

Informe del Estado de los Ambientes *Marinos* y *Costeros en Colombia*



2024

Serie de publicaciones periódicas Número 3 | ISSN 1692-5025 Santa Marta | Colombia



Director General Francisco A. Arias Isaza

Subdirector Coordinación Científica (SCI)

Jesús Antonio Garay Tinoco

Subdirectora Administrativa (SRA)
Sandra Rincón Cabal

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

Coordinador
Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos (BEM)

David Alonso Carvajal

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

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

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

Coordinador Coordinación de Servicios Científicos (CSC) Juan Carlos Márquez Hoyos

Calle 25 # 2 - 55, Playa Salguero
Santa Marta D.T.C.H. • 2025
PBX (575) 432 8600 • Fax (575) 4328694
www.invemar.org.co

ISSN: 1692-5025

Citar la obra completa:

INVEMAR. 2025. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2024. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 210 p.

Citar capítulos:

Autores. 2025. Título capítulo. (Intervalo de páginas ej: Pp. 10-20). En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2024. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. -202 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

Milena Hernández Ortiz, Carolina García-Valencia, Diana Carolina Romero D'Achiardi, Anny Paola Zamora Bornachera, Desireé Hernández Narváez.

Capítulo 2

Luisa Fernanda Espinosa, Juan Felipe Lazarus, María Alejandra Camargo, Tania Cordoba, Carlos Andrés Pacheco Velez, Lizbeth Janet Vivas Aguas, Paola Sofía Obando Madera, Raúl Navas Camacho, Andrés Acosta Chaparro, Laura Sánchez Valencia, Shanly Coneo Gómez, Sebastián Herrera Fajardo, David VAsquez-Salazar, Diana Isabel Gómez López, David A. Alonso, Constanza Ricaurte-Villota, Marco Elías González Arteaga, Johan Camilo Casadiego Estévez, Ana María Osorio Granada, David Fernando Morales Giraldo, David Gallo-Velez, Jhoan Sebastián Gómez-Tinjacá, Laura Martinez Lacharme, Lorenzo Portillo Cogollo, Sebastián Contreras, Gustavo Legarda Bermúdez, Juan Pablo Sarmiento Díaz Granados

Capítulo 3

Steven Fonseca, Fabián Escobar Toledo, Cristian Tellez, Daniel Guerrero-Bedoya, José Alexander Romero, Jorge Viaña, Mario Rueda.

Capítulo 4

Milena Hernández Ortiz, Anny Paola Zamora Bornachera.

Capítulo 5

Marynes Quintero, Javier Gómez-León. Juan Fernando Saldarriaga Vélez, José Francisco Ávila Cusba, Carlos Andrés Pacheco Vélez, Paola Sofía Obando Madera Luisa Fernanda Espinosa, Laura Sánchez Valencia, Raúl Navas Camacho, Andrés Acosta, Shanly Coneo, Sebastián Herrera Fajardo, David F. Vásquez, Diana Isabel Gómez López, David A. Alonso, Desireé Hernández Narváez, Juan Pablo Caicedo, Milena Hernández Ortiz, Anny Zamora Bornachera.

Compilación y edición

Tatiana Gómez Orgulloso

Cartografía	Diseño
Andrea Beltran - LABSIS	INVEMAR
Omar Lugo - LABSIS	INVEMAR

Foto portada

Pescador artesanal en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Fotografía Programa VAR - INVEMAR.

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

Dando cumplimiento a lo establecido en la Ley 603 de 2000, el Director General del INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS JOSÉ BENITO VIVES DE ANDREIS - INVEMAR informa que esta entidad ha dado estricto cumplimiento a las normas sobre **propiedad intelectual y derechos de autor**. De igual forma, de acuerdo a lo establecido en el Parágrafo 2 del Artículo 87 de la Ley 1676 de 2013, se informa que el INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS JOSÉ BENITO VIVES DE ANDREIS - INVEMAR no entorpeció la libre circulación de las facturas emitidas por los vendedores o proveedores. En cumplimiento de lo dispuesto en el artículo 47 de la Ley 222, modificado por el artículo 1º de la Ley 603 de 2000, manifiesto que INVEMAR da cumplimiento a las normas de derechos de auditor y de uso de software legal.

PRESENTACIÓN

El Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis" — INVEMAR en cumplimiento de sus misión y funciones, presenta la versión 2024 del Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia en el que reporta información científica marina y costera actualizada, en concordancia con las políticas del país, articulando su gestión con el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible — Minambiente, Parques Nacionales Naturales — PNN, Corporaciones Autónomas Regionales y de Desarrollo Sostenible — CAR con incidencia en las zonas marino-costeras, Autoridad Nacional de Licencias Ambientales — ANLA y demás instituciones del SINA, así como algunas universidades y centros de investigación. Desde 1998 se genera anualmente este reporte, inicialmente a partir de datos recogidos en las diversas investigaciones del instituto y la información aportada por diferentes instituciones.

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

Este informe reporta el balance anual sobre el estado de la naturaleza y el medio ambiente marino y costero. Esta edición 2024, mantiene el reporte basado en indicadores incorporados gracias a la actualización, ajuste y estrategias de análisis de información del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros de los últimos años.

El informe está compuesto por cinco capítulos, donde el primero incluye la descripción de los espacios oceánicos y zonas costeras e insulares de Colombia. El capítulo II presenta avances en el estado del ambiente y de los ecosistemas marinos y costeros mediante el conocimiento del medio abiótico, a partir de estudios de condiciones oceanográficas, climáticas y dinámica litoral en tres sitos, caracterización general y geomorfológica de la plataforma continental e insular de Colombia, así como la calidad de las aguas marinas y costeras e incluye los indicadores de "salud" para arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares. En el capítulo III, describe las causas y tensores del cambio en los ecosistemas marinos y costeros, así como sus servicios de provisión de alimento y aprovechamiento del recurso pesquero, incluyendo la operación estadística de presión pesquera artesanal. El capítulo IV aborda los instrumentos de gestión de los espacios oceánicos y zonas costeras e insulares de Colombia, describiendo los avances en el manejo integrado de la zona costera desde ejercicios de planificación espacial marina desarrollados a escala regional, el fortalecimiento capacidades en manejo integrado de zonas costeras, el estado de la gestión de las áreas marinas protegidas y estrategias de capacitaciones en el manejo integrado de zonas costeras. El capítulo V aborda el estado del conocimiento y los vacíos de información que se tienen sobre los ecosistemas marinos y costeros de Colombia. De esta manera, el INVEMAR sigue contribuyendo activamente a la generación y difusión de conocimiento con el objetivo de apoyar la formulación de políticas y la toma de decisiones que promuevan el bienestar y la calidad de vida de los ciudadanos colombianos.

JESÚS A. GARAY TINOCO



TABLA DE CONTENIDO

PRESENTACIÓN	3
LISTA DE FIGURAS	6
BATERIA DE INDICADORES	13
ÍNDICE DE TABLAS	14
CAPÍTULO I	16
LOS ESPACIOS OCEÁNICOS Y ZONAS	16
COSTERAS E INSULARES	16
DE COLOMBIA	16
	16
MARCO GEOGRÁFICO	17
UNIDADES DE GESTIÓN	22
Región Caribe insular	22
Región Caribe y Pacífico continental y oceánica	22
CAPÍTULO II	27
ESTADO DEL AMBIENTE Y LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS: INDICADORES DE	ESTADO . 27
INTRODUCCIÓN	28
EL AMBIENTE ABIÓTICO	28
Comportamiento termohalino	28
Caracterización del oleaje cercano a la isla Gorgona	32
Evaluación de tensores y propuestas para la recuperación del recurso hídrico en la los ríos Aracataca y Fundación en la Sierra Nevada de Santa Marta	
Estado de la línea de costa	43
Esfuerzos para identificar las soluciones basadas en naturaleza - SbN - frente costera	
Fondos Marinos	55
ESTADO DE LA CALIDAD AMBIENTAL DEL RECURSO HÍDRICO MARINO Y COSTERO EN PACÍFICO COLOMBIANOS	
Índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM	63
Calidad microbiológica del agua de baño en las playas turísticas	69
ECOSISTEMAS Y HÁBITATS	77
Arrecifes coralinos	78
Pastos marinos	85
Manglares	92
CAPÍTULO III	106

CAUSAS Y TENSORES DEL CAMBIO EN LOS	106
ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS Y	106
SUS SERVICIOS:	106
INDICADORES DE PRESIÓN	106
INTRODUCCIÓN	107
TENSOR DIRECTO	107
Aprovechamiento de recursos pesqueros	107
CAPÍTULO IV	134
INSTRUMENTOS DE GESTIÓN DE LOS ESPACIOS	134
OCEÁNICOS	134
Y ZONAS COSTERAS E INSULARES	134
DE COLOMBIA: INDICADORES DE RESPUESTA	134
INTRODUCCIÓN	135
MANEJO INTEGRADO DE ZONAS COSTERAS Y PLANIFICACIÓN ESPACIAL MARINA	138
Estrategia de capacitaciones	141
SUBSISTEMA DE ÁREAS COSTERAS Y MARINAS PROTEGIDAS	144
CAPÍTULO V	148
ESTADO DEL CONOCIMIENTO	148
Y VACÍOS DE INFORMACIÓN	148
ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN SOBRE CAUSAS Y TENSOR CAMBIO DE LOS ECOSISTEMAS	
Contaminación por basura marina plástica	149
Bioprospección marina	163
Causas y tensores directos de Ecosistemas	180
LITERATURA CITADA	189

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fronteras nacionales e internacionales de la zona marino — costera del territorio colombiano (modificado de IGAC, 2002)
Figura 2. Localización de las Unidades Ambientales Oceánicas y Costeras (modificado de INVEMAR, 2000)
Figura 3, Variaciones mensuales de la TSM entre 1991 y 2024 en la zona marina frente a Galerazamba. Las líneas grises corresponden a diferentes años entre 1991-2020, las líneas moradas a los años 2021, 2022 y 2023, la línea roja al 2024 y la línea negra a la climatología de TSM (1991-2020).
Figura 4. Variaciones mensuales de la temperatura y salinidad superficial del mar (A) y Variaciones mensuales de las anomalías de temperatura y salinidad superficial del mar (B) en un transecto latitudinal en el año 2024 para la longitud -75.475 en el caso SSM
Figura 5. Temperatura superficial del mar en la zona del departamento del Magdalena durante 2024 (A). Anomalías de temperatura superficial del mar para 2024, en la zona costera del departamento de Magdalena (B)
Figura 6. Series de tiempo de altura significativa del oleaje "Hs" entre 1980 – 2024 según tipo de oleaje cercano a isla Gorgona, extraído del modelo de reanálisis WAVERYS de Copernicus Marine Data Store (A). Dirección del oleaje en la zona de Gorgona (B)
Figura 7. Distribución de los datos según tipo de oleaje cercano a isla Gorgona, extraído del modelo de reanálisis WAVERYS de Copernicus Marine Data Store (A). Diagrama de frecuencias de la altura significativa (Hs) (B), y Diagrama de frecuencias del periodo (Tp) (C)
Figura 8. Climatología según tipo de oleaje cercano a isla Gorgona, extraído del modelo de reanálisis WAVERYS de Copernicus Marine Data Store
Figura 9. Análisis del oleaje extremal cercano a isla Gorgona basado en el percentil 99% y valores máximos continuos mínimo de 72 horas: Dispersión (A), Distribución (B), Cantidad (C),) Duración (D), Periodo de retorno (E) y Flujo de energía (F), extraído del modelo de reanálisis WAVERYS de Copernicus Marine Data Store.
Figura 10. Cuencas de los Ríos Aracataca y Fundación: Estaciones de Monitoreo Hídrico Superficial
Figura 11. Modelo hidrogeológico conceptual del acuífero Ciénaga Fundación41
Figura 12. Diagrama DPSIR: Fuerzas motrices (D), presiones (P), cambios de estado (S), impactos (I) y respuestas (R) identificados para el área de estudio
Figura 13. Tendencia general de la línea de costa entre junio 2017 y diciembre 2024 en Playa Salguero44
Figura 14. Estimación de la variación del volumen de sedimentos de playa entre 2020 y 2024, en Playa Salguero
Figura 15. Perfil de playa en Boca de la Barra identificando la zona trasera (1) y frente de playa (2). La franja azul corresponde a la zona sumergida del perfil

Mallorquín, período 2023-2024
Figura 17. Distribución espacial de las tasas de cambio de línea de costa en Córdoba, periodo 1985 a 2024
Figura 18. Evolución del movimiento neto de línea de costa en Punta Soldado durante 2024. El panel superior muestra la superposición de las líneas de costa a lo largo del año, mientras que el panel inferior detalla los análisis mensuales de las dinámicas de erosión y acumulación
Figura 19. Evolución del movimiento neto de línea de costa en La Boca durante 2024. El panel superior muestra la superposición de las líneas de costa a lo largo del año, mientras que el panel inferior detalla los análisis mensuales de las dinámicas erosivas y acumulativas
Figura 20. Evolución del movimiento neto de la línea de costa de Piangüita durante 2024. El panel superior muestra la superposición de las líneas de costa a lo largo del año, mientras que el panel inferior detalla los análisis mensuales de las dinámicas de erosión y acumulación
Figura 21. Enfoque de las soluciones identificadas en el área entre punta Sabanilla y la ciénaga de Mallorquín
Figura 22. Talleres participativos con actores comunitarios y expertos. A) espacio de diálogo e identificación de alternativas. B) Salida de campo en las localidades de estudio
Figura 23. Modelo batimétrico del sector de Puerto Velero, mostrando el polígono con anomalías en los patrones de reflectividad del fondo, indicativas de la presencia de fondos coralinas
Figura 24. Mapa de localización de 20 transectas batimétricas y las principales formas del relieve identificadas en la plataforma continental del sector de Galerazamba, entre Santa Verónica y Punta Canoas
Figura 25. Mapa geomorfológico del sector norte del área que cubre el talud continental, interpretado partir de batimetría multihaz. Rango de profundidades que van desde -11 m hasta -1280 m. (Fuente de información batimétrica https://anh.invemar.org.co/)
Figura 26. Diseño preliminar y distribución de componentes de la cámara submarina
Figura 27. Diagrama de bloques del sistema de control
Figura 28. Equipo desplegado cerca de una zona de corales en inmediaciones del PNN Tayrona 62
Figura 29. Cambios históricos del ICAM A) Porcentaje (%) de estaciones de monitoreo de aguas marinas y costeras evaluadas con el índice ICAM entre 2018 y 2023. B) Tendencia en la proporción de las categorías de calidad en el periodo 2018 a 2023
Figura 30. A) Valor del ICAM (promedio ± desviación estándar) obtenidos en los departamentos de las regiones del Caribe y Pacífico de Colombia en el año 2023. B) Proporción de calidad del agua marina y costera en las regiones caribe y Pacífico de acuerdo a los sitios evaluados en el año 2023
Figura 31. Representación del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM evaluado en los departamentos costeros de los litorales Caribe y Pacífico colombianos en el año 2023. El número en la gráfica indica el total de registros reportados. Elaborado por Janneth Andrea Beltrán. Labsis-INVEMAR.
Figura 32. Tendencia del número de playas turísticas evaluadas entre 2001 y 2024 en Colombia y su porcentaje de cumplimiento, de acuerdo con el criterio de calidad para coliformes termotolerantes para uso recreativo de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015). Las líneas punteadas muestran la tendencia histórica

Figura 33. Gráfico de caja y bigotes de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE; NMP/100 mL) medido en las playas evaluadas por departamento en las regiones del Caribe y Pacífico, en el año 2024
Figura 34. Número de muestreos realizados en el año 2024 en las playas turísticas de los departamentos del Caribe y Pacífico colombianos y estado de cumplimiento (cumple / no cumple) del criterio de calidad de Coliformes Termotolerantes para aguas de baño de uso recreativo de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015).
Figura 35. Representación del criterio de calidad de Coliformes Termotolerantes – CTE evaluado en los departamentos costeros de los litorales Caribe y Pacífico colombianos en el año 2024. El número en la gráfica indica el porcentaje de cumplimiento de Coliformes Termotolerantes – CTE. Elaborado por Janneth Andrea Beltrán Ibañez - Labsis-INVEMAR
Figura 36. Tendencia del número de playas turísticas evaluadas en el período 2001 y 2024 en Colombia y su porcentaje de cumplimiento de acuerdo al valor de referencia para enterococos fecales para aguas de baño de uso recreativo bandera azul (<100 UFC/100mL EFE; Unión Europea, 2006). Las líneas punteadas representan la tendencia histórica
Figura 37. Gráfico de caja y bigotes de las concentraciones de Enterococos fecales (EFE) (UFC/100 mL EFE) medido en las playas evaluadas por departamento en las regiones del Caribe y Pacífico, en el año 2024
Figura 38. Número de muestreos realizados en el 2024 en las playas turísticas de los departamentos del Caribe y Pacífico colombiano y estado de cumplimiento (cumple / no), de acuerdo al valor de referencia para enterococos fecales para aguas de baño de uso recreativo bandera azul (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006)
Figura 39. Representación del valor de referencia de Enterococos Fecales – EFE para bandera azu evaluado en los departamentos costeros de los litorales Caribe y Pacífico colombianos en el año 2024. El número en la gráfica indica el porcentaje de cumplimiento de Enterococos Fecales – EFE Elaborado por Janneth Andrea Beltrán Ibañez - Labsis-NVEMAR
Figura 40. Localidades de monitoreo coralino y representación de la proporción de su condición en las estaciones correspondientes en el año 2024 según el índice de condición tendencia ICTAC para el Caribe colombiano: A. Urabá chocoano, B. PNN Tayrona, C. Varadero y D y E. PNN Corales de Rosario e islas de San Bernardo. Elaborado por LABSIS-INVEMAR en 2024
Figura 41. Localidades de monitoreo coralino y representación de la proporción de su condición en las estaciones correspondientes en el año 2024 según el índice de condición tendencia ICTAC para el Pacífico colombiano: A. SFF Malpelo B. PNN Utría y C. PNN Gorgona. Elaborado por LABSIS-INVEMAR en 2024.
Figura 42. Tendencia promedio general observada a través del tiempo de las condiciones ICTAC observadas en la totalidad de las estaciones de la región Caribe continental entre los años 2014 y 2024. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable
Figura 43. Tendencia general del comportamiento del ICTAC observada a través del tiempo, para la totalidad de las estaciones de la región Pacífico entre los años 2014 y 2024. Representación de los colores: azul: Deseable, verde: Azul: Deseable, Verde: Buena, Amarillo: Regular, Naranja: Alerta y Rojo: No Deseable.
Figura 44. Estaciones de monitoreo de pastos marinos y el estado de sus estaciones según el indicador de condición- tendencia ICTPM Densidad de vástagos en el Caribe colombiano durante e 2024. A) PNN Tayrona (Chengue, Neguanje y Cinto) B) PNN Corales del Rosario y San Bernardo (Rosario, Isla Mangle y Playa Blanca) C) Urabá Chocoano (Pinorroa)
, , , , , , , , , , , , , , , , , , , ,

Figura 45. Tendencia promedio general observada a través del tiempo de las condiciones ICTPM observadas en las estaciones evaluadas de la región Caribe entre los años 2015 y 2024. Representación de los colores sobre el estado del ecosistema así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable
Figura 46. Distribución de los manglares en Colombia en el litoral Caribe, en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y en el litoral Pacífico. Esta imagen es una representación gráfica de la ubicación de los manglares en el país y los límites de las Unidades Ambientales Costeras, y tiene únicamente fines ilustrativos (Imagen elaborada por LABSIS-INVEMAR en 2023)
Figura 47. Localización geográfica y ubicación de estaciones de monitoreo del bosque de manglar en octubre de 2023 en la bahía de Cispata. (MAPA LABSIS-INVEMAR de 2023)
Figura 48. Comparación del ICT $_{\rm BM}$ entre el año 2023 y 2024 en las once estaciones del DMI – Cispata. Azul: Deseable; Verde: Bueno; Amarillo: Regular; Anaranjado: Alerta y Rojo: No Deseable
Figura 49. Ubicación de las estaciones de monitoreo permanente de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta
Figura 50. Serie histórica (2002 - 2024) del Indicador de Integridad Biológica de manglares (IBIm) para las estaciones de monitoreo permanente en la Ciénaga Grande de Santa Marta. A. ANE: Aguas Negras, B. CGD: Caño Grande, C. K22: Kilómetro 22, D. LUN: Luna, E. R IN: Rinconada y F. SEV: Sevillano
Figura 51. Captura industrial y artesanal desembarcada para el Caribe y Pacífico colombiano. *Los datos publicados en el SEPEC no cuentan con información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada
Figura 52. Porcentaje de la captura artesanal en peso por especie desembarcada para el Caribe y Pacífico colombiano. *Los datos publicados en el SEPEC no cuentan con información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada
Figura 53. Porcentaje de la captura industrial en peso por especie desembarcada para el Caribe y Pacífico colombiano. *Los datos publicados en SEPEC tienen vacíos de información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada
Figura 54. Captura total anual y por grupo de especies desembarcada de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM
Figura 55. Composición anual de la captura desembarcada por especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM
Figura 56. Abundancia relativa de peces (A) y crustáceos y moluscos (B) por arte de pesca en la ecorregion Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM
Figura 57. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) para las principales especies en la CGSM y su ubicación con respecto a la talla de madurez sexual (TM). En el caso de las Jaibas (B y C) la medida es el ancho del caparazón
Figura 58. Composición porcentual de las capturas en peso por arte de pesca para 2024 discriminando las capturas objetivo, incidental y descartes en la CGSM
Figura 59. Fracción desovante (color claro) y juvenil (color oscuro) de los principales recursos pesqueros en la CGSM durante 2024
Figura 60. Variación interanual de la renta económica promedio mensual (+/- EE) por pescador para los principales artes de pesca (Arriba: Peces y Abajo: Invertebrados) en la CGSM y su ubicación con respecto a una renta umbral equivalente a un SMMLV por año (en el 2024 SMMLV = \$ 1.300.000).

Figura 61. 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. Indicador certificado por el DANE
Figura 62. Variación interanual de la captura objetivo en las pesquerías industriales de camarón del Pacífico (CAS y CAP) y su relación con la cuota global de pesca anual (punto de referencia límite; PRL)
Figura 63. 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)
Figura 64. Variación interanual de la captura por unidad de esfuerzo (kg/h) estimada en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y Caribe (B)
Figura 65. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) de las hembras de las principales especies en las pesquerías de camarón del Pacífico con respecto al punto de referencia límite (PRL) que es la talla de madurez sexual (TM)
Figura 66. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) de las hembras de camarón rosado <i>Farfantepenaeus notialis</i> , principal especie en la pesquería de cas del caribe colombiano con respecto al punto de referencia límite (PRL)
Figura 67. Variación interanual de la relación fauna acompañante/captura objetivo (FA/CO) en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y el Caribe colombiano (B)
Figura 68. Estructura de tallas para las hembras de la principal especie objetivo en las pesquerías de CAS (izquierda) y de CAP (derecha) del Pacífico colombiano durante 2024, indicando la fracción juvenil y adulta de las capturas y el valor de la talla de madurez (TM)
Figura 69. Estructura de tallas para las hembras de la principal especie objetivo en la pesquería de CAS del Caribe colombiano durante 2022, indicando la fracción juvenil y adulta de las capturas y el valor de la talla de madurez (TM).
Figura 70. 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 71. Variación anual de precios enero 2000 – diciembre 2024 (diciembre 2018=100) 132
Figura 72. Esquema de las acciones desarrolladas para la planificación ambiental y la gestión integrada de los ambientes marinos y costeros en Colombia
Figura 73. Metodología COLMIZC. Tomado de (Rojas-Giraldo <i>et al.</i> , 2010)
Figura 74. Número de capacitados por año. Fuente: elaboración propia mediante base de datos de capacitaciones anuales
Figura 75. Número de áreas marinas protegidas con/sin plan de manejo. Fuente: elaboración propia con base en consultas a las entidades competentes
Figura 76. Estaciones de monitoreo REDCAM de Basura Marina y Microplásticos año 2024 150
Figura 77. Proporción de la clasificación de basura marina en los muestreos en playas priorizadas de Colombia a nivel nacional y departamental. Muestras recolectadas en el año 2024
Figura 78. Abundancia de basura marina en las playas turísticas del Caribe, registradas en los muestreos realizados en época seca y lluviosa 2024
Figura 79. Abundancia de basura marina en las playas turísticas del Pacifico, registradas en los muestreos realizados en época de altas precipitaciones 2024
Figura 80. Abundancia de basura marina en las playas turísticas del Caribe, registradas en los

Figura 81. Abundancia de basura marina en las playas turísticas del Pacífico, registradas en los muestreos realizados en el año 2023 y 2024
Figura 82. Abundancia de microplásticos en las playas turísticas del Caribe, registradas en los muestreos en época seca y lluviosa 2024
Figura 83. Abundancia de microplásticos en las playas turísticas del Pacífico, registradas en los muestreos realizados en época de altas precipitaciones 2024
Figura 84. Diagrama Sankey del flujo de residuos plásticos en la cabecera municipal y zona rural de Puerto Colombia, Atlántico
Figura 85. Diagrama Sankey del flujo de residuos plásticos en la cabecera municipal de Tumaco, Nariño
Figura 86. Generación de plásticos al ambiente y en sistemas de agua entre Puerto Colombia y Tumaco
Figura 87. Contribución de Plásticos a los Sistemas de Agua por Persona entre Puerto Colombia y Tumaco
Figura 88. Comparación global de los destinos del plástico no gestionado. Entre las barras se muestran los valores expresados en toneladas por año de plásticos en los diferentes destinos: agua, drenaje, tierra y quema. Los datos fueron obtenidos del portal WFD (Waste Flow Diagram Data Portal (rwm.global))
Figura 89. Fuga de Plástico en Agua (kg/per cápita/año) por localidad a nivel global. Los datos fueron obtenidos del portal WFD (Waste Flow Diagram Data Portal (rwm.global))
Figura 90. Porcentaje de especies ensayadas por grupo de organismo para evaluar su bioactividad.
Figura 91. Número de ensayos biológicos evaluados en especies por grupo de organismo marino y sus derivados
Figura 92. Especies de organismos marinos cuyos extractos han sido caracterizados químicamente
Figura 93. Línea de tiempo de estudios sobre la vulnerabilidad al cambio climático en la zona marino costera de Colombia y lineamientos de adaptación
Figura 94. Ubicación del Consejo Comunitario del Río Patía Grande, sus brazos y la ensenada de Tumaco – ACAPA. Fuente: Labsis Invemar, 2024
Figura 95. Departamentos con mediciones de contenidos de carbono azul en manglares. Fuente: Labsis (2024)
Figura 96. Ubicación de las parcelas de monitoreo en el sitio de estudio. Entre el municipio de Dibulla, hasta el DRMI Musichi. Fuente: Labisis (2024)
Figura 97. Medición del diámetro a la altura del pecho (DAP) en un manglar de la especie <i>L. racemosa.</i>
Figura 98. Extracción de muestras de suelo. A: Enterramiento de la sonda rusa. B: Muestra de sedimento obtenida en la sonda rusa y división de estratos. C: Submuestras almacenadas en baldes de cada estrato. D: Almacenamiento de las muestras para preservación
Figura 99. Registro de las condiciones fisicoquímicas del agua en el bosque de manglar. Izquierda: Obtención del agua intersticial. Derecha: registro de los datos obtenidos con la sonda multiparamétrica

enterrar el núcleo. Derecha: Proceso de extracción del núcleo
Figura 101. Ubicación de trampas y núcleos de sedimentación en la Bahía de Cispatá. Fuente: Labsis Invemar, 2024
Figura 102. Trampas de sedimentación para conocer el Flujo de masa total en la Bahía de Cispatá. Fuente: Ricaurte-Villota <i>et al</i> , 2024
Figura 103. Mapa de Ubicación de miras hidrométricas. Fuente: Ricaurte et al, 2024 178
Figura 104. Núcleos de sedimentos extraídos y cortados en campo cm a cm. Fuente: Zapata <i>et al,</i> 2024
Figura 105. Individuo de <i>Rhizophora mangle</i> seleccionado para hacer procesamiento de escaneo. Se puede apreciar el mapa del proceso179
Figura 106. Imágenes del blanqueamiento en 2024. A) colonias de <i>Acropora palmata</i> blanqueadas. B) colonias de <i>Porites porites</i> blanqueadas. C) blanqueamiento sobre colonias de <i>Colpophyllia natans</i> y D) mortalidad debida al blanqueamiento en una colonia de <i>Orbicella annularis</i> . Fotos Raúl Navas Camacho
Figura 107. Algunas de las enfermedades registradas durante el monitoreo del 2024 afectando corales pétreos. A) Parche amarillo; B) lunares oscuros; C) plaga blanca y D) enfermedad no antes vista afectando colonias de <i>Gardineroseris planulata</i> en Malpelo. Fotos Raúl Navas Camacho 183
Figura 108. Esponjas competidoras afectando corales pétreos en diferentes localidades del Caribe y generando mortalidad. A) <i>Ectyoplasia ferox</i> (naranja) y <i>Mycale laevis</i> (amarilla); B) <i>Svenzea zeae</i> ; C) <i>Aiolochroia crassa</i> y D) <i>Cliona</i> spp. Fotos Raúl Navas Camacho
Figura 109. Hongo del género <i>Labyrinthula</i> en <i>Thalassia testudinum</i> y <i>Syringodium filiforme</i> en el Caribe colombiano. Notese las manchas negras o marrones oscuras sobre la parte verde de las hojas. Fotos: Laura Sánchez-Valencia
Figura 110. Ejemplares de pez león en arrecifes del Caribe colombiano. Fotos de Andrés Acosta 185
Figura 111. Esquema del método de muestreo para el conteo del pez león (<i>Pterois volitans</i>) (Tomado de Navarrete-Ramírez, 2014)186
Figura 112. Densidades de pez león en las localidades monitoreadas durante 2024 186
Figura 113. Condiciones de salinidad superficial e intersticial en el bosque de manglar en las estaciones de la bahía de Cispata

BATERIA DE INDICADORES

1. Indicador de áreas perdidas y ganadas por cambios en la línea de costa	43
2. Índice de calidad de aguas marinas y costeras - ICAM	64
3. Indicador de condición tendencia de arrecifes coralinos ICT _{AC}	79
4. Indicador de condición tendencia de pastos marinos ICT _{PM}	87
5. Indicador de condición-tendencia de bosques de manglar – ICTBM	96
6. Indicador de Integridad biológica de Manglares — IBIm para la Ciénaga Grande de Santa	
7. Indicador de captura total y captura por especia (nacional)	108
8. Indicador de captura total anual y composición por especies para la pesca artesanal ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM	
9. Indicador de abundancia relativa de la pesca artesanal en la ecorregión Ciénaga Grande de Marta - GCSM	
10. Indicador de talla media de captura para la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa – CGSM	
11. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes para la pesca artesanal en la C Grande de Santa Marta – CGSM	_
12. Indicador de fracción desovante/juvenil de las capturas para la pesca artesanal en la C Grande de Santa Marta – CGSM	_
13. Indicador de renta económica de la pesca artesanal en la Ciénaga Grande de Santa M CGSM	
14. Indicador de la presión pesquera artesanal sobre el tamaño de las principales especies de de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM	
15. Indicador de captura total y captura por especie: pesca nacional industrial de camarón	122
16. Indicador de abundancia relativa del camarón: pesca industrial nacional	124
17. Indicador de talla media de captura (TMC): pesca industrial nacional de camarón	126
18. Indicador de proporción de pesca incidental y descartes: pesca industrial nacional de ca	
19. Indicador de fracción desovante/juvenil de las capturas: pesca industrial nacional de ca	
20. Indicador de rentabilidad económica: pesca industrial nacional de camarón	130
21. Indicador de rentabilidad económica: pesca industrial nacional de camarón	131
22. Indicador de número de personas capacitadas: fortalecimiento de capacidades en nintegrado costero	-
23. Indicador de proporción de áreas marinas protegidas con plan de manejo vs total de marinas protegidas	
24. Indicador de especies bioprospectadas (ensayadas)	166
25. Indicador de organismos marinos con estructura química determinada/ elucidada	169

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Áreas y longitudes aproximadas de la zona marina y costera de Colombia. Los vectores fueron reproyectados de Magna Colombia Bogotá a Lambert Azimutal Colombia para estimar áreas y distancias
Tabla 2. Autoridades ambientales regionales y locales de la zona costera colombiana
Tabla 3. Comisiones Conjuntas de las Unidades Ambientales Costeras – UACs (elaboración en e marco de las actividades de la Resolución 478 de 2016 con el Minambiente, Actividad "Incorporadentro del ordenamiento ambiental del territorio los ecosistemas marinos
Tabla 4. Localidades seleccionadas para el monitoreo de la erosión costera en el departamento de Córdoba
Tabla 5. Resultado de los talleres de identificación de alternativas para el departamento de Atlántico
Tabla 6. Resultado de los talleres de identificación de alternativas para el departamento de Córdoba
Tabla 7. Variables para el cálculo del ICAM de acuerdo al tipo de agua64
Tabla 8. Escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM. Fuente Vivas-Aguas, 2011
Tabla 9. Número de registros del índice de calidad de aguas marinas y costeras con fines de preservación de fauna y flora- ICAM calculados por departamentos en la región Caribe y Pacífico y total nacional
Tabla 10. Opciones de medidas de seguimiento que se puedan adoptar según la valoración del índice ICAM. Tomado de: Vivas-Aguas, 2011, modificado de: Marín, 2001
Tabla 11. Valores de referencia para las variables del índice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICTAC (Rodríguez-Rincón et al., 2014) en la región Caribe - Referencias de McField et al. 2024).
Tabla 12. Valores de referencia para las variables del índice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICTAC (Rodríguez-Rincón et al., 2014) en la región Pacífico - Referencias INVEMAR datos históricos)
Tabla 13. Valores de referencia finales para definir el Índice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICTAC (Rodríguez-Rincón et al., 2014)
Tabla 14. Condición de estado según el ICTAC de los valores registrados para cada una de las variables del índice, observada por áreas de la región Caribe continental en el año 2024 Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular
Tabla 15. Condición de estado según el ICTAC de los valores registrados para cada una de las variables del índice, observadas por áreas de la región Pacífico en el año 2024. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular
Tabla 16. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (Vástagos/m²) para praderas de pastos marinos monoespecíficas o mixtas con mayor proporción de <i>Thalassia testudinum</i> 87
Tabla 17. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (vástagos/m²) para praderas de pastos marinos mixtas dominadas por <i>Syringodium filiforme</i>
Tabla 18. Escala de valoración preliminar de referencia para la afectación de <i>Labyrinthula</i> spp. de indicador de condición- tendencia pastos marinos— ICTPM

Tabla 19. Tabla de referentes para la evaluación de abundancia de peces para cada una de las familias más representativas de las praderas de pastos marinos del Caribe
Tabla 20. Tabla de referentes para la evaluación de abundancia de peces para cada una de las familias más representativas de las praderas de pastos marinos de La Guajira
Tabla 21. Tablero nominal para el promedio de las calificaciones resultantes entre las 3 familias que se evalúan dentro del indicador de pastos marinos
Tabla 22. Escala ejemplo de valoración integral del indicador de condición-tendencia de pastos marinos – ICTPM
Tabla 23. Condición de estado según el ICTPM de los valores registrados para cada una de las variables del índice, observadas por áreas de la región Caribe continental en el año 2024. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable
Tabla 24. Distribución de las especies de mangle en el Caribe y Pacífico colombiano. Datos tomados de Sánchez-Páez <i>et al.</i> (1997); Spalding et al. (2010), Duke, 2020; Blanco-Libreros y Ramírez-Ruiz, 2021; Rodríguez-Rodríguez <i>et al.</i> , 2022). 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
Tabla 25. Ponderación para las variables que componen el indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICTBM. En proceso de desarrollo
Tabla 26. Valores de referencia para las variables, que componen el indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICTBM del Caribe colombiano
Tabla 27 . Escala general del indicador de condición tendencia de bosques de manglar $-$ ICT $_{\rm BM}$. Actualmente no se encuentra la variable de función que se encuentra en proceso de revisión 97
Tabla 28. Tabla resumen del ICT _{BM} entre el año 2023 y 2024 en las once <i>estaciones del DMI – Cispata</i> . Azul: Deseable; Verde: Bueno; Amarillo: Regular; Anaranjado: Alerta y Rojo: No Deseable
Tabla 29. 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 de monitoreo de bosque de mangle de la Ciénaga grande de Santa Marta
Tabla 30. Escala de interpretación del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) de la Ciénaga Grande de Santa Marta
Tabla 31. Listado de áreas marinas protegidas del SAMP. Fuente: RUNAP (2024) 144
Tabla 32. Consolidado de especies marinas por grupo de organismo con al menos un ensayo de bioactividad evaluado hasta 2024 Y las que se han caracterizado químicamente hasta el 2024 166
Tabla 33. Registro de la presencia de blanqueamiento y mortalidad asociada para cada una de las áreas coralinas monitoreadas, así como de la evidencia de mortalidad asociada al blanqueamiento tanto en 2023 como en 2024



MARCO GEOGRÁFICO

Colombia es un país con 1'137.814 km² 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 km² de aguas jurisdiccionales, según el mapa de Ecosistemas Continentales, Costeros y Marinos (IDEAM *et al.*, 2007), para una extensión total de cerca de 2'070.408 km². 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 km² (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 km² y una superficie de aguas jurisdiccionales de 532.154 km² (Tabla 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 1:30.000, 1:100.000 y 1:500.000.

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

	REGIÓN		TOTAL	
		Caribe	Pacífico	IOTAL
Línea de costa (km) Escala: 1:30.000¹	Continental	1.980	1.779 8	
	Insular del margen continental	35 γ	τ	3.858
	Insular oceánico	65	Շ	
	Subtotal	2.080	1.778	
Línea de costa (km) Escala: 1.100.000 ²	Continental	2.070 *	4.684 ợ	6.060
	Insular del margen continental	100 •	24 ©	6.969

¹La línea de costa escala 1:30.000 para el año 2020 es el resultado de la digitalización semiautomatizada utilizando el algoritmo CoastSat con imágenes Sentinel 2 de 10 m de resolución por pixel (INVEMAR, 2022a), esta línea de costa no incluye algunos sectores insulares del margen continental dada la resolución del análisis y de los requerimientos de la operación estadística a la cual pertenece; tampoco incluye los esteros o zonas internas del Pacífico contrario a la línea de costa escala 1:100.000 (INVEMAR e IDEAM, 2017), de ahí las diferencias en el reporte de extensión por regiones y totales.

