicar el aumento en la cobertura de manglar presentada durante 2018 y 2019 (Tabla 19, Tabla 20, Figura 53), adicionalmente durante este último año se presenta un incremento de individuos en la categoría brinzales (árboles con DAP entre 2,5 y 5 cm), comportamiento similar al registrado durante 2011. Durante el 2018 el Indicador de extensión (Ie) del manglar estimado mediante el procesamiento e interpretación de imágenes a escala 1:50.000 y a 1:25.000 muestran una recuperación del bosque, lo cual puede ser debido a que los trabajos de dragado y mantenimiento realizados en el sector noroccidental en los caños Bristol, Covado, Covado II, Caleta del Tambor, El Burro y Salado contratados por la Corporación Autónoma Regional del Magdalena – CORPAMAG, aumentaron el aporte hídrico al sistema (INVEMAR, 2018c). Sumado a lo anterior durante el 2018 se presentó un incremento en las precipitaciones, generando las condiciones propicias para favorecer la regeneración natural, crecimiento y desarrollo del manglar principalmente de la especie *Laguncularia racemosa* (INVEMAR, 2018c), debido a que esta especie tiene la capacidad de colonizar sitios perturbados, siendo considerada una especie pionera y de estadios primarios de la sucesión (Pennington y Sarukhan, 2005; López-Enríquez *et al.*, 2014).

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.

6. Indicador de integridad biológica del manglar (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 tenses. 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, variables abióticas), los cuales se integran con ponderaciones definidas de acuerdo a 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 21).

La formulación del indicador se describe a continuación:

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

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

Donde:

- Dspn**= Subíndice de densidad para la especie n
- ABspn**= Subíndice de área basal para la especie n
- S**= Subíndice de Salinidad
- PI**= Subíndice de plántulas
- Pr**= Subíndice de propágulos

Tabla 21. 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; plánt.: plántulas; propág.: propágulos.

Tipo fisiográfico	Salinidad	S	Densidad (ind/ha)	S	Área basal (m <sup>2</sup> /ha)	S	Plántulas (plánt./m <sup>2</sup> )	S	Propágulos (propág./m <sup>2</sup> )	S
<b>Cuenca</b>	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≤1.210	5	4,2<x≤7,7	3	2,16<x≤3,4	3	8,11<x≤16,78	3
	46,7<x≤55	2	1.210<x≤1.812	4	7,7<x≤15,9	4	3,4<x≤7,13	4	16,78<x≤37,19	4
	>55	1	>1.812	2	>15,9	5	>7,13	5	>37,19	5
<b>Ribereño</b>	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≤1.210	5	17<x≤25	3				
	23,3<x≤30	2	1.210<x≤1.812	4	25<x≤30	4				
	>30	1	>1812	2	>30	5				
<b>Borde</b>	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≤1.210	5	20<x≤30	3				
	53,3<x≤60	2	1.210<x≤1.812	4	30<x≤40	4				
	>60	1	>1.812	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 22.

Tabla 22. Escala de interpretación del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) de la Ciénaga Grande de Santa Marta.

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

#### Fuente de los datos e información

La aplicación práctica del indicador incluye los datos de seis estaciones de monitoreo en el manglar (Aguas Negras, Caño Grande, Kilómetro 22, Luna, Rinconada, y Sevillano) y su promedio generados en 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". Adicionalmente, se incluyó la estación Caño Palos la cual se encuentra en jurisdicción del SFF CGSM y fue monitoreada puntualmente por el INVEMAR durante el 2018, bajo las actividades del proyecto: "Desarrollo Local Sostenible y Gobernanza para la Paz-DLS". La información de las estaciones dentro del complejo cenagoso está enmarcada en el tipo fisiográfico tipo Cuenca por lo tanto cada uno de los rangos fue calculado con estos datos. Se reporta información en el periodo comprendido entre los años 2001 y 2019 (Figura 54), 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 2001 hasta 2019.

#### Reporte o cálculo del indicador

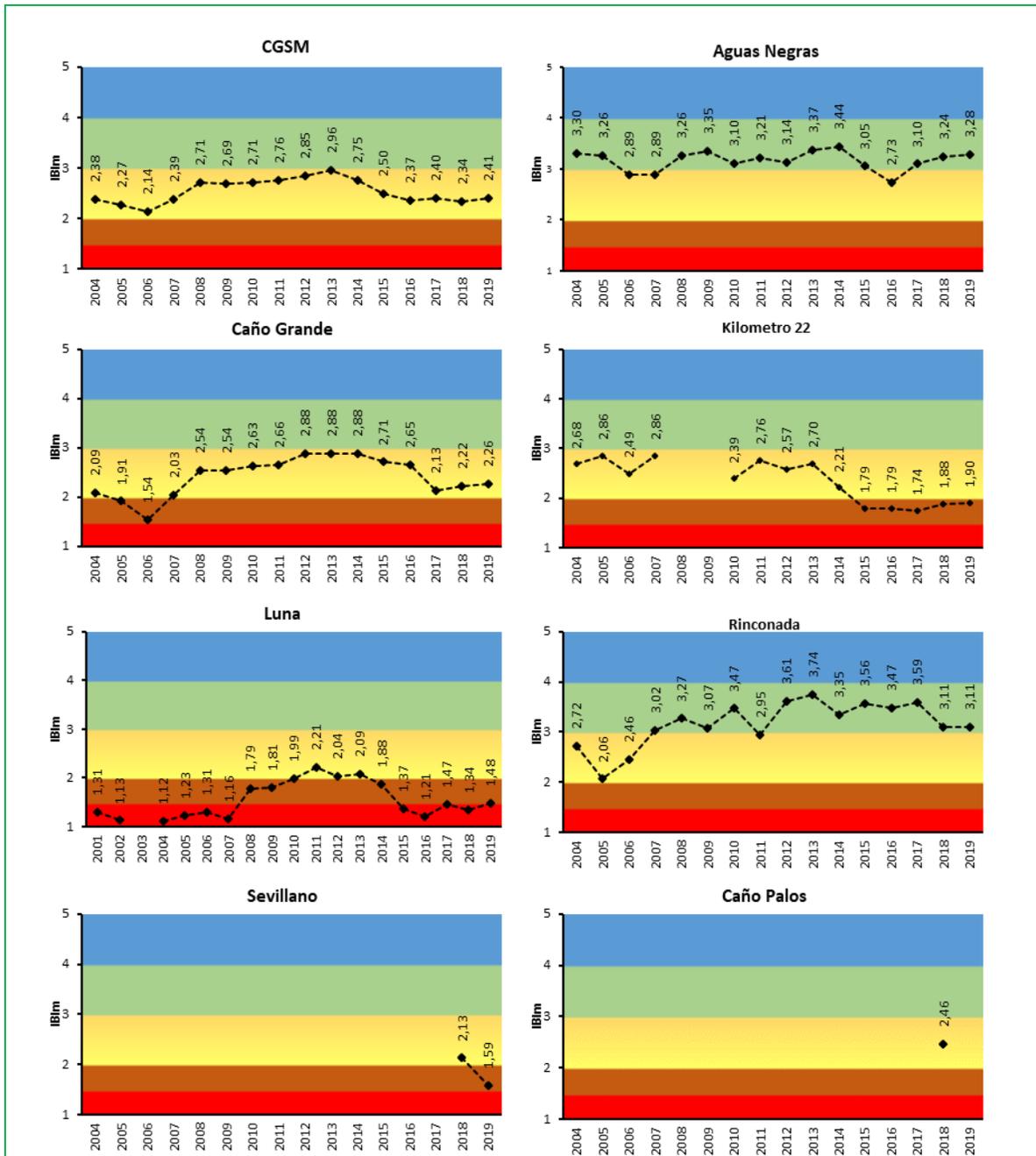


Figura 54. Serie histórica (2001-2019) del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) para la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y siete estaciones de monitoreo

### Interpretación de los resultados

El indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) aplicado para la CGSM, presenta un estado regular desde el año 2004 hasta el 2019. Entre el 2008 y el 2013 se registró un incremento significativo en el IBIm (Valores superiores a 2,69), acercándose a un estado “bueno” durante este último año. El incremento en el IBIm durante estos años podría estar relacionado con el aumento en la densidad y área basal de las especies de mangle, a la alta densidad de propágulos y a valores de salinidad menores a 31 unidades en la mayoría de estaciones (INVEMAR, 2017b). Desde el 2014 el IBIm disminuye, evidenciando la pérdida de las características estructurales y funcionales; y posteriormente se mantiene constante entre el 2016 y 2019; la disminución en el IBIm entre 2013 y 2014 puede ser atribuido a la coincidencia de algunos

factores que afectan el desarrollo del manglar, como por ejemplo altos niveles de salinidad intersticial debido a las escasas precipitaciones, y a una alta evapotranspiración y de sedimentación del río Magdalena (Villamil, 2004; Higgins *et al.*, 2016). Cabe resaltar que el IBIm presentó una correlación negativa con los promedios del Índice Niño Oceánico - ONI (eventos El Niño y La Niña) del año inmediatamente anterior ( $rs=-0,59$ ;  $p<0,05$ ), indicando que el bosque de mangle responde a las variaciones en la precipitación y en la salinidad que se generan como consecuencia del ONI. Lo anterior se puede evidenciar al observar la disminución en el IBIm posterior al 2016, que podría estar relacionada con un fuerte ONI positivo (fenómeno “El Niño”) presentado en el periodo 2014-2016. Durante estos años, la precipitación para la región Caribe disminuyó en un 37% (Fernández-Lopera y Castro-Rivera, 2016); hecho que podría disminuir los caudales de los tributarios de la CGSM, limitando la disponibilidad de agua en la ciénaga, según lo reportado por Blanco *et al.* (2006). La salinidad disminuyó a partir del 2017 en la mayoría de estaciones y es consistente con la ejecución de las obras en el sector noroccidental de Pajarales en los años 2017-2018 (Figura 54).

Históricamente, las estaciones Rinconada y Aguas Negras, evidencian un estado “bueno” (Figura 54), caracterizándose por presentar regularidad en el crecimiento del área basal y en la densidad de individuos, principalmente de la especie *Avicennia germinans* (INVEMAR, 2018b; INVEMAR, 2018c; INVEMAR, 2019d). Lo anterior es característico de bosques maduros, que tiene capacidad de hacerle frente a los disturbios y auto-renovarse a través del tiempo (Rodríguez-Rodríguez, 2015). En Rinconada se registraron disminuciones del IBIm durante el 2005, 2018 y 2019 atribuido principalmente a la disminución del área basal, generado por la muerte de árboles de la especie *Laguncularia racemosa*. Adicionalmente, se observa una disminución del IBIm posterior al 2014, lo cual se podría relacionar con el aumento en la salinidad intersticial durante estos últimos años (INVEMAR, 2016b; INVEMAR, 2017b; INVEMAR, 2018c). Estas variaciones en la salinidad en Rinconada, podrían ser atribuidas al fuerte fenómeno “El Niño” presentado entre 2014-2016 y a la consecuente disminución en la disponibilidad de agua en la ciénaga (INVEMAR, 2019d; Blanco *et al.*, 2006).

En cercanía a la estación Aguas Negras, se han venido adelantando dragados desde 1998, lo cual ha facilitado el ingreso de agua procedente del río Magdalena, lo anterior ha conllevado a una mejoría en las condiciones fisicoquímicas del agua y del suelo, generando como una mayor área basal de *A. germinans* y *L. racemosa*, aumento en el número de propágulos y recuperación en las características estructurales del bosque (INVEMAR, 2018c; INVEMAR, 2019d).

El IBIm en las estaciones Caño Grande y Luna presentó un incremento hasta el 2012 debido a obras hidráulicas que se llevaron a cabo entre 1995 y 1998, sumado a los eventos “La Niña” ocurridos durante el 2006, 2008 y 2010, mejorando las condiciones fisicoquímicas del agua y del suelo (Rodríguez-Rodríguez, 2015). Puntualmente Caño Grande ha presentado históricamente un estado “regular” (Figura 54), y debido al establecimiento de árboles maduros de *A. germinans* entre 2010 y 2014, ha presentado ligero aumento del IBIm durante estos años (INVEMAR, 2018b). Luna tiene históricamente una calificación “no deseable” (Figura 54), debido a los altos valores de salinidad que se presentan en esta estación (INVEMAR, 2019d), su estado tuvo una leve mejoría entre el año 2008 al 2014 causado principalmente a una disminución en la salinidad (menor a 50 unidades) debido a la presencia de fuertes años “Niña” y por el crecimiento y establecimiento de individuos de *L. racemosa*; sin embargo, a partir de 2013 el indicador decayó principalmente en el 2016 debido a un nuevo aumento de la salinidad generado como consecuencia de un fuerte año “Niño” durante el 2015; cabe resaltar que esta estación presentó una fuerte correlación negativa con el ONI ( $rs=-0,62$ ;  $p<0,05$ ). En el 2019 el IBIm presentó un ligero incremento, lo cual puede ser atribuido a disminuciones considerables en los valores de salinidad durante este año, favoreciendo el crecimiento y desarrollo del manglar. Estos resultados reflejan la heterogeneidad de condiciones que se pueden encontrar en los bosques de mangle de la CGSM, las cuales son el resultado del hidropereodo y la topografía principalmente.

Las estaciones Kilometro 22 y Sevillano registraron históricamente un estado “alerta” (Figura 54). Los bajos valores de IBIm en Kilometro 22 puede ser atribuido a altas salinidades registrados en esta estación (INVEMAR, 2019d); aunque se observó un proceso de recuperación del arbolado con un aumento exponencial de la densidad y del área basal de los árboles de la especie *A. germinans* entre el año 2010-2016 (INVEMAR, 2018b). La estación Sevillano mostró un estado “regular” en 2018, pero durante el 2019 su estado bajo a “alerta”, debido a los altos niveles de salinidad ( $69\pm 32,22$  unidades), los bajos valores de área basal y la disminución en la producción de plántulas y propágulos. Cabe recordar que esta estación es la más cercana al punto de confluencia del mar con la CGSM (boca de la Barra), lo que pudo afectar la salinidad del sedimento; adicionalmente, es una estación con grado medio de perturbación (INVEMAR, 2019e; Sánchez-Páez *et al.*, 1997). Por último, la estación Caño Palos (puntualmente evaluada en el año 2018) presentó un estado “regular”, y corresponde a un bosque de cuenca dominado en su totalidad por *A. germinans*.

**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 a los intervalos presentados en la Tabla 21.

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).

**7. Indicador de condición-tendencia de los bosques de mangle – ICT<sub>BM</sub>****Definición e importancia del indicador**

El indicador de condición tendencia de bosques de mangle (ICT<sub>BM</sub>) 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<sub>BM</sub> 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<sub>BM</sub>, 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<sub>BM</sub> 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 23). 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<sub>BM</sub> 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 24). La importancia del ICT<sub>BM</sub>, 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:

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

7. Indicador de condición-tendencia del bosques de mangle – ICT<sub>BM</sub>

$$ICT_{BM} = \left( \frac{D_{sp1}}{V_{ref} D_{sp1}} + \frac{D_{sp2}}{V_{ref} D_{sp2}} + \frac{D_{spX}}{V_{ref} D_{spX}} \right)^{0,25} \times \left( \frac{AB_{sp1}}{V_{ref} AB_{sp1}} + \frac{AB_{sp2}}{V_{ref} AB_{sp2}} + \frac{AB_{spX}}{V_{ref} AB_{spX}} \right)^{0,25} \times \left( \frac{R_{progsp1}}{V_{ref} R_{progsp1}} + \frac{R_{Plantsp1}}{V_{ref} R_{Plantsp1}} + \frac{R_{progsp2}}{V_{ref} R_{progsp2}} + \frac{R_{Plantsp2}}{V_{ref} R_{Plantsp2}} + \frac{R_{progspX}}{V_{ref} R_{progspX}} + \frac{R_{PlantspX}}{V_{ref} R_{PlantspX}} \right)^{0,25} \times \left( \frac{AvR}{V_{ref} AvR} \right)^{0,25}$$

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 23. Ejemplo de ponderación para las variables que componen el indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICT<sub>BM</sub> (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014). En proceso de desarrollo.

Peso de las variables del ICT <sub>BM</sub>	
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 24. Valores de referencia para las variables de densidad de árboles y área basal, que componen el indicador de condición tendencia de bosques de mangle – ICT<sub>BM</sub> del Caribe y Pacífico colombiano (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014).

DEPARTAMENTO	Densidad (ind/ha)				Área Basal (m <sup>2</sup> /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 mangle evaluado, el valor obtenido para el ICT<sub>BM</sub> se clasificará según la escala de valores que se presenta en la Tabla 25; a medida que se vaya consolidando la aplicación del indicador y se genere mayor información sobre cada una de las variables, los valores de la Tabla 25 se irán actualizando y particularizando. Para la interpretación adecuada del indicador, es indispensable contar con información complementaria

7. Indicador de condición-tendencia del bosques de mangle – ICT<sub>BM</sub>

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 25).

**Tabla 25. Ejemplo de la escala general del indicador de condición tendencia de bosques de mangle – ICT<sub>BM</sub> (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 <sub>BM</sub>
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 26) y área basal (Tabla 27) que componen el indicador de condición tendencia de bosques de mangle – ICT<sub>BM</sub> en el departamento Archipiélago: islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

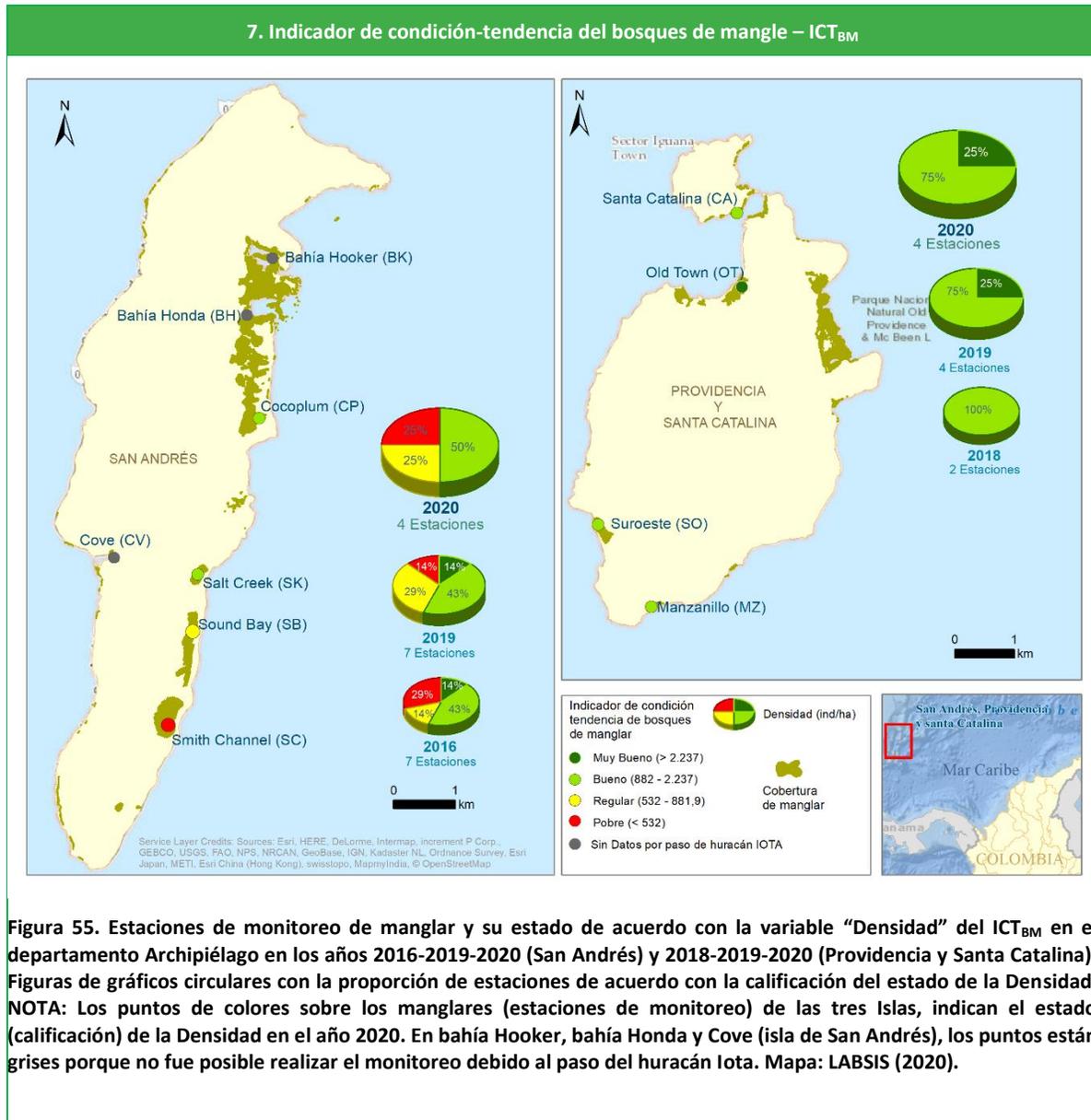
**Tabla 26. Escala de referencia para la variable densidad de árboles del indicador de condición tendencia de bosques de mangle – ICT<sub>BM</sub> en el departamento Archipiélago (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014).**

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

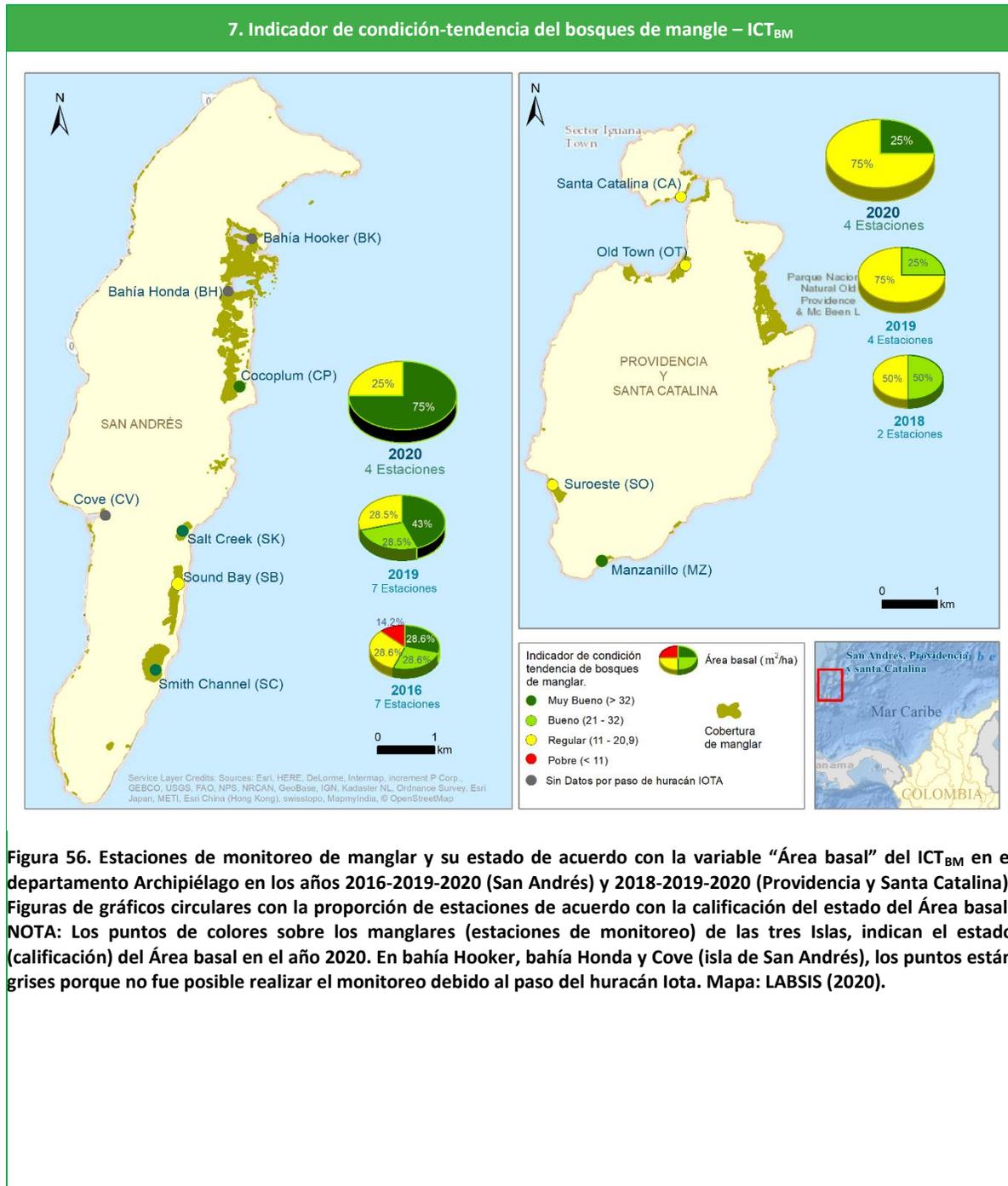
**Tabla 27. Escala de referencia para la variable área basal del indicador de condición tendencia de bosques de mangle – ICT<sub>BM</sub> en el departamento Archipiélago (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014).**

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

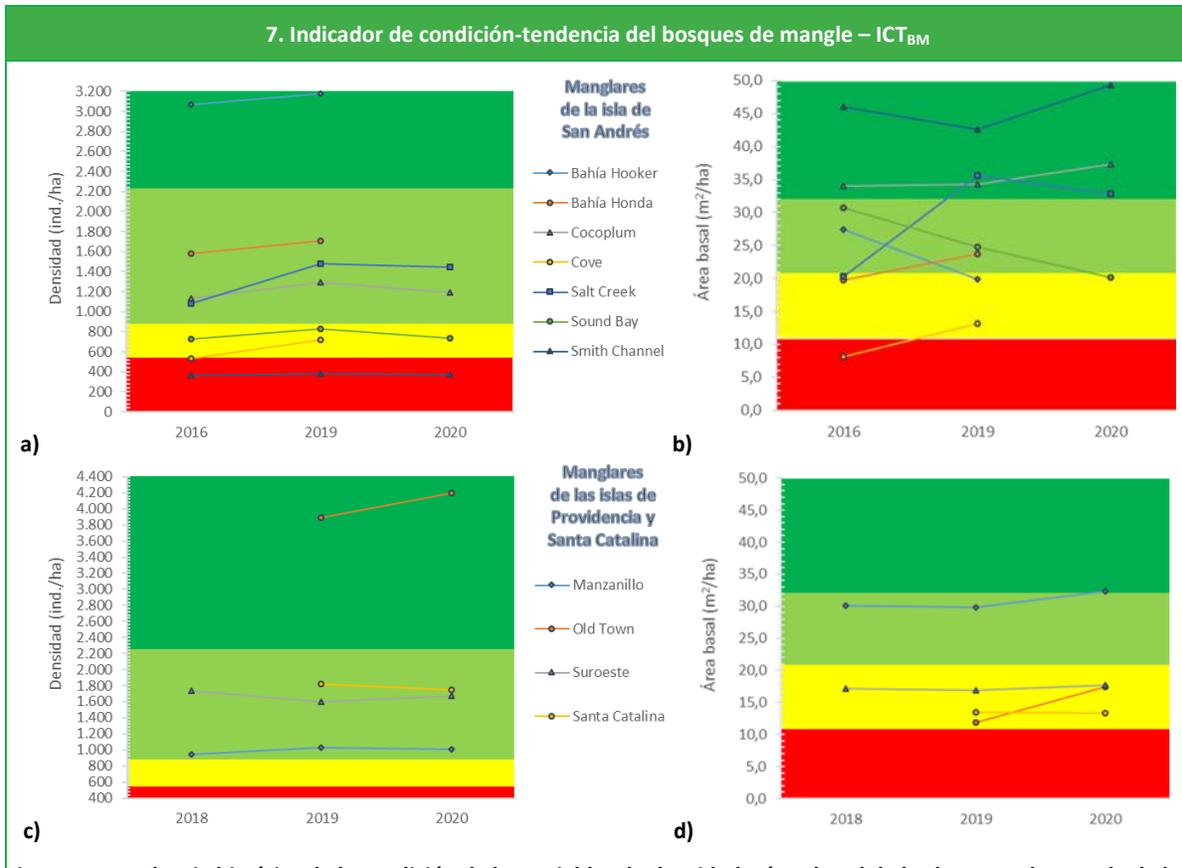
7. Indicador de condición-tendencia del bosques de mangle – ICT <sub>BM</sub>
<p align="center"><b>Fuente de los datos e información</b></p>
<p>Los resultados y análisis de la tendencia de los indicadores de densidad y área basal del ICT<sub>BM</sub> en los bosques de mangle de las islas de San Andrés, 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, entre 2016 y 2020, cuya información está almacenada en la base de datos del Sistema de Información para la Gestión de los Manglares en Colombia SIGMA que administra el INVEMAR.</p>
<p align="center"><b>Periodo reportado</b></p>
<p>1) El periodo de análisis de los datos de los manglares de San Andrés, contempla los años 2016, 2019 y 2020, en siete estaciones de monitoreo. No obstante, en el 2020, debido al paso del huracán Iota, no fue posible realizar el monitoreo en tres estaciones: bahía Hooker, bahía Honda y Cove.</p> <p>2) El periodo de análisis de los datos de los manglares de Providencia y Santa Catalina, contempla los años 2018, 2019 y 2020, en cuatro estaciones de monitoreo.</p>
<p align="center"><b>Reporte o cálculo del indicador</b></p>
<p>Entre el 2016 y 2020, se realizó el monitoreo de los manglares de San Andrés, y entre el 2018 y 2020 el monitoreo de los manglares de Providencia y Santa Catalina, recolectando información de las variables de densidad y área basal que conforman el ICT<sub>BM</sub>, en cada una de las estaciones de monitoreo de las distintas localidades de las tres Islas (Figura 55, Figura 56). Dentro de estas figuras-mapas, los gráficos circulares muestran el porcentaje de estaciones de monitoreo con determinada condición (<i>i.e.</i> Muy buena, Buena, Regular, Pobre) en términos de su densidad y área basal, para los distintos años evaluados. En la Figura 57a-d, se presentan los cambios en el tiempo, de las variables densidad y área basal que conforman el ICT<sub>BM</sub>, dentro de cada una de las estaciones de monitoreo de manglar de las tres Islas principales del Archipiélago.</p>



**Figura 55. Estaciones de monitoreo de manglar y su estado de acuerdo con la variable “Densidad” del ICT<sub>BM</sub> 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. Mapa: LABSIS (2020).**



**Figura 56. Estaciones de monitoreo de manglar y su estado de acuerdo con la variable “Área basal” del ICT<sub>BM</sub> 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. Mapa: LABSIS (2020).**



**Figura 57. Tendencia histórica de la condición de las variables de densidad y área basal de los bosques de mangle de las estaciones de monitoreo de a-b) San Andrés entre 2016-2020 y c-d) Providencia y Santa Catalina entre 2018-2020. Los colores corresponden a la calificación de la condición de acuerdo con los valores de referencia de las variables densidad y área basal: verde oscuro: “Muy bueno”; verde claro: “Bueno”; amarillo: “Regular” y, rojo: “Pobre”.**

**Interpretación de los resultados**

Para la isla de San Andrés, entre 2016 y 2019 se evidenció en general una tendencia a la mejoría de las estaciones de manglar, en términos de la densidad de árboles (Figura 55). Lo anterior teniendo en cuenta que el 29% de las estaciones, presentaron para el 2016, una condición “Pobre” de densidad (*i.e.* dos estaciones: Cove y Smith Channel), que se redujo al 14% para el 2019, toda vez que una de las estaciones (Cove), mejoró en términos de la densidad de árboles y pasó a una condición “Regular”. Así mismo, se destaca el hecho de que en el periodo 2016-2019, el 14 y 43% de las estaciones de monitoreo presentaron respectivamente una “Muy buena” y “Buena” condición de densidad, que se mantuvo en ese periodo de tiempo (Figura 55). Para el 2020 no fue posible monitorear los manglares de tres estaciones (bahía Hooker, bahía Honda y Cove), debido al paso del huracán Iota, que coincidió precisamente con los días de monitoreo de esas estaciones; no obstante, con los datos recolectados se encontró que el 50% de las estaciones que sí se monitorearon, presentaron una “Buena” condición de densidad (Cocoplum y Salt Creek), mientras que las demás estaciones de manglar presentaron una condición “Regular” y “Pobre” en su densidad de árboles (Sound Bay y Smith Channel, respectivamente) (Figura 55). En cuanto a la variable de área basal de los manglares de las estaciones de San Andrés (Figura 56), entre el periodo 2016-2019 también se evidenció una tendencia a la mejoría. Lo anterior, teniendo en cuenta que hubo un aumento en el porcentaje de estaciones con una “Muy buena” condición de área basal, pasando del 28,6% en el 2016, al 43% de las estaciones en el 2019; lo que significó también, que para el año 2019, ya no se registrara ninguna estación de manglar con un área basal en condición “Pobre”, como se había encontrado para el año 2016, con una estación (14,2%; Cove) bajo esta calificación. Teniendo en cuenta que en el año 2020 sólo se pudieron monitorear cuatro de las siete estaciones, se encontró que el 75% presentó una “Muy buena” condición de su área basal (Cocoplum, Salt Creek y Smith Channel) y el 25% una “Regular” condición, manglar de Sound Bay (Figura 56).

Al evaluar la tendencia de la condición de la densidad y el área basal entre 2016-2020 para los manglares de San Andrés (Figura 57a-b), se evidenció que en términos de densidad, el bosque de mangle de Smith Channel ha estado en una

7. Indicador de condición-tendencia del bosques de mangle – ICT<sub>BM</sub>

condición “Pobre”; no obstante, esto se encuentra directamente relacionado con el hecho de que corresponde a un manglar maduro de muy alto desarrollo estructural (Figura 58), evidenciado por los mayores valores de área basal registrados en la isla y que han presentado una condición “Muy buena” entre 2016-2020 (Figura 57b), producto de su alto desarrollo diamétrico (Rojas-Aguirre *et al.*, 2019; Gómez-López *et al.*, 2020). En este sentido, la calificación “Pobre” en la variable densidad del ICT<sub>BM</sub>, no está dando crédito del buen estado de salud y condición del manglar de Smith Channel, debido a que los valores de referencia establecidos para el departamento Archipiélago, no contemplan la relación inversa que existe entre el desarrollo diamétrico y la densidad de árboles, la cual establece que a medida que aumenta el diámetro de los árboles (madurez del bosque), la densidad de los árboles disminuye, conformándose bosques con mayor complejidad estructural, más estables y maduros (Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli, 1983; Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli, 1984), por lo que una baja densidad, no necesariamente es reflejo de un mal estado del sistema y debe ser mirado en conjunto con el área basal. Es por ello que dichos valores de referencia deberán ser ajustados y actualizados a esta realidad y a estas condiciones particulares de los manglares del Archipiélago.

En función a lo anteriormente expuesto, se puede indicar que los bosques de mangle de Cocoplum y Salt Creek, también correspondieron a bosques maduros de alto desarrollo estructural (Figura 59), los cuales a lo largo del periodo 2016-2020 han estado en buen estado general y han reflejado una condición “Buena” de densidad y “Muy buena” de área basal (Figura 57a-b). Como signo de alerta, se evidenció que el manglar de Sound Bay ha presentado un detrimento de su estado general de salud, toda vez que la condición de su densidad y área basal ha tendido a la disminución en el periodo 2016-2020, pasando de presentar una condición “Buena” en su área basal, a encontrarse en “Regular”. A partir del 2019 se empezó a evidenciar un descenso en la densidad y área basal, y el panorama dentro del manglar de esta estación en los dos últimos años de monitoreo, 2019-2020, ha dejado evidencia de la caída de árboles de gran porte diamétrico y altura únicamente en esta estación (Figura 60), lo cual se incrementó mucho más en el 2020, posterior al paso del huracán Eta (Nota: no se tiene evidencia qué ocurrió adentro del manglar después del huracán Iota).



**Figura 58.** Bosque de mangle 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  $37,7 \pm 2,4$  cm y 41,3 cm, respectivamente.

7. Indicador de condición-tendencia del bosques de mangle – ICT<sub>BM</sub>

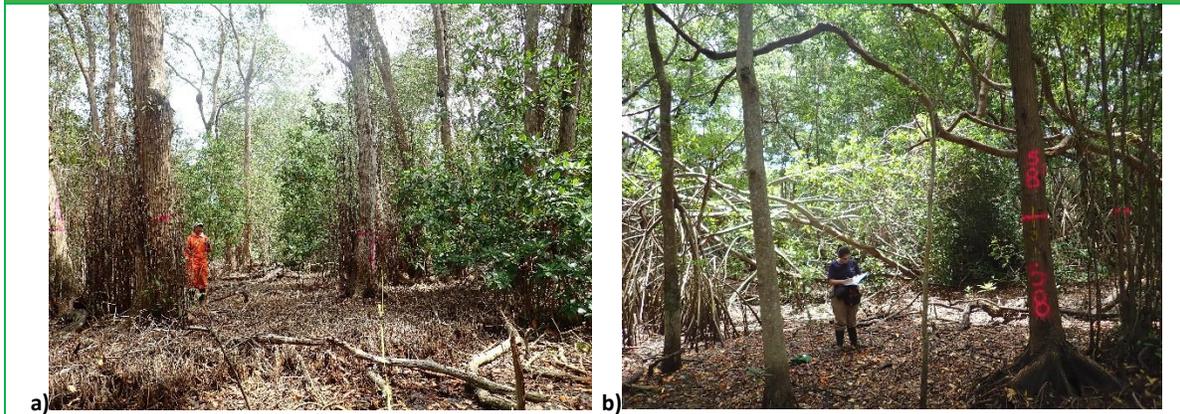


Figura 59. a) Bosque de mangle de la estación Cocoplum y b) de la estación Salt Creek en la isla de San Andrés, caracterizados por presentar un alto desarrollo estructural, con árboles que alcanzan alturas máximas de 22 m y valores de diámetro promedio cuadrático (Dq) de 20,0 y 17,0 cm, respectivamente.



Figura 60. Paisaje interno del bosque de manglar de la estación Sound Bay en la isla de San Andrés, que en los últimos dos años ha presentado caída de árboles de gran porte y altura.

Para las islas de Providencia y Santa Catalina, y la evaluación realizada de la condición de las variables de densidad y área basal del ICT<sub>BM</sub> en el periodo 2018-2020 (Figura 55; Figura 56; Figura 57c-d), fue posible observar que hubo un aumento en la densidad de Old Town y Suroeste, y una leve disminución en Manzanillo y Santa Catalina, debido a que se registraron algunos árboles muertos en estas estaciones, mientras que en lo que respecta al área basal, se evidenció un aumento en el año 2020, indicando un crecimiento diamétrico en los manglares de las estaciones, a pesar de haberse registrado mortalidad de algunos árboles (los cuales solo afectaron la densidad). Al igual que en San Andrés, en los manglares de las estaciones de monitoreo de Providencia y Santa Catalina, también fue posible evidenciar una relación inversa entre el

### 7. Indicador de condición-tendencia del bosques de mangle – ICT<sub>BM</sub>

desarrollo diamétrico y la densidad de los árboles. A partir de esto se encontró que, Manzanillo es la estación con mayor desarrollo estructural, ya que presenta el mayor diámetro promedio cuadrático y la menor densidad. Mientras que Old Town es la estación con el menor desarrollo, ya que presenta la densidad más alta y el menor desarrollo diamétrico, indicando que se trata de un bosque joven, en relación con los demás manglares evaluados en las Islas. Teniendo en cuenta la escala de calificación establecida para los indicadores de densidad y área basal de los bosques de mangle para el departamento Archipiélago (Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014), fue posible realizar una aproximación de la condición de los manglares, a partir de los resultados de densidad y área basal obtenidos en las cuatro estaciones de monitoreo de las islas de Providencia y Santa Catalina. De acuerdo a esto, en la variable de densidad, tres de las estaciones tuvieron una calificación de “Bueno” y Old Town presentó una calificación de “Muy bueno”. Respecto al área basal, tres de las estaciones presentaron una condición “Regular”, mientras que Manzanillo presentó un estado “Muy bueno” de área basal (Figura 57c-d). La calificación “Regular” obtenida para el área basal en Old Town, Santa Catalina y Suroeste, está relacionada con que, en estos bosques de mangle, los brinzales y los latizales fueron las categorías diamétricas más abundantes, con características de formaciones jóvenes, al tener una alta densidad de individuos y un bajo desarrollo diamétrico, lo que explicaría la calificación “Regular” obtenida para el área basal y “Bueno - Muy Bueno” para la densidad.

Por último, en cuanto a la evaluación de la comunidad avifaunística asociada a los bosques de mangle monitoreados en el departamento Archipiélago, se ha encontrado que en los periodos de monitoreo ha habido un elevado número de registros de especies de aves neotropicales, lo cual ha correspondido a la época de observación, indicando la temporada invernal en el hemisferio norte y resaltando la importancia del Archipiélago como corredor de paso para especies de aves migratorias. También se resalta el elevado número de ejemplares endémicos, particularmente del víreo de Providencia (*Vireo approximans*), y aunque se requieren estudios específicos a este respecto, se puede suponer que la especie contaba con una población estable hasta antes del paso del huracán Iota. Otras de las especies endémicas registradas en los monitoreos de manglar del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina son: *Anthracothorax prevostii hendersoni*, *Icterus leucopteryx lawrencii*, *Mimus gilvus magnirostris*, *Coereba flaveola oblita*, *Coereba flaveola tricolor*, *Vireo caribaeus*.

#### Limitaciones del indicador

La formulación y aplicación completa del ICT<sub>BM</sub>, 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 del Caribe continental e insular y del Pacífico colombiano. Las otras dos variables (reclutamiento: densidad de plántulas y propágulos y, aves indicadoras del estado de salud), ya cuentan con alguna información histórica que puede ser evaluada y utilizada, en al menos dos localidades del Caribe colombiano, en los manglares de la Ciénaga Grande de Santa Marta y el Distrito de Manejo Integrado de la bahía de Cispata, La Balsa y Tinajones, por lo que el próximo avance será el desarrollo y formulación de los valores de referencia de las dos variables y de este modo, continuar avanzando en el ajuste de la formulación del indicador de condición tendencia de bosques de mangle.

#### Recomendaciones y alternativas de manejo

El indicador ICT<sub>BM</sub> fue diseñado para determinar de una manera simple, pero holística, en qué estado se encuentra el ecosistema de manglar en Colombia. Para ello, está para el acceso a la comunidad interesada, el protocolo de evaluación en campo, que puede seguirse fácilmente y permite identificar las variables que integran el indicador y aquellas complementarias que ayudan en conjunto a evaluar el estado del ecosistema, en términos de su estructura y función. No obstante, como cualquier sistema de monitoreo, se 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 quienes lo implementan. Es imperante continuar con el levantamiento de información asociada al reclutamiento de los manglares y a las aves indicadoras del estado de salud del 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<sub>BM</sub>.

## CAPÍTULO III

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



Faena de pesca durante evaluación de recursos demersales en el Distrito Regional de Manejo Integrado Golfo de Tribugá - Cabo Corrientes.

Foto por: Archivo Programa VAR - INVEMAR

## INTRODUCCIÓN

El presente capítulo presenta los indicadores de presión que dan cuenta de las causas y tensores de cambios tanto en los ecosistemas marinos y costeros, como en los servicios ecosistémicos que ofertan estos ambientes en Colombia, de los cuales el INVEMAR posee información. El alcance de estos indicadores de presión se da a partir de la evolución y estado de conocimiento 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. Para este año, se consolidaron series de tiempos que son analizadas.

## TENSOR DIRECTO

### Aprovechamiento de Recursos Pesqueros

Las áreas 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 marina 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<sub>2</sub> 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 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 y Defeo, 2003; Rueda *et al.*, 2004; Escobar-Toledo *et al.*, 2015). 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 límites 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).

8. Indicador de captura total anual y composición por especies para la pesca artesanal de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM
<b>Definición e importancia del indicador</b>
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.
<b>Fuente de los datos e información</b>
La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.
<b>Periodo reportado</b>
Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2020.

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

Reporte o cálculo del indicador

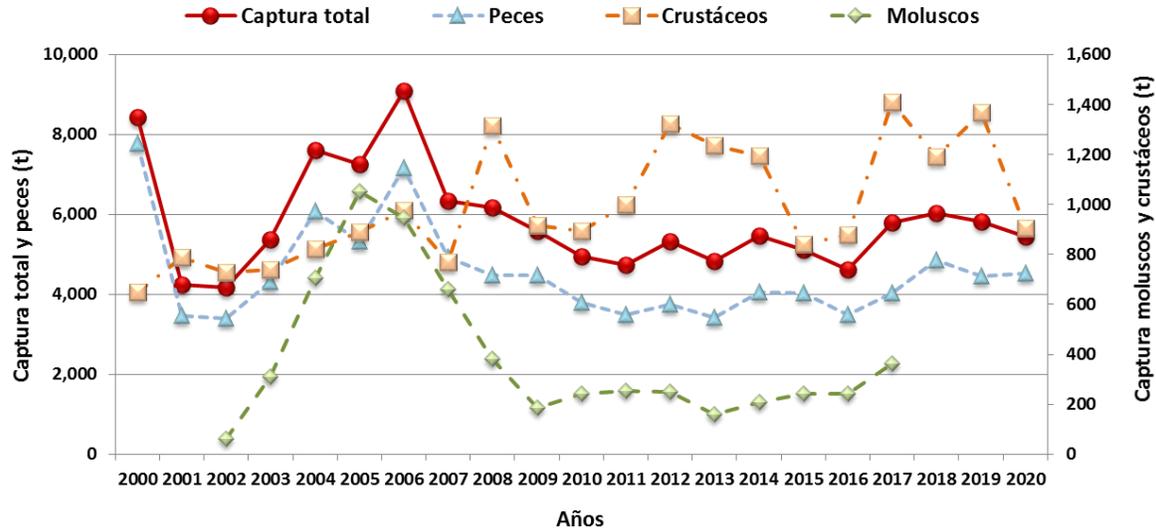


Figura 61. Captura total anual y por grupo de especies desembarcada de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.

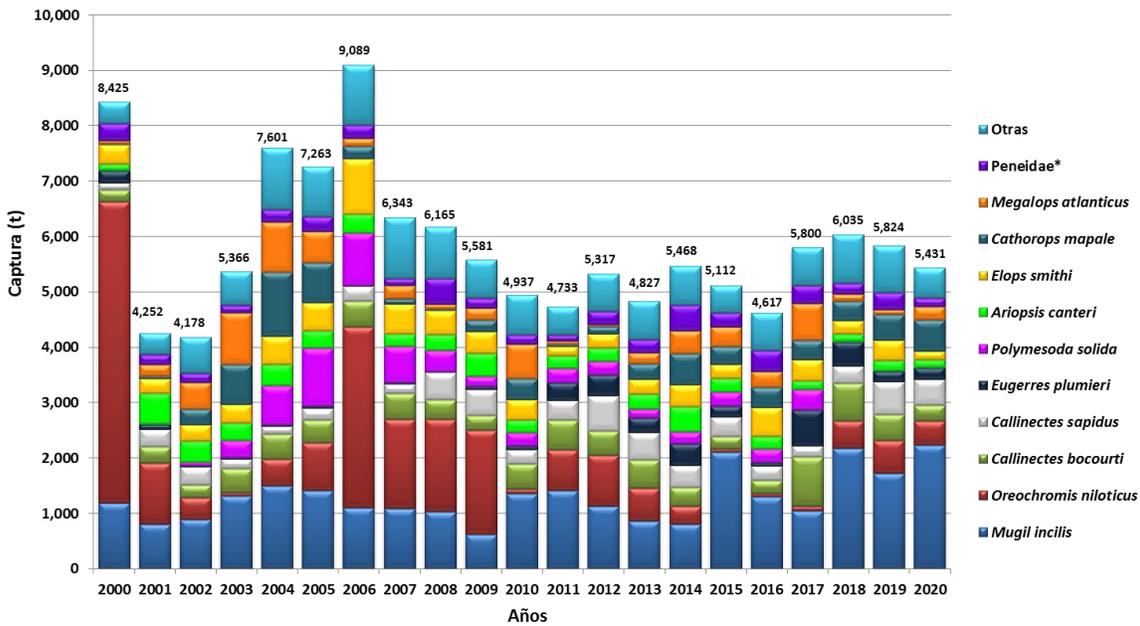


Figura 62. Composición anual de la captura desembarcada por especies de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.

Interpretación de los resultados

En 2020, la captura total anual se estimó en 5.431 t, producción similar el estimado para los tres años anteriores, considerando su cálculo con base en nueve meses. La serie de tiempo muestra dos tendencias claras, la primera al incremento en los primeros años, alcanzando su pico máximo en 2006. A partir de este año, se denota una disminución en las capturas anuales. A pesar de eso, se muestra una recuperación moderada en los desembarcos pesqueros anuales en los últimos años. Igualmente, los desembarcos de 2020 se encuentran por encima del promedio de la última década (Figura 61).

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

La mayor representación de las capturas en 2020 estuvo constituida por peces (83%) y crustáceos (17%), manteniendo el mismo comportamiento de los últimos años. Se destaca el hecho que desde 2018 no se registraron datos de moluscos en el área de la Vía Parque Isla de Salamanca VIPIS, dado que existen acciones de conservación de este recurso dentro de esta área protegida y por tanto su extracción no está permitida. En el grupo de peces, se destacaron las especies estuarinas, principalmente la lisa (*Mugil incilis*; 41,1%), seguida de un grupo compuesto por chivo mapalé (*Cathorops mapale*), mojarra rayada (*Eugerres plumieri*), macabí (*Elops smithi*), sábalo (*Megalops atlanticus*) y chivo cabezón (*Ariopsis canteri*), que representaron el 24,3% del total capturado. En lo relativo a la dulceacuícola mojarra lora (*Oreochromis niloticus*), figuró con el 7,9% de la captura total desembarcada. Las jaibas que representaron en la producción global el 13,7%, destacando la captura de las dos principales especies de este grupo, jaiba azul (*Callinectes sapidus*; 8,4%) y jaiba roja (*Callinectes bocourti*; 5,3%) (Figura 62), constituyeron en el grupo de los crustáceos el 83%, con mayor variabilidad que los peces (Figura 61). La tendencia en 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 lustro, la especie que mayor aporte hace es la lisa. Así mismo, se observa que la mojarra rayada tiene un porcentaje considerable de participación porcentual en los últimos años, en comparación con los primeros años de la serie. Cabe mencionar que, en este último año se calculó la producción pesquera con base en nueve (9) meses con el faltante de registro de datos entre abril-mayo, debido al aislamiento obligatorio por COVID-19, en comparación con los períodos anuales valorados en los años anteriores, que tienen representación promedio anual de 11 meses.

**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. Sin estadísticas de captura y esfuerzo no será posible explicar cuál de las situaciones mencionadas es responsable de la variación. Otra limitante es su registro a partir de las capturas comerciales, donde incide la dependencia y la colaboración de los pescadores en el suministro de la información.

**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 o arte de pesca específico. 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 2020.

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

Reporte o cálculo del indicador

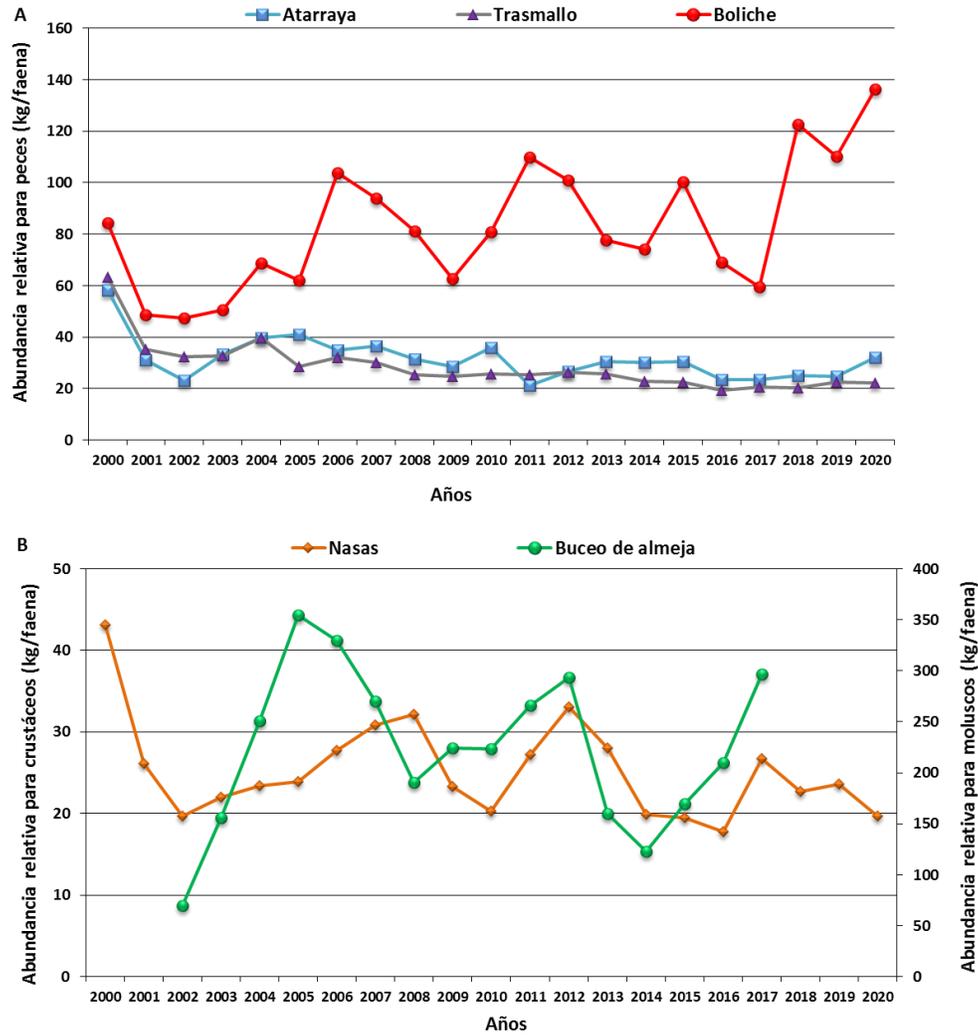


Figura 63. Abundancia relativa de peces (A) y crustáceos (B) por arte de pesca en la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.

Interpretación de los resultados

La abundancia relativa reflejada por los tres principales artes de pesca para peces, muestra una dominancia clara del boliche en la captura por unidad de esfuerzo. Este arte muestra un incremento a lo largo de la serie de tiempo y para el 2020 mostró la mayor producción (136 kg/faena). Los otros dos artes utilizados (atarraya y trasmallo) para la captura de peces, muestran un comportamiento estable en la abundancia de peces durante la serie de tiempo oscilando entre 20 y 40 kg/faena, siendo la atarraya ligeramente superior al trasmallo en casi toda la serie (Figura 63A). No se evidencia una tendencia clara en la abundancia de peces dado que para dos de los artes se denota una ligera disminución, mientras que para otro arte se muestra un incremento, aunque con picos y descensos en la serie de tiempo analizada. Aun así, teniendo en cuenta estas tendencias, se denota un aparente incremento en la abundancia de peces dado que el arte más representativo así lo demuestra. A nivel de invertebrados, la abundancia de jaibas capturadas con nasas en 2020, mostró un leve descenso con respecto a los dos años anteriores, manteniendo continuidad a la disminución, con promedio de 25 kg/faena ( $\pm 6$  kg/faena) (Figura 63B). Para el caso de las almejas, no se pudo verificar su comportamiento durante 2020, 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 63B).

9. Indicador de abundancia relativa de la pesca artesanal en la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta - GCSM
<b>Limitaciones del indicador</b>
El indicador ha sido estimado con buen grado de certidumbre. Teniendo en cuenta el carácter multiespecífico de la pesquería, deben tomarse con precaución los datos de este indicador con diferentes artes de pesca. La calidad de la información es altamente dependiente del diseño de muestreo aplicado, de la colaboración del pescador, de la distribución espacial del recurso, del entrenamiento de las personas que toman la información, del poder de pesca (cambios en las características y dimensiones de los artes de pesca, especificaciones y cambios en las embarcaciones alteran la información del indicador). 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.
<b>Recomendaciones y alternativas de manejo</b>
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. En el caso del buceo, no se establecen puntos de referencia, debido a que el recurso almeja es aprovechado en áreas protegidas, en donde Parques Nacionales Naturales ejerce el control respectivo hacia una disminución de esta actividad.

10. Indicador de la presión pesquera artesanal sobre el tamaño de las principales especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM
<b>Definición e importancia del indicador</b>
En el indicador se analiza el nivel de explotación 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 (TM) por especie. Para el cálculo se definen las 15 principales especies 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 impacto probable de la pesquería sobre el recurso, en términos de sobrepesca por crecimiento o efecto sobre la estructura de tallas.
<b>Fuente de los datos e información</b>
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.
<b>Periodo reportado</b>
Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2020.
<b>Reporte o cálculo del indicador</b>

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

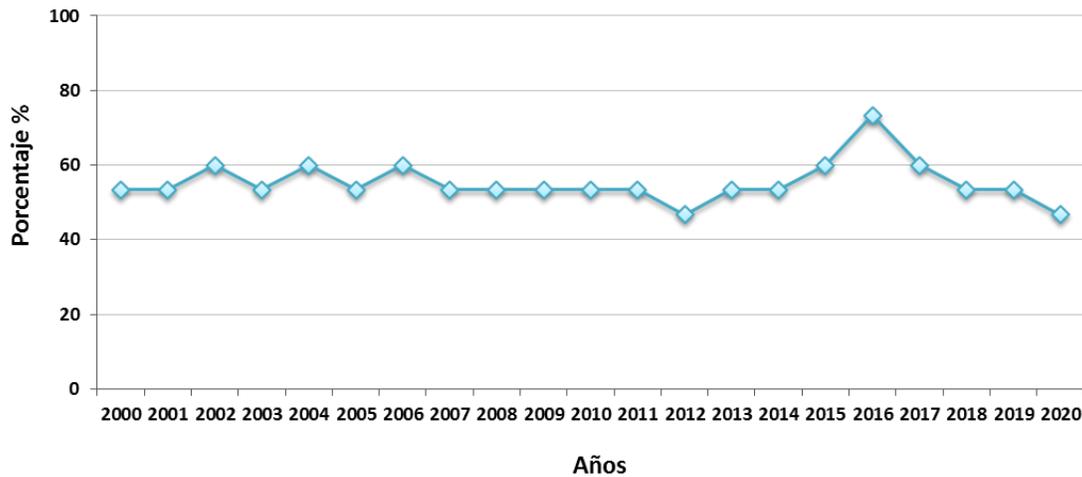


Figura 64. Indicador de la presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las principales especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta-CGSM.

**Interpretación de los resultados**

A partir de la relación o combinación del indicador TMC/TM para las 15 principales especies de peces, capturadas en la ecorregión CGSM, es posible inferir el impacto probable de la pesquería sobre los recursos, en términos de sobrepesca por crecimiento o efecto sobre la estructura de tallas, para fortalecer las recomendaciones de medidas de manejo dirigidas a la conservación y el aprovechamiento de los recursos hidrobiológicos. En la Figura 64, se presenta la determinación de la presión pesquera ejercida por los artes de pesca usados en la ecorregión CGSM, entre los años 2000 y 2020. El indicador de presión por pesca se estimó en un rango entre 46,7% y 73,3%, lo que indica una incidencia negativa de los artes de pesca sobre los peces, registrándose una afectación importante sobre sus longitudes capturadas, lo cual confirma al área de este importante ecosistema estuarino como área de crecimiento de las especies.

**Limitaciones del indicador**

En el caso de la CGSM, los recursos se extraen con varios artes de pesca, cada uno de los 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.

**11. 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).

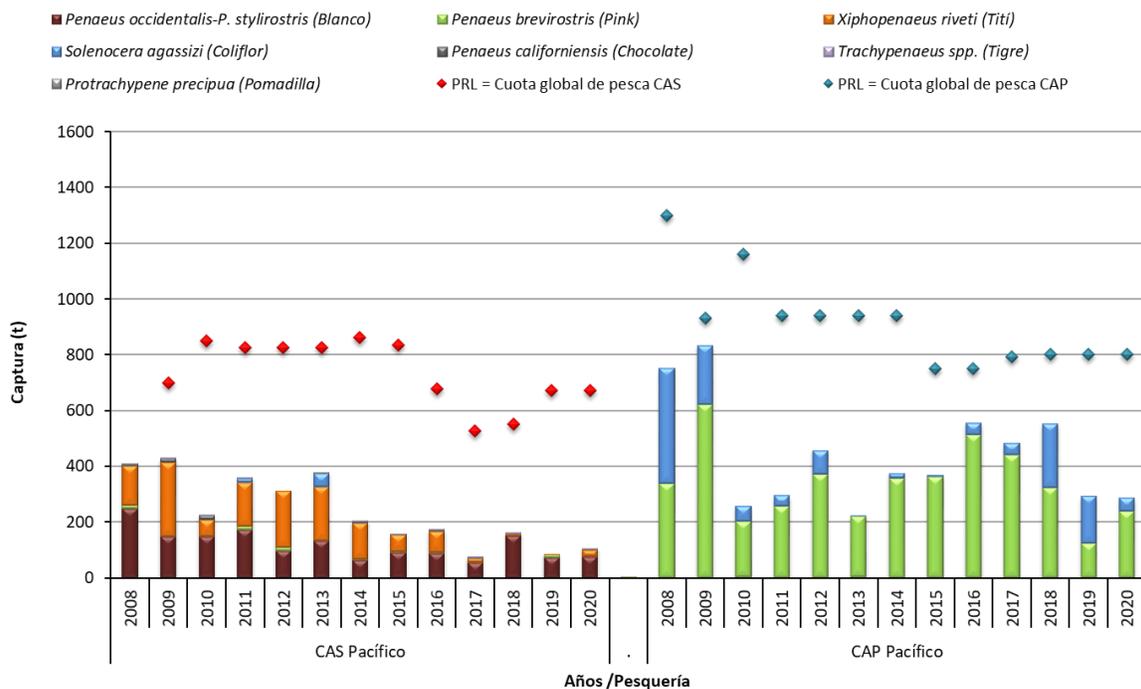
**Fuente de los datos e información**

Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEVAR – 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 2020 para el Pacífico.  
2009 a diciembre de 2020 para el Caribe.

**Reporte o cálculo del indicador**



**Figura 65. 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).**

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

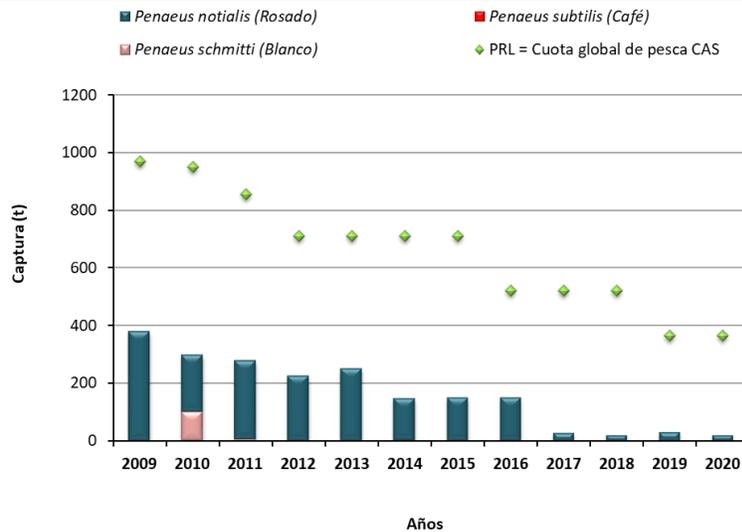


Figura 66. Variación interanual de la captura objetivo en la pesquería de camarón industrial del Caribe y su relación con la cuota global de pesca anual (punto de referencia límite; PRL).

Interpretación de los resultados

En 2020, la pesquería de CAS en el Pacífico colombiano presentó un desembarco de 101,8 t de captura objetivo (CO), denotando un leve aumento de 17,7 t con relación al año inmediatamente anterior. Con respecto a la cuota global de pesca asignada para el año 2020 (670 t), se utilizó el 15,2%. (Figura 65). Al igual que en los últimos cinco años, el camarón blanco fue el principal producto de la CO (*Penaeus occidentalis-P. stylirostris*; 74,9%), seguido del camarón tití (*Xiphopenaeus riveti*) que representó el 23,9% y en menor proporción, el camarón chocolate (*Penaeus californiensis*) y el camarón tigre (*Trachypenaeus* spp.) con el 0,8 y 0,5% respectivamente. La captura de CAP para 2020 estuvo en 287,5 t, muy similar a la captura de 2019 (292,8 t). La captura correspondió al 35,9% de la cuota global de pesca asignada para 2020 establecida en 800 t. Para este año 2020, se presentó un aumento con respecto al año anterior, en los desembarcos de camarón Pink (*Penaeus brevisrostris*) pasando de 122,5 t en 2019 a 239,1 t en el año 2020. En tanto que el camarón coliflor (*Solenocera agassizi*) presentó un drástico descenso al pasar de 170,4 t en 2019 a tan solo 48,4 t en 2020. La captura de camarón pink representó el 83,2% de la captura total, mientras que el camarón coliflor alcanzó el 16,8% (Figura 65). El grado de aprovechamiento de esta pesquería se encuentra aún en niveles de sostenibilidad lo que representa un bajo riesgo de sobrepesca.

Los desembarcos de CAS en el Caribe para el 2020, están representados por la especie camarón rosado (*Penaeus notialis*), y correspondió a 19,98 t, siguiendo una tendencia a la baja, como se ha venido observando desde el año 2017. La captura representó solo el 5,49% de la cuota de pesca establecida para 2020 (364 t) (Figura 66). La actividad pesquera de la flota camaronera en el Caribe, durante los últimos 15 años, ha mostrado un continuo descenso tanto en las capturas como en el esfuerzo, dada principalmente por los costos de la operación y la disminución en la abundancia del recurso, lo cual indica 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. 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

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

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.

**12. 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**

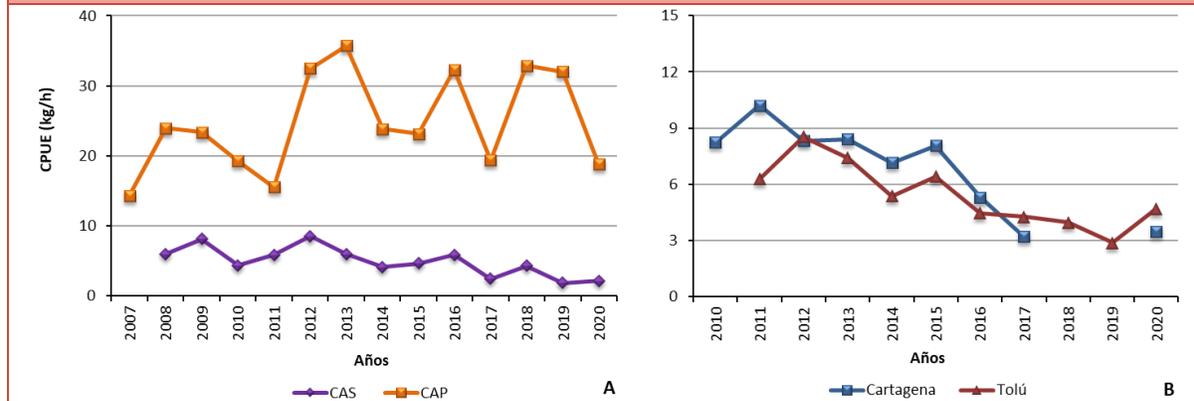
Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, alimentado con apoyo de las empresas pesqueras que desembarcan en Buenaventura.

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**

2008 a diciembre de 2020 para el Pacífico.  
2010 a diciembre de 2020 para el Caribe.

**Reporte o cálculo del indicador**



**Figura 67. Variación interanual de la captura por unidad de esfuerzo (kg/h) estimada en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y Caribe (B) colombiano.**

**Interpretación de los resultados**

**12. Indicador de abundancia relativa del camarón: pesca industrial nacional**

La abundancia relativa del CAS en el Pacífico durante 2020 fue de 2,14 kg/h, con un ligero incremento pero muy similar a la reportada para el año inmediatamente anterior (1,85 kg/h), lo cual las caracteriza como las abundancias relativas más baja de toda la serie de tiempo evaluada y poniendo de manifiesto que aún se mantienen las condiciones de sobreexplotación del recurso (Figura 67A). Esta condición puede ser 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 sociales existentes en el área (robo a embarcaciones en altamar) y de los cuales han afectado a la flota en diferentes zonas del Pacífico colombiano. Por otro lado, para el CAP, se observó una fuerte disminución en el índice de abundancia relativa con respecto al año anterior; este indicador pasó de 32,0 kg/h en 2019 a 18,7 kg/h en el 2020, el tercer valor más bajo en toda la serie (Figura 67A). No obstante, se considera que el recurso continúa moderadamente explotado por lo que se sugiere mantener las actuales medidas de regulación de la pesquería.

En el Caribe, la abundancia relativa del CAS, a pesar de los ligeros incrementos mostrados tanto para la flota de Cartagena como para la de Tolú, en comparación con el último año registrado, mantuvo su tendencia al descenso. A nivel de flota, la flota con puerto base en Tolú mostró un aumento con respecto a los 4 últimos años llegando a alcanzar un índice de abundancia relativa de 4,7 kg/h. Para la flota con puerto base en Cartagena este índice se mantuvo similar al último reportado en el año 2017 con 3,4 kg/h. (Figura 67B). Esto, a pesar del incremento en la actividad por parte de ambas flotas, siguen ratificando la 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 suministran tanto de captura como del esfuerzo de pesca, por tanto, no contar con toda la información disponible, impide una evaluación más efectiva del recurso. La dificultad de realizar el monitoreo a bordo de las flotas con puerto base en Cartagena ni en Tolú, debido a la intermitencia de la actividad y a las condiciones de sanidad en el mundo. Para la información se necesitó del apoyo del programa de observadores del Sistema Estadístico Pesquero Colombiano SEPEC, de la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca y ejecutado llevado a cabo 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 rendimiento máximo sostenible.

**13. 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 media 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.

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

Periodo reportado

2005 a diciembre de 2020 para el Pacífico.  
2010 a diciembre de 2020 para el Caribe.

Reporte o cálculo del indicador

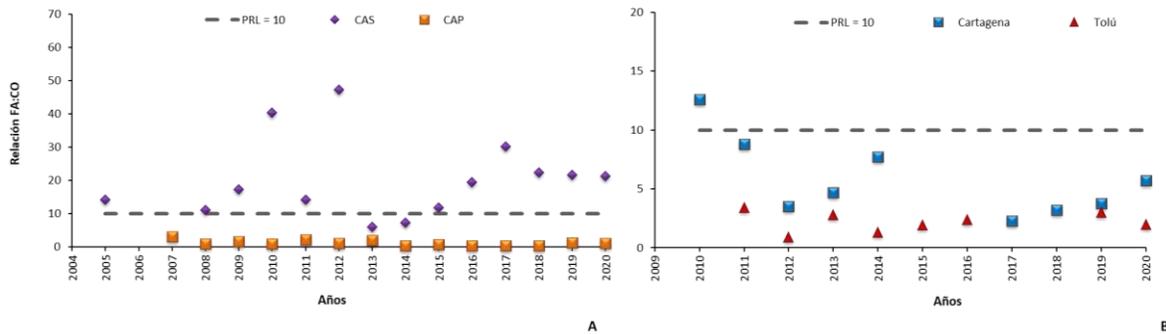


Figura 68. Variación interanual de la relación fauna acompañante/captura objetivo (FA/CO) en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y el Caribe colombiano (B).

Interpretación de los resultados

En la pesquería del CAS en el Pacífico colombiano la relación FA/CO para el 2020 fue de 21,3, inferior a la calculada el año inmediatamente anterior, pero por encima del PRL establecido en 10 (Figura 68A). Dentro de la fauna acompañante, la captura incidental CI, prácticamente se ha convertido en una pesca dirigida para garantizar la rentabilidad de esta 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 1,1, similar a los reportados en los últimos dos años, lo cual sugiere que el impacto de esta pesquería sobre la biodiversidad asociada es bajo, en comparación con la pesca del CAS (Figura 68A).

Para el año 2020, en el Caribe (Puertos base de Cartagena y Tolú), la relación FA/CO del CAS a partir de información del programa de observadores del Sistema Estadístico Pesquero Colombiano SEPEC, llevado a cabo por la Universidad del Magdalena, fue de 2,0 para la flota con puerto base en Tolú y manteniendo la misma tendencia de los últimos años (Figura 68B). Teniendo en cuenta el comportamiento de la relación FA/CO, para el caso de flota con base en Tolú, ha mostrado variaciones entre los años, responde a la variación de la actividad dado que efectúan sus faenas tanto dentro como fuera del Golfo. Siendo para los últimos años mayor la actividad fuera de este debido al incremento en los controles por parte de la AUNAP y Guardacostas. Estos cambios en los sitios de pesca, profundidad, y otros factores como pluviosidad y distanciamiento de desembocaduras de ríos puede influir en la mayor o menor captura de fauna acompañante, afectando directamente dicho coeficiente. En el caso de la flota de arrastre con puerto base en Cartagena, esta relación alcanzó el valor de 5.7, siendo este el valor más alto en el último lustro, y mostrando que la flota de Cartagena tiene un mayor impacto sobre el ecosistema que la flota que tiene puerto base en Tolú.

Limitaciones del indicador

Para el año 2020, a pesar de no realizar un monitoreo exhaustivo a bordo, se contó con información para la flota industrial con puertos base en Cartagena y Tolú. 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

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

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.

**14. . 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.

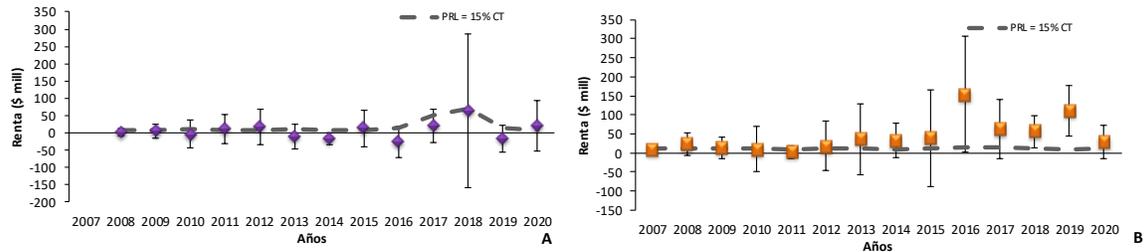
**Fuente de los datos e información**

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

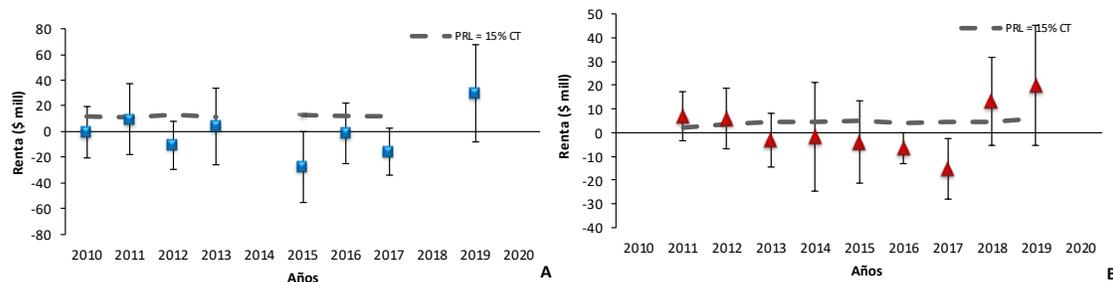
**Periodo reportado**

2007 a 2020 para el Pacífico.  
2010 a 2019 para el Caribe.

**Reporte o cálculo del indicador**



**Figura 69. 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 70. 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**

**14. . Indicador de rentabilidad económica: pesca industrial nacional de camarón**

Para la interpretación de los resultados, se estableció como PRL que la renta correspondiera al 15% de los costos totales promedio de una faena. Para la pesquería del CAS en el Pacífico, la renta promedio fue de \$20,11 millones ( $\pm$  DE 72,7 millones), un poco por encima de PRL (\$7,3 millones) (Figura 69A). Se destaca el hecho que parte importante de los ingresos de esta pesquería fueron aportados por la captura incidental, debido a que se está realizando un esfuerzo dirigido hacia la captura de especies acompañantes para poder alcanzar el margen de utilidad, generando un fuerte impacto sobre la biodiversidad asociada. Para la pesquería del CAP la renta económica fue de \$28,83 millones ( $\pm$  DE 43,2 millones), encontrándose por encima del PRL (\$10,5 millones), mostrando un buen desempeño económico de esta flota en los últimos años, posiblemente influenciado por el incremento del dólar en el último año (Figura 69B). Los ingresos para esta flota provienen en su mayoría de la captura objetivo. En el caso de la flota del Caribe, para 2020 no se pudo obtener esta información por parte de las empresas y no se realizó el monitoreo debido a las condiciones sanitarias en las que se encuentra actualmente el país. Por otro lado, de acuerdo a la información de 2019, y el hecho que los valores en cuanto a la abundancia relativa se mantuvieron relativamente constantes en 2020 y al incremento del dólar en el último año, la rentabilidad económica pudo ser similar o superior al PRL durante 2020 (Figura 70).

**Limitaciones del indicador**

Al depender de que la información suministrada por las empresas sea suficiente y confiable respecto a sus costos y precios, la calidad de la estimación de la renta se verá reflejada de manera directa. 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 fana 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**



Peces roncós en pradera de pastos marinos. Foto por: Andrés Acosta

## 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 71), así como a los planes de manejo de los consejos comunitarios y los planes de vida de las comunidades indígenas.

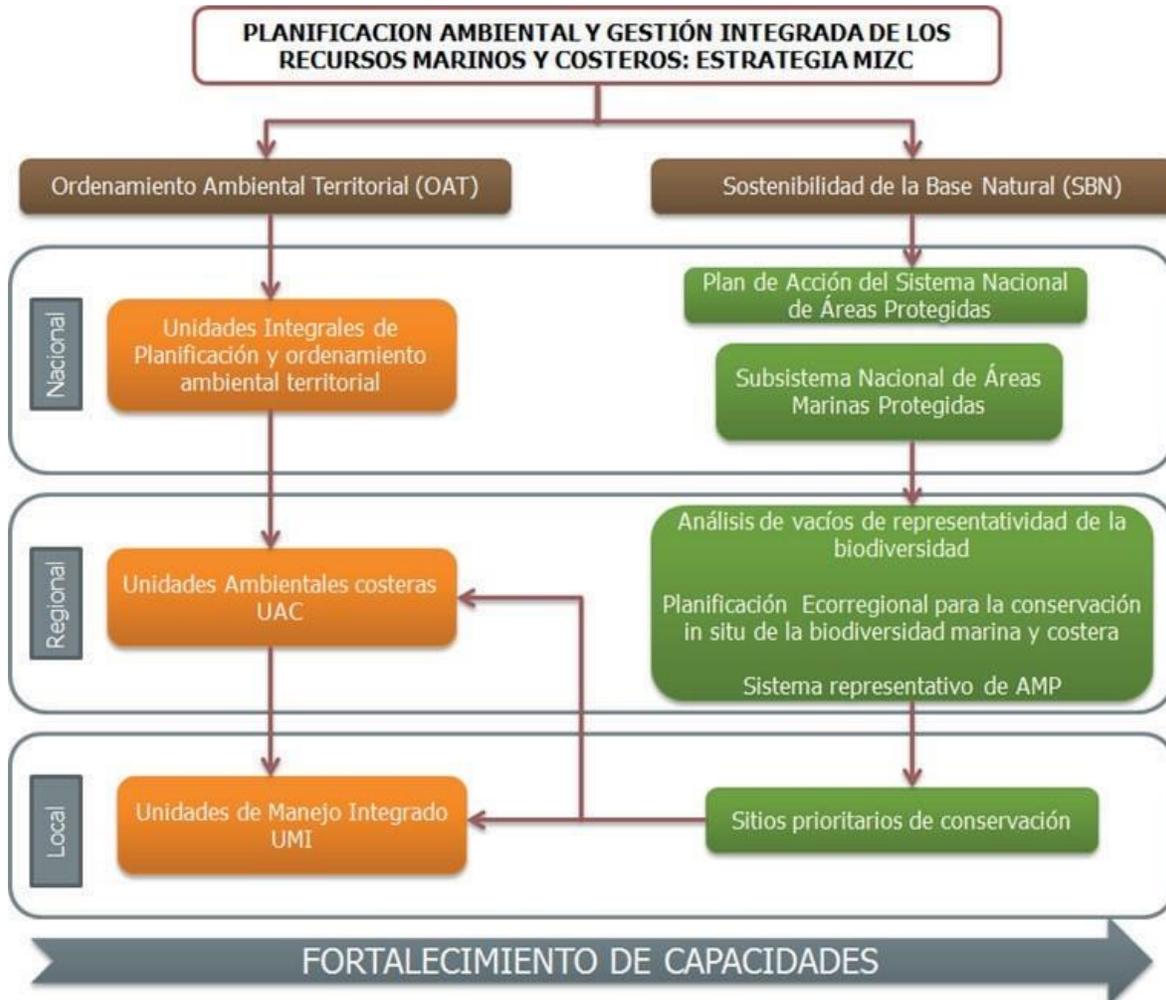


Figura 71. Esquema de las acciones desarrolladas para la planificación ambiental y la gestión integrada de los ambientes marinos y costeros en Colombia.

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 72).

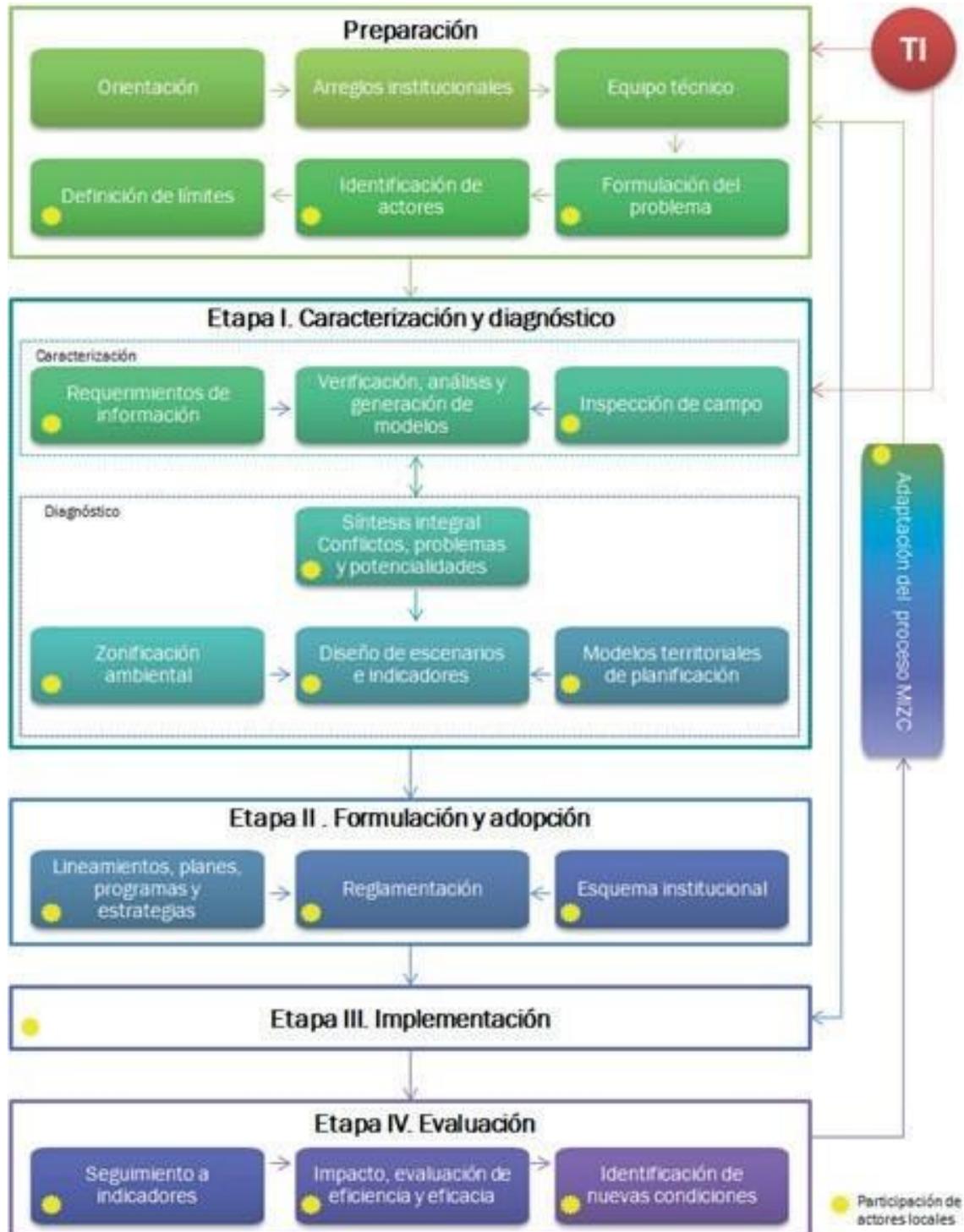


Figura 72. Metodología COLMIZC (tomado de Rojas-Giraldo *et al.*, 2010).

## 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 el enfoque 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-Departamento Nacional de Planeación, 2007), 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 las 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 párrafo 3, dice que los planes de manejo de las UACs deberán ser realizados por las CARS y CDS; así mismo, el numeral 10 del artículo 17 del Decreto 3570 de 2011 modificó la parte final del párrafo 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 – POMIUC, 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 aporten 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 las 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 como: UAC Málaga-Buenaventura y UAC Vertiente Norte Sierra Nevada de Santa Marta y UAC Río Magdalena<sup>3</sup> en lo que corresponde a la zona marina del departamento del Magdalena, para la UAC de la Llanura Aluvial del Sur para el sector del departamento del Cauca y de Nariño, enfocado en análisis de conflictos. En el año 2019 se realizó este ejercicio de PEM, enfocado en análisis e identificación de conflictos, para la UAC Río Magdalena en el sector del departamento de Bolívar y en el año 2020, se abordó el análisis en la porción marina del departamete del Chocó, sobre litoral del Pacífico, aportando a la UAC Pacífico Norte Chocoano y a la UAC Baudó San Juan.

---

<sup>3</sup> Unidad Ambiental Costera (UAC) del Río Magdalena, complejo Canal del Dique -Sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta.

De igual manera, el desarrollo y avances en los temas de MIZC-PEM, 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 a temas como Tecnologías de Información (TI), Planificación Espacial Marina (PEM), Áreas Marinas Protegidas (AMP) y Cambio Climático (CC). Teniendo en cuenta la experiencia que tiene el INVEMAR desde 1999 en la realización de cursos anuales en las temáticas señaladas, 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.

15. Indicador de número de personas capacitadas: fortalecimiento de capacidades en manejo integrado costero
<b>Definición e importancia del indicador</b>
<p>En el ámbito nacional, sub-nacional y local, el entrenamiento en temas MIZC, AMP 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 han realizado con el objetivo de fortalecer la capacidad técnica de las instituciones del SINA incluidos los entes territoriales con injerencia costera y consolidar un grupo interdisciplinario de profesionales que contribuyan al MIZC y a las AMP en el país, 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 en Colombia.</p> <p>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.</p> <p>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.</p>
<b>Fuente de los datos e información</b>
<p>INVEMAR, Coordinación de Investigación e Información para la Gestión Marina y Costera GEZ. Centro regional de entregamiento para Latinoamérica OTGA.</p>
<b>Periodo reportado</b>
<p>Los resultados que aquí se presenta son de los cursos impartidos entre 1999 y 2020.</p>
<b>Reporte o cálculo del indicador</b>

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

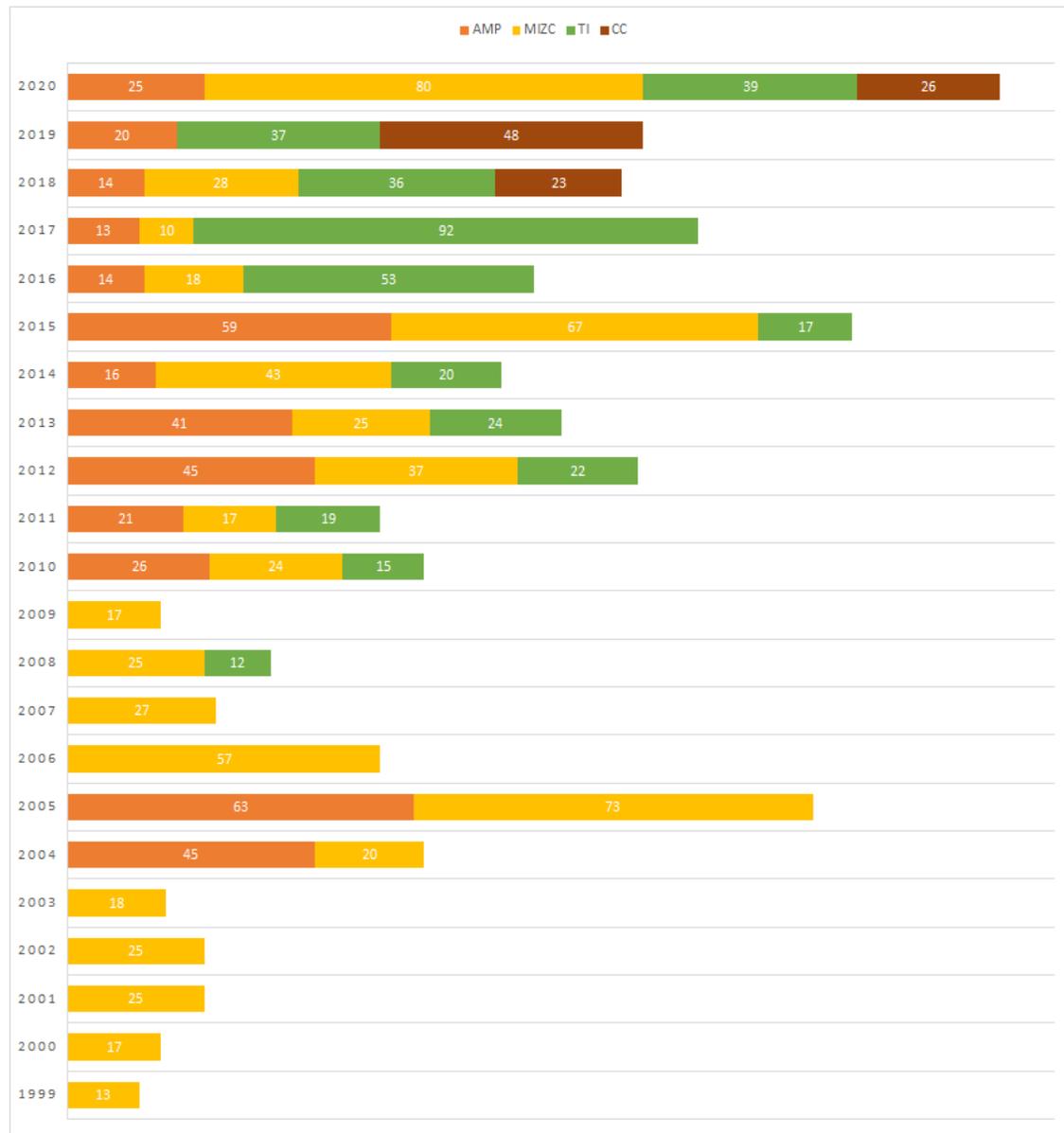


Figura 73. Número de personas capacitadas: Fortalecimiento de capacidades en manejo integrado costero.

Interpretación de los resultados

Teniendo en cuenta la experiencia que tiene el INVEMAR desde 1999 en la realización de cursos, el Instituto se constituye a partir del 2015 como Centro Regional de Entrenamiento en ciencias del mar para Latinoamérica, el cual hace parte de la estrategia OTGA del Programa Internacional de Intercambio de Datos e Información IODE (por su sigla en inglés), el INVEMAR durante el año 2020 organizó cursos relacionados con el Manejo Integrado de Zonas y Planificación Espacial Marina, Curso de Áreas Marinas Protegidas (AMP), SIG Marino y por primera vez incluyó el curso de Estandarización de las mediciones analíticas requeridas para la estimación del índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras (ICAM).

Es así, que para el año 2020 se ofertaron 5 cursos totalmente virtuales con 170 capacitados. Comparado con el año anterior (2019) que se capacitaron 105 personas, se aumentó 65 capacitados alrededor del 40% más. Esto se debe

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

principalmente a que se desarrolló un curso local MIZC-PEM para autoridades nacionales y la virtualidad permitió que se pudieran ofertar más cupos.

En total se han capacitado durante estos 20 años a 1.551 personas, entre estudiantes, comunidad local, representantes de Corporaciones Autónomas Regionales, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Minambiente e investigadores de ciencias del mar procedentes de 21 países de Latinoamérica y el Caribe.

**Limitaciones del indicador**

Ninguno.

**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 Global Academy de la COI-UNESCO.

## SUBSISTEMA DE ÁREAS MARINAS PROTEGIDAS

Desde hace más de 20 años se ha considerado estratégico posicionar el tema de las Áreas Marinas Protegidas AMP y avanzar en el diseño e implementación de un subsistema ecológicamente representativo, sostenible y bien manejado, como el principal instrumento de conservación y protección de la biodiversidad y sus servicios ambientales (Alonso *et al.*, 2008). Es así como, en el 2009 se dio inicio a la puesta en marcha del diseño e implementación del Subsistema de Áreas Marina Protegidas SAMP de Colombia con acciones encaminadas a cumplir las metas propuestas en la Convención de la Diversidad Biológica CDB.

El 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 35 AMP de orden nacional y regional, el 66% (23 AMP) se encuentran ubicadas en el Caribe y 34% (12 AMP) en el Pacífico colombiano, cubriendo cerca del 14% de las zonas marinas y costeras del país (Tabla 28), superando la meta mundial Aichi del 10% al año 2020.

Antes del 1995, en el país el proceso de declaratoria de áreas protegidas y en especial las de carácter marino fue un poco más lento, entre los años 1964-1987 se crearon 9 AMP de orden nacional en competencia de Parques Nacionales Naturales. Después de 1995 se han declarado 26 nuevas AMP; entre 2012-2020, con la puesta en marcha del SAMP, se declararon 12 AMP (7 en el Caribe y 5 en el Pacífico), que corresponden al 34% de las AMP existentes (Figura 74) (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).

Tabla 28. 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 Johnny 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
Pacífico Insular	33	DMI Integrado Yuruparí - Malpelo	Nacional	PNN	Marino
	34	SFF Malpelo	Nacional	PNN	Marino
	35	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.

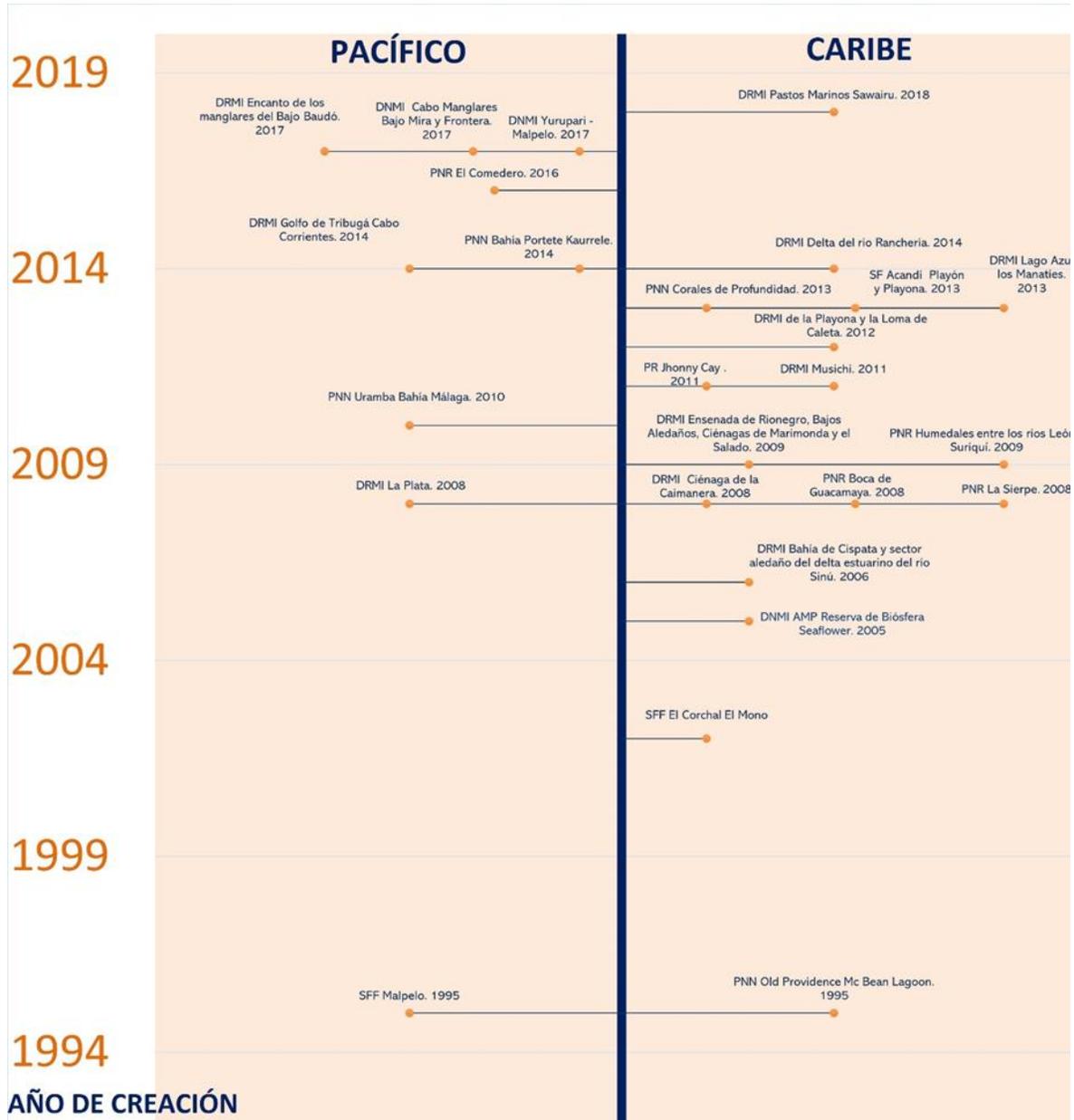


Figura 74. Línea de tiempo de la declaratoria de las AMP que integran el SAMP. Fuente: elaboración con base en datos del RUNAP (2021).

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 2012 y 2020 se incrementó en un 34% el número de AMP declaradas (12 nuevas AMP) y hectáreas de ecosistemas marinos bajo protección, ayudando a Colombia a superar el 10% esperado al 2020 en las metas Aichi (RUNAP, 2021).
2. De las 12 nuevas AMP declaradas entre 2012 y 2020, 8 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. En el año 2013 se incorporó bajo protección en el Caribe el 64,72% de los corales de profundidad. Así mismo, entre 2011 y 2020 se aumentó el porcentaje de representatividad bajo protección de los ecosistemas de helechales al 98,51%, pastos marinos al 28,77% y playas al 29,74%.
4. En el Pacífico entre 2011 y 2020 se incrementó el porcentaje de representatividad bajo protección de los ecosistemas de riscales al 98,90%, playas al 38,99%, manglares al 37,88% y acantilados al 38,77%.
5. 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 2020. No obstante, ecosistemas críticos en el ciclo de vida de muchas especies como los estuarios, lagunas costeras no han avanzado en sus metas de conservación.
6. 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.
7. 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.
8. 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 un proyecto 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 que dependen de este. 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 y sectores económicos y firma de 66 acuerdos de uso y manejo.

16. 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, demuestra avance en la gestión del área en términos 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.

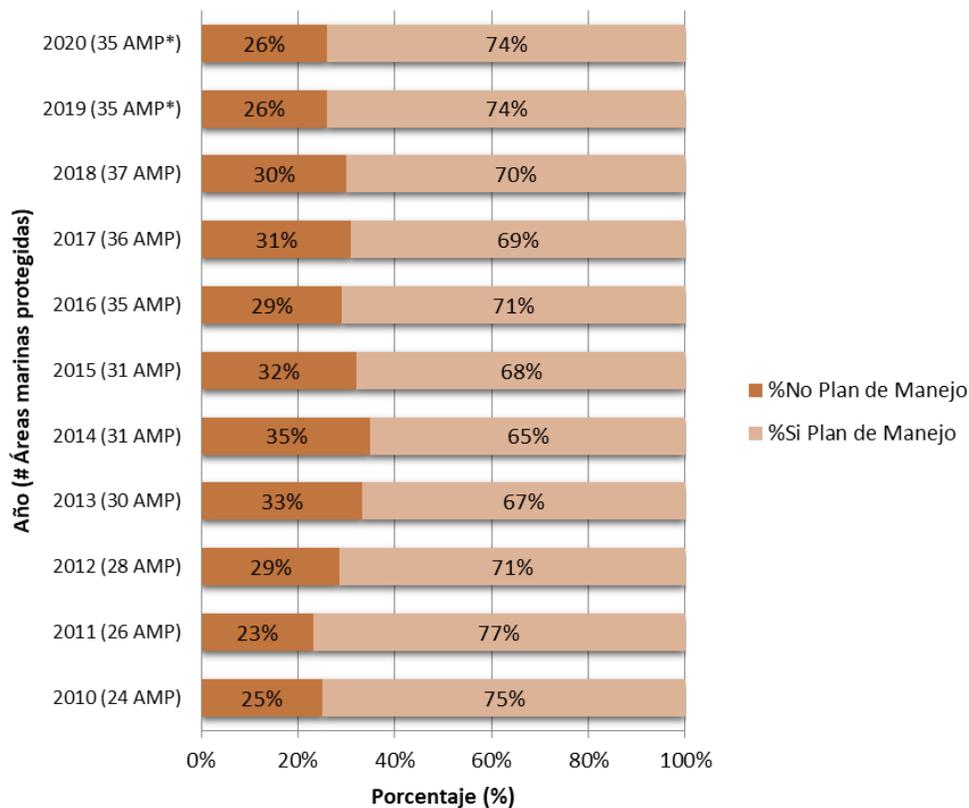
**Fuente de los datos e información**

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 2020.

**Reporte o cálculo del indicador**



**Figura 75. 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.

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

**Interpretación de los resultados**

Entre el 2010 y el 2020 el número de AMP se mantiene en 35, debido a que no se han declarado nuevas áreas. De este total, el 74% cuentan con plan de manejo frente a un 26% que no lo tiene. Es de resaltar que entre 2019 y 2020 se ha venido avanzando 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 aprestamiento.

**Limitaciones del indicador**

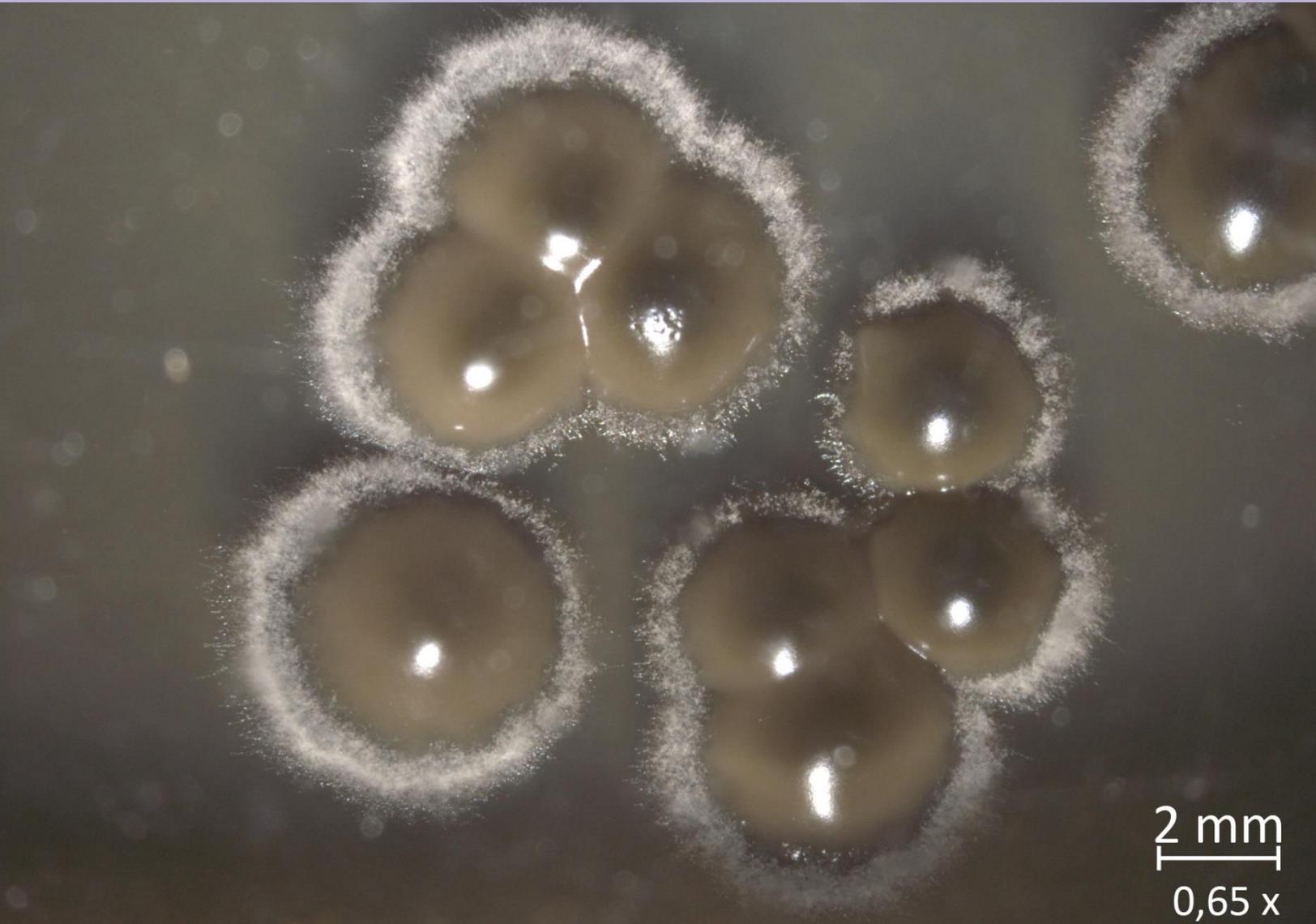
El plan de manejo es un instrumento flexible y dinámico que debe ser actualizado de acuerdo a las necesidades de cada área y al proceso de seguimiento del mismo. El presente indicador tiene en cuenta la existencia de los planes de manejo incluyendo que este se encuentre vigente o en proceso de actualización. 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



*Hortaea* sp. INV ASC31, aislada de sedimentos de profundidad marina, bloque COL10. Foto por: Archivo Programa VAR - INVEMAR

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

### Inicia la Década de los Océanos y la Restauración: avances y oportunidades para la restauración de ecosistemas marinos y costeros en Colombia

Desde hace más de cuarenta años, científicos de cerca de cincuenta naciones, acordaron que las tendencias alarmantes del cambio climático requerían una urgente acción y atención (Ripple *et al.*, 2019). Desde ese entonces, las iniciativas ecológicas planetarias han evolucionado, de forma tal que, hoy por hoy la propuesta científica apuesta por proteger y restaurar los ecosistemas como parte de la estrategia para contrarrestar la “emergencia climática” global; teniendo en cuenta los servicios ecosistémicos derivados de la naturaleza (Ripple *et al.*, 2019).