² 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 tienen

	REGIÓN		-0-11	
		Caribe	Pacífico	TOTAL
	Insular oceánico	84 ж	7 4	
	Subtotal	2.253	4.715	
	Continental	1.785 x	1.545 ợ	
Línea de costa (km) Escala:	Insular del margen continental	86 •	50 ©	3.531
1.500.000 ³	Insular Oceánico	60 ж	4 4	3.331
	Subtotal	1.932	1.599	
Área emergida de la zona costera (km²)	Continental	7.594	8.435	
	Insular del margen continental	30	20	16.128
	Insular Oceánico	49	1	10.120
	Subtotal	7.673	8.456	
Extensión de aguas jurisdiccionales (km²)	Extensión de aguas costeras	30.219	21.205	
	Extensión de aguas oceánicas	501.935	338.744	892.102
	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. X Insular oceánico Caribe incluye islas de San Andrés y Providencia. 4 Insular oceánico Pacífico incluye isla Malpelo. x Continental Caribe borde litoral externo, contando con los límites internos de lagunas costeras. Ø Continental Pacífico borde litoral externo, contando con los límites internos de los esteros e incluyendo San Andrés de Tumaco. To Por la resolución del análisis no se incluyó la línea de costa insular de las de Gorgona y Malpelo. La costa insular del margen continental Caribe solo incluye la isla de Tierra Bomba. 8 Continental Pacífico no incluye el borde interno de zonas de esteros, bocas y sistemas deltaicos.

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

una mayor influencia de la marea; de por más se encontrará que la longitud en kilómetros excede la de reportes generados anteriormente.

³ 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.

La costa Caribe insular oceánica está conformada por el archipiélago de San Andrés, Providencia, Santa Catalina y sus islotes y cayos asociados; se ubica al noroeste del país, en la llamada zona de elevación de Nicaragua, entre las coordenadas 10°49′ y 16°10′ de latitud Norte y 78°00′ y 82°14′ de longitud Oeste (Figura 1). Tiene una extensión de línea de costa de 100 km aproximadamente y un área terrestre de 49 km2 (Posada et al., 2011) (Tabla 1). Administrativamente está conformada por un solo departamento, con presencia de dos 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.

La zona costera colombiana se constituye en un importante eje de desarrollo económico del país, donde sobresalen las actividades portuarias, turísticas, pesqueras y minero-energéticas, especialmente en la región Caribe; esto a pesar de las brechas sociales con respecto al territorio nacional, resaltando en este sentido la región Pacífico (Banrep, 2017). Es importante destacar el aporte de los 12 departamentos costeros al Producto Interno Bruto (PIB) nacional, cuya participación durante el 2020-2022 se ha mantenido cercana al 41,6% en promedio, y para el año 2023 reportó \$406.951,07 (miles de millones de pesos) (DANE, 2024). En Colombia se han delimitado diez zonas portuarias marítimas ubicadas en nueve departamentos: La Guajira, Magdalena, Atlántico, Bolívar, Sucre Antioquia, San Andrés Isla, Valle del Cauca y Nariño, por las cuales se movilizó durante el año 2024 el 98,66% de carga, con una variación positiva del 0,03% con respecto al año 2023, alcanzando los 3,8 millones de contenedores (SuperTransporte, 2024).

La población residente en las zonas costeras e insulares para el año 2024 es cercana a los 5.173.000 habitantes, de los cuales cerca del 97% se encuentra en la región Caribe e insular, 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).

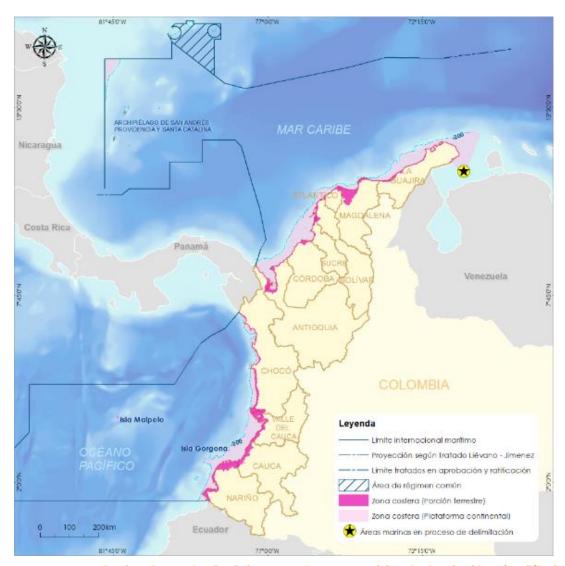


Figura 1. Fronteras nacionales e internacionales de la zona marino – costera del territorio colombiano (modificado de IGAC, 2002).

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

DEPARTAMENTOS		MUNICIPIOS COSTEROS	AUTORIDADES AMBIENTALES	CAPITANÍAS DE PUERTO
	Archipiélago de San Andrés,	Isla San Andrés	CODALINA	San Andrés
	Providencia y Santa Catalina	Isla Providencia	CORALINA	Providencia
		Uribia	COPORGUAJIRA	Puerto Bolívar
	La Guajira	Manaure		
	La Guajira	Riohacha		Riohacha
<u>o</u>		Dibulla		Kionacha
Caribe		Santa Marta	DADMA	Santa Marta
Ü		Ciénaga	CORPAMAG	
Costa		Zona Bananera		
ŭ		Puebloviejo		
	Magdalena	El Retén		
		Pivijay	CORPAINIAG	
		SitioNuevo		
		Remolino		
		Salamina		

	DEDARTAMENTOS	MUNICIPIOS	AUTORIDADES	CAPITANÍAS DE	
DEPARTAMENTOS		COSTEROS	AMBIENTALES	PUERTO	
		Barranquilla	EPA		
		Puerto Colombia			
		Tubará		Barranquilla	
	Atlántico	Juan de Acosta	CD A		
		Soledad	CRA		
		Piojó			
		Luruaco			
		Cartagena de Indias	EPA		
		María la Baja			
		Santa Catalina			
	Bolívar	Santa Rosa	CARRIOLIE	Cartagena	
		Turbaco	CARDIQUE		
		Turbaná			
		Arjona			
		San Onofre			
		Tolú		Coveñas	
	Sucre	Coveñas	CARSUCRE		
		Palmito			
		San Antero			
		San Bernardo del		Coveñas	
	Córdoba	Viento			
		Lorica	CVS		
		Moñitos	0.0		
		Puerto Escondido		Turbo	
		Los Córdobas			
	Antioquia	Apartadó			
		Arboletes			
		Carepa	CORPOURABA		
		San Juan de Urabá			
		Necoclí			
		Turbo			
	Chocó	Unguía			
		Acandí	CODECHOCÓ		
		Juradó			
		Bojayá		Bahía Solano	
		Bahía Solano		Darlia Solario	
	Chocó	Nuquí	CODECHOCÓ	Buenaventura	
		Bajo Baudó			
		Litoral de San Juan			
		Entorur de Sair Juair	CVC	Duchaventura	
<u>9</u>	Valle del Cauca	Buenaventura	EPA		
acíf		López de Micay	LI A		
9	Cauca	Timbiquí	CRC	Guapi	
Costa del Pacífico		Guapi	CINC	Guapi	
	Nariño	Santa Bárbara			
		El Charco			
		La Tola			
		Olaya Herrera			
		Mosquera	CORPONARIÑO	Tumaco	
		Francisco Pizarro			
		Tumaco			

UNIDADES DE GESTIÓN

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

En este contexto, la PNAOCI (MMA, 2001), estableció las tres grandes regiones oceánicas y costeras del país (Caribe Continental y Oceánico, Caribe Insular y Pacífico Continental), como regiones integrales de planificación del desarrollo y ordenamiento territorial, reconociendo que cada una de ella 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.

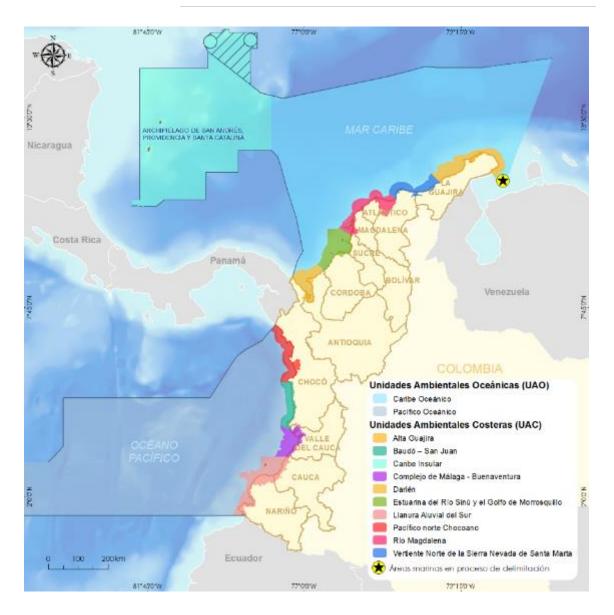


Figura 2. Localización de las Unidades Ambientales Oceánicas y Costeras (modificado de INVEMAR, 2000).

- ➡ 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.

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).

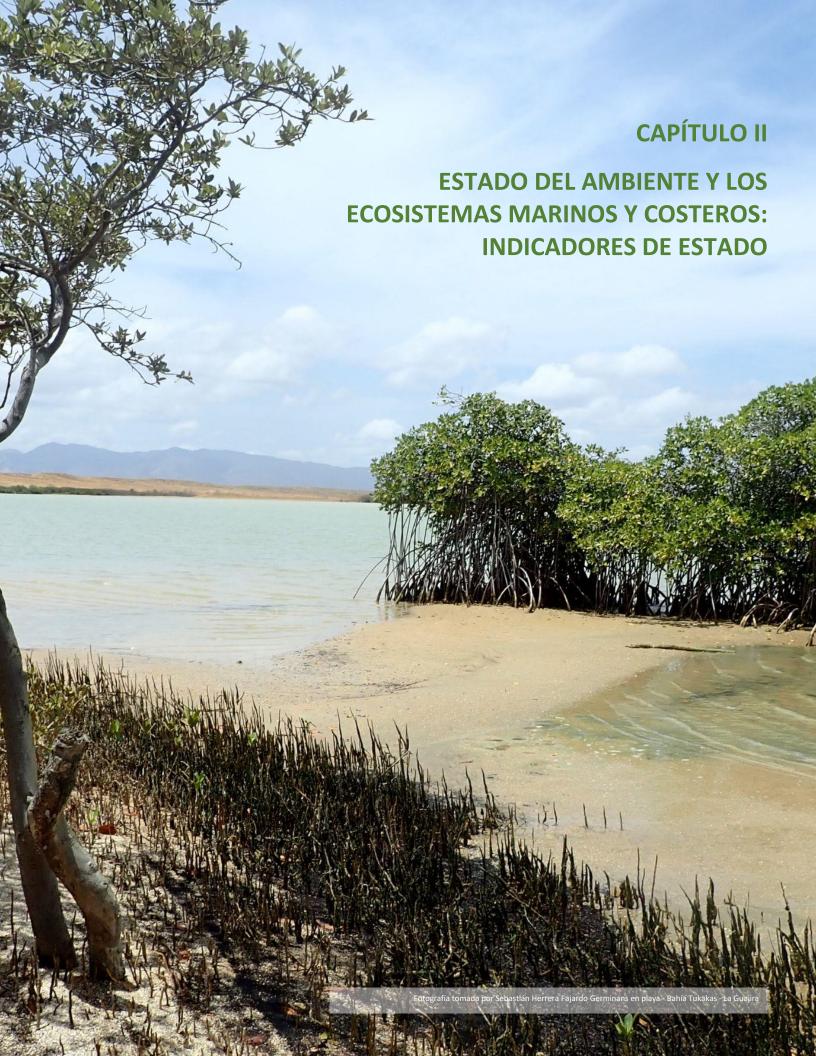
Tabla 3. Comisiones Conjuntas de las Unidades Ambientales Costeras – UACs (elaboración en el marco de las actividades de la Resolución 478 de 2016 con el Minambiente, Actividad "Incorporar dentro del ordenamiento ambiental del territorio los ecosistemas marinos

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

UNIDAD AMBIENTAL +COSTERA	INTEGRANTES DE LA COMISIÓN CONJUNTA
UAC del Darién	 Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá. Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible de Chocó (CODECHOCÓ), o su delegado. Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABÁ), o su delegado. Director(a) de la Dirección Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia, o su delegado.
UAC Caribe Insular	• Decreto 415 de 2017.
UAC Pacífico Norte Chocoano	 Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá. Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible de Chocó (CODECHOCÓ), o su delegado. Director(a) de la Dirección Territorial Pacífico de Parques Nacionales Naturales de Colombia.
UAC Baudó-San Juan	 Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá. Director(a) de la CAR para el Desarrollo Sostenible de Chocó (CODECHOCÓ), o su delegado.
 Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáti MADS, quien la presidirá. Director(a) de la CAR del Valle del Cauca (CVC), o su delega Director(a) de la Dirección Territorial Pacífico de F Nacionales Naturales de Colombia. 	
UAC de la Llanura Aluvial del Sur	 Director(a) de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos del MADS, quien la presidirá. Director(a) de la CAR de Nariño (CORPONARIÑO), o su delegado. Director(a) de la CAR del Cauca (CRC), o su delegado. Director(a) de la Dirección Territorial Pacífico de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

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





INTRODUCCIÓN EL AMBIENTE ABIÓTICO

Comportamiento termohalino

Zona marina de Galerazamba

En los estudios oceanográficos, la temperatura y salinidad son variables fundamentales para comprender la dinámica marina en los ecosistemas por su contribución en los procesos físicos, químicos y biológicos que determinan la distribución y salud de la vida marina en los océanos (Heron *et al.*, 2016; Poloczanska *et al.*, 2013). Siendo, además variables indicadoras de los efectos del cambio climático y la influencia de las descargas de aguas continentales sobre los sistemas marinos. En este sentido, se describe el comportamiento de la temperatura superficial del mar (TSM) y la salinidad superficial del mar (SSM), así como sus anomalías (ATSM y ASSM, respectivamente) en la zona marino-costera frente a Galerazamba, Atlántico, en el Caribe Colombiano.

El comportamiento de la TSM se analizó a partir de los datos del producto OSTIA (Operational Sea Surface Temperature and Sea Ice Analysis) (Donlon *et al.*, 2012; Good *et al.*, 2020; Stark *et al.*, 2007) que tiene una resolución espacial de 0,05° x 0,05°; y para la SSM se usó el producto Global Ocean Physics Reanalysis (Copernicus Marine Service Information - CMEMS, n.d.) con una resolución espacial de 0,083° x 0,083°. Los datos de ambos productos satelitales se extrajeron entre el 01 de octubre de 1991 y el 24 de diciembre de 2024, a una resolución diaria y en una cobertura espacial entre las coordenadas 10,5 a 12,5 °N y -74,6 a -75,7 °W.

A partir de estos datos, se observó que en los meses que históricamente se consideran fríos por la influencia del sistema de surgencia costera de La Guajira (diciembre-abril), la TSM de 2024 estuvo próxima a los promedios de TSM de uno de los meses más cálidos en la zona (junio) (Figura 3). Este comportamiento no está muy alejado de los reportes globales, los cuales han mostrado como la TSM ha superado los umbrales de 1.5 °C sobre los promedios climatológicos durante el 2024 (Copernicus, n.d.). Estos incrementos de TSM son indicios de la respuesta combinada del sistema marino-costero a los efectos de la variabilidad climática asociada al evento El Niño, y como consecuencia del cambio climático (Dunstan *et al.*, 2018).

De acuerdo con los diagramas de Howmoller para el 2024 (Figura 4A) los registros más altos TSM observados durante junio (>29.5 °C) y septiembre-octubre (>30.0 °C) coinciden con la época de lluvias, y los valores más bajos durante enero-abril se observan durante la época seca (<28 °C) (Torregroza-Espinosa *et al.*, 2021b). Una dinámica opuesta a esta, se presenta para la SSM (Figura 4B) en la cual presenta sus menores valores en las zonas costeras (<11 °N) para los meses de junio (~33), septiembre (~32) y noviembre (~31), correspondiendo con la época de lluvias y el aumento de los aportes de aguas dulces por el río Magdalena (Torregroza-Espinosa *et al.*, 2021).

Estas dos variables presentan una mayor homogeneidad latitudinal durante diciembre-abril en contraste con el resto de los meses, debido los procesos de mezcla por la intensificación de los vientos alisios y la surgencia marina (Montoya-Sánchez *et al.*, 2018a, 2018b), durante los primeros meses de año, y al aumento de la escorrentía durante los meses húmedos. Estas condiciones determinan también las variaciones latitudinales de la TSM durante la época de lluvias, presentando los mayores registros para zona costera (<11.2 °N) respecto a la zona marina (>11.2 °N) (Figura 4A). Similar a este comportamiento, la SSM tiene sus mayores variaciones hacia la zona costera debido

a la influencia de las aguas continentales, aunque en la época húmeda (sept a nov) la señal de estos aportes puede ser observada más allá de los 11.6 °N (Figura 4B).

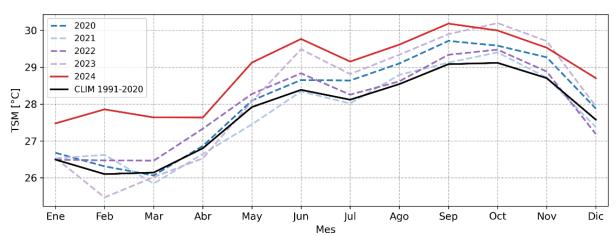


Figura 3, Variaciones mensuales de la TSM entre 1991 y 2024 en la zona marina frente a Galerazamba. Las líneas grises corresponden a diferentes años entre 1991-2020, las líneas moradas a los años 2021, 2022 y 2023, la línea roja al 2024 y la línea negra a la climatología de TSM (1991-2020).

La TSM durante el 2024 superó los registros climatológicos en el área de estudio con anomalías positivas entre los 0.6 y 1.8 °C, con las mayores ATSM en el mes de febrero (~1.7 °C) (Figura 4C), siendo esta influencia reducida por las anomalías positivas de temperatura en el Caribe, producto de los efectos del evento El Niño (Serna Cuenca, 2024).

Finalmente, las ASSM (Figura 4D) en la zona costera fueron negativas a partir de mayo, con sus menores registros entre mayo-jun y ago-nov (~-2) con excepción de octubre, coincidiendo en general con los meses de mayores precipitaciones. Mientras que las mayores anomalías positivas se presentaron para la zona marina en el mes de octubre, siendo este el mes con las mayores amplitudes de SSM durante el año debido a los cambios que puede presentar la distribución espacial de la pluma del río Magdalena, como principal factor de variación de la SSM en el área (Torregroza-Espinosa *et al.*, 2021) (Figura 4D). Lo anterior muestra, que durante el mes de octubre de 2024 se presentó una disminución de los aportes continentales, reduciendo el alcance de la pluma hacia la zona océanica.

Las variaciones latitudinales y mensuales de TSM y SSM dependen de las condiciones de mezcla determinadas por las condiciones climáticas en las diferentes épocas del año y de la influencia de los aportes de aguas continentales provenientes del río Magdalena. Por otro lado, la ATSM para el 2024 estuvo determinada por la correspondencia de los meses de mayor surgencia costera de La Guajira con la fase positiva del ENSO, reduciendo la influencia de la surgencia sobre las zonas marinas y costeras. Es de esta forma como más mayores ATSM se presentaron durante el mes de febrero.

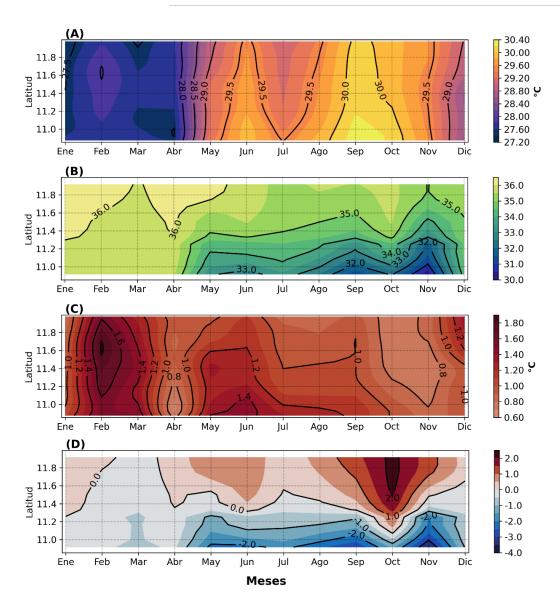


Figura 4. Variaciones mensuales de la temperatura y salinidad superficial del mar (A) y Variaciones mensuales de las anomalías de temperatura y salinidad superficial del mar (B) en un transecto latitudinal en el año 2024 para la longitud -75.475 en el caso SSM

Variación de la temperatura superficial del mar en la costa del Magdalena

La zona costera del Magdalena está influenciada por factores climáticos, oceanográficos y geomorfológicos, que dan lugar a una alta variabilidad en sus características oceanográficas, en variables como la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y nutrientes. La influencia de factores como los vientos, las corrientes marinas y los fenómenos de surgencia, además de eventos como El Niño y La Niña pueden modular las condiciones oceanográficas en la zona.

La temperatura superficial del mar (TSM) es una de las variables oceánicas indicadoras del cambio climático, además el estudio de la TSM nos proporciona información valiosa para entender y anticipar una variedad de procesos que ocurren en los océanos, desde la dinámica de las corrientes hasta los patrones climáticos. La TSM tiene una relación directa con la distribución de nutrientes y sus cambios pueden tener efectos en cascada en las poblaciones de peces y en la salud de los

ecosistemas marinos (Hernández, 2002; Bernal et al., 2006; Iglesias et al., 2010; Ortiz, 2019; Sohou et al., 2020; Wang et al., 2020).

Se adquirieron datos de TSM del Environmental Research Division's Data Access Program (ERDDAP), específicamente del producto Group for High Resolution Sea Surface Temperature (GHRSST) con una resolución espacial de 1 km y temporal diaria. Se calcularon los promedios mensuales de TSM para 2024 en el dominio espacial del departamento del Magdalena para construir mapas de TSM menusal de la zona y se calculó promedios climatológicos con datos entre 2003 y 2024 para posteriormente calcular anomalías.

Se observó que el mes con menores TSM fue enero (<27 °C), pese a que el comportamiento típico de la zona indica febrero como el mes de más baja temperatura; posterior a esto el océano fue calentándose progresivamente a lo largo del año hasta octubre, donde se registran las temperaturas más altas del año (~30.5 °C), con una disminución en julio, mes asociado al veranillo de San Juan (Figura 5A), este comportamiento coincide con lo observado para el área de estudio por Diaz-Pulido y Garzón-ferreira (2002), Ruiz-Ochoa *et al* (2012), Sarmiento-Devia *et al*. (2013), Montoya-Sánchez *et al*. (2018) y Correa-Ramírez *et al*. (2020). A partir de noviembre la TSM empieza nuevamente a disminuir.

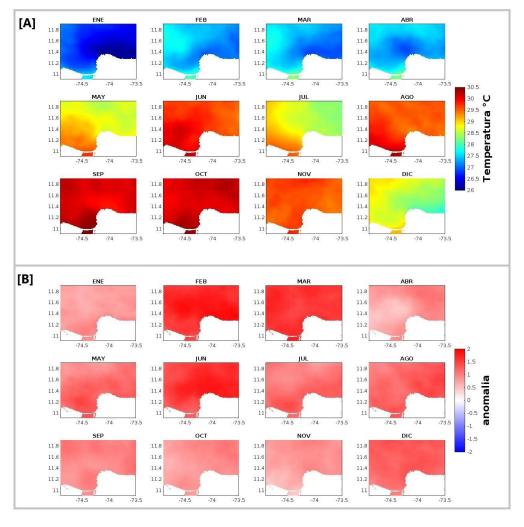


Figura 5. Temperatura superficial del mar en la zona del departamento del Magdalena durante 2024 (A). Anomalías de temperatura superficial del mar para 2024, en la zona costera del departamento de Magdalena (B).

Durante el año 2024, se registraron anomalías positivas en la TSM (Figura 5B), indicando un incremento térmico en comparación con el promedio de los últimos 20 años. Los meses de febrero y marzo presentaron las anomalías más significativas, alcanzando valores de más de 1.8°C por encima del promedio climatológico.

Este patrón de anomalía térmica positiva podría estar asociado a una disminución en la intensidad de los vientos alisios durante el año 2024. La debilitación de estos vientos podría haber reducido la intensidad de la surgencia de aguas frías profundas, disminuyendo el enfriamiento natural de las aguas superficiales y favoreciendo un calentamiento anómalo. Adicionalmente, cabe destacar que las anomalías térmicas observadas también podrían ser un indicativo del efecto del cambio climático global. El incremento gradual de la temperatura media global, atribuido en gran medida a las emisiones de gases de efecto invernadero, podría estar contribuyendo a un aumento en la frecuencia e intensidad de eventos de anomalías térmicas positivas en los océanos.

El Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC), en su Sexto Informe de Evaluación [IPCC AR6], destaca que las actividades humanas han causado un aumento de la temperatura superficial global de 1.1°C desde el período 1850-1900. El aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero está provocando un calentamiento generalizado del planeta, incluyendo los océanos. Este calentamiento puede aumentar la frecuencia e intensidad de las olas de calor marinas, que son períodos prolongados de temperaturas anormalmente altas en el océano.

En general la zona norte presenta temperaturas más bajas con relación al sur del departamento, influenciado por la intensificación de la surgencia, pero se requieren análisis adicionales y estudios más profundos para determinar la contribución relativa de cada uno de los factores mencionados (debilitamiento de vientos alisios y cambio climático global) en la anomalía de TSM observada en 2024.

Caracterización del oleaje cercano a la isla Gorgona

El Parque Nacional Natural (PNN) Gorgona, ubicado en el Pacífico colombiano, entre las coordenadas "2°47' N a 3°06' N y 78°06' W a 78°18' W" es un área protegida de gran relevancia ambiental y cultural. Este parque incluye ecosistemas marinos y terrestres interconectados, como arrecifes de coral, playas de anidación de tortugas marinas, manglares y bosques húmedos tropicales (Bernal *et al.*, 2014). Analizar el comportamiento del oleaje que llega al Parque Nacional Natural Gorgona es esencial para comprender las dinámicas oceánicas que impactan directamente la biodiversidad marina y costera de este santuario natural. Este análisis permite caracterizar patrones de oleaje, identificar tendencias asociadas al cambio climático y evaluar los efectos de eventos extremos en los ecosistemas sensibles del parque (Osorio *et al.*, 2014; Restrepo *et al.*, 2009). Además, proporciona información clave para anticipar y mitigar riesgos relacionados con la erosión, inundaciones y otros fenómenos que podrían afectar tanto a los ecosistemas como a las actividades humanas dependientes de este entorno, contribuyendo a la gestión sostenible de una de las áreas protegidas más importantes del Pacífico colombiano (Dimar, 2020; Idárraga *et al.*, 2018).

Para el análisis del oleaje, se utilizaron datos puntuales en aguas profundas cercanas a isla Gorgona (latitud 3°, longitud -78.2°) provenientes de un nodo del modelo de reanálisis WAVERYS, el cual proporciona un registro continuo con frecuencia de cada 3 horas desde 1980 hasta 2024 (Figura 6) Los parámetros analizados incluyeron la altura significativa "Hs", el período "Tp" y la dirección para los casos de Swell primario, Swell secundario y Wind wave (GLOBAL_REANALYSIS_WAV_001_032, 2024).

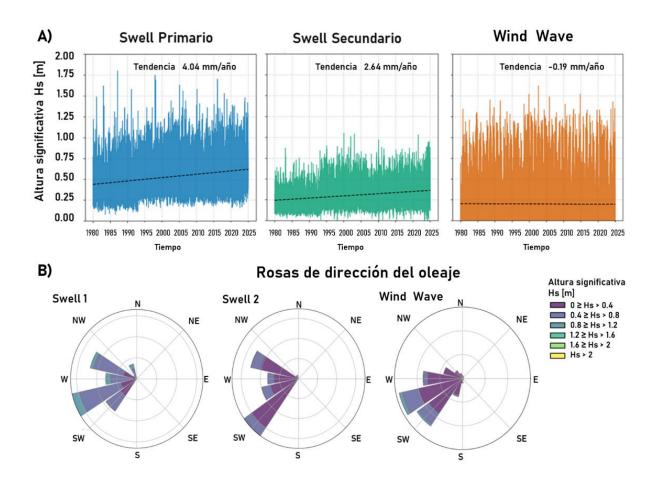


Figura 6. Series de tiempo de altura significativa del oleaje "Hs" entre 1980 – 2024 según tipo de oleaje cercano a isla Gorgona, extraído del modelo de reanálisis WAVERYS de Copernicus Marine Data Store (A). Dirección del oleaje en la zona de Gorgona (B).

A partir de estas series de tiempo, se realizó un análisis detallado que incluyó el estudio de tendencias y la climatología. Además, se llevó a cabo un análisis de oleaje extremal utilizando el percentil 99% de la combinación de los tres tipos de datos, clasificando los eventos extremos con una duración mínima de 72 horas de valores máximos continuos, para cada tipo de oleaje. De los cuales finalmente, se filtraron los 88 valores máximos para determinar los eventos extremos y su período de retorno.

El análisis de la serie de tiempo reveló una tendencia positiva en la altura significativa (*Hs*) del oleaje *swell*, con tasas de incremento de 4,04 mm/año para el *swell* primario y 2,64 mm/año para el *swell* secundario. En contraste, el oleaje *producido por el viento (Wind wave)* mostró una ligera tendencia negativa de -0,19 mm/año (Figura 6A). Las componentes dominantes del Wind Wave se ubicaron en el octante Oeste-Suroeste. Se confirmó además la prevalencia del *swell* primario proveniente desde el Oeste-Suroeste, con una contribución secundaria desde el Oeste-Noroeste, mientras que el *swell* secundario se originó principalmente desde el Suroeste, con una contribución secundaria desde el Oeste-Noroeste, en concordancia con los patrones reportados por Portilla *et al.* (2013) (Figura 6B).

Se identificó una relación lineal entre el período y la altura significativa en el Wind wave, con períodos máximos cercanos a 5 segundos asociados a valores de *Hs* superiores a 1.25 metros, y períodos cercanos a 0 segundos asociados con alturas mínimas (Figura 7A). En el oleaje *swell*, se distinguieron dos tendencias: la primera, dominada por el *swell* primario, que presentó períodos de 5 A 7 segundos con valores promedio de *Hs* entre 0.6 y 0.8 metros; la segunda, atribuida al *swell* secundario, que mostró períodos entre 10 y 15 segundos con *Hs* entre 0.2 y 0.5 metros (Figura 7A; Figura 7B; Figura 7C).

En el Wind wave, se observó una alta concentración de *Hs* cercanas a 0 metros, reflejando la predominancia de condiciones tranquilas, aunque con eventos esporádicos que alcanzaron hasta 1.6 m, posiblemente vinculados a tormentas o ráfagas de viento. El *swell* primario dominó los eventos más energéticos, con valores de *Hs* hasta 1.78 m y una frecuencia de ocurrencia predominante entre 0.4 y 0.7 m. En contraste, el *swell* secundario mostró mayor concentración en valores entre 0.2 y 0.4 m, con eventos menos frecuentes que alcanzaron hasta 1 m (Figura 7B).

El análisis de frecuencia de los datos evidenció una distribución característica en el wind wave y *swell*. El Wind Wave mostró tres modos de dispersión en el período, con picos en 0.1, 1 y 2 segundos, mientras que el oleaje *swell* presentó una distribución bimodal con un pico en 5 segundos, dominado por el *swell* primario, y otro en 13 segundos, correspondiente al *swell* secundario (Figura 7C).

El análisis mensual del oleaje demostró la gran influencia que tienen los principales forzantes atmosféricos sobre el oleaje que se aproxima a isla Gorgona (Figura 8). Entre estos forzantes se encuentran el Jet de Panamá y el Jet del Chocó, los cuales presentan un comportamiento opuesto a lo largo del año. El Jet de Panamá domina entre diciembre y abril, con su máxima influencia en el norte de la Cuenca del Pacífico Colombiano (CPC), mientras que el Jet del Chocó predomina entre mayo y noviembre, afectando principalmente el centro y sur de la CPC. Este patrón está relacionado con el desplazamiento de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) hacia latitudes cercanas a los 2°, lo que intensifica los Vientos Alisios del noreste durante los primeros meses del año y, posteriormente, favorece el fortalecimiento de los Vientos Alisios del sureste a medida que la ZCIT se desplaza hacia latitudes más septentrionales (Osorio et al., 2014; Poveda y Mesa, 1999).

Como resultado, el oleaje tipo *swell* predomina durante todo el año en términos de Hs (Figura 8), ya que los procesos atmosféricos generados lejos de isla Gorgona ejercen esfuerzos sobre el mar más intensos que los procesos locales. Esto da lugar a oleajes de mayor altura que, al salir de su zona de generación, se convierten en oleaje *swell* organizado (Caicedo-Laurido *et al.*, 2020; Mejía Ferrer, 2019). Estos se aproximan a isla Gorgona y, en comparación con el oleaje de generación local (*Wind wave*), presentan valores promedio de *Hs* significativamente mayores.

La dirección del oleaje *swell* corrobora la influencia del *Jet del panamá* y de los procesos atmosféricos al norte de la *CPC* durante los meses de diciembre a abril, pues este tipo de oleaje presenta una componente direccional proveniente del noroeste, incluso el Wind wave también tiene una componente proveniente de estas mismas direcciones, sin embargo, esta dirección de oleaje deja de manifestarse a medida que se da la migración latitudinal de la *ZCIT* entre marzo y mayo, momento en que se observan las alturas mínimas de oleaje cerca de isla Gorgona y el periodo tiende a mantenerse constante entre 10 y 14 segundos para el oleaje *swell*.

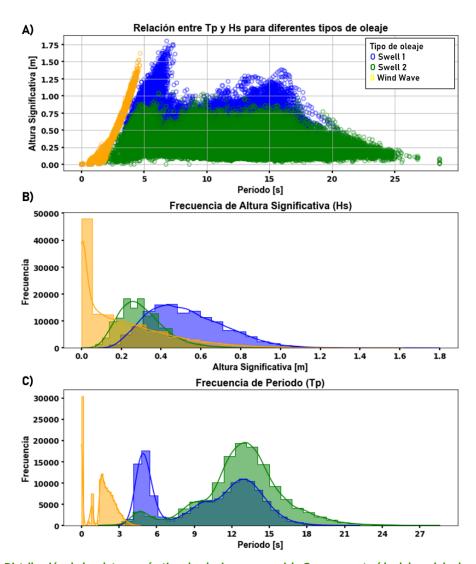


Figura 7. Distribución de los datos según tipo de oleaje cercano a isla Gorgona, extraído del modelo de reanálisis WAVERYS de Copernicus Marine Data Store (A). Diagrama de frecuencias de la altura significativa (Hs) (B), y Diagrama de frecuencias del periodo (Tp) (C).

Luego de este periodo de transición, los valores de altura significativa de ola (*Hs*), período (*T*) y dirección del oleaje tipo *swell* tienden a estabilizarse dentro de rangos similares. En contraste, el oleaje local (Wind wave) experimenta un incremento gradual en respuesta al aumento de la magnitud de los vientos locales. Este aumento se refleja en valores promedio de *Hs* superiores a los registrados en la componente secundaria del oleaje *swell*, así como en periodos medios del orden de 3 segundos, en comparación con los valores cercanos a 0 segundos observados durante los primeros meses del año. Este comportamiento está fuertemente influenciado por el *Jet del Chocó*, cuya intensidad máxima se presenta entre julio y septiembre. Durante este periodo, el fortalecimiento de la circulación atmosférica sobre la región potencia la generación de oleaje local, favoreciendo un incremento en *Hs* y una mayor persistencia de periodos cortos, al igual que homogeniza los procesos lejanos manteniendo un oleaje *swell* homogéneo (Sierra *et al.*, 2021; Caicedo-Laurido *et al.*, 2020; Osorio *et al.*, 2014; Poveda y Mesa, 1999).

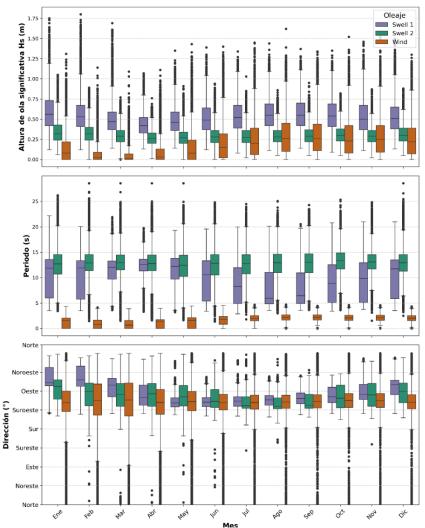


Figura 8. Climatología según tipo de oleaje cercano a isla Gorgona, extraído del modelo de reanálisis WAVERYS de Copernicus Marine Data Store.

La caracterización del oleaje extremo muestra que el oleaje *swell* primario domina en frecuencia y altura significativa, seguido del oleaje *Wind wave*, mientras que el oleaje *swell* secundario tiene una presencia marginal (Figura 9A). Esto resalta que los procesos remotos son más influyentes que los procesos locales cerca de isla Gorgona, típicamente asociados con el *Jet de Panamá* o el *Jet del Chocó* (Figura 9B). Los eventos extremos con mayor altura de oleaje se asocian con:

- Procesos de generación en el norte de la *CPC*, con períodos de 5 a 8 segundos (oleaje swell primario).
- Procesos locales relacionados con vientos del suroeste, con períodos de 4 a 5 segundos (Wind wave).