Actualmente, se reconoce que algunos de los ecosistemas carbono azul<sup>4</sup> cuentan con características que los hacen especialmente importantes para procesos de restauración, ya que tienen mayor capacidad de fijar CO<sub>2</sub>, comparado con ecosistemas netamente terrestres, así como otras varias bondades relacionadas con la biodiversidad (Ripple *et al.*, 2019). Por ello, en un país como Colombia con una extensión total de 2.070.408 km<sup>2</sup> (Ospino Sepúlveda *et al.*, 2020), donde cerca del 50% de su territorio es mar (1.137.814 km<sup>2</sup> de territorio continental, 3.531 km<sup>2</sup> sobre la costa Caribe-Pacífico y 892.102 km<sup>2</sup> jurisdiccionales adicionales) (IDEAM *et al.*, 2007); las estrategias de restauración de los ecosistemas marino-costeros cobran relevancia, frente a su acelerada degradación y a la mitigación del cambio climático.

Este nuevo decenio (2021-2030), ofrece oportunidades de importante magnitud para los océanos y mares. La Conferencia General de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura UNESCO, recordando la aprobación de la Agenda 2030 y sus Objetivos de Desarrollo sostenible ODS, declaró que se requieren estrategias de adaptación y respuestas políticas fundamentadas en la ciencia para el cambio global (UNESCO, 2017). De acuerdo con esto, se inició la Década de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible, bajo el lema: “*el océano que necesitamos para el futuro que queremos*”, contribuyendo específicamente al ODS #14 “*Conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible*” (UNESCO, 2017).

La iniciativa pretende respaldar los esfuerzos para revertir el ciclo de deterioro histórico de la salud de los océanos y reunir las partes interesadas en todo el mundo que puedan movilizar a la comunidad científica, políticos, empresarios y a la sociedad civil, en torno a un programa de investigación e innovación tecnológica<sup>5</sup> que entre muchas cosas aspira a desarrollar capacidades, crear soluciones, asociaciones y mejorar la gestión de los recursos del océano y de las zonas costeras (UNESCO, 2019).

---

<sup>4</sup> Ecosistemas carbono azul son manglares, marismas y pastos marinos

<sup>5</sup> <https://www.oceandecade.org/>

De la misma manera, la Asamblea General de las Naciones Unidas declaró el Decenio sobre la Restauración de los Ecosistemas<sup>6</sup>, con el objetivo de prevenir, detener y revertir la degradación de los ecosistemas a nivel mundial; y como un periodo para alcanzar en los ODS relativos al cambio climático, la erradicación de la pobreza, la seguridad alimentaria, el agua y la conservación de la diversidad biológica. Este decenio – liderado por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura FAO y el Programa para el Medio Ambiente PNUMA - actuará como acelerador de algunos desafíos a gran escala como el de Bonn o la Declaración de New York<sup>7</sup> y también, será inspirador en tanto buscará que, algunos sectores de la sociedad -comunidades locales, grupos de mujeres, agricultores, entre otros actores privados-, puedan desarrollar aptitudes para catalizar y ejecutar adecuadamente las iniciativas de restauración en el mundo.

El apoyo de este decenio incluirá la promoción de un movimiento mundial centrado en la restauración, elaboración de marcos legislativos y normativos para incentivarla, en la creación de mecanismos de financiación innovadores, el fomento de valores de restauración, cuidado de la naturaleza y conservación; así como investigaciones a través de ciencias sociales y naturales sobre restauración en entornos terrestres, de agua dulce, estuarinos y marinos; y finalmente, el seguimiento de avances mundiales en términos de restauración y desarrollo de capacidad técnica de profesionales en todo el mundo<sup>8</sup>.

De acuerdo con estas iniciativas planteadas por la UNESCO, las posibilidades para Colombia al año 2030 son múltiples en términos de restauración. Sin lugar a duda, dicho proceso tendrá oportunidad de apalancar sus esfuerzos, replicarse y proyectarse a futuro en otras escalas a nivel nacional, teniendo como base los ejercicios científicos en los cuales se ha avanzado durante los últimos años, que constituyen lecciones aprendidas valiosas y que aumentan el éxito de las acciones de restauración.

Algunas actividades que ha apoyado el INVEMAR en el marco de su misión institucional a través de diferentes redes de apoyo y convenios y de acuerdo con lo expuesto por las Décadas, están alineadas con los compromisos del Gobierno Nacional, el cual en su Plan Nacional de Desarrollo (PND) 2018-2022 - “*Pacto por Colombia, Pacto por la Equidad*”-; en donde planteó la meta de reducir la deforestación en un 30%, mediante la siembra de 180 millones de árboles a agosto del año 2022<sup>9</sup>. Como insumo para la planeación de acciones de restauración en el marco de ésta y otras iniciativas nacionales e internacionales, el INVEMAR construyó un visor disponible en línea<sup>10</sup>, basado en el análisis de una serie de temáticas claves que permite a los implementadores potenciales, tomar decisiones basadas en información para maximizar el costo-beneficio e impacto de un proyecto de restauración, recuperación o rehabilitación en (Figura 76) (INVEMAR, 2020d).

<sup>6</sup> <https://www.decadeonrestoration.org/>

<sup>7</sup> El objetivo del Desafío de Bonn es restaurar 350 millones de hectáreas de paisajes degradados a más tardar 2030 y la Declaración de New York, apoya el Desafío de Bonn en su objetivo 5.

<sup>8</sup> <https://www.decadeonrestoration.org/>

<sup>9</sup> Plan Nacional de Desarrollo 2018-2022: Pacto por Colombia, pacto por la equidad. Disponible en: <https://www.dnp.gov.co/DNPN/Paginas/Plan-Nacional-de-Desarrollo.aspx>

<sup>10</sup> <https://storymaps.arcgis.com/stories/128c2a7258d74383a47617b313079829>

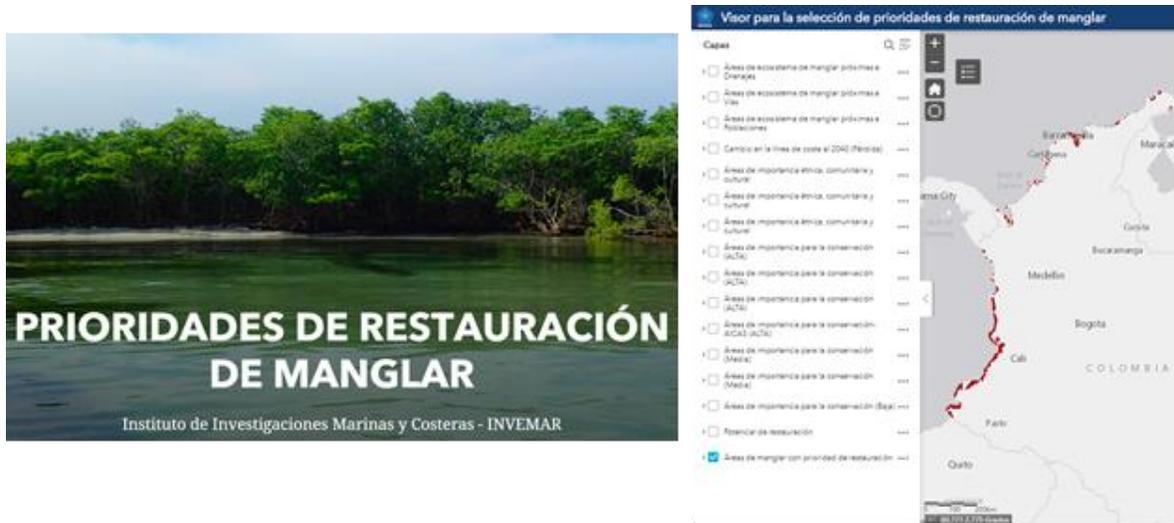


Figura 76. Visor de Prioridades de restauración de manglar disponible en línea <https://storymaps.arcgis.com/stories/128c2a7258d74383a47617b313079829>

Otros avances científicos y técnicos con los cuales se inicia el decenio para Colombia, se consignan en insumos para guiar el diseño de proyectos de restauración en ecosistemas de manglar. Se destaca el fortalecimiento de conciencia ambiental a través de estrategias de educación, la priorización de áreas de restauración a escala local para diseñar herramientas de manejo del paisaje y restauración, el diseño de pilotos de restauración, la generación de modelos de flujos preferenciales como insumos para el diseño de estrategias de rehabilitación hidrológica en manglar y en técnicas para restaurar manglares en zonas sobre inundadas (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2020; Daza *et al.*, 2020; INVEMAR, 2020e; Sierra-Parra *et al.*, 2019).

Será un reto continuo del decenio, generar información técnica de calidad, experiencias replicables, metodologías y protocolos que permitan la mejora continua en la implementación de procesos de restauración y con ello generar una base científica sólida, defendible, comprensible, efectiva y a gran escala; que ha de tener en cuenta las lecciones aprendidas y puesta en marcha de diferentes acciones ya iniciadas o ejecutadas; afinando técnicas y la planeación de la restauración (Gann *et al.*, 2019; Ripple *et al.*, 2019).

Se identificaron como desafíos nacionales para avanzar durante el decenio, la evaluación de interacciones en el hábitat en un ámbito geográfico amplio para contar con mejores técnicas de restauración aplicables bajo diferentes condiciones geomorfológicas, el involucramiento de las comunidades locales, la implementación de políticas que fomenten las aplicaciones de la restauración, la mejora en el uso de esquemas de pago por servicios ambientales y la evaluación de servicio ecosistémicos como una métrica para determinar el éxito de la restauración en una escala espacio temporal y como un método para unir la restauración ecológica a las ciencias socioeconómicas, que favorezca la comunicación efectiva con las partes interesadas y el aumento de la conciencia pública (Basconi *et al.*, 2020; Roulier *et al.*, 2020).

Igualmente, importante será que, en el marco de los decenios puedan superarse los impases generados por el Covid-19 a nivel global. Entendiendo que no es idóneo gestionar las prioridades

ambientales y económicas por separado; la recuperación de la crisis puede volverse una oportunidad para luchar contra la degradación de los ecosistemas y el cambio climático a partir de un nuevo enfoque económico transdisciplinario, que priorice la inversión en el capital ecológico optando por el crecimiento económico inteligente y limpio, con una inversión en restauración como parte de las soluciones basadas en la naturaleza, para apoyar los ecosistemas y una sociedad más resiliente a futuro (Mansuy, 2020).

Sin duda, los esfuerzos invertidos en restauración ecológica impulsados por las metas de las iniciativas globales celebradas por las Naciones Unidas en el marco de los decenios internacionales 2021-2030, no solo contribuirán a la consecución de diferentes ODS, sino que tienen el potencial de generar considerables beneficios económicos, sociales y por supuesto, ambientales.

### Microalgas potencialmente nocivas

El fitoplancton lo constituyen organismos autótrofos que flotan a la deriva en los diferentes cuerpos de agua tanto dulce como marina, siendo capaces de realizar fotosíntesis. Su importancia es fundamental por ser los principales productores primarios del océano, del que se alimenta el zooplancton y sucesivamente el resto de organismos marinos, además de constituirse en un importante sumidero de carbono al fijar el CO<sub>2</sub> atmosférico; sin embargo por algunas condiciones ambientales algunos de estos organismos puede llegar a alcanzar densidades altas 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 y otros organismos, asfixia por producción de sustancias mucilaginosas y algunos además tienen la capacidad de generar toxinas afectando otros organismos incluyendo al hombre, a través de la red trófica o por contacto directo (Hallegraeff *et al.*, 2004; Sar *et al.*, 2002).

Se analizó el comportamiento histórico de la densidad y composición del microalgas potencialmente nocivas y su relación con variables ambientales entre enero de 2014 y diciembre de 2019 en cuatro estaciones del departamento del Magdalena, ubicadas en dos zonas ambientalmente contrastantes, la primera con características marinas: bahía de Chengue (BCH) en el Parque Nacional Natural Tayrona y la 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 durante el mismo periodo y se registraron las densidades máximas de los géneros planctónicos constituidos por especies potencialmente nocivas de acuerdo a la lista taxonómica de la IOC-UNESCO (2021).

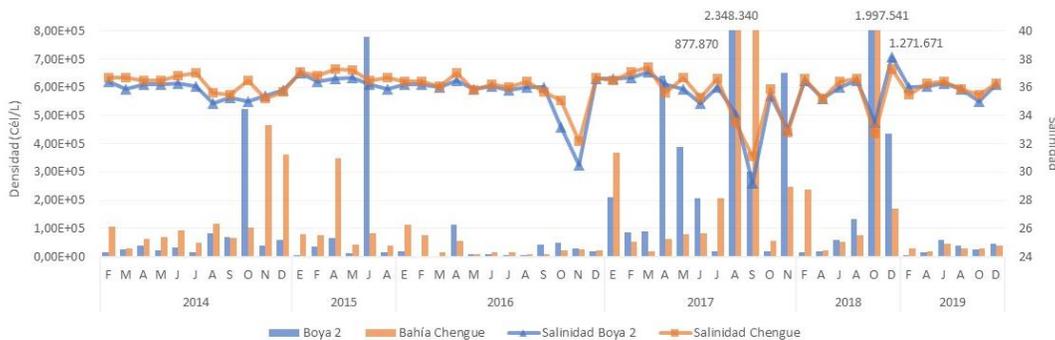
#### Fitoplancton

##### Densidad fitoplanctónica

El análisis histórico entre el 2014 y 2019 mostró que las densidades fitoplanctónicas fueron mayores en las estaciones estuarinas LBA y CLU con valores que oscilaron entre 305.371 y 11.039.434.757 cél. L<sup>-1</sup>, respecto a las estaciones marinas costeras BSM y BCH con densidades entre 7.362 y

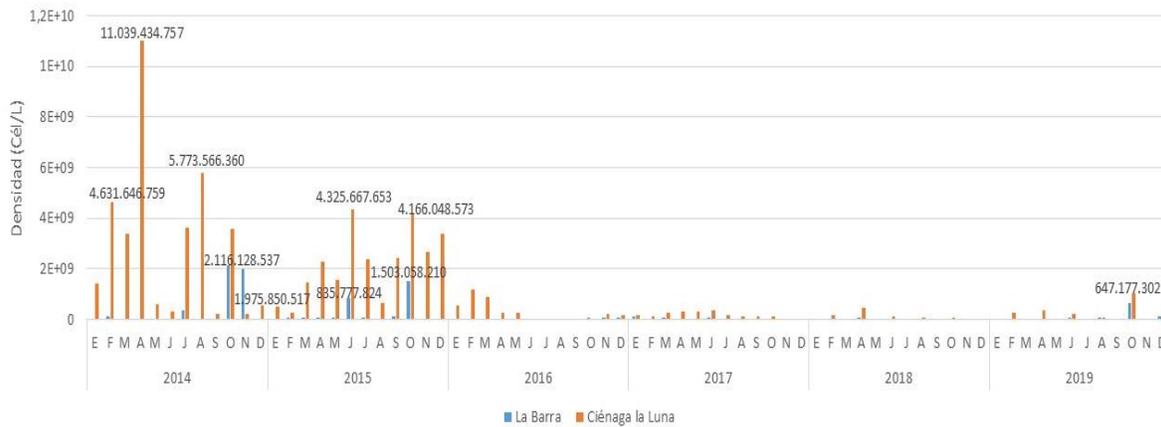
7.031.100 cél. L<sup>-1</sup>. En este periodo las densidades fitoplanctónicas registradas en BCH fluctuaron entre 7.362 y 7.031.100 cél. L<sup>-1</sup> (Figura 77). Las concentraciones más altas se registraron en agosto (2.348.340 cél. L<sup>-1</sup>) y septiembre de 2017 (7.031.100 cél. L<sup>-1</sup>), y octubre de 2018 (1.271.671 cél. L<sup>-1</sup>). Las diatomeas *Skeletonema* (2.159.212 cél. L<sup>-1</sup>; agosto de 2017), *Chaetoceros* (5.385.685 cél. L<sup>-1</sup>; septiembre de 2017) y *Pseudo-Nitzschia* (521.385 cél. L<sup>-1</sup>; octubre de 2018) fueron los géneros que aportaron a las más altas densidades. En BSM (Boya 2), se observaron densidades que oscilaron entre 2.687 y 1.997.541 cél. L<sup>-1</sup>, presentando las concentraciones más altas en los meses de junio de 2015 (779.915 cél. L<sup>-1</sup>), agosto de 2017 (877.870 cél. L<sup>-1</sup>) y octubre de 2018 (1.997.541 cél. L<sup>-1</sup>; Figura 77). Los géneros de las diatomeas *Pseudo-Nitzschia* (514.445 cél. L<sup>-1</sup>; junio de 2015), *Skeletonema* (791.186 cél. L<sup>-1</sup>; agosto de 2017 y 815.396 cél. L<sup>-1</sup>; octubre de 2018) y *Pseudo-Nitzschia* (601.755 cél. L<sup>-1</sup>; octubre de 2018) fueron las que contribuyeron a las altas densidades.

En ambas estaciones las mayores densidades se registraron en agosto y septiembre de 2017 y octubre de 2018, coincidiendo con la época lluviosa en el Caribe colombiano (Mesa *et al.*, 1997), meses en los cuales se reportaron bajas salinidades según las características de la zona (31 - 33) y altas temperaturas (30°C; Figura 77), evidenciando la influencia de los aportes continentales los cuales pudieron favorecer la proliferación de estos géneros de diatomeas, las cuales son características de ambientes costeros.



**Figura 77 Densidades fitoplanctónicas (barras) y salinidades (líneas) registradas en la bahía Chengue (BCH) y bahía de Santa Marta (Boya 2), entre el 2014 y 2019.**

Las variaciones en las densidades fitoplanctónicas observadas en el sector de la CGSM fueron amplias (Figura 78). En LBA oscilaron entre 305.371 y 2.116.128.537 cél. L<sup>-1</sup>, presentándose los mayores valores en octubre y noviembre de 2014, octubre y junio de 2015, y octubre de 2019, mientras que en el resto de los meses no se superaron las 140.000.000 cél. L<sup>-1</sup>, particularmente, en la época lluviosa mayor (octubre y noviembre) y lluviosa menor (junio; Figura 78). En CLU, las abundancias oscilaron entre 10.588.546 y 11.039.434.757 cél. L<sup>-1</sup>; con las mayores abundancias en los meses de febrero, abril y agosto de 2014; y junio y octubre de 2015 (Figura 78). Los años 2014 y 2015 estuvieron caracterizados por la presencia de El Niño más fuertes (INVEMAR, 2016c), que causó déficit de lluvias y sequías en la zona, disminuyéndose con ello los aportes de agua dulce a la ciénaga, lo que pudo contribuir a que el flujo y recambio de agua en la CGSM se viera restringido, permitiendo que el fitoplancton creciera y se acumulara, alcanzando altas densidades. Además, en estos años se registraron cuatro mortandades de peces (INVEMAR, 2014b; INVEMAR, 2015b; INVEMAR, 2015c; INVEMAR, 2015d) atribuidas a anoxia, con altas densidades de fitoplancton.



**Figura 78. Densidades fitoplanctónicas registradas en la boca de la Barra (LBA) y la ciénaga La Luna (CLU), ubicadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta, entre el 2014 y 2019.**

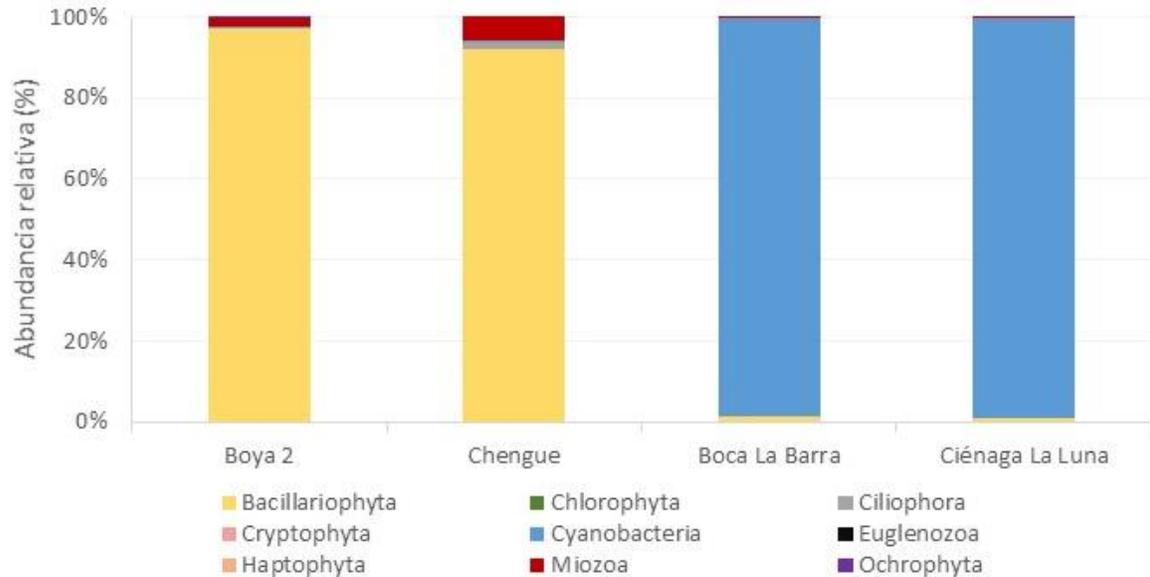
La mayor abundancia observada en LBA y CLU respecto a BSM y BCH se debe a la ubicación de las primeras en la CGSM, sitio donde los largos tiempos de residencia en los que puede permanecer el agua, el aporte continuo de los ríos que desembocan en ésta, así como aportes de origen antrópico, permite un mayor crecimiento y concentración de estos organismos.

#### Composición fitoplanctónica

El análisis histórico entre el 2014 y 2019 mostró en general para las estaciones marino costeras BSM y BCH el predominio en composición de las diatomeas, mientras que para las estaciones estuarinas LBA y CLU lo fueron principalmente las cianobacterias.

Para BSM y BCH se encontró que los grupos más frecuentes y con la mayor abundancia relativa (> 80 %) fueron las diatomeas, seguido por los dinoflagelados (Miozoa; Figura 79). Para LBA el grupo de las cianobacterias fue el que predominó en abundancia (Figura 79), siendo sin embargo algunas ocasiones superadas sólo por las diatomeas (Bacillariophyta; en marzo y abril de 2014, diciembre de 2015, febrero de 2016, diciembre de 2018 y febrero de 2019), meses correspondientes a la época seca, atribuido a la incursión de aguas marinas en la zona de mezcla (en las que las diatomeas suelen ser más abundantes y dominantes); mientras que el resto de grupos presentaron una participación muy discreta, destacándose entre éstos de los dinoflagelados por su abundancia relativa, principalmente en enero, noviembre y diciembre de 2015, abril de 2016, diciembre de 2018 y junio de 2019. En CLU, el predominio en abundancia de las cianobacterias fue permanente, contribuyendo en más del 60% en todas las observaciones (Figura 79). Respecto a las diatomeas (Bacillariophyta), se observaron aumentos de abundancia relativa en mayo y junio de 2014, julio y agosto de 2015, enero de 2016, noviembre y diciembre de 2017, febrero de 2018 y una participación sostenida en octubre y diciembre de 2018 y febrero, abril, junio y agosto de 2019. Cabe mencionar, que el predominio en abundancia de las cianobacterias respecto a los demás grupos del fitoplancton en la CGSM se ha descrito desde la década de los 80 (Kücklick, 1987), y ha sido un comportamiento generalizado que se viene observado en el monitoreo de la CGSM desde el año 2003. Además, se ha relacionado una mortandad de peces en la CGSM con la presencia de cianobacterias del género

*Anabaenopsis* (Mancera y Vidal, 1994). Es importante también destacar que varios géneros de cianobacterias, son conocidas por producir toxinas que han afectado a humanos y animales (Cronberg y Annodotter, 2006).



**Figura 79. Abundancia relativa (%) del fitoplancton entre el 2014 y 2019 en las estaciones Boya 2 (bahía Santa Marta), bahía Chengue (PNN Tayrona), boca La Barra (CGSM) y ciénaga La Luna (CGSM).**

El análisis de asociación entre las variables ambientales y la abundancia fitoplanctónica mostró una correlación positiva y significativa ( $P$ -valor= 0,005) en un 26 % para BCH entre las densidades de fitoplancton y los ortofosfatos, nitritos y la salinidad, coincidiendo con otros autores, que consideran que estas variables definen la distribución, composición y densidad de las microalgas (Mogollón, 1996, Acosta, 2012 e INVEMAR, 2018b; INVEMAR, 2018c), al ser los dos primeros recursos necesarios para el desarrollo de éstas y el segundo al favorecer el desarrollo de las diatomeas que fueron típicas de la estación. Para la Boya 2, la correlación no fue significativa ( $P$ -valor= 0,152), lo que indicaría que otras variables aparte de las contempladas (temperatura, salinidad, pH, nutrientes y SST) estarían contribuyendo al comportamiento del fitoplancton en la BSM.

El análisis de asociación entre las variables ambientales y la abundancia fitoplanctónica mostró una correlación positiva significativa ( $P$ -valor= 0,05) del 20 % para la LBA entre densidades de fitoplancton y la temperatura, el pH, los nitritos y los sólidos suspendidos totales (SST), lo que favorecería el desarrollo de cianobacterias adaptadas a aguas cálidas típicas de esta estación, el aumento de pH al aumentar la concentración de oxígeno del agua que estos organismos producen, y el desarrollo por aporte de nutrientes reflejado en los nitritos y los SST. Para la estación CLU, la correlación no fue significativa ( $P$ -valor= 0,846) indicando la influencia de otras variables no contempladas.

## Fitoplancton potencialmente nocivo

El análisis histórico permitió identificar un total de 15 géneros de microalgas con especies potencialmente nocivas, según la lista taxonómica de la IOC de UNESCO. Entre los géneros principales se encuentran los grupos de las diatomeas (*Skeletonema*, *Pseudo-nitzschia*, *Nitzschia* y *Chaetoceros*), dinoflagelados (*Prorocentrum*, *Ostreopsis*, *Gambierdiscus*, cf. *Alexandrium*, cf. *Gymnodinium* y *Scrippsiella*) y cianobacterias (*Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Pseudoanabaena*, *Raphidiopsis* y *Synechocystis*), los cuales han registrado las máximas densidades en las estaciones de Bahía Chengue, Bahía de Santa Marta, Boca de la Barra y Ciénaga la Luna entre el 2014 y 2019 (Tabla 29).

**Tabla 29. Principales géneros de microalgas con especies potencialmente nocivas, según la lista taxonómica de la IOC de UNESCO y densidades máximas observados en los sectores de Santa Marta y PNN Tayrona (bahía de Chengue (BCH) y bahía de Santa Marta (BSM) y en la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM (Boca de la Barra (LBA) y ciénaga La Luna (CLU), entre el 2014 y 2019.**

Sector	Grupo	Género	Densidades máximas (cél L <sup>-1</sup> )	Estación	Mes-año
Santa Marta y PNN Tayrona	Diatomea	<i>Pseudo-nitzschia</i>	601.755	BSM	Octubre-2018
			521.358	BCH	Octubre-2018
	Diatomea	<i>Skeletonema</i>	2.159.212	BCH	Agosto 2017
	Diatomea	<i>Chaetoceros</i>	5.385.685	BCH	Septiembre 2017
	Dinoflagelado	cf. <i>Gymnodinium</i>	31.394	BCH	Septiembre-2014
	Dinoflagelado	<i>Ostreopsis</i>	2.359	BCH	Febrero-2019
	Dinoflagelado	<i>Prorocentrum</i>	5.046	BSM	Octubre-2014
	Dinoflagelado	<i>Gambierdiscus</i>	295	BCH	Febrero-2019
	Dinoflagelado	cf. <i>Alexandrium</i>	1.828	BCH	Diciembre-2018
	Dinoflagelado	<i>Scrippsiella</i>	22.853	BCH	Septiembre 2017
	Cianobacteria	<i>Anabaena</i>	1.889	BCH	Agosto-2019
			788	BSM	Agosto-2017
	Cianobacteria	<i>Pseudoanabaena</i>	7.507	BSM	Julio 2014
	CGSM	Diatomea	<i>Pseudo-nitzschia</i>	484.098	CLU
Diatomea		<i>Nitzschia</i>	20.598.219	CLU	Febrero-2019
			56.301.427	CLU	Febrero-2018
Diatomea		<i>Skeletonema</i>	5.199.355	LBA	Junio-2018
Diatomea		<i>Chaetoceros</i>	34.071.713	CLU	Enero 2016
Dinoflagelado		cf. <i>Gymnodinium</i>	1.869.789	CLU	Enero 2016
Dinoflagelado		cf. <i>Alexandrium</i>	22.853	BLA	Diciembre-2018
Dinoflagelado		<i>Scrippsiella</i>	5.251.323	CLU	Septiembre 2017
Cianobacteria		<i>Anabaenopsis</i>	533.150.372	CLU	Abril-2014
Cianobacteria		<i>Raphidiopsis</i>	2.320.685.148	CLU	Abril 2014
Cianobacteria		<i>Synechocystis</i>	5.610.562.484	CLU	Agosto 2014

## Dinoflagelados Bentónicos

En BCH se presentaron grandes oscilaciones en las densidades a nivel mensual, encontrándose un total de 14 morfoespecies, la mayoría de ellas potencialmente nocivas.

Las densidades en BCH oscilaron entre 27 y 20.361 células por gramo de peso húmedo de hojas de *Thalassia testudinum* como sustrato (cél. g<sup>-1</sup> p. h). Los meses donde se presentaron las mayores abundancias fueron en su orden abril de 2019 y septiembre y agosto de 2014, mientras que en el resto de los meses no se superaron las 10.000 células g<sup>-1</sup> p.h de *Thalassia* (Figura 80).

Se observó un total de 14 morfo especies entre 2014 y 2019: *Coolia* sp1, *Coolia* Sp2, *Gambierdiscus* sp1, *Ostreopsis* cf. *Ovata*, *Ostreopsis* spp., *Prorocentrum* cf. *concovum*, *Prorocentrum* cf. *emarginatum*, *Prorocentrum* cf. *hoffmannianum*, *Prorocentrum* cf. *lima*, *Prorocentrum* cf. *rathymum* y tres *Prorocentrum* catalogados como sp1, sp2 y sp3. Los que se sobresalieron por su mayor abundancia y frecuencia, en su orden, fueron *P. cf. lima* (98% de las observaciones), *O. cf. ovata* (100% observaciones), *P. cf. hoffmannianum* (97%), *Ostreopsis* spp. (88%) y *Coolia* sp1 (46%), mientras que *Gambierdiscus* spp. se observó esporádicamente. Las mayores abundancias se registraron para *Prorocentrum* cf. *lima* en agosto y septiembre de 2014 (época transición), y para *P. cf. hoffmannianum* en febrero y abril de 2019 (época seca mayor) (Figura 80).

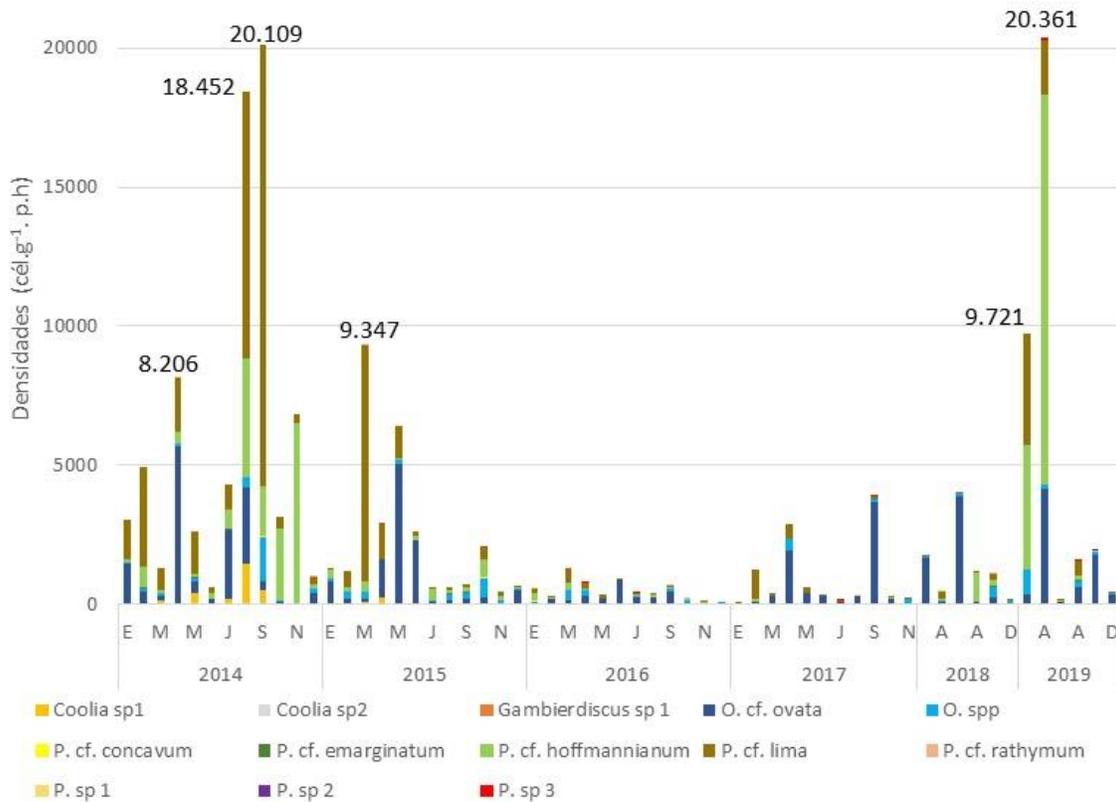


Figura 80. Densidades de dinoflagelados bentónicos (cél. g<sup>-1</sup> p. h de *Thalassia testudinum*) registradas mensualmente en la bahía Chengue (PNNT) entre los años 2014 y septiembre de 2019.

El análisis de asociación entre las variables ambientales y la densidad de dinoflagelados bentónicos, mostraron que, en BCH, la abundancia de *Prorocentrum* cf. *lima* estuvo directamente correlacionada de manera significativa positiva ( $p < 0,05$ ) con los sólidos suspendidos totales ( $r = 0,28$ ), al igual que *Coolia* sp. ( $r = 0,59$ ), lo que indicaría el favorecimiento de estos organismos por el aporte de aguas de

escorrentía quizás por el aporte de nutrientes; por su parte *Prorocentrum cf. rhathymum* lo estuvo directamente correlacionado con el pH ( $r=0,81$ ). El resto de géneros y especies no mostró asociación con algunas de las variables contempladas.

#### Dinoflagelados bentónicos potencialmente nocivos

El análisis histórico en BCH permitió observar un total de 4 géneros distribuidos entre 7 morfotipos de dinoflagelados bentónicos con especies potencialmente nocivas, referenciadas en la lista taxonómica de la COI - UNESCO (Tabla 30).

**Tabla 30. Principales géneros de dinoflagelados bentónicos con especies potencialmente nocivos, según la lista taxonómica de la COI - UNESCO y densidades máximas observados en la bahía de Chengue, entre el 2014 y 2019.**

Grupo	Género	Densidades máximas (cél. g <sup>-1</sup> p. h de <i>Thalassia</i> )	Estación	Mes-año
Dinoflagelado	<i>Gambierdiscus</i> spp.	6	BCH	Agosto-2015
Dinoflagelado	<i>Ostreopsis cf. ovata</i>	5650	BCH	Abril-2014
Dinoflagelado	<i>Ostreopsis</i> spp.	1591	BCH	Septiembre-2014
Dinoflagelado	<i>Prorocentrum cf. lima</i>	15867	BCH	Septiembre-2014
Dinoflagelado	<i>P. hoffmannianum</i>	14017	BCH	Abril-2019
Dinoflagelado	<i>P. rhathymum</i>	21	BCH	Marzo-2015
Dinoflagelado	<i>Coolia</i> spp.	1453	BCH	Agosto-2014

#### Conclusiones y recomendaciones

El análisis histórico permitió evidenciar que, en las estaciones de la bahía de Santa Marta y Bahía Chengue las diatomeas y dinoflagelados fueron los grupos predominantes en términos de abundancia relativa (típicos de ambientes marinos y costeros), mientras que para la boca de Barra y la ciénaga La Luna (CGSM) fueron las cianobacterias (generalmente de ambientes estuarinos). Además, que las mayores abundancias de fitoplancton ocurren generalmente en las épocas de lluvia.

Se observaron un total de 15 géneros con especies potencialmente nocivas, pertenecientes al grupo de las diatomeas (*Skeletonema*, *Pseudo-nitzschia*, *Nitzschia* y *Chaetoceros*), los dinoflagelados (*Prorocentrum*, *Ostreopsis*, *Gambierdiscus*, cf. *Alexandrium*, cf. *Gymnodinium* y *Scrippsiella*) y cianobacterias (*Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Pseudoanabaena*, *Raphidiopsis* y *Synechocystis*), algunos con presencia casi permanente y alcanzando altas abundancias, lo que hace recomendable la continuidad de estos muestreos.

Entre los dinoflagelados bentónicos, se destaca la presencia casi permanente (con presencia en más del 40% de las observaciones) de dinoflagelados con capacidad productora de toxinas como *Ostreopsis cf. ovata*, *Prorocentrum cf. lima*, *Ostreopsis* spp, *Prorocentrum cf. hoffmannianum* y *Coolia* spp. en BCH, así como de *Prorocentrum cf. rhathymum*. Por lo cual, permite mencionar también la importancia de continuar con el monitoreo de dinoflagelados bentónicos y hacer seguimiento a las concentraciones de estas especies potencialmente nocivas y el uso de técnicas moleculares que permita confirmar la identificación de los mismos ya que en muchos de ellos el grado de toxicidad depende de la especie.

Aunque solo se distinguieron dos morfotipos de *Gamberdiscus* (uno de ellos *G. caribaeus*), es posible la existencia de más especies de este género en el área. Consideración importante dado los amplios grados de toxicidad intraespecífica encontrada en estos organismos, causantes de la intoxicación conocida como ciguatera.

Para complementar las actividades de monitores de microalgas potencialmente nocivas es pertinente empezar a medir toxinas en peces y moluscos de importancia comercial, lo cual permitiría generar acciones de alertas tempranas a la comunidad y determinar el riesgo a la salud de los pobladores de la zona y los consumidores de los productos pesqueros del área evaluada.

## Contaminación por basura marina plástica

En la zona costera de Colombia, los ecosistemas marinos se ven afectados por la acumulación de residuos sólidos manejados inadecuadamente que provienen de las actividades domésticas y socioeconómicas como el turismo, pesca, acuicultura, navegación y comercio, entre otros (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2017; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020a). Estos residuos se conocen como basura marina, y comprende diferentes materiales, entre los cuales, los plásticos son los más abundantes a escala global, representando entre el 42 y 96% (Iñiguez *et al.*, 2016).

Una subcategoría de la basura plástica marina, son los microplásticos, que corresponden partículas con tamaños menores que 5 mm (GESAMP, 2019), los cuales se clasifican según su origen en primarios y secundarios. Los de origen primario (con formas de pellet y gránulos) son los fabricados con el tamaño milimétricos para usarlos como materia prima en otros productos y los secundarios (con formas de fragmentos, filamentos, lámina, espuma) se generan por la fragmentación de elementos plásticos de mayor tamaño (GESAMP, 2019).

Entre los años 2017 y 2018, con el apoyo del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia, se realizó un diagnóstico nacional sobre la contaminación por microplásticos en zonas costeras tanto del Caribe como del Pacífico (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2017). En este estudio se seleccionaron 43 playas ubicadas en los departamentos de San Andrés, Magdalena, Bolívar, Antioquia, Chocó, Valle del Cauca y Nariño (Figura 81) para evaluar la contaminación por microplásticos en la arena y en el agua superficial. El muestreo en arena se realizó con la metodología de los Científicos de la Basura (Hidalgo-Ruz y Thiel, 2013), la cual consistió en tamizar los primeros 5 cm de arena en 18 cuadrantes de 0,5 x 0,5 m. En el agua costera superficial se muestrearon microplásticos usando una red de plancton con poros de 500 µm en tres transectos, siguiendo las recomendaciones de Kovač *et al.* (2016). Adicionalmente, se obtuvieron 118 peces de 31 especies capturados en las bahías de Buenaventura y Santa Marta y en la isla de San Andrés, para analizar el contenido estomacal de estos peces directamente en el estereoscopio siguiendo la metodología de Ory *et al.* (2018). Los microplásticos se identificaron en el estereoscopio y se clasificaron según su forma en fragmentos, filamentos, películas, espuma, gránulos y pellets (Kovač *et al.*, 2016).

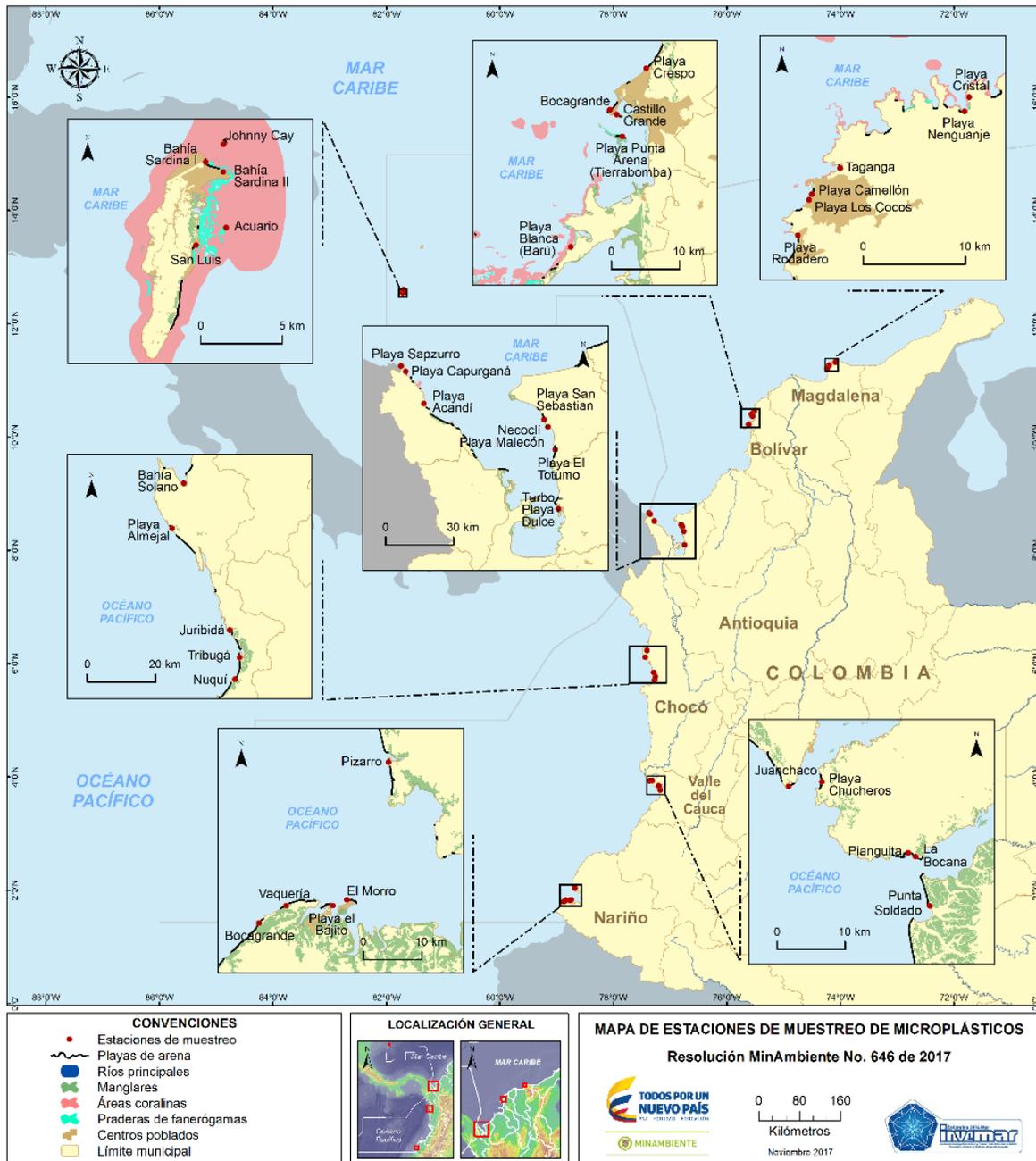


Figura 81. Mapa 1. Área de estudio con las estaciones de playa priorizadas (puntos de color rojo) en los departamentos costeros de Colombia. Tomado de Garcés-Ordóñez *et al.* (2017).

Como resultado del muestreo nacional de microplásticos en 43 playas colombianas, se determinó que las concentraciones de microplásticos con tamaños entre 1 y 5 mm, en la arena de las playas oscilaron entre 3 y 1.387 ítems  $m^{-2}$  (Figura 82A) (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020a), mientras que en el agua superficial los oscilaron entre 0,01 y 8,96 ítems  $m^{-3}$  (Figura 82B) (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020b). Las playas con mayor contaminación tanto en arena como en agua superficial se encontraron en las zonas de Cartagena, Santa Marta en el Caribe y Buenaventura en el Pacífico.

Considerando la forma de los microplásticos, se encontró que los fragmentos y filamentos fueron las formas más abundantes, con porcentajes que suman 73% en arena de playa (Figura 82A) y 90% en aguas superficiales costeras (Figura 82B), lo cual indica que los microplásticos en las playas colombianas son en su gran mayoría de origen secundario por el manejo inadecuado de residuos sólidos y aguas residuales (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020a; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020b).

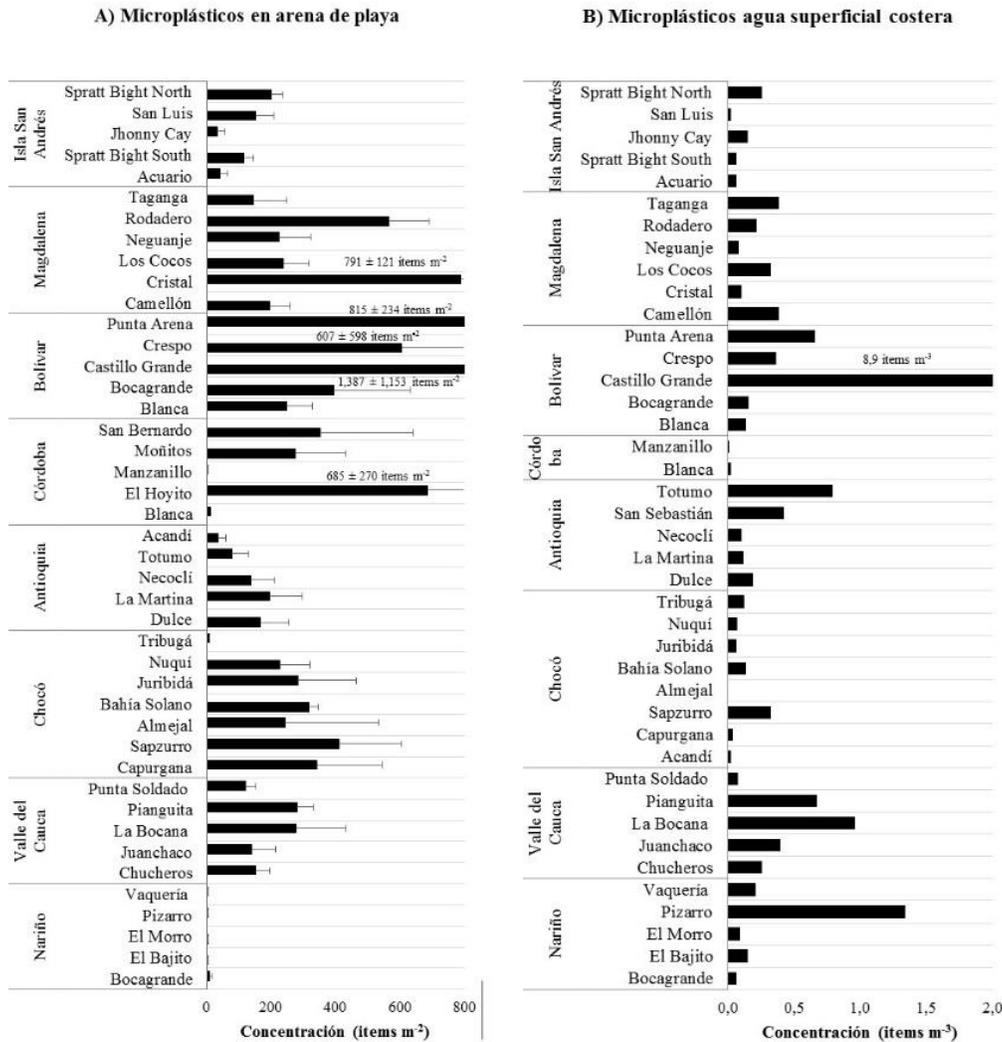


Figura 82. Concentraciones de microplásticos en arena de playa (A) y agua costera (B). Fuentes: Garcés-Ordóñez *et al.*, (2020a); Garcés-Ordóñez *et al.*, (2020b).

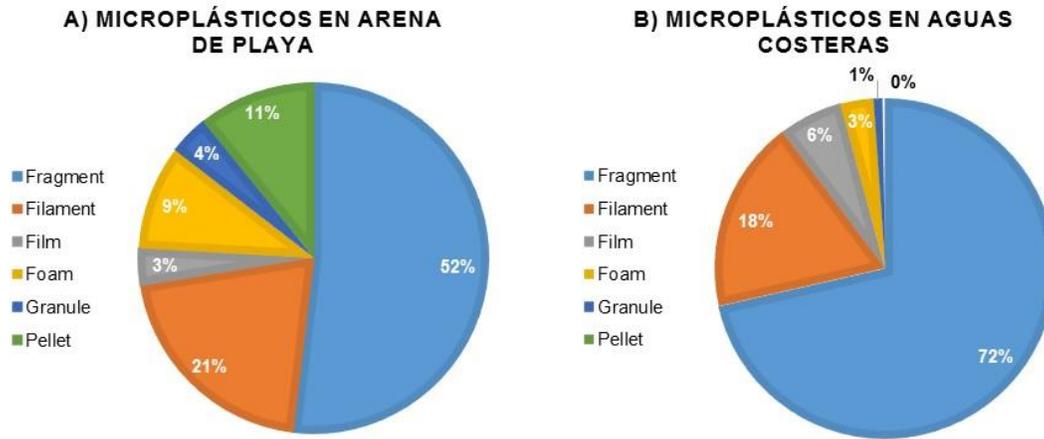


Figura 83. Porcentajes de representación de las formas de los microplásticos encontrados en la arena de playas (A) y en el agua superficial costera (B). Fuentes: Garcés-Ordóñez *et al.*, (2020a); Garcés-Ordóñez *et al.*, (2020b).

El análisis del tracto digestivo de los 118 individuos de 31 especies de peces, mostró que el 16,1 % de los peces habían ingerido microplásticos de los tipos filamento (82 %), fragmento (11 %) y pellet (7 %) (Tabla 31; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2017). Los peces capturados en la bahía de Buenaventura, tuvieron mayor prevalencia en la ingestión de microplásticos (26,6 %), seguido por los peces de la isla de San Andrés (7,4 %) y la bahía de Santa Marta, donde ninguno de los individuos analizados tenía microplásticos en el tracto digestivo (Tabla 31). Las especies con microplásticos en su tracto digestivo fueron: *Lobotes surinamensis* y *Elagatis bipinnulata* capturadas en la isla de San Andrés, *Bagre panamensis*, *Centropomus armatus*, *Parapsettus panamensis*, *Genyatremus pacifici*, *Polydactylus approximans*, *Larimus argenteus*, *Nebris occidentalis* y *Paralanchurus dumerilii* capturados en la bahía de Buenaventura (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2017).

Tabla 31. Resultados del análisis de microplásticos en el tracto digestivo peces en los tres sitios priorizados en el Caribe y Pacífico colombianos. Tomado de Garcés-Ordóñez *et al.* (2017).

Sitio priorizado	Arte de pesca usado	No. De individuos analizados	No. De individuos con microplásticos	Prevalencia de ingestión microplásticos (%)
Isla de San Andrés	Línea de mano	27	2	7,4
Bahía de Santa Marta	Chinchorro	27	0	0,0
Bahía de Buenaventura	Trasmallo	64	17	26,6
<b>Total</b>		<b>118</b>	<b>19</b>	<b>16,1</b>

Los resultados del diagnóstico nacional mostraron que las playas colombianas están contaminadas por plásticos que en su gran mayoría son de productos de corta vida útil o desechables y que serían fuente importante de microplásticos secundarios que están acumulándose en la arena y están disponibles en el agua, donde los peces los están ingiriendo (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2017; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020a; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020b; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020c).

Esta contaminación representa un riesgo para los ecosistemas y para los medios de vida de las poblaciones humanas costeras colombianas, ya que los microplásticos pueden adsorber contaminantes orgánicos persistentes y metales pesados del ambiente circundante, que ingresan a la red trófica cuando son ingeridos por organismos marinos (Auta *et al.*, 2017). Además, inducen daños físicos y obstrucción en el tracto digestivo y el riesgo de enfermedades por algunos microorganismos que se adhieren y son transportados en los microplásticos (Botterell *et al.*, 2019). Considerando la situación actual de la contaminación por microplásticos en las playas de Colombia y la amenaza que esta contaminación representa para los ecosistemas marinos costeros (Garcés-Ordóñez, 2019), se requiere:

- 1) Aumentar el conocimiento sobre el impacto de la contaminación por plásticos en el ambiente marino y costero, para apoyar la toma de decisiones.
- 2) Promover herramientas educativas y de sensibilización, para prevenir la contaminación.
- 3) Fortalecer el marco político y promover la coordinación interinstitucional para lograr una mejor gestión integral de la contaminación por basuras marinas.
- 4) Reducir la descarga de residuos sólidos recurrentes de fuentes terrestres y marinas que terminan en los mares colombianos.

Estas acciones implican la participación de los entes gubernamentales, la generación de normativas para control y seguimiento, el desarrollo de acciones correctivas y compensatorias, y por último, pero no menos importante la toma de conciencia por parte de la población colombiana, frente al uso de plásticos que ayude a preservar la salud de los ecosistemas marinos y costeros.

## Bioprospección Marina

Desde siempre se ha reconocido la importancia y el potencial que tiene la biodiversidad; pero sólo hasta hace un tiempo su utilización sostenible, combinada con la información recopilada y el uso de herramientas tecnológicas y biotecnológicas han llevado a la búsqueda de alternativas de desarrollo de los países, con la consecuente obtención de beneficios monetarios y no monetarios.

Bajo este contexto, la bioprospección y la biotecnología marina son herramientas importantes en el uso sostenible de la biodiversidad, principalmente de los recursos biológicos, genéticos y derivados (componentes y propiedades). A través de ellas, se puede acelerar el proceso de búsqueda y conocimiento de moléculas, genes y compuestos activos, que luego pueden ser producidos industrialmente sin tener que recurrir al uso extractivo, muchas veces insostenible de la biodiversidad. En esa medida, es importante buscar estrategias de cooperación para realizar un uso racional de la biodiversidad, protegiéndola y aprovechándola sosteniblemente, fundamento de la política ambiental establecida en la Ley 99 de 1993. El reto de insertar al país en los nuevos mercados biotecnológicos y de productos provenientes de la biodiversidad, específicamente los recursos biológicos, genéticos y sus derivados, exige desarrollar un conjunto de instrumentos de política, económicos, institucionales y legales, que hagan especialmente atractivo y competitivo realizar inversiones en actividades de alto riesgo y alto margen de retorno, tales como la bioprospección, que han demostrado producir ganancias extraordinarias en otros países, con los beneficios sociales derivados (CONPES, 2011).

Por otra parte, el CONPES *Política de Mercados Verdes No. 3934* (2018) menciona la generación de condiciones que promuevan nuevas oportunidades económicas basadas en la riqueza del capital natural. Asimismo, el CONPES *Colombia Potencia Bioceánica Sostenible 2030 No. 3990* (2020) tiene como alcance proyectar a Colombia como potencia bioceánica para el año 2030, mediante el aprovechamiento integral y sostenible de su ubicación estratégica, condiciones oceánicas y recursos naturales para contribuir al crecimiento y desarrollo sostenible del país, incluye en todas sus líneas de acción la bioprospección. Por último, los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) en sus ODS 3 (Salud y bienestar); 6 (Agua limpia y saneamiento) 7 (Energía sostenible y no contaminante sostenible) 14 (Vida submarina) y 15 (Vida de ecosistemas sostenibles) (ONU, 2016).

Así pues, la gran biodiversidad presente en el territorio marino costero ofrece buenas perspectivas de hacer nuevos descubrimientos derivados de la bioprospección, generándose así alternativas de desarrollo biotecnológico y socioeconómico. La biodiversidad ha sido considerada la nueva ventaja competitiva de los países en desarrollo, y el Mandato de Jakarta, surgido por el Convenio de Diversidad Biológica CDB organizado en Río de Janeiro, Brasil, y ratificado en el país mediante la ley 165 de 1994, considera la biodiversidad genética y de productos naturales como un elemento clave en el desarrollo de países con alta diversidad biológica como Colombia.

Este informe presenta las investigaciones realizadas en productos naturales marinos de Colombia a partir de los artículos científicos publicados en revistas indexadas durante el período 2007 - 2020. Respecto al informe del año 2019 (INVEMAR, 2020f) se incluyen ocho artículos científicos que fueron publicados en el año 2020, identificando organismos y compuestos de interés y pruebas de actividad biológica, principalmente en el sector agroindustrial y área de la salud. Con relación a técnicas analíticas respaldadas por análisis estadísticos (análisis multivariados) y con un flujo de trabajo en metabolómica (herramienta que complementa la información para entender mejor mecanismos bioquímicos, identificar biomarcadores, cuantificar metabolitos en distintos entornos y flujos biológicos, etc) se analizó el perfil metabólico y la correlación de la producción de metabolitos de la Actinobacteria *Streptomyces* sp PNM-9 aislada del alga *Dictyota* sp, identificando dos compuestos, con actividad contra dos bacterias fitopatógenas en el cultivo de arroz (Betancur *et al.*, 2020). Por otra parte, mediante herramientas espectroscópicas de análisis por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC-MS), se realizó una comparación de los perfiles metabólicos de ocho aislamientos bacterianos del género *Paenibacillus* obtenidos de diferentes ambientes (coral, algas manglar), revelaron gran abundancia de compuestos orgánicos volátiles, identificando dos compuestos (2-furanmetanol, fenilacetoniitrilo y 2,4-dimetilpentanol) de la cepa *P. ehimensis* PN50 aislada del alga *Codium* sp., como posible responsables de la actividad antifúngica contra el hongo *Colletotrichum gloeosporioides*, causante de enfermedades de antracnosis en el cultivo del ñame, con tasas de inhibición superiores al 50% en el crecimiento micelial del hongo (Sinuco León *et al.*, 2020). Otros estudios enfocados al control biológico, se realizaron contra el fitopatógeno del tomate *Fusarium oxysporum* f. sp. lycopersici. De 152

aislamientos de microorganismos recolectados de diferentes muestras obtenidas de coral de Santa Catalina y Providencia (Betancur *et al.*, 2017); 28 cepas de Firmicutes mostraron actividad antifúngica contra diez aislamientos del fitopatógeno en pruebas *in vitro*. De ellos, *Paenibacillus* sp PNM200 fue identificado como potencial agente de control biológico de la planta de tomate, aumentó el crecimiento de la planta y redujo la severidad del marchitamiento vascular en ensayos de invernadero, sugiriendo que las bacterias de origen marino podrían ser una nueva fuente de agentes de control biológico para el manejo integrado de plagas de enfermedades transmitidas por el suelo (Vinchira-Villarraga *et al.*, 2020). Otras investigaciones en metabolómica, Santacruz *et al.* (2020), empleando herramientas espectroscópicas de resonancia magnética nuclear de alta resolución (H-RMN) con experimentos PSYCHE, realizaron un estudio del perfil metabólico de 24 extractos de corales blandos del Caribe colombiano de 15 especies de coral recolectados en el área de Santa Marta, evaluando la correlación entre la composición química de los extractos y su citotoxicidad contra las líneas celulares cancerígenas tumorales A549 (Adenocarcinoma de pulmón), SiHa (Cancer de cuello uterino) y PC3 (Carcinoma prostático), mostrando que los extractos de *Plexaurella* sp y *P. kukenthalii* presentaron porcentajes de inhibición de 64,0% y 63,5% contra la línea de células tumorales PC3 y los más citotóxicos, siendo los responsables de la separación entre los grupos asperdiol y plexaurolona, compuestos responsables de la citotoxicidad mostrada por los extractos más activos. Estos resultados aumentan la rapidez, eficacia y fiabilidad de los análisis para el estudio de este tipo de matrices complejas. También, mediante técnicas espectroscópicas de resonancia magnética nuclear (RMN) unidimensionales y bidimensionales (1D y 2D), se identificaron nuevos compuestos como prostaglandina A2-AcMe (1) y prostaglandina A2 (2) además, de obtener tres derivados (3-5) de reducción del octocoral *Plexaura homomalla*. Los compuestos fueron evaluados contra líneas celulares de cáncer de mama (MDA-MB-213) y pulmón (A549). Asimismo, en combinación con actividad enzimática y estudios de acoplamiento molecular, con las enzimas p38-quinasa, Src-quinasa y topoisomerasa II, se llevaron a cabo para los compuestos 1-5 con el fin de explorar su potencial como inhibidores, mostrando que la prostaglandina A2 (2) era el compuesto más potente con una CI50 de 16,46 y 25,20 g/ml frente a las líneas celulares mencionadas. Además, este compuesto también inhibió la p38-quinasa en un 49% y la Src-quinasa en un 59% a 2,5 M, mientras que La topoisomerasa II se inhibió en un 64% a 10 M, sugiriendo que la prostaglandina 2 puede considerarse como un potencial para el desarrollo de inhibidores contra algunas enzimas presentes en procesos de cáncer (Hurtado *et al.*, 2020).

Por otra parte, Quiroz *et al.* (2020), realizaron una caracterización de 16 ácidos grasos del pepino *Holothuria princeps*, los cuales fueron derivatizados e identificados por medio de cromatografía GC-MS, evaluando actividad antimicrobiana (bacteriana y fúngica) del extracto en metanol, mostrando que *Enterococcus faecalis* fue la bacteria más susceptible al efecto del extracto a bajas concentraciones, mientras que a las más altas lo fue *Pseudomonas aeruginosa*. A nivel general en el tratamiento antifúngico, el de mayor inhibición fue el aislado clínico de *Candida albicans* (muestra de sangre). La evaluación de la actividad antibacteriana contra cepas de referencia de *Escherichia coli*, *P. aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*, *Klebsiella pneumoniae* y *Enterococcus faecalis*, demostró

la existencia de un efecto considerable en la reducción del crecimiento bacteriano por parte de los extractos utilizados, principalmente a bajas concentraciones (menos de 1 000 ppm). En cuanto a la actividad antifúngica frente a la cepa de referencia de *C. albicans* y a los aislados clínicos de muestra de sangre y *C. krusei* (muestra de catéter), el extracto mostró que los mejores resultados se presentaron concentraciones por encima de 1 500 ppm.

En cuanto, a la búsqueda constante y el desarrollo de nuevos procesos y tecnologías para obtener materiales biodegradables y biocompatibles, reto continuo de investigar, debido al problema ambiental relacionado con el uso excesivo de material plástico tradicional y del impacto de estos materiales en las industrias médica, farmacéutica y cosmética. Blandón *et al.* (2020), exploraron la bacteria marina *Cobetia* sp. INV PRT122 y *Bacillus* sp. INV FIR18 aislados de sedimentos del mar Caribe colombiano como productores de polihidroxicarboxilatos. Se extrajeron los polímeros y se completaron los análisis estructurales para confirmar su naturaleza, realizando estudios cinéticos de crecimiento, acumulación y consumo de azúcar utilizando glucosa como fuente de carbono al 2%, 4%, 8%, 12% (p / v). Se pudo ver un alto grado de pureza en el análisis de espectroscopía a través de sus señales, y los resultados indicaron que los polisacáridos aislados tenían la misma estructura química que la del polihidroxibutirato. Los resultados del crecimiento de los microorganismos y la producción de polihidroxicarboxilatos confirman que un exceso de carbono afecta la producción del polímero. La mayor producción se obtuvo de *Bacillus* sp. INV FIR18 usando glucosa al 2%, 30 ° C, 140 rpm y 144 h; Sin embargo, la cantidad obtenida en las condiciones estudiadas no es competitiva para la producción del polisacárido a gran escala. Por tanto, es importante buscar otras alternativas como otros estudios de optimización para incrementar la productividad, el uso de cultivos microbianos mixtos, el uso de sustratos mixtos y la exploración continua de cepas más productivas.

Por último, se realizó una investigación de interés para futuros estudios de bioprospección marina a partir de bacterias epífitas asociadas al alga *Ulva lactuca*, como posibles nuevas fuentes de enzimas como las tiolasas y lipasas (Ruiz-Toquica *et al.*, 2020).

Teniendo en cuenta las investigaciones publicadas, en la Tabla 32 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 2007-2020, frente al número total registrado y estimado de especies marinas del país.

Tabla 32. Consolidado de especies marinas cuya bioactividad ha sido evaluada hasta 2019, las que se han caracterizado químicamente hasta el 2019 y las publicadas en 2020.

Grupo	Número registrado de especies 2019*	Número estimado de especies 2019*	Especies ensayadas hasta 2019	Especies nuevas ensayadas 2020	Especies caracterizadas químicamente hasta 2019	Especies nuevas caracterizadas químicamente 2020
Equinodermos*	325	394	14	1	9	0
Bryozoa*	95	118 <sup>a</sup>	0	0	0	0
Poliquetos*	10	261	0	0	0	0
Corales*	141	153	35	16	13	4
Antipatharios*, <sup>a</sup>	18	18 <sup>a</sup>	0	0	0	0
Anemonas*, <sup>a</sup>	18	18 <sup>a</sup>	0	0	0	0
Hidrozoos*	41	90	0	0	0	0
Esponjas*, <sup>a</sup>	168	350 <sup>a</sup>	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* <sup>†</sup>	94	652 <sup>†</sup>	51	39	3	2
Hongos* <sup>†</sup>	2	1097 <sup>†</sup>	7	0	0	0
<b>Total</b>	<b>3234</b>	<b>4950</b>	<b>259</b>	<b>56</b>	<b>83</b>	<b>6</b>

\*El número registrado y estimado de especies marinas en Colombia se actualizó de acuerdo al reporte de Montoya-Cadavid E. y Bohorquez J. (2020) 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.

<sup>a</sup>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 (Montoya-Cadavid y Bohorquez., 2020).

<sup>†</sup>El número estimado corresponde a especies de microorganismos marinos catalogados a nivel mundial (Mora *et al.*, 2011).

17. Indicador de especies bioprospectadas (ensayadas)
<b>Definición e importancia del indicador</b>
El indicador contabiliza la cantidad de especies de organismos marinos recolectados en Colombia, a los que se les ha realizado al menos una prueba para evaluar su potencial bioactivo. Adicionalmente, se detalla el trabajo realizado durante el último año, mostrando el total de actividades biológicas que se evaluaron ya sea en un organismo marino o un derivado del mismo; por ejemplo, algún compuesto sea este modificado o natural. Se discrimina dentro de este indicador, los ensayos que corresponden a especies en las que no se reportó previamente algún estudio de actividad biológica y las especies en las que ya se ha reportado al menos una prueba para evaluar su potencial bioactivo.
<b>Fuente de los datos e información</b>
Publicaciones científicas en bases de datos Scielo, Redalyc, Science Direct y Pubmed.
<b>Periodo reportado</b>
2007-2020.
<b>Reporte o cálculo del indicador</b>

17. Indicador de especies bioprospectadas (ensayadas)

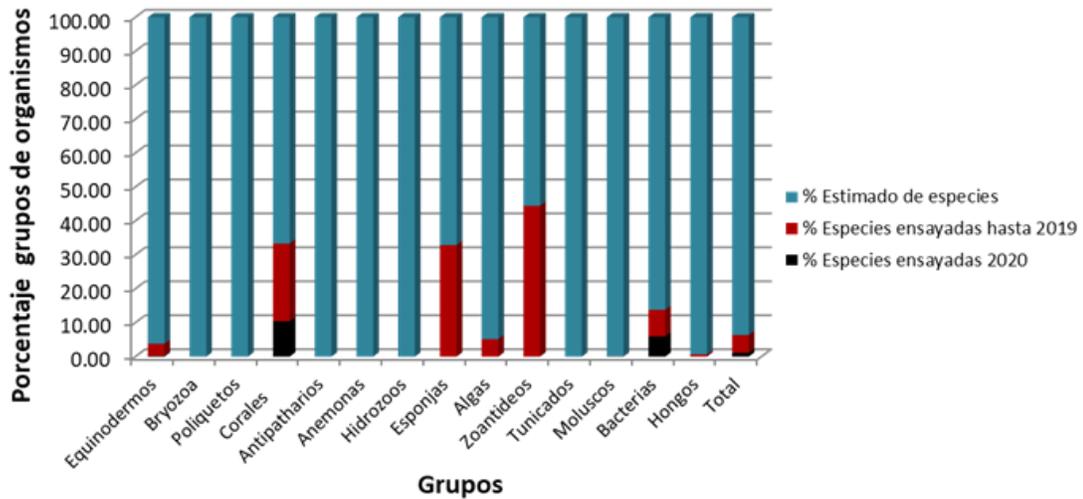


Figura 84. Especies de organismos marinos por grupos ensayados para evaluar su bioactividad.

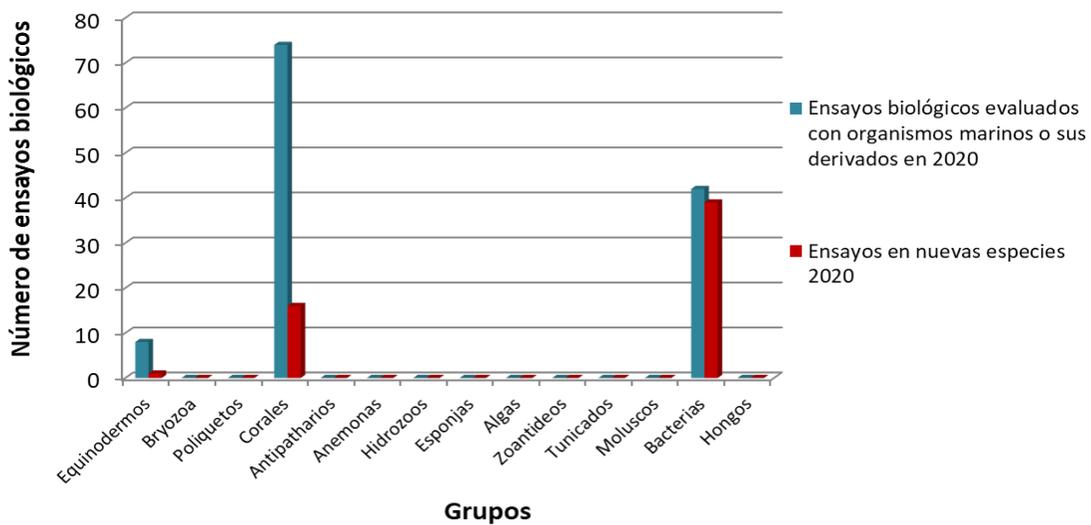


Figura 85. Número de ensayos biológicos evaluados en los organismos marinos y sus derivados durante el año 2020.

Interpretación de los resultados

En el año 2020, se publicaron resultados de 16 especies de corales, 1 especie de pepino y 39 cepas bacterianas no bioprospectadas previamente, para un total de 56 especies evaluadas, lo que implica ensayos biológicos de algún tipo en especies marinas de Colombia del 1,13% (Figura 84). Durante el 2020, las investigaciones se enfocaron en el análisis del potencial bioactivo de corales, bacterias marinas asociadas a corales, manglares, algas, sedimento marinos y para equinodermos en menor número (Figura 85) y en la obtención de polihidroxicarbohidratos permitiendo avanzar en el conocimiento de otras especies marinas de interés biotecnológico. En cuanto a ensayos de actividad biológica, se centraron en el control de fitopatógenos causados por bacterias y hongos en el cultivo del arroz, ñame y tomate. También en líneas celulares cancerígenas y pruebas contra bacterias y hongos 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

17. Indicador de especies bioprospectadas (ensayadas)

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.

18. 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 2019.

Reporte o cálculo del indicador

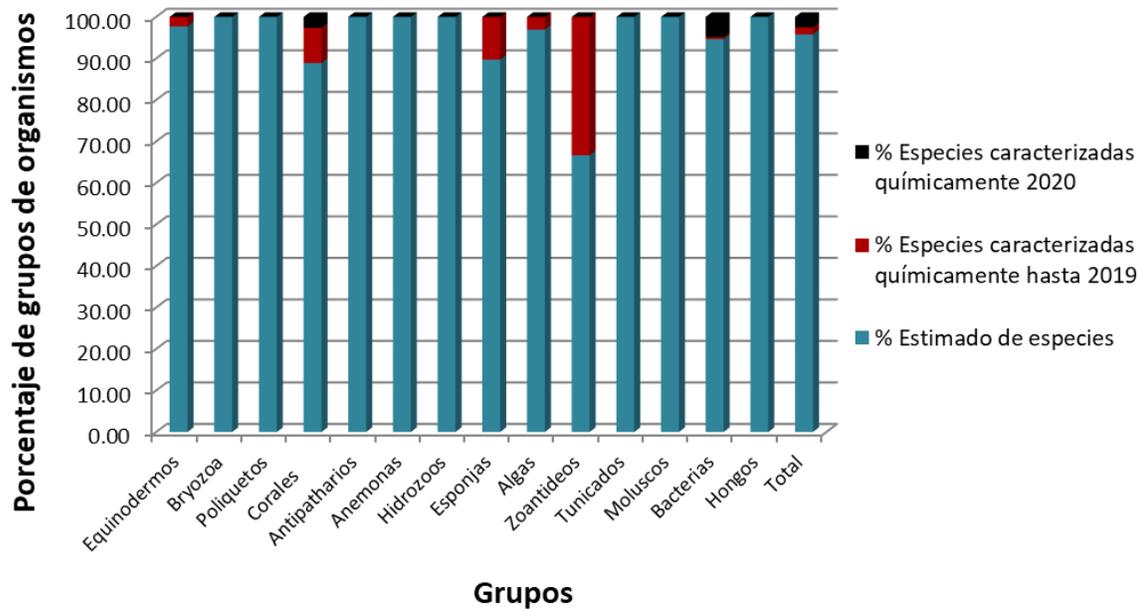


Figura 86. Especies de organismos marinos cuyos extractos han sido caracterizados químicamente.

Interpretación de los resultados

En el 2020 se destaca la caracterización química y la identificación de dos compuestos de la Actinobacteria *Streptomyces* sp PNM-9 aislada del alga *Dictyota* sp de interés en el control biológico del cultivo de arroz contra las bacterias *Burkholderia glumae* ( ATCC 33,617) *B. gladioli* (3704–1-Fedearroz) y de dos compuestos de la bacteria *Paenibacillus ehimensis* PN50 aislada del alga *Codium* sp como posible responsables de la actividad antifúngica contra el hongo *Colletotrichum gloeosporioides*, causante de enfermedades de antracnosis en el cultivo del ñame. Por otra parte, se identificaron dos compuestos como prostaglandina A2-AcMe (1) y prostaglandina A2 (2) además, de obtener tres derivados (3-5) del octocoral *Plexaura homomalla* del octocoral *Plexaura homomalla*, evaluados contra líneas celulares de cáncer de mama (MDA-MB-213) y pulmón (A549), sugiriendo que la prostaglandina 2 puede considerarse como un potencial para el desarrollo de inhibidores contra algunas enzimas presentes en procesos de cáncer. A la fecha, se han caracterizado químicamente 89 especies lo que implica una caracterización química de algún tipo en especies marinas de Colombia del 2,52 % (Figura 86).

18. Indicador de organismos marinos con estructura química determinada/ elucidada
<b>Limitaciones del indicador</b>
No toda la información es publicada, ni se tiene acceso a todas las revistas y bases de datos.
<b>Recomendaciones y alternativas de manejo</b>
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.

## Servicios Ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos se dividen por en tres categorías: Servicios de aprovisionamiento que reflejan las contribuciones materiales y energéticas generadas por un ecosistema, por ejemplo, un pez o una planta con propiedades farmacéuticas. Servicios de regulación que resultan de la capacidad de los ecosistemas para regular el clima, la hidrología y ciclos bioquímicos, procesos de la superficie terrestre y una variedad de procesos biológicos. Estos servicios suelen tener un aspecto espacial importante, por ejemplo, el servicio de control de inundaciones de un bosque ubicado en la cuenca alta solo es relevante en la zona de inundación aguas abajo. Y, por último, Servicios culturales que se generan a partir de los entornos físicos, lugares o situaciones que dan lugar a beneficios intelectuales y simbólicos que las personas obtienen de los ecosistemas a través de recreación, desarrollo de conocimientos, relajación y reflexión espiritual (ONU *et al.*, 2014).

19. Índice de estado de conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos
<b>Definición e importancia del indicador</b>
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 (clasificadas en IDEAM <i>et al.</i> , 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: a) arrecifes de coral, b) manglares, c) pastos marinos y d) playas y siete servicios ecosistémicos: i) provisión de alimento, ii) regulación de la erosión, iii) recreación y ecoturismo, iv) regulación del clima, v) purificación del agua, vi) regulación de riesgos naturales y vii) 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 (clasificadas en IDEAM <i>et al.</i> , 2007), permitiendo tener una medida para la comparación de la investigación realizada por ecorregiones.

19. Índice de estado de conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos

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); Pickering *et al.*, (2015). Para la revisión de la valoración biofísica se tomaron 26 trabajos, 2 realizados en el litoral Pacífico y 24 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.

Periodo reportado

Esta revisión de literatura incluye las investigaciones realizadas en el periodo 2003 – 2019.

Reporte o cálculo del indicador

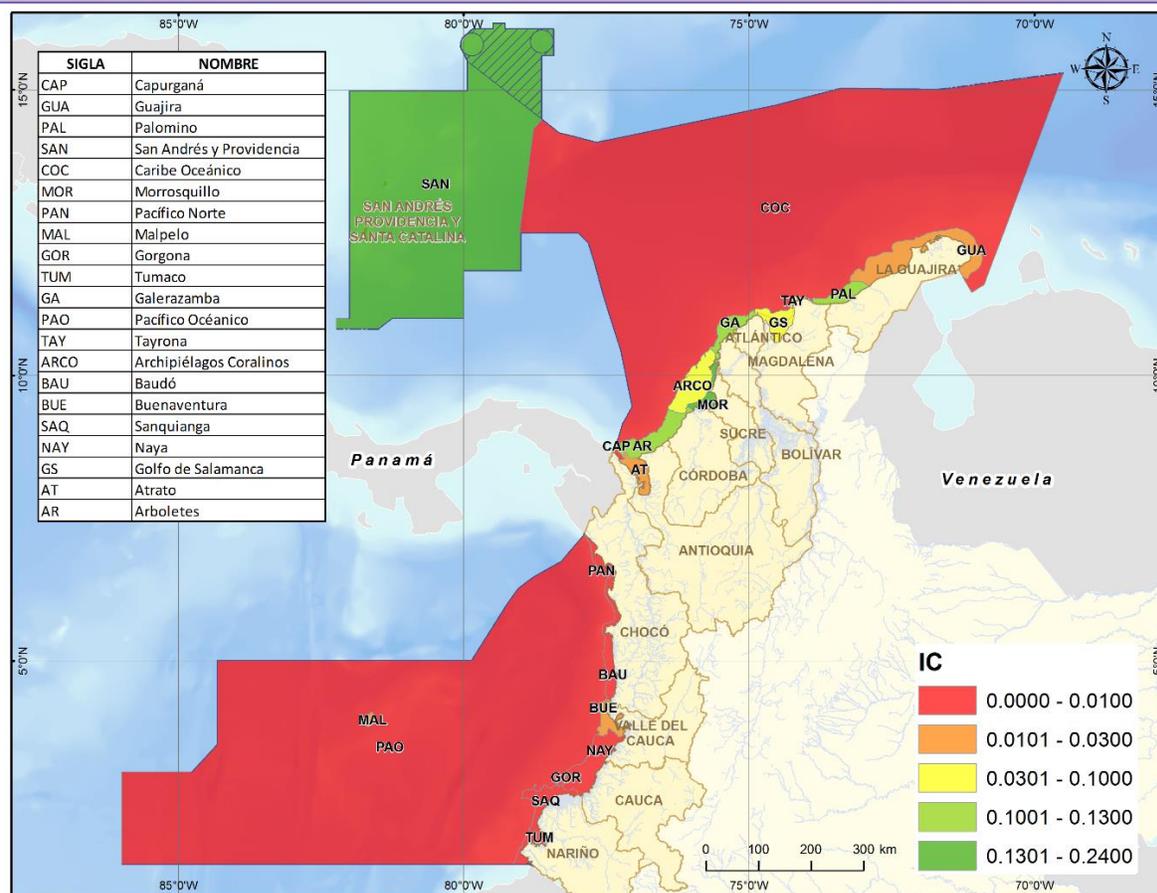


Figura 87. Índice del estado del conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos en Colombia.

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 Océanico.

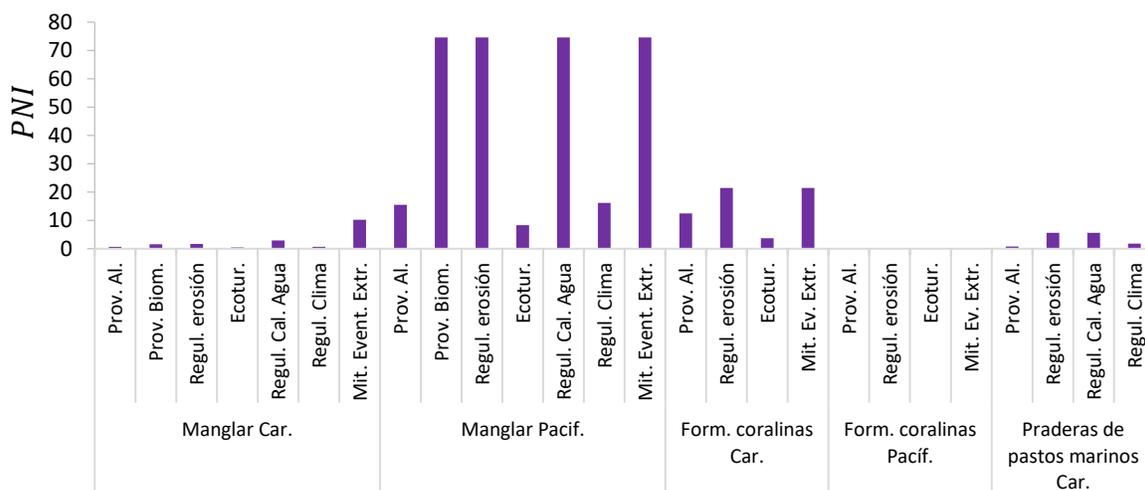
Interpretación de los resultados

La ecorregión San Andrés (SAN) y Morrosquillo (MOR) presentan 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 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

19. Índice de estado de conocimiento de ecosistemas y servicios ecosistémicos
<p>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. En esta ecorregión el indicador de estado de conocimiento solo refleja el estado de conocimiento de las playas y no sobre los demás ecosistemas que están ausentes o prácticamente ausentes.</p>
Limitaciones del indicador
<p>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.</p>
Recomendaciones y alternativas de manejo
<p>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.</p>

20. Índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos
Definición e importancia del indicador
<p>El índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos (<math>PNI_{iek}</math>) 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 (<math>i</math>), ecosistema (<math>e</math>) y cuenca geográfica (<math>k</math>). Para la construcción del índice se tienen en cuenta dos elementos: a) el índice de conocimiento (<math>IC_{iek}</math>), que indica relativamente la magnitud de estudios biofísicos y económicos; y b) la magnitud de los flujos económicos (<math>MFE_{iek}</math>), que es el producto de los flujos económicos <i>per-cápita</i> de cada servicio estratégico (<math>FPC_{ie}</math>) y el porcentaje de área de los ecosistemas en cada cuenca geográfica <math>A_{ek}</math>. Los <math>FPC_{ie}</math> (ha ecosistema año-1) de cada servicio se estimaron usando como referencia revisiones comparativas entre servicios y ecosistemas globales y nacionales (Burkhard y Maes, 2017; Castaño-Isaza <i>et al.</i>, 2015; Costanza <i>et al.</i>, 1997; De Groot <i>et al.</i>, 2012; De Groot <i>et al.</i>, 2007; Rangel-Buitrago <i>et al.</i>, 2018). El <math>A_{ek}</math> se calculó con la extensión de los ecosistemas basado en información de INVEMAR (2020). Finalmente, el <math>PNI_{iek}</math> es computado como la razón entre las magnitud de los flujos económicos y el índice de conocimiento, como podemos observar en la ecuación:</p> $PNI_{iek} = \frac{MFE_{iek}}{IC_{iek}} = \frac{FPC_{ie} * A_{ek}}{IC_{iek}}$ <p>El <math>PNI_{iek}</math> incluye: tres ecosistemas estratégicos (a. arrecifes de coral, b. manglares y c. pastos marinos; 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); y dos cuencas geográficas (Pacífica y Caribe).</p> <p>El <math>PNI_{iek}</math> 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.</p>
Fuente de los datos e información
<p>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, propuestos en Petticrew y Roberts, (2006); Pickering <i>et al.</i> (2015).</p>
Periodo reportado
<p>Esta revisión de literatura incluye las investigaciones realizadas en el periodo 2003 – 2019.</p>

**20. Índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos**  
**Reporte o cálculo del indicador**



**Figura 88. Índice de priorización de necesidades de investigación en ecosistemas y servicios ecosistémicos ( $PNI_{iek}$ ) en Colombia.**

**Interpretación de los resultados**

Los resultados del índice indican 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 y a su vez, hay comparativamente menos estudios de sus servicios ecosistémicos. Tienen particularmente mayores índices de priorización los servicios de mitigación de eventos extremos y la regulación de la erosión de las formaciones coralinas. 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.

**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 asociadas*

En las últimas décadas se ha reportado una disminución en la cobertura coralina viva, producida por los efectos de enfermedades, blanqueamiento y causas primarias no identificadas, que causan mortandad masiva y propician el aumento en las coberturas de macroalgas de tapete y carnosas en varias zonas tanto del Caribe como del Pacífico (Gil-Agudelo *et al.*, 2009; Navas-Camacho *et al.*, 2010a y Navas-Camacho *et al.*, 2010b). Durante el monitoreo de los arrecifes coralinos en Colombia se han registrado 6 enfermedades coralinas: banda negra, banda blanca, plaga blanca, banda amarilla, White pox y lunares oscuros, todas ellas en localidades del Caribe. La banda negra ha sido observada afectando cerca de 15 especies de corales pétreos y ha causado pérdida de colonias enteras, especialmente corales cerebro (*Pseudodiploria strigosa*) y lechuga (*Agaricia agaricites* y *A. tenuifolia*). Por su parte la banda blanca solo afecta corales del género *Acropora* spp. y se le ha registrado en la totalidad de las localidades, generando en casos como el archipiélago de San Bernardo, pérdida de setos completos de *Acropora cervicornis*. La plaga blanca es quizá la enfermedad que más especies afecta (35 especies) y que diezma más efectivamente la cobertura de coral vivo. La banda amarilla por su parte solo se ha registrado en unas pocas especies entre las que resaltan por el daño que causa a su tejido vivo, la *Orbicella faveolata* y la *O. annularis*. Finalmente, el White pox sólo afecta a *Acropora palmata*, pero se la ha visto en todas las localidades en que se ha realizado monitoreo de arrecifes coralinos y fue, junto con la banda blanca, uno de los agentes causales de la casi desaparición de las poblaciones de *Acropora* spp. del Gran Caribe en los años 70s (Navas-Camacho *et al.*, 2010a). Muchos de los agentes biológicos (bacterias, hongos) causantes de estas enfermedades aún son desconocidos pese a la enorme cantidad de estudios que se han realizado al respecto.

En los últimos años en el Caribe se ha presentado una nueva enfermedad que se ha denominado enfermedad de la pérdida de tejido coralino (Stony coral tissue loss disease -SCTLD por sus siglas en inglés) la cual ha sido objeto de estudio a nivel regional (<https://www.agrra.org/coral-disease-outbreak/>), sin embargo, para Colombia aun no es claro que esté presente y diezme las formaciones coralinas del Caribe. Por otra parte, se han reportado varios agentes de deterioro de tejido vivo coralino similares a enfermedades, en el Pacífico colombiano (Navas-Camacho *et al.*, 2010b) y algunos de ellos continúan observándose en los monitoreos, pero no ha sido posible hasta el momento realizar estudios determinantes del origen de dichos agentes.

En cuanto a los pastos marinos, la principal enfermedad asociada a estos, ha sido la afectación de vástagos por contagio de los hongos marinos pertenecientes al género *Labyrinthula* spp. Esta infección se manifiesta con la aparición de pequeñas lesiones de color marrón oscuro o negro,

principalmente en la parte verde de las hojas de los pastos, las cuales se alargan longitudinalmente hasta cubrirlas por completo. En Colombia se han encontrado registros de estas lesiones en diversas praderas a lo largo del Caribe colombiano (tanto en *Thalassia testudinum* como en *Syringodium filiforme*), sin embargo, no se han reportado casos de gravedad ni mortandades significativas a lo largo de las áreas de estudio, por esta infección. Lo anterior podría indicar que este patógeno no se ha comportado de manera agresiva en estas praderas y por lo tanto se origina la necesidad de realizar estudios más a fondo para determinar que especies son las causantes de esta enfermedad y así mismo conocer lo que dispara su prevalencia en el medio y ciclo de vida.

### ***Pérdida de hábitat***

A nivel de las praderas de pastos marinos del Caribe colombiano, existen diferentes factores que generan efectos negativos para el sostenimiento y desarrollo óptimo de estas. En este sentido, el turismo destaca como el factor más determinante cuando se busca identificar las razones por las que una pradera no se encuentra en condiciones adecuadas, teniendo en cuenta que es el desencadenante de muchos otros fenómenos que repercuten de forma directa y/o indirecta. Es bien conocido que el turismo genera problemas de basuras, vertimiento de aguas residuales, remoción de la biomasa foliar producto bien sea del paso de embarcaciones, o por el pisoteo y remoción directa de los pastos, así como la liberación del carbono sepultados en los sedimentos donde se asientan. Estos procesos son inherentes en mayor o menor medida en casi todas las praderas del país, pese a los esfuerzos que diferentes entidades realizan para mitigarlos. Por otro lado, la pesca si bien no tiene un efecto directo en las praderas (salvo en los casos donde se realicen arrastres), genera una pérdida de la biodiversidad, teniendo en cuenta que diversas especies de interés comercial objeto de pesca, suelen vivir en sus fases juveniles en este ecosistema, razón por la cual su disminución, y en algunos casos ausencia, se hace notoria. Sumado a ello, fenómenos naturales como tormentas, mar de leva, huracanes, entre otros, tienen un efecto tensor cada vez más notorio dentro de este ecosistema, causando grandes remociones del material vegetado (como lo sucedido con el coletazo del huracán Mathew en la zona de La Guajira en el 2016), así como una pérdida de la biodiversidad y el valor paisajístico. Fenómenos como los huracanes Eta e Iota sucedidos en noviembre de 2020 en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, son muestras evidentes de cómo estos fenómenos pueden causar daños claramente visibles, algunas veces de manera directa con la fuerza de las corrientes y los vientos que sacan parte de los vástagos y en otros de manera indirecta, movilizándolo material duro de construcciones o embarcaciones que terminan encalladas sobre este ecosistema costero, ocasionando la pérdida de varias centenas de metros cuadrados que se ven aumentados posteriormente, al sacar las embarcaciones arrastrándolas para dejarlas nuevamente a flote. Acciones de este tipo son las que requieren acciones prontas para iniciar restauración en las áreas afectadas.

## Causas y tensores indirectos

### *Cambio climático*

El cambio climático, es considerado uno de los problemas más serios que enfrenta el planeta. El Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés) en su quinto informe señala que si no somos capaces de reducir la producción de Gases de Efecto Invernadero (GEI), la temperatura mundial podría aumentar de 2,6 a 4,8 °C para el año 2100, siendo los sistemas costeros altamente vulnerables. Esto será más preocupante en los próximos años, debido al aumento de la población y crecimiento económico y la urbanización (Filatova *et al.*, 2011). En octubre del 2018, el IPCC realizó la publicación de un informe especial sobre el calentamiento global, donde se resaltan los impactos del cambio climático que podrían evitarse si se limita el calentamiento a 1,5 °C; en este sentido, al año 2100 la elevación del nivel del mar sería 10 centímetros inferior en comparación a la proyectada con un calentamiento de 2 °C, el Ártico no quedaría libre de hielo con tanta frecuencia y los arrecifes de coral podrían salvarse entre un 70 y 90%, mientras que a 2 °C desaparecerían (IPCC, 2018).

Actualmente el calentamiento ha alcanzado 1 °C por encima del nivel preindustrial y va aumentando a un nivel de 0,2 °C, lo cual está produciendo condiciones meteorológicas más extremas. Sin embargo, aún se puede limitar el calentamiento a 1,5 °C, pero se requieren transiciones “rápidas y de gran alcance” para lo cual las emisiones de CO<sub>2</sub> deben disminuir en un 45% hacia el año 2030 y al 2050 deben ser cero (IPCC, 2018). En el informe especial del IPCC publicado en septiembre del 2019 “IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate”, se indica que el derretimiento de los mantos de hielo del planeta incrementará el nivel del mar y la frecuencia de los episodios extremos será mayor con graves riesgos para muchas islas pequeñas y ciudades costeras de baja altitud (IPCC, 2019).

Colombia es un país con bajas emisiones de Gases Efecto Invernadero (GEI) correspondientes al 0,4% de las emisiones globales del 2010, sin contabilizar las producidas por el cambio de uso del suelo y las actividades forestales (Minambiente, 2017); no obstante, si los niveles de estos gases aumentan, la temperatura media anual en el país podría incrementarse en 2,14 °C para finales del siglo XXI. Esto 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. Así mismo, los volúmenes de precipitación tendrían reducciones por encima del 17% para la región Caribe y existirían incrementos de precipitación hacia el centro y sur de la región del Pacífico con reducciones no muy acentuadas en el norte (IDEAM *et al.*, 2015). Esta situación podría agravar los efectos de fenómenos de variabilidad climática como son El Niño o La Niña y pondría en riesgo los sistemas bióticos y socioeconómicos de las zonas costeras.

En este contexto, el INVEMAR continúa trabajando en la generación de estudios y 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 15 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 siete sitios críticos como son Cartagena de Indias (año 2008), Santa Marta (año 2010), Santiago de Tolú (2019) y Barranquilla (2020) en el Caribe, San Andrés, Providencia y Santa Catalina en el Caribe insular (2014), Buenaventura (2017) y Bahía Solano (2018) en el Pacífico (Figura 90).

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 91 y Figura 92); 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-IDEAM, 2017).

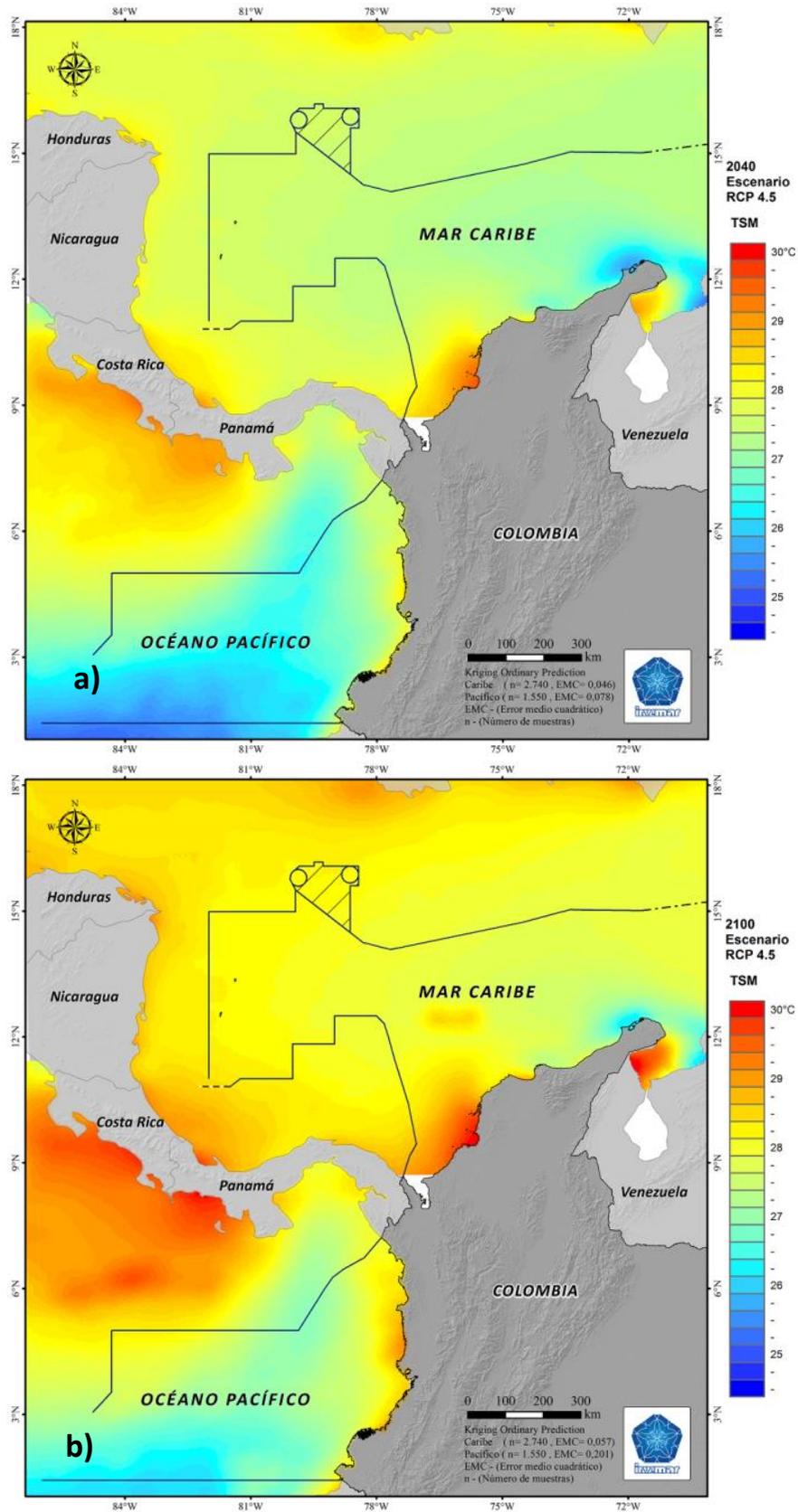


Figura 89. TSM (°C) esperada para el año 2040 (a) y 2100 (b). Fuente: INVEMAR-IDEAM (2017).

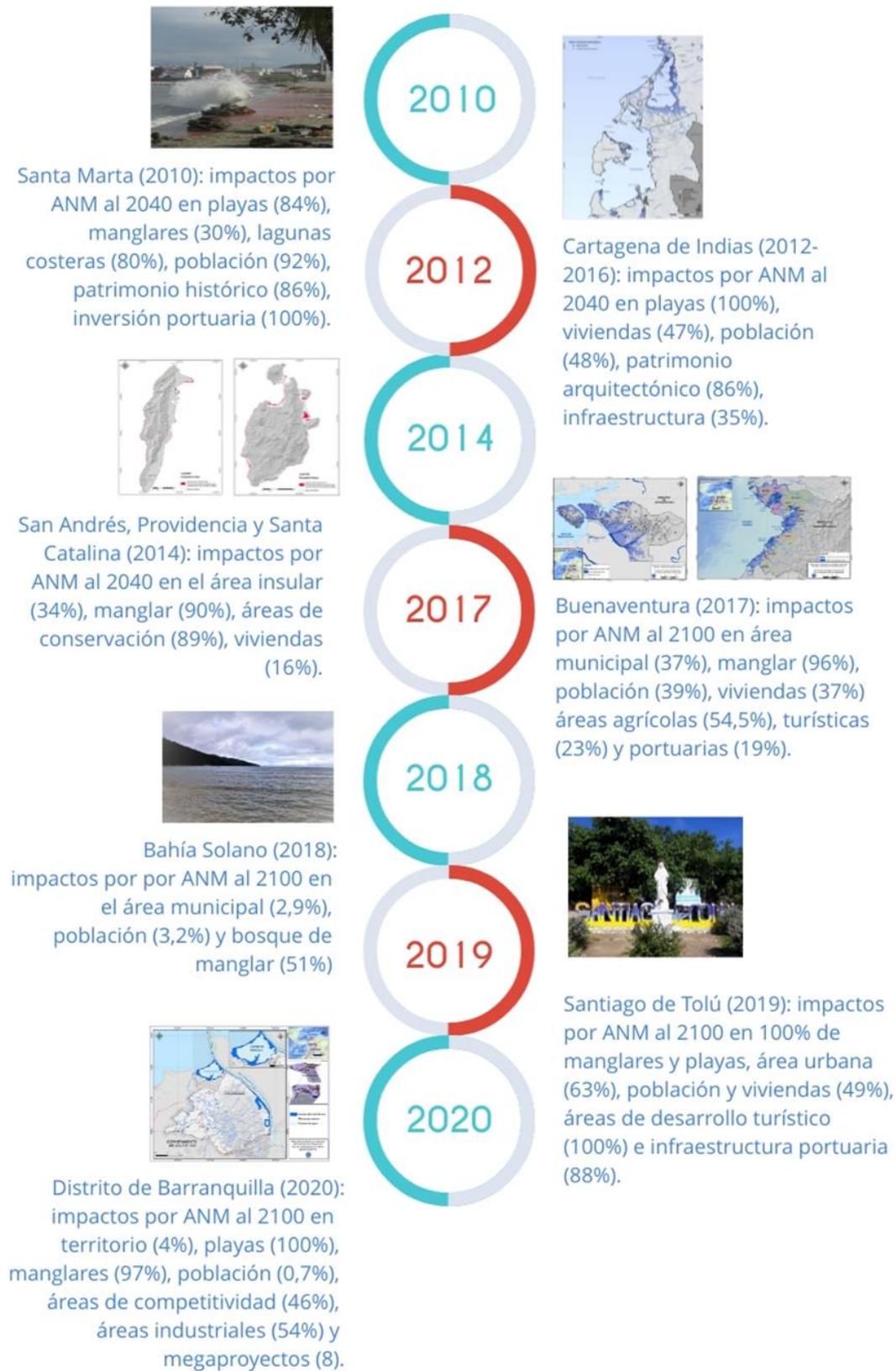


Figura 90. Principales impactos del posible aumento del nivel del mar para sitios priorizados.

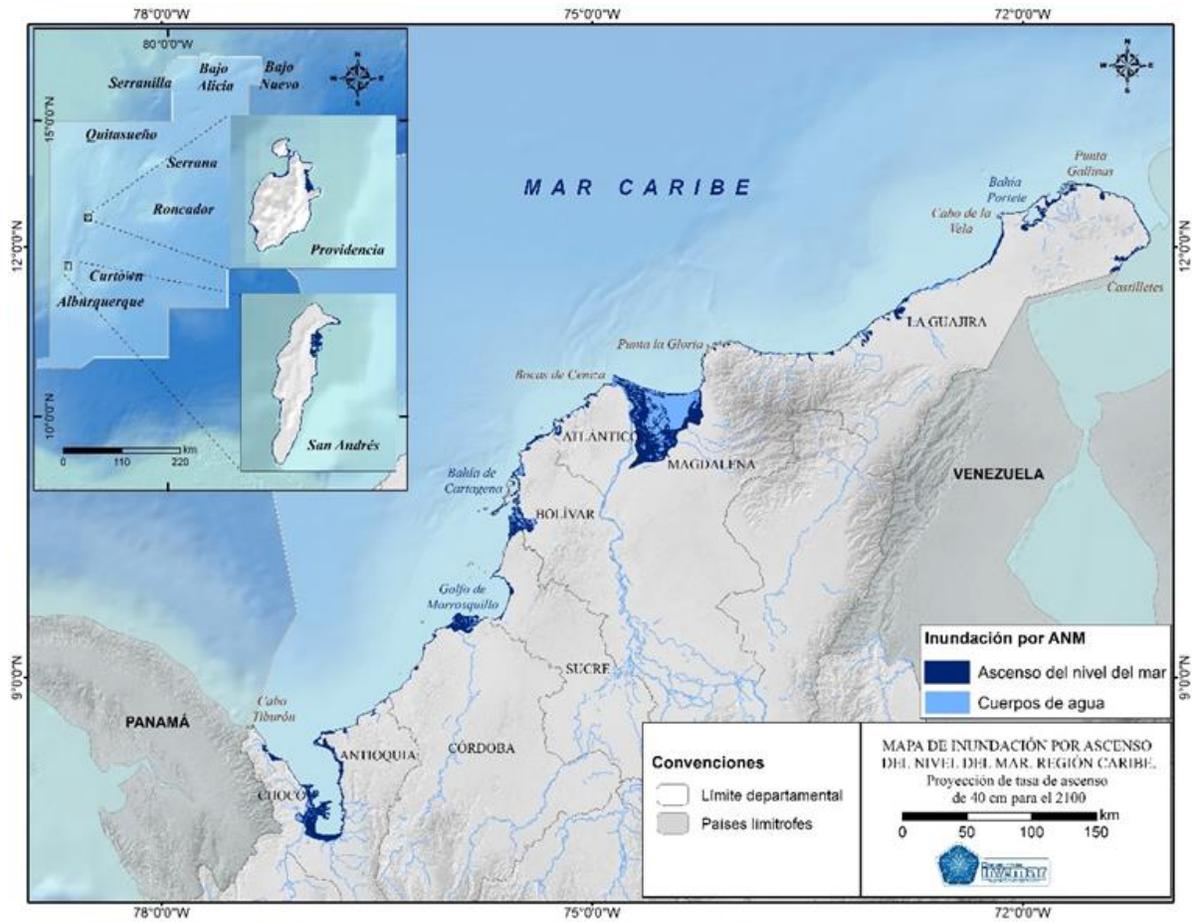


Figura 91. Escenario de Ascenso del nivel del mar para el año 2100 en la costa Caribe colombiana. Fuente: INVEMAR-IDEAM (2017).