Los eventos extremos asociados a procesos remotos han mostrado un aumento en los últimos años, lo que indica que el oleaje *swell* primario tiene una mayor influencia sobre isla Gorgona en comparación con los eventos locales (Figura 9C). No obstante, los datos muestran un periodo de menor oleaje entre 1980 y mediados de los años 90´s, con una intensificación desde esa época hasta

el reciente, especialmente para el Swell primario, indicando unos ciclos que requieren mayor evaluación. Los eventos de *swell* primario pueden durar hasta 14 días, mientras que los eventos locales son más cortos, con un promedio menor a 3 días, debido a la naturaleza transitoria de los vientos locales (Figura 9).

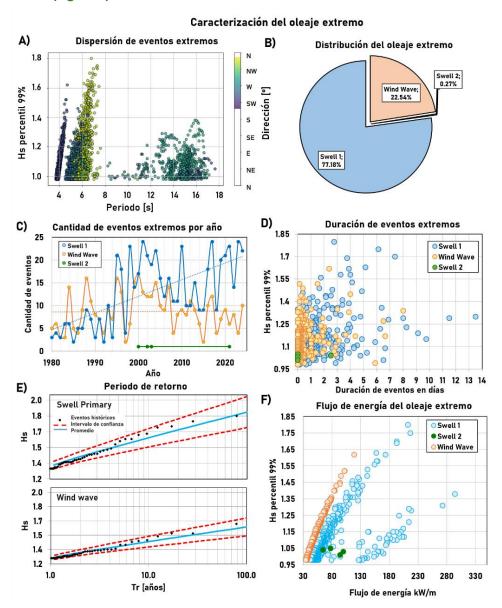


Figura 9. Análisis del oleaje extremal cercano a isla Gorgona basado en el percentil 99% y valores máximos continuos mínimo de 72 horas: Dispersión (A), Distribución (B), Cantidad (C),) Duración (D), Periodo de retorno (E) y Flujo de energía (F), extraído del modelo de reanálisis WAVERYS de *Copernicus Marine Data Store*.

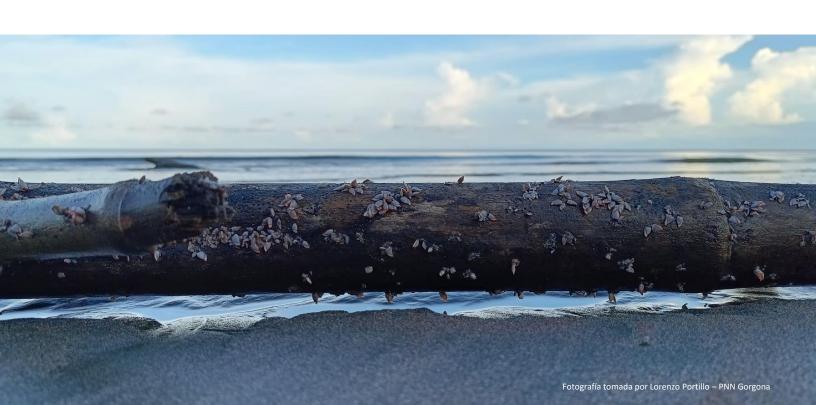
Se identificaron 971 eventos extremos en los 44 años analizados (Figura 9D), de los cuales 9 eventos superaron una semana de duración, clasificados como oleaje persistente. Además, 25 eventos duraron entre 4 y 7 días, de los cuales 8 ocurrieron en los últimos 15 años. Estos eventos tuvieron alturas entre 1.09 y 1.29 metros y períodos de 4.3 a 13.3 segundos. El más reciente se presentó en diciembre del 2024, tuvo un flujo de energía de 213 kW/m (Figura 9F). Esto resalta que, aunque la energía total es proporcional a la altura significativa, al multiplicarla por la velocidad de grupo se obtiene el flujo de energía, el cual determina la cantidad de energía transportada hacia la costa, siendo esta considerable en el sur de la *CPC*, según reportan Eelsalu *et al*. (2024).

Finalmente, los períodos de retorno muestran que los oleajes con *Hs* menores a 1.4 m son más frecuentes en el oleaje *swell* primario (Tr = 1 año), mientras que el Wind wave tiene un período de retorno cercano a 3 años para las mismas alturas. El oleaje *swell* primario puede alcanzar hasta 1.8 m en eventos con períodos de retorno mayores a 70 años, mientras que el Wind wave se limita a 1.6 m para este rango temporal (Figura 9E).

Los eventos extremos asociados a procesos remotos han mostrado un aumento en los últimos años, lo que indica que el oleaje *swell* primario tiene una mayor influencia sobre isla Gorgona en comparación con los eventos locales (Figura 9C). No obstante, los datos muestran un periodo de menor oleaje entre 1980 y mediados de los años 90's, con una intensificación desde esa época hasta el reciente, especialmente para el Swell primario, indicando unos ciclos que requieren mayor evaluación. Los eventos de *swell* primario pueden durar hasta 14 días, mientras que los eventos locales son más cortos, con un promedio menor a 3 días, debido a la naturaleza transitoria de los vientos locales (Figura 9D).

Se identificaron 971 eventos extremos en los 44 años analizados (Figura 9D), de los cuales 9 eventos superaron una semana de duración, clasificados como oleaje persistente. Además, 25 eventos duraron entre 4 y 7 días, de los cuales 8 ocurrieron en los últimos 15 años. Estos eventos tuvieron alturas entre 1.09 y 1.29 metros y períodos de 4.3 a 13.3 segundos. El más reciente se presentó en diciembre del 2024, tuvo un flujo de energía de 213 kW/m (Figura 9F). Esto resalta que, aunque la energía total es proporcional a la altura significativa, al multiplicarla por la velocidad de grupo se obtiene el flujo de energía, el cual determina la cantidad de energía transportada hacia la costa, siendo esta considerable en el sur de la *CPC*, según reportan Eelsalu *et al*. (2024).

Finalmente, los períodos de retorno muestran que los oleajes con *Hs* menores a 1.4 m son más frecuentes en el oleaje *swell* primario (Tr = 1 año), mientras que el Wind wave tiene un período de retorno cercano a 3 años para las mismas alturas. El oleaje *swell* primario puede alcanzar hasta 1.8 m en eventos con períodos de retorno mayores a 70 años, mientras que el Wind wave se limita a 1.6 m para este rango temporal (Figura 9E).





Evaluación de tensores y propuestas para la recuperación del recurso hídrico en las cuencas de los ríos Aracataca y Fundación en la Sierra Nevada de Santa Marta

Las cuencas de los ríos Aracataca y Fundación se encuentran en la vertiente occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta y descargan sus aguas al que es considerado el humedal costero más importante de Colombia, la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) (Vilardy-Quiroga, 2009; (Figura 10). Así pues, las descargas de estos ríos, junto con los aportes derivados del río Magdalena y el intercambio de agua con el mar Caribe, a través de Boca de la Barra, juegan un rol importante en el mantenimiento de las funciones ecológicas del humedal.

Se evaluó la cantidad y la calidad del agua superficial en épocas climáticas contrastantes de la región, así como los cambios asociados con las transformaciones en el uso del suelo. Para el recurso hídrico subterráneo, se optó por elaborar un modelo hidrogeológico conceptual con el objetivo de comprender, la procedencia de las aguas en el acuífero, así como su posible contaminación por nutrientes o el ingreso de la cuña salina. Finalmente, se empleó el marco DPSIR para evaluar los tensores asociados al recurso hídrico y plantear potenciales medidas de manejo para las cuencas de estudio.

La precipitación en la región presenta una marcada estacionalidad, con dos temporadas secas (diciembre-marzo y junio-agosto) y dos temporadas lluviosas (abril-mayo y septiembre-noviembre). Estas variaciones se explican por la migración latitudinal de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), el transporte de humedad a través de la Corriente de Viento de Bajo Nivel del Caribe (CLLJ, por sus siglas en inglés) y el paso de perturbaciones tropicales asociadas a frentes fríos y anticiclones subtropicales (Wang y Enfield, 2007; IDEAM, 2023).

En cuanto a los cambios en el uso del suelo en las cuencas estudiadas, entre 2002 y 2023, se identificó una disminución del 9 % (35.404 ha) en las áreas dedicadas exclusivamente a la ganadería y del 5,5 % (21.483 ha) en el uso silvopastoril. Parte de esta reducción se atribuye a la transición hacia sistemas agrosilvopastoriles, que aumentaron un 5,1 % (20.017 ha), y hacia sistemas agroforestales, que crecieron un 9,3 % (36.497 ha). En términos generales, además del predominio de áreas agrícolas y boscosas y el crecimiento de zonas urbanas, se evidenció una reducción en las superficies de agua. Esta disminución podría estar relacionada con procesos de desecación o alteraciones hidrológicas provocadas por la expansión agrícola, la urbanización y, posiblemente, la transformación del uso del suelo en áreas cercanas a cuerpos hídricos.

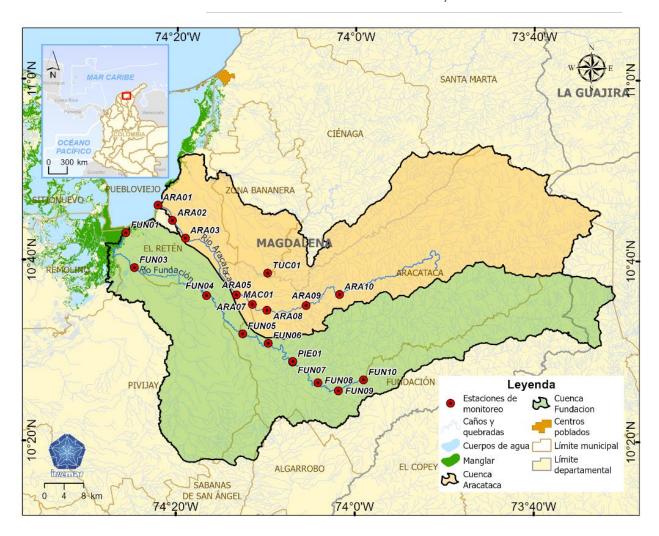
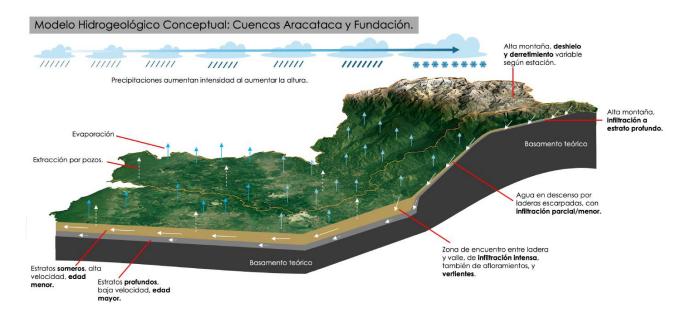


Figura 10. Cuencas de los Ríos Aracataca y Fundación: Estaciones de Monitoreo Hídrico Superficial

En las cuencas estudiadas, el recurso hídrico superficial presentó una alta variabilidad estacional y espacial en los caudales, con reducciones significativas en los tramos donde se evidencian captaciones para uso agrícola, superando el 60% en algunos sectores. Asimismo, se identificaron problemáticas relacionadas con captaciones no reguladas y deficiencias en las infraestructuras de captación y medición de los canales de riego. En términos de calidad, las mayores concentraciones de nutrientes se registraron en la cuenca baja donde se encuentran las mayores extensiones de áreas agrícolas, especialmente durante la temporada seca, mientras que en las épocas lluviosas se observaron altos niveles de coliformes cerca de centros poblados, lo que evidencia contaminación por aguas residuales domésticas y agrícolas.

El modelo hidrogeológico conceptual del sector sur del acuífero Ciénaga-Fundación (Figura 11) indicó que este es un acuífero semiconfinado compuesto por aguas modernas, con un periodo de recarga estimado entre 1965 y 1970, y tiempos de residencia cortos. El acuífero presenta dos capas principales: una capa superficial, recargada por precipitaciones en el piedemonte de la Sierra

Nevada de Santa Marta (SNSM), y una capa más profunda, alimentada por deshielos y lluvias en las zonas altas. En esta área no se encontraron indicios de salinización ni infiltración de nitratos.



Valle, principalmente agrícola/bananera, zona de flujo subterráneo separado/aislado del superficial, salvo en las riberas y en sectores de bosque en los que existe capacidad efectiva de interesión.

Figura 11. Modelo hidrogeológico conceptual del acuífero Ciénaga Fundación.

El análisis de las problemáticas de las cuencas se llevó a cabo bajo el enfoque DPSIR (Fuerzas Motrices, Presiones, Cambios de Estado, Impactos y Respuestas, por sus siglas en inglés; Figura 12). Entre las fuerzas motrices se destacan actividades como la agricultura y la ganadería, mientras que las presiones incluyen el uso intensivo de agroquímicos, los vertimientos de aguas residuales y la deforestación. Estas presiones generan cambios de estado, como el incremento de nutrientes en los cuerpos de agua, la contaminación microbiológica y la disminución de caudales, lo que deriva en impactos que incluyen la afectación de los medios de subsistencia, disminución de la productividad agrícola, aumento en los riesgos socio-naturales y aumento en los costos y complejidad asociados al tratamiento del agua para consumo humano.

Para abordar estas problemáticas, se plantean varias respuestas. Entre ellas, se propone fomentar la agricultura sostenible mediante la implementación de riego eficiente, la zonificación agroecológica y prácticas como la permacultura y el control biológico de plagas. Además, se destaca la importancia de la educación y concientización, a través de capacitaciones en tratamiento de aguas y campañas sobre el manejo de residuos y el uso responsable del agua. En términos de infraestructura sanitaria, se recomienda la expansión de sistemas de alcantarillado y tratamiento de aguas residuales, así como la instalación de biodigestores en zonas rurales. Para mitigar riesgos, se sugiere la recuperación de humedales, la captación de agua lluvia y la implementación de medidas legales, como acuerdos de uso adaptativo del agua, incentivos por servicios ambientales, monitoreo de caudales y la creación de sistemas de alerta temprana.

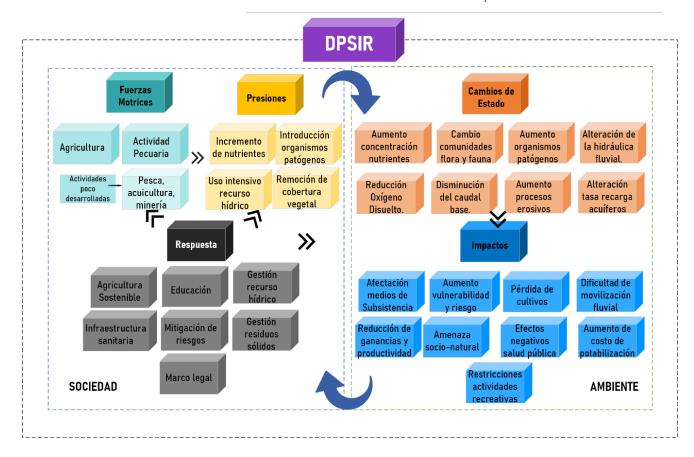


Figura 12. Diagrama DPSIR: Fuerzas motrices (D), presiones (P), cambios de estado (S), impactos (I) y respuestas (R) identificados para el área de estudio.



Estado de la línea de costa

Monitoreo del departamento del Magdalena, caso de estudio Sector Salguero

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

Definición e importancia del indicador

Es una medida de los procesos de erosión y acreción en Playa Salguero, la información se presenta de dos formas: 1. Los cambios de la línea de costa, 2. Variación del volumen de sedimentos de playa. Este indicador contribuye al conocimiento de los procesos causantes de la erosión costera, la identificación de sectores mayormente afectados y la formulación de medidas de intervención que mejor se adapten a las condiciones ambientales de este sector del departamento del Magdalena.

La tasa de regresión lineal (LRR) es un resultado que muestra para cada transecto medido, la tendencia general de los cambios de la línea de costa, asociados a erosión/acreción y se expresa en unidades de m/año. En cuanto, a la variación del volumen de sedimentos estos se obtienen a partir de modelos digitales de terreno de la playa, y los valores son expresados en unidades de m³.

Fuente de los datos e información

La fuente de datos corresponde a mediciones en terreno mediante tecnología GNSS

Periodo reportado

Para el sector de Playa Salguero el periodo de análisis es 2017 - 2024.

Interpretación de los resultados

• Cambios de la línea de costa

El análisis de la serie histórica de líneas de costa de los últimos 7 años, muestra que Playa Salguero mantiene la tendencia de mayor afectación por erosión costera en la zona sur, entre el espolón de la calle 29 y el cerro Punta Gloria. Este fenómeno impacta el 60% de la línea de costa, mientras que los procesos de acreción se distribuyen hacia la parte norte, donde la desembocadura del río Gaira tiene influencia directa (INVEMAR, 2024).

La variación morfológica de la costa, indica una relación con la ubicación de las obras de protección costera construidas en el 2023, las cuales favorecen la retención de sedimentos en la parte norte y generan un déficit en la recuperación natural de la playa en la parte sur. La tasa promedio de erosión costera es de -1,5 m/año, con un intervalo entre -2,1 y -0,1 m/año, lo que refleja una leve disminución con respecto al promedio de 2023 (-1,6 m/año). Por su parte, la tasa de acreción varía entre 0,05 y 5,1 m/año, alcanzando un promedio de 1, 6 m/año (Figura 13)

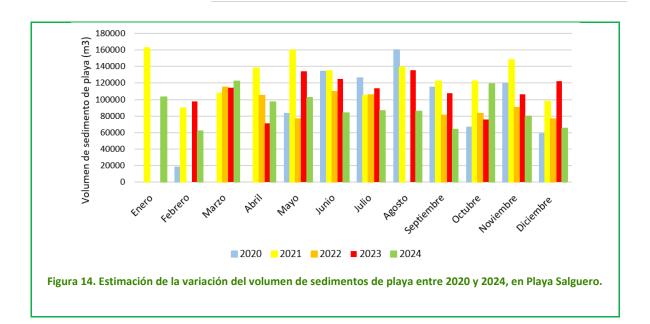


Volumen de sedimentos

Figura 13. Tendencia general de la línea de costa entre junio 2017 y diciembre 2024 en Playa Salguero.

Entre 2020 y 2024, Playa Salguero ha registrado variabilidad en el volumen de sedimentos, lo cual está relacionado con las condiciones morfodinámicas propias de cada temporada climática (Figura 14). El promedio de la serie de datos calculados en los últimos 5 años fue de alrededor de los 100.000 m3. Específicamente, para el año 2024, la variación mensual del volumen de sedimentos estimado para el primer trimestre fue en promedio de 96.000 m³, indicativo de una leve disminución con respecto al promedio general.

En el segundo trimestre, Playa Salguero registró un promedio de 94.000 m³ de sedimentos y una disminución para este periodo, este patrón se mantuvo en el tercer y último trimestre. La cantidad de sedimentos en Playa Salguero ha tenido una variación mensual, siguiendo un patrón similar al observado en años anteriores. Esto sugiere estar relacionado con los cambios naturales que ocurren en la región Caribe de Colombia según las estaciones del año. Las obras de protección costera han dividido la playa y alterado el movimiento natural de los sedimentos a lo largo de la costa, a pesar que su finalidad es generar la estabilidad y recuperación del depósito los datos indican que la cantidad de arena disponible en la playa están por debajo del promedio anual de los últimos cinco años.



Por otra parte, en el marco del monitoreo de la erosión costera entre INVEMAR y la Corporación Autónoma Regional del Magdalena (CORPAMAG), se continuó con el seguimiento de la evolución morfológica de las playas. Durante este proceso, se observó que el sector Boca de la Barra ubicado entre el Km 54-55 de la vía Ciénaga-Barranquilla, presenta condiciones críticas por el efecto de la erosión costera, alcanzando retrocesos de hasta 30 m en el ancho de la playa, y un evidente desequilibrio morfodinámico de la costa (Figura 15). Como medida para controlar esta problemática, se está llevando a cabo la elaboración del Estudio de Impacto Ambiental (EIA) para la construcción de un espolón en T, bajo la iniciativa de la empresa PROMIGAS. En cuanto a otros sectores, como Los Cocos se mantuvo la estabilidad morfológica de la playa, mientras que, en Ciénaga y Costa Verde se evidenciaron ganancias de la playa, lo cual está relacionado con las medidas de protección costera adelantadas en los últimos años.

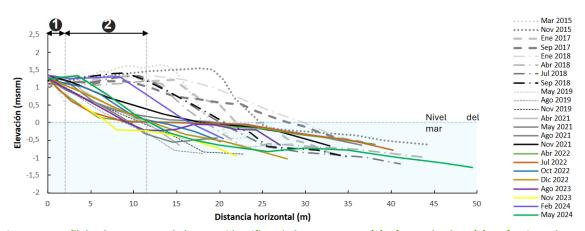


Figura 15. Perfil de playa en Boca de la Barra identificando la zona trasera (1) y frente de playa (2). La franja azul corresponde a la zona sumergida del perfil.



Erosión costera en el departamento del Atlántico, punta Sabanilla a ciénaga Mallorquín

El INVEMAR y la Corporación Autónoma Regional del Atlántico (CRA), avanzaron en el conocimiento de la erosión costera en el departamento del Atlántico y la identificación de alternativas para mitigar este fenómeno en la Ciénaga de Mallorquín. Lo anterior en el marco del proyecto "Generación de información técnico-científica como soporte a la gestión ambiental de la Corporación Autónoma Regional del Atlántico - CRA en la zona costera del departamento del Atlántico (INVEMAR-CRA, 2024). Para el análisis de la dinámica morfológica se calcularon las tasas de erosión a lo largo de la línea de costa entre la Ciénaga de Mallorquín y Punta Sabanilla, para el periodo comprendido entre noviembre de 2023 y noviembre de 2024.

En cuanto a la espiga litoral que protege la ciénaga, se registraron valores de cambio por acreción >100 m/año, asociados a la dinámica morfológica en la parte suroeste de la costa en el punto de conexión entre esta geoforma y la barra litoral. Sin embargo, en la parte media y norte de la espiga, los valores de retroceso oscilaron entre -0,95 y -295 m/año. En general, la espiga presentó una tendencia a los procesos erosivos, con un promedio general de -17 m/año (Figura 16A).

Por su parte, en la barra litoral frente a la ciénaga Mallorquín, se identificaron cambios en la parte oeste, que tienen relación con la dinámica morfológica entre las conexiones entre el mar y el cuerpo de agua. Los valores de erosión alcanzaron magnitudes entre -0,11 y -14 m/año, y se muestra una tendencia general de la barra a los procesos erosivos. El promedio fue de -2 m/año, indicativo de un menor dinamismo geomorfológico con respecto a la espiga litoral (Figura 16B).

Por último, a lo largo de la línea de costa entre la ciénaga Mallorquín (limite oeste) y Punta Sabanilla, predominan los procesos de erosión con tasas entre -0,5 m/año a -45 m/año, exacerbados hacia la costa contigua a la desembocadura del arroyo León y decrecen en dirección a la ciénaga Manatíes. En contraste, en la playa de Punta Sabanilla se registraron procesos de acreción con valores de hasta 23 m/año, indicativos de la dinámica del transporte de sedimentos sobre esta Punta. En general, la línea de costa está presentando una tendencia a la erosión costera, con una tasa promedio de -9 m/año (Figura 16).

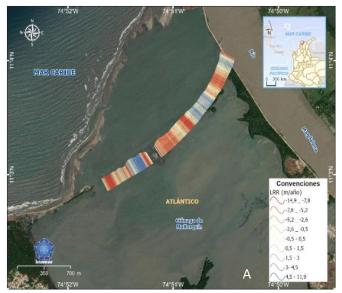






Figura 16. Resultados del seguimiento a la erosión costera entre Punta Sabanilla y la ciénaga Mallorquín, período 2023-2024.

Seguimiento a los cambios en la línea de costa del departamento de Córdoba

Desde 2014, la colaboración entre INVEMAR y la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge (CVS) ha centrado sus esfuerzos en el seguimiento de la erosión costera en el departamento de Córdoba. En el año 2024, los esfuerzos de monitoreo se afianzaron en estudiar las variaciones de la línea de costa en las 11 localidades establecidas (Tabla 4), empleando una metodología que combina la participación comunitaria, el uso de tecnologías de Sistema de Navegación Global por Satélite (GNSS) y los Sistemas de Información Geográfica (SIG). Estas actividades han tenido como finalidad, contribuir al monitoreo de los procesos de erosión costera y la identificación de las estrategias de mitigación propuestas por las comunidades locales. El compromiso continuo de la CVS e INVEMAR refleja una estrategia integral para proteger y conservar las costas de Córdoba.

Tabla 4. Localidades seleccionadas para el monitoreo de la erosión costera en el departamento de Córdoba

MUNICIPIO	LOCALIDAD		
Los Córdobas	Minuto de Dios - Puerto Rey		
	Brisas del Caribe		
Puerto Escondido	El Hoyito		
	El Bolivitar		
Moñitos	Santander de la Cruz		
	Moñitos (Cabecera Municipal)		
	La Rada		
San Bernardo del Viento	Brisas del mar		
	Los Tambos		
	La Y		
San Antero	Playa Blanca		

El análisis departamental y por localidades de la erosión costera evidenció que se mantiene la tendencia a los procesos de retroceso de la línea de costa, especialmente en las localidades que históricamente han estado afectadas por el fenómeno. Este es el caso de El Minuto de Dios, Puerto Rey, La Rada, y Santander de la Cruz, donde actualmente hay afectaciones a la infraestructura y una amenaza a los medios de sustento de las comunidades. Por ejemplo, las localidades de Puerto Rey y Santander de la Cruz presentan retrocesos acelerados, del orden de los -3,3 m/año y -1,78 m/año respectivamente (Figura 17), lo cual resalta la necesidad de implementar medidas de mitigación para la erosión costera (INVEMAR-CVS, 2024).

Por otra parte, en las localidades de Playa Blanca y El Bolivitar las tasas de erosión corresponden a -0,14 m/año y -1,05 m/año, respectivamente (Figura 17). Las localidades de El Hoyito, Los Tambos, La Ye y Brisas del Mar presentan mejores condiciones del estado de las playas, lo que ofrece una oportunidad de replicar prácticas de manejo costero exitosos de estas áreas. En general, en las localidades de estudio la información analizada evidencia la sensibilidad de la costa cordobesa frente a las intervenciones humanas y las variaciones climáticas estacionales (INVEMAR-CVS, 2024).

Los resultados del monitoreo durante 2024, se complementaron con acciones de seguimiento en el marco del convenio CVC 100 - 2024, suscrito entre la Corporación Autónoma del Valle del Cauca (CVC) e INVEMAR, con el objetivo de Comprender los procesos físicos y mecanismos en el sistema hidro-sedimentológico en las bahías de Buenaventura y Málaga y su influencia en áreas prioritarias del litoral, para generar alternativas efectivas para la protección costera (INVEMAR-CVC, 2024). Específicamente, en el marco de las actividades de monitoreo de la morfodinámica del litoral, se buscó entender la relación de los procesos hidrodinámicos con la morfología costera. Para ello, se realizaron mediciones mensuales de la línea de costa, modelos de elevación del terreno y oleaje en los meses de marzo y octubre de 2024, en ambos costados de la boca de la bahía de Buenaventura (La Bocana, Piangüita y Punta Soldado).

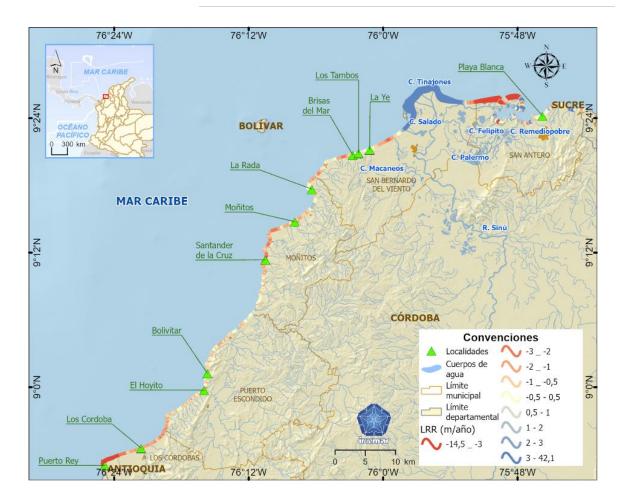


Figura 17. Distribución espacial de las tasas de cambio de línea de costa en Córdoba, periodo 1985 a 2024.

Punta Soldado

Entre marzo y diciembre de 2024, la evolución mensual de la línea de costa en Punta Soldado mostró desplazamientos negativos máximos de -15,2 m (marzo-abril) y mínimos de -7 m (octubre-noviembre). Los periodos junio-julio y agosto-octubre registraron las tasas máximas de erosión, con medias de -3,17 m y -0,98 m/mes, respectivamente, reflejando una heterogeneidad en los cambios costeros. Se destaca el sector norte, donde se encuentra la base militar de la Armada, con retrocesos de hasta -14,4 m y un estado de riesgo de esta infraestructura estratégica, dado el proceso de ruptura en el extremo norte de la isla barrera (Figura 18).

La Bocana

El análisis intraanual en La Bocana evidenció que los periodos marzo-abril, mayo-junio y julio-agosto fueron dominados por procesos erosivos, mientras que junio-julio, octubre-noviembre y noviembre-diciembre por acumulación de sedimentos. En particular, mayo-junio registró la mayor intensidad erosiva, con una media de -7,49 m y una desviación estándar de 3,36 m. Por otro lado, junio-julio obtuvo la mayor acreción, con una media de 7,96 m y una desviación estándar de 3,23 m. El sector de Vista Hermosa es uno de los más vulnerables, al experimentar un máximo retroceso de -13,1 m (marzo-abril), en la mayoría de los periodos evaluados (Figura 19).

Piangüita

En Piangüita, mayo-junio fue el periodo de mayor erosión, con una media de -11,38 m y una desviación estándar de 10,87 m, seguido de abril-mayo con -4,13 m y 4,26 m, respectivamente. Por otro lado, junio-julio se destacó como el periodo de mayor acreción, con una media de 13,56 m y una desviación estándar de 11,57 m. Los periodos octubre-noviembre y noviembre-diciembre mostraron medias positivas menores (0,89 m y 2,63 m), indicativas de estabilidad (Figura 20).

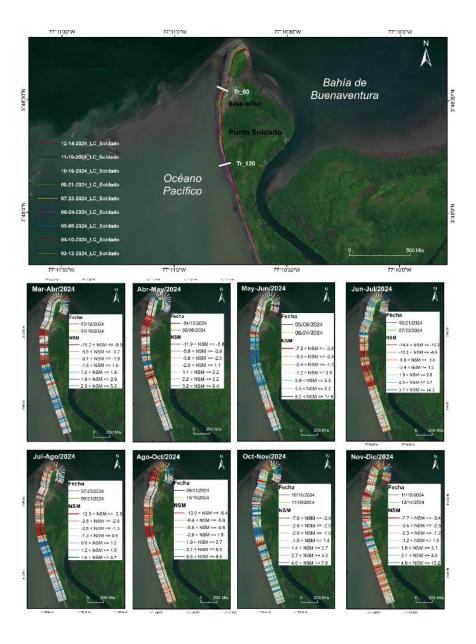


Figura 18. Evolución del movimiento neto de línea de costa en Punta Soldado durante 2024. El panel superior muestra la superposición de las líneas de costa a lo largo del año, mientras que el panel inferior detalla los análisis mensuales de las dinámicas de erosión y acumulación.

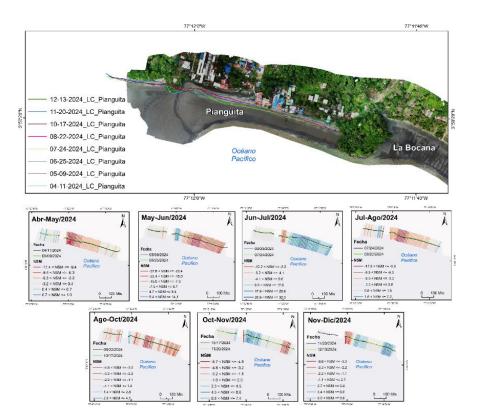


Figura 20. Evolución del movimiento neto de la línea de costa de Piangüita durante 2024. El panel superior muestra la superposición de las líneas de costa a lo largo del año, mientras que el panel inferior detalla los análisis mensuales de las dinámicas de erosión y acumulación.

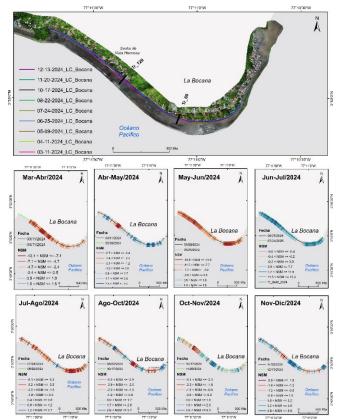


Figura 19. Evolución del movimiento neto de línea de costa en La Boca durante 2024. El panel superior muestra la superposición de las líneas de costa a lo largo del año, mientras que el panel inferior detalla los análisis mensuales de las dinámicas erosivas y acumulativas.

Esfuerzos para identificar las soluciones basadas en naturaleza - SbN - frente a la erosión costera

Las Soluciones basadas en Naturaleza (SbN) engloban acciones para proteger, restaurar y gestionar ecosistemas, brindando beneficios a la humanidad y la biodiversidad frente a desafíos como cambio climático, seguridad alimentaria, seguridad hídrica, pérdida de biodiversidad, entre otros (Cohen-Shacham et al., 2016; Seddon et al., 2016). Las SbN abarcan diversos enfoques, dentro de los cuales se encuentra la Adaptación basada en Ecosistemas (AbE), la cual emplea el uso de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, como parte de una estrategia general de adaptación frente a los impactos adversos del cambio climático.

Identificación de alternativas en el departamento del Atlántico

A partir de la información recopilada en dos talleres realizados con actores comunitarios y expertos temáticos, se presentaron diferentes acciones orientadas a la mitigación de la erosión costera. El principal enfoque identificado fue hacia Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN), en el que tiene representatividad el aprovechamiento de los servicios ecosistémicos para fortalecer la implementación de acciones con la naturaleza, y, por otra parte, se destaca el uso inteligente de la infraestructura gris ya establecida en el área de estudio (INVEMAR-CRA, 2024). En esta última, toma relevancia la posibilidad de considerar nuevas obras en puntos estratégicos de la costa (Figura 21 y Tabla 5).

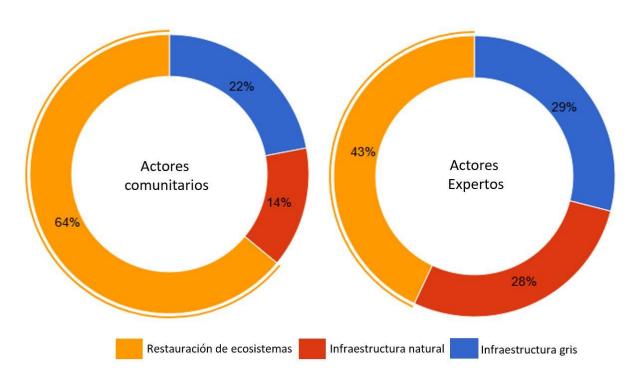


Figura 21. Enfoque de las soluciones identificadas en el área entre punta Sabanilla y la ciénaga de Mallorquín.

Tabla 5. Resultado de los talleres de identificación de alternativas para el departamento del Atlántico

Alternativa	Tipo de enfoque	Área de interés	
Siembra de manglar	Restauración de ecosistemas	Barra litoral, espiga litoral	
Restauración de dunas	Restauración de ecosistemas	Barra litoral, espiga litoral	
Trampas de sedimentos con estructura en madera náufraga	Infraestructura natural	Espiga litoral, barra litoral	
Uso de sedimentos de dragado	Restauración de ecosistemas	Espiga litoral	
Restablecimiento de flujos hídricos en canales secundarios	Restauración de ecosistemas	Laguna costera, barra litoral	
Restablecimiento de flujos hídricos a través del tajamar occidental	Infraestructura gris	Desembocadura río Magdalena	
Rompeolas unidos a tierra o espolones en forma de T	Enfoque relacionado con infraestructura o híbrido	Barra litoral	

Identificación de alternativas en el departamento de Córdoba

Con la finalidad de avanzar en la identificación de alternativas para localidades afectadas en la zona costera del departamento de Córdoba, se realizó un taller con actores institucionales y comunitarios, donde se analizaron alternativas de manejo frente a la erosión costera. El objetivo del taller fue identificar medidas de control y adaptación, con énfasis en estrategias de mitigación que respondan a las necesidades específicas de las localidades monitoreadas.

El taller consistió en un espacio de diálogo donde se expusieron las experiencias y principales problemáticas relacionadas con la erosión costera en las localidades priorizadas. Además, del análisis de los impactos socioeconómicos, ambientales y la infraestructura, de igual manera las obras ejecutadas y las posibles soluciones o proyectos futuros. En la **Tabla 6**, se resumen las propuestas que resultaron del taller.

Tabla 6. Resultado de los talleres de identificación de alternativas para el departamento de Córdoba

Alternativa	Tipo de enfoque	Área de interés
Arrecifes artificiales	Enfoque relacionado con infraestructura o híbrido	Playa Blanca, Los Tambos, La Ye y Brisas del Caribe
Protección de rondas hídricas	Medidas no estructurales	Sistemas de drenaje principales y secundarios
Estabilización de taludes	Restauración de ecosistemas	El Minuto de Dios y Puerto Rey
Control con vegetación	Restauración de ecosistemas	
Mantenimiento de obras existentes	Enfoque relacionado con infraestructura o híbrido	El Minuto de Dios y Puerto Rey
Instrumento de planificación	Medidas no estructurales	El Minuto de Dios y Puerto Rey

Identificación de alternativas en el departamento del Valle del Cauca

Para abordar el análisis de alternativas en el Convenio 100-2024, se desarrollaron tres aspectos: 1. caracterización, 2. identificación de alternativas y 3. modelación. El primero consistió en la generación de información física, en los componentes climáticos, hidrodinámicos y morfodinámicos para la caracterización de la zona de estudio. El segundo aspecto, en talleres participativos con las comunidades locales, instituciones ambientales, técnicos y expertos temáticos (Figura 22). Por último, se llevaron a cabo modelaciones oceanográficas que incluyeron seis escenarios representativos de los regímenes de oleaje medio y extremo (INVEMAR-CVC, 2024). Para efectos de este aparte se hace énfasis en el proceso participativo de las comunidades y la construcción con las instituciones.