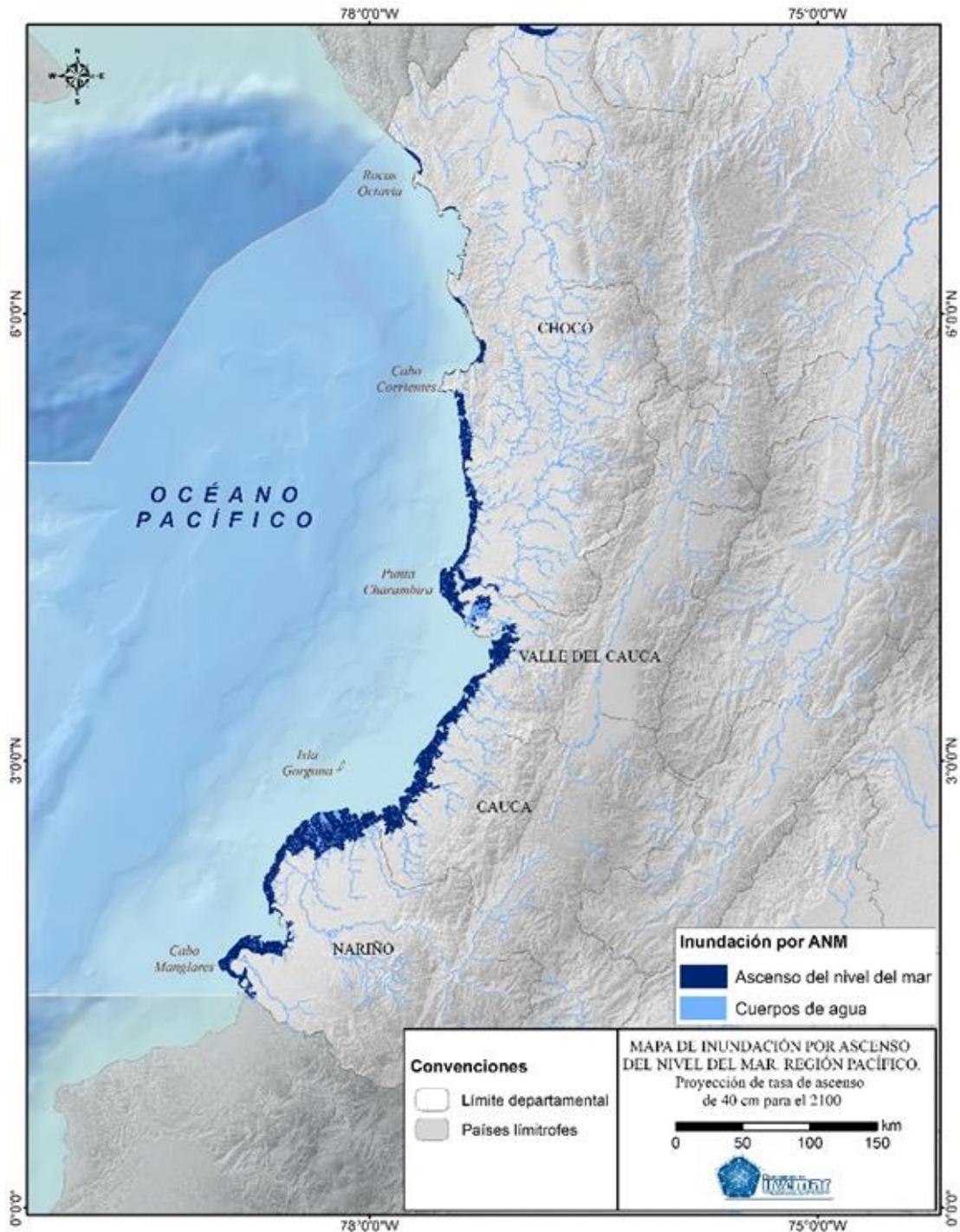


Figura 92. Escenario de Ascenso del nivel del mar para el año 2100 en la costa Pacífico colombiana. Fuente: INVEMAR-IDEAM (2017).

En cuanto a acidificación marina, en la tercera comunicación nacional se estimó a partir de los modelos mundiales el nivel de saturación de aragonita ( $\Omega$ ), el cual resultó mayor que 3 para ambas costas (rango 3,45-3,9 en el Caribe y 2,8 – 3 en el Pacífico), indicando un entorno aceptable para la sobrevivencia de los corales (valores mayores a 1 favorecen la disponibilidad de carbonato de calcio

en la columna de agua) (INVEMAR-IDEAM, 2017). A nivel local, se ha venido evaluando el estado de saturación de carbonato de calcio en el monitoreo de química de carbonatos con la calidad "weather" requerida para el reporte del indicador 14.3.1 del ODS 14, en dos estaciones del departamento de Magdalena con características de conservación contrastantes (Bahía Chengue y Bahía de Santa Marta), encontrándose de enero 2019 a febrero de 2020 resultados de omega de aragonita con valores superiores a 2,64 para bahía de Chengue y 3,00 para bahía de Santa Marta, a nivel superficial. Los resultados muestran una saturación de carbonato de calcio por encima de 1,0, mostrando que el ambiente no es corrosivo para organismos que le habitan. No obstante, se desconocen los valores preindustriales que permitan determinar si se ha presentado una disminución del estado de saturación de carbonato de calcio en el tiempo (INVEMAR, 2021b). En el capítulo II también se encuentra el subcapítulo variación del sistema de los carbonatos en el Parque Nacional Natural Tayrona.

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 Estrategia Colombiana de Desarrollo Bajo en Carbono – ECDBC, la cual 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 compromiso de París 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. A su vez, el plan Nacional de Desarrollo 2018-2022 está direccionado hacia el desarrollo sostenible y la conservación, donde el país se compromete a la sostenibilidad, la mitigación y adaptación al 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<sub>2</sub>e. 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<sup>-2</sup> 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<sup>-1</sup>), se supera al del archipiélago de San Andrés y Providencia (1,5 Gg C año<sup>-1</sup>) por casi 13 veces (INVEMAR y Fundación Natura, 2019).

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 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 y Distrito de Barranquilla 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, Pueblo Viejo 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 meteorológica 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 continúa, 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 2020 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, la cual se enlaza con el Sistema de Información Ambiental SIAC. Esta plataforma contiene información de cerca de 15 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



Levantamiento de información durante la Operación Cangrejo Negro, Archipiélago de San Andrés Providencia y Santa Catalina.  
Foto por: Archivo INVEMAR

## CONDICIONES AMBIENTALES DURANTE EL HURACÁN IOTA

Los huracanes son eventos de común formación en el océano Atlántico, debido a la convergencia de los vientos del este y del oeste (Mo *et al.*, 2001). El calentamiento estacional de la superficie del mar es la principal fuente de energía para la formación de estas tormentas ciclónicas tropicales. Las aguas cálidas durante el verano hacen que el aire se caliente, se torne húmedo y se eleven rápidamente hacia la troposfera, formando las grandes columnas de nubes características de estos sistemas de tormentas e intensificando significativamente los vientos en la superficie.

No obstante, durante el año 2020 se presentaron temperaturas del mar anómalamente altas, de hasta 1,01 °C mayores a las temperaturas normales para la segunda mitad del año en el Atlántico y particularmente en el Caribe (Figura 93a). Esto favoreció la formación de una gran cantidad de ciclones y tormentas en el Atlántico y en el Caribe, que han sido potenciadas por el desarrollo en paralelo de un evento La Niña durante el mismo periodo (NOAA, 2020).

Aunque la mayoría de los huracanes siguen una trayectoria que afecta principalmente a las Antillas en el norte del mar Caribe (conocida comúnmente como el cinturón de huracanes), con frecuencia la trayectoria de los huracanes se desvía hacia el sur, logrando impactar el centro, el sur del Caribe y el Golfo de México. De manera puntual, para la zona del archipiélago de San Andrés y Providencia, durante las últimas dos décadas se han identificado 10 ciclones tropicales que han alcanzado la categoría de Huracán y han pasado a una distancia menor de 300 km del archipiélago, de los cuales los huracanes H3 Beta (2005) y H5 Iota (2020) han sido los más cercanos al territorio emergido insular de Providencia.

Las condiciones meteomarinas en la zona durante el mes de noviembre, según los registros de la estación meteorológica de Jhonny Cay, se caracterizaron por vientos suaves cercanos a 2 m s<sup>-1</sup>, los cuales fueron predominantes en días previos al paso del huracán Iota. Un día antes del paso del huracán los vientos se tornaron inestables y se registraron ráfagas entre 4,7 y 11,3 m s<sup>-1</sup> que incrementaron el riesgo para las actividades náuticas en las islas. Sin embargo, durante el paso del huracán los vientos alcanzaron velocidades de 22,8 m s<sup>-1</sup> en un periodo menor a 12 horas, con efectos catastróficos sobre los ecosistemas y la infraestructura de las islas (Figura 93b).

Un efecto de las perturbaciones atmosféricas es el incremento del oleaje en el área de influencia. Para analizar las variaciones en el oleaje, se procesaron datos de altura significativa y dirección media del oleaje con resolución horaria para el mes de noviembre del 2020, de la base de datos ERA5 en un solo nivel del Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS) (Hersbach *et al.*, 2018), a partir de los cuales se graficó una rosa de oleaje que describe en colores la altura significativa del oleaje, y su dirección (Figura 93c) para la Isla de Providencia. Se registró que el incremento del oleaje, específicamente durante el paso del huracán Iota, fue superior a 4 metros. Es importante destacar que, en condiciones atmosféricas normales, el promedio de la altura de las olas más grandes (conocido como la altura significativa de ola) que inciden en las costas de las islas del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina es de alrededor de 1 metro. Tanto en el paso del huracán Eta como durante el paso del huracán Iota, la isla de Providencia experimentó

un oleaje de mayor altura que la isla de San Andrés, debido a su mayor cercanía a la trayectoria de estos dos huracanes y a la menor protección que ofrece su barrera arrecifal.

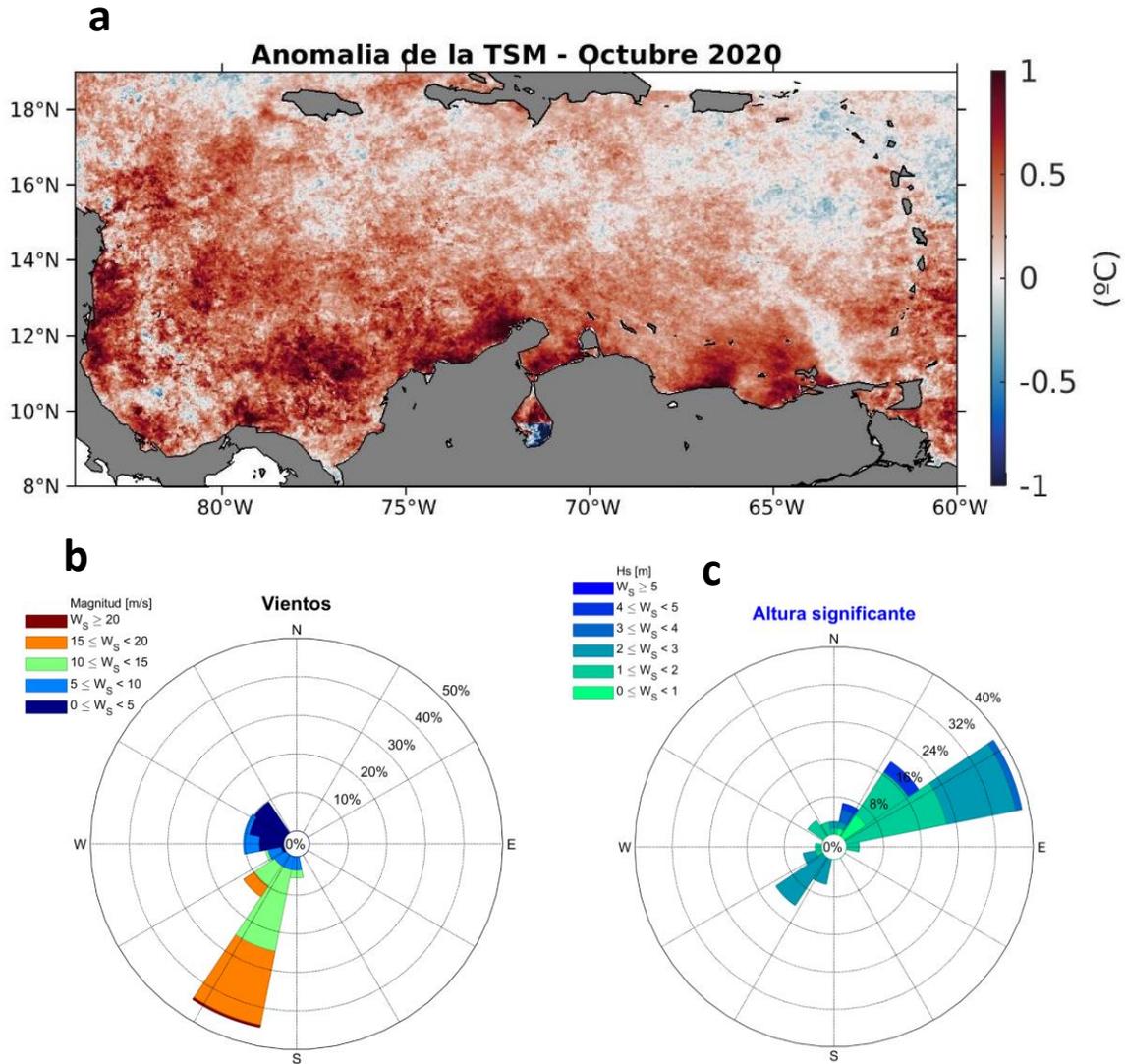


Figura 93. Anomalia de la temperatura superficial del mar en octubre de 2020. Datos procesados del Observatorio de los Mares Tropicales de las Américas - Triton (<http://triton.invemmar.org.co/>) (a). Dirección y magnitud del viento durante el paso del huracán Iota (16 de noviembre) (b) y Altura significativa y dirección del oleaje para la isla de Providencia entre el 15 al 17 de noviembre de 2020 (c).

## EVALUACIONES ECOLÓGICAS RÁPIDAS DEL ESTADO DE LOS ECOSISTEMAS DE CORAL, PASTOS MARINOS, MANGLAR Y PLAYA DESPUÉS DEL HURACÁN IOTA

Mediciones de parámetros de calidad del agua marina superficial y caracterizaciones ecológicas rápidas del arrecife coralino, manglares y playas fueron realizadas para determinar el estado de afectación de los ecosistemas tras el paso del huracán Iota por el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, y para contribuir al diseño de acciones de restauración en el archipiélago.

### Estado de las playas del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina

Las playas son unidades geomorfológicas costeras caracterizadas por la acumulación de depósitos sedimentarios que son propensos a ser redistribuidos, erosionados y depositados, a lo largo de las zonas litorales. Los cambios geomorfológicos de estas unidades, incluyendo su recuperación después de eventos extremos, i.e. huracanes, son controlados por diversos procesos como el oleaje, las corrientes litorales, la marea, las condiciones del viento, precipitaciones, entre otros. Hacia la zona emergida el depósito limita con otras geoformas costeras como acantilados, terrazas marinas emergidas, sistemas de dunas y ecosistemas como el manglar. Las condiciones naturales favorecen en la mayoría de los casos la transición o intercambio de sedimentos entre la geoforma continental y el área marítima.

El paso del huracán Iota por el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina generó cambios importantes en las zonas de playa, los cuales prestan importantes servicios ecosistémicos a las poblaciones del departamento archipiélago. Los cambios geomorfológicos generados por el paso del huracán en las playas de las islas de San Andrés y Providencia fueron cuantificados a partir de la realización de monitoreos de campo en los cuales se usó un sistema de navegación satelital GNSS en modo autónomo, con el cual se obtuvieron valores de posición y elevación con un margen de error aceptable. Con estos datos se generaron modelos de elevación digital de las playas utilizando la herramienta *TopoRaster* de ArcGIS definiendo como límite el alcance del levantamiento sobre la playa emergida. Adicionalmente, para complementar la cuantificación de las variaciones en las playas más representativas de las islas se realizaron observaciones e interpretación de imágenes satelitales.

El monitoreo de los cambios geomorfológicos de las playas en San Andrés se ha realizado por parte de la corporación CORALINA en diferentes intervalos de tiempo y con diferentes métodos de adquisición (Coca-Domínguez et al, 2019). Para el año 2020, se realizó el día 23 de noviembre a pocos días después de la ocurrencia del evento extremo. Las playas Spratt Bight, Rocky Cay y Sound Bay en San Andrés (Figura 94A) presentaron un crecimiento del 3% en su área, con respecto a las reportadas para esas mismas playas en 2017. Sin embargo, a partir del análisis de imágenes

satelitales, los primeros dos sectores mostraron pérdida del 6 % entre febrero y diciembre de 2020, mientras que el ultimo sector mostró un crecimiento del 15% (Figura 94B, Tabla 33). Estas diferencias resaltan la importancia de realizar monitoreos constantes del estado de las costas colombianas y en especial de la evolución de la erosión costera. Cabe resaltar, que los sedimentos de estas playas preservaron su carácter natural, caracterizado por la presencia de arenas de composición calcárea con carbonatos retrabajados originados por algas marinas, fragmentación de corales, restos de conchas de bivalvos, gasterópodos, foraminíferos y equinodermos.

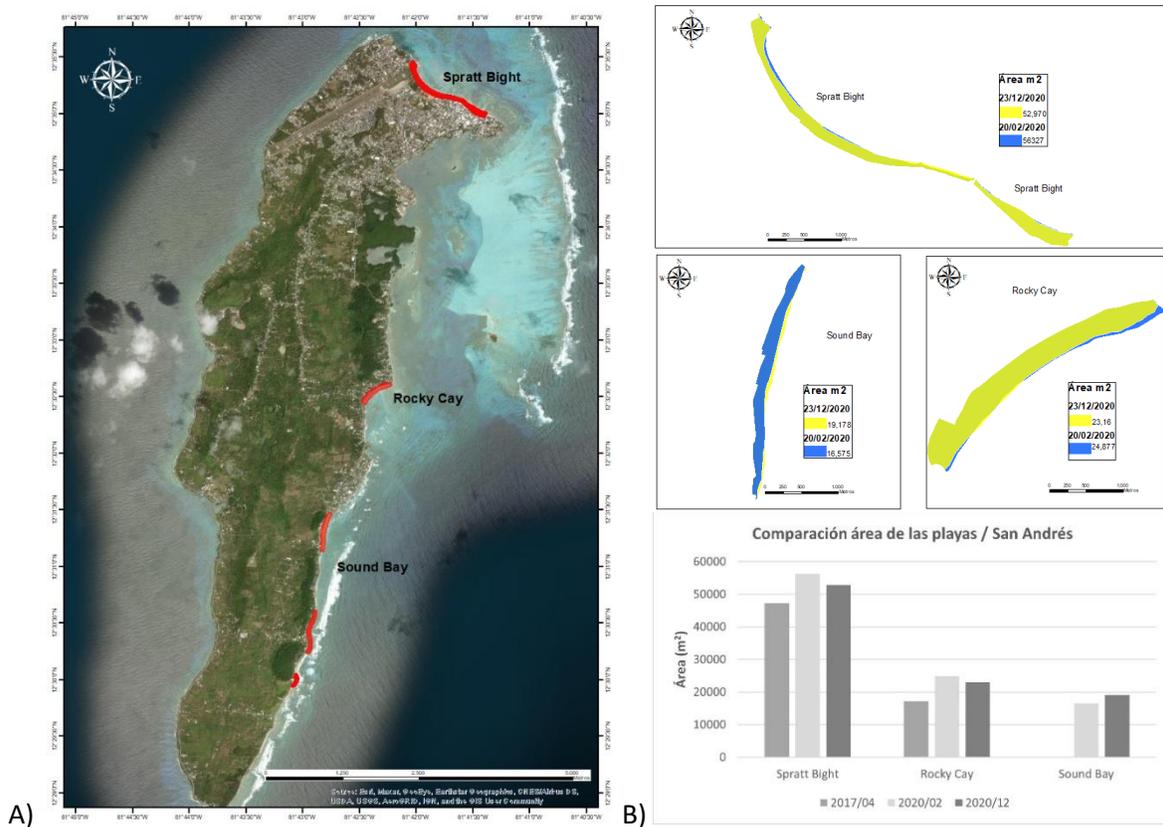


Figura 94. A) Localización de las playas monitoreadas en San Andrés, B) Variación del área en playas de San Andrés asociada a la afectación por el impacto del huracán Iota.

Tabla 33. Áreas calculadas en m<sup>2</sup> de las playas de San Andrés

SECTOR	2017-04	2020-02	2020 - 12
<b>Spratt Bight</b>	47307	56327	52970
<b>Rocky Cay</b>	17241	24877	23160
<b>Sound Bay</b>	NA	16575	19178

Estas playas presentaron la mayor acumulación de sedimentos en la parte superior de las mismas (Figura 95). Los procesos que actuaron sobre los sedimentos durante el huracán transportaron los

sedimentos hacía y sobre la playa trasera, evidenciado por la sedimentación en zonas bajas de dunas e inclusive traspasando el muro del paseo peatonal, cubriendo varios sectores de éste.



**Figura 95. Condiciones de las playas en San Andrés posterior al paso del huracán Iota: A) Enterramiento de algas en el frente de playa al oriente de Spratt Bight y carpas para el aprovechamiento turístico de la playa, B) Sector de playa con límite directo hacia el paseo peatonal, áreas sobre las que se encontró sedimento debido a la ausencia de barreras naturales, C) Playa de Rocky Cay, D) Playa de Sound Bay.**

En la isla Providencia, se realizó un primer monitoreo el 26 de noviembre de 2020 donde se evaluaron las condiciones de las playas de Southwest, Manzanillo (Manchineel), Agua Dulce (Freshwater) y Black Sand (Figura 96). Los efectos inmediatos del huracán mostraron la pérdida del 90% de áreas de playa comparado con los datos del monitoreo de CORALINA en 2019. Los sedimentos de las playas fueron erosionados y depositados en las zonas traseras de las mismas, cubriendo áreas de humedales y manglares. En otros casos, los sedimentos fueron erosionados y posiblemente sedimentados en el fondo marino, mientras que, en las zonas de frente de playa, se acumularon sedimentos gruesos (gravas) y restos orgánicos (algas, pastos marinos, corales, equinodermos, gasterópodos, entre otros) (Figura 98). En los sectores donde las construcciones civiles ocupan la primera línea de frente de playa se notó la pérdida total del depósito de arenas.

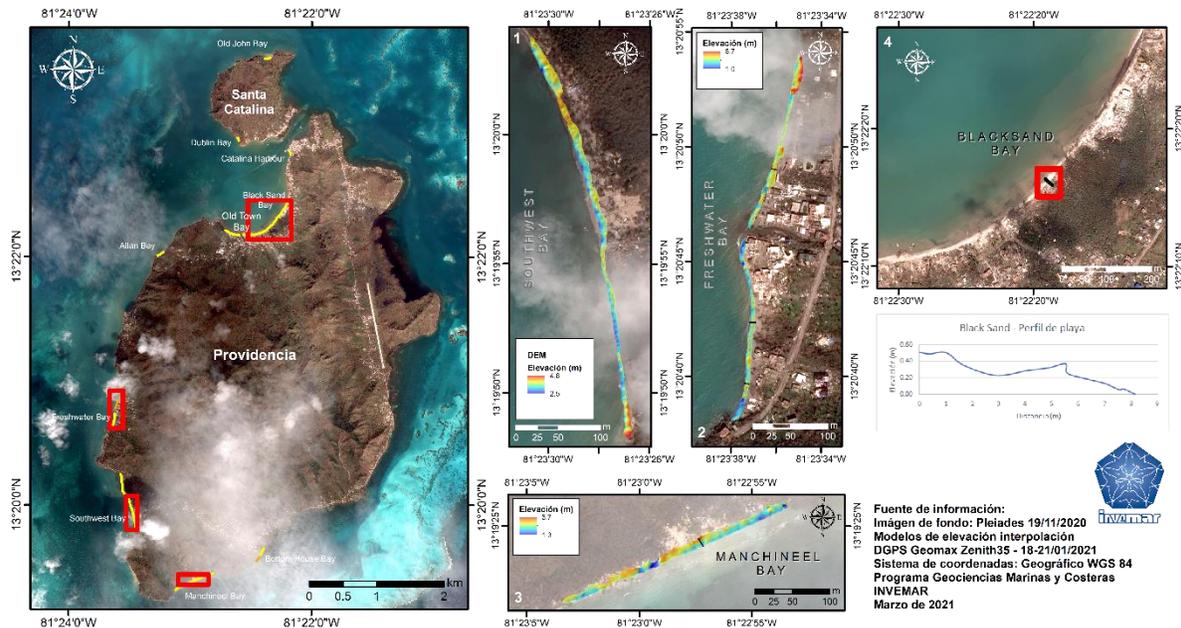


Figura 96. Localización de las playas en Providencia resaltando aquellas monitoreadas luego del impacto del huracán Iota: 1. Southwest, 2. Agua Dulce (Freshwater), 3. Manzanillo (Manchineel), 4. Black Sand (Perfil de playa).

En una visita posterior, en el marco de la Expedición Cangrejo Negro, entre los días 18 al 20 de enero de 2021, se monitorearon los cambios geomorfológicos de las playas más representativas de Providencia. Para este momento se evidenció una recuperación natural de los sedimentos en las playas de Southwest y Manzanillo, incrementando la amplitud del depósito a lo largo de cada uno de los sectores (Tabla 34, Figura 97). En el sector de Agua Dulce se registró la playa con el depósito de gravas seleccionadas, y solo se mantenía un segmento con arenas en el extremo sur. Las condiciones de esta última playa estaban favoreciendo la extracción del material grueso por parte de la comunidad, actividad que estaba en proceso de vigilancia por parte de la corporación CORALINA.

Tabla 34. Áreas calculadas en m<sup>2</sup> en las playas de Providencia

SECTOR	2019 – 05	2020 – 11	2021 – 01
Agua Dulce (Freshwater)	4350	NA	1542
Manzanillo (Manchineel)	5857	548	3374
Suroeste (Southwest)	12440	2122	3687

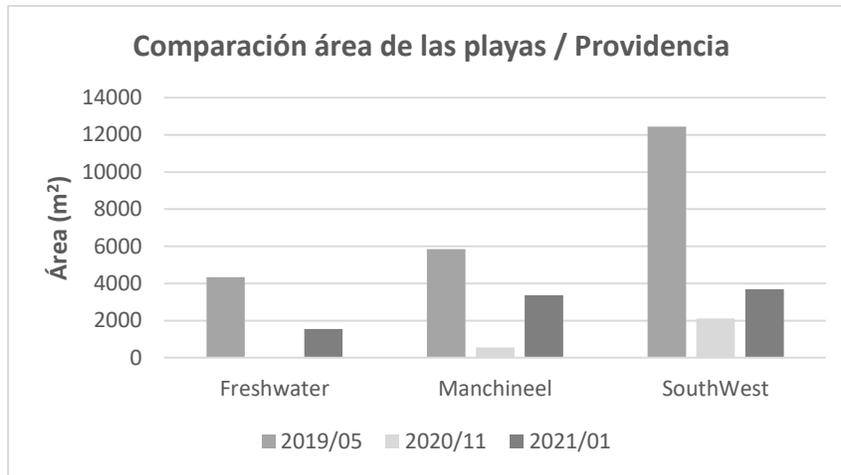


Figura 97. Comparación del área de las playas en Providencia a partir del monitoreo de ecosistemas realizado por CORALINA e INVEMAR.



Figura 98. Condiciones de las playas en Providencia posterior al paso del huracán Iota: A) Black Sand con residuos de materia orgánica en lo que quedo del frente de playa, B) Predominio de piedra china (gravas basálticas) en medio de palmeras desarraigadas en el sector de Manzanillo, C) Pérdida de playa arenosa frente a infraestructura y caída de postes y árboles en el sur de Southwest, D) Material residual de fondo marino (corales, conchas, pastos, algas, esponjas, erizos) y gravas seleccionadas.

El reconocimiento rápido de los depósitos sedimentarios hacia la parte trasera de la playa permitió evidenciar un alcance de los procesos marinos extremos hasta la cota de 3 m de elevación. El análisis preliminar de inundación con esta cota muestra la extensión de áreas posiblemente afectadas por los altos niveles del mar, que pueden intensificarse con grandes alturas de oleaje.

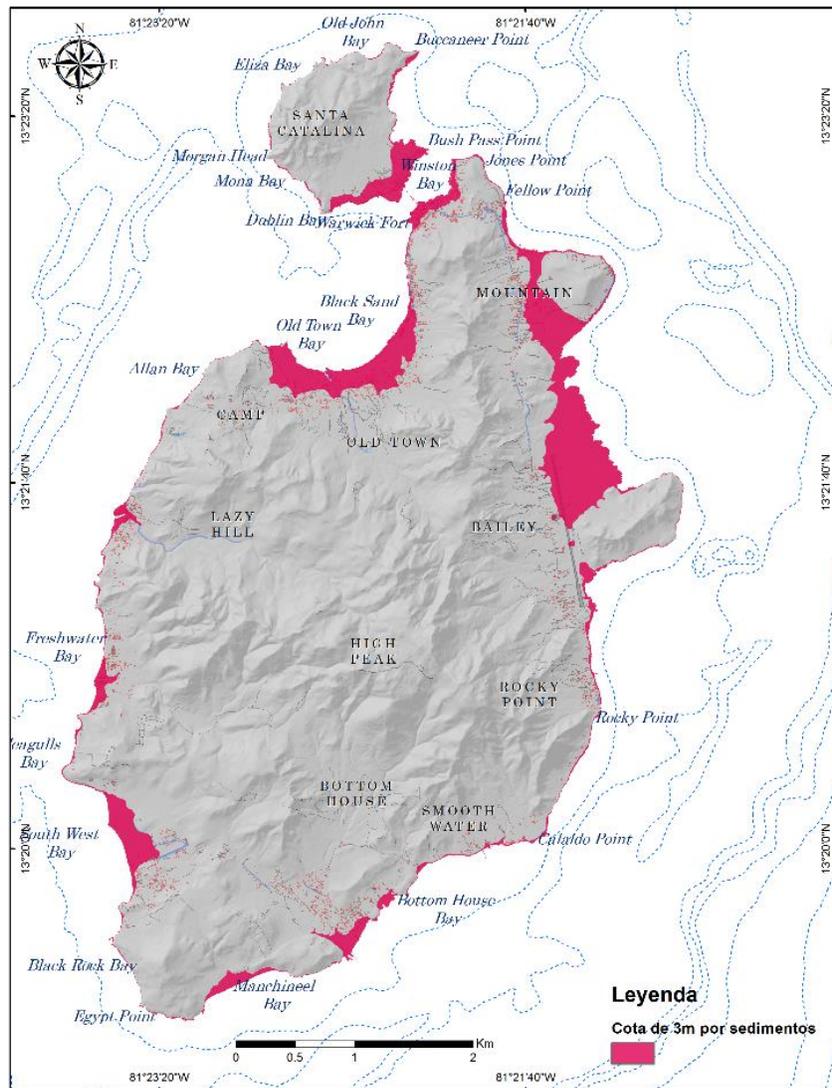


Figura 99. Mapa del alcance conceptual de la distribución de sedimentos por eventos extremos con una cota de elevación de 3 m sobre el modelo digital de elevación.

El seguimiento a las condiciones ambientales de las playas de San Andrés podría complementarse con el análisis de los efectos del impacto del uso turístico sobre las comunidades bióticas y el ecosistema en general, relacionado con los residuos tanto orgánicos como antropogénicos. En Providencia, se recomienda el monitoreo de las condiciones de recuperación natural posterior al evento extremo, en caso contrario sería necesario proponer alternativas de restauración basadas en ecosistemas como contribución al crecimiento de estos ambientes naturales.

## Calidad del agua superficial marino costera de las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina; y calidad de sedimentos en Bahía el Cove, San Andrés Islas

En el marco del Convenio 001–2020 suscrito entre CORALINA y el INVEMAR y las actividades de la “Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM” el personal del laboratorio de CORALINA realizó el muestreo de calidad de aguas y sedimentos superficiales el 24 de noviembre de 2020 en las estaciones de la Isla de San Andrés y el 20 de diciembre 2020 en las islas de Providencia y Santa Catalina tras el paso del huracán Iota (Figura 100). Adicionalmente, la Unidad de Laboratorios de Calidad Ambiental Marina – LABCAM del INVEMAR realizó los análisis de muestras para determinar las concentraciones de carbono orgánico total, granulometría, contaminantes orgánicos e inorgánicos.

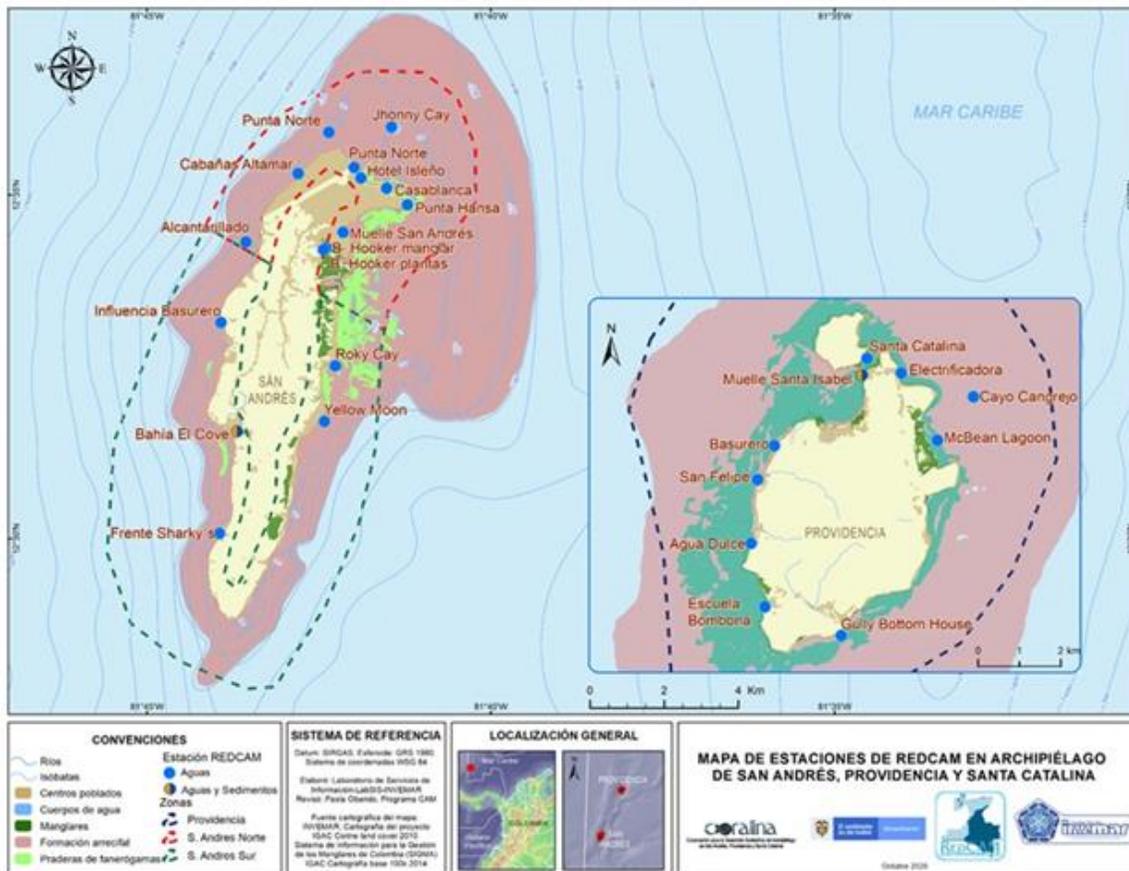


Figura 100. Mapa de estaciones REDCAM en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Elaborado por: INVEMAR (2020).

La calidad de las aguas superficiales marinas y costeras del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina tras el paso del huracán Iota, se evaluó con la estimación del índice de calidad de aguas marinas y costeras con fines de preservación de flora y fauna – ICAM<sub>PF</sub> utilizando 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 críseno; que permiten cuantificar condiciones de conservación o deterioro del agua marina, en cinco categorías de calidad definidas entre 0 y 100 (Tabla 35; Vivas-Aguas, 2011) y se contrastaron con resultados históricos del ICAM<sub>PFF</sub> en el Archipiélago.

**Tabla 35. Categorías y escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM. Fuente: Vivas-Aguas, 2011.**

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

El análisis mostró que se presentaron condiciones adecuadas y aceptables en las dos Islas (Figura 101), después del paso del huracán Iota en noviembre y diciembre de 2020, siendo en promedio mejor la calidad en San Andrés ( $76,8 \pm 10,6$ ) en comparación con Providencia ( $69,7 \pm 10,4$ ). En San Andrés el ICAM<sub>PFF</sub> osciló entre 50,8 y 86,8 presentando las condiciones menos favorables en Bahía Hooker plantas. El 90% de las estaciones conservó una calidad adecuada para la preservación de la flora y fauna, y solo la estación ubicada en la bahía Hooker plantas la calidad fue aceptable, coherente con los rangos (47,9 - 85,5) y condiciones históricas (adecuada e inadecuada) que ha presentado esta estación, y que solo en el año 2003 presentó una inadecuada calidad (47,9).

En Providencia el ICAM<sub>PFF</sub> osciló entre 56,3 y 83,9 obteniendo la calidad más baja en el Muelle Santa Isabel. El 60% de las estaciones presentó condiciones adecuadas de calidad del agua marina para la preservación de los ecosistemas y el 40% de los sitios en la Isla y ubicados en el costado occidental presentaron aguas con calidad aceptable, que conservan buenas condiciones y pocas restricciones de uso para la vida acuática. La calidad más baja se presentó en el Muelle Santa Isabel (56,3), sitio que ha mostrado históricamente baja calidad en un rango (23,5 - 78,5) y condiciones desfavorables en el 45% (n=20) de las mediciones; seguido de San Felipe (57,6) que también ha presentado baja calidad en el 26% (n=19) de las mediciones históricas que oscilaron entre 23,3 - 82,9. El basurero (59,2), es otro de los sitios que de manera recurrente ha presentado condiciones inadecuadas en el 18% (n=17) de los ICAM<sub>PFF</sub> que oscilaron entre 40,9 y 84,9.

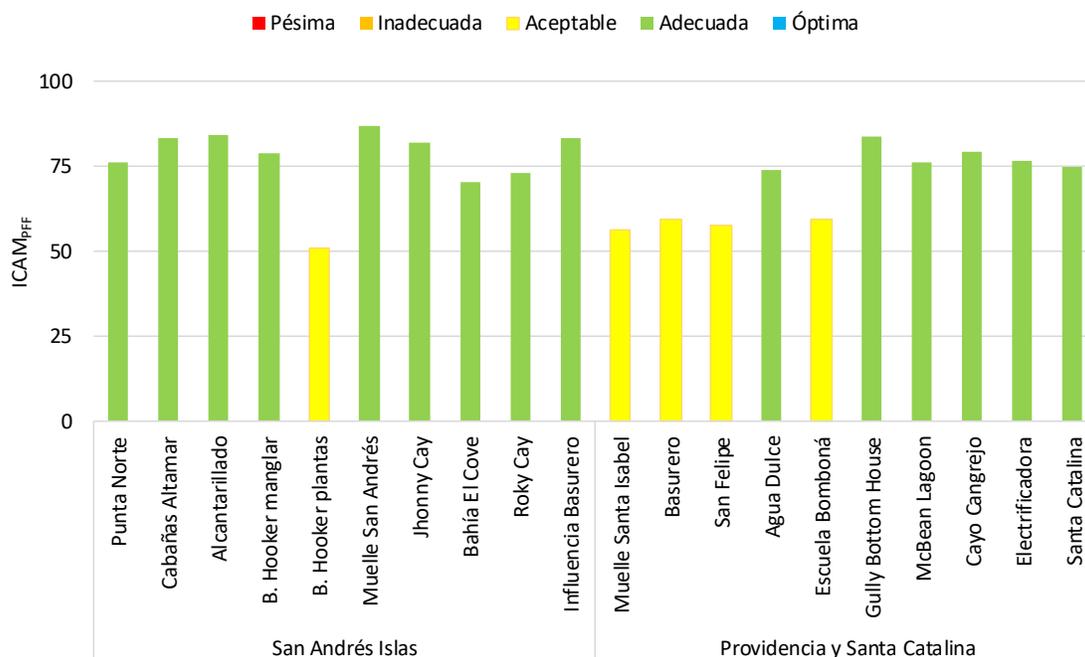


Figura 101. Índice de calidad de aguas marinas y costeras para el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina en el muestreo de noviembre y diciembre de 2020 posterior al paso del huracán Iota.

El análisis descriptivo de las variables que integran el ICAM<sub>PFF</sub> por cada Isla y estación permitió determinar que las calificaciones de los subíndices de OD, SST, DBO obtuvieron buenas categorías (aceptables, adecuados y óptimos) en la mayoría de estaciones a excepción de los ortofosfatos en el muelle Santa Isabel y el basurero de Providencia (pésima), al igual que Agua Dulce y la Electrificadora (inadecuada; Tabla 36). Los nitratos fueron de baja calidad en bahía Hooker (pésima e inadecuada) y El Cove en San Andrés, y en el basurero de Providencia (Tabla 36). Los coliformes termotolerantes mostraron calidad sanitaria pésima en San Felipe y Escuela Bomboná en Providencia, así como condiciones inadecuadas en Rocky Cay en San Andrés. Estos resultados incidieron en la estimación un poco baja del valor final del ICAM<sub>PFF</sub>, dado que son de las variables con mayor ponderación dentro del índice.

Tabla 36. Calificación individual de las variables (subíndices) que integran el ICAM en las Islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, en el muestreo realizado por CORALINA en noviembre y diciembre de 2020 posterior al paso del huracán Iota. pH, oxígeno disuelto (OD), sólidos suspendidos totales (SST), ortofosfatos (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), nitratos (NO<sub>3</sub>-), hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos equivalentes de crseno (HPDD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y coliformes termotolerantes (CTE). Menor al límite de cuantificación del método (<LCM), mayor al límite de cuantificación (>LCM) y No medido (NM).

ISLA	ESTACIÓN	SUBÍNDICES DE CALIDAD DE LAS VARIABLES								
		pH	OD	SST	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	NO <sub>3</sub> -	HPDD	DBO	CTE	CLA
San Andrés	Punta Norte	Adecuada	Aceptable	Óptima	<LCM	Adecuada	NM	Adecuada	Aceptable	Óptima
	Cabañas Altamar	Adecuada	Adecuada	Óptima	<LCM	Adecuada	NM	Adecuada	Adecuada	Óptima
	Alcantarillado	Adecuada	Aceptable	Óptima	Adecuada	Adecuada	Óptima	Adecuada	Óptima	Óptima
	Bahía Hooker manglar	Óptima	Aceptable	Óptima	Adecuada	Inadecuada	Óptima	Adecuada	Adecuada	Óptima
	Bahía Hooker plantas	Óptima	Adecuada	Óptima	Adecuada	Pésima	<LCM	Adecuada	>LCM	Óptima

ISLA	ESTACIÓN	SUBÍNDICES DE CALIDAD DE LAS VARIABLES								
		pH	OD	SST	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	NO <sub>3</sub>	HPDD	DBO	CTE	CLA
	Muelle San Andrés	Adecuada	Adecuada	Óptima	Adecuada	Adecuada	Óptima	Adecuada	Adecuada	Óptima
	Jhonny Cay	Adecuada	Adecuada	Óptima	Adecuada	Adecuada	NM	Adecuada	Aceptable	Óptima
	Bahía El Cove	Inadecuada	Aceptable	Óptima	Adecuada	Inadecuada	Óptima	Adecuada	Aceptable	Adecuada
	Rocky Cay	Adecuada	Adecuada	Óptima	<LCM	Adecuada	NM	Adecuada	Inadecuada	Óptima
	Influencia Basurero	Adecuada	Adecuada	Óptima	Aceptable	Adecuada	Óptima	Adecuada	Óptima	Óptima
Providencia y Santa Catalina	Muelle Santa Isabel	Adecuada	Aceptable	Óptima	Pésima	Aceptable	NM	Adecuada	>LCM	Óptima
	Basurero	Adecuada	Aceptable	Óptima	Pésima	Inadecuada	Óptima	Adecuada	>LCM	Óptima
	San Felipe	Adecuada	Adecuada	Óptima	Aceptable	Aceptable	NM	Adecuada	Pésima	Óptima
	Agua Dulce	Adecuada	Aceptable	Adecuada	Inadecuada	Aceptable	Óptima	Adecuada	Adecuada	Óptima
	Escuela Bomboná	Adecuada	Adecuada	Adecuada	Aceptable	Óptima	NM	Adecuada	Pésima	Óptima
	Gully Bottom House	Adecuada	Adecuada	Óptima	Aceptable	Adecuada	Óptima	Adecuada	Óptima	Óptima
	McBean Lagoon	Adecuada	Aceptable	Óptima	Aceptable	Adecuada	NM	Adecuada	Óptima	Óptima
	Cayo Cangrejo	Adecuada	Adecuada	Óptima	Aceptable	Óptima	NM	Adecuada	<LCM	Óptima
	Electrificadora	Adecuada	Aceptable	Adecuada	Inadecuada	Adecuada	Óptima	Adecuada	<LCM	Óptima
Santa Catalina	Adecuada	Aceptable	Óptima	Aceptable	Aceptable	Óptima	Adecuada	<LCM	Óptima	

En cuanto a la calidad microbiológica de las aguas superficiales con fines recreativos de contacto primario y secundario se evaluaron los Coliformes Totales (CTT), Coliformes Termotolerantes (CTE) y Enterococos Fecales (EFE), con los criterios de calidad de la legislación colombiana (Minambiente, 2015) y valores de referencia internacionales (OMS, 2013; Tabla 37). Las concentraciones de CTE y CTT superaron los criterios de contacto primario en el 31% de las estaciones evaluadas en las tres Islas, y presentaron los valores más altos en bahía Hooker (plantas y manglar) en San Andrés; Basurero, Escuela Bomboná, Muelle Santa Isabel y San Felipe en Providencia y en la estación descarga PTAR en Santa Catalina, ubicada en las inmediaciones donde se encuentra la fuga de la PTAR que está sin funcionamiento desde el año 2019. Los niveles de Enterococos Fecales (EFE) superaron la referencia de la OMS en el 10% de las estaciones, confirmando que en las aguas de bahía Hooker y de la zona de descarga de la PTAR, se evidencia un riesgo entre 5 y 10% de contraer enfermedades gastrointestinales y de 1,9 a 3,9% de contraer enfermedades respiratorias febriles (OMS, 2013).

Tabla 37. Concentraciones de Coliformes Totales (CTT), Termotolerantes (CTE) y Enterococos Fecales (EFE) medidos en el agua superficial de las estaciones REDCAM en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Sin referencia (-). Criterio de calidad para el uso recreativo por contacto primario y contacto secundario según Minambiente (2015), y los valores de referencia de la OMS (2003) para el riesgo de contraer enfermedades Gastrointestinales (EGI) y Respiratoria Febril Aguda (ERFA) respectivamente.

FECHA MUESTREO	LUGAR	ESTACIÓN	COLIFORMES TERMOTOLERANTES	COLIFORMES TOTALES	ENTEROCOCOS FECALES
			CTE	CTT	EFE
			NMP/100 mL	NMP/100 mL	UFC/100 mL
24/11/20	Isla de San Andrés	Alcantarillado	7	22	6
		Bahía El Cove	130	920	12
		Bahía Hooker (manglar)	920	>1.600	70
		Bahía Hooker (plantas)	>1.600	>1.600	760
		Cabañas Altamar	47	220	40
		Casablanca	23	33	3
		Frente Sharky's (cont)	13	23	11
		Hotel Isleño	2	2	12
		Influencia Basurero	5	13	1
		Jhonny Cay	130	240	11
		Muelle San Andrés	33	350	1
		Punta Hansa	23	33	3
		Punta Norte	220	280	26
		Rocky Cay	350	540	28
Haynes Cay	2	5	<1		
20/12/20	Isla de Providencia	Agua Dulce	46	46	<1
		Basurero	>1.600	>1.600	2
		Cayo Cangrejo	<2	2	<1
		Electrificadora	<2	2	2
		Escuela Bomboná	1.600	1.600	11
		Gully Bottom House	5	11	1
		McBean Lagoon	2	2	1
		Muelle Santa Isabel	>1.600	>1.600	10
	San Felipe	1.700	1.700	<1	
	Isla de Santa Catalina	Santa Catalina	<2	2	2
		Puente de los enamorados	1	6	<1
		Descarga PTAR	> 1.200	>1.600	> 1.200
		5 mts después descarga	2	14	7
		Cabeza de Morgan	<2	10	2
Criterio calidad contacto primario (Minambiente, 2015)			200	1.000	*OMS (2003)
Criterio calidad contacto secundario (Minambiente, 2015)			-	5.000	
*Valores de referencia OMS (2003)			≤40 UFC/100 mL, <1% de contraer EGI y <0,3% de contraer ERFA		
			41–200 UFC/100 mL, 1–5% de EGI y 0,3-1,9% de ERFA		
			201–500 UFC/100 mL, 5–10% de EGI y 1,9–3,9% de ERFA		
			>500 UFC/100 mL, >10% de EGI y >3,9% de ERFA		

Las concentraciones de los metales pesados totales medidos (en peso seco) en los sedimentos de la bahía El Cove registraron niveles de 133 ng/g de mercurio y de 88,8 µg/g de cromo, los cuales superaron la referencia propuesta por la NOAA para valor del umbral inferior TEL (mercurio de 130ng/g y cromo 52,3 µg/g; Buchman, 2008), que tiene una baja probabilidad de ser tóxico y ocasionar efectos adversos en los organismos acuáticos. Se encontraron bajas concentraciones de 30,4 µg/g, de cobre, 23,1 µg/g de hierro y 77 µg/g de zinc, que no superan los valores de referencia internacionales; y los metales cadmio, níquel y plomo estuvieron por debajo del límite de cuantificación del método de laboratorio.

Los 16 compuestos de hidrocarburos aromáticos policíclicos y los 42 compuestos de plaguicidas organoclorados y organofosforados medidos en el sedimento de bahía el Cove, estuvieron por debajo del límite de detección del método usado en el LABCAM.

### *Conclusiones*

La calidad del agua marina y costera de las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina tras el paso del huracán Iota conservó buenas condiciones para la vida acuática y pocas restricciones de uso en las estaciones evaluadas con el ICAM<sub>PFF</sub>, así mismo no presentaron afectaciones directas y diferenciadas con relación a las condiciones previas, ya demostradas en muestreos de años anteriores en las islas.

Las condiciones microbiológicas estuvieron aptas en la mayoría de estaciones a excepción de los sitios que de manera recurrente se ven afectados por los vertimientos que llegan directamente al mar, el rebose de alcantarillas, los aportes de los Gully's y el aumento de las escorrentías en las épocas de lluvia y en esta oportunidad por las altas precipitaciones ocasionadas por el paso del huracán Iota.

Los sedimentos en bahía el Cove en la isla de San Andrés, mostraron la presencia de trazas de mercurio y cromo que deben seguirse monitoreando, ya que al superar los valores de referencia para efectos umbral sugieren la necesidad de hacer una evaluación más detallada de la dinámica antropogénica de estos metales, que permita determinar su origen y posible impacto en los ecosistemas de la Isla.

### **Estado de los arrecifes coralinos y pastos marinos en las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina**

Se realizaron dos salidas de campo para evaluar el estado de los corales y pastos marinos de las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina luego del paso del huracán Iota (Sanchez *et al.*, 2020; Acosta-Chaparro *et al.*, 2021). En la primera salida de reconocimiento general en conjunto con CORALINA (2 y 3 de diciembre 2020) se levantó información en 24 puntos de reconocimiento que cubrieron toda la isla de Providencia. En la segunda salida de campo (12 al 21 de diciembre de 2020) se evaluaron tanto la isla de Providencia como la de San Andrés en 26 puntos en total, diferentes a los de la primera salida de campo.

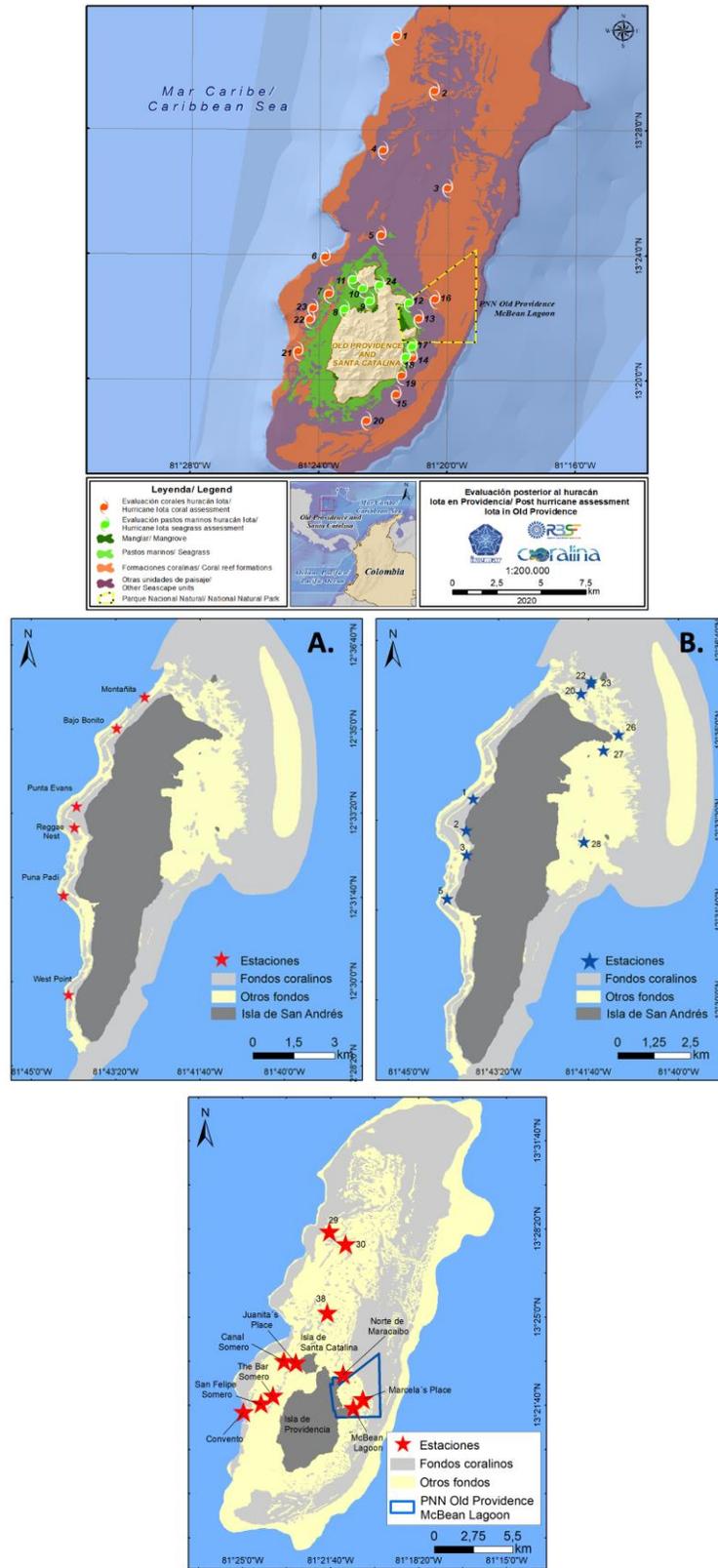


Figura 102. Mapa de la ubicación de los puntos evaluados en la salida de campo #1 en la isla de Providencia (arriba) y Mapa de ubicación de los puntos evaluados con Punto intercepto (izquierda) y evaluación ecológica rápida (derecha) en la salida de campo #2 para las islas de San Andrés (centro) y Providencia (abajo) (LABSIS ,2020).