La realización de los talleres denominados curso-taller y concertación, cada uno desde su objetivo se enfocaron en identificar alternativas de solución frente a la erosión costera, destacando la importancia de un enfoque integral y adaptado a las características específicas de cada localidad. El curso-taller con participación comunitaria y de las entidades en el grupo de interés, subrayó que las intervenciones deben considerar factores como la geomorfología, la disponibilidad de sedimentos y los patrones de uso del suelo, además de resaltar que las soluciones no son transferibles entre playas. De igual manera, la relevancia del monitoreo continuo, con la participación de comunidades, lo que permite integrar sus conocimientos tradicionales con la información técnica, aumentando la efectividad y sostenibilidad de las soluciones a largo plazo.

El taller de concertación, permitió discutir las SbN para los ecosistemas marinos-costeros y resaltar la necesidad de incorporar la gestión de riesgos meteo-marinos y los efectos del cambio climático en los planes de ordenamiento territorial. En general, los talleres resaltan la necesidad de un abordaje que combine el conocimiento local, la investigación científica y la participación de las comunidades para generar soluciones efectivas y sostenibles frente a la erosión costera, considerando también los escenarios futuros derivados del cambio climático.





Figura 22. Talleres participativos con actores comunitarios y expertos. A) espacio de diálogo e identificación de alternativas. B) Salida de campo en las localidades de estudio.

Fondos Marinos

La exploración de los fondos marinos mediante tecnologías acústicas avanzadas ha permitido obtener información con mayor detalle y precisión de estos ambientes revelando características importantes que antes resultaban inaccesibles. Estas investigaciones resultan esenciales ya que los fondos marinos poseen características únicas que albergan diversos ecosistemas y especies, muchas de las cuales siguen siendo poco conocidas. El estudio de su geomorfología y dinámica no solo permite comprender la evolución de los ecosistemas que dependen de ellos, sino también predecir la distribución de hábitats y especies, y evaluar los posibles impactos de procesos naturales o actividades humanas en estos entornos. En este sentido, la recopilación de datos geológicos y geomorfológicos de los fondos marinos resulta indispensable para establecer una línea de base que oriente las decisiones sobre la gestión, protección y conservación de estos ecosistemas, garantizando su preservación a largo plazo. Además, este conocimiento permite realizar diagnósticos más precisos y cuantificar mejor los recursos presentes en estas áreas, como los de petróleo y gas. En el contexto de la transición energética, entender la morfología y condiciones del fondo marino es crucial, especialmente para el desarrollo de campos eólicos marinos. La estabilidad de la infraestructura eólica y la optimización de la generación de energía renovable dependen de esta información, lo que favorece una transición energética más sostenible y asegura una gestión ambiental marina más eficiente. De esta manera, se promueve un equilibrio entre la explotación de recursos y la conservación de los ecosistemas marinos.

Ensenada de Puerto Velero, Atlántico

En el año 2024, se llevó a cabo el estudio de los fondos marinos someros en la Ensenada de Puerto Velero, ubicada en la franja costera del departamento del Atlántico (norte del Caribe colombiano), con el fin de identificar y determinar la extensión de ecosistemas coralinos en la zona. Para este propósito, se empleó el sistema de adquisición acústica SES2000 - Sidescan Extension con una frecuencia de 100 kHz. La adquisición se llevó a cabo siguiendo un arreglo de 71 perfiles paralelos con azimut 320°. Este estudió permitió generar un modelo batimétrico del área y un mosaico de sonar de barrido lateral (Figura 23). El modelo de profundidad muestra una morfología del fondo irregular con profundidades que oscilan entre los -1,08 metros en las áreas someras, ubicadas en la parte norte y cercanas a la costa, y los -11,13 metros en las zonas más profundas, situadas en el centro y sur del área. En el mosaico, específicamente en el sector suroriente, se identificó un área de aproximadamente 450 m², con patrones de alta reflectividad del fondo en profundidades que varían entre -1,5 m y 7 m. Estas variaciones se presentan de manera dispersa, formando parches aislados y zonas irregulares, características propias de las estructuras coralinas (Blondel y Murton, 1997). Estas anomalías fueron validadas mediante observación directa por buceo, lo que confirmó la presencia de dicho ecosistema, con la identificación de aproximadamente 10 especies diferentes de corales en el fondo de la ensenada de Puerto Velero (INVEMAR-CRA, 2024).

Plataforma continental en el sector de Galerazamba, entre Santa Verónica y Punta Canoas

Para garantizar el crecimiento sostenible del sector energético en áreas de interés costa afuera en Colombia, resulta crucial llevar a cabo estudios de línea base ambiental que proporcionen información detallada sobre las características del fondo marino. Estos estudios permiten caracterizar los rasgos morfológicos, evaluar su estabilidad e identificar posibles zonas de riesgo; proporcionando datos clave para la planificación de actividades. Además, proporcionan la base necesaria para diseñar estrategias que minimicen el impacto ambiental, protejan la biodiversidad y los ecosistemas marinos presentes, garantizando así una aprovechamiento responsable y sostenible de los recursos. De acuerdo con lo anterior, se llevó a cabo el estudio de la morfología submarina mediante la adquisición batimétrica de alta resolución, implementando el sistema Multihaz Geoswath 4R en la zona offshore de Galerazamba, entre Santa Verónica y Punta Canoas. Esta

investigación se desarrolló en el marco del contrato celebrado entre el Instituto de Investigaciones Marinas y costeras INVEMAR y la Agencia Nacional de Hidrocarburos ANH; como apoyo al crecimiento sostenible del despliegue de energías marinas en áreas de interés costa afuera — Caribe colombiano, mediante el levantamiento y análisis de información de línea base ambiental (Vides M., E. Barrios y D. Alonso (Eds.)., 2024).

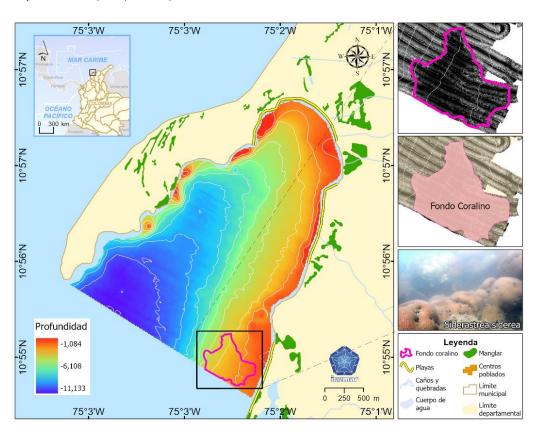


Figura 23. Modelo batimétrico del sector de Puerto Velero, mostrando el polígono con anomalías en los patrones de reflectividad del fondo, indicativas de la presencia de fondos coralinas.

El análisis detallado de las condiciones morfológicas del fondo basado en la adquisición de 20 transectas batimétricas, permitió diferenciar la plataforma y el talud continental como las dos principales provincias fisiográficas, dentro de las cuales se identificaron diversas formas del relieve que incluyen: fondos rocosos, estructuras diapíricas y volcanes de lodo, depresiones en el piso marino o pockmarks, complejos de diques y canales, entre otros (Figura 24).

Plataforma continental

Es la provincia fisiográfica que ocupa la mayor extensión abarcando aproximadamente 1500 km² en el polígono de estudio. Se extiende desde la línea de costa, con un quiebre gradual en la isobata de 70 m. En el sector de Punta Canoas, la plataforma es angosta, alcanzando aproximadamente 7 km. A medida que se avanza hacia el norte, en la zona de Galerazamba, la plataforma se ensancha hasta cerca de 30 km, mostrando un desarrollo más amplio. Posteriormente, de nuevo reduce su amplitud alcanzando 5 km en el sector de Morro Hermoso. Dentro de esta provincia, se diferenciaron las siguientes características geomorfológicas:

- Estructuras diapíricas: Son estructuras geológicas de tipo intrusivo formadas por el ascenso de sedimentos ricos en arcilla (Kopf, 2002) y cuya presencia genera deformaciones en el fondo marino. En la zona de estudio, se identifican diapiros de lodo con formas de domos, elevaciones de techos planas y crestas. Las longitudes de las crestas diapíricas varían entre 200 m mientras que sus anchos oscilan entre 30 y 50 m (Figura 25A). En el registro sonar de barrido lateral, muestran alta reflectividad con bordes bien definidos, contrastando con los sedimentos circundantes.
- ↓ Volcanes de lodo: Corresponden a estructuras cónicas que emergen del fondo marino con morfologías variables. Se presentan formas de domo, alargadas y con flancos subsidentes con diámetros de hasta 200 m y alturas de 3 a 5 m (Figura 25A). Su origen está relacionado con el diapirismo de lodo y presentan alta retrodispersión en el registro de barrido lateral, especialmente en su cráter central.
- Fondos rocosos (*Bedrocks*): Los fondos rocosos son formaciones continuas que sobresalen del fondo marino, con extensiones superiores a 250 m (FGDC, 2012), y que actúan como soporte para diversos organismos bentónicos (Harris y Baker, 2011). En el área de estudio, se extienden hasta 500 m y se elevan hasta 2 m por encima del fondo. También se observan bloques rocosos aislados de más de 4 m, con geometría variable, desde subangulosa hasta subredondeada. En el sonar de barrido lateral, los fondos rocosos se caracterizan por una alta reflectividad y una apariencia rugosa o granular (Figura 25B).
- → Depresiones o "Pockmarks": Corresponden a depresiones circulares en el fondo marino, que pueden llegar hasta 70 m de diámetro en la plataforma y 250 m en el talud. Se asocian con descargas repentinas de gas o fluidos, a menudo vinculadas a intrusiones diapíricas (Hovland and Judd, 1988). En el registro sonar de barrido lateral, se observan como estructuras de baja reflectividad en su fondo (Figura 25C).
- ♣ Plataforma interior somera: ubicada en la zona más cercana a la costa dentro de la plataforma continental con profundidades menores a 50 m, de pendientes suaves y topografía homogénea. Este sector de la plataforma alberga ecosistemas como pastos marinos y fondos arenosos, actuando como zonas de alta productividad biológica y transición entre ambientes costeros y marinos más profundos (Harris and Baker, 2011). En el registro de barrido lateral, este sector muestra áreas de baja a moderada retrodispersión indicativas de la presencia de pastos marinos (Figura 25D).

Talud continental

El talud continental cubre 350 km² y se extiende desde el límite de la plataforma continental hasta profundidades de -750 m en el extremo occidental y -490 m en el norte. Su morfología incluye depresiones, diques, canales, depósitos de transporte en masa y zonas escarpadas, reflejando la evolución del delta del río Magdalena. Los procesos deposicionales están dominados por corrientes de turbidez, deslizamientos y flujos de escombros (Romero-Otero *et al.*, 2015). En el sector norte del área de estudio, se observan canales estrechos y profundos, asociados a la desembocadura del río Magdalena, que forman un sistema complejo de diques y canales con longitudes de entre 2 y 7 km. Los depósitos de transporte en masa, asociados a estos sistemas, son generados por flujos gravitacionales y muestran geometrías lobulares. También se identifican escarpes con pendientes superiores a 35°, especialmente en áreas de quiebre de la plataforma, donde la pendiente es pronunciada y desciende abruptamente hacia el talud continental (Figura 25).

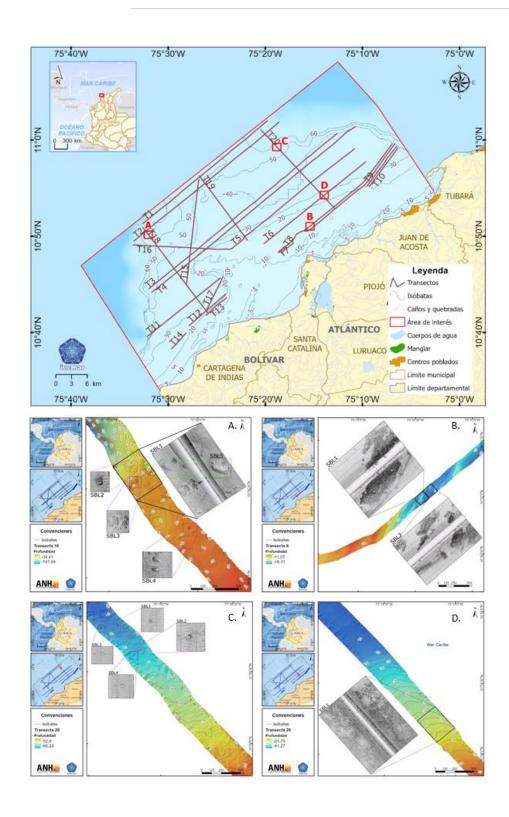


Figura 24. Mapa de localización de 20 transectas batimétricas y las principales formas del relieve identificadas en la plataforma continental del sector de Galerazamba, entre Santa Verónica y Punta Canoas.

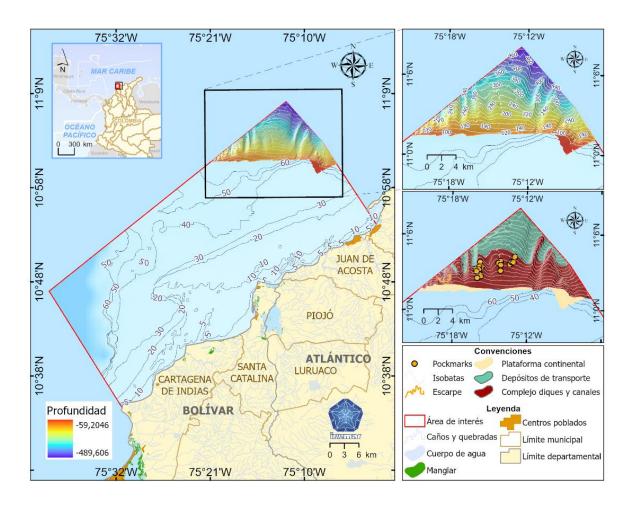


Figura 25. Mapa geomorfológico del sector norte del área que cubre el talud continental, interpretado partir de batimetría multihaz. Rango de profundidades que van desde -11 m hasta -1280 m. (Fuente de información batimétrica https://anh.invemar.org.co/).

SOLUCIONES TECNOLÓGICAS PARA EL ESTUDIO DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS.

Diseño y Desarrollo de un Prototipo de Cámara Sumergible para Exploración de Aguas Profundas.

El océano abisal, que abarca profundidades de 3000 a 6000 m y constituye el 54% de la superficie terrestre, es un entorno geológica, geoquímica y biológicamente diverso que incluye llanuras sedimentadas, fosas, montes submarinos y corrientes profunda (Marlow et al., 2022). Aunque está en gran parte inexplorado debido a su lejanía y profundidad, este ecosistema único ofrece claves fundamentales para entender procesos globales como el flujo de energía, la movilización química y la evolución de la vida. Es crucial para servicios ecosistémicos y enfrenta amenazas como la minería, la contaminación y el cambio climático, lo que resalta la importancia de priorizar su estudio para comprender mejor los procesos oceánicos globales (Marlow et al., 2022, Bicknell et al., 2016).

Estos entornos extremos, caracterizados por alta presión, baja temperatura, poca luz y escasez de nutrientes, albergan organismos adaptativos, de gran interés científico e industrial (Liang *et al.*, 2021). El avance en equipos de aguas profundas, como dispositivos de observación, muestreadores, sistemas de simulación y sumergibles, ha facilitado la exploración y el estudio de estos ecosistemas.

Sin embargo, se tienen las dificultades logísticas que implica el desplazamiento al lugar de despliegue, y el mantenimiento y cuidado de estos equipos (Bicknell *et al.*, 2016).

En respuesta a estas necesidades y requisitos técnicos, e inspirados por el prototipo de cámara de exploración construido por la National Geographic Society (Giddens *et al.*, 2021), En el Laboratorio de Instrumentación Marina – LabIMA, del Programa de Geociencias Marinas del INVEMAR, se realizó el diseño y fabricación de un prototipo de cámara sumergible con capacidad de inmersión de hasta 6.000 m de profundidad. El equipo desarrollado se compone principalmente de una esfera de vidrio de borosilicato diseñada para soportar estas profundidades, la cual cuenta con conectores eléctricos, y sensores de temperatura y presión externos acoplados en su estructura. Como elemento de grabación de vídeo, se utiliza una videocámara de alta definición Sony FDR-AX43A, ubicada en el interior de la esfera, y se cuenta con luces LED externas de alta potencia que iluminan el entorno mientras la cámara realiza las tomas programadas. Además, el equipo posee un sistema de liberación por corrosión galvánica que le permite retornar a la superficie una vez se hayan realizado las capturas, y un localizador satelital GPS y radio enlace RF para la recuperación de este cuando se encuentre flotando en la superficie. Se diseñó un sistema electrónico de control y alimentación con baterías que le brindan autonomía de hasta 4 horas y permiten que este funcione según la programación de la misión (Figura 26).

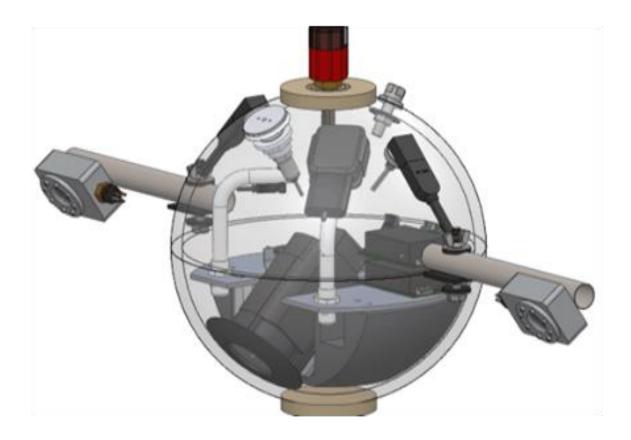


Figura 26. Diseño preliminar y distribución de componentes de la cámara submarina.

El desarrollo del prototipo responde a la necesidad de herramientas accesibles para explorar ecosistemas profundos, tradicionalmente limitados por los altos costos de tecnologías existentes como los vehículos operados remotamente (ROVs) y sistemas autónomos submarinos (AUVs). Este dispositivo busca cerrar brechas tecnológicas permitiendo la captura de imágenes y datos ambientales esenciales en hábitats submarinos remotos. La importancia de este tipo de herramientas radica en la necesidad de monitorear y entender los impactos del cambio climático y las actividades humanas en los ecosistemas marinos profundos, donde podrían encontrarse especies clave para la biodiversidad y la biotecnología.

El prototipo cuenta con un diseño modular, con posibilidad de integrar sensores o funcionalidades adicionales. Sus aplicaciones son diversas y abarcan desde el monitoreo de biodiversidad marina y la evaluación de impactos ambientales hasta el apoyo en la delimitación de áreas protegidas y la recopilación de datos para modelado climático (Figura 27).

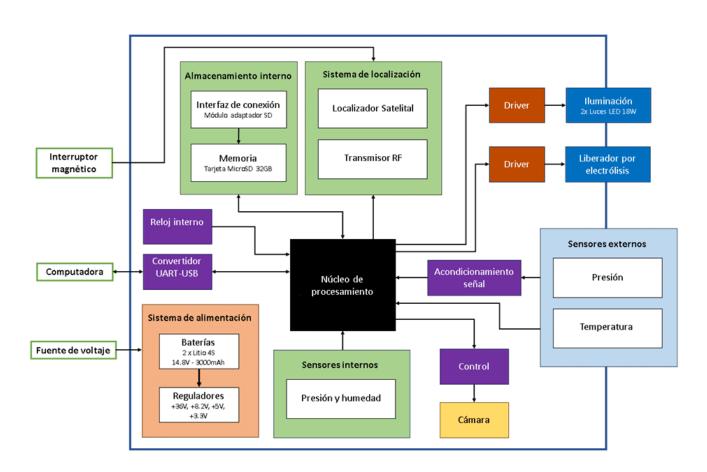


Figura 27. Diagrama de bloques del sistema de control.

Las pruebas realizadas, permitieron validar técnica y funcionalmente el prototipo desarrollado, logrando operar de manera efectiva en condiciones controladas y en pruebas de campo en el mar. La hermeticidad del sistema fue validada al mantener una presión interna estable durante períodos prolongados para garantizar su funcionamiento a grandes profundidades. Los sensores de presión y temperatura mostraron resultados precisos y consistentes. Mientras que la transmisión de coordenadas mediante el sistema GPS funcionó adecuadamente, facilitando la localización del equipo en superficie (Figura 28).







Figura 28. Equipo desplegado cerca de una zona de corales en inmediaciones del PNN Tayrona.



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

Las zonas marinas y costeras en Colombia ofrecen una amplia gama de servicios ecosistémicos y representan una ventaja competitiva para el desarrollo económico del país, sin embargo, están sometidas a diversas problemáticas ambientales, principalmente por la contaminación derivada de actividades socioeconómicas y la inadecuada disposición de residuos líquidos y sólidos. Entre ellos, los vertimientos de aguas residuales sin tratamiento, con una alta carga de contaminantes provenientes de fuentes puntuales y difusas que afectan la calidad del agua, los sedimentos y los ecosistemas asociados, degradando sus bienes y servicios ecosistémicos (INVEMAR y Minambiente, 2019; INVEMAR, 2024; Navas-Gallo *et al.*, 2024). Garantizar una buena calidad del agua es fundamental para la conservación de los ecosistemas marino-costeros y la preservación de sus servicios. Para ello, se requieren hacer seguimiento a los factores de presión ambiental, y hacer uso de herramientas que evalúen el estado de los cuerpos de agua, facilitando la implementación de medidas de protección del ambiente marino (INVEMAR, 2024). En este contexto, el ordenamiento del territorio basado en el agua es clave, dado que permite armonizar las actividades productivas con la protección de los recursos naturales, considerando las presiones ambientales y promoviendo un equilibrio entre el desarrollo y la sostenibilidad (DNP, 2024).

Con el objetivo de proveer información estadística anual sobre el estado del recurso hídrico marino y costero, se estimó el índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM, en sitios del Caribe y Pacifico colombianos donde fue factible registrar datos de las características fisicoquímicas y microbiológicas (Vivas-Aguas *et al.*, 2022), siguiendo los lineamientos de calidad del proceso estadístico bajo la norma técnica NTC PE 1000:2020, como operación estadística oficial certificada por el DANE. Los datos se obtuvieron de los muestreos realizados en el año 2023, 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", que se financian con recursos del BPIN Operaciones Estadísticas y el BPIN Misional (Resolución 0018 de 2023), además, de los acuerdos de cooperación técnica con algunas de las Corporaciones de los departamentos costeros.

La aplicación del ICAM permite evaluar y hacer seguimiento periódico a los cambios en la calidad del agua, en el marco del ordenamiento del recurso hídrico establecido en el Decreto 1076 de 2015

(Minambiente, 2015). A través de la generación de información ambiental base, el ICAM facilita la identificación de acciones de prevención, reducción y control para la conservación de los ecosistemas marino-costeros, contribuyendo así al cumplimiento del Plan Nacional de Desarrollo 2022-2026, que promueve el ordenamiento del territorio alrededor del agua y la justicia ambiental (DNP, 2024).

2. Índice de calidad de aguas marinas y costeras - ICAM

Definición e importancia del indicador

El ICAM 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, incorporando en su estructura el cálculo de variables de calidad del agua marino-costera orientados a fines de preservación de la flora y fauna (Vivas-Aguas, 2011; Castillo-Viana et al., 2022).

El ICAM solo se puede aplicar para aguas marinas y estuarinas, para lo cual se han definido las variables de acuerdo con el tipo de agua (Tabla 7) y representan según sus valores de aceptación o rechazo una calidad o condición del agua para la preservación de la flora y fauna, en función de los criterios de calidad nacionales o de valores de referencia internacionales (Vivas-Aguas *et al.*, 2022).

Tabla 7. Variables para el cálculo del ICAM de acuerdo al tipo de agua

Agua Marina			Agua Estuarina
1.	Oxígeno Disuelto (OD)	1.	Oxígeno Disuelto (OD)
2.	рН	2.	рН
3.	Nitratos (NO3)	3.	Nitratos (NO3)
4.	Ortofosfatos (PO4)	4.	Ortofosfatos (PO4)
5.	Sólidos Suspendidos (SST)	5.	Sólidos Suspendidos (SST)
6.	Demanda Bioquímica De Oxígeno (DBO)	6.	Demanda Bioquímica De Oxígeno (DBO)
7.	Coliformes Termotolerantes (CTE)	7.	Coliformes Termotolerantes
8.	Hidrocarburos Del Petróleo Disueltos Y Dispersos	8.	(CTE)
9.	Equivalentes de Criseno (HPDD)	9.	8. Clorofila A (CLA)

Fórmula de cálculo

Una vez obtenidas las mediciones de cada variable, se aplican las curvas de calidad para obtener los subíndices que arrojan un valor adimensional y que se integran a través la ecuación 1 de agregación para calcular el ICAM. Información adicional sobre el proceso metodológico para el cálculo se pueden observar en la ficha metodológica y en el documento metodológico del ICAM en https://icam-invemar.opendata.arcgis.com/ (<u>Vivas-Agua et al., 2022</u>; <u>Castillo -Viana et al.,2022</u>).

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

Donde,

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

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

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

$$ICAM =$$

$$\left[(X_{OD})^{0.16} x \left(X_{pH} \right)^{0.12} x (X_{SST})^{0.13} x \left(X_{DBO} \right)^{0.13} x \left(X_{CTE} \right)^{0.14} x \left(X_{HPDD} \right)^{0.12} x \left(X_{NO3} \right)^{0.09} x \left(X_{PO4} \right)^{0.13} \right]^{1} / \sum_{j=1}^{m} w_{j}^{0.12} \left(X_{DBO} \right)^{0.13} \left(X_{DBO} \right)^{0.13} \left(X_{DBO} \right)^{0.14} x \left(X_{HPDD} \right)^{0.12} x \left(X_{NO3} \right)^{0.09} \left(X_{DO4} \right)^{0.13} \right]^{1} / \sum_{j=1}^{m} w_{j}^{0.12} \left(X_{DBO} \right)^{0.13} \left(X_{DBO} \right)^{0.13} \left(X_{DBO} \right)^{0.14} x \left(X_{DBO} \right)^{0.$$

Nota: Si bien la estimación del ICAM incluye ocho variables, se puede aplicar la fórmula con un mínimo de seis variables, siguiendo el mismo procedimiento de cálculo; no obstante, la confianza del resultado sería solo del 70%.

2. Índice de calidad de aguas marinas y costeras - ICAM

Interpretación

El resultado se interpreta a través de una escala de valoración de cinco categorías de calidad definidas entre 0 y 100 (Tabla 8); Vivas- Aguas, 2011), las cuales representan el estado de un cuerpo de agua y su aptitud para la preservación de flora y fauna marina. Este resultado se complementa con información de contexto de los sitios evaluados.

Tabla 8. 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	

Fuente de los datos e información

Datos de los muestreos realizados por INVEMAR, en el marco de la operación estadística OE ICAM y la REDCAM, los cuales se encuentran almacenados en la base de datos de la REDCAM, un componente del Sistema de Información Ambiental Marina de Colombia (SIAM).

Periodo reportado

Año 2023.

Reporte o cálculo del indicador

Se presentan los resultados de la estimación del ICAM para el año 2023, de acuerdo con los criterios establecidos en la ficha metodológica de la OE-ICAM (<u>Vivas-Aguas *et al.*, 2022</u>) y siguiendo los lineamientos de la NTC PE 1000:2020. La información estadística anual se expresa en porcentajes de las categorías del índice, tanto a escala nacional como regional.

Interpretación de los resultados

Análisis Nacional

En la Tabla 9, se presenta el número de registros con el estado de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos, en los sitios donde fue factible registrar datos de las características fisicoquímicas y microbiológicas para la estimación del índice de calidad de aguas marinas y costeras con fines de preservación de fauna y flora - ICAM (Vivas -Aguas et al.,2022). A partir de los resultados obtenidos se presenta la información estadística anual, sobre el porcentaje de categorías de calidad del ICAM a escala departamental, regional y nacional.

Tabla 9. Número de registros del índice de calidad de aguas marinas y costeras con fines de preservación de fauna y flora- ICAM calculados por departamentos en la región Caribe y Pacífico y total nacional.

Región	Departamento	Categorías de calidad				Total	
region Departamento		Óptima	Adecuada	Aceptable	Inadecuada	Pésima	general
	Chocó	-	-	2	2	-	4
Pacífico	Valle del Cauca	1	6	1	4	-	12
	Cauca	1	3	1	1	-	6
	Total Pacífico		9	4	7	0	22
Caribe	San Andrés y Providencia	1	3	1	2	-	7
	Córdoba	-	7	3	1	-	11
	Sucre	1	1	-	2	-	4
	Bolívar	-	5	1	1	-	7
	Atlántico	-	4	2	2	-	8
	Magdalena	1	7	1	3	-	12
	La Guajira	-	14	-	2	-	16

2. Índice de calidad de aguas marinas y costeras - ICAM Total Caribe 3 44 13 17 1 78 Total nacional 5 53 17 24 1 100

A escala nacional, la calidad del agua marina y costera para el uso de preservación de flora y fauna en las estaciones de muestreo evaluadas en el año 2023, estuvo entre óptima y pésima calidad, con valores del ICAM entre 21,7 y 91,1. El 5,0% de las estaciones presentó óptima calidad del agua, el 53,0% adecuada, 17,0% aceptable, 24,0% inadecuada y 1,0% fue pésima (Figura 29 A; Vivas -Aguas et al.,2024).

Comparando estos resultados con los últimos cinco años (sin considerar el año 2020 que fue un muestreo atípico por la Pandemia del Covid-19), se observó a manera general una tendencia a la disminución de estaciones con mejor calidad del agua marina y costera (óptima y adecuada), pasando de 66,1% en 2018 a 52,4% en 2019 y que se mantuvo estable entre 2022 (58,3%) y 2023 (58,0%; Figura 29; Vivas - Aguas et al.,2024). Las estaciones con peor calidad (pésima e inadecuada) han venido en incremento en la tendencia, ya que mostró en 2018 un 16,6% y 21,4% en 2019, 26,9% en 2021 y 25,0% en 2022 y 2023, debido al aumento de la proporción de sitios con pésima calidad que se mantuvo en igual proporción en los últimos dos años (Figura 29 A y B; Vivas -Aguas et al.,2024).



Figura 29. Cambios históricos del ICAM A) Porcentaje (%) de estaciones de monitoreo de aguas marinas y costeras evaluadas con el índice ICAM entre 2018 y 2023. B) Tendencia en la proporción de las categorías de calidad en el periodo 2018 a 2023.

Por otro lado, se presentaron diferencias significativas (p=0,0001) entre los tipos de agua marina y estuarina, en promedio las aguas con características marinas presentaron ICAM de mejor calidad (75,13 ±15,79), en contraste con las estaciones con características de aguas estuarinas (56,16 ±17,78). Así mismo, los valores ICAM mostraron diferencia en la localización (p=0,0405), con las mejores medianas en estaciones ubicadas en cuerpos de aguas asociados al área insular (mediana=87,9) y litoral (mediana=76,15). Diferencias entre tipo de paisaje (p=0,0290), donde la mejor calidad se presentó en estaciones con poca intervención antrópica "natural mediana=80,40", mientras que los peores ICAM se encontraron en las áreas rurales (mediana=65,10). Además, se encontraron diferencias en el estado de protección (p=0,0099), con los mejores ICAM en las estaciones ubicadas en áreas protegidas (mediana=81,60).

Análisis regional

Entre las regiones del Caribe y el Pacífico se presentaron variaciones en la calidad del agua marina y costera (Figura 3). Las mejores características de calidad (categorías óptima y adecuada) se encontraron en el Caribe (67,80% ±18,99), en comparación con el Pacífico (65,75 ±19,51), aunque en el Pacífico se observó un sitio en condición pésima 1,3% (Figura 30). En el Caribe el 60,26% de los sitios presentaron excelentes condiciones para la preservación de la flora y fauna. Mientras que el 23,1% son sitios que requieren atención y medidas de manejo. En tanto que, en el Pacífico el 50,0% de los sitios presentaron buenas condiciones, y aunque no obtuvo sitios de pésima calidad, el 31,8% de sitios requieren medidas para su mejoramiento (Figura 30B; Vivas -Aguas et al.,2024).

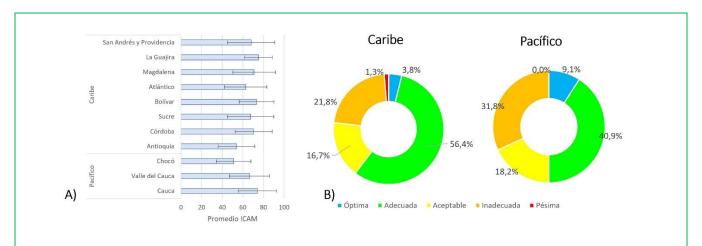


Figura 30. A) Valor del ICAM (promedio ± desviación estándar) obtenidos en los departamentos de las regiones del Caribe y Pacífico de Colombia en el año 2023. B) Proporción de calidad del agua marina y costera en las regiones caribe y Pacífico de acuerdo a los sitios evaluados en el año 2023.

A nivel espacial, las condiciones óptimas del ICAM, se registraron en sitios ubicados en los departamentos de Sucre (1), Magdalena (1) y el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (1) en el Caribe; así como en el Cauca (1) y Valle del Cauca (1) en el Pacífico. A diferencia de la calidad pésima que se presentó en 1 sitio ubicado en el departamento de Antioquia (Figura 31; Vivas -Aguas *et al.*,2024).

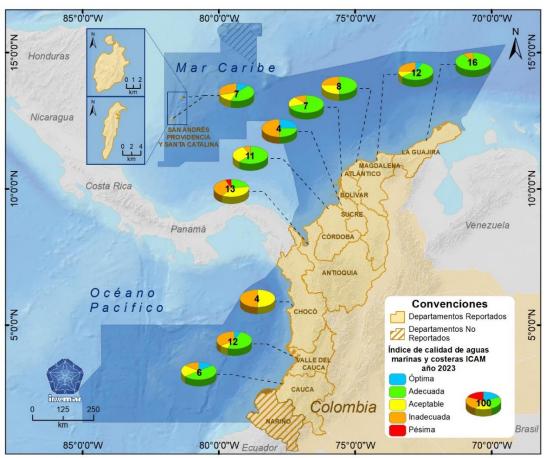


Figura 31. Representación del índice de calidad de aguas marinas y costeras — ICAM evaluado en los departamentos costeros de los litorales Caribe y Pacífico colombianos en el año 2023. El número en la gráfica indica el total de registros reportados. Elaborado por Janneth Andrea Beltrán. Labsis-INVEMAR.

Limitaciones del indicador

2. Índice de calidad de aguas marinas y costeras - ICAM

El ICAM 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 del agua dulce o salmueras, no son compatibles con las que determina este índice, y los resultados no estarían acorde con la calidad esperada.

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, donde el resultado del ICAM tendrá un margen de confianza mayor o igual al 70%, lo cual dependerá de la variable ausente en la estimación del ICAM.

Recomendaciones

A partir de los resultados del ICAM, se recomienda a las autoridades ambientales competentes considerar la implementación de las acciones señaladas en el módulo de gestión ambiental de la herramienta Web ICAM (https://siam.invemar.org.co/redcam-icam-gestion), las cuales pueden contribuir al mejoramiento de la calidad de las aguas marinas y costera en su jurisdicción. Como alternativas de control y seguimiento se propone adoptar las medidas descritas en la **Tabla 10**, para identificar la posible causa y la fuente del deterioro de la calidad del agua, de manera que sirva para diseñar las medidas para reducir la presión sobre los ecosistemas que estén siendo afectados.

Tabla 10. Opciones de medidas de seguimiento que se puedan adoptar según la valoración del índice ICAM. Tomado de: Vivas-Aguas, 2011, modificado de: Marín, 2001.

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

En función de las posibles estrategias para la prevención, la reducción y el control de la contaminación del ambiente marino y costero en el Caribe y Pacífico colombianos, se hacen las siguientes recomendaciones dirigidas a los sectores usuarios del recurso hídrico y entidades involucradas en las acciones necesarias para el mejoramiento de la calidad de las aguas marinas y costeras, en los siguientes términos:

A nivel sectorial

- ♣ Se recomienda al DNP, promover compromisos sectoriales de todo el país (principalmente de Saneamiento Básico, Agricultura y Desarrollo Rural, Minas y Energía, e Industria), para controlar las fuentes y actividades que descargan residuos líquidos y sólidos en las zonas costeras, así como las descargas de sustancias contaminantes provenientes de ríos y escorrentía de las cuencas hidrográficas aferentes de la zona costera.
- Se recomienda al Minvivienda, que en el Programa de Saneamiento de Vertimientos SAVER se incluyan algunos municipios costeros en el proceso de estructuración de sistemas integrales sostenibles para el tratamiento de aguas residuales y la asignación de recursos financieros para su logro. En este marco, la cartera de Vivienda puede ayudar a promover

- en los municipios costeros la disminución de cargas contaminantes de las aguas residuales que se descargan en el Caribe y Pacífico colombianos.
- Se recomienda al Minagricultura, promover la utilización de buenas prácticas en las actividades agropecuarias incluido el manejo adecuado de los suelos, dirigidas a prevenir la presencia de contaminantes en las fuentes hídricas que escurren a las zonas costeras y marinas.
- ♣ Se recomienda al MinCIT, Establecer acciones para mejorar y fortalecer el uso turístico de las playas buscando cumplir con los criterios enmarcados en las cuatro temáticas del programa de Banderas Azules: calidad de las aguas de baño, información y educación ambiental, gestión ambiental y seguridad, servicios e instalaciones.

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 seguimiento de la calidad de aguas marinas en jurisdicción de la Corporación o gestionar la cooperación técnica en el marco de la REDCAM. Propender por análisis de laboratorio que sean sensibles a la matriz marina. Así mismo, promover la adopción de buenas prácticas estadísticas bajo la norma NTC PE 1000:2000.
- 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) que se encuentran en la herramienta web ICAM (https://siam.invemar.org.co/redcam-icam-gestion).
- Aplicar a los usuarios del recurso hídrico marino, las normas de vertimientos a cuerpos de agua, de conformidad con la reglamentación ambiental vigente, con énfasis en la Resolución 883 de 2018 "Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas marinas, y se dictan otras disposiciones".

A los municipios concurrentes en la zona costera e insular

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

A los usuarios del recurso hídrico, quienes realizan vertimientos puntuales a las aguas marinas

♣ Revisar, solicitar y aplicar, según proceda, las autorizaciones de vertimiento en virtud de los objetivos de calidad y metas ambientales que definan las autoridades ambientales competentes, de conformidad con la reglamentación vigente.

Calidad microbiológica del agua de baño en las playas turísticas

En los últimos años, el turismo de sol y playa en Colombia ha experimentado un crecimiento significativo, considerándose como uno de los pilares fundamentales de la economía del país. Este tipo de turismo, que aprovecha los recursos naturales y los paisajes costeros, constituye una de las principales bases para los servicios turísticos que se ofrecen en las diversas regiones del territorio

nacional (MINCIT, 2023). En el año 2024, el turismo en Colombia obtuvo una notable recuperación tras los desafíos ocasionados por la pandemia y otros factores adversos; pero la amplia oferta de experiencias únicas que el país ofrece ha sido clave en este proceso, logrando posicionar a Colombia como uno de los destinos preferidos por turistas nacionales e internacionales (OMT, 2023)

A pesar de este notable crecimiento, el desarrollo desordenado del turismo y la expansión de asentamientos humanos no planificados en zonas costeras, han generado impactos significativos, poniendo en riesgo la sostenibilidad ambiental, social y económica de las actividades turísticas (González y López, 2022). Estos efectos se manifiestan en diversos aspectos, como la escasa planificación y ordenamiento en los municipios costeros, así como la deficiencia en los servicios de saneamiento básico, manejo de residuos sólidos y tratamiento de aguas residuales, entre otros. Además, convierten estas áreas en zonas vulnerables (Pérez *et al.*, 2021), debido a que reciben todo tipo de residuos que alteran la calidad del agua, afectan los ecosistemas y ponen en riesgo la salud de los bañistas que utilizan las playas con fines turísticos (Wade *et al.*, 2022). Por esta razón, es importante contar con información técnica y científica de la contaminación microbiológica para las autoridades competentes, ambientales y de salud, que les permita tomar decisiones y desarrollar estrategias de protección.

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**, desde el año 2001 se viene evaluando la calidad microbiológica del agua superficial en las principales playas turísticas del Caribe y Pacífico colombianos, con el fin de determinar su idoneidad para el uso recreativo de contacto primario. Esta evaluación se realiza mediante el análisis de indicadores de contaminación fecal, como coliformes termotolerantes (CTE) y enterococos fecales (EFE).

En este informe se presentan los resultados de las mediciones realizadas en el año 2024 en 86 playas a escala nacional, ubicadas en el Caribe, en los departamentos de Atlántico, La Guajira, Bolívar, Magdalena, Sucre, Córdoba, Antioquia y San Andrés y Providencia, y en el Pacífico, en los departamentos de Nariño, Choco y Valle del Cauca. De las 86 playas evaluadas a nivel nacional, seis se encuentran en áreas naturales con figuras de protección, 43 en zonas rurales y 37 en zonas de influencia urbana, condiciones que frecuentemente está relacionadas con la calidad microbiológica del agua de las playas turísticas. Los resultados se compararon con los criterios de calidad establecidos por la legislación nacional (<200 NMP/100 mL CTE; Minambiente, 2015) y los valores de referencia internacionales bandera azul (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006). Se utilizó el percentil 95th para analizar los datos de las playas donde se realizaron varias mediciones.

Coliformes termotolerantes

Análisis general y tendencia histórica

En 2024, el 48% de las 86 playas evaluadas cumplieron con el criterio de calidad para el uso recreativo de contacto primario en aguas de baño, de acuerdo con el indicador de coliformes termotolerantes (<200 NMP/100 mL CTE; Minambiente, 2015; (Figura 32). Este resultado refleja una disminución en comparación con 2023, año en el que un mayor porcentaje de playas (64%) cumplió con el criterio de calidad, observando una disminución del 16% en el número de playas con condiciones favorables para el uso recreativo. En los últimos diez años, la tendencia en las condiciones favorables de calidad superó el 60%, a excepción de los años 2017, 2021 y 2022 que registraron los porcentajes más bajos de cumplimiento (Figura 32).

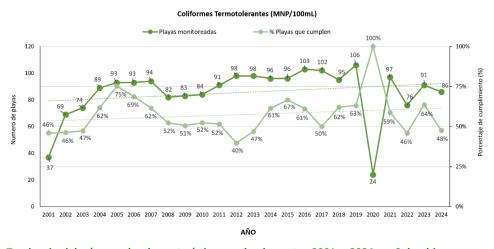


Figura 32. Tendencia del número de playas turísticas evaluadas entre 2001 y 2024 en Colombia y su porcentaje de cumplimiento, de acuerdo con el criterio de calidad para coliformes termotolerantes para uso recreativo de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015). Las líneas punteadas muestran la tendencia histórica.

En 2024, las concentraciones de Coliformes Termotolerantes – CTE fluctuaron entre valores inferiores al límite de cuantificación de la técnica analítica utilizada en el LABCAM de INVEMAR (<1,8 NMP/100 mL) y 16.000 NMP/100 mL, con una mediana de 130 NMP/100 mL. La variabilidad más alta y las mayores concentraciones se presentaron en los departamentos Atlántico (mediana =1.300 NMP/100 mL), Nariño (mediana= 540 NMP/100 mL) y Valle del Cauca (mediana=330 NMP/100 mL). Los departamentos con las concentraciones más bajas y menor dispersión fueron Bolívar (mediana= 44 NMP/100 mL), La Guajira (mediana= 49 NMP/100 mL), Magdalena (mediana= 140 NMP/100 mL), y San Andrés y Providencia (mediana= 88 NMP/100 mL) en la región Caribe, así como Chocó (mediana= 530 NMP/100 mL) en la región Pacífica (Figura 33).

Las concentraciones más altas se registraron en playas del Pacífico, específicamente en Nariño (Arco del Morro), Chocó (Playa Almejal) y Valle del Cauca (La Barra), con valores de hasta 16.000 NMP/100 mL. En el Caribe, las playas más afectadas fueron Berrugas en Sucre y Puerto Colombia en Atlántico, con concentraciones de 14.000 NMP/100 mL y 13.000 NMP/100 mL, respectivamente.

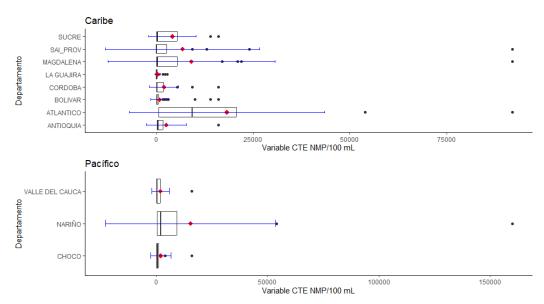


Figura 33. Gráfico de caja y bigotes de las concentraciones de Coliformes Termotolerantes (CTE; NMP/100 mL) medido en las playas evaluadas por departamento en las regiones del Caribe y Pacífico, en el año 2024.

Análisis regional

En 2024 las playas de uso turístico del Caribe presentaron una mejor calidad del agua en comparación con las playas del Pacífico, con una mediana de 110 NMP/100 mL frente a 450 NMP/100 mL, respectivamente.

En la costa Caribe, el 53% de las 65 playas evaluadas cumplieron con los estándares de calidad microbiológica para actividades de contacto primario, destacándose los departamentos de San Andrés y Providencia (83%), La Guajira (71%) y Bolívar (70%) con la mayor proporción. En contraste, en los departamentos del Atlántico (29%) y Antioquia (14%) se presentó muy baja proporción de las playas que cumplieron con el criterio de calidad microbiológica para aguas de baño de uso recreativo para CTE (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015; Figura 34 y Figura 35).

En la costa del Pacífico, solo el 29% de las 21 playas evaluadas cumplieron con el criterio de calidad microbiológica para contacto primario (aguas de baño de uso recreativo) (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015). El mayor porcentaje de incumplimiento se registró en el departamento del Valle del Cauca (75%), donde la mayoría de las playas incumplieron, excepto en las playas Hotel Medellín y Juan de Dios (Figura 34 y Figura 35).

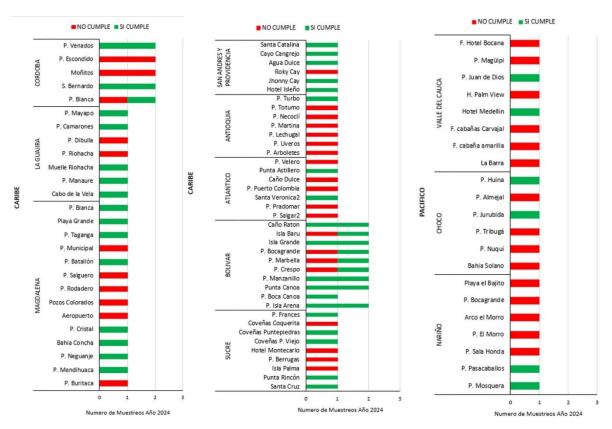


Figura 34. Número de muestreos realizados en el año 2024 en las playas turísticas de los departamentos del Caribe y Pacífico colombianos y estado de cumplimiento (cumple / no cumple) del criterio de calidad de Coliformes Termotolerantes para aguas de baño de uso recreativo de contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015).

Al analizar la relación entre la calidad del agua de baño medida, a través de las concentraciones de CTE, y las características de las playas asociadas a los diferentes tipos de paisaje, se observaron diferencias significativas entre las playas ubicadas en áreas urbanas, rurales y naturales (Kruskal-Wallis, H = 12.91; p = 0.0016). La prueba post hoc de Dunn con corrección de Bonferroni mostró valores de CTE significativamente diferentes en las playas urbanas en comparación con las rurales

(p = 0.0058) y las naturales (p = 0.0315), pero no mostró diferencias entre las playas rurales y naturales (p = 0.8781). Por ende, el mayor incumplimiento del criterio de calidad de Coliformes termotolerantes para contacto primario (200 NMP/100 mL, Minambiente, 2015), se encontró en las playas cerca de áreas urbanas (70%), seguido de las rurales (42%), demostrando que las aguas de baño de estas zonas se ven más afectadas, debido a su proximidad a los centros poblados, lo que incrementa la exposición a desechos urbanos y fuentes de contaminación microbiológica. Además, este tipo de playas son atractivos que reciben una mayor afluencia turística a lo largo del año.

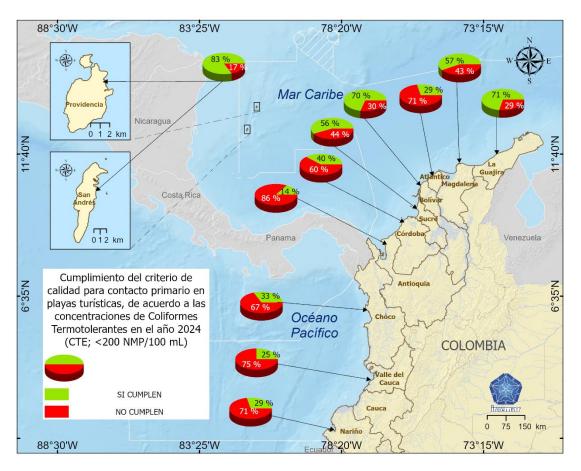


Figura 35. Representación del criterio de calidad de Coliformes Termotolerantes – CTE evaluado en los departamentos costeros de los litorales Caribe y Pacífico colombianos en el año 2024. El número en la gráfica indica el porcentaje de cumplimiento de Coliformes Termotolerantes – CTE. Elaborado por Janneth Andrea Beltrán Ibañez - Labsis-INVEMAR.

Enterococos fecales

Análisis general y tendencia histórica

En el año 2024 las concentraciones de Enterococos Fecales (EFE) oscilaron entre el menor límite de cuantificación del método (<1,0 UFC/100 mL) y 2800 UFC/100 mL. El 94% de las 79 playas turísticas evaluadas cumplieron con el valor de referencia para aguas de baño catalogadas como bandera azul (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006, **Figura 36**). El comportamiento histórico de los Enterococos Fecales (EFE) muestra una leve tendencia al aumento tanto en el número de playas evaluadas como en el porcentaje de cumplimiento (**Figura 36**).

Las concentraciones de EFE fluctuaron entre el límite de cuantificación de la técnica analítica y 2800 UFC/100 mL. Las concentraciones de EFE más altas y la mayor dispersión se presentaron en los departamentos de Córdoba (mediana= 131 UFC/100 mL) y Antioquia (mediana=39 UFC/100 mL), las

cuales superaron el valor de referencia para aguas de baño catalogadas como bandera azul (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006). En el Pacífico, Nariño presentó la mayor variabilidad y valores más altos, con una mediana de 15 UFC/100 mL), mientras que Chocó (mediana= 5 UFC/100 mL) y Valle del Cauca (mediana= 31 UFC/100 mL) mantuvieron concentraciones más bajas y una dispersión más homogénea (

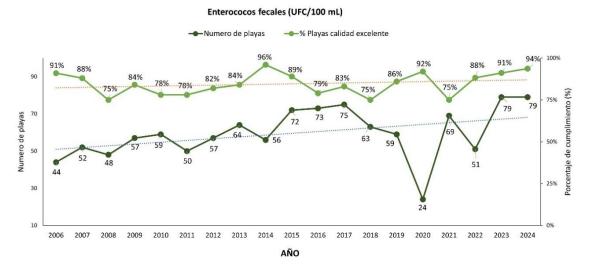


Figura 36. Tendencia del número de playas turísticas evaluadas en el período 2001 y 2024 en Colombia y su porcentaje de cumplimiento de acuerdo al valor de referencia para enterococos fecales para aguas de baño de uso recreativo bandera azul (<100 UFC/100mL EFE; Unión Europea, 2006). Las líneas punteadas representan la tendencia histórica.

Análisis regional

El análisis de Enterococos Fecales en 2024, mostró que en general el agua de las playas tuvo buenas condiciones para el uso recreativo. En la costa del Pacífico, el 95% de las 20 playas evaluadas cumplieron con el valor de referencia de EFE para aguas de baño bandera azul (100 UFC/100 mL; Unión Europea, 2006) y en la costa Caribe, cumplieron en el 93%. La gran mayoría de las playas evaluadas cumplieron con la referencia de bandera azul, mostrando mejor calidad y bajas concentraciones de EFE. En los departamentos del Caribe, La Guajira, Magdalena, San Andrés y Providencia, Antioquia, Atlántico y Bolívar, el 100% de las playas cumplió. En los departamentos de Sucre solo el 78% en las playas del Hotel Montecarlo y Berrugas, y en Córdoba solo el 60% las playas de Los Venados y Puerto Escondido; y en el Pacífico, en el departamento de Nariño solo el 86%, en El Bajito (Figura 38 y

Figura 39).

Al igual que los CTE, la relación entre los valores de EFE y las playas ubicadas en los tipos de paisaje, mostraron diferencias significativas (Kruskal-Wallis H = 10.10, p = 0.0063). El análisis post hoc de Dunn con corrección de Bonferroni mostró valores de EFE significativamente diferentes en las playas urbanas en comparación con las rurales (p = 0.0151); pero no mostró diferencias entre rurales y naturales (p = 1.0674). En consecuencia, el mayor incumplimiento del valor de referencia de Enterococos Fecales (EFE) para aguas de baño con certificación Bandera Azul se encontraron en playas cercanas a zonas urbanas (11%), seguido de playas rurales (3%). Los resultados de Enterococos Fecales (EFE) muestran un patrón similar al observado para Coliformes Termotolerantes (CTE), con un mayor incumplimiento en playas ubicadas en zonas urbanas, corroborando el impacto que tienen sobre estos ecosistemas. Este comportamiento sugiere una mayor presión antropogénica en áreas con alta densidad poblacional y actividad turística, lo que puede estar relacionado con descargas de aguas residuales, escorrentía urbana y una

infraestructura sanitaria insuficiente. En contraste, las playas rurales y naturales presentan mejores condiciones microbiológicas, evidenciando una menor influencia de fuentes de contaminación asociadas a asentamientos humanos.

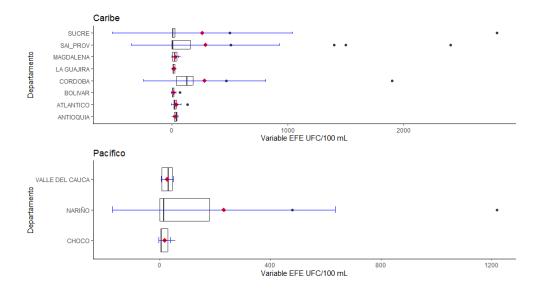


Figura 37. Gráfico de caja y bigotes de las concentraciones de Enterococos fecales (EFE) (UFC/100 mL EFE) medido en las playas evaluadas por departamento en las regiones del Caribe y Pacífico, en el año 2024.

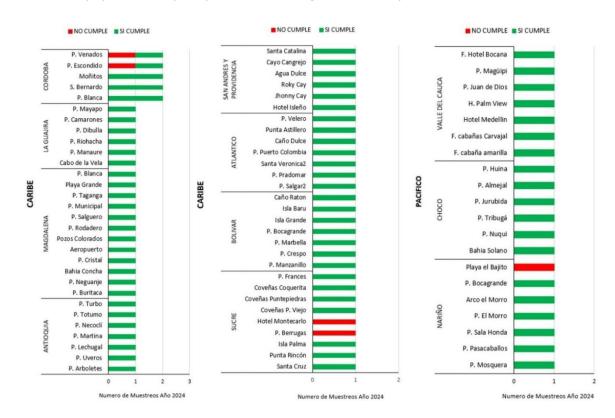


Figura 38. Número de muestreos realizados en el 2024 en las playas turísticas de los departamentos del Caribe y Pacífico colombiano y estado de cumplimiento (cumple / no), de acuerdo al valor de referencia para enterococos fecales para aguas de baño de uso recreativo bandera azul (<100 UFC/100 mL EFE; Unión Europea, 2006).

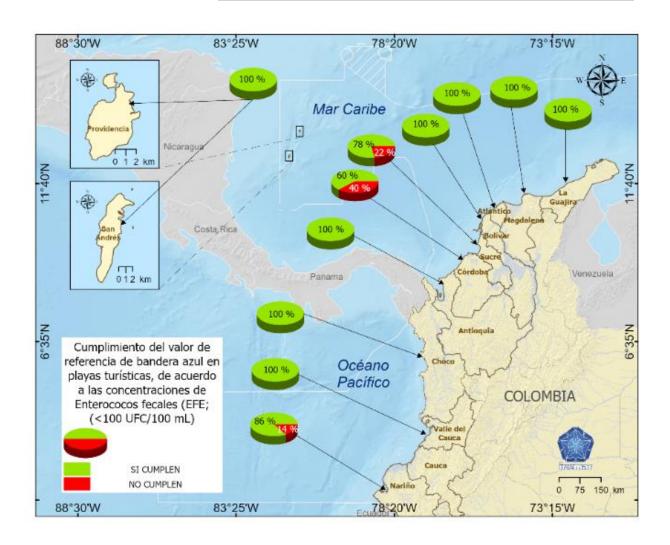
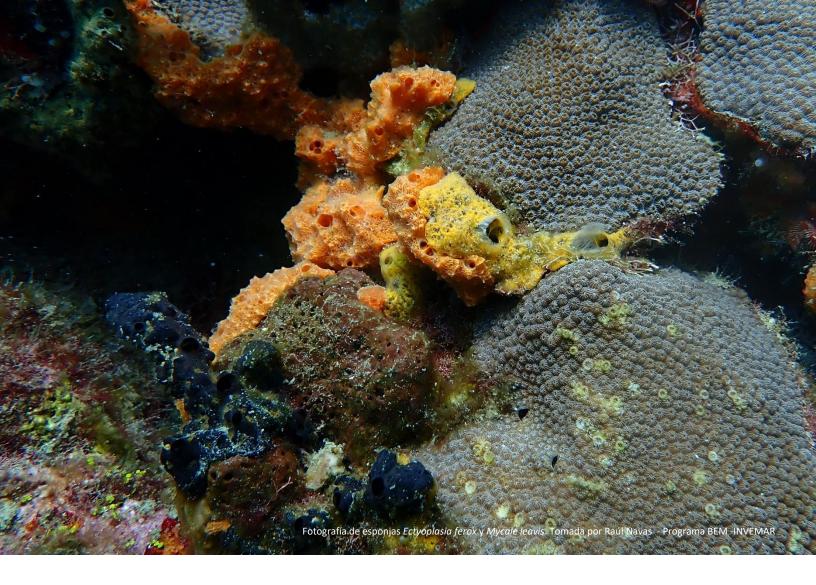


Figura 39. Representación del valor de referencia de Enterococos Fecales – EFE para bandera azul evaluado en los departamentos costeros de los litorales Caribe y Pacífico colombianos en el año 2024. El número en la gráfica indica el porcentaje de cumplimiento de Enterococos Fecales – EFE. Elaborado por Janneth Andrea Beltrán Ibañez - Labsis-NVEMAR.





ECOSISTEMAS Y HÁBITATS

Los ecosistemas cambian a través de los años por factores como tiempo, salud, presiones, enfermedades, degradación y pérdida. Por lo anterior, el seguimiento de las facultades de los ecosistemas debe ser medido en ciertos momentos específicos, con el fin de determinar cuál de los servicios ecosistémicos, fauna y flora asociada y composición de especies se ha visto alterado por tensores que generalmente obedecen a actividades antropogénicas y en menores casos a fenómenos naturales que con el tiempo su presencia se ha ido incrementando en frecuencia, duración e intensidad.

Otros factores fisicoquímicos y biológicos de los ecosistemas, determinan su resiliencia ante los tensores que pueden afectarlos. Encontrar las características que permiten a estos y sus organismos asociados recuperarse satisfactoriamente o al menos parcialmente, es un reto que corresponde trabajar simultáneamente a través de la investigación y de mejoramiento de las técnicas de estudios genéticos y de conservación de especies, para incrementar el repoblamiento de las mismas en un futuro próximo cuando las condiciones mejoren.

El fin del monitoreo como está concebido es dar a conocer a los tomadores de decisiones sobre lo que le está pasando actualmente o potencialmente a los ecosistemas, con base en las evidencias físicas actuales o pasadas recientes y darle algunas pautas para generar una gestión adaptable a las nuevas condiciones para sostener las futuras poblaciones. En este sentido, especialmente, es que se encuentra el valor y la utilidad de mantener sistemas de monitoreo que puedan ser una alerta

sobre las acciones que se deberán tener en cuenta para proteger y sostener ambientalmente los ecosistemas que queremos mantener para las comunidades futuras de los litorales costeros.

A continuación, se detalla el estado de los ecosistemas marinos de coral, pastos marinos y manglar que fueron objeto de monitoreo durante el 2024

Arrecifes coralinos

Los arrecifes coralinos son estructuras tridimensionales que componen algunos ambientes en el fondo marino y son construidos a partir pólipos, los cuales son capaces de crear una matriz calcárea de gran crecimiento. Los pólipos se asocian con algas microscópicas (zooxantelas) y gracias a ello liberan oxígeno y secretan carbonato de calcio, siendo por esto conocidos como corales duros o escleractíneos (Prahl y Erhardt, 1985; Cairns, 1999; Díaz et al., 2000; Reyes

., 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 y llegan 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). Entre las funciones de los arrecifes coralinos se encuentra el proveer oxígeno, hábitat, alimento y protección para más del 25% de especies marinas (Príncipe et al., 2011; Alva-Basurto y Arias-González, 2015). 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; Reyna et al., 2018).

Los arrecifes coralinos del mundo y específicamente de Colombia, se encuentran sometidos a varios tensores de origen antropogénico como descargas de contaminantes, malas prácticas de pesca y buceo, accidentes marítimos o de navegación entre los principales, pero también se ven afectados por fenómenos naturales (muchos de los cuales son un efecto indirecto de los antropogénicos) entre los que se encuentran, competencia con macroalgas (aumentando en un 20% en los últimos 10 años), pujas extremas, aumento o disminución de la temperatura media del mar (lo que produce blanqueamiento como la principal causa de mortalidad en corales), enfermedades, tormentas tropicales y huracanes, acidificación oceánica, entre otros.

En los últimos años en la región Caribe, las enfermedades han aumentado en cuanto a su frecuencia e inclusive se han identificado nuevas con un impacto más fuerte para la supervivencia de los corales como la enfermedad de perdida de tejido coralino (SCTDL por sus siglas en ingles). Por lo que las alertas están disparadas con lineamientos para prevención y control de esta enfermedad (Circular 20002022E4000058 Minambiente septiembre 29 de 2022) y estudios destinados a encontrar la receta más conveniente para recuperar o evitar la enfermedad y de esta manera cortar la degradación por pérdidas masivas a nivel local y regional. Por otro lado, de acuerdo con el informe de estado de los arrecifes coralinos del mundo (Souter et al., 2021) se han perdido más del 14% de corales del mundo desde 2009 especialmente atribuido al impacto de las temperaturas elevadas, sin embargo no todo son malas noticias, también se ha evidenciado que algunas áreas (región del Triángulo de Coral de Asia Oriental) se vieron menos afectadas e incluso se recuperaron más rápidamente que otras, mientras que en zonas como Australia, el Caribe, el Pacífico tropical oriental y el sur de Asia, más de 75% de los corales que habían sido objeto de un seguimiento repetido durante más de 15 años y que habían sufrido una perturbación importante no fueron resilientes. Por lo anterior, acciones tendientes a la salvaguarda de los stocks genéticos y al mejoramiento de la calidad de las aguas oceánicas que puedan disminuir o mitigar los efectos adversos de estas sobre los ecosistemas y el incremento en procesos de restauración para disminuir los actuales impactos,

son decisiones que deberán tomarse en los próximos años de manera contundente si se espera dejar una marcada huella para las generaciones futuras sobre el compromiso que se tiene en el mejoramiento del estado del ambiente biofísico oceánico.

Localización y distribución

Para efectos de entendimiento de términos, los arrecifes coralinos son las formaciones compuestas de coral que son determinadas por los procesos de acreción/erosión del sustrato calcáreo (carbonato de calcio), generado durante su crecimiento vertical y horizontal. Los arrecifes de coral comprenden desde pequeños tapetes/parches coralinos aislados hasta grandes formaciones como los arrecifes de barrera. Las áreas coralinas son porciones del paisaje marino caracterizadas y moldeadas por la presencia de corales pétreos. Comprenden los arrecifes de coral, los bancos coralinos de profundidad, y las comunidades bentónicas en general con una presencia importante de corales. En tales áreas también hay una serie de biotopos inmersos, como fondos arenosos, esponjas, octocorales y de pastos marinos entre otros, cada biotopo con arreglos particulares de características físicas, bióticas y funcionales.

En Colombia, han sido exploradas las comunidades bentónicas con mayor detalle en aguas someras hasta los 30 m 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, entre otros). Con base en la actualización de la extensión de los ecosistemas marinos, al interior de las áreas coralinas colombianas (374.474,9 ha) (Invemar, 2024), los arrecifes de coral abarcan una extensión total de 190.485,3 ha, los cuales se encuentran ubicados en la región insular en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (84%), en el Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario y San Bernardo (10,6%), Bajo Tortugas, Isla Fuerte, bajo Bushnell, bajo Burbuja, Tayrona, Bahía Portete y Chocó Darién (5,4%). En el Pacífico, los sitios mejor estructurados y con mayor cobertura del coral son la isla Gorgona (67%), la ensenada de Utría, Tebada e isla Malpelo. 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, cerca del 91%. Se puede acceder a más información en el 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 arrecifes coralinos ICT_{AC}

Definición e importancia del indicador

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

$$\frac{\mathsf{ICTAC}}{\mathsf{CARIBE}} = \frac{\mathsf{CCV} + \mathsf{CM} + \mathsf{BPH} + \mathsf{BPC}}{4} \qquad \frac{\mathsf{ICTAC}}{\mathsf{PACÍFICO}} = \frac{\mathsf{CCV} + \mathsf{CM} + \mathsf{APH} + \mathsf{APC}}{4}$$

Donde CCV = Cobertura de coral escleractíneo vivo (%), CM = Cobertura de macroalgas (%), BPH = Biomasa de peces herbívoros para las familias Acanthuridae y Scaridae (g/100m²), BPC = Biomasa de peces carnívoros para las familias Lutjanidae y Serranidae (g/100m²). En el caso de los peces del Pacífico, se trabaja con base en la Abundancia, APC = Abundancia peces carnívoros (ind/100m²) y APH = Abundancia peces herbívoros (ind/100m²).

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 11 y Tabla 12). Las áreas coralinas evaluadas más deterioradas obtendrán al final los valores más bajos y las más conservadas los valores más altos (Rodríguez-Rincón et al., 2014) (

Tabla 13). La importancia de este indicador radica en su fácil aplicabilidad como herramienta para el monitoreo estandarizado de arrecifes de coral, permitiendo su comprensión para aumentar la gestión en la conservación integral del ecosistema.

Tabla 11. Valores de referencia para las variables del índice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICTAC (Rodríguez-Rincón et al., 2014) en la región Caribe - Referencias de McField et al., 2024).

Variables ICT _{AC} CARIBE	Deseable (5)	Buena (4)	Regular (3)	Alerta (2)	No Deseable (1)
Cobertura coral pétreo vivo CCV (%)	> 40	39,9 - 20	19,9 - 10	9,9 - 5	< 5
Cobertura macroalgas CM (%)	< 1	1,1 - 5	5,1 - 12	12,1 - 25	> 25
Biomasa peces herbívoros BPH (g/100m²)	> 3290	3290 - 2740	2741 - 1860	1859 - 990	< 990
Biomasa peces carnívoros BPC (g/100m²)	> 1620	1620 - 1210	1209 - 800	799 - 390	< 390

Tabla 12. Valores de referencia para las variables del índice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICTAC (Rodríguez-Rincón et al., 2014) en la región Pacífico - Referencias INVEMAR datos históricos).

Variables ICT _{AC} PACÍFICO	Deseable (5)	Buena (4)	Regular (3)	Alerta (2)	No Deseable (1)
Cobertura coral pétreo vivo CCV (%)	> 60	60 - 30	29,9- 15	14,9 - 10	< 10
Cobertura macroalgas CM (%)	< 9,9	9,9 - 20	20,1 - 40	40,1 – 60	> 60
Abundancia peces herbívoros APH (ind/100m²) loros y cirujanos	> 35,46	35,46 – 12,84	12,83 – 2,02	2,01 – 1,39	< 1,39
Abundancia peces carnívoros APC (ind/100m²) meros y pargos	> 22,22	22,22 – 3,13	3,12 - 0,73	0,72 – 0,57	< 0,57

Tabla 13. Valores de referencia finales para definir el Índice de condición-tendencia de áreas coralinas – ICTAC (Rodríguez-Rincón et al., 2014).

Condición general	Valor ICT _{AC}
Deseable	4,21 - 5
Buena	3,41 - 4,2

Regular	2,61 - 3,4		
Alerta	1,81 - 2,6		
No deseable	1 – 1,8		

Fuente de los datos e información

Los resultados presentados corresponden a datos del monitoreo de arrecifes coralinos en la región Caribe continental para el PNN Tayrona, PNN Corales del Rosario y San Bernardo (sectores Islas del Rosario, Islas de San Bernardo y Playa Blanca Barú), Varadero y Urabá chocoano (Caribe) (Figura 40). En la región Pacífico los datos corresponden al SFF Malpelo, PNN Utría y PNN Gorgona (Figura 41). La información recolectada se encuentra salvaguardada en el Sistema de Soporte de Información para el 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 durante el año 2024. Sin embargo, para la revisión de la tendencia se han tomado los datos de los años 2014 a 2024.

Reporte o cálculo del indicador

En la Figura 40 y Figura 41 se muestran las estaciones presentes en las distintas localidades de la región Caribe continental e insular y la región Pacífico respectivamente. Las gráficas montadas en los mapas indican el porcentaje de estaciones que presentaron cada condición del indicador, dando una idea del comportamiento de cada localidad en el que se observa que no es homogéneo y dependerá de la ubicación y situaciones características de cada una de las estaciones.

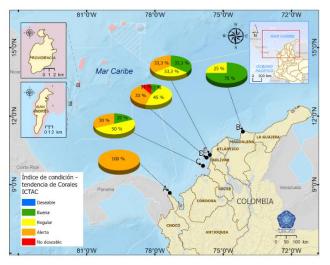


Figura 40. Localidades de monitoreo coralino y representación de la proporción de su condición en las estaciones correspondientes en el año 2024 según el índice de condición tendencia ICTAC para el Caribe colombiano: A. Urabá chocoano, B. PNN Tayrona, C. Varadero y D y E. PNN Corales del Rosario e islas de San Bernardo. Elaborado por LABSIS-INVEMAR en 2024.

Regular Regular No descable 81°0W 78°30W 78°30W 78°00W 78°00W

3. Indicador de condición tendencia de arrecifes coralinos ICT_{AC}

Figura 41. Localidades de monitoreo coralino y representación de la proporción de su condición en las estaciones correspondientes en el año 2024 según el índice de condición tendencia ICT_{AC} para el Pacífico colombiano: A. SFF Malpelo B. PNN Utría y C. PNN Gorgona. Elaborado por LABSIS-INVEMAR en 2024.

Para mostrar los resultados del ICTAC se hace un promedio general por variable en cada una de las estaciones y se comparan con el valor de referencia para llegar a un resultado por localidad, por lo cual, lo que se representa con este indicador es una generalidad para toda el área. Para una referencia de los resultados obtenidos, se presenta un desglose del comportamiento de cada variable del indicador por área para el año 2024 (Tabla 14 y Tabla 15) con el fin de poder interpretar con mayor facilidad las tendencias de la Figura 40 y Figura 41.

Tabla 14. Condición de estado según el ICT_{AC} de los valores registrados para cada una de las variables del índice, observada por áreas de la región Caribe continental en el año 2024. Representación de los colores así: azul:

Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular.

AÑO	ÁREA	Biomasa Carnívoros BPC (gr/100 m²)	Valor BPC	Biomasa Herbívoros BPH (gr/100 m²)	Valor BPH	Cobertura de coral vivo CCV (%)	Valor CCV	Cobertura de macroalgas CM (%)	Valor CM	Valor ICTAC	Calificación
	PNN Tayrona	1351,9	4	5655	5	51,9	5	41,2	1	3,75	BUENA
	PNN Corales del Rosario y San Bernardo - I. SAN BERNARDO	371,2	1	3318	5	21,4	4	57,8	1	2,75	REGULAR
2024	PNN Corales del Rosario y San Bernardo - I. DEL ROSARIO	527,7	2	4397,4	5	27	3	50,4	1	2,75	REGULAR
	Urabá chocoano	464,4	2	1025,9	2	40,6	5	50,3	1	2,5	ALERTA
	Varadero	1143	3	3248,7	4	43,3	5	47,6	1	3,25	REGULAR

Tabla 15. Condición de estado según el ICTAC de los valores registrados para cada una de las variables del índice,

observadas por áreas de la región Pacífico en el año 2024. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular.

AÑO	ÁREA	Abundancia Carnívoros APC (individuos/100 m²)	Valor APC	Abundancia Herbívoros APH (individuos/100 m²)	Valor APH	Cobertura de coral vivo CCV (%)	Valor CCV	Cobertura de macroalgas CM (%)	Valor CM	Valor ICTAC	Calificación
	Malpelo	75,8	5	9,55	3	55,7	4	0,47	5	4,25	DESEABLE
2024	Utría	26,6	5	57	5	15,7	3	82	1	3,5	BUENA
	Gorgona	34,5	5	39,6	5	58,1	4	33,2	3	4,25	DESEABLE

Finalmente, se presenta la tendencia observada a lo largo del monitoreo por categoría de Condición-Tendencia para cada región, Caribe continental **Figura 42** y Pacífico **Figura 43**, entre 2014 y 2024. La tendencia para las estaciones del Caribe continental se observa así:

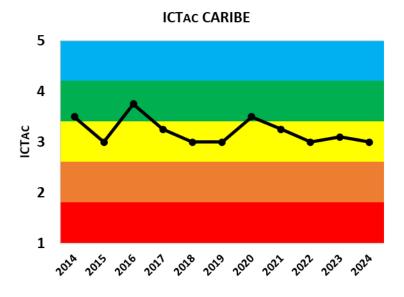


Figura 42. Tendencia promedio general observada a través del tiempo de las condiciones ICT_{AC} observadas en la totalidad de las estaciones de la región Caribe continental entre los años 2014 y 2024. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable.

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

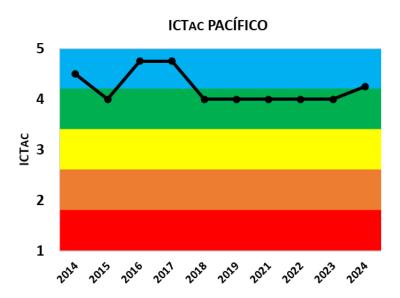


Figura 43. Tendencia general del comportamiento del ICT_{AC} observada a través del tiempo, para la totalidad de las estaciones de la región Pacífico entre los años 2014 y 2024. Representación de los colores: azul: Deseable, verde: Azul: Deseable, Verde: Buena, Amarillo: Regular, Naranja: Alerta y Rojo: No Deseable.

Interpretación de los resultados

Las gráficas incluidas del Caribe se muestra el porcentaje de estaciones reportadas por condición del ICTAC para el año 2024, en las que se incluyen, 13 estaciones del Tayrona, 11 del sector de islas del Rosario, nueve estaciones del sector de islas de San Bernardo, tres de Varadero y seis del Urabá chocoano. En el caso del Caribe según la **Tabla 14** se puede evidenciar la presencia generalizada de altos valores de cobertura de macroalgas (40-60%), siendo la zona de PNN Corales del Rosario y San Bernardo (Sector San Bernardo) la mayormente afectada por este tensor. Igualmente, se identificaron valores altos en cuanto a la presencia de peces herbívoros calificados como Deseables y Buenos (>3000 gr/100m²) para todos los casos exceptuando el caso del Urabá chocoano. Dicha situación, contrasta notoriamente con los valores comparativamente más bajos de carnívoros, donde la mayoría de las áreas exceptuando al PNN Tayrona presentan valores bajos (<1150 gr/100m²) lo que mantiene a dichas variables en categorías de Alerta, Regular e incluso, No deseable lo cual podría ser resultado del efecto de la sobrepesca de subsistencia que se lleva a cabo en algunas zonas.