La verificación en campo fue realizada mediante la ayuda de una grilla de estaciones con información previa en su mayoría, que poseía CORALINA, entre los 4 y 15 metros de profundidad y con el método de estimación visual denominado evaluación ecológica rápida con base en Díaz *et al.* (1995). El trabajo consistió en observaciones visuales por parte de dos parejas de buzos, en un radio de observación visual de máximo 10 m. En los puntos donde se encontraron formaciones coralinas se tomaron registros fotográficos y de video los cuales son evidencia de las condiciones del lugar. Se tomaron los datos más relevantes del área como colonias volcadas, quebradas o derrumbadas, remoción del sedimento, desprendimiento de esponjas, gorgonáceos u otros organismos y escombros coralinos. Para los puntos con presencia de pastos marinos se tomaron registros fotográficos y datos de la presencia o ausencia de estos y del estado de la pradera.

En todas las estaciones, para la evaluación de la cobertura de componentes de fondo, se utilizó el método de transecto intercepto realizado con cintas métricas extendidas 10 metros (English *et al.* 1994, Rogers *et al.* 1994; Hill y Wilkinson, 2004), con el cual se buscó evaluar la comunidad bentónica allí presente, y determinar las proporciones de una forma de vida o un grupo de formas de vida dentro de un área específica (Gates, 1979). Esta evaluación se hizo a través de estaciones conformadas por 5 transectos con una longitud de 10 m cada uno, desplegadas aleatoriamente en lugares previamente determinados sobre su estado de deterioro o por evaluaciones realizadas años anteriores.



Figura 103. Imágenes generales del trabajo de campo llevado a cabo (EER's, metodología punto-intercepto). Se observan diferentes componentes del bentos p.ej. corales ramificadas de *Porites* sp., colonias de crecimiento masivo como *Siderastrea siderea*, y zona de corales mixtos Fotos: archivo BEM-INVEMAR 2020.

Los resultados generales indicaron que las afectaciones del huracán para los pastos marinos y los corales no fue homogéneo alrededor de la isla, y tampoco fueron catastróficos como era de esperarse (máximo entre un 10 y 20%), teniendo como referencia los daños causados en los ecosistemas terrestres.

En la isla de Providencia se puede decir que las áreas de coral mayores a 15 metros de profundidad presentaron un estado bueno de sus colonias y en la organización de sus componentes intrínsecos. No obstante, las áreas someras de coral, hasta 12 metros de profundidad presentaron volcamientos y derrumbes en algunas colonias, así como fracturas y desprendimiento de algunas de las ramificadas.

Por otro lado, se evidenció una mayor afectación moderada en el costado occidental en la Isla de Providencia en el 50% de los sitios visitados aproximadamente.

Tanto en San Andrés como en Providencia, las praderas de pastos marinos se conservaron exitosamente, exceptuando entre Providencia y Santa Catalina en donde encalló el buque SMART afectando aproximadamente el 20% de las praderas de *Thalassia testudinum* de ese sector.

Para la Isla de San Andrés, se observó que aproximadamente el 80% de las estaciones evaluadas en el costado occidental de la isla presentaron algún tipo de impacto en un rango de profundidad entre 9 y 16 metros. No obstante, este impacto fue en su mayoría leve (60% de las estaciones) y moderado (18% de las estaciones), particularmente como volcamientos de colonias y blanqueamiento coralino previo.

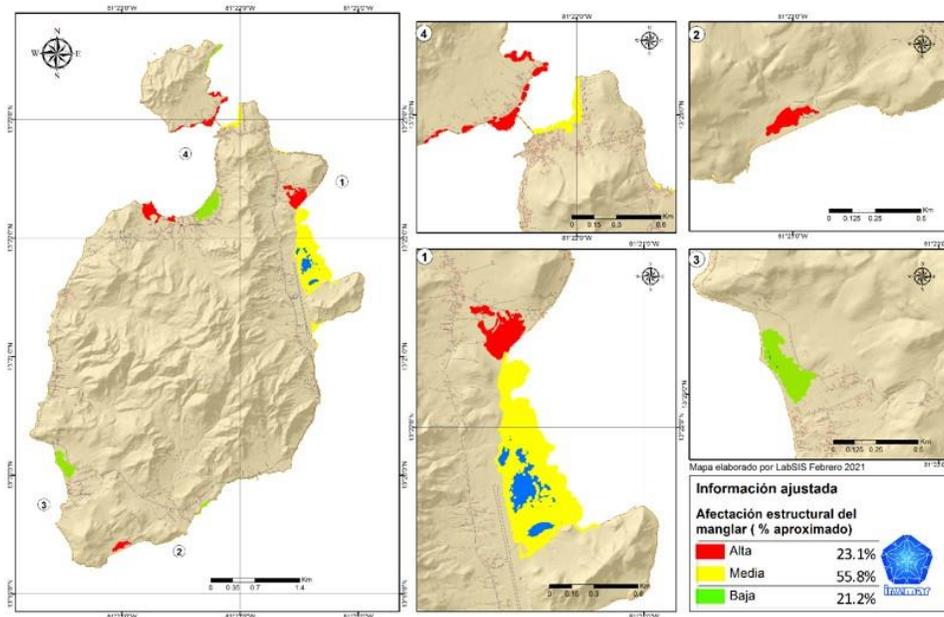
La mayor afectación por el huracán, se evidenció en las especies de coral *Orbicella* spp., *Siderastrea siderea*, *Colpophyllia natans*, *Montastraea cavernosa*, *Pseudodiploria strigosa*, *Agaricia* spp., *Porites porites* y *Dendrogyra cylindrus*. Las que tenían crecimiento columnar y colonias masivas con una base o pedúnculo delgado presentaban suficiente bioerosión para ser afectadas por el paso del huracán Iota, indicando así que la unidad ecológica más afectada es *Orbicella* spp. Respecto a otras formas de crecimiento, aunque en menor medida, también se vieron afectadas algunas colonias ramificadas de *Montastraea complanata* y *Acropora palmata* al observar señales de fragmentación.

Como agentes de deterioro naturales se observó la presencia generalizada de blanqueamiento fisiológico particularmente sobre colonias de *Orbicella* spp. tanto en San Andrés como en Providencia, debido, probablemente, a la temperatura constante de 29°C presente desde unas semanas anteriores al huracán y al estrés sufrido por éste. Igualmente se vieron algunas pocas colonias con enfermedades como banda negra, banda blanca y lunares oscuros.

## Estado de los manglares y recomendaciones para avanzar en estrategia de restauración en la isla de Providencia

Durante la Expedición Cangrejo Negro, se evaluó el efecto diferencial del huracán Iota en el manglar a partir de cinco (5) transectos perpendiculares a la línea de costa utilizando el método cuadrante centrado en un punto (PCQM) (Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli, 1984) en el sector de Manzanillo, Mc Bean Lagoon, Southwest, Jhon mangrove y Santa Catalina, y 44 puntos de verificación rápida (9 en Santa Catalina, 23 en el Parque McBean, 3 en Manzanillo, 7 en South West y 2 en OldTown). Adicionalmente, se realizaron varios recorridos por los afluentes superficiales que transcurren hacia el litoral y al interior de las zonas de manglar en la isla de Providencia. Con los datos obtenidos se logró determinar que un 23,1% de la cobertura fue altamente impactada siendo

el sector norte del parque McBean Lagoon (5,6 ha) y Jhon Mangrove (3,8 ha) los de mayor extensión. Mientras que el 21,2% de la cobertura recibió una calificación de bajo impacto, principalmente en Old town (6,7 ha), Southwest Bay (5,1 ha) (Figura 104).



**Figura 104.** Calificación cualitativa del impacto global en los manglares de Providencia y Santa Catalina afectados por el huracán Iota. 1. Parque McBean Lagoon; 2. Manzanillo; 3. Southwest; 4. Santa Catalina (rojo) y Jones Point Town (amarillo).

Con las aproximaciones metodológicas descritas, se evaluaron un total de 340 árboles, incluyendo 336 individuos de las cuatro especies de mangle de la Isla (*Rhizophora mangle*; *Laguncularia racemosa*; *Avicennia germinans* y *Conocarpus erectus*) y cuatro individuos de tres especies de transición a bosque seco y playa (Manzanillo, *Acacia* sp, *Thespesia populnea*). Se evidenció que los sectores de Jhon Mangrove, seguido del Parque McBean y Santa Catalina reportaron los mayores porcentajes de individuos muertos; mientras que Southwest se reportó como el sector con menor impacto (Figura 105). Del total de los árboles evaluados, la mayoría se encontró muerto (46,4%), siendo *R. mangle* (dominante en el borde costero) la especie con el mayor número de árboles muertos (29,1%); mientras que solo un 2,9% se encontró en excelente estado, atribuido principalmente a la especie *A. germinans* (1,5%).

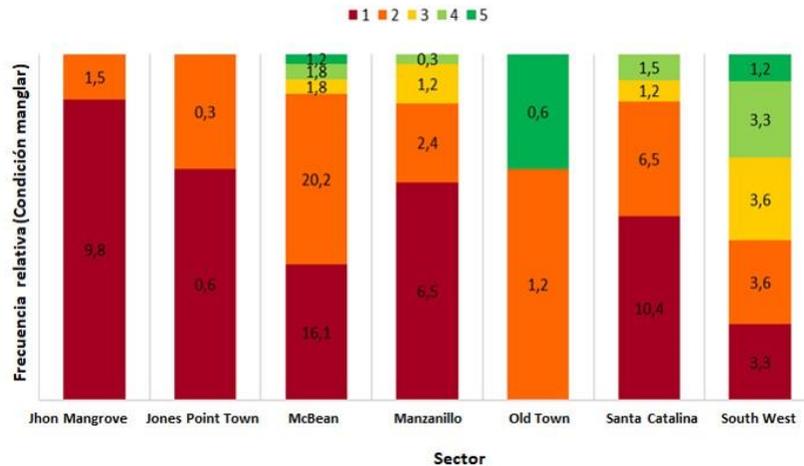


Figura 105. Condición de los árboles evaluados en los manglares de Providencia tras el paso del huracán Iota. Los resultados se muestran en porcentaje. 1: Muerto, 2: Regular, 3: Bueno, 4: Muy Bueno, 5: Excelente (resultados preliminares). Especies de mangles: *Avicennia germinans* –AG; *Conocarpus erectus* –CE; *Laguncularia racemosa* –LR; *Rhizophora mangle* –RM.

En 47% de los árboles monitoreados de mangle se observaron rebrotes epicórmicos y en yemas apicales, principalmente en *A. germinans* (56%) (Figura 106). Puntualmente, de los 156 árboles inspeccionados de *R. mangle* (la especie con mayor mortalidad), en un 30% se observó la presencia de rebrotes, pero estos fueron incipientes y poco numerosos en comparación con las otras especies, por lo que la sobrevivencia de *R. mangle* a partir de este tipo de rebrotes podría ser reducida y debe monitorearse. Estudios previos indican que *R. mangle* y otras especies de la familia Rhizophoraceae muestran menor capacidad de recuperación en comparación con otras especies (Snedaker *et al.*, 1992; Villamayor *et al.*, 2016; Asbridge *et al.*, 2018).



Figura 106. Izquierda. Rebrotos epicórmicos en especies de manglar tras el paso del huracán Iota. Derecha. Daños estructurales en mangle rojo (*Rhizophora mangle*) (Fotos: A. Rodríguez).

Se evaluaron un total de 127 parcelas aleatorias alrededor de la isla para conocer el estado actual de la regeneración natural en términos de plántulas y propágulos. Encontrando que la mayor densidad de propágulos se registró en Phantom Beach (10 Ind.m<sup>-2</sup>), seguido por el sector de Jones Point-Town. Por el contrario, en los sectores de Old Providence, Old Town y Smooth Water, no se encontraron propágulos. Con respecto a la densidad de plántulas, el sector de Old Town registró la densidad más alta (25,5 Ind.m<sup>-2</sup>); mientras que Southwest (5,27 Ind.m<sup>-2</sup>) y Smooth Water (2 Ind.m<sup>-2</sup>) presentaron las densidades más bajas; cabe resaltar que *A. germinans* presentó la densidad de plántulas más altas en la mayoría de sectores monitoreados (Figura 107). Lo anterior sumado al hecho de que *A. germinans* también presenta los mayores porcentajes de rebrotamiento e individuos en buen estado, hace que por el momento junto con *L. racemosa*, no representen una prioridad para la restauración en la isla.

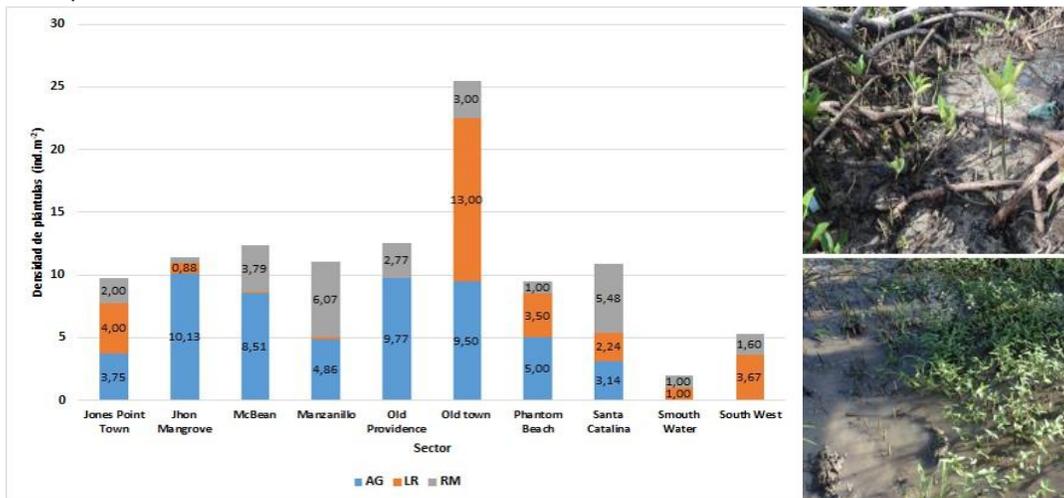


Figura 107. Densidad de plántulas por especie florística y sector, en las islas de Providencia y Santa Catalina.

Con respecto a las condiciones fisicoquímicas, la salinidad más alta a nivel superficial e intersticial se presentó en el sector de Santa Catalina ( $21,5 \pm 13,9$  y  $41,9 \pm 7,6$  unidades, respectivamente) y los valores más bajos en Manzanillo (superficial:  $7,5 \pm 1,5$  e intersticial:  $5,4 \pm 1,5$  unidades). Para el ORP, a nivel superficial estos dos sectores obtuvieron valores positivos, presentando condiciones aerobias; siendo más altas en Santa Catalina con  $113,2 \pm 26,8$  mV. A nivel intersticial, todos los valores fueron negativos, siendo los más altos en McBean con  $-333,9 \pm 11,8$  mV, implicando condiciones fuertemente reducidas, y más bajos en Manzanillo con  $-96,3 \pm 25$  mV (Figura 108). Cabe resaltar que los valores de estas dos variables junto con el pH y la temperatura que también fueron evaluadas, se encuentran en el rango fisiológico tolerable para las especies de manglar, por lo que al momento ninguna de estas representa una limitante para el desarrollo de los manglares en la isla.

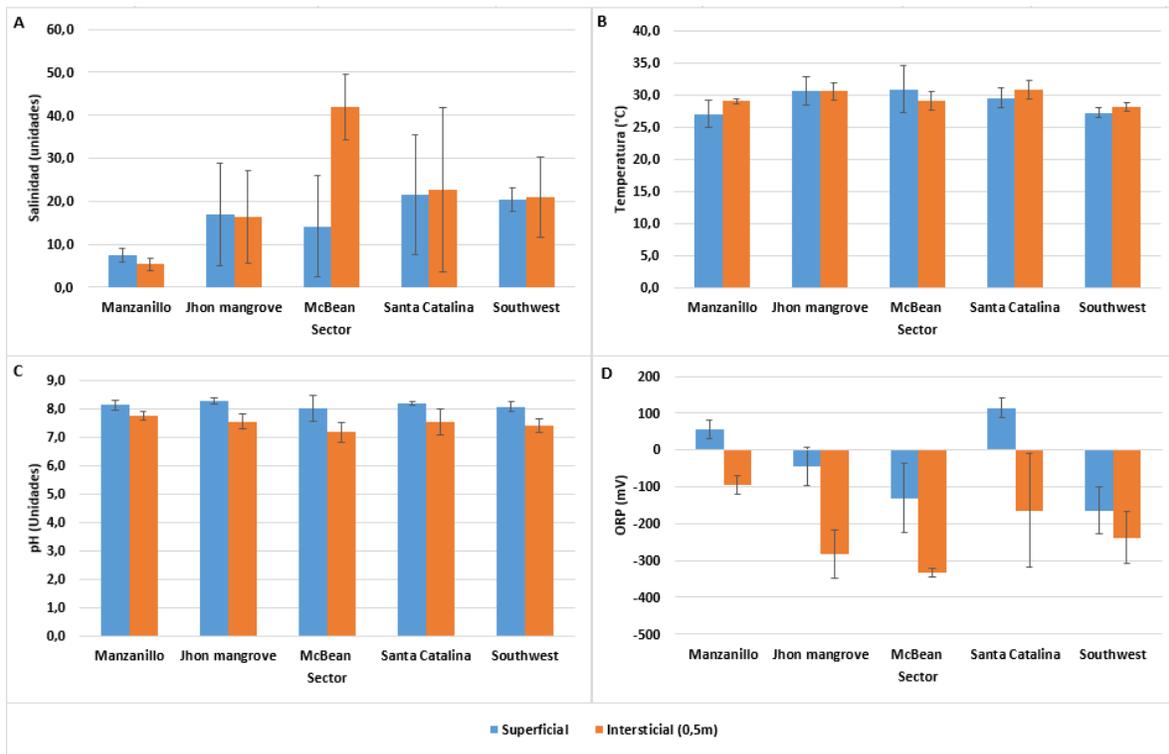


Figura 108. Promedio de las variables fisicoquímicas del agua superficial e intersticial (0,5m) en sectores de manglar evaluados tras el paso del huracán Iota en Providencia y Santa Catalina. A. Salinidad; B. Temperatura; C. pH; D. ORP.

Con los resultados obtenidos se logró concluir que el impacto del huracán Iota fue diferenciado por tipos fisiográficos de manglar, siendo los manglares de borde los más impactados y con mayor mortalidad. Con respecto a la regeneración natural se cuenta con un limitado número de plántulas y propágulos de *R. mangle* en la isla, que podrían limitar las acciones de restauración activa si se considera ésta como única fuente de material vegetal; sugiriéndose enfocar los esfuerzos de restauración sobre esta especie. Adicionalmente, se requiere continuar con la remoción de basuras y escombros del manglar para favorecer su recuperación natural, la cual debe hacerse de manera manual, priorizando los canales de acceso y cuerpos de agua internos. Y por último se sugiere continuar con el monitoreo al proceso de recuperación natural del ecosistema y acompañar el plan de restauración de manglares a diseñar, con un monitoreo basado en indicadores de éxito de tipo estructural y funcional, con el fin de supervisar el proceso de regeneración y manejar adaptativamente el ecosistema.

## Estado de las fuentes hídricas superficiales y canales de marea en Providencia

De manera preliminar se identificaron los afluentes superficiales que transcurren hacia el litoral y las zonas de manglar, con el fin de evidenciar su estado en el cruce de la vía, sector que permitió observar el deterioro y las basuras que se acumulan en las zonas de mayor exposición de los drenajes. Entre ellos los más significativos son Bowden Gully entre Black Sand y Old Town (Figura 109), Salt Creek (San Felipe; Figura 110), Far Enough en Freshwater (Figura 111), Gamma Dith Gully en Bottom House (Figura 112) y además de otros drenajes superficiales que terminan en zonas de acantilados y humedales (manglares; Figura 113). Estos últimos con especial consideración ya que al ser cañadas de poca profundidad se ven altamente afectadas por la acumulación de basuras y se recomiendan actividades de limpieza sobre ellas.



Figura 109. A y B) Bowden Gully, entre el sector de Black Sand y Old Town.



Figura 110. Salt Creek o San Felipe en su desembocadura, nótese las basuras en los bordes.



Figura 111. Sector final de Far Enough en Agua Dulce con un tronco de palmera en inmediaciones del cauce.



Figura 112. Gamma Dith Gully cruzando la comunidad y la vía en Bottom House.



Figura 113. Drenaje con evidencias de basuras en el sector de la cuenca del PNN Mc Bean.

En el parque McBean Lagoon, se inspeccionaron los dos boxes culverts localizados al inicio y final de la pista de aterrizaje del aeropuerto El embrujo (Figura 114A), los cuales permiten el transporte de agua de escorrentía al mar (Boxculvert\_1) y al ecosistema de manglar (Boxculvert\_2). En el primer box culvert, no se registraron restos de basura o madera en su interior que impidieran el paso del agua, pero en la desembocadura si se encontraron resto de madera (Figura 114B). Para el segundo box culvert, su salida de agua no estaba interrumpida, más se observó el descargue de sedimentos que se acumulan en la zona del manglar, enterrando los neumatóforos de *A. germinans* y algunas de las plántulas establecidas a los lados de los flujos de agua. Además, el flujo de agua que descarga del box culvert se ramifica hacia el manglar, con una corriente tenue que se ve interrumpida por la madera y árboles caídos que se han acumulado en el sector (Figura 114C).

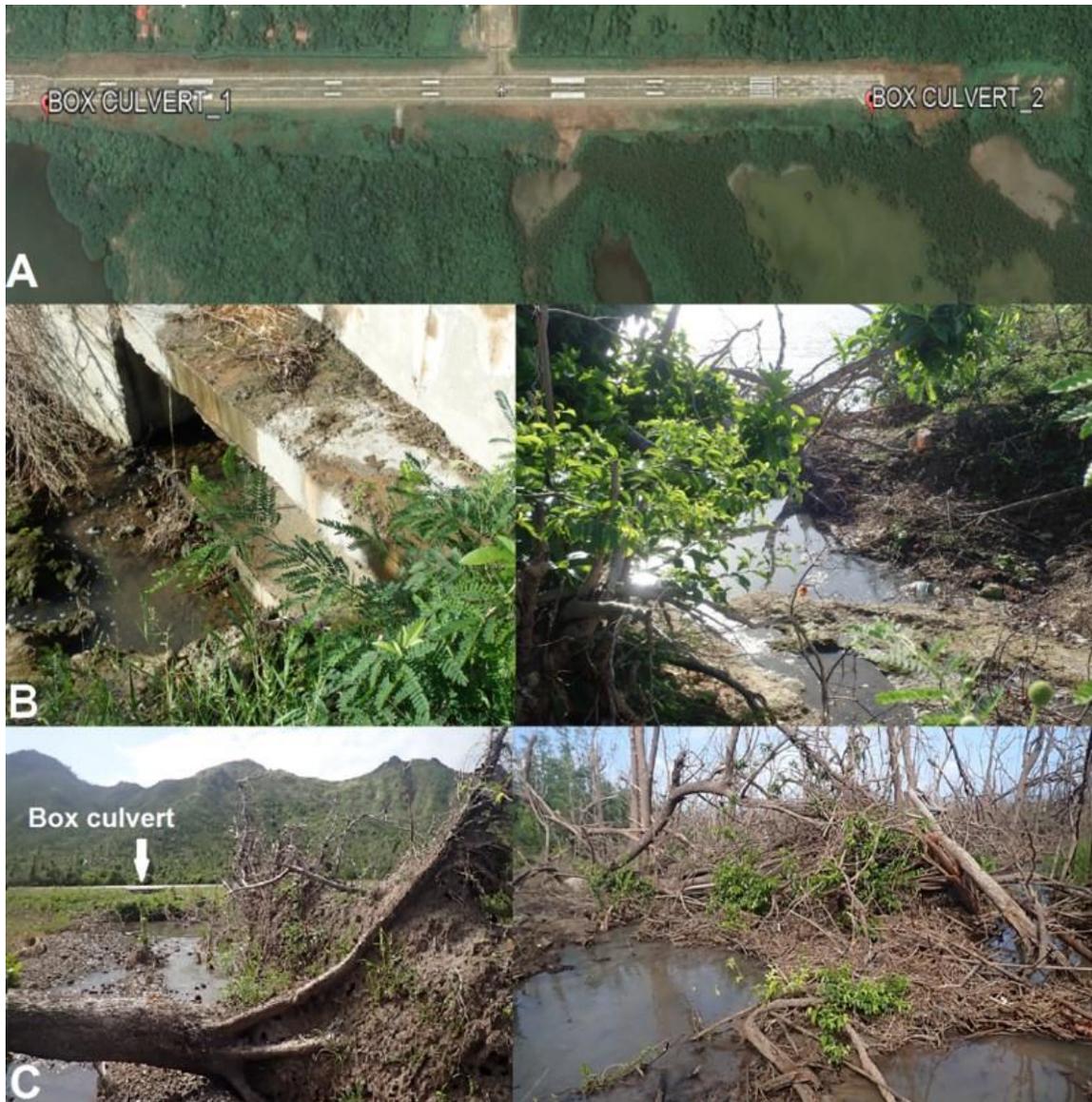


Figura 114. A) Ubicación de los boxes culverts identificados en McBean Lagoon. B) Box culvert con salida directa al mar. C) Box culvert con salida directa al ecosistema de manglar.

Para la franja costera del parque, se realizó un recorrido en lancha con el fin de identificar las entradas de agua al manglar y el estado de los canales de marea después del huracán Iota (Figura 115A). Durante el recorrido, se identificó un canal en el sector sur (ENT\_1), el cual permite la entrada de agua de mar a una de las lagunas que componen al parque y una entrada en el sector norte en una zona con mortalidad (ENT\_2) en donde años atrás se realizaron siembras de *R. mangle* (Figura 115B y C). Adicionalmente se registraron 12 entradas pequeñas a lo largo del recorrido, aunque no cuentan con un canal definido dentro del manglar, facilitan el ingreso al sector. En general se observó que estas entradas tienen aproximadamente 4 m de largo hacia adentro y la presencia de troncos y ramas muertas en el suelo.

En el sector norte del parque (ENT\_2), la entrada permite el ingreso constante de agua al sistema, en la cual se observaron algunas plántulas en pie de *R. mangle* y árboles caídos en su interior, que no limitan el ingreso de agua (Figura 115C).



Figura 115. A) Recorrido franja costera del PNN McBean Lagoon. B) Canal con entrada de agua de mar al manglar (ENT\_1). C) Zona de mortalidad, pero con entrada de agua al manglar (ENT\_2).

Para el sector sur, el canal se caracterizó por poseer aproximadamente 160 m de largo desde el borde hacia la laguna y de 2 m de ancho, con la presencia en ambos bordes, de la especie *R. mangle*. Para este canal, en el punto 1 (23B), se registraron troncos y ramas grandes que obstaculizan el paso hacia el interior, así como la presencia de varios árboles muertos en los bordes y plántulas del mangle rojo, hasta el interior de la laguna (punto 2 de la 23B). En este último punto, se observó un flujo de agua hacia el interior de la laguna, con una corriente tenue, sin ramas o troncos que lo obstaculicen. En el punto 2, la columna de agua fue de 103 cm de alto, con una salinidad de 30,7

unidades. Alrededor de la laguna se evidenció, además, la presencia de árboles muertos y en buen estado rebrotando, así como la presencia de plántulas de *R. mangle*, principalmente hacia el costado norte de la laguna (Figura 116).



Figura 116. Estado del canal (ENT\_1). A) entrada canal (punto 1). B) Interior canal. C) Interior laguna (punto 2).

Recorridos similares se realizaron en el sector de Manzanillo, en donde se observó que el ecosistema de manglar está separado en dos zonas por una vía que finaliza en la playa; identificándose de manera general, canales dentro del manglar con taponamientos que requieren de la remoción de escombros y material vegetal que podrían limitar la recuperación del bosque (Figura 117A-B). Al

costado oeste de la vía, se identificó una entrada de agua de mar al manglar, la cual se acumula en el sector, donde también se registraron restos de madera y árboles caídos (24C). En esta zona, la vía limita la circulación del agua hacia el costado este del manglar, y se encontraron restos de madera que requiere remoción (Figura 117D).



Figura 117. Estado de las fuentes de agua y canales de marea en el sector de Manzanillo.

## ACCIONES INICIALES PARA LA RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS AFECTADOS

Con el objetivo de implementar acciones iniciales que ayuden a la restauración ecológica de los ecosistemas marinos costeros afectados, se realizaron primeros auxilios a los corales volcados en las islas de San Andrés y Providencia, se generaron capacidades en la comunidad para desarrollar limpiezas de basura en los ecosistemas afectados y se realizaron jornadas de limpieza en cinco sectores de manglar y playas priorizados.

### Primeros auxilios a los corales volcados

Esta actividad se llevó a cabo con las instituciones Corales de Paz, Parques Nacionales, Coralina, Conservación Internacional e Invemar, siguiendo las indicaciones descritas en Zepeda-Centeno *et al.* 2019. En breve, se reubicaron y fijaron corales masivos y fragmentos desprendidos, desplazados,

rotos o volcados, manualmente y mediante el uso de cemento plástico. Las colonias de coral, grandes y vivas que fueron encontradas desprendidas de forma completa (sin fragmentación) o fragmentos sueltos fueron reubicadas en lo posible en el sitio original del cual fueron desprendidos. Cuando no se pudo encontrar el sitio original de la colonia, se reubicó en otro punto que fuese adecuado para su fijación, de acuerdo con la experiencia de los buzos expertos. Los fragmentos de coral pequeños fueron acuñados en agujeros o grietas. Sólo se asistieron colonias y fragmentos de coral con tejido vivo mayor al 50% para asegurar su viabilidad en la recolocación en el arrecife. Los fragmentos muy pequeños fueron rescatados con su traslado a las guarderías del PNN Old Providence McBean Lagoon para ser rehabilitadas en una fase posterior.



Figura 118. Imágenes generales de algunas de las colonias marcadas para evaluación posterior. Fotos: archivo BEM-INVEMAR 2020.

Se logró intervenir más de 1000 colonias como se tenía planteado, llegando a un total de 1534 y las especies intervenidas fueron *Orbicella annularis*, *O faveolata*, *Pseudodiploria strigosa*, *Porites astreoides*, *Porites porites*, *Agaricia* spp., *Acropora palmata* y *A. cervicornis*. El desarrollo de esta tarea se hizo a lo largo y ancho de la isla, con especial énfasis en las zonas de Juanita's place (Santa Catalina), así como de Marcela's place y la parcela de rehabilitación 3, estas últimas dos, ubicadas en el Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon. Se marcaron aproximadamente 15 colonias intervenidas tanto en Juanita's como en Marcela's Place para hacerle un seguimiento a su condición en una salida a desarrollarse en el primer semestre del 2021.

## Generación de capacidades en la comunidad para la restauración de los manglares, basura marina y microplásticos, y limpieza de manglares

El día 18 de enero de 2021, se realizó el taller de capacitación titulado “Orientaciones técnicas para realizar las jornadas de limpieza de basura marina, para la Restauración Ecológica de manglares en la isla de Providencia”. El objetivo de este taller fue el de capacitar a los líderes comunitarios sobre la restauración ecológica, la contaminación por basura marina y las técnicas de limpieza de residuos sólidos en manglares, que les permitan ejecutar jornadas de limpieza de los ecosistemas afectados, para promover su recuperación.

En el taller capacitaron a 36 miembros de las familias de las islas de Providencia y Santa Catalina, vinculados al Programa de Pagos por Servicios Ambientales -PSA del Minambiente. El taller se desarrolló en tres estaciones de trabajo para tratar los temas de 1) Restauración ecológica y cuidados del manglar, 2) la contaminación por basura marina-microplásticos y jornada de Limpieza, y 3) viverismo en bosque seco tropical. Los participantes se formaron en tres grupos y rotaron cada 15 minutos por cada estación para recibir la capacitación.

En la primera estación, investigadores del INVEMAR (Figura 119) trataron los conceptos básicos de la contaminación por basura marina. Se dio un contexto de la situación de la contaminación por basura en ecosistemas costeros de Colombia, la afectación e impactos de este tipo de contaminación en los manglares y otros ecosistemas marinos costeros. Posteriormente, se dieron las indicaciones y la metodología de trabajo para las jornadas de limpieza y recolección de basura marina en sitios estratégicos identificados en la isla de Providencia y se generó un espacio de discusión y retroalimentación.

En la segunda estación, investigadoras del INVEMAR (Figura 119) introdujeron el concepto de restauración ecológica y servicios ecosistémicos de los manglares. También se habló de la propagación de las especies, especialmente del Mangle Rojo (*Rhizophora mangle*) debido a que este fue el que presentó una mayor afectación por el embate del huracán Iota. Por último, se procedió a explicar las recomendaciones técnicas para realizar la limpieza de basura marina en los manglares con el fin de evitar el pisoteo y detrimento de la regeneración existente, como el ingreso y salida del manglar en fila por un solo camino, levantamiento de residuos dentro del manglar por dos o tres personas, evitar el pisoteo y daños a las plántulas y retirar las ramas partidas acumuladas para despejar el área para la regeneración natural.

En la tercera estación, investigadores de los institutos Humboldt y SINCHI (Figura 119) trataron los conceptos básicos para desarrollar actividades de siembra de semillas en el vivero para recuperación de los bosques secos tropicales, identificación y caracterización de plantas nativas y cuidados durante la germinación. Además, se resaltó la importancia que tiene el bosque seco tropical en cuanto a la recuperación de la isla y así conformar un grupo de viverismo.

Las 36 personas de la comunidad de Providencia capacitadas en temas de restauración ecológica, contaminación por basura marina y técnicas de limpieza de residuos sólidos en manglares para

ejecutar jornadas de limpieza, serán las encargadas de continuar con esta labor, lo cual promoverá la recuperación de los ecosistemas afectados en Providencia.



Figura 119. Charlas sobre (A) basura marina, (B) restauración ecología y cuidados del manglar y (C) viverismo para bosque seco tropical.

## Desarrollo de jornadas de limpieza de residuos sólidos en los manglares y playas de las zonas priorizadas de Providencia

Entre los días 19 y 22 de enero 2021, investigadores del INVEMAR con el apoyo del Minambiente y CORALINA, realizaron las jornadas de limpieza de residuos sólidos en los manglares del Centro urbano de Providencia, Santa Catalina y Parque Old Providence (sector de la cancha de Sóftbol), y en las playas Manzanillo y Suroeste. En esta actividad participaron de 40 a 70 personas de la comunidad local, funcionarios de Parque Nacionales, Armada Nacional, Alcaldía de Providencia.

Antes de iniciar la jornada se dieron las indicaciones generales sobre la forma correcta de recolección de residuos dentro del manglar para evitar el detrimento de la regeneración natural. Asimismo, se recordaron las medidas y recomendaciones para la prevención del COVID-19. Posteriormente, se formaron los subgrupos de máximo cinco personas voluntarias y un líder de la comunidad capacitados. A cada grupo se le dotó de elementos de protección para desarrollar las jornadas de recolección de residuos sólidos (Figura 120).

La recolección de residuos sólidos livianos en las áreas de manglar y playa se hizo de forma manual depositándolos en los costales. Entre dos o tres voluntarios se retiraron los residuos de mayor tamaño como tejas, tanques y maderas procesadas los cuales se acopiaron en un punto de acceso del vehículo de servicio de aseo dispuesto por la Alcaldía (Figura 120). El número de residuos recolectados en los costales fueron contados por el personal que los recolectaba según el tipo de material y se informaba a líder de grupo quien anotaba la cantidad recolectada en la libreta de campo. El total de residuos colectados por cada zona priorizada fueron pesados usando una báscula electrónica digital (Figura 120).



**Figura 120. Entrega de elementos a los participantes, recolección y conteo de residuos colectados, acopio y separación de residuos y pesaje de los residuos colectados.**

Como resultado de las jornadas de limpieza de residuos sólidos en los ecosistemas de manglar y playa priorizados, se recolectaron aproximadamente 14 mil unidades de basura marina, los cuales

pesaron 5,4 toneladas. Los plásticos fueron el tipo de material más abundante, representando cerca del 65% de las unidades de basura contadas. En la Tabla 38 se detallan los resultados de las jornadas por cada zona trabajada.

**Tabla 38. Resultados de las jornadas de limpieza de basura en los manglares y playas de Providencia y Santa Catalina.**

ZONAS PRIORIZADAS	FECHA	NUMERO DE PARTICIPANTES	UNIDADES DE BASURA RECOLECTADA	PESO TOTAL DE LA BASURA RECOLECTADA (KG)
Manglar del Centro urbano	19/01/2021	43	5.954	1.200
Manglar de Santa Catalina	20/01/2021	33	2.203	290
Manglar Old Providence (norte)	21/01/2021	71	3.600	3.071
Playa SurOeste	22/01/2021	35	828	403
Playa Manzanillo		28	1.209	361

## ACTIVIDADES PARA LA CARTOGRAFÍA Y ANÁLISIS QUE APOYEN LA TOMA DE DECISIONES AMBIENTALES Y ORDENAMIENTO COSTEROS

### Análisis posible afectación de ecosistemas costeros y marinos de Providencia a partir de imágenes satelitales

Para evaluar las posibles afectaciones a los ecosistemas marinos y costeros en la isla de Providencia como consecuencia del huracán Iota, se realizó un análisis preliminar de los cambios evidenciados mediante imágenes satelitales un antes y después del suceso para los bosques de manglar y los fondos marinos.

Para el presente análisis fue adquirida una imagen de alta resolución Pleiades del 19 de noviembre de 2020, la imagen muestra grandes diferencias con respecto a la imagen del año 2015, especialmente la afectación directa de la vegetación y las edificaciones de la isla, como se observa en la Figura 121, a la izquierda la imagen del año 2015 donde resalta la vegetación en color verde brillante, mientras que a la derecha en la imagen después del huracán, se ve gran parte de la vegetación arrasada, árboles caídos, casas destruidas y basura dispersa por toda la zona.



Figura 121. Afectación de la vegetación y las edificaciones.

A partir de la comparación entre las imágenes de diferentes fechas fue posible evidenciar los cambios en la cobertura de manglar, donde se ve afectado al parecer en diferentes niveles según el sector, para este análisis fue realizada una extracción del objeto oscuro y fue estimada la diferencia del Índice Normalizado de Vegetación NDVI, como lo muestra la Figura 122. Para los cambios en los fondos marinos de Providencia y Santa Catalina se empleó la imagen multispectral en color verdadero RGB con mejora de visualización con 1 desviación standard y realce de contraste. No se utilizó la imagen fusionada porque la imagen pancromática pierde fuerza en la visualización de los fondos marinos a profundidades mayores a 1 m porque la banda pancromática de PLEIADES incluye el infrarrojo cercano, además en la imagen del 19 de noviembre 2020 se evidencio hallazgos de basura marina que muestra afectación en la vegetación costera, calidad de agua y ecosistemas marinos.

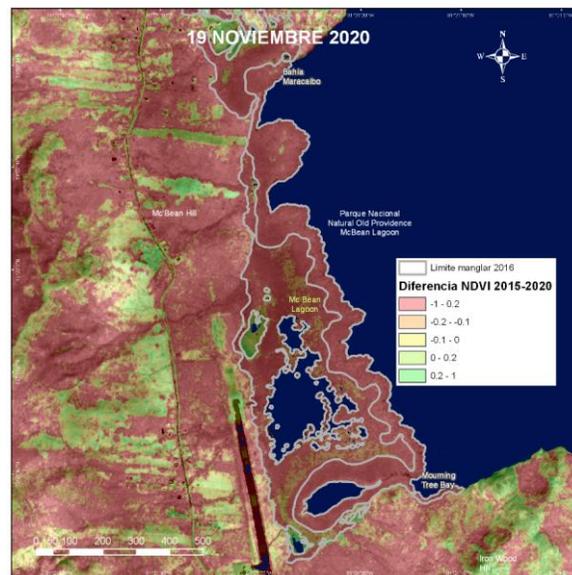


Figura 122. Diferencia de NDVI entre 2015 y 2020 en las áreas de manglar del parque nacional natural McBean Lagoon.

## Diseño de muestreo y cartografía de campo de la cobertura de ecosistemas

Para el componente de análisis del estado de las coberturas se utilizaron las imágenes Pleiades de 2015 y de noviembre de 2020, y los valores NDVI. La distancia mínima de localización entre puntos se definió con la ayuda de un semivariograma estimado con la variable NDVI como se ve en la Figura 123 que indica la variabilidad espacial de la vigorosidad de la vegetación (Silveira *et al.*, 2017). Como resultado se obtuvo una distancia mínima recomendable de 50 m. Por último, se generaron salidas gráficas para los sectores.

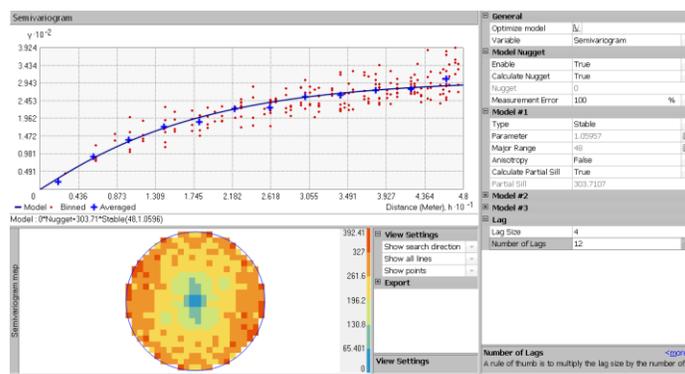


Figura 123. Semivariograma del NDVI antes del huracán Iota.

## Diseño de muestreo y cartografía de campo del componente de restauración

Se calculó la diferencia de NDVI entre los años 2015 y 2020, para tener referencia antes y después del huracán Iota y para delimitar el área aproximada de cobertura de manglares según sus características espectrales y composición se utilizó la capa de manglar del estudio INVEMAR y CORALINA (2016) y su relación con la respuesta espectral de las imágenes de satélite. El resultado fue una capa dividida en dos clases: Manglar tipo 1, que corresponde en su mayoría a zonas donde domina la especie *Rhizophora mangle* y Manglar tipo 2 dominado por otras especies. Posteriormente se definieron cinco sectores y se clasificó el raster de diferencias de NDVI de menor a mayor valor para cada tipo de manglar. Sobre los mapas se ubicaron posibles puntos de verificación del estado de los manglares en las zonas con valores extremos de diferencia. Por último, se hicieron mapas de campo con la red de puntos propuesta. Figura 124 nos muestra un ejemplo de los mapas de campo.

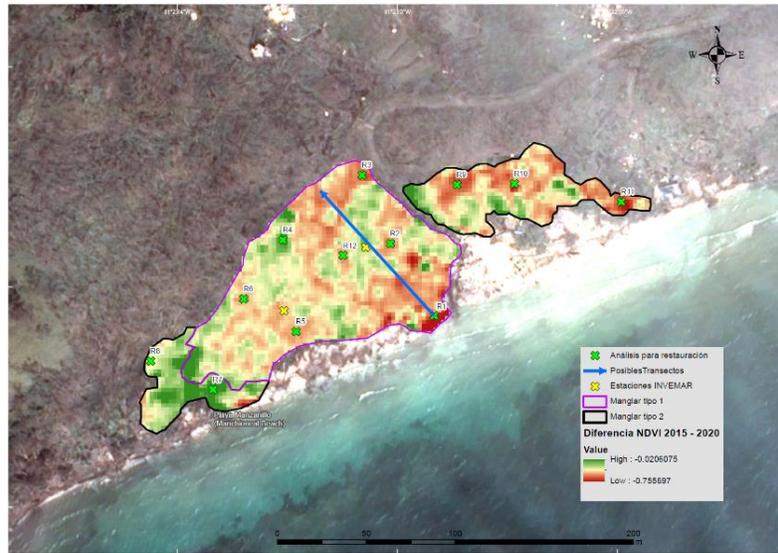


Figura 124. Mapa de campo con posibles puntos de análisis de restauración en el sector de Manzanillo.

## Desarrollo del portal de datos e información para el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (SAI)

Para la creación del portal se hizo una identificación y análisis de requerimientos (4 identificados), seguidamente, se realizó la construcción de la arquitectura de contenidos/árbol de navegación buscando los mejores escenarios de usabilidad y legibilidad para los usuarios. Finalmente, se procedió con la búsqueda de información (espacial y alfanumérica) e inclusión de esta en el portal.

El nuevo portal se encuentra publicado en la dirección: <https://siam-saiinvemar.hub.arcgis.com/>. Temáticamente, tiene las secciones existentes en el “Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina”, y los componentes de “Vulnerabilidad y Riesgo”, “Repositorio Documental” y “Qué estamos haciendo”. El portal contiene las siguientes secciones que se reportan en la tabla 1, a continuación:

Tabla 39. URL de las secciones en el Portal.

SECCIÓN	URL
Calidad ambiental marina	<a href="https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/calidad-ambiental-marina">https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/calidad-ambiental-marina</a>
Ordenamiento y planificación	<a href="https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/ordenamiento-planificacion">https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/ordenamiento-planificacion</a>
Aspectos físicos	<a href="https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/aspectos-fisicos">https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/aspectos-fisicos</a>
Biodiversidad marina	<a href="https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/biodiversidad-marina">https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/biodiversidad-marina</a> <a href="https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/ecosistemas">https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/ecosistemas</a> <a href="https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/registros-biologicos">https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/registros-biologicos</a>
Aspectos socioeconómicos	<a href="https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/socioeconomico">https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/socioeconomico</a>
Vulnerabilidad y riesgo	<a href="https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/vulnerabilidad-y-riesgo">https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/vulnerabilidad-y-riesgo</a>
Repositorio documental	<a href="https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/repositorio-documental">https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/repositorio-documental</a>
Qué estamos haciendo	<a href="https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/que-estamos-haciendo">https://siam-sai-invemar.hub.arcgis.com/pages/que-estamos-haciendo</a>

## **CAPÍTULO VII**

# **DOS DÉCADAS DE MONITOREOS CONTINUO EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA: RECORRIDO HISTÓRICO DE 1999-2019**



Ciénaga Grande de Santa Marta. Foto por: Diana Romero

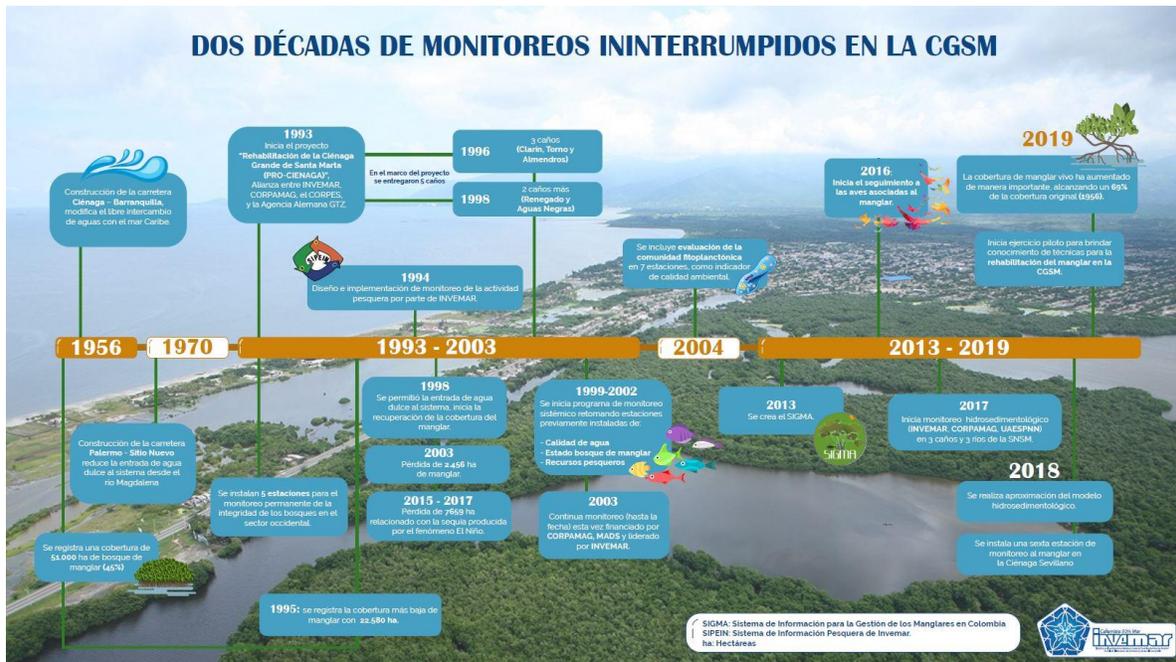


Figura 125. Infografía síntesis sobre línea de tiempo del monitoreo del INVEMAR en la CGSM.

La Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) ha estado sometida a presiones naturales y antropogénicas que han contribuido a su deterioro gradual en las últimas décadas (Figura 126). Intervenciones como la construcción de la carretera Ciénaga – Barranquilla en 1956 que modificó el libre intercambio de aguas con el mar Caribe; y la construcción de la carretera Palermo - Sitio Nuevo a principios de los 70s que redujo la entrada de agua dulce al sistema desde el río Magdalena, afectaron el equilibrio hídrico de la CGSM, con implicaciones de hipersalinización de aguas y suelos. Esta situación unida al déficit hídrico natural, el aprovechamiento incrementado para agricultura y ganadería de las aguas provenientes de los ríos y la presión creciente sobre los recursos pesqueros, trajo como consecuencia problemas ambientales en cadena, como la pérdida de aproximadamente 70% del bosque de manglar, el deterioro de la calidad del agua representada en altas concentraciones de contaminantes químicos y sanitarios, y señales de sobrepesca manifestada en una alta proporción de juveniles en las capturas comerciales.

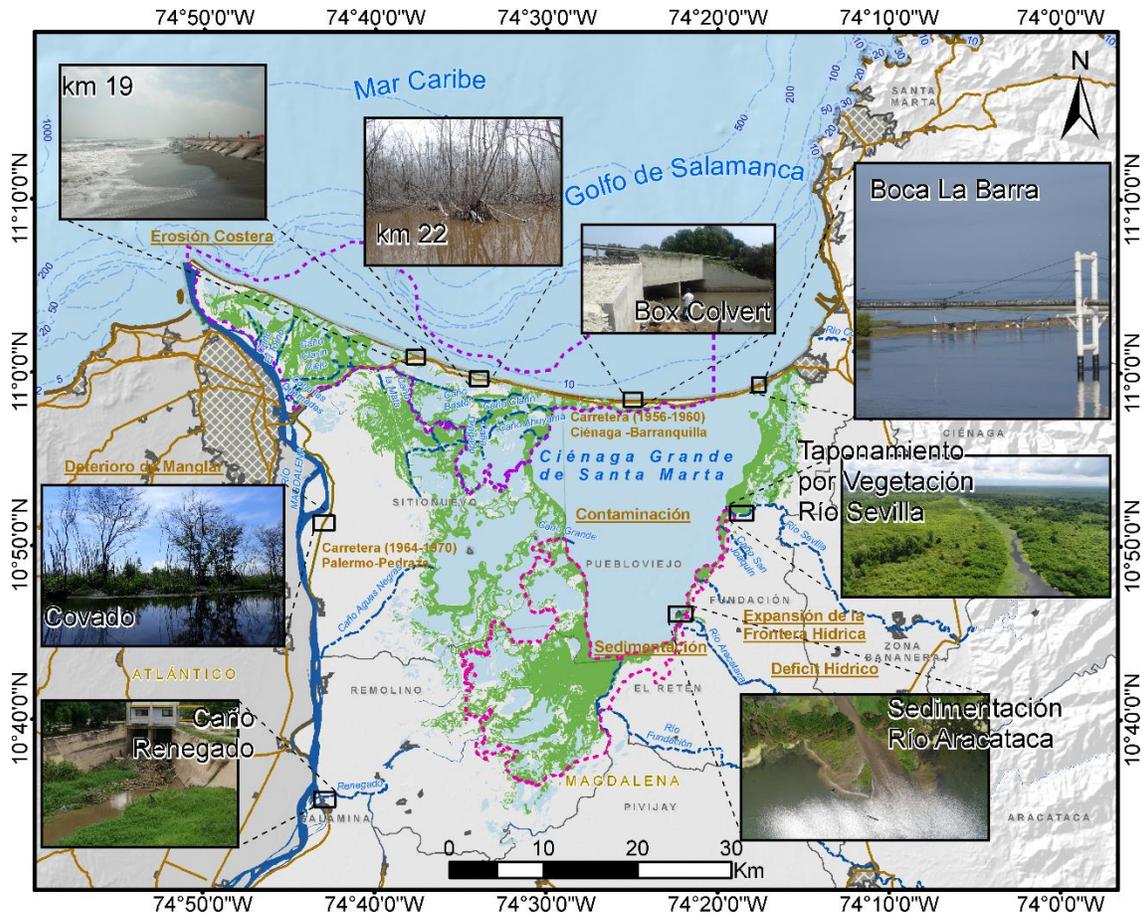


Figura 126. Mapa general del sistema lagunar CGSM, donde se muestran los conflictos ambientales. Fotografías: Archivo GEO. Mapa: LABSIS, 2020.

Con el propósito de mejorar las condiciones ambientales de la CGSM, en 1993 se inició el proyecto “Rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta (PRO-CIENAGA)”, que tuvo como propósito restablecer el régimen hídrico en algunas áreas de la CGSM para contribuir a la regeneración natural del bosque de mangle, el mejoramiento de la calidad del agua y la recuperación de los recursos pesqueros. Este proyecto que tenía una visión integral del sistema, contó con la alianza estratégica entre INVEMAR, CORPAMAG y el CORPES, además del apoyo técnico de la Agencia de Cooperación Técnica Alemana GTZ. El proyecto consistió en retornar el ingreso de agua dulce desde el río Magdalena, a través de seis caños que fueron dados al servicio en 1996 (Clarín, Torno, Almendros y Alimentador) y en 1998 (Renegado y Aguas Negras), además de reconectar parcialmente la laguna con el mar a través de una serie de “box-culverts” construidos debajo de la carretera.