Para la gráfica del Pacífico, se incluyen ocho estaciones de Gorgona, seis de Utría y tres de Malpelo. En el caso de Gorgona y Malpelo, mantienen una calificación Buena con coberturas coralinas mayores al 50%. En cuanto a los peces, la situación en el Pacífico tiende a ser diferente con respecto al Caribe, dado que la presencia tanto de herbívoros, y especialmente de carnívoros, es evidente en la mayoría de los lugares (Tabla 15). En el caso de Gorgona y Utría, se presentaron valores altos posiblemente debido a una mejora en las condiciones de visibilidad lo cual permitió un aumento en la observación de especies, sin embargo, presentan reportes de blanqueamiento coralino en su mayoría a causa del fenómeno natural como la marea astronómica (destapamiento) que ha afectado desde el 2023 a los arrecifes someros especialmente (0-8 m) y por ende ha facilitado el aumento en la cobertura de macroalgas (> 82%) y una disminución en la cobertura coralina (12%) evidenciándose mayormente en Utría la condición Alerta (Figura 41). Para Malpelo, sin embargo, se destaca una marcada ausencia de herbívoros que ha sido repetitivo a través de los años, por lo que la calificación tiende a ser baja. Sin embargo, como se ha explicado en otras oportunidades, esta situación se cataloga como algo "natural" para el área, por lo que es un factor a tener en cuenta al momento de analizar los resultados de las variables que conforman el ICTAC.

En cuanto a las tendencias históricas en cada región, en el Caribe se observa una disminución en su condición general siendo estos cambios en su mayoría debidos al componente de cobertura de algas que se incrementa año tras año facilitado por la pérdida de cobertura coralina viva causada entre otros por blanqueamiento, enfermedades, perturbaciones meteoceanográficas y en último caso, directas sobre los corales por actividades antropogénicas. En el caso de las áreas del Pacífico, aunque se han presentado pérdidas de cobertura coralina viva causado por destapamientos en los corales someros, las condiciones en los arrecifes más profundos (> 8 metros) y en la composición de especies de peces asociados, se mantiene en los últimos años en condición Buena.

Limitaciones del indicador

Dado el carácter visual del monitoreo, el indicador es sensible principalmente a la variabilidad en la presencia o ausencia de las poblaciones de peces objeto del monitoreo, ya que la historia de vida de las especies o a las condiciones locales que limitan la visibilidad incluso para poder registrar componentes del fondo. Por otra parte, se ha observado que sólo eventos naturales o antropogénicos extremos pueden alterar la cobertura coralina de forma drástica.

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. Son uno de los ecosistemas marinos más productivos y sólo ocupan el 2% del área mundial. Adicionalmente, es uno de los ecosistemas más significativos y estables en ambientes marinos costeros (Short *et al.* 2007). Su importancia radica en los numerosos servicios ecosistémicos que provee, ejemplos de ello son la productividad primaria, resguardo para una gran variedad de organismos, protección del área costera, reciclaje de nutrientes (Short y Neckles, 1999) y sumideros de carbono, el cual juega un papel importante en la mitigación del cambio climático (Short *et al.* 2007; Short y Neckles, 1999; Mcleod *et al.*, 2011; Pendleton *et al.*, 2012).

En el mundo existen más de 70 especies organizadas en cinco (5) familias, distribuidos en todas las latitudes del mundo exceptuando en el occidente de África y la Antártica (Garrard and Beaumont, 2014), encontrándose la mayor diversidad de especies (15) en el Indo Pacífico (Short et al., 2007). En Colombia sólo se han registrado pastos marinos en el Caribe con un área de 65.121,4 ha (INVEMAR, 2024) y el departamento de La Guajira cuenta con más del 84,5%. Le siguen las presentes en el departamento de Bolívar (5,7%) y el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (4,3%) asociadas a ambientes coralinos. En menores proporciones, otros parches y praderas (monoespecíficas o mixtas) de pastos marinos se encuentran en los departamentos de Magdalena, Atlántico, Sucre, Córdoba y Chocó (Garrard and Beaumont, 2014; Short et al., 2007; INVEMAR, 2024). La presencia de los pastos marinos a lo largo de línea costera depende de ciertos requerimientos básicos de condiciones ambientales, los cuales regulan tanto su actividad fisiológica (temperatura, salinidad, profundidad, corrientes, oleaje, nutrientes y tipo de sustrato), como limitan su actividad fotosintética (luz, nutrientes, epífitos y enfermedades). Así mismo, los impactos antropogénicos modifican estas condiciones ambientales inhibiendo el crecimiento y declive de las praderas de pastos marinos en las últimas décadas alrededor del mundo (Waycott et al., 2009). Estos impactos negativos producen alteraciones en el ecosistema trayendo efectos a diferentes escalas como lo son la sobreexplotación de recursos, modificaciones físicas al entorno, contaminación, cambios en los ciclos de nutrientes, cambios en el tipo de sedimento e introducción de especies no nativas. (Waycott et al., 2009; Short et al., 2007).

La pérdida de pastos marinos (en cobertura y especies) se ha evidenciado a partir de las pérdidas masivas causadas por pérdida de hábitat y por enfermedades y se estima que desde finales del siglo

XIX se ha perdido más del 30% de este hábitat (Waycot et al., 2009) y después de 1990 algo mas del 7% se pierde cada año en el mundo. Las causas de su pérdida se le atribuyen al desarrollo costero, dragados, malas prácticas de pesca, actividades de navegación no reguladas, contaminación y sedimentación entre otras, siendo más vulnerables debido a su localización sobre la línea costera (UNEP 2020). Este ecosistema ha sido uno de los que se ha reconocido lentamente desde mediados del siglo XX a través de los estudios de distribución, biología y más recientemente sobre su capacidad junto con los manglares de capturar carbono atmosférico en su biomasa. Se estima que en buenas condiciones secuestran entre 43-394 Tg Corg/año (Fourqurean et al., 2012) y estudios realizados por Serrano et al., (2021) en Colombia, han demostrado que praderas de Thalassia testudinum almacenan mucho más que el promedio mundial (241 ± 118 Mg Corg/ha) lo que en conjunto las coloca en la mira para su conservación a todo nivel. Este papel fundamental entre otros servicios ecosistémicos que presta, es primordial como tema de investigación de punta actual y para su prevalencia en las próximas décadas, pese a las altas perturbaciones de origen antropogénico y naturales, entre las que se encuentra el Cambio climático. Por ello, si como país queremos alcanzar las metas de la Agenda 2030 de las Naciones Unidas para el Desarrollo Sostenible y los Objetivos de Desarrollo Sostenible, se requieren no sólo planes de conservación ambiciosos sino una ejecución de estos de manera contundente.

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. En la actualización cartográfica que se ha ido realizando en los últimos años (Gómez-López et al., 2014a; Rojas-Aguirre et al., 2022; Invemar-Minambiente-DIMAR-CCO, 2021; Invemar, 2023; Acosta-Chaparro et al., 2023), se contabiliza su extensión actual en 65.089,50 ha de praderas de pastos marinos, siendo el 95 % registrado en el Caribe y de este 85% está presente en el departamento de La Guajira. A nivel nacional, la representatividad de pastos marinos dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas SINAP corresponde a 29%.

Definición e importancia del indicador

El indicador de condición tendencia de pastos marinos (ICT_{PM}) evalúa la condición general de integridad biótica y por tanto del estado de conservación de praderas de pastos marinos y sus cambios a través del tiempo, por medio de la incorporación de información tomada en campo mediante la metodología SeagrassNet adaptada para Colombia (Gómez-López *et al.*, 2014b) de seis (6) 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. Para la definición de los valores de referencia del ICT_{PM} de la población de *Thalassia testudinum* (Tabla 16, Tabla 17 y Tabla 18) ,se tuvieron en cuenta todos los datos colectados desde el 2012 hasta la fecha en los monitoreos de todas las estaciones del Caribe, construyendo las escalas a partir de percentiles asociados a cada categoría. Para ello, sólo se tuvieron en cuenta los datos de los transectos A y B, que sirven para dar seguimiento al crecimiento de plantas juveniles, a diferencia de los más alejados a la playa (transecto C), donde las hojas suelen ser más largas, gruesas, y por lo general con una densidad más baja (plantas maduras), generando una variación que puede ser más notoria.

Tabla 16. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (Vástagos/m²) para praderas de pastos marinos monoespecíficas o mixtas con mayor proporción de *Thalassia testudinum*.

Condición general	Equivalente para el IСТРМ	Densidad <i>T. testudinum</i> (vástagos/ m ²)
Deseable	5	>400
Bueno	4	400- 288.01
Regular	3	288 – 176,01
Alerta	2	176 – 96,01
No deseable	1	<96

Tabla 17. Criterios de condición tendencia con respecto a la densidad (vástagos/m²) para praderas de pastos marinos mixtas dominadas por Syringodium filiforme.

Condición general	Equivalente para el ICT _{PM}	Densidad <i>T. testudinum</i> (vástagos/ m²)
Deseable	5	>240
Bueno	4	240- 144,1
Regular	3	144 – 96,1
Alerta	2	96 - 48
No deseable	1	<48

Tabla 18. Escala de valoración preliminar de referencia para la afectación de *Labyrinthula* spp. del indicador de condición- tendencia pastos marinos— ICT_{PM}.

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

Para el caso de los peces, los datos tomados en cada uno de los censos son sumados para cada especie y posteriormente totalizados a nivel de familia, dando un total de abundancia asociada al área de la estación (2500 m²). El valor de abundancia es comparado con la tabla de referentes construida a parte de la información de línea base tomada en los monitoreos a lo largo de las localidades del Caribe desde el 2014 (Tabla 19) y de La Guajira (Tabla 20), para de este modo, dar una calificación según la presencia de cada una de las familias, siendo uno (1) la más baja - No deseable y cinco (5) la más alta - Deseable. La Guajira por sus condiciones particulares de ausencia de la familia Acanthuridae y distintas abundancias registradas para las otras familias, requiere un referente específico para no ser castigada negativamente por la tabla general que se comporta de manera distinta.

Tabla 19. Tabla de referentes para la evaluación de abundancia de peces para cada una de las familias más representativas de las praderas de pastos marinos del Caribe.

Abundancia (2500 m²)	No deseable (1)	Alerta (2)	Regular (3)	Bueno (4)	Deseable (5)
Labridae	≤3	3,1 - 7	7,1 - 14	14,1 - 31	>31
Haemulidae	≤2	2,1 - 6	6,1 - 12	12,1 - 18	>18
Acanthuridae	≤2	2,1 - 4	4,1 - 7	7,1 - 17	>17
Lutjanidae	≤2	2,1 - 4	4,1 - 6	7,1 - 10	>10

Tabla 20. Tabla de referentes para la evaluación de abundancia de peces para cada una de las familias más representativas de las praderas de pastos marinos de La Guajira.

Abundancia (2500 m²)	No deseable (1)	Alerta (2)	Regular (3)	Bueno (4)	Deseable (5)
Haemulidae	≤3	3,1 - 5	5,1 - 10	10,1 - 18	>18
Labridae	≤2	2,1 - 3	3,1 - 6	6,1 - 12	>12
Sparidae	≤1	1,1 - 3	3,1 - 5	5,1 - 17	>17

A partir de la calificación de cada una de las familias, se realiza un promedio entre estos valores, generando un valor totalizado que corresponderá a la calificación de la abundancia de peces en el área. Dicho valor será comparado con la tabla nominal de la variable, para otorgarle una calificación de acuerdo con lo que se muestra en la Tabla 21.

Tabla 21. Tablero nominal para el promedio de las calificaciones resultantes entre las 3 familias que se evalúan dentro del indicador de pastos marinos.

Promedio 3 familias	Rangos
4,21 – 5,00	Deseable
3,41 – 4,20	Bueno
2,61 – 3,40	Regular
1,81 – 2,60	Alerta
1,00 – 1,80	No Deseable

El ICTPM al ser un indicador compuesto integra cuatro variables establecidas para su estimación por medio de la función de promedio aritmético. Para esto se utilizan los valores de 1 a 5 obtenidos de llevar los valores promedio en campo por estación a la variable específica y cambiarlos por el valor adimensional según la condición identificada y estos se llevan a la fórmula:

$$ICT_{PM} = \frac{Densidad + \textit{Labyrinthula} \text{ spp.} + Peces}{3}$$

De acuerdo a lo proyectado originalmente, cabe aclarar que la variable asociada a los grupos tróficos de invertebrados (herbívoros, carnívoros y detritívoros/omnívoros) se encuentra aún en construcción y posterior validación, razón por la cual, aún no se cuentan en la ecuación; sin embargo, se mantiene la toma de datos de forma periódica para poder incorporarlos próximamente.

Para obtener la calificación de condición general de integridad de la pradera de pastos, el valor obtenido del ICTPM se clasifica según la escala que se presenta en la **Tabla 22** Los pastos marinos evaluados más deteriorados (condición general de integridad biótica en Regular, Alerta y No Deseable) obtendrán los valores más bajos (1,00 - 3,40) y las más conservadas (condición general de integridad biótica buena y deseable) los valores más altos (>3,41–5,00).

Tabla 22. Escala ejemplo de valoración integral del indicador de condición-tendencia de pastos marinos – ICTPM.

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

Fuente de los datos e información

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

Periodo reportado

El periodo reportado corresponde a la información obtenida y analizada en el año 2024. Sin embargo, para la revisión de la tendencia se han tomado los datos de los años 2015 a 2024.

Reporte o cálculo del indicador

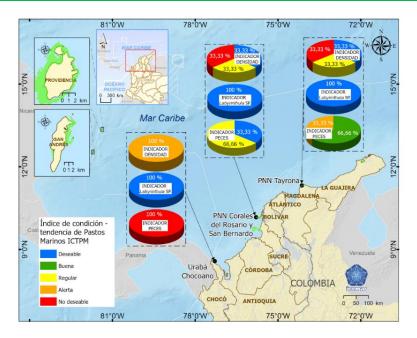


Figura 44. Estaciones de monitoreo de pastos marinos y el estado de sus estaciones según el indicador de condicióntendencia ICTPM Densidad de vástagos en el Caribe colombiano durante el 2024. A) PNN Tayrona (Chengue, Neguanje y Cinto) B) PNN Corales del Rosario y San Bernardo (Rosario, Isla Mangle y Playa Blanca) C) Urabá Chocoano (Pinorroa).

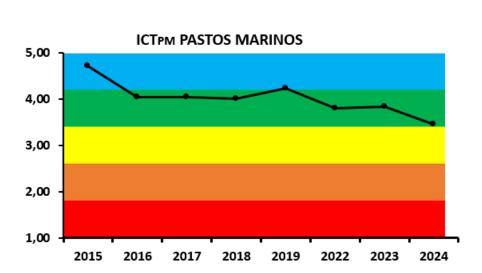


Figura 45. Tendencia promedio general observada a través del tiempo de las condiciones ICT_{PM} observadas en las estaciones evaluadas de la región Caribe entre los años 2015 y 2024. Representación de los colores sobre el estado del ecosistema así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable.

La Figura 44 presenta las estaciones distribuidas en las localidades de la región Caribe continental. Los gráficos en forma de torta en los mapas muestran el porcentaje de estaciones que comparten la misma condición del indicador, lo que brinda una visión del comportamiento de cada localidad. Se puede observar que este comportamiento no es uniforme y varía según la ubicación y las características específicas de cada estación.

Para mostrar los resultados del ICTPM se hace un promedio general de las estaciones para llegar a un resultado por localidad, por lo cual, lo que se representa con este indicador es una generalidad para toda el área. Para una referencia de los resultados obtenidos, se presenta un desglose del comportamiento de cada variable del indicador por área para el año 2024 (Tabla 23) con el fin de poder interpretar con mayor facilidad la tendencia de la Figura 45.

Tabla 23. Condición de estado según el ICT_{PM} de los valores registrados para cada una de las variables del índice, observadas por áreas de la región Caribe continental en el año 2024. Representación de los colores así: azul: Deseable, verde: Buena, amarillo: Regular, naranja: Alerta y rojo: No Deseable.

2024	Densidad de vástagos/m²			dancia eces	,	inthula op.	Valor IСТРМ	Calificación ICTPM
PNN Corales del Rosario y San Bernardo	205,398	3,00	3,5	4	0	5	4,00	Bueno
Urabá	138,667	2,00	1	1,00	0	5	2,67	Regular
PNN Tayrona	239,554	3,00	3,17	3,00	0	5	3,67	Buena

Interpretación de los resultados

Las gráficas incluidas en el mapa muestran el porcentaje calificaciones del ICT_{PM} para el año 2024. Entre estas se incluyen, tres (3) estaciones del Tayrona (Chengue, Neguanje y Cinto), tres (3) del sector de islas del Rosario y San Bernardo (Isla Rosario, Playa Blanca e Isla Mangle) y una (1) estación en el sector del Urabá Chocoano (Pinorroa). Cabe resaltar que en este año se registra el menor número de estaciones monitoreadas en los últimos años.

La Tabla 17 facilita la comprensión de la calificación de la condición del ICTPM en las distintas áreas, ya que presenta los valores obtenidos para cada variable, y el color refleja su estado. Se observa que la calificación predominante es "Bueno", con densidades que varían entre 138.66 y 239.55 vástagos/m² en todas las áreas de monitoreo del Caribe. En algunas zonas, como Pinorroa en el sector de Urabá, Neguanje en el sector de Tayrona y Playa Blanca en el sector de Rosario, se ha identificado una presión alta sobre los pastos debido a algunas malas prácticas, especialmente por el paso y fondeo de embarcaciones menores que transportan turistas en las praderas. Esto ha ocasionado una disminución en la densidad de vástagos y fragmentación por los huecos que deja a su paso el roce de la embarcación con las plantas, las marcas de las propelas y el ancla y la re-suspensión de sedimentos sobre los pastos. Actualmente la estación de Neguanje está en peligro de desaparecer definitivamente por esta situación.

La abundancia de peces, por otro lado, ha sido influenciada por diversos factores, tanto antropogénicos como naturales. En particular, en la estación de Pinorroa se observó alta turbidez en la pradera y una evidente afectación debido a la presencia de un muelle flotante para embarcaciones turísticas sobre la pradera. Este impacto no sólo afecta la visibilidad de los peces en la zona, sino que también contribuye a la degradación del ecosistema, lo que disminuye el número de registros de estos organismos y, por ende, su abundancia. Para el caso la afectación por *Labyrinthula* spp., se destaca que este atributo no se presentó en ninguna de las estaciones de las áreas muestreadas, por lo que se clasificó como "Deseable" para el año 2024.

En la tendencia histórica del ICT_{PM} promedio en las distintas áreas del Caribe, se observa una ligera disminución en los resultados. Sin embargo, es importante destacar que estos valores se han mantenido dentro de las categorías de calificación "Deseable" y "Buena". Las variaciones en estos resultados pueden deberse a cambios en los atributos evaluados, los cuales fluctúan según la temporada de monitoreo, la ocurrencia de eventos naturales o antropogénicos en el ecosistema, así como el número de estaciones evaluadas cada año.

Limitaciones del indicador

El indicador es sensible a la variabilidad en la presencia o ausencia de peces observados, por al azar, a la historia de vida de las especies o a las condiciones climáticas locales que limitarían la visibilidad incluso para realizar el conteo de vástagos y de fauna asociada.





Manglares

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

Los manglares desempeñan una función ecológica muy importante en la zona intermareal, en donde los aportes hídricos del sistema provienen principalmente del mar, los ríos y la escorrentía del continente, ya que actúan como filtro natural de las descargas continentales, protegiendo a otros ecosistemas asociados como los pastos marinos y los arrecifes de coral (Ellison, 2012; Avendaño et al., 2019) y, son hábitat de crianza, refugio, anidación y alimentación de diversas especies de aves, peces, mamíferos, reptiles y anfibios (Field, 1997). Estos ecosistemas, generan una serie de bienes y servicios ecosistémicos que incluyen: la mitigación de la erosión costera al reducir la energía del oleaje; la retención, fijación, estabilización y acreción del suelo, aumentando la resiliencia de la zona costera frente a escenarios de cambio climático (Woodroffe et al., 2016); la regulación del microclima (Field, 1997); la protección de las comunidades costeras de la acción de los huracanes, marejadas y tsunamis (Alongi, 2008); el abastecimiento de una amplia variedad de productos maderables y no maderables a las poblaciones locales que dependen de ellos (FAO y PNUMA, 2020) y, son considerados sumideros de carbono, principalmente a nivel de subsuelo (Donato et al., 2011; Alongi, 2012, Spalding y Leal, 2021). 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.

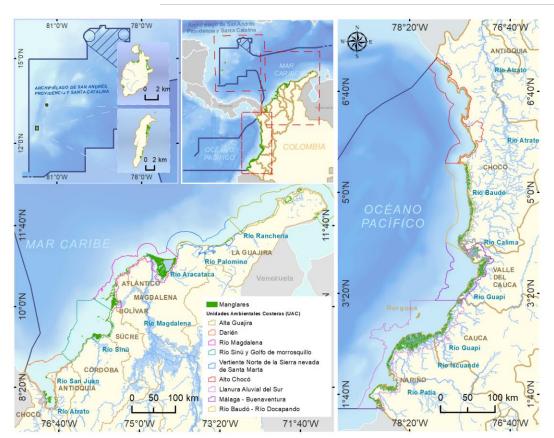
Los manglares de Colombia, de acuerdo con Sierra-Correa y Cantera (2015), son uno de los ecosistemas más saludables del continente americano, ya que han presentado cambios de apenas el 0,14% (Hamilton y Casey, 2016). No obstante, no dejan de ser vulnerables a las intervenciones humanas, como el cambio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

Localización y distribución

En Colombia, los manglares se distribuyen sobre el litoral del océano Pacífico y, sobre la costa y zona insular del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina en el mar Caribe (Figura 46), con una cobertura de alrededor de 200.217 y 69.246 ha en el Pacífico y Caribe, respectivamente.

En el Caribe colombiano, se encuentran seis de las nueve especies de mangle registradas actualmente para el país (Figura 46) (Rodríguez-Rodríguez et al., 2022), 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 la distribucipón registringida del mangle piñuelo pertenienciente al género Pelliciera, anteriormente monotípico y recientemente dividido en dos especies que actualmente han sido reconocidas en el Caribe colombiano: P. rhizophorae y P. benthamii (Duke, 2020; Blanco-Libreros y Ramírez-Ruiz, 2021; Torres-Duque et al., 2024).

De acuerdo con el estudio de Duke (2020), quien revisó la historia sistemática del género Pelliciera mediante evaluaciones minuciosas de las observaciones disponibles y la realizó la reevaluación del estado taxonómico actual del género, fue reconocido recientemente que el género Pelliciera tiene dos especies estrechamente relacionadas, descritas como P. benthamii y una redefinición de P. rhizophorae. Cabe resaltar que las dos especies de Pelliciera tienen una distribución restringida en algunos sectores de los departamentos de Bolívar, Sucre, Córdoba y Antioquia en el Caribe colombiano (Calderón-Sáenz, 1982, 1983, 1984; Leyton y Delgado, 1994; Ramírez, 2001, 2012; Blanco-Libreros y Ramírez-Ruiz, 2021; Castillo-Cárdenas et al., 2015; Duke, 2020; Torres-Duque et al., 2024). Pelliciera spp. se encuentra catalogada como "Vulnerable-VU" de acuerdo con la Lista Roja de la UICN (Ellison et al., 2010) y es un género que presenta una distribución relativamente restringida en el centro y norte de América del Sur en la región del Atlántico-Pacífico oriental (Duke, 2020). 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 Minambiente); esta última especie catalogada como "Vulnerable-VU" en la Lista Roja de la UICN (Duke, 2010), debido a problemáticas relacionadas con el desarrollo comercial y urbanístico. Otras especies vegetales de helechos y arbustos, a menudo conocidas como manglares no verdaderos (Tomlinson, 1986), suelen aparecer como flora acompañante en este ecosistema; entre las especies reportadas, se encuentra el helecho



Achrostichum aureum y el arbusto *Tabebuia palustris* (Spalding *et al.*, 2010). En el Caribe colombiano el 36% de los bosques de manglar se encuentran dentro de diferentes categorías de conservación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) y para el Pacífico el 38%.

Figura 46. Distribución de los manglares en Colombia en el litoral Caribe, en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y en el litoral Pacífico. Esta imagen es una representación gráfica de la ubicación de los manglares en el país y los límites de las Unidades Ambientales Costeras, y tiene únicamente fines ilustrativos (Imagen elaborada por LABSIS-INVEMAR en 2023).

Tabla 24. Distribución de las especies de mangle en el Caribe y Pacífico colombiano. Datos tomados de Sánchez-Páez et al. (1997); Spalding et al. (2010), Duke, 2020; Blanco-Libreros y Ramírez-Ruiz, 2021; Rodríguez-Rodríguez et al., 2022). 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.

			LITORAL CARIBE							LITORAL PACÍFICO			
FAMILIA	ESPECIE DE MANGLE	SAI	GUA	MAG	ATL	BOL	snc	COR	ANT	СНО	VCAU	CAU	NAR
	Rhizophora mangle	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х
Rhizophoraceae	Rhizophora harrisonii*								Χ	Χ	Χ	Χ	Χ
	Rhizophora racemosa									X ^{NC}	X ^{NC}	X ^{NC}	X ^{NC}
Combretaceae	Laguncularia racemosa	Х	Х	Χ	Χ	Χ	Х	Χ	Х	Х	Х	Х	Х
	Conocarpus	Χ	Χ	Χ	Χ	Χ	Χ	Χ	Χ		Χ	Χ	Χ

	ESPECIE DE MANGLE		LITORAL CARIBE								LITORAL PACÍFICO			
FAMILIA			GUA	MAG	ATL	BOL	snc	COR	ANT	СНО	VCAU	CAU	NAR	
	erectus													
Acanthaceae**	Avicennia germinans	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	
Tatramaristasaaa**	Pelliciera rhizophorae**								Χ	Χ	Χ	Χ	Χ	
Tetrameristaceae**	Pelliciera benthamii***					Χ	Χ	Χ						
Caesalpiniaceae	Mora oleifera									Χ	Χ	Χ	Χ	

^{*} Especie de mangle híbrida de acuerdo con Duke et al., (1992) y Beentje et al. (2007).



^{**} Familias de acuerdo con la actual clasificación en The Plant List (2013) y Trópicos (2018).

*** Presencia de la especie en el golfo de Urabá determinada a partir de una imagen de la flor (Duke, 2020 basado en Blanco-Libreros et al., 2015 y Blanco-Libreros, pers. comm. 2020).

^{****} Nuevo registro de la especie reciente del género Pelliciera (antes monotípico), de acuerdo con Duke (2020) basado en distintas fuentes de información en el Caribe colombiano (Calderón-Sáenz, 1982, 1983, 1984; Castillo-Cárdenas et al., 2015) .

5. Indicador de condición-tendencia de bosques de manglar – ICТвм

Definición e importancia del indicador

El indicador de condición tendencia de bosques de manglar (ICT_{BM}) evalúa la condición general de integridad biótica, estado de conservación de los manglares y sus cambios a través del tiempo, por medio de la incorporación de la información de cuatro variables en un solo valor numérico (<u>Navarrete-Ramírez y Rodríguez-Rincón, 2014</u>). El ICT_{BM} tiene incorporado en su concepción una variable que permite de manera indirecta, entender la función ecológica del ecosistema, mediante la presencia de aves a partir de los gremios tróficos indicadoras u otro organismo seleccionado; a diferencia del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) aplicado exclusivamente en la Ciénaga Grande de Santa Marta, expuesto anteriormente y aplicado exclusivamente en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Otras de las variables que componen el ICT_{BM}, miden atributos estructurales del componente arbóreo (i.e. densidad de árboles y área basal del bosque) y evalúan la dinámica poblacional del bosque (*i.e.*, mediante el reclutamiento o regeneración natural: densidad de propágulos y plántulas). El ICT_{BM} al ser un indicador compuesto, integra la relación entre cada una de estas variables, con su respectivo valor de referencia (ecuación 1). El peso o factor de ponderación que aporta cada variable es diferente en cada una de las variables **(Tabla 25).** No obstante, el atributo de especies de aves como indicador, se encuentra en construcción, el ICT_{BN} no puede calcularse en su totalidad. Los valores de referencia se construyeron a partir de la información colectada por INVEMAR en los diferentes bosques de manglar de la región Caribe desde 2016 hasta el 2023, incluyendo los datos registrados en el presente proyecto; los datos se dividieron en cuartiles con igual ponderación para cada categoría de calificación y se obtuvieron los límites de referencia entre el valor mínimo y máximo de cada cuartil para un total de cinco categorías **(Tabla 26).** La importancia del ICT_{BM} 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:

$$ICT_{bm} = \sum_{i}^{n} (x_i w_i)$$

$$ICT_{bm} = (D \times 35\%) + (AB \times 35\%) + (Pl \times 20\%) + (Pr \times 10\%) + (Av)$$

Donde

D = Densidad de árboles

AB = Área basal

PI = Densidad de plántulas

Pr = Densidad de propágulos

Av = Especies de aves indicadoras de la salud del manglar

Vref = Valor de referencia

Tabla 25. Ponderación para las variables que componen el indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICTBM. En proceso de desarrollo.

Peso de las variables del ICT _{BM}							
Densidad de árboles (D)	0,35						
Área basal (AB)	0,35						
Densidad de plántulas (PI)	0,2						
Densidad de propágulos (Pr)	0,1						

Tabla 26. Valores de referencia para las variables, que componen el indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICTвм del Caribe colombiano.

Variables	No deseable	Alerta	Regular	Bueno	Deseable
Densidad (D)	< 549	549,1 - 846	846,1 - 1227	1227,1 - 1867	> 1867,1
Área Basal (AB)	< 8,3	8,4 - 12,2	12,3 - 15,5	15,6 - 19,9	> 20
Plántulas (PI)	< 2,5	2,6 - 4,8	4,9 - 8,5	8,6 - 149	> 15
Propágulos (Pr)	< 1,7	1,8 - 2,7	2,8 - 4,7	4,8 - 8,5	> 8,6

Para obtener la calificación de condición general del bosque de manglar evaluado, el valor obtenido para el ICT_{BM} se clasificará según la escala de valores que se presenta en la **Tabla 26**. Para la interpretación adecuada del indicador, es indispensable contar con información complementaria del manglar, como las condiciones de inundación del sistema, la salinidad de las aguas superficiales e intersticiales asociadas al manglar y los posibles agentes de degradación que sean evidenciados durante los monitoreos o que hayan sido reportados antes del monitoreo por las personas de la comunidad; con el fin de tener un panorama más general y comprender la clasificación obtenida del indicador, en cualquiera de sus condiciones: Deseable, Buena, Regular, Alerta o No deseable **(Tabla 27).**

Tabla 27 . Escala general del indicador de condición tendencia de bosques de manglar – ICT_{BM}. Actualmente no se encuentra la variable de función que se encuentra en proceso de revisión.

Categoría	ICT _{BM} Calculado
No deseable	1 - 1,8
Alerta	1,81 - 2,6
Regular	2,61 - 3,4
Bueno	3,41 - 4,2
Deseable	4,21 - 5

Fuente de los datos e información

Los resultados y análisis del ICT_{BM} en los bosques de manglar de la bahía de Cispata que aquí se presentan, corresponden a los monitoreos realizados en el marco de los Convenios Especiales de Cooperación suscritos con URRÁ y la Corporación Autonomo Regional de los Valles del Sinú y San Jorge, entre 2023 y 2024, 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.

Periodo reportado

La información reportada es del año 2024 pero para efectos de comparación se presentan también los del 2023.

Reporte o cálculo del indicador

En la **Figura 47** se muestra la cobertura de manglar en la bahía de Cispata. En la **Figura 48** y **Figura 49** se encuentra el Índice de Condición del Bosque de Manglar (ICT_{BM}) para once estaciones en la bahía de Cispata durante los años 2023 y 2024.

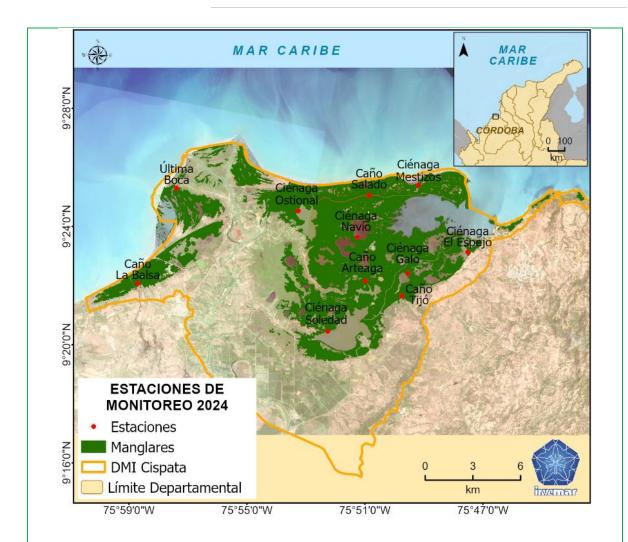


Figura 47. Localización geográfica y ubicación de estaciones de monitoreo del bosque de manglar en octubre de 2023 en la bahía de Cispata. (MAPA LABSIS-INVEMAR de 2023).

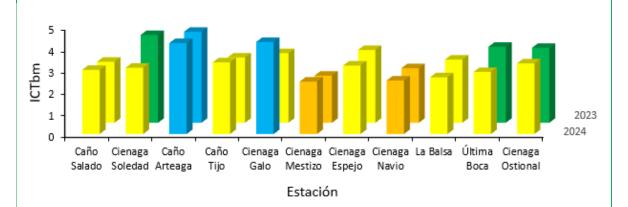


Figura 48. Comparación del ICT_{BM} entre el año 2023 y 2024 en las once *estaciones del DMI – Cispata.* Azul: Deseable; Verde: Bueno; Amarillo: Regular; Anaranjado: Alerta y Rojo: No Deseable.

Tabla 28. Tabla resumen del ICT_{BM} entre el año 2023 y 2024 en las once *estaciones del DMI – Cispata*. Azul: Deseable; Verde: Bueno; Amarillo: Regular; Anaranjado: Alerta y Rojo: No Deseable.

					Varia	bles		2023	2024
Departamento	Municipio	Localidad	Estación	Densidad	Area Basal	Propágulos	Plántulas	ICT _{BM}	ICT _{BM}
	Caño Salado		Caño Salado	3,0	3,0	1,0	4,0	2,85	3
	Cienaga Soledad		Cienaga Soledad	4,0	2,0	4,0	3,0	4,1	3,1
	Caño Arteaga		Caño Arteaga	4,0	5,0	3,0	4,0	4,25	4,25
	Caño Tijo		Caño Tijo	2,0	5,0	3,0	3,0	3,05	3,4
	Cienaga Galo		Cienaga Galo	4,0	4,0	5,0	5,0	3,25	4,3
Córdoba	Cienaga Mestizo		Cienaga Mestizo	2,0	3,0	1,0	3,0	2,2	2,45
	Cienaga Espejo		Cienaga Espejo	2,0	4,0	5,0	3,0	3,4	3,2
	Cienaga Navio		Cienaga Navio	1,0	3,0	5,0	3,0	2,55	2,5
	La Balsa		La Balsa	4,0	1,0	1,0	4,0	2,95	2,65
	Ultima Boca		Última Boca	2,0	4,0	2,0	3,0	3,55	2,9
	Cienaga Ostional		Cienaga Ostional	3,0	5,0	1,0	2,0	3,5	3,3

Interpretación de los resultados

De acuerdo al Índice de Condición del Bosque de Manglar (ICT_{BM}) en las estaciones de la bahía de Cispata entre los años 2023 y 2024, se observaron que las estaciones obtuvieron condiciones entre Alerta a Deseable, el 63,6% de las estaciones se encontraban en estado "Regular", el 18,2% en "Deseable" y el 9,1% en categorías de "Alerta" y "No Deseable" (Herrera-Fajardo *et al.*, 2023; INVEMAR, 2024). Las estaciones con los valores más altos en ambos años fueron Caño Arteaga y Caño Tijo, con un ICT_{BM} superior a 4, indicando una condición y tendencia en Bueno. En contraste, Ciénaga Navío presentó los valores más bajos en ambos años, reflejando una condición menos óptima del manglar. La mayoría de las estaciones se encuentran en valores intermedios, con ligeros cambios entre los dos años evaluados.

Al comparar los valores de 2023 y 2024, se evidencia estabilidad en el 63,7% de las estaciones; mientras que el restante 36,3% obtuvo cambios entre ambos años. En Ciénaga Galo, el ICT_{BM} aumentó, lo que sugiere una mejora en la condición del manglar (Herrera-Fajardo *et al.*, 2023; INVEMAR, 2024). Sin embargo, en Última Boca y Ciénaga Soledad, el índice disminuyó en 2024, posiblemente debido a la pérdida de árboles y a cambios en la regeneración del bosque. Ciénaga Ostional, por su parte, presentó un leve incremento en su calificación, lo que podría estar relacionado con una recuperación en la densidad de plántulas y propágulos.

En general, la condición del manglar en el área de estudio se ha mantenido relativamente estable, con algunas estaciones mejorando y otras experimentando una leve disminución en su estado de conservación. La disminución del ICT_{BM} en ciertas estaciones puede indicar presiones ambientales o pérdida de cobertura arbórea, mientras que los aumentos

pueden reflejar procesos de regeneración natural. Estos resultados resaltan la importancia del monitoreo continuo para identificar tendencias y tomar decisiones de manejo adecuadas para la conservación del ecosistema de manglar.