## ACTIVIDADES DE MONITOREO

Seguidamente, como respuesta a la necesidad de evaluar los impactos potenciales generados por las obras hidráulicas mencionadas, el INVEMAR inició desde 1999 un programa de monitoreo sistemático de la calidad actual del agua, el estado del bosque de mangle y los recursos pesqueros.

Hasta 2002, este monitoreo se enmarcó en un proyecto financiado por el BID y el Minambiente, liderado por el INVEMAR y con participación de CORPAMAG, la UAESPNN, COLCIENCIAS y el CIOH. Desde 2003 y hasta la fecha, el monitoreo continúa siendo realizado por el INVEMAR con apoyo financiero de Minambiente y CORPAMAG. Las estaciones de monitoreo en el complejo estuarino de los diferentes componentes se muestran a continuación (Figura 127).

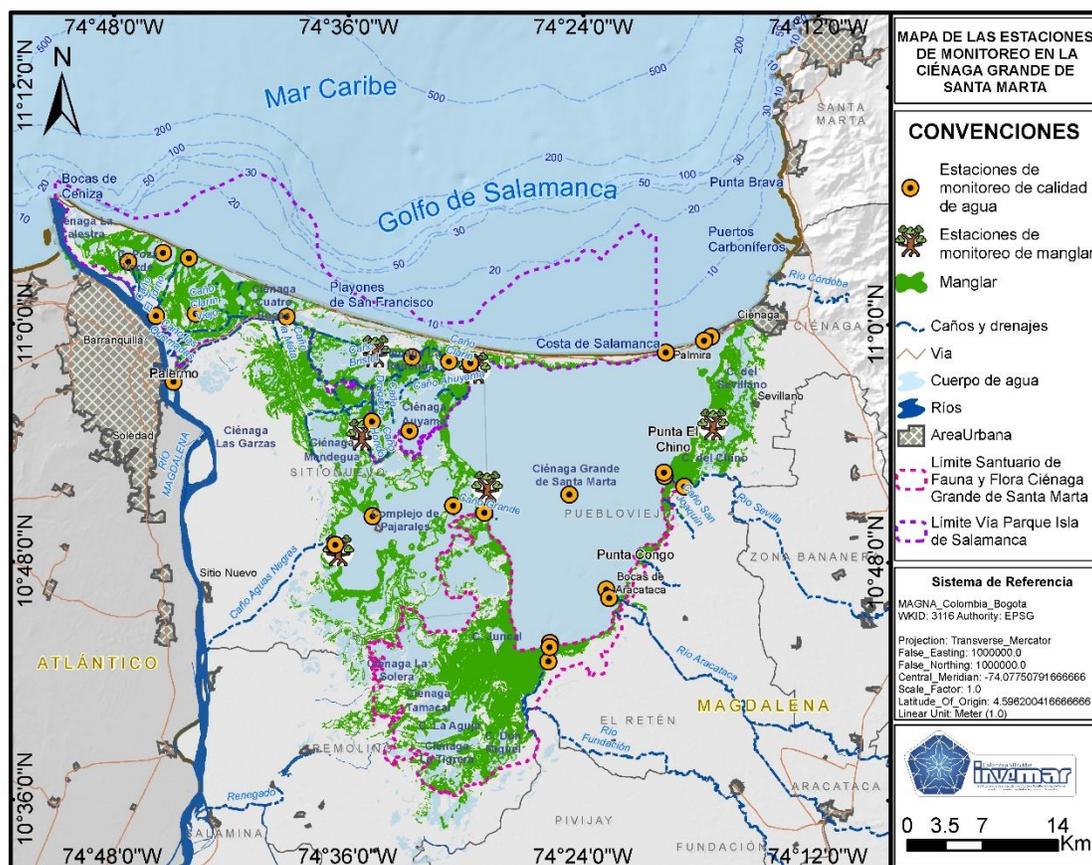


Figura 127. Ubicación de las estaciones de muestreo de calidad de aguas y bosques de manglar. LABSIS, 2020.

Los resultados del monitoreo del INVEMAR desde 1999, se presenta en un informe anual el cual se entrega a las entidades del SINA y está disponible para consulta en el enlace <http://www.invemar.org.co/inf-cgsm>. Como complemento al monitoreo de calidad de aguas, manglares y pesca, desde el año 2017, de nuevo liderado por el INVEMAR y apoyado por CORPAMAG y la UAESPNN, se dio inicio al monitoreo hidrosedimentológico, con estaciones en el espejo de agua principal, el complejo pajarales y los principales aportantes de agua dulce al sistema, tres caños que conectan el sistema con el río Magdalena (Aguas negras, renegado y caño clarín) y tres ríos provenientes de la Sierra Nevada de Santa Marta (Fundación, Aracataca y Sevilla).

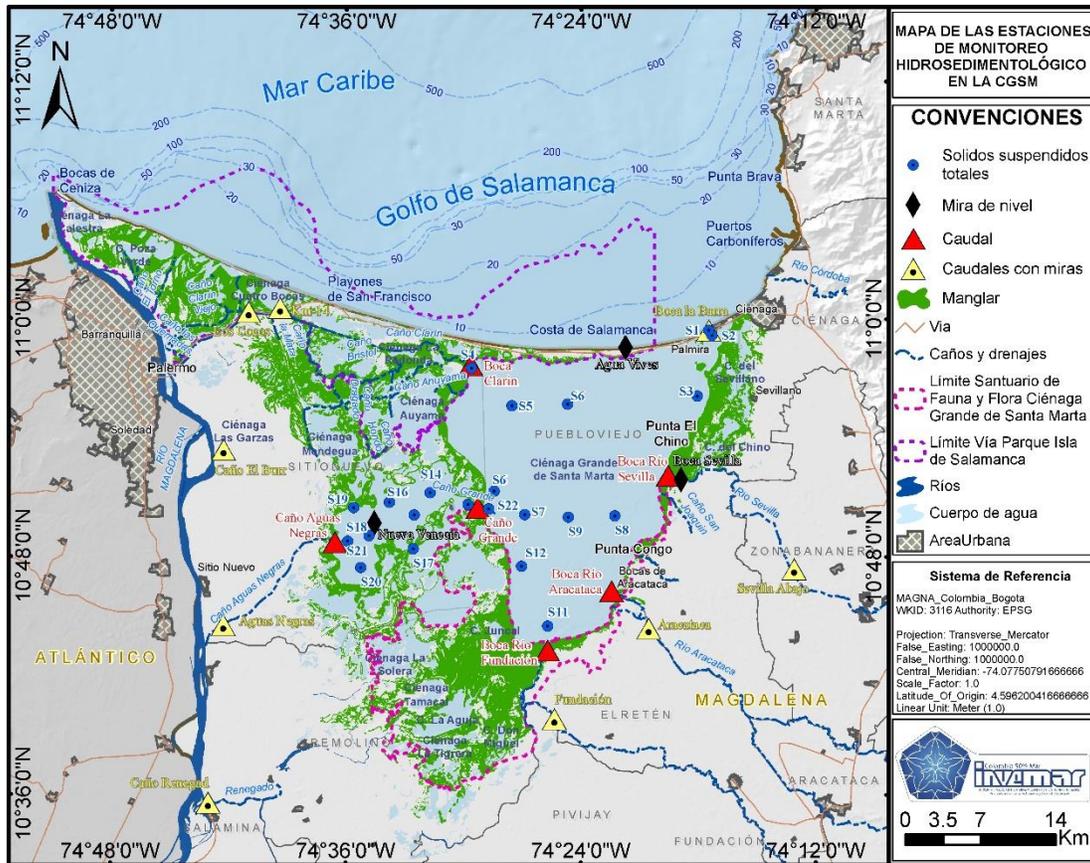


Figura 128. Ubicación puntos de muestreo del monitoreo hidrosedimentológico en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Fuente: LABSIS, 2020.

## Calidad del agua de la CGSM

La evaluación de la calidad del agua se viene realizando desde 1993 en 30 estaciones distribuidas sistemáticamente por todo el complejo, considerando la influencia del agua de mar, de los ríos provenientes de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) y del río Magdalena con su plano inundable. En cada estación de muestreo, se miden *in situ* temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto y se recolectan muestras de agua superficial para análisis de variables fisicoquímicas (Sólidos Suspendidos Totales, Clorofila “a”, amonio, nitritos, nitratos y ortofosfatos) para determinar la calidad del agua con fines de preservación de fauna y flora; y variables microbiológicas para determinar calidad del agua con fines de uso primario y secundario. Bimestralmente, se recolectan muestras de sedimento, para evaluar metales pesados (Pb, Cd, Cr, Ni, Cu, Zn, Hg). Adicionalmente, desde 2004, se viene llevando a cabo la evaluación de la comunidad fitoplanctónica en siete estaciones, como un indicador de calidad ambiental y cada dos meses en dos estaciones se realizan mediciones de fitoplancton potencialmente nocivo.

Para la medición, toma y preservación de las muestras, se siguen los lineamientos establecido en los protocolos y procedimientos del Laboratorio de Calidad Ambiental Marina LABCAM de

INVEMAR, los cuales están basados en el Manual de Técnicas Analíticas de Garay *et al.* (2003) y en estándares internacionales. Además, cabe mencionar que el LABCAM cuenta con un total de 413 variables acreditadas en las matrices agua marina, agua superficial, sedimento continental y sedimento marino, competencia otorgada mediante resoluciones 0646 del 20 de abril de 2016, 0675 del 31 de marzo de 2017 y 3180 del 27 de diciembre de 2018 emitidas por IDEAM.

Durante el monitoreo se ha generado información de variables críticas para la conservación de la flora y fauna del ecosistema, así como para suministrar alertas sobre eventos que puedan afectar la salud de la población humana que hace uso de los recursos proporcionados por la Ciénaga. Los registros históricos de salinidad muestran que el incremento en época seca, con una intensificación en años con eventos El Niño hay disminución de los flujos de agua dulce que ingresan al sistema lagunar. En el Complejo de Pajarales no hay un patrón temporal de salinidad debido a que allí se diferencian dos sectores, el de influencia directa del río Magdalena a través del Caño Aguas Negras y el de las ciénagas La Ahuyama, La Redonda y La Y. En el sector noroccidental del Vía Parque Isla de Salamanca VIPIS, se ha registrado un aumento de salinidad desde 2017, por lo cual se reitera la necesidad de mantener la regulación de los flujos de agua dulce que alimentan el sistema CGSM, para garantizar las condiciones adecuadas para el bosque de mangle.

Las concentraciones históricas de oxígeno disuelto han mostrado que en la zona de los ríos provenientes de la SNSM recurrentemente se presentan casos de incumplimiento con respecto a la concentración mínima permisible establecida para preservación de flora y fauna, a través de la Resolución 631 del 2015, expedida por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible; caso contrario ocurre en el cuerpo de agua principal y en el Complejo de Pajarales, donde el oxígeno en horas del día presenta condiciones de sobresaturación, situación que en horas de la noche se puede revertir en escasez de oxígeno, lo cual implica riesgo crítico para la supervivencia de la fauna del medio, como se confirmó durante un monitoreo 24 horas realizado por el INVEMAR en 2016 en un sector contiguo al pueblo palafito Nueva Venecia. Lo anterior sumado a las continuas fluctuaciones en las concentraciones de nutrientes y de clorofila a, evidencian procesos de eutrofización que ocasionan deterioro en los cuerpos de agua y representan un riesgo para el ecosistema.

Los resultados de metales pesados biodisponibles y totales en sedimentos y material particulado en agua, han revelado que la entrada de estos elementos al sistema lagunar se da principalmente por el sector occidental a través de los Caños Clarín, Aguas negras y Ciénaga Poza Verde, sitios con influencia directa del río Magdalena. Se han encontrado concentraciones que en algunos casos han superado valores de referencia para efectos umbrales, lo cual puede representar un riesgo para la biota.

Con respecto a la calidad sanitaria, el predominio de concentraciones altas de Coliformes termotolerantes en las estaciones desembocadura río Aracataca, isla del Rosario, Nueva Venecia, boca Caño Aguas Negras, Buenavista y boca Caño Clarín, demuestran la carencia o insuficiente tratamiento de residuos domésticos generados en las poblaciones asentadas en zonas aledañas a la CGSM, a sus tributarios y en los palafitos, lo que implica que el ecosistema reciba continuamente residuos fecales que pueden contener microorganismos patógenos. Esta situación representa un riesgo sanitario, debido a que la población puede estar expuesta a diferentes microorganismos,

como es el caso de las especies de *Aeromonas* y *Vibrio* potencialmente patógenas encontradas en el agua y peces de la especie comercial *Mugil incilis* (Lisa), especie de alto consumo por las comunidades locales.

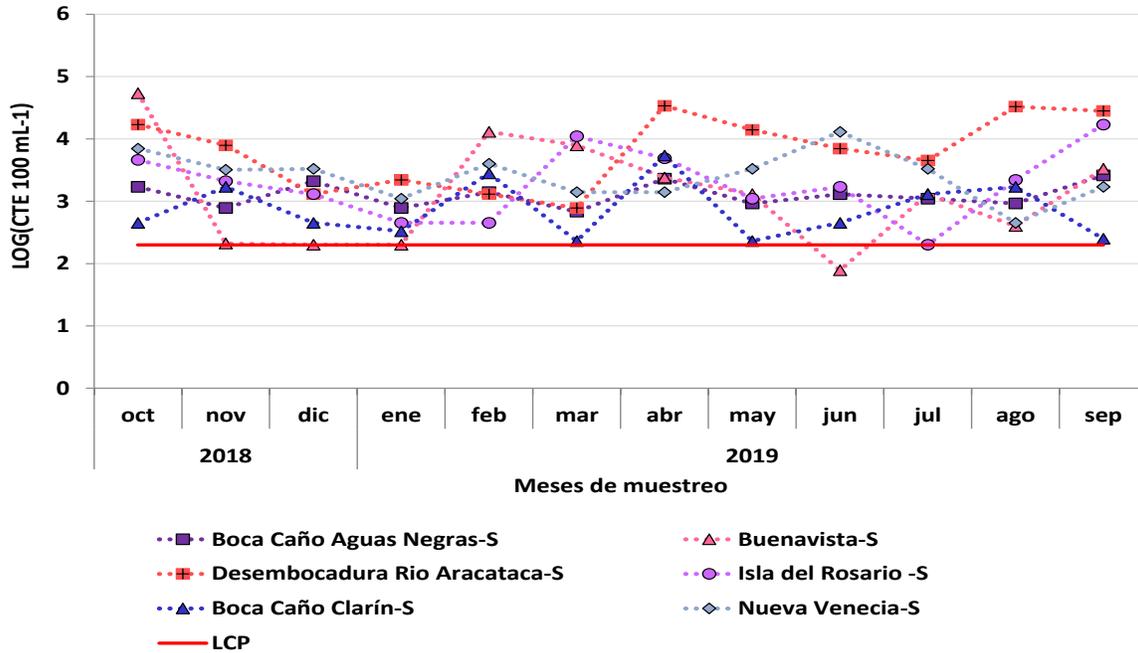


Figura 129. Estaciones con predominio de condiciones sanitarias inadecuadas entre octubre de 2018 – septiembre de 2019; valores de Coliformes termotolerantes en escala logarítmica. La línea roja continua indica el límite establecido por el decreto 1076 de 2015 para el desarrollo de actividades recreativas de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015).

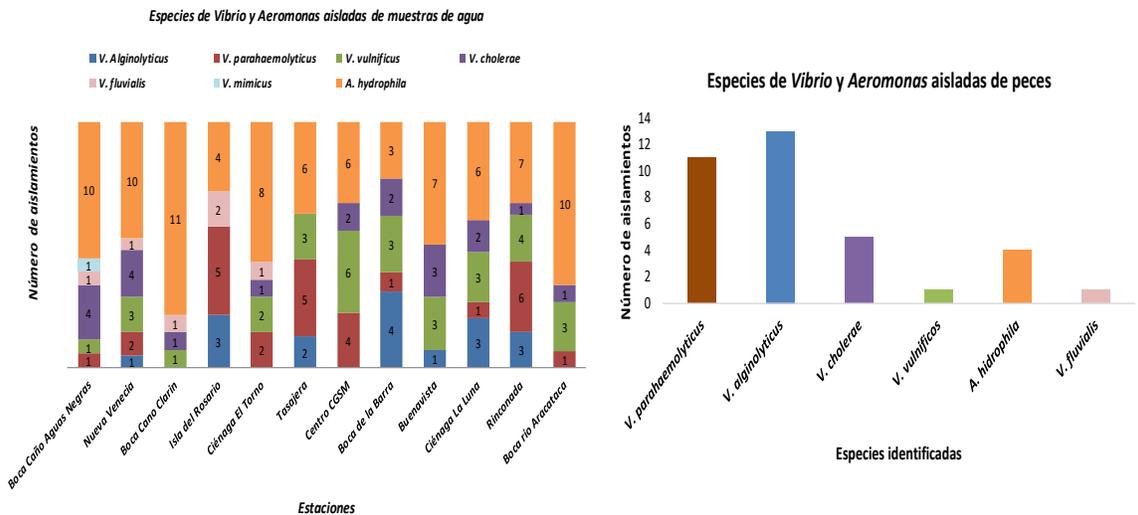


Figura 130. Especies de *Aeromonas* y *Vibrio* potencialmente patógenas encontradas en el agua y peces de la especie comercial *Mugil incilis* (Lisa) encontradas en el monitoreo octubre 2018 – septiembre 2019.

Los datos de calidad de aguas y sedimentos son almacenados en la base de datos de la REDCAM que es administrada por INVEMAR. Los datos históricos están disponibles para el público en general a través del enlace <https://siam.inveamar.org.co/redcam-geovisor/>. El geovisor de la REDCAM, cuenta con un módulo para consultar las variables medidas en la CGSM, en donde el usuario puede seleccionar el año y semestre, tipo y variable específica a visualizar sobre una cartografía dinámica. Esta información ha sido el soporte técnico para determinar la causa de emergencias ambientales como por ejemplo las mortandades de peces.

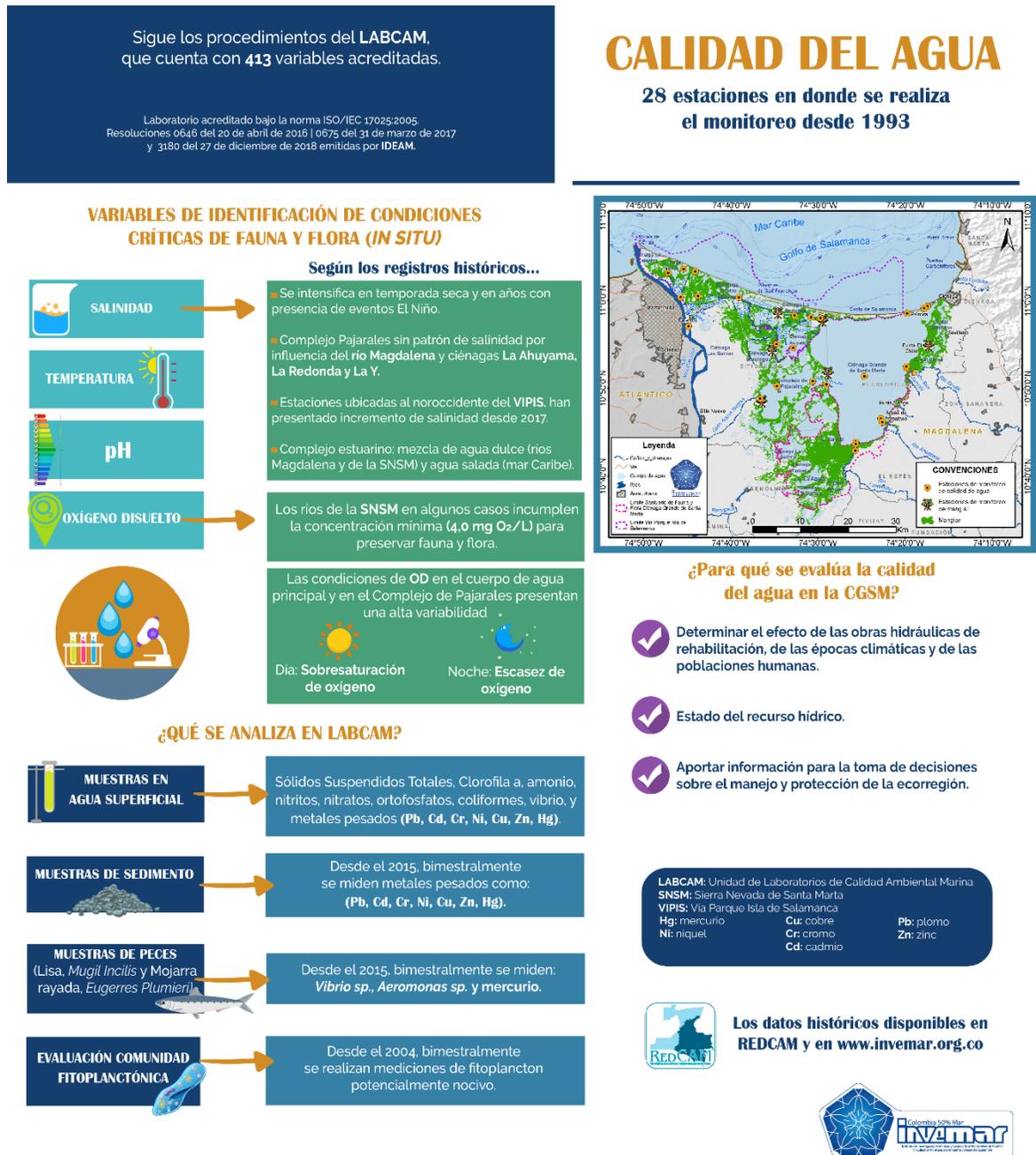


Figura 131. Infografía síntesis sobre el componente de monitoreo de la calidad del agua en la CGSM.

## Recursos pesqueros

Con la finalidad de dimensionar y reducir el impacto sobre los recursos pesqueros y los medios de vida de la principal actividad económica de habitantes de la CGSM, el INVEMAR diseñó e implementó un monitoreo de la actividad pesquera en 1994, el cual continúa hasta el presente (2020) con una interrupción en los años 1997, 1998 y parte de 1999. La pesca es la actividad económica más importante, no en vano operan en la CGSM entre 3.000 y 3.500 pescadores artesanales que derivan su sustento de la pesca y suplen buena parte de la seguridad alimentaria de una población creciente en los municipios de Sitionuevo (palafitos con 33.130 habitantes), Pueblo Viejo (33.030 habitantes) y Ciénaga (105.510 habitantes), por limitarnos a los tres principales municipios de la ecorregión.

El monitoreo pesquero consiste en la toma de información sobre variables de desempeño de la pesca como son la captura desembarcada, el esfuerzo de pesca, las tallas de las especies, los precios y costos de salir a pescar. Esta información es colectada a través de un diseño de muestreo ejecutado por locales capacitados por el INVEMAR de manera continua, convirtiéndose en técnicos pesqueros con amplia experiencia que garantizan la calidad de la información colectada diariamente. Dicha información ingresa en un sistema de información creado para la CGSM (SIPEIN) que hoy es usado para seguimiento de la pesca en otras áreas del país y a nivel internacional. El SIPEIN es usado para almacenar información, procesarla y calcular indicadores bioeconómicos del estado de la pesca y su connotación socio-ecosistémica. Este sistema permite desde hace años conocer el estado de los recursos pesqueros y su aporte a la vida de los lugareños. Así, el SIPEIN hace seguimiento de las capturas comerciales, la cantidad de pescadores empleados, la presión de la pesca sobre las especies, los ingresos económicos generados por la pesca, entre otros. Los resultados han tenido aplicación directa sobre medidas de administración pesquera como cuotas de pesca, control del número de pescadores que tiene acceso a la CGSM, la regulación de las artes de pesca para evitar la sobrepesca de juveniles y la sugerencia de vedas para proteger el desove de especies clave. Varias de estas medidas han sido convertidas en resoluciones en el marco de la política pesquera liderada por el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, y supervisada desde el componente ambiental por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible en el seno del Comité Ejecutivo de la Pesca.

Entre las cifras clave de la pesca en la CGSM se puede decir que desde 1994 este sistema produce un promedio anual de 6.063 toneladas de pescado principalmente, aunque también hacen parte de la producción camarones, jaibas y almejas (Figura 132), generando todos ingresos promedios mensuales entre \$ 778 y \$ 1.509 millones COP. El monitoreo ha identificado que la producción pesquera es regulada fuertemente por factores ambientales como los eventos Niño (verano) y Niña (invierno), los cuales se acentúan por mal uso de la tierra y el recurso hídrico. Uno de los resultados más claros de los efectos del cambio climático y las obras hidráulicas (apertura de caños), es el cambio en la estructura de las comunidades de peces al pasar de condiciones de verano (p.e. antes de las obras hidráulicas) con dominancia de especies estuarinas y marino-dependientes, a condiciones de invierno (p.e. después del funcionamiento de caños), con entrada de especies dulceacuícolas y mejores abundancias de estuarinas. Lo anterior afecta los ingresos de la pesquería, pues unas y otras especies tienen valores diferentes en el mercado. Finalmente, las medidas

propuestas de manejo pesquero, requieren de una aplicación en un contexto integral liderado por autoridades ambientales y productivas, incluyendo alianzas público-privadas y la activa participación del pescador artesanal.



## RECURSOS PESQUEROS DE LA CGSM

La pesca es la actividad económica más importante en la CGSM,  
Generando empleo directo a cerca de 3.500 pescadores artesanales.

Con el fin de hacer seguimiento a las intervenciones humanas para la recuperación de la CGSM y evaluar el efecto del ambiente sobre los recursos pesqueros, el INVEMAR puso en marcha un monitoreo pesquero desde 1994 hasta la fecha.

### ¿Qué es el monitoreo pesquero?

Consiste en la toma de información sobre variables de desempeño de la pesca como son:

-  La captura desembarcada
-  El esfuerzo de pesca
-  Las tallas de las especies
-  Los precios y costos de salir a pescar

Capturas comerciales  
Cantidad de pescadores empleados  
Presión de la pesca sobre las especies  
Ingresos económicos generados por la pesca

La comunidad local, que ha sido formada por INVEMAR como técnicos pesqueros, colecta la información pesquera a través de un diseño de muestreo preestablecido.

Información pesquera



La información es almacenada y procesada en el Sistema de Información Pesquera del INVEMAR (SIPeIN), el cual calcula indicadores pesqueros bioeconómicos.

#### RESULTADOS

Los resultados obtenidos han contribuido en el manejo y conservación de los recursos pesqueros, a través de:

-  Cuotas de Pesca
-  Control del # de pescadores en CGSM
-  Regulación de las artes de pesca
-  Sugerencia de vedas para proteger el desove de especies clave

#### INFORMACIÓN CLAVE

- ★ Este sistema produce un promedio anual de 6.063 toneladas de pescado generando ingresos promedios mensuales entre \$ 778 y \$ 1.509 millones COP.
- ★ La producción pesquera depende de factores ambientales, El Niño (Sequia) y La Niña (Lluvia).
- ★ Un resultado del cambio climático y las obras hidráulicas, es el cambio en la estructura de las comunidades de peces, afectando los ingresos de los pescadores.
- ★ Se requiere un enfoque de co-manejo para el manejo compartido del recurso entre las autoridades y los pescadores, incluyendo actores del sector agrícola y ganadero.

**Cifras históricas de desembarcos y especies principales de la producción pesquera de la CGSM, 2000-2019.**

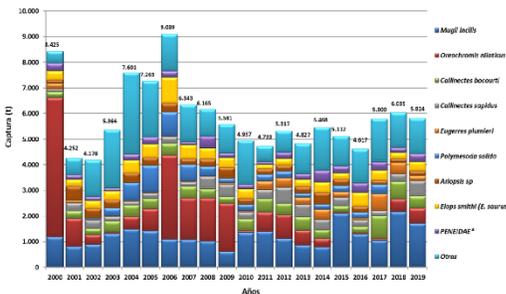


Figura 132. Infografía síntesis sobre el componente de monitoreo de los recursos pesqueros en la CGSM.

## Ecosistema de manglar

Dentro de las actividades que desarrolla el programa de Calidad ambiental Marina en el complejo lagunar se encuentra el monitoreo permanente del estado de integridad de los bosques de mangle en 6 estaciones de monitoreo distribuidas alrededor del complejo que se implementó desde 1993 y viene realizándose sin interrupción hasta el presente (2020). Para ello se realiza la medición de los parámetros fisicoquímicos directamente en el sitio, un análisis de composición, estructura y estado fitosanitario de los árboles, la evaluación de plántulas y propágulos, y un seguimiento de las aves asociadas al manglar en estas localidades. Esta información ha permitido construir un indicador de integridad biológica de fácil interpretación para el manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), que permite hacer seguimiento a las condiciones de los sitios de monitoreo.

Así mismo para conocer la dinámica de ganancia y pérdida de manglar, cada dos años se realiza análisis e interpretación de los cambios de cobertura en el complejo estuarino. Los análisis han permitido observar una reducción del bosque desde el año 1956 (cuando se reportaron cerca de 51.000 hectáreas) hasta 1995, año en el que se observa la cobertura más baja en el complejo (22.580 hectáreas). A partir de este momento y asociado a la finalización de las obras hidráulicas realizadas por el proyecto PROCIENAGA en 1998, que permitieron la entrada de agua dulce al sistema, en general se observa un aumento en la cobertura y un mejor desarrollo del bosque, con algunas pérdidas puntuales en los años 2003, 2015 y 2017. Estos cambios están asociados a la disponibilidad de agua en el complejo estuarino, la cual depende de los aportes de los ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta y el Magdalena, así como de la precipitación y evaporación, que son influenciadas por eventos de variabilidad climática (eg. fenómenos El Niño y La Niña; Blanco *et al.*, 2006). Estas variables impactan directamente en el hidropereodo y la salinidad intersticial de los bosques de mangle y por ello en su crecimiento y establecimiento. Durante el 2018 y 2019 el indicador de cobertura mostró una recuperación, representado un aumento de más de 3.500 ha en los últimos dos años. En general, para 1995 solo el 45% de la cobertura de manglar se encontraba viva, mientras que para el 2019, se reportó un 69%, cifras que confirman un progreso en la recuperación de este bosque en términos de cobertura.

Desde el 2016, además se viene haciendo un seguimiento a las aves asociadas al manglar. Estas actividades tienen como objetivo conocer el estado y función del ecosistema de forma integral y a su vez estar al tanto de la respuesta del mismo frente a factores como las obras de mejoramiento del flujo hídrico y los eventos climáticos, entre otros. A partir de estos análisis se han generado recomendaciones a CORPAMAG y al Minambiente, para el manejo integral y adaptativo de la zona. Por otro lado, la información colectada en el marco del monitoreo de manglares de la CGSM, ha sido utilizada desde 2013 como referente para la construcción del Sistema de Información para la Gestión de los Manglares de Colombia SIGMA que opera a nivel nacional y que se constituye como el repositorio oficial de información para este ecosistema ([sigma.invemar.org.co](http://sigma.invemar.org.co)). Actualmente el SIGMA cuenta con miles de registros en su base de datos provenientes del monitoreo efectuado específicamente en la CGSM. Recientemente y en el marco del proyecto Desarrollo Local Sostenible y Gobernanza para la Paz (DLS), financiado por la Unión Europea y con el fin de ampliar la red de monitoreo en el sistema estuarino y las capacidades de los actores locales para la gestión del ecosistema en su jurisdicción, se realizó transferencia de conocimientos, equipos e insumos al

personal técnico del Santuario de Fauna y Flora CGSM, para el monitoreo de manglares y manejo del SIGMA.

Durante la vigencia 2019 y con el fin de brindar insumos técnicos que permitan avanzar en el conocimiento de técnicas para la rehabilitación del manglar en la CGSM, se realizó un ejercicio piloto en la zona noroccidental del complejo estuarino, una de las zonas más fuertemente afectadas por la degradación y muerte de arbolado en los últimos años. Para ello, se instalaron montículos de sedimento en una zona sobre inundada del sector noroeste, con el fin de facilitar el crecimiento de individuos de manglar. Para el 2020, este proceso continúa mediante el monitoreo y seguimiento al ejercicio piloto. Adicionalmente, se realizará un modelo de flujos preferenciales para el sector de caño Clarín Nuevo, basado en un modelo de terreno, que permita generar recomendaciones para la apertura de canales laterales secundarios sobre esta zona como estrategia para la recuperación de áreas degradadas de bosque, tras el proceso de implementación de estas aperturas laterales por parte de CORPAMAG, se realizará un monitoreo en términos de variables biogeoquímicas e hidrológicas, que permitirá proveer insumos técnicos adicionales para la generación de recomendaciones y toma de decisiones.

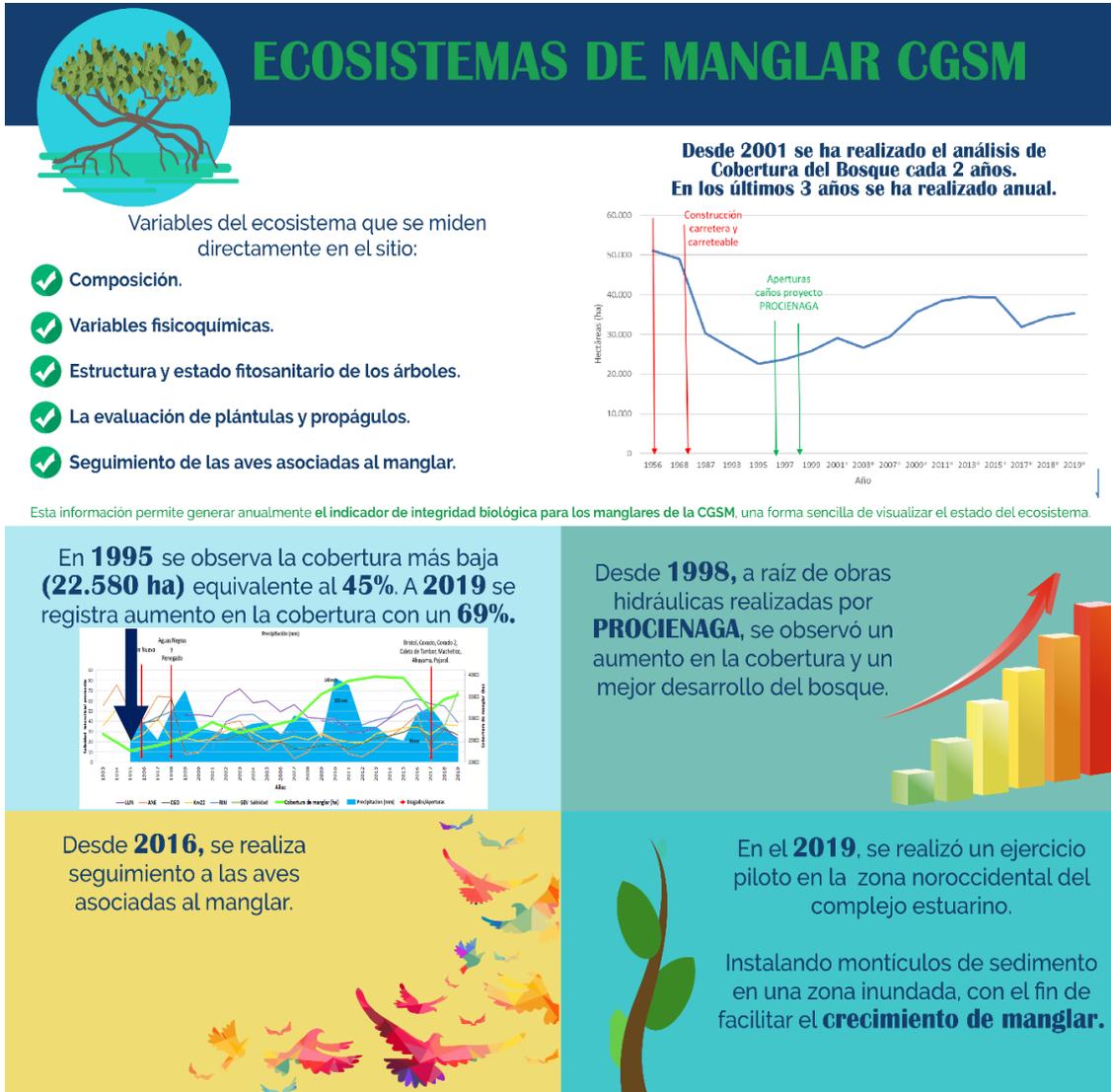


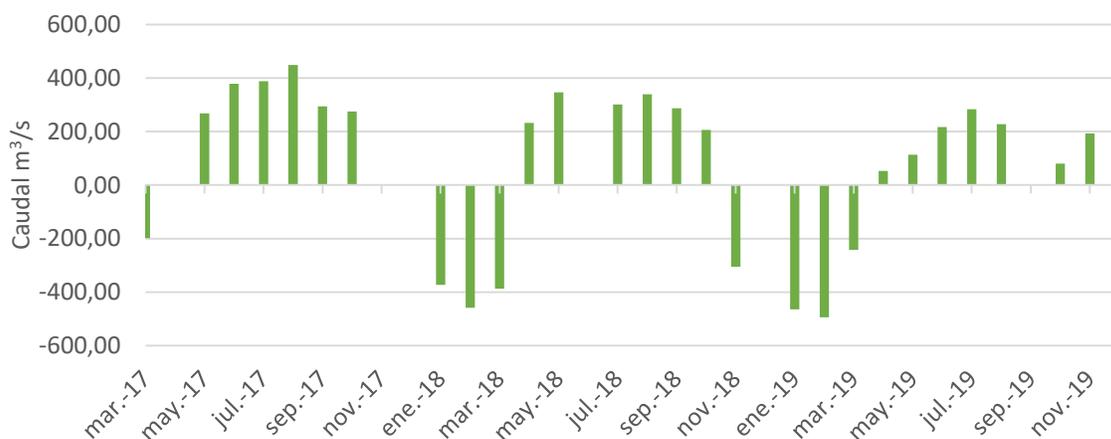
Figura 133. Infografía síntesis sobre el componente de monitoreo del ecosistema de manglar en la CGSM.

## Monitoreo hidrosedimentológico

El monitoreo hidrosedimentológico se planteó con el objetivo de ampliar el conocimiento en cuanto a la dinámica de la CGSM y su relación con la zona costera adyacente. En general los resultados obtenidos han permitido identificar el patrón de comportamiento de las corrientes y velocidades al interior de la Ciénaga, de los aportantes y en la boca de la Barra. De igual manera, se ha caracterizado el régimen hidrológico de cada uno de los aportes de agua dulce a la Ciénaga, así como la dinámica sedimentaria al interior del complejo

Durante el monitoreo mensual, se realiza la medición de caudal instantáneo con un equipo tipo ADCP RiverSurveyor (M9) en los diferentes aportantes a la Ciénaga (caños y ríos) tanto en la desembocadura como aguas arriba del cuerpo de agua. Además, se realiza la medición de flujo de sedimentos en los ríos que vienen de la SNSM con un muestreador de sedimentos tipo Helley-Smith, y en el cuerpo principal y la ciénaga de pajarales, usando trampas de sedimentos. Finalmente, se realizan mediciones de corrientes en el cuerpo de agua principal y la boca de La Barra usando un perfilador acústico tipo ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler). De la mano de la comunidad, se realiza una lectura diaria de los niveles en las miras instaladas en el complejo lagunar y sus principales afluentes, siguiendo el protocolo para el monitoreo y seguimiento del agua propuesto por IDEAM, bajo recomendaciones y estandarizaciones de la OMM. Finalmente, dentro de la malla de estaciones ubicada en el espejo de agua (Figura 128) se registran variables fisicoquímicas, tales como salinidad, oxígeno, transparencia y SST.

Las mediciones mensuales de caudal en los diferentes aportantes a la Ciénaga, tanto en la desembocadura sobre el cuerpo de agua como aguas arriba (Figura 134), permiten estimar el volumen de agua que entra y que permanece en la Ciénaga (Figura 135). Así mismo, esta información es insumo para calibrar y validar el modelo hidrosedimentológico, que, a su vez permite evaluar las condiciones ambientales al momento de tomar decisiones de control sobre intervenciones y captaciones de agua.



**Figura 134.** Caudal instantáneo medido en la Boca de la Barra. Los valores negativos indican agua entrando a la ciénaga. Se resalta la variación estacional, donde en temporadas secas predomina la entrada del mar a la Ciénaga.

# MONITOREO HIDROSEDIMENTOLÓGICO DE LA CGSM

Amplia el conocimiento de la dinámica de la **CGSM** y su relación con la zona costera adyacente.



**Ha permitido**



Caracterizar el régimen hidrológico y sedimentológico de los aportantes de agua dulce a la Ciénaga.

Identificar el comportamiento de corrientes y velocidades al interior de la Ciénaga

## Variables del Monitoreo



Mensualmente		Diariamente	
Medición de caudal en los diferentes aportantes a la ciénaga (Caños y ríos).	Medición de flujo de sedimentos en los ríos que vienen de la <b>NSM</b> .	Medición de corrientes en el cuerpo de agua principal y la Boca de la Barra.	Con apoyo de la comunidad se realiza lectura de los niveles en las miras instaladas en el complejo lagunar y sus principales afluentes.

### Esto permite

Estimar el volumen de agua y sedimentos que entran y permanece en la

Tener el insumo para calibrar y validar el modelo Hidrosedimentológico

Caudal instantáneo medido en los principales aportantes a la CGSM.

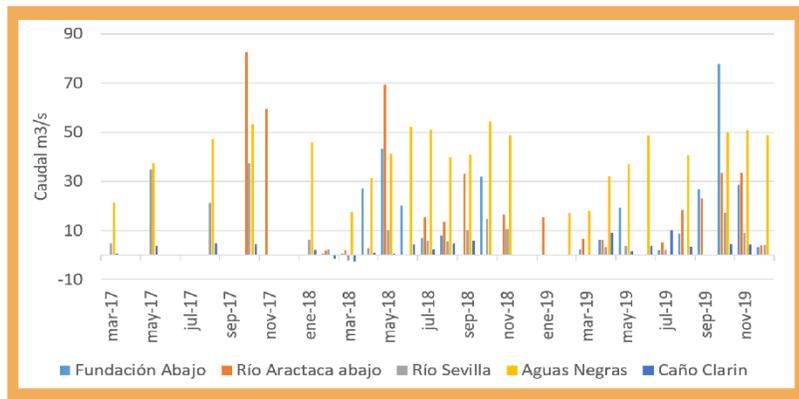


Figura 135. Infografía síntesis sobre el componente de monitoreo hidrosedimentológico en la CGSM.

## Modelo hidrosedimentológico

El modelo hidrosedimentológico fue diseñado para toda la ecorregión de la Ciénaga Grande de Santa Marta, con el objetivo de identificar la dinámica de la Ciénaga en relación con los aportes de los ríos provenientes de la Sierra Nevada de Santa Marta, los aportes del río Magdalena a través de los caños conectores, y la interacción entre la Ciénaga y el mar Caribe.

Para desarrollar esta aproximación, fueron identificados los componentes que influenciarían la dinámica en el complejo lagunar, tales como la climatología, la hidrología superficial y subterránea, la sedimentología y la geomorfología local. Fue necesario realizar inicialmente el modelo topobatemétrico de la ecorregión y evaluar los patrones de circulación definidos a partir de la modelación hidrológica al interior de la ciénaga.

El modelo hídrico se alimenta con las mediciones mensuales de caudal de los diferentes aportantes de la Ciénaga y la información de miras (Figura 136), con los que además se actualizan las curvas caudal-nivel. Por su parte el modelo sedimentológico, es una aproximación del flujo de sedimentos a la Ciénaga, el cual se alimentó a partir de información secundaria proveniente del IDEAM y de estudios previos realizados en el río Magdalena, y hoy en día con las mediciones sedimentológicas mensuales derivadas del monitoreo.

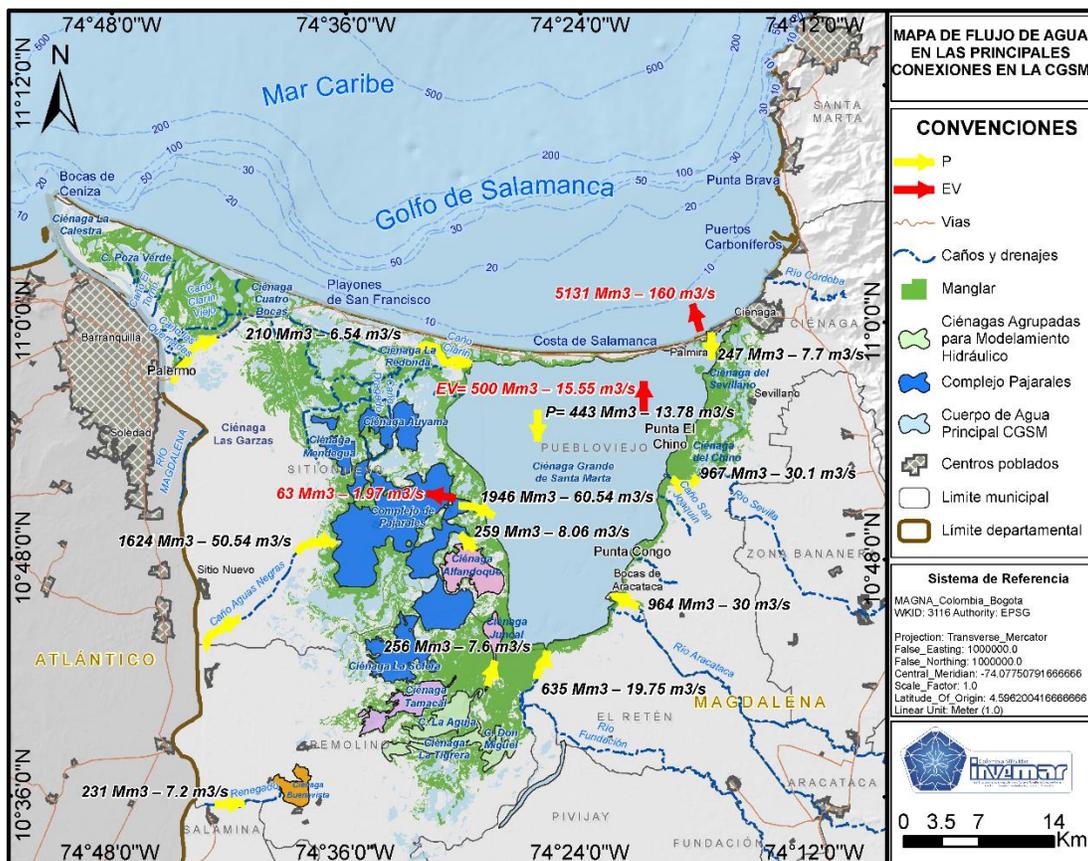


Figura 136. Flujos de agua en las principales conexiones de la Ciénaga Grande de Santa Marta (periodo agosto 2017 a agosto 2018).

A partir de la información recopilada durante 2017 y 2018, se realizó la mejor aproximación del modelo hidrosedimentológico en la zona, el cual permite simular las variaciones del volumen de los principales cuerpos de agua, teniendo en cuenta la estacionalidad (lluvias y sequías), y los efectos que las anomalías como el ENOS (eventos El niño- La niña) pueden tener.

El resultado obtenido con el análisis del balance hídrico permitió identificar variaciones temporales del volumen de agua de la CGSM (pérdidas/excesos) bajo diferentes escenarios climáticos y condición actual. Para el escenario denominado actual (agosto 2017- agosto 2018), la Ciénaga estuvo en déficit hídrico, con 6 meses de déficit que superaron a los 7 meses de exceso, siendo el mes de diciembre de 2017 el más crítico (Figura 137). Esta situación se ve agravada para simulaciones realizadas en años denominados secos, por ejemplo 2015, en los cuales los meses de déficit se incrementan a 9 meses. De otro lado, para simulaciones realizadas en años denominados húmedos, por ejemplo 2011, el sistema se encuentra en exceso, aunque se mantienen en déficit los meses de febrero y julio, propios de la época seca y transición.

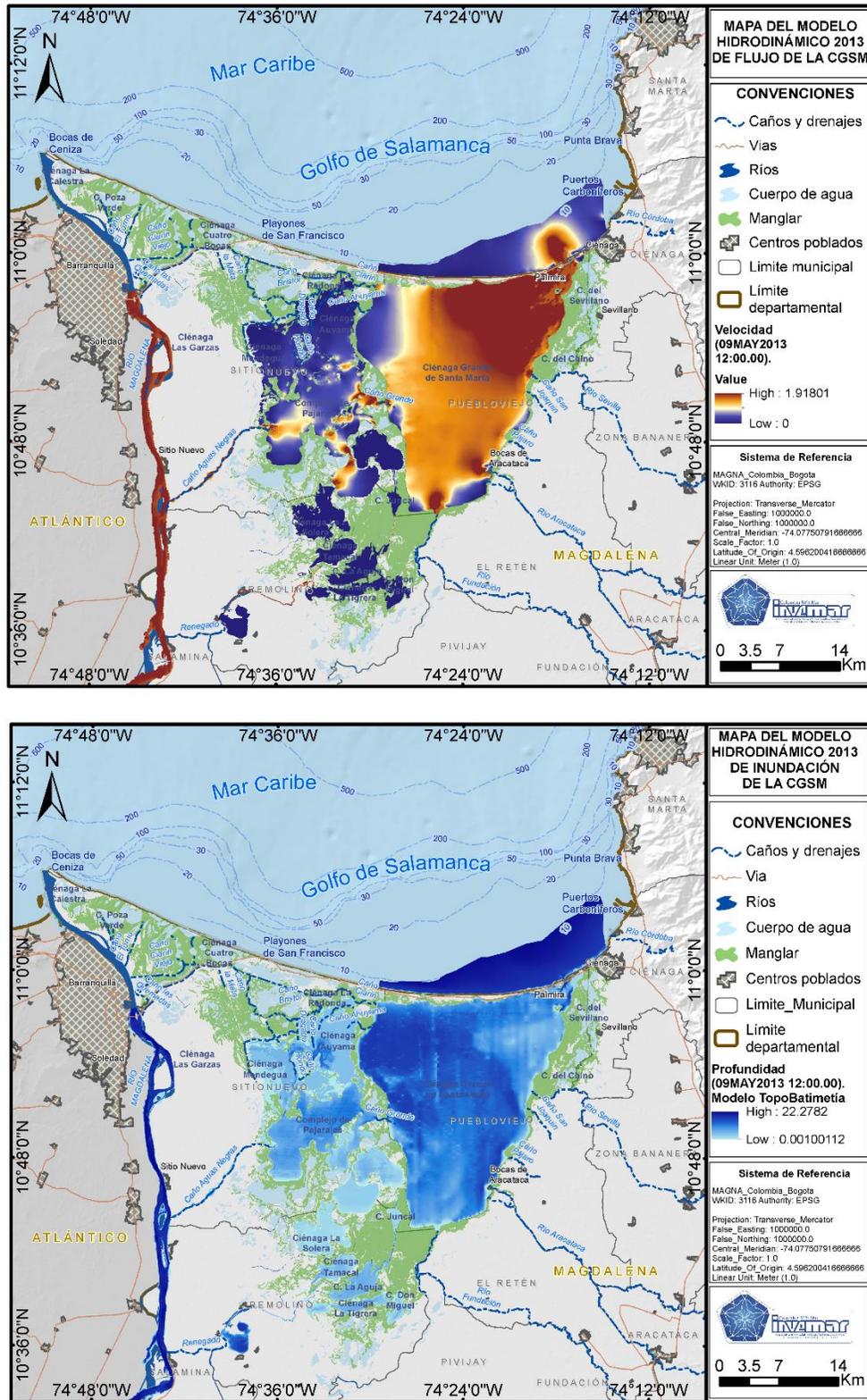


Figura 137. Mapa modelo hidrodinámico 2013 (arriba) y mapa modelo hidrodinámico de inundación de la CGSM (abajo). Fuente: LABSIS, 2020.

En términos generales, el modelo hidrodinámico y de transporte de sedimentos (Figura 138), permitió entender el comportamiento del complejo cenagoso, determinar los caudales captados a través de los caños que fluyen desde el río Magdalena, así como también las transferencias de flujo entre cuerpos de agua, cambios de cotas de lámina de agua en cada cuerpo de agua y por ende los volúmenes de agua almacenados para cada instante de tiempo. Todo esto muestra una dinámica compleja, con flujos bidireccionales principalmente en la boca de la Barra, lo cual permite establecer el régimen hidrológico de cada uno de los cuerpos de agua que componen el complejo CGSM, los volúmenes de intercambio entre los cuerpos de agua, la variación de niveles de las ciénagas y su capacidad de amortiguación.