Limitaciones del indicador

La formulación y aplicación completa del ICT_{BM}, se encuentra en desarrollo; para el atributo de especies de aves como indicador, para evaluar los valores de referencia. En este sentido, la función ecológica del índice no fue evaluada y solamente se tuvieron en cuenta los atributos estructurales y de regeneración natural del bosque de manglar. En cuanto a la regeneración natural, es importante resaltar que los monitoreos llevados cabo se han realizado en época de lluvias, limitando la visualización de plántulas y propágulos por los niveles de inundación.

Recomendaciones y alternativas de manejo

El indicador ICT_{BM} fue diseñado para determinar de una manera simple, pero holística, en qué estado se encuentra el ecosistema de manglar en Colombia. 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_{BM}.

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

Definición e importancia del indicador

El indicador de integridad biológica del manglar (IBIm) fue diseñado a partir de los conceptos propuestos por Karr (1991) y Campbell (2000), en conjunto con expertos en el ecosistema. Su finalidad es reflejar la capacidad del manglar para mantener sus atributos estructurales y funcionales, simulando un estado de referencia ideal, donde la red completa de procesos y componentes opera óptimamente. Utilizando datos recopilados en el marco del programa de monitoreo de la CGSM, el IBIm fue calibrado y ajustado específicamente para esta región. Este ajuste se basó en variables relacionadas con la estructura arbórea, la dinámica poblacional y la salinidad en las zonas asociadas al bosque de manglar. Si bien el IBIM se está utilizando e interpretando a partir de sus componentes actuales, se ha identificado la necesidad de incorporar variables que capturen la funcionalidad del ecosistema, para así obtener un indicador que refleje de manera integral su estado general.

El resultado del cálculo de este indicador muestra el grado de estabilidad del bosque y su vulnerabilidad frente a las presiones ambientales. Esta información es crucial para proponer medidas de manejo y conservación, implementar proyectos de rehabilitación o restauración, y evaluar la efectividad de las acciones implementadas.

El cálculo del IBIm se basa en variables simples asociadas a atributos clave de integridad (composición, estructura y factores abióticos). Estas variables se integran mediante funciones de promedio geométrico ponderado, con ponderaciones definidas y que fueron validadas por expertos. El cálculo se realiza para diferentes tipos fisiográficos de bosque de manglar (i.e. cuenca, ribereño y borde), y los valores obtenidos en campo se comparan con rangos de referencia para determinar los subíndices correspondientes (Tabla 29) La formulación del indicador se describe a continuación:

$$IBIm = (D_{sp1}^{0.2(62,5\%)} x D_{sp2}^{0.2(25\%)} x D_{sp3}^{0.2(12.5\%)} x A B_{sp1}^{0.3(62,5\%)} x A B_{sp2}^{0.3(25\%)} x A B_{sp3}^{0.3(12.5\%)} x S^{0.15} x P l^{0.0875} x P r^{0.0875})^{1/\Sigma pesos}$$

Donde,

Dspn: subíndice de densidad para la especie n. **ABspn:** subíndice de área basal para la especie n

S: subíndice de salinidad PL: subíndice de plántulas PR: subíndice de propágulos

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

Tabla 29. 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 de monitoreo de bosque de mangle de la Ciénaga grande de Santa Marta

Tipo fisiográfico	Salinidad	S	Densidad (ind/ha)	S	Área basal (m²/ha)	S	Plántulas (plant/m²)	S	Propágulos (prop/m²)	S
	x<30	5	<564	1	x<2,2	1	x<0,865	1	x<3,17	1
	30 <x≤38,4< td=""><td>4</td><td>564<x≤669< td=""><td>3</td><td>2,2<x≤4,2< td=""><td>2</td><td>0,865<x≤2, 16</x≤2, </td><td>2</td><td>3,17<x≤8,11< td=""><td>2</td></x≤8,11<></td></x≤4,2<></td></x≤669<></td></x≤38,4<>	4	564 <x≤669< td=""><td>3</td><td>2,2<x≤4,2< td=""><td>2</td><td>0,865<x≤2, 16</x≤2, </td><td>2</td><td>3,17<x≤8,11< td=""><td>2</td></x≤8,11<></td></x≤4,2<></td></x≤669<>	3	2,2 <x≤4,2< td=""><td>2</td><td>0,865<x≤2, 16</x≤2, </td><td>2</td><td>3,17<x≤8,11< td=""><td>2</td></x≤8,11<></td></x≤4,2<>	2	0,865 <x≤2, 16</x≤2, 	2	3,17 <x≤8,11< td=""><td>2</td></x≤8,11<>	2
Cuenca	38,4 <x≤46, 7</x≤46, 	3	669 <x≤1210< td=""><td>5</td><td>4,2<x≤7,7< td=""><td>3</td><td>2,16<x≤3,4< td=""><td>3</td><td>8,11<x≤16,78< td=""><td>3</td></x≤16,78<></td></x≤3,4<></td></x≤7,7<></td></x≤1210<>	5	4,2 <x≤7,7< td=""><td>3</td><td>2,16<x≤3,4< td=""><td>3</td><td>8,11<x≤16,78< td=""><td>3</td></x≤16,78<></td></x≤3,4<></td></x≤7,7<>	3	2,16 <x≤3,4< td=""><td>3</td><td>8,11<x≤16,78< td=""><td>3</td></x≤16,78<></td></x≤3,4<>	3	8,11 <x≤16,78< td=""><td>3</td></x≤16,78<>	3
	46,7 <x≤55< td=""><td>2</td><td>1210<x≤1812< td=""><td>4</td><td>7,7<x≤15,9< td=""><td>4</td><td>3,4<x≤7,13< td=""><td>4</td><td>16,78<x≤37,1 9</x≤37,1 </td><td>4</td></x≤7,13<></td></x≤15,9<></td></x≤1812<></td></x≤55<>	2	1210 <x≤1812< td=""><td>4</td><td>7,7<x≤15,9< td=""><td>4</td><td>3,4<x≤7,13< td=""><td>4</td><td>16,78<x≤37,1 9</x≤37,1 </td><td>4</td></x≤7,13<></td></x≤15,9<></td></x≤1812<>	4	7,7 <x≤15,9< td=""><td>4</td><td>3,4<x≤7,13< td=""><td>4</td><td>16,78<x≤37,1 9</x≤37,1 </td><td>4</td></x≤7,13<></td></x≤15,9<>	4	3,4 <x≤7,13< td=""><td>4</td><td>16,78<x≤37,1 9</x≤37,1 </td><td>4</td></x≤7,13<>	4	16,78 <x≤37,1 9</x≤37,1 	4
	>55	1	>1812	2	>15,9	5	>7,13	5	>37,19	5
	x<10	5	<564	1	x<9	1				
	10 <x≤16,70< td=""><td>4</td><td>564<x≤669< td=""><td>3</td><td>9<x≤17< td=""><td>2</td><td></td><td></td><td></td><td></td></x≤17<></td></x≤669<></td></x≤16,70<>	4	564 <x≤669< td=""><td>3</td><td>9<x≤17< td=""><td>2</td><td></td><td></td><td></td><td></td></x≤17<></td></x≤669<>	3	9 <x≤17< td=""><td>2</td><td></td><td></td><td></td><td></td></x≤17<>	2				
Ribereño	16,7 <x≤23, 3</x≤23, 	3	669 <x≤1210< td=""><td>5</td><td>17<x≤25< td=""><td>3</td><td></td><td></td><td></td><td></td></x≤25<></td></x≤1210<>	5	17 <x≤25< td=""><td>3</td><td></td><td></td><td></td><td></td></x≤25<>	3				
	23,3 <x≤30< td=""><td>2</td><td>1210<x≤1812< td=""><td>4</td><td>25<x≤30< td=""><td>4</td><td></td><td></td><td></td><td></td></x≤30<></td></x≤1812<></td></x≤30<>	2	1210 <x≤1812< td=""><td>4</td><td>25<x≤30< td=""><td>4</td><td></td><td></td><td></td><td></td></x≤30<></td></x≤1812<>	4	25 <x≤30< td=""><td>4</td><td></td><td></td><td></td><td></td></x≤30<>	4				
	>30	1	>1812	2	>30	5		_		
	x<40	5	<564	1	x<10	1		Por	definir*	
	40 <x≤46,67< td=""><td>4</td><td>564<x≤669< td=""><td>3</td><td>10<x≤20< td=""><td>2</td><td colspan="3"></td><td></td></x≤20<></td></x≤669<></td></x≤46,67<>	4	564 <x≤669< td=""><td>3</td><td>10<x≤20< td=""><td>2</td><td colspan="3"></td><td></td></x≤20<></td></x≤669<>	3	10 <x≤20< td=""><td>2</td><td colspan="3"></td><td></td></x≤20<>	2				
Borde	46,6 <x≤53, 3</x≤53, 	3	669 <x≤1210< td=""><td>5</td><td>20<x≤30< td=""><td>3</td><td></td><td></td><td></td><td></td></x≤30<></td></x≤1210<>	5	20 <x≤30< td=""><td>3</td><td></td><td></td><td></td><td></td></x≤30<>	3				
	53,3 <x≤60< td=""><td>2</td><td>1.210<x≤181 2</x≤181 </td><td>4</td><td>30<x≤40< td=""><td>4</td><td></td><td></td><td></td><td></td></x≤40<></td></x≤60<>	2	1.210 <x≤181 2</x≤181 	4	30 <x≤40< td=""><td>4</td><td></td><td></td><td></td><td></td></x≤40<>	4				
	>60	1	>1812	2	>40	5				

S: Subíndice (corresponde al rango de calificación para los intervalos de cada variable y es el resultado de la construcción realizada por expertos en el ecosistema de manglar); **ind:** individuos; **ha:** hectárea; **plant.:** plántulas; **prop.:** propágulos.

La interpretación de los resultados del IBIm, a partir de la integración de los subíndices se hace con la escala mostrada en la **Tabla 30**.

Tabla 30. Escala de interpretación del indicador de integridad biológica de manglares (IBIm) de la Ciénaga Grande de Santa Marta.

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

Fuente de los datos e información

^{*} 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.

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

La aplicación práctica del indicador incluye los datos tomados en las seis estaciones permanentes de monitoreo de manglar en la CGSM (Figura 49): Aguas Negras (ANE), Caño Grande (CGD), Kilómetro 22 (K22), Luna (LUN), Rinconada (RIN) y Sevillano (SEV).

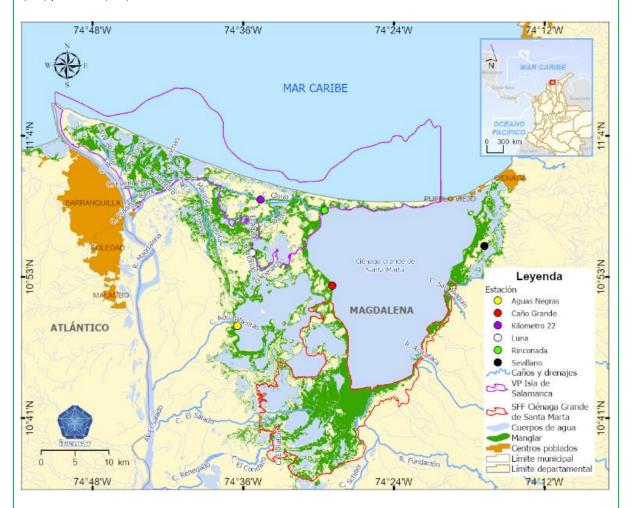


Figura 49. Ubicación de las estaciones de monitoreo permanente de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

El bosque que predomina en las estaciones de monitoreo corresponde a un manglar de tipo cuenca. Por lo tanto, el indicador fue calculado teniendo en cuenta los rangos para este tipo fisiográfico, presentados en la **Tabla 30**.

Periodo reportado

Para la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) el periodo de análisis contempla desde el año 2002 hasta 2024.

Reporte o cálculo del indicador

Se reporta información en el periodo comprendido entre los años 2002 y 2024 (INVEMAR, 2024) (Figura 50) no se incluye 2020 dado que no se realizaron monitoreos en la CGSM como consecuencia de la emergencia sanitaria declarada por el Gobierno Nacional para afrontar el COVID-19.

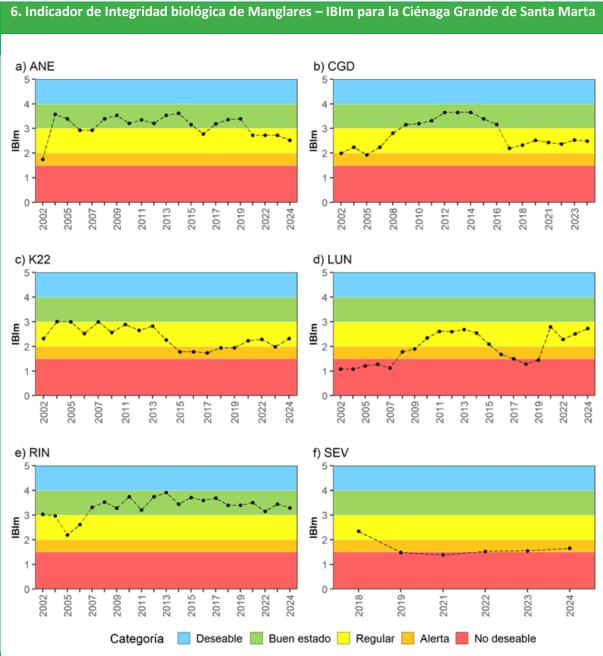


Figura 50. Serie histórica (2002 - 2024) del Indicador de Integridad Biológica de manglares (IBIm) para las estaciones de monitoreo permanente en la Ciénaga Grande de Santa Marta. A. ANE: Aguas Negras, B. CGD: Caño Grande, C. K22: Kilómetro 22, D. LUN: Luna, E. R IN: Rinconada y F. SEV: Sevillano.

Interpretación de los resultados

A pesar de hacer parte del mismo sistema delta-estuarino, los manglares de la CGSM son altamente variables en los atributos evaluados y que hacen parte del IBIm, así como su respuesta a los diferentes impulsores de cambio. Lo anterior se refleja en fluctuaciones contrastantes a través del tiempo observadas en las estaciones de monitoreo Figura 50. Los resultados del IBIm brindan una aproximación a la estabilidad y/o grado de perturbación de los bosques de manglar en la CGSM. Esto permite comprender su vulnerabilidad ante las presiones ambientales que afectan el estado de la vegetación, y constituye un insumo fundamental para establecer las medidas adecuadas para su mantenimiento.

La estación Aguas Negras (Figura 50) ha permanecido en la categoría Regular durante los últimos cuatro años (2021-2024), con una disminución en el valor del IBIm para el 2024 con respecto al 2023, siendo la densidad de propágulos

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

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

La estación Caño Grande se ha mantenido en la categoría Regular y ha mostrado una tendencia relativamente estable durante el periodo 2017-2024 (Figura 50). Aunque el promedio de salinidad aumento aproximadamente 6 unidades con respecto al 2023, los valores de los atributos estructurales y de regeneración natural fueron similares, con un incremento en el área basal y en la densidad de plántulas para el 2024. Se debe tener en cuenta que la trayectoria observada en esta estación también obedece a la reforestación con *Rhizophora mangle*, llevada a cabo en el 2000, en el marco del proyecto Manglares de Colombia (INVEMAR, 2011). Por ello, esta especie tiene un IVI mayor que *Avicennia germinans*, y la configuración del bosque difiere de la propia de un manglar tipo cuenca.

Aunque la estación Kilómetro 22 se ha mantenido en la categoría Regular desde el 2021, el valor del IBIm mostró un aumento con respecto al 2023 (Figura 50). Se observaron cambios importantes en la estructura y composición del bosque, que responden a la inclusión de nuevos individuos en el 2024, principalmente brinzales de la especie *Laguncularia racemosa*. La proporción de reclutas de esta especie, sugiere una trayectoria de recuperación característica de zonas perturbadas con suelos inestables y niveles moderados de salinidad, donde esta especie pionera contribuye a la consolidación del suelo y promueve el proceso de sucesión secundaria (Álvarez-León *et al.*, 2004; Proffitt y Devlin, 2005; Berger *et al.*, 2006).

La estación Luna se ha mantenido en la categoría Regular durante el periodo 2021-2024 (Figura 50). El valor del IBIm fue mayor para el 2024, como resultado del aumento del área basal y la estabilidad de los otros atributos que componen el indicador. El estado del manglar ha cambiado considerablemente a lo largo del tiempo en esta estación, y refleja uno de los sectores donde el ecosistema ha presentado un alto nivel de degradación, que parece estar asociado al aumento de la salinidad. Desde el 2017, el promedio de salinidad ha disminuido y el área basal ha aumentado gradualmente. Similar a lo observado en la estación del Kilómetro 22, la especie *L. racemosa* es dominante, aunque Luna exhibe un bosque estructuralmente más desarrollado, donde los latizales contribuyen en mayor proporción a la configuración del bosque.

La estación Rinconada se ha mantenido en la categoría Buen estado desde el 2007 (Figura 50), y ha mostrado cambios en el valor del IBIm, asociados a la variación en la densidad de plántulas y propágulos cada año. Esta estación presenta condiciones fisicoquímicas favorables para las especies de manglar y una configuración estructural estable, propia de un bosque desarrollado de tipo fisiográfico cuenca, donde predomina *A. germinans*. El estudio de la dinámica del manglar en esta estación permite comprender la trayectoria natural del ecosistema, y examinar los aspectos (*e.g.* biofísicos y espaciales) que contribuyen a la resiliencia del bosque observada a través del tiempo.

La estación Sevillano se clasificó en la categoría Alerta en el 2024, y ha fluctuado entre la categoría Regular y No deseable desde que se incluyó en el monitoreo en el 2018 (Figura 50) Se observó un aumento en el valor del IBIm para el 2024 con respecto al 2023, debido a la disminución en el promedio de salinidad (de 82,9 a 52,4 unidades) y a una mayor densidad de propágulos, que fue la más alta entre todas las estaciones monitoreadas. Sin embargo, todos los atributos estructurales que componen el IBIm presentan condiciones pobres en esta estación, características de un ecosistema degradado sin aparente trayectoria de recuperación.

El estado de los manglares en la CGSM está intrínsecamente ligado a la interacción de factores ambientales y sucesionales. La salinidad, como regulador clave, influye directamente en el crecimiento y distribución de las especies, con fluctuaciones anuales que impactan de manera heterogénea a las diferentes estaciones. Eventos climáticos como El Niño pueden exacerbar la degradación, especialmente en estaciones como Kilometro 22 y Luna, afectando la estructura del bosque. No obstante, los procesos de recuperación son evidentes, con un incremento general en el área basal en 2024 y diferencias en la trayectoria sucesional entre estaciones. La dinámica de la regeneración natural, influenciada por la salinidad y el predominio de especies como A. germinans, juega un papel crucial en la resiliencia del ecosistema, aunque la respuesta variable entre estaciones sugiere la necesidad de estrategias de manejo adaptativas y específicas para cada sitio.

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

Limitaciones del indicador

Los intervalos de referencia para el IBIm se construyeron exclusivamente a partir de estudios realizados en la CGSM. Por esta razón, la aplicación de este índice se limita a esta área y no debe extenderse a otras zonas de la costa colombiana. Para evaluar el estado de los manglares en otras regiones, se recomienda utilizar el ICT_{BM}, el cual establece condiciones de evaluación específicas para cada área y considera la alta variabilidad de este ecosistema en Colombia y las diferencias entre ambas costas.

Se debe considerar que el IBIm ha sido calibrado según los tipos fisiográficos descritos para la CGSM. Por lo tanto, antes de calcular el índice para un área de interés dentro de la CGSM, es crucial identificar el tipo fisiográfico del bosque de manglar y asignar los subíndices correspondientes de acuerdo con los intervalos presentados en la Tabla 29

Si bien el IBIm incluye variables indicadoras de la estructura del bosque, la dinámica poblacional (densidad, área basal e incluso la regeneración natural, que representa el potencial estructurante del bosque) y la salinidad del agua, carece de variables que reflejen la función ecológica del manglar.





INTRODUCCIÓN

Este capítulo de indicadores de presión, da cuenta de las causas y tensores de cambios en los ecosistemas marinos y costeros de Colombia, así como en los servicios ecosistémicos que ofertan estos ambientes, 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 es descrito teniendo en cuenta su definición, cálculo, interpretación y discusión en sus usos y limitaciones para el manejo.

TENSOR DIRECTO

Aprovechamiento de recursos pesqueros

Las áreas marinas y costeras poseen una gran biodiversidad lo que las constituye en uno de los sistemas más productivos que existen en el planeta (Agardy, 1994; Eichbaum et al., 1996). Esta biodiversidad marina oferta 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 CO2 y contaminantes), servicios culturales (p.e. el turismo) y los servicios de aprovisionamiento (p.e. la pesca). Sin embargo, los anteriores están expuestos a muchos factores estresantes que originan una reorganización de la diversidad (Magurrán, 2016) y que provocan cambios en el funcionamiento de los mismos (Ito et al., 2023). Uno de estos factores estresantes es el aprovechamiento por pesca que ha mostrado un patrón generalizado de niveles no sostenibles de los recursos durante los últimos 50 años (Myers y Worm, 2003; Rosenberg et al., 2006), por lo que se ha tratado de documentar el impacto de la misma sobre la biodiversidad. En el país, algunas investigaciones han documentado sus variados impactos sobre la biodiversidad marina (Rueda et al., 2006; Rodríguez et al., 2012), así como efectos en la estructura y funcionamiento del ecosistema (Rueda et al., 2004; Escobar-Toledo et al., 2015; Rueda y Defeo, 2003). El uso de indicadores para sintetizar la información revela el estado de los ecosistemas y sus recursos (Niquil et al., 2012) y su aplicación es útil para el manejo. (Tam et al., 2017). Precisamente, los indicadores que se abordan en este capítulo, pretenden evidenciar la evolución de la presión ejercida sobre los recursos pesqueros usando puntos de referencia límite y recomendaciones para el manejo del recurso pesquero. Los indicadores se construyeron con base en información colectada por el INVEMAR en proyectos de investigación y actividades de monitoreo, así como información de estadísticas oficiales de pesca generadas por la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca – AUNAP.



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

Definición e importancia del indicador

Es una medida de producción o rendimiento de los recursos pesqueros que son explotados por la pesquería industrial y artesanal y, que se desembarcan o llegan a puerto luego de ser capturados por algún tipo de arte de pesca durante las faenas en un área determinada. Este indicador contribuye a la formulación de medidas de manejo pesquero.

Fuente de los datos e información

Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INPA: 1990-1999), Instituto Colombiano para el desarrollo Rural (INCODER: 2000-2006), Convenio entre el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural y la Corporación Colombia Internacional – CCI (MADR-CCI: 2007-2011) y el Servicio Estadístico Pesquero Colombiano (SEPEC; AUNAP: 2012-2024).

Periodo reportado

1990-2024. Nota: El convenio MADR – CCI no reportó información de pesca industrial y artesanal para 2011, por tanto, no se muestra información para este año. Para el periodo 2014-2024, el SEPEC publicó las estadísticas de pesca solo para algunos meses en los que se realizó el registro de información, por tanto la información para algunos años es subestimada.

Reporte o cálculo del indicador

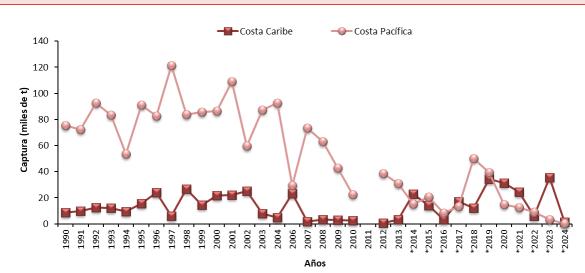


Figura 51. Captura industrial y artesanal desembarcada para el Caribe y Pacífico colombiano. *Los datos publicados en el SEPEC no cuentan con información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada.

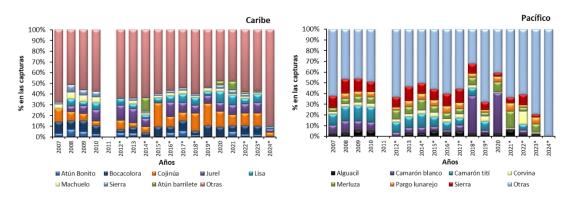


Figura 52. Porcentaje de la captura artesanal en peso por especie desembarcada para el Caribe y Pacífico colombiano.

*Los datos publicados en el SEPEC no cuentan con información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada.

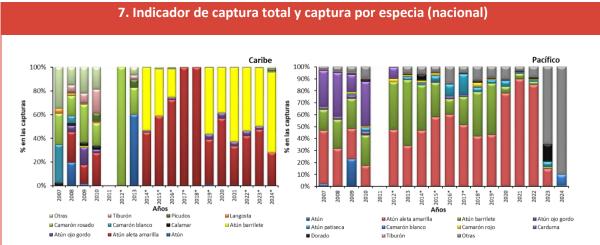


Figura 53. Porcentaje de la captura industrial en peso por especie desembarcada para el Caribe y Pacífico colombiano.

*Los datos publicados en SEPEC tienen vacíos de información para algunos meses del año, por tanto, esta información es subestimada.

Interpretación de los resultados

Los registros históricos de la captura desembarcada en los litorales Caribe y Pacífico muestran un panorama diferente. En el Pacífico, se observa una disminución a lo largo de la serie temporal, aunque en los últimos años se registran algunos valores intermedios. En contraste, en el Caribe, la serie de tiempo muestra incrementos en los rendimientos al final de la serie, siendo el de mayor registro 2023 (35.391 t; Figura 51).

Para 2024, el Servicio Estadístico Pesquero Colombiano (SEPEC) ha publicado únicamente estimaciones de desembarcos artesanales e industriales correspondientes a los meses de septiembre y octubre para ambos litorales. Por lo tanto, no se dispone de datos completos que permitan conocer con certeza la producción pesquera total del último año. No obstante, al comparar los desembarcos totales del período reportado con el mismo período de 2023, se identifican rendimientos similares, manteniéndose la mayor contribución en el Caribe (77,6%; 1.483,9 t), en comparación con el Pacífico colombiano (22,4%; 432,1 t; Figura 51). Es importante señalar que este indicador no incluye las capturas provenientes del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina ni de la Ciénaga Grande de Santa Marta, lo que podría influir en las tendencias observadas.

En 2024, durante los meses reportados por SEPEC, la pesca artesanal en el Caribe registró un desembarco total de 413,1 t, con una mayor incidencia de especies como la cojinúa (*Caranx crysos*, 18,4%), la lisa (*Mugil incilis*, 15,1%) y el jurel (*Caranx hippos*, 8,8%; Figura 52). En el Pacífico, el desembarque artesanal alcanzó un total de 110,5 t, destacándose el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*, 17,7%), el ronco (*Rhencus macracanthus*, 15,7%), el pejesapo (*Pseudopimelodus atricaudus*, 6,2%) y el burique (*Caranx caballus*; 4,1%; Figura 52). La variación de las principales especies históricamente desembarcadas en los litorales se atribuye a los pocos meses analizados para el año evaludo.

A nivel industrial, el desembarco registrado para el Caribe fue de 1.070,8 t, con una predominancia de especies de la familia Scombridae, principalmente atún aleta amarilla y barrilete (95,6%), cuya captura se llevó a cabo en el Pacífico por la flota industrial (Figura 53). Por su parte, en el Pacífico, esta flota desembarcó un total de 321,5 t, con una mayor representación de la picua (*Sphyraena ensis*, 9,3%), el dorado (*Cyclopsetta querna*, 9,3%), el camarón blanco (*Penaeus occidentalis*, 8,9%) y el jurel (*Caranx caninus*, 8,6%; Figura 53)

Limitaciones del indicador

La información presentada tiene un nivel de incertidumbre en los reportes de los desembarcos de los últimos años, registrados por la autoridad pesquera (http://sepec.aunap.gov.co/), permitiendo así construir un indicador de la tendencia de la producción pesquera afectada por niveles de esfuerzo de pesca y la variabilidad ambiental. Una limitante que cobra fuerza en los últimos años, es la representatividad de los datos, lo cual puede llegar a invalidar la tendencia de la producción pesquera nacional presentada actualmente. No puede tomarse esta información como indicadora del estado de explotación de las poblaciones aprovechadas por pesca actualmente en el país, solo como una medida aproximada del aprovechamiento hecho que indudablemente es mayor a los mostrado en los últimos años.

Recomendaciones y alternativas de manejo

El indicador muestra una tendencia a la disminución para ambas costas (Caribe y Pacífica) que podría deberse a un receso en el esfuerzo de muestreo, ya que la información corresponde a una fracción del año que puede no ser representativa del

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

comportamiento de las capturas en todos los meses, dada la estacionalidad del recurso. Así mismo, se debe considerar el esfuerzo de pesca aplicado, la influencia de factores ambientales y condiciones del hábitat en la disponibilidad y abundancia del recurso. De manera precautoria, las cuotas de pesca a aplicar deben ser conservadoras sobre los registros mostrados confrontados con estimaciones de Máximo Rendimiento Sostenible basados en modelación de registros históricos y en estimaciones directas de biomasa a través de cruceros de prospección pesquera.

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

Definición e importancia del indicador

El indicador es una medida de producción o rendimiento de un recurso pesquero que se desembarca o llega a puerto posterior a su captura por algún tipo de arte de pesca durante faenas ejercidas en un área determinada. Este indicador contribuye a la formulación de medidas de manejo pesquero.

Fuente de los datos e información

La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.

Periodo reportado

Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2024.

Reporte o cálculo del indicador

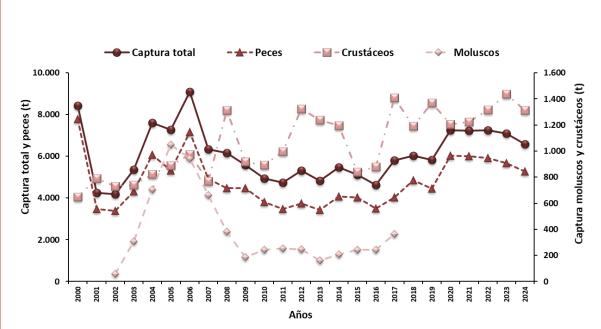


Figura 54. Captura total anual y por grupo de especies desembarcada de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.

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

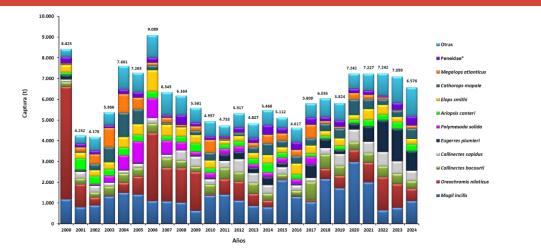


Figura 55. Composición anual de la captura desembarcada por especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.

Interpretación de los resultados

En los dos últimos años se ha evidenciado una disminución en la captura total anual. En 2024, se registraron 6.576 t, lo que representa un descenso en comparación con años anteriores, sin embargo, desde 2020, la producción se ha mantenido por encima de las 6.500 t. El comportamiento de la serie temporal evidencia una tendencia inicial de incremento, alcanzando su punto máximo en 2006, seguida de una marcada reducción en la producción pesquera posterior a ese año. No obstante, desde 2017, se observa un evidente restablecimiento de los rendimientos pesqueros (Figura 54).

En 2024, la composición de las capturas estuvo representada por peces (80%) y crustáceos (20%), manteniendo un comportamiento similar al del año anterior (Figura 54). Se destaca la ausencia de registro de datos de moluscos desde 2018 en el área de la Vía Parque Isla de Salamanca (VIPIS), por acciones de conservación de este recurso dentro de esta área protegida. En el grupo de peces, las especies con mayor incidencia fueron la lisa (*Mugil incilis*; 16,7%), la mojarra rayada (*Eugerres plumieri*; 14,6%), la mojarra lora (*Oreochromis niloticus*; 9,1%) y el mapalé (*Cathorops mapale*; 7,5%). En el caso de los crustáceos, las jaibas representaron el 15,5% de la producción global, con predominancia de la jaiba azul (*Callinectes sapidus*; 7,4%) y la jaiba roja (*Callinectes bocourti*; 5,6%; Figura 55). La composición de la captura durante la serie, demuestra que, al inicio de la misma, las capturas estaban dominadas por la mojarra lora, quien nuevamente se hizo presente su alto aporte en la captura desembarcada para el 2024. También, se destaca el repunte en la participación de la mojarra rayada en los últimos años, en comparación con la década anterior de la serie (Figura 55).

Limitaciones del indicador

El indicador posee una certidumbre esperada, basada en un enfoque muestral aplicado por el INVEMAR para las estadísticas de pesca, lo cual no incide en la tendencia del indicador. 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

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). Desde una perspectiva de producción pesquera, es claro el repunte de los desembarcos desde el 2017, no obstante, una leve disminución es evidente en los últimos años. 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, Corporación Autónoma Regional del Magdalena - CORPAMAG y Parques Nacionales Naturales - PNN).

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

Definición e importancia del indicador

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) es un índice de la abundancia relativa de un recurso aprovechado por pesca en un área geográfica dada y usando una tecnología de pesca específica. Representa el peso capturado por especie (o multiespecífico) en función del esfuerzo invertido en la extracción. Es la única medida de este tipo estimable en la CGSM, a partir de estadísticas de pesca que puede medir el estado de una población aprovechada por pesca.

Fuente de los datos e información

La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.

Periodo reportado

Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2024.

Reporte o cálculo del indicador

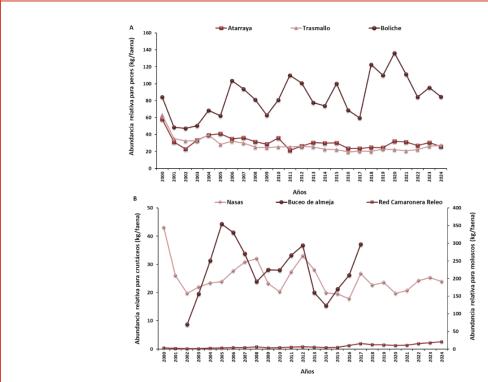


Figura 56. Abundancia relativa de peces (A) y crustáceos y moluscos (B) por arte de pesca en la ecorregion Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.

Interpretación de los resultados

La abundancia relativa (captura por unidad de esfuerzo-CPUE) determinada para los tres principales artes de pesca dirigidos a la captura de peces, muestra tendencias diferentes. El boliche ha sido históricamente el arte más eficiente, con picos y descensos intercalados que en la serie de tiempo muestra una tendencia general positiva, aunque en los últimos cuatro años, se ha evidenciado una tendencia decreciente (82 kg/faena en 2024). Los otros dos artes (atarraya y trasmallo) han mostrado una tendencia relativamente estable en la abundancia de peces a lo largo de la serie temporal (2001-2024), con

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

valores que oscilan entre 19 y 41 kg/faena. La atarraya ha mantenido una representación ligeramente superior en comparación con el trasmallo durante casi toda la serie (Figura 56A). Para 2024, la CPUE disminuyó en el boliche y en la atarraya, mientras que el trasmallo, desde 2022, ha presentado ligeros aumentos, alcanzando 27,4 kg/faena en 2024. (Figura 56A).

A nivel de invertebrados, la abundancia de jaibas capturadas con nasas muestra picos y descensos, con tendencia general, y un leve aumento en los dos últimos años, con un valor muy cercano a lo reportado en 2017 (26,7 kg/faena; (Figura 56B). Para el caso de las almejas, no se verificó su comportamiento durante 2024 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.

Limitaciones del indicador

El indicador ha sido estimado con buen grado de certidumbre, no obstante, considerando el carácter multiespecífico de la pesquería, deben tomarse con precaución los datos de este indicador con diferentes artes de pesca. 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.

Recomendaciones y alternativas de manejo

A partir de las capturas y el esfuerzo, es posible determinar el rendimiento máximo sostenible (RMS) como una alternativa de punto de referencia límite para sugerir cuotas de pesca y establecer el nivel de esfuerzo permisible que contribuya al mantenimiento de la biomasa aprovechable. La información colectada es continua con igual metodología, por tanto, es adecuada para evaluar el estado del recurso.

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

Definición e importancia del indicador

La talla media de captura (TMC) es el tamaño promedio expresado en longitud de los individuos de una población extraída por pesca con un arte y en un área de pesca dada. La TMC comparada con un punto de referencia como la talla de madurez sexual (TM) de la especie, se asume como un indicador del estado de la pesquería en términos de sobrepesca por crecimiento o efecto sobre la estructura de la población de una especie dada. La TMC permite detectar presión sobre el recurso, debido a cambios en la tecnología de pesca y esfuerzo de pesca.

Fuente de los datos e información

La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.

Periodo reportado

Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2024.

Reporte o cálculo del indicador

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

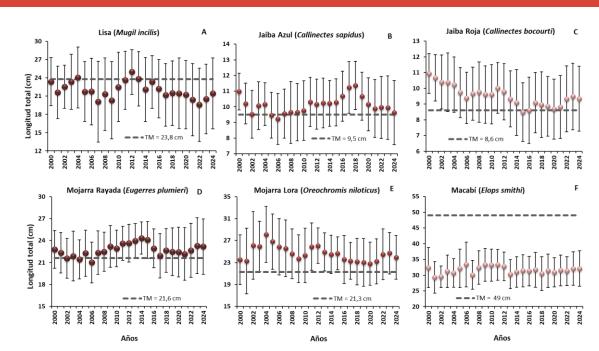


Figura 57. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) para las principales especies en la CGSM y su ubicación con respecto a la talla de madurez sexual (TM). En el caso de las Jaibas (B y C) la medida es el ancho del caparazón.

Interpretación de los resultados

Se reafirma la presión pesquera sobre la lisa (*M. incilis*), con un riesgo alto de sobrepesca, teniendo en cuenta que su TMC continúa por debajo de la TM (punto de referencia límite – PRL), sin embargo, en los últimos dos años se ha observado un ligero aumento progresivo en la TMC. Aunque este indicador mostró recuperación en los años 2011-2013 y 2015, no se mantuvo su comportamiento, invirtiendo su trayectoria desde 2016 con mayor tendencia a la baja, lo que pone en riesgo la sostenibilidad del recurso (Figura 57A). De manera similar, el macabí (*Elops smithi*) ha sido objeto de una fuerte presión pesquera, con valores de TMC por debajo del PRL a lo largo de la serie temporal, debido a la especie usa la CGSM como área de crianza y crecimiento para después migrar al mar (Figura 57F).