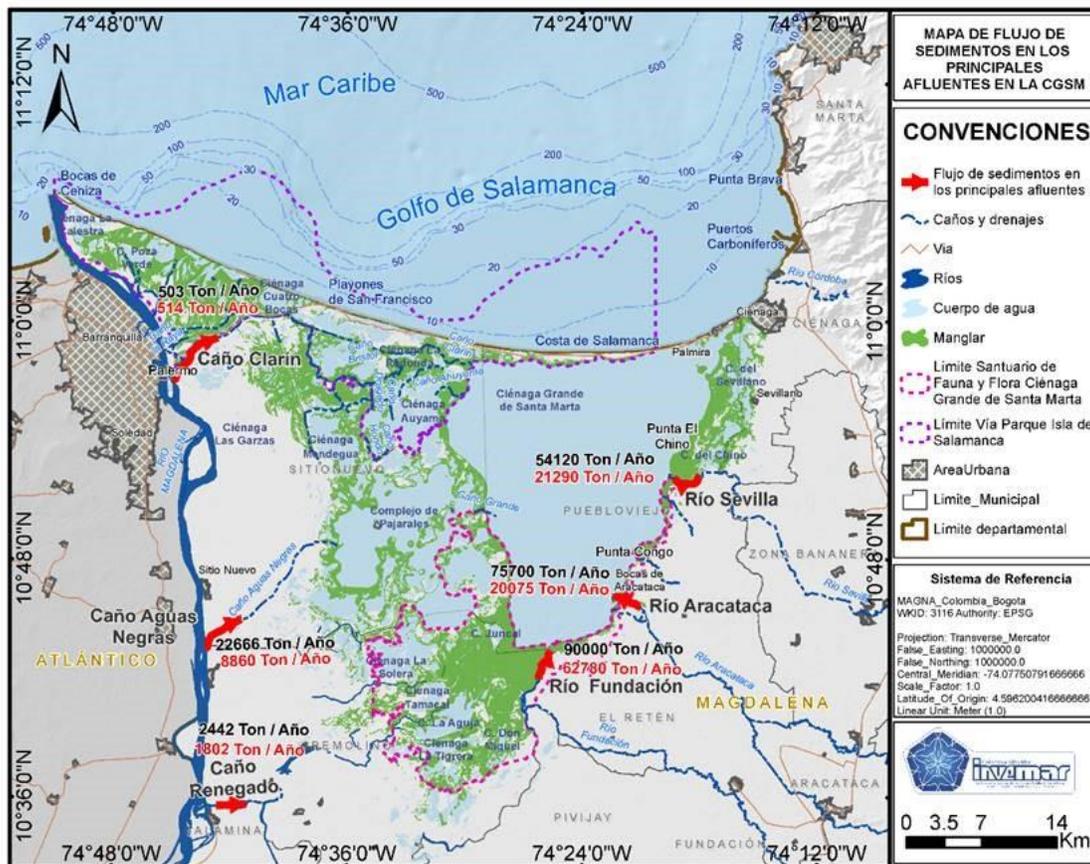


Figura 138. Flujo de sedimentos en los principales afluentes de la CGSM. \*Los valores en rojo representan condición seca y los valores en negro condición normal. En una condición seca, el transporte de sedimentos se reduce aproximadamente un 50% del lado de los ríos de la SNSM y cerca de un 40% del lado de los caños que conectan con el río Magdalena con respecto al escenario promedio (2013). Elaborado por: LABSIS (2020).

Finalmente, los resultados para cada uno de los escenarios de variabilidad climática permitieron establecer el comportamiento en el transporte de agua para cada uno de los cuerpos de agua lo cual es el insumo para la realización de los balances hídricos. En este sentido, las simulaciones evidenciaron la disminución de niveles y transporte de sedimentos potencial al interior del complejo lagunar. Para una condición seca (2015) y con respecto a una condición promedio (2013), este se

reduce aproximadamente un 50% del lado de los ríos de la SNSM y cerca de un 40% del lado de los caños que conectan con el río Magdalena.

Toda esta información, tanto del modelo como del monitoreo sirve para apoyar las decisiones de acciones que mejoren el estado ambiental de la Ciénaga, como la apertura de paleocauces para el Intercambio de agua y sedimentos con el mar y la zona costera adyacente (propuesto en el diseño de la doble calzada Ciénaga-Barranquilla) y aguas dulces con los ríos –Equilibrio–, el cálculo de caudales ambientales de los diferentes ríos que bajan de la SNSM, con lo cual se espera el mejoramiento de los sistemas de intercambio de agua y flujos, que a su vez deriva en un mejor estado del manglar, la pesca, y una posible reducción de la erosión costera debido a los aportes de sedimentos.

Para mayor información, se pueden consultar los informes anuales, publicados desde 2002 hasta el presente, disponibles en el enlace <http://www.invemar.org.co/inf-cgsm>.

## Planificación y manejo

En el marco de los proyectos relacionados con la gestión, planificación y gobernanza ambiental del área se ha identificado la complejidad que representa el manejo de la CGSM. Para el área existen múltiples figuras de gestión e instrumentos de planificación (Tabla 1 y Figura 11), cada uno con sus propias zonificaciones, regionalizaciones y priorizaciones que contrastan a su vez con vacíos jurídicos e institucionales que dificultan la solución de conflictos sobre los usos del suelo y la construcción de una visión integral del territorio.

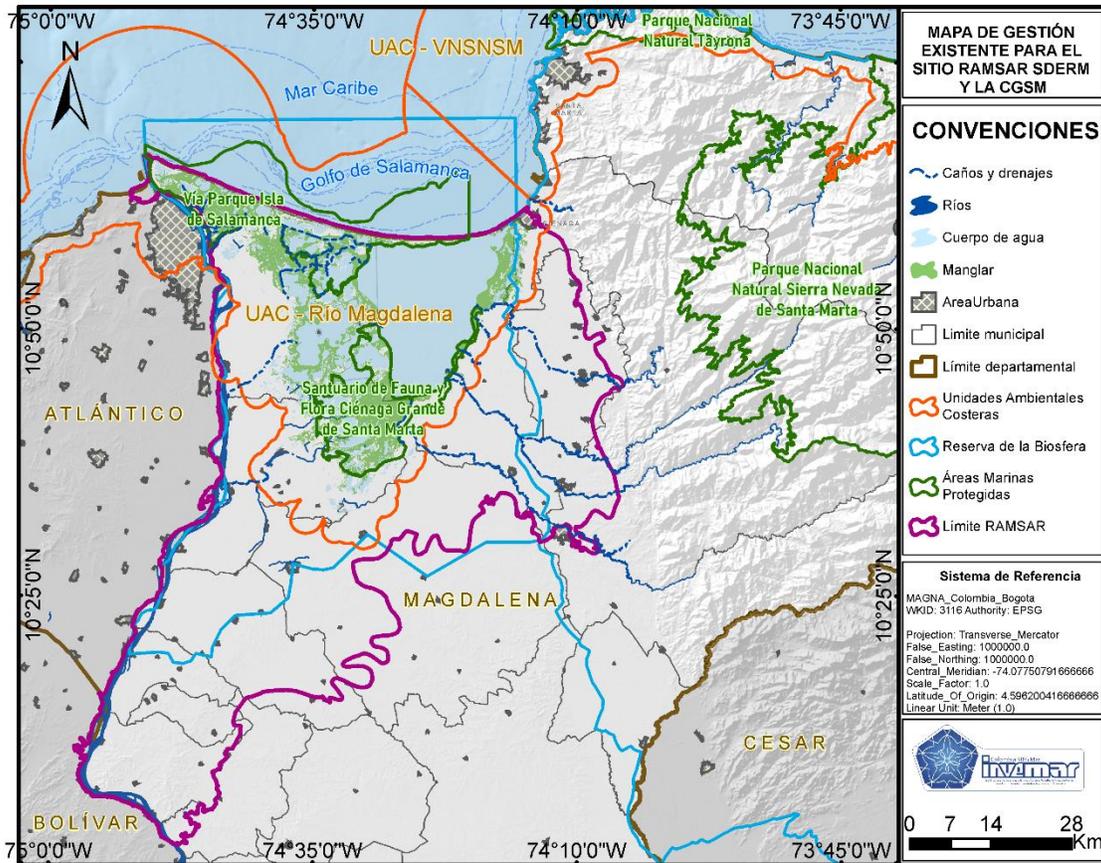


Figura 139. Figuras de gestión existentes para el sitio RAMSAR SDERM CGSM. Fuente: LABSIS, 2020.

Tabla 40. Instrumentos de ordenamiento ambiental existentes en el Sitio Ramsar Sistema Delta Estuarino Río Magdalena Ciénaga Grande de Santa Marta.

INSTRUMENTO	ESTADO	ESCALA
POMCA Complejo de humedales Ciénaga Grande de Santa Marta - CHCGSM. (CORPAMAG, 2019).	Actualizado	1:250000
POMCA-Vertiente Occidental del río Magdalena en el Departamento del Atlántico y Determinación de la Ronda Hídrica de los Humedales de Sabanagrande, Santo Tomas y Palmar de Várela – 2011.	Actualizado	1:250000
Unidad Ambiental Costera Río Magdalena – UAC Río Magdalena Propuesta de zonificación ambiental para la zona costera de los municipios de Ciénaga, Sitionuevo y Pueblo Viejo.	Consulta previa	1:100.000
Planes de manejo de las áreas protegidas (VIPIS Isla de Salamanca y SFF CGSM).	En proceso de actualización	1.25:000

El panorama de instrumentos es tan amplio y diverso, que hace más difícil y complejo para los entes territoriales y autoridades ambientales, comprender, articular y ordenar el territorio teniendo en cuenta las directrices que cada uno establece, lo que genera debilidades en materia del ordenamiento ambiental territorial (Figura 140).



Figura 140. Infografía síntesis sobre la planificación y manejo en la CGSM.

Específicamente, en el ejercicio de la planificación territorial departamental y municipal de la CGSM, se denota que no está en concordancia con la realidad socio ambiental del municipio, ni a las condiciones de vida de las poblaciones, y el proceso de gestión tampoco es continuo. Esto hace que los instrumentos de planificación territorial se conviertan solo en un requisito normativo a cumplir y no mejore los sistemas territoriales y por ende la calidad de vida de las poblaciones. Es evidente la falta de articulación entre los instrumentos y el débil manejo de lineamientos que orienten adecuadamente el uso y la ocupación del suelo bajo los principios y objetivos del ordenamiento

ambiental consagrados en las normas existentes. Se destaca que, entre estos instrumentos no existe una visión articuladora de territorio, cada documento plantea visiones diferentes del territorio, sin tener en cuenta el modelo de ordenamiento planteado es las diferentes escalas, regional y departamental.

Teniendo en cuenta lo anterior, la gestión ambiental de la CGSM demanda varios desafíos, relacionados con la participación coordinada entre los diferentes actores que tienen injerencia en el sitio, la articulación de los instrumentos de planificación y ordenamiento del territorio, incluidos los proyectos económicos o de conservación nuevos que se visualicen para la CGSM, la ejecución de disposiciones legales que permitan aclarar la tenencia de la tierra, la regulación e implementación de normas especiales sobre la ocupación del territorio, dada la connotación de bienes de uso público que presentan algunas áreas del territorio (p.e humedales, manglares, playas, entre otros.) y la necesidad de preservación y conservación que tienen. Es imperativo mantener los diálogos con las comunidades locales, incluido los grupos étnicos del territorio para que su visión quede incorporada no solo desde la planificación, sino desde la implementación y seguimiento. En este sentido, urge, un implementar un monitoreo de la implementación y gestión en el marco de los instrumentos mencionados.

## LITERATURA CITADA

- Acosta, E. P. 2012. Caracterización espacial y temporal de la estructura de la comunidad fitoplanctónica y su correlación con algunas variables ambientales locales en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis de grado. Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga. 134 p.
- Acosta-Chaparro, Andrés, 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.T. 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.
- Alonso, D., Ramírez, L. F., Segura-Quintero, C., Castillo-Torres, P., Walschburger, T. y N. Arango. 2008. Hacia la construcción de un Subsistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas en Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR, Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales –UAESPNN y The Nature Conservancy – TNC. Santa Marta, Colombia, 20 p.
- Amador, J. A. 1998. A climatic feature of the tropical Americas: The trade wind easterly jet. *Top. Meteor. Oceanogr*, 5(2), 91-102.
- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) y WEF (Water Environment Federation). 2017. Standard methods for the examination of water and wastewater, 23 editions, Standard Methods. Washington. 1368 p.
- Asbridge, E., Lucas, R., Rogers, K., & Accad, A. 2018. The extent of mangrove change and potential for recovery following severe Tropical Cyclone Yasi, Hinchinbrook Island, Queensland, Australia. *Ecology and Evolution*, 8(21), 10416-10434.
- Auta, H., Emenike, C., y Fauziah, S. 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environmental International* (102), 165–176. doi:10.1016/j.envint.2017.02.013

- 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.
- Basconi, L., C. Cadier and G. Guerrero-Limón. 2020. Challenges in Marine Restoration Ecology: How Techniques, Assessment Metrics, and Ecosystem Valuation Can Lead to Improved Restoration Success. 83-99. In: Jungblut S., V. Liebich and M. Bode-Dalby. (Eds.). *YOUMARES 9-The Oceans: Our Research, Our Future*. Springer, Cham. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-030-20389-4>
- Bayraktarov, E., and C. Wild. 2014. Spatiotemporal variability of sedimentary organic matter supply and recycling processes in coral reefs of Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean. *Biogeosciences*, 11: 2977-2990.
- Bayraktarov, E., M.L. Bastidas-Salamanca, and C. Wild. 2014a. The physical environment in coral reefs of the Tayrona National Natural Park (Colombian Caribbean) in response to seasonal upwelling. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 43(1): 137-157.
- Bayraktarov, E., V. Pizarro, and C. Wild. 2014b. Spatial and temporal variability of water quality in the coral reefs of Tayrona National Natural Park. *Colombian Caribbean. Environ. Monit. Assess*, 186: 1-19.
- Bayraktarov, E., Pizarro, V., & Wild, C. 2014c. Spatial and temporal variability of water quality in the coral reefs of Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean. *Environmental monitoring and assessment*, 186(6), 3641-3659.
- 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. Börjk, M., F.T. Short, E. McLeod y S. Beer. 2008. *Managing seagrasses for resilience to climate change*. IUCN, Gland, Switzerland. 55 p.
- Betancur, L A., A. Forero, D. Vinchira-Villarraga, J. Cárdenas, A. Romero-Otero, F. Chagas, M. Pupoc, L. Castellanos y F. Ramos. 2020. NMR-based metabolic profiling to follow the production of antiphytopathogenic compounds in the culture of the marine strain *Streptomyces* sp. PNM-9. *Microbiological Research* 239: 126507.
- Betancur, L A., S. Naranjo-Gaybor, D., Vinchira-Villarraga, N. Moreno-Sarmiento, L. Maldonado, Z. Suarez-Moreno, A. Acosta-González, G. Padilla-Gonzalez, M. Puyana, L. Castellanos y F., Ramos. 2017. Marine Actinobacteria as a source of compounds for phytopathogen control: an integrative metabolic-profiling / bioactivity and taxonomical approach. *PLoS One* 12, e0170148.
- Björk M., Short F., Mcleod, E. and Beer, S. 2008. *Managing Seagrasses for Resilience to Climate Change*. IUCN, Gland, Switzerland. 56pp.
- Blanco, J. A., Viloría, E. A., y Narváez, J. C. 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., K. Alvarado-Campo, A. Patiño, E. Jiménez-Vergara, M. Quintero, M. Montoya-Giraldo, L. Jutinico-Shubach, M. Santos-Acevedo y J. Gómez-León. 2020. Polyhydroxyalkanoate Production from Two Species of Marine Bacteria: A Comparative Study. *Journal of Polymers and the Environment*, 28:2324–2334.

- Botterell, Z., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R., y Lindeque, P. 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution* (245), 98-110. doi:10.1016/j.envpol.2018.10.065
- Buchman, M.F. 2008. Screening Quick Reference Tables (SQuiRTs). NOAA OR&R report 081 Seattle WA, office of response and restoration division, national oceanic and atmospheric administration. 34 p.
- 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.
- Burkhard, B. y J. Maes. (Eds.). 2017. Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, Bulgaria.
- 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.
- 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.
- Castaño-Isaza, J., Newball, R., Roach, B., y Lau, W. W. 2015. Valuing beaches to develop payment for ecosystem services schemes in Colombia's Seaflower marine protected area. *Ecosystem Services*, 11: 22-31.
- 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.
- Chelton, D. B., Freilich, M. H., & Esbensen, S. K. 2000a. Satellite observations of the wind jets off the Pacific coast of Central America. Part I: Case studies and statistical characteristics. *Monthly Weather Review*, 128(7): 1993-2018.
- Chelton, D. B., Freilich, M. H., & Esbensen, S. K. 2000b. Satellite observations of the wind jets off the Pacific coast of Central America. Part II: Regional relationships and dynamical considerations. *Monthly Weather Review*, 128(7): 2019-2043.
- Cintrón-Molero, G. y Y. Schaeffer-Novelli. 1983. Introducción a la ecología del manglar. UNESCO/ROSTLAC, Montevideo. 109 p.
- Cintrón-Molero, G. y Y. Schaeffer-Novelli. 1984. Methods for studying mangrove structure. 91-113. En: Snedaker S. y J. Snedaker (Eds.). *The mangrove ecosystem: research methods*. UNESCO. United Kingdom. 251 p.

- Coca-Domínguez, O., C. Ricaurte-Villota, D.F. Morales-Giraldo y K. Luna. 2019. Estado de las playas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (2015-2019). Santa Marta, INVEMAR. Serie de Publicaciones Generales No. 108. INVEMAR-CORALINA, Santa Marta, 48 p.
- Congreso de la Republica de Colombia. 1993. Ley 99 de 1993. "Por la cual se crea el Ministerio del Medio Ambiente, se reordena el Sector Público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el Sistema Nacional Ambiental, SINA y se dictan otras disposiciones". Santafé de Bogotá, D.C.
- 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.
- CONPES. 2011. Política para el desarrollo comercial de la biotecnología a partir del uso sostenible de la biodiversidad. No. 3697. 36 p.
- CONPES. 2018. Política de Crecimiento Verde. No. 3934. 114 p.
- CONPES. 2020. Colombia Potencia Bioceánica Sostenible 2030. No. 3990. 91 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-Ramirez, M., A. Rodriguez-Santana, C. Ricaurte-Villota, and J. Paramo. 2020. The Southern Caribbean Upwelling System off Colombia: Water Masses and Mixing Processes. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers 155 (2020): 103145. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2019.103145>.
- Correa-Ramirez, M., W. Pacheco, C. Ricaurte-Villota. 2021. La recuperación ambiental de los principales destinos de interés turístico del Caribe Colombiano que generó la cuarentena del Covid-19. Sometido al Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, en Prensa.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg K.E., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P.C. y Van Den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Ecological economics, 25(1), 3-15.
- Cronberg, G., y H. Annodotter. 2006. Manual on aquatic cyanobacteria: A photo guide and synopsis of their toxicology. Denmark International Society for the Study of Harmful Algae and United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 105 p.
- DANE – Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2018. Proyecciones de población 2018-2020: Total departamental por área. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion.10/02/2020>.
- DANE – Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2019. Cuentas nacionales departamentales: PIB por departamento. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/cuentas-nacionales/cuentas-nacionales-departamentales.10/02/2020>.
- Daza, C., Rodríguez, -Rodríguez, A; Dussan, M, 2020. Monitoreo del piloto de restauración activa del manglar en el sector noroeste de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). Informe Técnico Final. Convenio 503 de 2019. CORPAMAG- INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés, Santa Marta. 38 p + Anexos.

- De Groot, R.S., Brander, L., Van Der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P, van Beukering, P. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystems services* 1 (1): 50-61.
- De Groot, R.S., M.A.M. Stuij, C.M. Finlayson y N. Davidson. 2007. Valoración de humedales: Lineamientos para valorar los beneficios derivados de los servicios de los ecosistemas de humedales, Informe Técnico de Ramsar núm. 3/núm. 27 de la serie de publicaciones técnicas del CDB. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza), y Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, Montreal (Canadá).
- De la Torre-Castro, M. and P. Ronnback. 2004. Links between humans and seagrasses- an example from tropical East Africa. *Ocean and Coastal Management*. Vol. 47: 361-387.
- DesInventar. 2015. Sistema de inventario de efectos de desastres. <http://online.desinventar.org>. Versión: 2015.033101
- 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. Barrios, M. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. Ospina, E. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F. Zapata, y S. Zea. 2000. Áreas Coralinas de Colombia. INVEMAR. Serie de Publicaciones Especiales N°5, Santa Marta. 176 p.
- Díaz, J.M., L. M. Barrios y D. I. Gómez-López (Eds). 2003. Las praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. INVEMAR, Serie Publicaciones Especia- les No. 10, Santa Marta. 160 p.
- 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. 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 pp.
- DNP – Departamento Nacional de Planeación. 2007. 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. 2020. Colombia potencia bioceánica sostenible 2020. Consejo nacional de política Económica y Social – CONPES 3990. Documento CONPES 3930. Bogotá. D.C. 91p.
- Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarso, S. Kurnianto, M. Stidham y 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.
- 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.

- Ehler, Ch. y F. Douvère. 2009. Marine Spatial Planning: a step-by-step approach toward ecosystem-based 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., M.P. Crosby, M.T. Agardy y S.A. Laskin. 1996. The role of marine and coastal protected areas in the conservation and sustainable use of biological diversity, *Oceanography*, 9(1): 60-70.
- Ellison, A., E. Farnsworth y 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.
- English, S., C. Wilkinson y V. Baker. 1994. Survey manual for tropical marine resources, ASEAN-Australian Marine Science Project: Living Coastal Resources. Australian Institute of Marine Science, Townsville. 408 p.
- Escobar-Toledo, F., M.J. Zetina-Rejón y 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. *Taylor & Francis, Marine Biology Research*, 11(5): 528-539.
- FAO y PNUMA. 2020. El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma. 224 p.
- Feely RA, Sabine CL, Hernandez-Ayon JM, Ianson D, Hales B. 2008. Evidence for upwelling of corrosive “acidified” water onto the continental shelf. *Science* 320:1490–92.
- Fernández-Lopera, C. C., y Castro-Rivera, J. A. 2016. Fenómeno El Niño, Análisis comparativo 1997-1998//2014-2016. Unidad Nacional para la Gestión del Riesgo de Desastres, Bogotá 2016. 144 p.
- Field, C. 1997. La restauración de ecosistemas de manglares. Ed. OIMT-Organización Internacional de Maderas Tropicales. Managua. 278 p.
- Filatova, T., J. Mulder y A. Van der Veen. 2011. Ocean & Coastal Management Coastal risk management: How to motivate individual economic decisions to lower flood risk?. *Ocean and Coastal Management*. Vol. 54, No. 2: 164-172.
- Fourqurean, J.W., C.M. Duarte, H. Kennedy, N. Marbà, M. Holmer, M.A. Mateo, E.T. Apostolaki, G.A. Kendrick, D. Krause-Jensen, K.J. McGlathery and O. Serrano. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*. Vol. 5, No. 7: 505-509.
- Franco, A. 2005. Oceanografía de la Ensenada de Gaira, El Rodadero, más que un centro turístico en el Caribe colombiano. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 56 p.
- Gallardo, G. 2013. Evaluación del potencial turístico de las playas del departamento del Atlántico – Colombia, desde la perspectiva ambiental. *Revista Dimensión Empresarial*, vol. 11, núm. 2: 62-69.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J. Dixon, K. W. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27(S1), S1-S46. doi: <https://doi.org/10.1111/rec.13035>.

- Garay, J., G. Ramírez, J. Betancourt, B. Marín, B. Cadavid, L. Panizzo, L. Lesmes, J. Sánchez, H. Lozano y A. Franco. 2003. Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos: aguas, sedimentos y organismos. Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos: aguas, sedimentos y organismos. Editor: Cargraphics S.A. Invemar. Santa Marta. 148 pp. ISBN: 978-958-97264-5-7.
- Garcés-Ordóñez, O. 2019. La amenaza de la basura marina. *Revista Ronda Sostenible* (5): 8-10.
- Garcés-Ordóñez, O., Castillo, V., Rueda, R., Ríos, M., Bayona, M., Molina, F., y Escobar, M. 2017. Diagnóstico de residuos microplásticos en las zonas marinas de Colombia. En INVEMAR, Formulación de lineamientos, medidas de conservación, manejo y uso de ecosistemas marinos y costeros, con la intención de apoyar acciones de fortalecimiento en la gestión ambiental de las zonas costeras de Colombia (pág. 239). Santa Marta: INVEMAR.
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L., Cardoso, R. P., Cardozo, B. I., y Anjos, R. M. 2020a. Plastic litter pollution along sandy beaches in the Caribbean and Pacific coast of Colombia. *Environmental Pollution*, 115495. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115495>
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L., Costa Muniz, M., Salles Pereira, L., y Meigikos dos Anjos, R. 2020b. Abundance, distribution, and characteristics of microplastics in coastal surface waters of the Colombian Caribbean and Pacific. Santa Marta: INVEMAR; Universidad Federal Fluminense.
- Garcés-Ordóñez, O., Mejía-Esquivia, K., Sierra-Labastidas, T., Patiño, A., Blandón, L., y Espinosa-Díaz, L. 2020c. Prevalence of microplastic contamination in the digestive tract of fishes from mangrove ecosystem in Cispatá, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin* (154), 111085. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111085
- Garcés-Ordóñez, O., Vivas-Aguas, L. J., Martínez, M., Córdoba, T., Contreras, A., Obando, P., Sánchez, D. 2016. Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras del Caribe y Pacífico colombianos. Santa Marta.
- Gates, C. E. 1979. Line transect and related issues. *Sampling biological populations*. 43 pp.
- GESAMP. 2019. Guidelines on the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean. Rep. Stud.: GESAMP.
- GGWeather – Golden Gate Weather Services. 2018. El Niño and La Niña Years and Intensities.
- Gil-Agudelo, D., R. Navas-Camacho, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia, S. Bejarano, J. Garzón-Ferreira y G.W. Smith. 2009. Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 38(2): 189-224.
- Giri, C., E. Ochieng, L. L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek y 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., Rico F 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. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 39(2): 337-357.
- Gobierno de Colombia, D. N. P. (2019). Plan Nacional de Desarrollo 2018-2022: Pacto por Colombia, pacto por la equidad. Disponible en: <https://www.dnp.gov.co/DNPN/Paginas/Plan-Nacional-de-Desarrollo.aspx>.

- 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 Andrés, Santa Marta.
- 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). Invemar, GEF y PNUD. Serie de Publicaciones Generales del Invemar No. 68, Santa Marta. 36 p.
- Gómez-López, D., Díaz, C., Galeano, E., Muñoz, L., Millán, S., Bolaños, J., & Garcia, C. 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.
- González, M., Giraldo, J., Torres, J., y Ricaurte, C. 2020. Seguimiento a los cambios de la línea de costa, perfiles de playa y sedimentos. 97-128. En: Investigación para la gestión y protección de los ecosistemas de la zona marino costera del departamento del Magdalena en jurisdicción de CORPAMAG. Informe Técnico Final. Convenio 181-2019. CORPAMAG-INVEMAR. Santa Marta, 197 p.
- Håkanson, L., M. Mikrenska, K. Petrov, y I. Foster. 2005. Suspended particulate matter (SPM) in rivers: empirical data and models. *Ecological Modelling*, 183(2-3), 251-267.
- Hallegraeff, G. M., D. M. Anderson y A. D. Cembella (Ed.). 2004. Manual on harmful marine microalgae. Monographs on Oceanographic Methodology. UNESCO Publishing, Paris. 793 p.
- Hamilton, S. E. y 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.
- Heck Jr., K.L., G. Hays y R.J. Orth. 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 253: 123-136.
- Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Biavati, G., Horányi, A., Muñoz Sabater, J., Nicolas, J., Peubey, C., Radu, R., Rozum, I., Schepers, D., Simmons, A., Soci, C., Dee, D., Thépaut, J-N. 2018. ERA5 hourly data on single levels from 1979 to present. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS). (Accessed on 24-Nov-2020), 10.24381/cds.adbb2d47.
- Hidalgo-Ruz, V., y Thiel, M. 2013. Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): A study supported by a citizen science project. *Marine Environmental Research*, 12-18. doi:10.1016/j.marenvres.2013.02.015
- Higgins, A., J.C. Restrepo, J.C. Ortiz, J. Pierini y L. Otero. 2016. Suspended sediment transport in the Magdalena River (Colombia, South America): Hydrologic regime, rating parameters and effective discharge variability. *International Journal of Sediment Research*, 31(1): 25-35.
- Hill, J. y C. Wilkinson. 2004. Methods for ecological monitoring of coral reefs: a resource for managers. Australian Institute of Marine Science. 117 pp.

- HRI – Healthy Reef Initiative. 2012. Reporte de la Salud Ecológica del Arrecife Mesoamericano. Disponible en: <http://www.healthyreefs.org/cms/wp-content/uploads/2012/12/2012-Report-Card.pdf>
- Huguet, A., Peláez, R., Clavijo, M. V., Barrera, R., Barrera, V., Castrillón, F., Garavito, A. M., Cárdenas, J., Piñeros, A., Moncada, L., & Bobadilla, L. 1998. Proyecto evaluación hidrogeológica y contaminación de acuíferos de la zona bananera de Santa Marta. Convenio CORPAMAG-GTZ No. 014 de 1996. Instituto de Investigaciones En Geociencias Minería y Química, Subdirección de Minería – INGEOMINAS. Santa Fe de Bogotá D. C. 205 p.
- Hurtado D., F. Castellanos, E. Coy-Barrera y E. Tello. 2020. Prostaglandins Isolated from the Octocoral Plexaura homomalla: In Silico and In Vitro Studies Against Dierent Enzymes of Cancer. *Mar. Drugs.*, 18: 141-156.
- Ibarra, K.P., M.C. Gómez, E.A. Viloría, 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. 2015. Estudio Nacional del Agua 2014. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, D. C. 496 pp.
- IDEAM, IGAC, IAvH, INVEMAR, I. Sinchi e IIAP. 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. IDEAM, IGAC, IAvH, IIAP, INVEMAR, e I. Sinchi. Bogotá, D. C. 276p. + 37 hojas cartográficas.
- IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCELLERÍA. 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 CANCELLERÍA. 2017. Análisis de vulnerabilidad y riesgo por cambio climático en Colombia. Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático. IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCELLERÍA, FMAM. Bogotá D.C., Colombia. 333 p.
- IDEAM. 2016a. Anuario Climatológico año 2015. Bogotá. 365 p.
- IDEAM. 2016b. El niño continúa en su fase de mayor intensidad. Retrieved December 15, 2015, from [http://www.ideam.gov.co/web/sala-de-prensa/noticias/-/asset\\_publisher/96oXgZAhHrhJ/content/el-nino-continua-en-su-fase-de-mayor-intensidad?](http://www.ideam.gov.co/web/sala-de-prensa/noticias/-/asset_publisher/96oXgZAhHrhJ/content/el-nino-continua-en-su-fase-de-mayor-intensidad?)
- IDEAM. 2017. Boletín informativo sobre el monitoreo de los Fenómenos de variabilidad climático “El Niño” y “La Niña”. Boletín Número 113. Bogotá D.C. 7p.
- IGAC. 2002. Atlas de Colombia. 5 ed. IGAC-Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Imprenta Nacional, Bogotá. 320 p.

- 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 Sierra-Correa, P.C. (Eds). Contrato de Subvención No. EU ENV/2016/380-526.
- INVEMAR. 2000. Programa Nacional de Investigación en biodiversidad Marina y Costera. Díaz, J.M. y D. Gómez (Eds.). Invemar-FONADE-MMA. 83 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. 2014a. Evolución reciente de la línea de costa entre isla de Salamanca y el Parque Nacional Natural Tayrona (departamento del Magdalena). Informe técnico final. Actividad GEO - BPIN INVEMAR. Santa Marta. 82 p.
- INVEMAR. 2014b. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta-octubre 2014. CPT-CAM-030-14. Santa Marta, 11p.
- INVEMAR. 2015a. 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. 2015b. 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. 2015c. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en el sector Pajalal, Ciénaga Grande de Santa Marta, Magdalena, en julio de 2015. CPT-CAM-015-15. Santa Marta. 11p.
- INVEMAR. 2015d. 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. <http://www.invemar.org.co/-/resultados-preliminares-del-monitoreo-a-la-cienaga-grande-santa-marta.08/02/2020>.
- 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. 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. <http://www.invemar.org.co/-/resultados-preliminares-del-monitoreo-a-la-cienaga-grande-santa-marta>.

- INVEMAR. 2017a. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2016. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 200 p.
- INVEMAR. 2017b. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2016, Volumen 15. Santa Marta 139 p.+ anexos.
- INVEMAR. 2018a. Morfodinámica de playas del Pacífico (playa La Bocana y playa Salguero). Santa Marta, Colombia. 32 p.
- INVEMAR. 2018b. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2017, (16). Santa Marta. 174 p.+ anexos.
- INVEMAR. 2018c. 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. 2019a. Respuesta del Sistema de Carbonatos ante la influencia continental y climática en el Parque Nacional Natural Gorgona. BPIN INVEMAR. Santa Marta. 48 p.
- INVEMAR. 2019b. Cambios intraanuales del sistema de carbonatos en zonas coralinas del Parque Nacional Natural Tayrona (Caribe colombiano). Actividad GEO - BPIN INVEMAR. Santa Marta. 45 p.
- INVEMAR. 2019c. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2018. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 200 p.
- INVEMAR. 2019d. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2019, Volumen 18. Santa Marta 214 p + anexos.
- INVEMAR. 2019e. Ampliación de la red de monitoreo de manglar hacia el sector del Sevillano. Informe Técnico Final. Santa Marta. 23 p.
- INVEMAR. 2020a. El combustible de los huracanes Eta e Iota; la temperatura superficial del mar. <http://www.invemar.org.co/-/el-combustible-de-los-huracanes-eta-y-iota-la-temperatura-superficial-del-mar>.
- INVEMAR. 2020b. Morfodinámica costera de playas. Pacífico y Caribe del Pacífico (playa La Bocana y Punta Soldado) y el Caribe colombiano (playa Salguero). Santa Marta, Colombia. 40 p.
- INVEMAR. 2020c. Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Luisa F. Espinosa, Paola Obando y Ostin Garcés (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. 2020d. Concepto Técnico Prioridades de Restauración de Manglar: Respuesta a solicitud para generar un mapa de prioridades en Colombia como insumo a la meta presidencial de sembrar 180 millones de árboles para 2022. CPT-CAM-14-20. Santa Marta. 22 p
- INVEMAR. 2020e. INFORME DE ACTIVIDADES PRY-CAM-013-14-PA-I. Convenio 040-016. CORPAMAG- INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés, Santa Marta. 16 p.
- INVEMAR. 2020f. Estado del conocimiento y vacíos en el ambiente marino y los ecosistemas marinos y costeros. 145-150 p. En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros de Colombia, 2019. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 183 p.
- INVEMAR. 2021a. Evolución morfodinámica de playa Salguero como aporte a la evaluación de alternativas ambientales frente a la erosión costera. Santa Marta, Colombia. 31 p.
- INVEMAR. 2021b. Estado actual de la química de carbonatos en las Bahías Chengue y Santa Marta del departamento del Magdalena. INVEMAR. Santa Marta. Informe Técnico Final. 13p.
- 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 Inveimar # 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-CVS. 2020. Alternativas de mitigación y adaptación frente a la erosión en la zona costera del departamento de Córdoba. Informe técnico final, Convenio de Cooperación CVS-INVEMAR 013-2020. Programa Geociencias Marinas y Costeras. 89 p.
- INVEMAR-IDEAM. 2017. Elaboración del Análisis de Vulnerabilidad Marino Costera e Insular ante el Cambio Climático para el País. Informe Técnico Final (ITF) – 001. Contrato PNUD No. 0000040357. Santa Marta. 256 p.
- Iñiguez, M., Conesa, J., y Fullana, A. 2016. Marine debris occurrence and treatment: A review. *Renewable & Sustainable Energy Reviews* (64), 394-402. doi:10.1016/j.rser.2016.06.031
- IOC-UNESCO. 2021. Taxonomic reference list of harmful algae. <http://www.marinespecies.org/hab>. Accessed on 2021-02-23.
- IPCC. 2018. Summary for Policymakers. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 32 p.
- 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, N. Weyer (eds.)). In press.
- ISO – International Standard. 2014. ISO 17289:2014, Water quality - Determination of dissolved oxygen - Optical sensor method. First edition. 14p.
- 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 y N. Saintilan. 2017. Review of the ecosystem service implications of mangrove encroachment into salt marshes. *Global Change Biology*, 23(10): 3967-3983.
- Kovač, M., Palatinus, A., Koren, Š., Peterlin, M., Horvat, P., y A. K. 2016. Protocol for Microplastics Sampling on the Sea Surface and Sample Analysis. *JoVE*, 55161. doi:10.3791/55161
- 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.
- LABSIS – Laboratorio de Servicios de Información. 2020. INVEMAR.
- Lacabra 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.
- 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.
- Maldonado, I., Hernández, M., Clavijo, J. & Reyes, G. 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, 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.
- Mansuy, N. (2020). Stimulating post-COVID-19 green recovery by investing in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 28(6), 1343-1347. doi: <https://doi.org/10.1111/rec.13296>.
- Margat, J., y J. Van der Gun. 2013. *Groundwater around the World*. CRC Press/Balkema.
- 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. 45p.
- Mesa, S, O., G. Poveda y L. F. Carvajal. 1997. Introducción al Clima de Colombia. Universidad Nacional de Colombia, Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos, Medellín. 390 p.
- 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. Política nacional de cambio climático: documento para tomadores de decisiones. Murillo, Luis Gilberto Ministro (2016 - 2018), Dirección de Cambio Climático: Florián Buitrago, Maritza; Pabón Restrepo Giovanni Andrés; Pérez Álvarez, Paulo Andrés; Rojas Laserna, Mariana; Suárez Castaño, Rodrigo. ISBN Internet: 978-958-8901-44-2. Bogotá, D. C. 70 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.
- Ministerio de Minas y Energía. 2019. Memorias al Congreso de la República 2018-2019. Bogotá. 176 p.
- 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.
- Mo, Kingtse, Gerald D. Bell, Wassila M. Thiaw. 2001. Impact of Sea Surface Temperature Anomalies on the Atlantic Tropical Storm Activity and West African Rainfall. *J. Atmos. Sci.*, 58, 3477–3496.
- Mogollón, M. 1996. Estructura de la comunidad fitoplanctónica del Complejo de Pajarales y Salamanca Occidental, Costa Caribe Colombiana. Tesis (Biólogo Marino). Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Ciencias del Mar. Bogotá, Colombia. 67 p.
- Montoya-Cadavid, E y J. Bohorquez. 2020. Biodiversidad marina Colombia 2019: construyendo cifras del inventario nacional. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR, Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos -Museo de Historia Natural Marina de Colombia Makuriwa. Documento Anexo del Informe BPIN INVEMAR 2019. Santa Marta, 12 p.
- Mora, C., D.P. Tittensor, S. Adl, A.G.B. Simpson and B. Worm. 2011. How Many Species Are There on Earth and in the Ocean?, *PLOS Biology*. 9 p.
- Murray Roberts, J., A.J. Wheeler, A. Freiwald, S.D. Cairns. 2009. Cold-Water Corals. The Biology and Geology of Deep-Sea Coral Habitats. New York: Cambridge University Press.
- Navarrete-Ramírez, S. M. y A. M. Rodríguez-Rincón. 2014. Protocolo Indicador Condición Tendencia Bosques de Manglar (ICTBM). 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 y J. Garzón-Ferreira. 2010a. Coral diseases and bleaching on Colombian Caribbean coral reefs. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 58 (suplem 1): 95-106.
- Navas-Camacho, R., Rodríguez-Ramírez, A., y Reyes-Nivia, M.C. 2010b. Agents of coral mortality on reef formations of the Colombian Pacific. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 58 (Suppl. 1): 133-138.
- Nechad, B., K. G. Ruddick y Y. Park. 2010. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. *Remote Sensing of Environment*, 114(4): 854-866. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.11.022>
- NOAA. 2020. Climate Prediction Center. [https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ONI\\_v5.php](https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php). Fecha de consulta: noviembre de 2020.
- OMS. 2003. Directrices para ambientes de aguas recreativas seguras. Costa y aguas frescas. Organización Mundial de la Salud, Vol. 1. Ginebra. 219 p.
- ONU. 1992. Convenio sobre la Diversidad Biológica. Disponible en: <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>
- ONU. 2016. Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible Una oportunidad para América Latina y el Caribe. Publicación de las Naciones Unidas. 50 p.
- ONU, Comisión Europea, FAO, OCDE, & Banco Mundial. 2014. System of Environmental-Economic Accounts 2012 Experimental Ecosystem Accounting.
- Ordóñez-Zuniga, S. A., Correa-Ramirez, M., Ricaurte-Villota, C., Bastidas-Salamanca, M. 2021. The Panama Low Level Jet: extension, annual cycle and modes of variation. *Latin American Journal of Aquatic Research*, en prensa.
- Ory, N., Chagnon, C., Felix, F., Fernández, C., Ferreira, J., Gallardo, C., Thiel, M. 2018. Low prevalence of microplastic contamination in planktivorous fish species from the southeast Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*(127), 211-216. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.12.016
- Ospino-Sepulveda L.J., C. García-Valencia, D. C. Romero-D'Achiardi, J. J. Pizarro-Pertúz, D. M. Hernández-Narváez y A. P. Zamora-Bornachera. 2020. Los espacios oceánicos y zonas costeras e insulares de Colombia. (Pp. 18-28). En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2019. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 183 p.
- Páramo, J. y U. Saint-Paul. 2010. Morphological differentiation of southern pink shrimp *Farfantepenaeus notialis* in Colombian Caribbean Sea, *Aquatic Living Resources*, 23(1): 95-101.
- 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. 20 p.
- Pendleton L., D.C. Donato, B.C. Murray, S. Crooks, W.A. Jenkins, S. Sifleet, C. Craft, J.W. Fourqurean, J.B. Kauffman, N. Marba, P. Megonigal, E. Pidgeon, D. Herr, D.G. and A.B. 2012. Estimating Global "Blue Carbon" Emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *Plos one*, vol. 7, No. 9: 7 p.

- 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.
- Petticrew, M. y Roberts, H. 2006. Systematic Reviews in the Social Sciences. A Practical Guide. Blackwell Publishing.
- Pickering, C., Grignon, J., Steven, R., Guitart, D. y Byrne, J. 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. <https://doi.org/10.1080/03075079.2014.914907>.
- 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.
- Prahl, H. von y H. Erhardt. 1985. Colombia: corales y arrecifes coralinos. FEN COLOMBIA, Bogotá, 295 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.
- Quiroz, Y., G. Santafé y J. Quirós-Rodríguez. 2020. Caracterización de los ácidos grasos y actividad antimicrobiana del extracto en metanol de *Holothuria princeps* (Holothuriida: Holothuriidae). *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol.)* Vol. 69(1): 36-44.
- Ramos, A. y D.S. Guerrero. 2010. El suelo costero, propuesta para su reconocimiento. Eds. Instituto de Estudios del Ministerio público, Procuraduría General de la nación, y Fundación MarViva. 120 p.
- Rangel-Buitrago, N., Williams, A. y Anfuso, G. 2018. Killing the goose with the golden eggs: litter effects on scenic quality of the Caribbean coast of Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 22-38.
- Reyes, J., N. Santodomingo y P. Flórez. 2010. Corales escleractíneos de Colombia. Invemar, Serie de Publicaciones Especiales, No. 14. Santa Marta, 246 p.
- Ricaurte-Villota, C., Coca-Domínguez, O., González, M.E., Bejarano-Espinosa, M., Morales, D.F., Correa-Rojas, C., Briceño-Zuluaga, F., Legarda, G.A. y Arteaga, M.E. 2018. Amenaza y vulnerabilidad por erosión costera en Colombia: enfoque regional para la gestión del riesgo. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andrés” –INVEMAR–. Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR # 33. Santa Marta, Colombia. 268 p.
- Ripple, W., Wolf, C., Newsome, T., Barnard, P., Carballo, J. L., Moomaw, W., Cruz-Barraza, J. 2019. World Scientists' Warning of a Climate Emergency. *BioScience*.

- 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. Santa Marta, Colombia. 114 p.
- Rodríguez-Rincón, A., S. Navarrete-Ramírez, D. Gómez-López y R. Navas-Camacho. 2014. Protocolo Indicador Condición Tendencia Áreas Coralinas (ICT<sub>AC</sub>). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). Serie de Publicaciones Generales del Invemar, 66. Santa Marta. 52 p.
- Rodríguez-Rodríguez, A., Sierra-Parra A, Dussan M, Cortes I, Garay A., Contreras A, Zamora A, Vega A, Vivas D, Millán S, Ricaurte C, Ponce J, Garcia C, Murcia M, Valencia N, Cuadrado H, Padierna M. Alonso, D, Arteaga C. 2020. Informe Técnico de Avance - ITA. Convenio 005-19 PNSA - INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés, Corporación Paisajes Rurales –CPR. Santa Marta. 40 p. + anexos.
- 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 (Tesis de Maestría). Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR, Convenio Universidad Nacional de Colombia – INVEMAR. Santa Marta, D.T.C.H., Colombia.
- Rogers, C. S., G. Garrison, R. Grober, Z. M. Hillis y M. A. Franke. 1994. Coral Reef Monitoring Manual for the Caribbean and Western Atlantic. Virgin Islands National Park. 42 pp.
- Rojas-Aguirre, A. S., L. Cardona-Acuña, M. A. Mutis-Martínezguerra, 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.
- Romero-Centeno, R., Zavala-Hidalgo, J., Gallegos, A., & O'Brien, J. J. 2003. Isthmus of Tehuantepec wind climatology and ENSO signal. *Journal of Climate*, 16(15): 2628-2639.
- Roulier, C., Anderson, C. B., Ballari, S., & Nielsen, E. 2020. Estudios sociales y socioecológicos sobre restauración ecológica: Una revisión de la literatura a escala global e iberoamericana. *Ecología Austral*, 30(1), 019-032.
- Rueda, M. y O. Defeo. 2003. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistical techniques, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 296, No. 1: 93-112.
- Rueda, M., J. Blanco, J.C. Narváez, E. Viloría, F. Newmark y M. Santos-Acevedo. 2004. Estado de los Recursos sometidos a explotación, Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia año 2003., ed Invemar Serie de Publicaciones Periódicas del Invemar No. 8, Santa Marta D.T.C.H., 261-284.
- 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. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras «José Benito Vives De Andrés» - INVEMAR., Santa Marta. 60 p.
- Rueda-Roa, D. T., & Muller-Karger, F. E. 2013. The southern Caribbean upwelling system: Sea surface temperature, wind forcing and chlorophyll concentration patterns. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 78, 102-114.

- Ruiz-Toquica, J., N. Comba-González y D. Montoya-Castaño. 2020. Two possible candidate enzymes from *Ulva lactuca*-associated epiphytic bacteria obtained through PCR and functional evaluation. *Univ. Sci.* 25 (2): 247-275.
- RUNAP. 2021. Registro único nacional de áreas protegidas de Colombia en cifras. <https://runap.parquesnacionales.gov.co/cifras.20/02/2021>.
- Saenger, P. 2002. Mangrove Silviculture and Restoration, Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation, Dordrecht. Springer, Netherlands. 229-270.
- Salisbury, J., D. Vandemark, B. Jönsson, W. Balch, S. Chakraborty, S. Lohrenz y K.K. Yates. 2015. How can present and future satellite missions support scientific studies that address ocean acidification. *Oceanography*, 28(2): 108-121.
- Sanchez, Laura, J. D. González, N. Bolaños y R. Azcarate. 2020. Evaluación preliminar del estado de los arrecifes de coral y pastos marinos de la isla de Providencia tras el paso del huracán Iota. Operación Cangrejo Negro Fase I. CORALINA - INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés, Santa Marta. 32 p.
- Sánchez-Páez, H., R. Álvarez-León, F. Pinto-Nolla, A. Sánchez-Alfárez, J. Pino-Rengifo, I. Acosta-Peñalosa 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.
- Santacruz, L., D. Hurtado, D. Roisin, P. Olivier, M. Puyana y E. Tello. 2020. Metabolomic study of soft corals from the Colombian Caribbean: PSYCHE and 1H-NMR comparative analysis. *Scientific Reports Nature Research*, 10: 5417.
- 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.
- Seijo, J.C., O. Defeo y S. Salas. 1998. Fisheries bioeconomics. Theory, modelling and management. Roma. 108 p.
- Semana sostenible. 2019. Cuatro playas colombianas fueron certificadas por gestión ambiental. Semana. Recuperado de [http:// https://sostenibilidad.semana.com/medio-ambiente/articulo/playas-colombianas-fueron-galardonadas-por-gestion-ambiental/46931](http://https://sostenibilidad.semana.com/medio-ambiente/articulo/playas-colombianas-fueron-galardonadas-por-gestion-ambiental/46931). Fecha de consulta: 24/02/2021.
- Shiklomanov's I. 1993. Chapter "World fresh water resources" in Peter H. Gleick (editor), (1993). *Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources*. Oxford University Press, New York. (pp. 13–23).
- Short, F.T., T.J.B. Carruthers, W.C. Dennison y M. Waycott. 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* Vol. 350: 3-20.
- 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.
- Sierra-Parra, A.M., Rodríguez-Rodríguez, J.A., Vargas-Castillo, Y. 2019. Proyecto ciudadano de educación ambiental – PROCEDA. Convenio 002-17 PNSA- INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés, Santa Marta. 44 p.

- Sinuco-León, D C, Coconubo, L y Castellanos-Hernández, L. 2020. Fungicidal activity of volatile organic compounds from *Paenibacillus* bacteria against *Colletotrichum gloeosporioides*. Rev. Colomb. Quim., vol. 49, no. 1: 20-25.
- Small, R. J. O., De Szoeki, S. P., & Xie, S. P. 2007. The Central American midsummer drought: Regional aspects and large-scale forcing. Journal of Climate, 20(19): 4853-4873.
- Snedaker, S. C., Brown, M. S., Lahmann, E. J., & Araujo, R. J. 1992. Recovery of a mixed-species mangrove forest in south Florida following canopy removal. Journal of Coastal Research, 8, 919–925.
- Spalding, M., M. Kainuma y L. Collins. 2010. World atlas of mangroves. Earthscan. 319 p.
- SSD-SAMP. 2021. Sistema de soporte de decisiones del SAMP. INVEMAR. <http://cinto.invemar.org.co/ssdsampindicadores/>. Fecha de consulta: 20/02/2021.
- 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. y T. R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Bulletin 167. 2a Ed. Fisheries Research. Board of Canada. Ottawa. 310 p.
- SuperTransporte – Superintendencia de Puertos y Transporte. 2020. Boletín Estadístico. Tráfico Portuario en Colombia año 2019. Disponible en: [https://www.supertransporte.gov.co/documentos/2020/Febrero/Puertos\\_07/BOLETIN-TRAFICO-PORTUARIO-2019.pdf](https://www.supertransporte.gov.co/documentos/2020/Febrero/Puertos_07/BOLETIN-TRAFICO-PORTUARIO-2019.pdf). Fecha de consulta: 04/02/2020.
- The Plant List. 2013. Pelliciera rhizophorae Planch. & Triana (familia Tetrameristaceae). <http://www.theplantlist.org/tpl1.1/record/tro-31600185>. Downloaded on 18 February 2019.
- Tomlinson, P.B. 1986. The botany of mangroves. Cambridge tropical biology series. Cambridge University Press, Cambridge. 419 p.
- Trópicos. 2018. Pelliciera rhizophorae Planch. & Triana (familia Tetrameristaceae). <https://www.tropicos.org/name/40003234>. Downloaded on 18 February 2019.
- Ulloa-Delgado, G., H. Sánchez-Páez, W. Gil-Torres, J. Pino-Rengifo, H. Rodríguez-Cruz y R. Álvarez-León. 1998. Conservación y uso sostenible de los manglares del Caribe colombiano., 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. 224 p.
- UNESCO – Organización de las Naciones Unidas para la Educación la Ciencia y la cultura. 2017. 39ª Conferencia general Decenio Internacional de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible (2021-2030). Paris. 7 p.
- UNESCO – Organización de las Naciones Unidas para la Educación la Ciencia y la cultura. 2019. The Science we Need for the Ocean We Want: The United Nations Decade of Ocean Science for Sustainable Development (2021-2030) IOC Brochure. Paris. 24 p.
- UNESCO-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.
- Vergaray G, Méndez CR, Morante HY, Heredia VI, Béjar VR. 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.
- Villamayor, B. M. R., Rollon, R. N., Samson, M. S., Albano, G. M. G., & Primavera, J. H. 2016. Impact of Haiyan on Philippine mangroves: Implications to the fate of the widespread monospecific *Rhizophora* plantations against strong typhoons. *Ocean & Coastal Management*, 132, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.07.011>.
- Villamil, C. 2004. Interacción por recursos (espacio, luz y nutrientes) entre *Typha domingensis* y las tres especies de manglar predominantes en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis Biología Marina, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 91 p.
- 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.
- Vinchira-Villarraga, D., L. Castellanos, N. Moreno-Sarmiento, Z. Suarez-Moreno y F. Ramos Freddy. 2020. Antifungal activity of marine-derived *Paenibacillus* sp. PNM200 against *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycoperisici*, the causal agent of tomato vascular wilt. *Biological Control*. *Biological Control*, vol. 154, 104501.
- 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., K. Ibarra, J. Sánchez, M. Martínez, Y. Nieto, Y. Moreno, I. Cuadrado, P. Obando, O. Garcés, D. Sánchez, M. Villarraga, y O. Sierra. 2015. Diagnóstico y Evaluación de la calidad de las Aguas Marinas y Costeras del Caribe y Pacífico colombianos. Serie de Publicaciones Periódicas del Invemar No. 4 (2015). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia (REDCAM). Informe técnico 2014. Invemar, Santa Marta. 320 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 y N. Saintilan. 2016. Mangrove Sedimentation and Response to Relative Sea-Level Rise. *Annual Review of Marine Science*, 8(1): 243-266.
- Xie, S. P., Xu, H., Kessler, W. S., & Nonaka, M. 2005. Air–sea interaction over the eastern Pacific warm pool: Gap winds, thermocline dome, and atmospheric convection. *Journal of Climate*, 18(1): 5-20.
- Yáñez-Arancibia, A., J. W. Day, R. R. Twilley, 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., Zapata, M., Bolivar, J., Monsalve, A., Espinosa, S. M., Sierra-Correa, P. C. & Sierra, A. 2016. Ecuaciones alométricas de biomasa aérea para la estimación de los contenidos de carbono en manglares del Caribe Colombiano. *Revista Biología Tropical*, 64(2): 913-926.
- 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.
- Zepeda-Centeno C., Padilla C., Huitrón J.C., Macías-Constantino M., Shaver E., Nava-Martínez G. y García-Salgado M.A. 2019. Protocolo de alerta temprana y respuesta inmediata: Acciones para mitigar el impacto de los ciclones tropicales en los arrecifes coralinos. *The Nature Conservancy*. 69 p.
- Zuluaga C. 2006. Análisis del modelo turístico de la isla de San Andrés, Reserva de Biosfera Seaflower, Caribe colombiano. Una exploración del estado actual. *Turismo y Sociedad*. 7: 102-113.