En cuanto a la situación de las jaibas (*Callinectes spp.*), la TMC disminuyó levemente en 2024, aunque sigue ubicándose por encima de los PRL (*C. sapidus* 9,5 cm y *C. bocourti* 8,6 cm), lo que incide en la disminución de las señales de sobrepesca (Figura 57B y C). En cuanto a la mojarra rayada y la mojarra lora, generalmente han sido capturadas por encima de su TM, pero muy cercano al PRL (Figura 57D y E).

Limitaciones del indicador

En el caso de la CGSM, los recursos se extraen con varios artes de pesca, cada uno de las cuales selecciona un espectro de tallas determinado afectando la TMC. Tal complejidad plantea un cuidadoso seguimiento en monitoreo al desempeño de diferentes artes de pesca.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Se recomienda tener en cuenta el criterio del PRL expresado en la TM como talla mínima de captura, para las especies: lisa (*M. incilis*) = 24 cm LT; mojarra rayada (*E. plumieri*) = 22 cm LT; mojarra lora (*O. niloticus*) = 21 cm LT y macabí (*E. smithi*) = 49 cm. Para las jaibas (*C. sapidus* y *C. bocourti*), se indica una talla mínima de captura de 9,5 cm y 8,6 cm de ancho estándar del caparazón, respectivamente. Algunas medidas como incluir ventanas de escape en las nasas para garantizar la captura del recurso jaiba por encima de la TM se están evaluando para poder incluir como opción de manejo. Las medidas operacionales para maximizar la captura de individuos en la TM o por encima de ésta, se basan en el control de la selectividad de los artes de pesca usados.

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

Definición e importancia del indicador

La cantidad de captura desembarcada es generalmente dividida en captura objetivo (aquella que es objetivo de pesca a través de un arte específico), captura incidental que corresponde a la fracción no objetivo de pesca, pero que tiene valor comercial, y el descarte, el cual hace referencia a la fracción de la captura total que no es usada por el pescador y termina siendo devuelta al medio por su nulo interés comercial. Este indicador permite determinar el impacto de la pesca sobre la biodiversidad y demás efectos sobre las redes tróficas e interacciones comunitarias.

Fuente de los datos e información

La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN.

Periodo reportado

Los resultados presentados corresponden a información registrada en 2024.

Reporte o cálculo del indicador

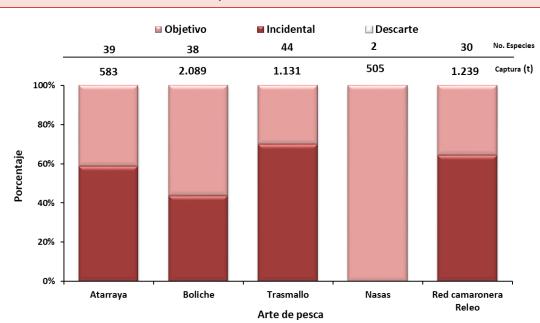


Figura 58. Composición porcentual de las capturas en peso por arte de pesca para 2024 discriminando las capturas objetivo, incidental y descartes en la CGSM.

Interpretación de los resultados

En 2024, no se registraron descartes en los desembarcos pesqueros de la CGSM, ya que toda la captura fue aprovechada por los pescadores (p.e. especies pequeñas para alimento en zoocriaderos, para carnada e incluso para consumo humano; (Figura 58). No obstante, aunque el 100% de los recursos extraídos es utilizado, la captura de especies juveniles conlleva a un deterioro de la estructura poblacional, sobrevivencia y en la biodiversidad del ecosistema.

Las redes fueron los artes menos selectivos para la captura de peces, siendo el trasmallo el de mayor porcentaje de captura incidental con un 70% representada por 44 especies (Figura 58), principalmente como objeto pesca la lisa (*M. incilis*), el macabí (*Elops smithi*) y la mojarra lora (*O. niloticus*). La red camaronera releo con un 64% de captura incidental constituida por 30 especies (Figura 58), siendo su objetivo el camarón rosado (*F. notialis*), camarón café (*F. subtilis*), camarón cachaco (*X. kroyeri*) y langostino (*P. Schmitti*). La atarraya presentó un 59% de captura incidental con 39 especies (Figura 58), siendo objeto de pesca la lisa (*M. incilis*) y el mapalé (*C. mapale*). El boliche con un 44% de captura incidental, con 38 especies (Figura 58), de las cuales la lisa (*M. incilis*) y la mojarra rayada (*E. plumieri*) fueron objetivo de la pesca. Para los artes de

Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia 2024

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

pesca dirigidos a peces, la selectividad se basa en función del tamaño de malla.

Limitaciones del indicador

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

Recomendaciones y alternativas de manejo

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



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

Definición e importancia del indicador

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

Fuente de los datos e información

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

Periodo reportado

Los resultados presentados corresponden a información registrada en 2024.

Reporte o cálculo del indicador

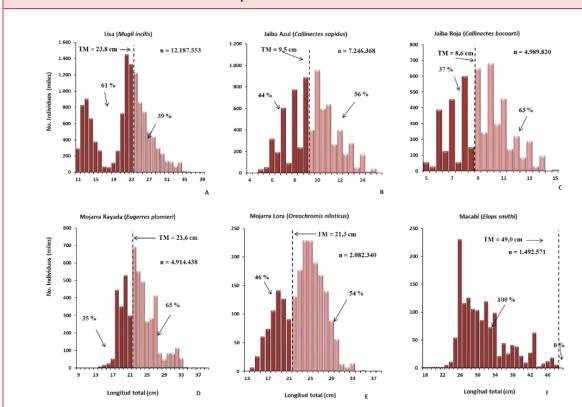


Figura 59. Fracción desovante (color claro) y juvenil (color oscuro) de los principales recursos pesqueros en la CGSM durante 2024.

Interpretación de los resultados

En 2024, el macabí (*E. smithi*) se mantiene como la especie con la mayor fracción aprovechada por debajo de la TM (PRL), ocupando el 100% de sus capturas por individuos juveniles o subadultos (Figura 59F), seguido de la lisa con 61% que, a pesar de su disminución comparado con el año anterior (72%), su mayor representación sigue correspondiendo a individuos inmaduros (Figura 59A).

La mojarra rayada (*E. plumieri*) muestra una presión menor, con un 35% de individuos capturados por debajo de la TM (Figura 59D), aumentando la probabilidad de reproducción de los individuos de la población. La mojarra lora (*O. niloticus*), muestra que el 46% de los individuos estuvieron por debajo de la TM (Figura 59E), influyendo en la capacidad reproductiva

Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia 2024

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

de las poblaciones pesqueras. De igual manera, se registró una presión pesquera moderada para la jaiba azul y jaiba roja (44% y 37% por debajo del PRL, respectivamente), reiterando la disminución de los signos de sobrepesca, debido a la actualización de las TM (*C. sapidus*, el PRL en 9,5 cm de longitud total y para *C. bocourti* en 8,6 cm; Figura 59 B y C).

Limitaciones del indicador

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

Recomendaciones y alternativas de manejo

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



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

Definición e importancia del indicador

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

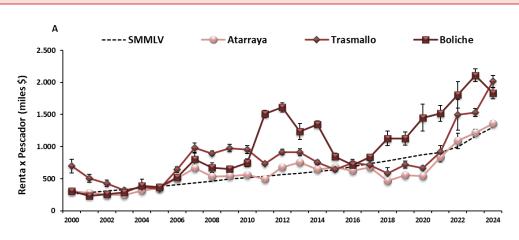
Fuente de los datos e información

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

Periodo reportado

Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2024.

Reporte o cálculo del indicador



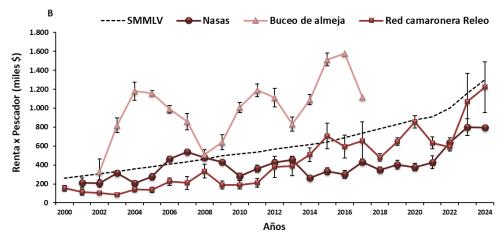


Figura 60. Variación interanual de la renta económica promedio mensual (+/- EE) por pescador para los principales artes de pesca (Arriba: Peces y Abajo: Invertebrados) en la CGSM y su ubicación con respecto a una renta umbral equivalente a un SMMLV por año (en el 2024 SMMLV = \$ 1.300.000).

Interpretación de los resultados

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

Se evidencia en la serie de tiempo que, la renta económica por pescador producto de las capturas de peces ha variado en función de los artes de pesca empleados en la CGSM, siendo el boliche el arte que ha superado en la mayoría de los años el SMMLV. En 2024, los beneficios de este arte disminuyeron comparados con el año anterior, sin embargo, desde 2017 no se evidencian valores inferiores o iguales al SMMLV de referencia. En el caso del trasmallo y la atarraya los últimos tres años se ha reflejado incremento progresivo en la renta superando el punto de referencia, aunque en menor rendimiento para la atarraya (Figura 60A).

Respecto a las nasas usadas para la extracción de jaibas, se ha reflejado una renta por debajo del umbral fijado, comportamiento observado desde 2009. En el caso de la red camaronera releo los últimos tres años, este indicador ha aumentado progresivamente alcanzados valores cercanos al SMMLV, el cual la media solo ha sido superada en 2015 (Figura 60B).

En el caso del buceo de almeja, entre 2002 y 2017, se reflejan múltiples variaciones con aumentos y descensos progresivos que en casi todos los años ha superado el umbral de referencia, siendo su pico más alto en el 2016 (Figura 60B); para el 2024 no se registró información de este indicador. Es claro que la captura de peces representa mayores beneficios económicos para el pescador, en comparación con la captura de crustáceos.

Limitaciones del indicador

La calidad de la información de costos y precios es dependiente de la voluntad de los pescadores entrevistados y por ende hay un efecto en la estimación final, contabilizado para el caso de la CGSM. Las tendencias de la oferta y la demanda, pueden afectar la estimación de indicadores económicos, sin tener esto que ver en algunos casos con la disponibilidad de los recursos

Recomendaciones y alternativas de manejo

Se sugiere analizar la incidencia de este indicador para efectos de planificación e implementación de proyectos de fomento, desarrollo tecnológico, control, ordenamiento y en general de administración de la pesquería, pues contribuiría a la determinación de las cuotas de pesca, relacionando además del máximo rendimiento biológico, el máximo rendimiento económico.

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

Definición e importancia del indicador

En el indicador se analiza el nivel de aprovechamiento sobre las tallas de las principales especies de peces capturadas de la CGSM. Indica la tasa o porcentaje de la presión pesquera artesanal sobre las principales especies de peces de la ecorregión CGSM, teniendo en cuenta la Talla Media de Captura (TMC) y la Talla de Madurez Sexual (TM) por especie. Para el cálculo se definen las 15 principales especies de peces a partir de las capturas desembarcadas. La TMC se calcula a partir de los datos de tallas registrados en campo y almacenados como frecuencias de tallas. Con el dato de TM, se calcula el indicador TMC/TM por especie. A partir de las principales especies, se realiza el cálculo para cada una de ellas, y finalmente se analiza en conjunto estos indicadores para determinar la presión ejercida por la pesca artesanal. Este indicador permite inferir el probable impacto de la pesquería sobre el recurso, en términos de sobrepesca por crecimiento o efecto sobre la estructura de tallas.

Fuente de los datos e información

La información corresponde a la base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, complementada con información de las TM por especie a partir de información secundaria.

Periodo reportado

Los resultados presentados corresponden a la serie histórica de 2000 a 2024.

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

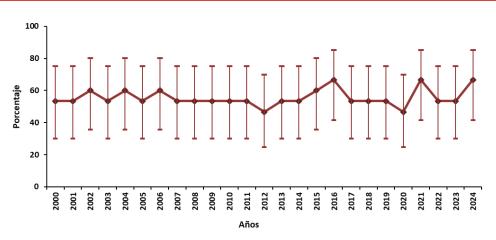


Figura 61. Indicador de la presión pesquera artesanal sobre la estructura de tallas capturadas de las principales especies de peces de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta-CGSM. Indicador certificado por el DANE.

Interpretación de los resultados

A lo largo de la serie de tiempo, este indicador ha variado entre el 47% y el 67% de las especies aprovechadas por debajo de su TM. Para el 2024, este indicador aumentó su valor alcanzando el valor más alto reportado, siendo junto con el 2016 y 2021 los años más altos en la serie de tiempo (67%; Figura 61). En contraste, para los años 2012 y 2020 se presentaron las menores afectaciones con solo 46,7% de las principales especies aprovechadas por debajo de la TM., lo que conlleva al fortalecimiento de las recomendaciones de medidas de manejo dirigidas a la conservación y el aprovechamiento de los recursos hidrobiológico de la CGSM.

Limitaciones del indicador

En el caso de la CGSM, los recursos se extraen con varios artes de pesca, cada uno de las cuales selecciona un espectro de tallas determinado afectando la TMC. Tal complejidad plantea un cuidadoso seguimiento en monitoreo al desempeño de diferentes artes de pesca.

Recomendaciones y alternativas de manejo

El resultado del indicador y su análisis por especie, permite sugerir tallas mínimas de captura como medida de manejo, teniendo en cuenta la relación específica TMC/TM, de utilidad como punto de referencia límite-PRL, usándolo como criterio principal de esta medida. En este contexto, se recomienda tener en cuenta el criterio del PRL expresado en la TM como talla mínima de captura. Por ejemplo, para las siguientes especies se recomiendan estas tallas mínimas de captura: lisa (*M. incilis*) = 24 cm LT; mojarra rayada (*E. plumieri*) = 22 cm LT; mojarra lora (*O. niloticus*) = 22 cm. Las medidas operacionales para maximizar la captura de individuos en la TM o por encima de ésta, se basan en el control de la selectividad de los artes de pesca usados.

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

Definición e importancia del indicador

Es una medida de producción o rendimiento de un recurso pesquero que se desembarca o llega a puerto luego de ser extraído de la población natural por unidad económica de pesca (UEP) con algún tipo de arte de pesca especifico, en este caso la red de arrastre de fondo industrial. Se presenta el indicador para la captura objetivo en cada costa constituida por varias especies de camarón de aguas someras (CAS) y aguas profundas (CAP).

Fuente de los datos e información

Base de datos del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN, alimentado con apoyo de las empresas pesqueras que desembarcan en Buenaventura en el Pacífico e 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 octubre de 2024 para el Pacífico.

2009 a octubre de 2024 para el Caribe.

Reporte o cálculo del indicador

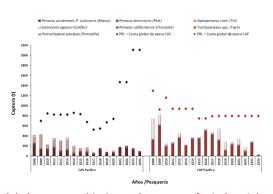


Figura 62. Variación interanual de la captura objetivo en las pesquerías industriales de camarón del Pacífico (CAS y CAP) y su relación con la cuota global de pesca anual (punto de referencia límite; PRL).

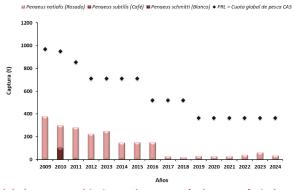


Figura 63. Variación interanual de la captura objetivo en la pesquería de camarón industrial del Caribe y su relación con la cuota global de pesca anual (punto de referencia límite; PRL).

Interpretación de los resultados

En 2024, la pesquería de Camarón de Aguas Someras (CAS) en el Pacífico colombiano ha registrado un desembarco total de 98,3 t de captura objetivo (CO), lo que representó una disminución superior al 60% de lo reportando en 2023. En relación con la cuota global de pesca asignada por la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), para 2024 se mantuvo igual que el año anterior (2.110 t) y solo se aprovechó el 5 % de esta. Las especies objetivo presentes en la captura durante el periodo analizado fueron: con la mayor contribución el camarón blanco (*Penaeus occidentalis*; 97,5%), camarón chocolate

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

(Penaeus californiensis; 2,3%) y camarón tití (Xiphopenaeus riveti; 0,2%; Figura 62).

En cuanto a la captura objetivo de Camarón de Aguas Profundas (CAP), el desembarco total de 2024 fue de 34,5 t, el cual disminuyó considerablemente respecto a 2023. Este volumen correspondió al 4,3% de la cuota global de pesca asignada para 2024, establecida en 800 t (Figura 62). A nivel de especie, el camarón pink (*Penaeus brevirostris*) representó el 75% del total capturado, mientras que el camarón coliflor (*Solenocera agassizi*), camarón blanco (*Penaeus occidentali*) y camarón tití (*Xiphopenaeus riveti*) tuvieron una menor participación, con el 21,8%, el 3%, 0,2% respectivamente (Figura 62) El nivel de aprovechamiento de esta pesquería aún se encuentra dentro de parámetros de sostenibilidad, lo que indica un bajo riesgo de sobrepesca para las especies que la componen.

Los desembarcos de CAS en el Caribe colombiano durante 2024, según los registros del SEPEC, fue predominamete el camarón rosado (*Penaeus notialis*; 98,4%), con un total de 34,54 t. Este valor disminyó casi el 50% del año anterior y representó solo el 9,5% de la cuota de pesca establecida para 2024 (364 t; Figura 63).

La actividad pesquera de la flota camaronera enfrenta una crisis que se ha prolongado durante los últimos 15 años, caracterizada por un descenso continuo tanto en las capturas como en el esfuerzo pesquero. A pesar de la reducción en el número de embarcaciones activas en la pesquería, no se ha evidenciado un aumento en las capturas, lo que sugiere que el recurso aún no se ha recuperado de la sobreexplotación y agotamiento registrados en la década de 1990 (Páramo et al., 2006; Manjarrés et al., 2008; Páramo y Saint-Paul, 2010).

Limitaciones del indicador

La información de desembarcos industriales es suministrada por las empresas pesqueras, por lo cual la calidad de las estimaciones depende de la honestidad en los reportes de la industria. A pesar que existe un compromiso del sector pesquero ante la AUNAP, para proveer la información requerida por el INVEMAR, aún se presentan inconvenientes en la colecta de los datos de producción pesquera principalmente en la flota del CAS en el Pacífico colombiano. Cabe mencionar que similar a lo ocurrido en los cuatro últimos años, tampoco fue posible realizar el monitoreo a bordo de la flota con puerto base Tolú, que es donde más actividad hay, debido a la irregularidad con que se viene ejerciendo la actividad.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Es necesario que este indicador sea analizado junto a otras variables o indicadores para fines de manejo pesquero (cuotas globales de captura, tallas mínimas y niveles de esfuerzo óptimos). Al ser analizados, se denota que la producción pesquera industrial ha tenido un descenso en los últimos años para la pesquería del CAS principalmente; mientras que la pesca de CAP ha mostrado ser sostenible en los últimos años.



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

Definición e importancia del indicador

Representa la cantidad de recurso o captura en función del esfuerzo invertido en la extracción (captura por unidad de esfuerzo; CPUE). Es específico a un arte que posee un poder de pesca propio y se asume que es directamente proporcional a la biomasa disponible de un recurso en su medio natural. Permite inferir el estado del recurso y la eficiencia de arte de pesca. En este caso se reporta el indicador para el CAS y CAP capturado con red de arrastre.

Fuente de los datos e información

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

Información secundaria suministrada por la Universidad del Magdalena a través del Servicio Estadístico Pesquero Colombiano- SEPEC, proveniente de los desembarcos que se realizan en los puertos base de Cartagena y Tolú.

Periodo reportado

2007 a octubre de 2024 para el Pacífico y 2010 a octubre de 2024 para el Caribe. 2010 a octubre de 2024 para el Caribe.

Reporte o cálculo del indicador

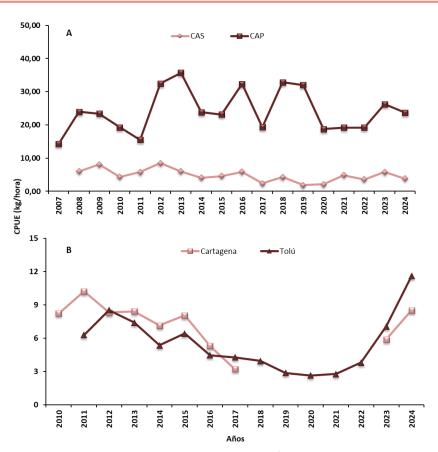


Figura 64. Variación interanual de la captura por unidad de esfuerzo (kg/h) estimada en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y Caribe (B).

Interpretación de los resultados

En 2024, la abundancia relativa del CAS en el Pacífico colombiano fue de 3,8 kg/h, lo que representa una disminución en comparación con el año anterior (Figura 64A). Como se ha informado en años anteriores, la pesquería continúa en un estado de sobreexplotación debido a la captura secuencial del recurso por parte de las flotas artesanal e industrial. Es importante

Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia 2024

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

destacar que los desembarcos han sido afectados por los recurrentes problemas de piratería que han afectado a la flota pesquera en toda la costa en los últimos años.

Para la pesquería de CAP, el índice de abundancia relativa disminuyó en comparación con el año anterior a un valor de 23,7 kg/h (Figura 64A). No obstante, el recurso se mantiene en un estado de plena explotación, por lo que se recomienda mantener las medidas de regulación vigentes a fin de garantizar su sostenibilidad.

En el Caribe, luego de tres años de estabilidad en la abundancia relativa del CAS, se observa un incremento en la CPUE. La flota con puerto base en Tolú registró un aumento respecto al año anterior, alcanzando un índice de abundancia relativa de 11,6 kg/h. Por su parte, la flota con puerto base en Cartagena presentó un valor de 8,5 kg/h Figura 64B), lo que indica una recuperación en comparación con años previos. Sin embargo, se requiere continuar con el monitoreo del recurso para evaluar si esta tendencia refleja una recuperación sostenible tras el período de sobreexplotación.

Limitaciones del indicador

La calidad de la estimación de la abundancia relativa o CPUE es altamente dependiente de la información que las empresas pesqueras y la capitanía de puerto suministran tanto de captura como del esfuerzo de pesca respectivamente, por tanto, no contar con toda la información disponible, impide una evaluación más efectiva del recurso. Por este motivo, la información presentada para el Caribe es la registrada por Servicio Estadístico Pesquero Colombiano.

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 el establecimiento de nuevas vedas espaciotemporales y realizar acompañamiento a las existentes. Para el caso del CAS en el Pacífico, urge control sobre el esfuerzo y selectividad de la pesca artesanal. Para el CAP, las medidas de manejo deben dirigirse a mantener niveles de esfuerzo por debajo del máximo rendimiento sostenible que permitan mantener el estado de explotación optimo con el que hoy cuenta la flota.



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

Definición e importancia del indicador

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

Fuente de los datos e información

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

Periodo reportado

2004 - 2024 en el Pacífico de Colombia. 2010 - 2022 en el Caribe colombiano.

Reporte o cálculo del indicador

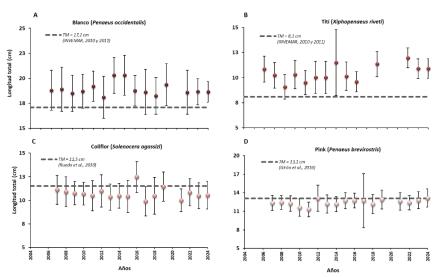


Figura 65. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) de las hembras de las principales especies en las pesquerías de camarón del Pacífico con respecto al punto de referencia límite (PRL) que es la talla de madurez sexual (TM).

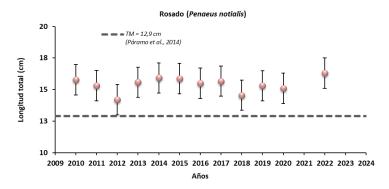


Figura 66. Variación interanual de la talla media de captura (TMC) de las hembras de camarón rosado *Farfantepenaeus notialis*, principal especie en la pesquería de cas del caribe colombiano con respecto al punto de referencia límite (PRL).

Interpretación de los resultados

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

En la Figura 65 se presenta la serie histórica de las estimaciones de la TMC de las principales especies de la pesquería de CAS-CAP del Pacifico colombiano. En la pesquería de CAS, el camarón blanco (*P. occidentalis*) presentó una TMC de 18,2 cm, valor similar al reportado el año anterior (18,7cm; Figura 65A). Para el camarón tití (*X. riveti*), la TMC fue de 10,9 cm (Figura 65B). Ambas especies han mantenido una tendencia histórica en la que su TMC se ubica por encima de la TM de referencia (17,1 cm y 8,1 cm; INVEMAR, 2010).

En el caso de la pesquería de CAP, el camarón coliflor no presentó variaciones en su TMC respecto al valor registrado el año anterior (10,5 cm; Figura 65C). Por su parte, el camarón pink (*P. brevirostris*), aumentó a 13,1 cm, siendo este su PRL (Figura 65D). A diferencia de lo observado en la pesquería de CAS, las TMC históricas de estas especies de CAP se han mantenido por debajo de los PRL referenciados (11,5 cm; Rueda *et al.*, 2010; 13.1 cm; Girón-Montaño *et al.*, 2016), evidenciando un alto riesgo de sobrepesca por reclutamiento.

Para el CAS en el Caribe, la TMC para el camarón rosado (*P. notialis*), no ha sido reportada por el SEPEC para el año 2024. Históricamente, es un recurso que ha sido capturado por encima del PRL (12,9 cm; Páramo *et al.*, 2014; **Figura 66**).

Limitaciones del indicador

La TMC fue calculada sólo para los organismos que hacen parte de la fracción de pesca objetivo. Así, si existe una cantidad de estos organismos que no hacen parte de esta fracción, este indicador deberá recalcularse. Dado que el PRL usado es la TM, la calidad de esta estimación incide directamente en la interpretación de la TMC. Para esto es necesario siempre contar con información proveniente de seguimientos a bordo de la especie, para lo cual es indispensable el apoyo de la industria pesquera en el Pacífico.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Se sugiere realizar evaluaciones de selectividad del arte para disminuir el riesgo de sobrepesca por crecimiento del camarón coliflor y del camarón pink (Millar y Fryer, 1999) que puedan apoyar la regulación de los tamaños de malla en algunas secciones de la red de arrastre de modo que pueda beneficiarse el recurso con un probable incremento en la TMC. Por otro lado, se debe limitar la exportación y captura de los individuos de la talla comercial 100-120, las cuales albergan a los camarones más pequeños y compone el 60% del volumen de capturas.

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

Definición e importancia del indicador

La fauna acompañante de una pesquería está compuesta por los recursos que no son el objetivo de la actividad, pero que aun así son capturados. Estos recursos pueden clasificarse en captura incidental (CI) (pesca no objetivo que tiene valor comercial) y descartes (especies sin valor comercial y que son devueltas al mar generalmente sin vida). Conocer los porcentajes de fauna acompañante y la relación que tiene con la captura objetivo (FA/CO), permite determinar el impacto de la pesca sobre la biodiversidad marina; sin embargo, el interés de las medidas de manejo deben ir dirigido a reducir el volumen de los descartes, pues las capturas incidentales basadas en individuos de tallas por encima de la talla de madurez, son aprovechados por interés del mercado con beneficios a las comunidades que dependen para su seguridad alimentaria y empleo de esta fracción de la pesca de esta de pesquería.

Fuente de los datos e información

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

Información secundaria suministrada por la Universidad del Magdalena a través del Servicio Estadístico Pesquero Colombiano- SEPEC, proveniente de los desembarcos que se realizan en los puertos base de Cartagena y Tolú.

Periodo reportado

2005 a octubre de 2024 para el Pacífico.

2010 a diciembre de 2022 para el Caribe.

Reporte o cálculo del indicador

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

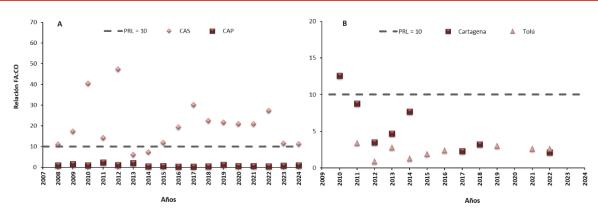


Figura 67. Variación interanual de la relación fauna acompañante/captura objetivo (FA/CO) en las pesquerías de camarón del Pacífico (A) y el Caribe colombiano (B).

Interpretación de los resultados

En la pesquería de CAS en el Pacífico colombiano, la relación captura objetivo y fauna acompañante (FA/CO) para el 2024 fue de 11,2, valor superior al PRL establecido en 10 y similar a lo reportado en 2023 (Figura 67A). Este resultado indica una fuerte presión sobre la fauna asociada, principalmente por la captura incidental (CI), que ha pasado a desempeñar un papel fundamental en la rentabilidad de la actividad pesquera, debido a su valor comercial y aprovechamiento, además del evidente estado de sobrexplotación de la Captura Objetivo (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 en la actualidad se cuenta con iniciativas para la disminución de esta fracción de la captura de la pesca de arrastre. En el caso de la pesquería del CAP, la relación FA/CO fue de 1, lo cual guarda similitud a lo reportado los últimos años, sugiriendo que el impacto de esta pesquería sobre la biodiversidad asociada es bajo, en comparación con la pesca del CAS (Figura 67A).

En 2024, para la flota de CAS en el Caribe, no se contó con datos de monitoreo a bordo, por lo tanto, se presenta el comportamiento histórico de la relación FA/CO hasta 2022. La relación FA/CO para esta pesquería, se ha venido comportando de acuerdo a los cambios de los sitios de pesca, profundidad y otros factores como pluviosidad y distanciamiento de desembocaduras de ríos, lo que ha podido incidir en la mayor o menor captura de fauna acompañante, afectando directamente dicho indicador.

Limitaciones del indicador

Este indicador depende de la representatividad del muestreo a bordo y de las áreas geográficas donde se concentre el monitoreo, dada la variabilidad espacial de la biodiversidad marina. No existe un punto de referencia límite general de FA/CO por lo cual se toma para áreas en particular, aunque lo deseable es reducirlo al máximo. Se usa en este caso un valor que ha sido aproximado a las zonas tropicales del mundo, pero que incluso puede llegar hasta un factor de 24.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Para todas las flotas de pesca industrial por arrastre en Colombia, se recomienda implementar el uso obligatorio de dispositivos reductores de fauna acompañante para peces (Rueda et al., 2006; Girón et al., 2010; Manjarrés et al., 2008), velar por el cumplimiento del excluidor de tortugas o realizar ajustes en los tamaños de malla que sean diferenciales a lo largo del cuerpo de la red para incrementar el escape de fauna acompañante. Lo anterior como medida para reducir el impacto sobre la biodiversidad, promoviendo una pesca limpia y responsable en las pesquerías de camarón. Existe resolución de la AUNAP (No. 2988 de 2021), la cual promueve la introducción gradual de redes de arrastre selectivas para el CAS y CAP, producto del proyecto REBYC-II LAC, el cual evaluó cambios en el material de las redes, tamaños de malla e inclusión de un dispositivo excluidor de peces juveniles y se llegaron a modelos prototipos adoptados por la AUNAP.

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

Definición e importancia del indicador

La fracción de juveniles de una población son individuos ya formados, pero aún no han alcanzado la madurez sexual y por tanto no tienen la capacidad para reproducirse. Si las capturas por pesca impactan una proporción importante de juveniles y esta es mayor que la de los adultos, se ponen en riesgo los procesos reproductivos y de crecimiento de las poblaciones. Así mismo, una reducción de la población desovante afectaría los niveles de reclutamiento y por tanto la sostenibilidad del recurso en el tiempo.

Fuente de los datos e información

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

Periodo reportado

2024 para el Pacífico y 2022 para el Caribe.

Reporte o cálculo del indicador

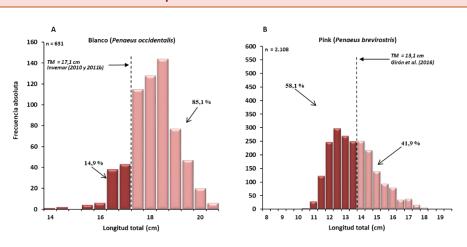


Figura 68. Estructura de tallas para las hembras de la principal especie objetivo en las pesquerías de CAS (izquierda) y de CAP (derecha) del Pacífico colombiano durante 2024, indicando la fracción juvenil y adulta de las capturas y el valor de la talla de madurez (TM).

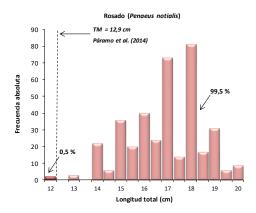


Figura 69. Estructura de tallas para las hembras de la principal especie objetivo en la pesquería de CAS del Caribe colombiano durante 2022, indicando la fracción juvenil y adulta de las capturas y el valor de la talla de madurez (TM).

Interpretación de los resultados

En la pesquería CAS del Pacífico, la mayoría de las hembras de camarón blanco (*P. occidentalis*) muestreadas se encontraban maduras (91,3%), lo que indica una baja presión pesquera sobre la estructura poblacional de esta especie (Figura 68A). En contraste, en la pesquería de CAP, la proporción de hembras maduras fue considerablemente menor, alcanzando solo el 41,9% para el camarón pink (*P. brevirostris*; Figura 68B). Esta diferencia indica que la pesquería de CAP ejerce una mayor presión sobre las poblaciones subadultas y juveniles en comparación con la de CAS, lo que podría representar un riesgo de sobrepesca por reclutamiento y afectar la disponibilidad futura de biomasa.

Respecto a la pesquería de CAS en el Caribe, los registros históricos, han mostrado que la mayoría de las hembras capturadas superan la TM, lo que podría indicar un bajo riesgo de sobrepesca por crecimiento (Figura 69).

Limitaciones del indicador

Debido a que este indicador es calculado a partir de seguimiento a bordo de la flota, es importante que las muestras sean representativas de la distribución de la población. Además, es determinante la precisión de la estimación de la TM que se usa como PRL.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Es muy importante que además de lo sugerido en el indicador TMC, se considere el diseño de vedas espacio - temporales para el recurso camarón, sobre el de CAP en el Pacífico, sin eliminar las vedas temporales en los periodos de desove y reclutamiento. Continuar con el seguimiento del ciclo reproductivo de las especies objetivo de explotación, permitirá tener datos consistentes y continuos para soportar la toma de decisiones.

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

Definición e importancia del indicador

Son las ganancias generadas por unidad de pesca una vez del ingreso bruto producto de la pesca se han descontado los costos totales (fijos, variables o de oportunidad). El uso de variables económicas en pesca junto con las bioecológicas, es clave para alcanzar el aprovechamiento racional de los recursos bajo varias perspectivas.

Fuente de los datos e información

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

Periodo reportado

2007 a 2024 para el Pacífico.

Reporte o cálculo del indicador

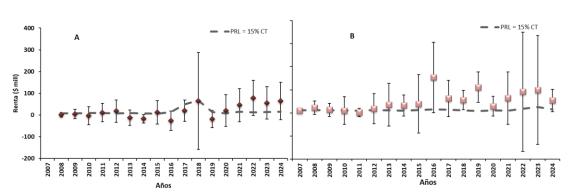


Figura 70. Variación interanual de la renta promedio por faena (±DE) en las pesquerías de CAS (A) y CAP (B) en el Pacífico colombiano. CT = Costos totales. (PRL = 15% más de los CT).

Interpretación de los resultados

Para el análisis económico, se estableció arbitrariamente como PRL que la renta correspondiera al 15% de los costos totales promedio de una faena. En la pesquería del CAS en el Pacífico, la renta promedio fue de \$64,2 millones ± DE 86,5 millones, cifra considerablemente superior al PRL que para este año estuvo en \$14,9 millones (Figura 70A). Es importante destacar que los ingresos de esta pesquería, lo constituye la captura incidental, la cual representa hasta un 50% de los ingresos, lo cual es indispensable en la actualidad para alcanzar el margen de utilidad, generando un impacto variable sobre la biodiversidad asociada.

Para la pesquería del CAP, la renta económica fue de \$53,8 millones ± DE 48,3 millones, superando consistentemente el PRL establecido en \$15,6 millones, lo que demuestra el buen desempeño económico de esta flota en los últimos años. Esto se ha mantenido por la abundancia del recurso y precios favorables en el mercado internacional (Figura 70B). Los ingresos para esta flota provienen en su mayoría de la captura objetivo.

Limitaciones del indicador

La toma de información confiable depende de las empresas del sector pesquero lo que en ocasiones se ve afectado por la honestidad de algunos en el suministro de la información sobre todo económica, el abordaje y búsqueda que información de la flota se afecta por los problemas de orden público. La oferta y demanda del mercado pueden afectar la estimación de indicadores económicos, sin tener relación directa con la disponibilidad de los recursos. Al existir en el Caribe permisionarios particulares, no fue posible obtener información completa sobre los gastos e ingresos de cada faena de pesca.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Para las pesquerías de CAS en el país 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.

21. Indicador de rentabilidad económica: pesca industrial nacional de camarón

Definición e importancia del indicador

El índice de precios de comercialización primaria de la pesquería artesanal de la CGSM (IPCG) es un indicador del comportamiento mensual de precios al por menor de las especies comercializadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM).

El IPCG es importante porque mide el cambio de precios de la pesquería, recurso natural con alto valor socioeconómico del que dependen las poblaciones humanas que viven en la región (Ramsar, 2017), el índice es útil para el cálculo de los cambios en el ingreso real de la pesquería de la CGSM.

Fuente de los datos e información

Sistema de Información Pesquera de INVEMAR (SIPEIN) (INVEMAR, 2019). Periodicidad en la producción de los datos: reporte mensual. Frecuencia de registro de los datos: diarios, mínimo tres días por semana (Viloria, 2017). Variable utilizada para el cálculo: ingresos totales (IT) por unidad de pesca, correspondiente a los ingresos generados por la primera venta en el sitio de desembarco (Viloria, 2017). Cobertura geográfica: Ciénaga Grande de Santa Marta.

El SIPEIN registra información de más de 100 especies para la CGSM, para la construcción de la canasta de especies fueron seleccionadas 18 especies que registran información en todos los periodos de tiempo analizados: Arenca, bocachico, carrura, chivo cabezón, coroncoro, jaiba roja, lebranche, lisa, macabi, mapale, mojarra blanca, mojarra lora, mojarra peña, mojarra rayada, moncholo, robalo largo, robalo pipón y sábalo; estas especies acumulan el 76% de las capturas y 86% de los ingresos en el periodo analizado.

Periodo reportado

21. Indicador de rentabilidad económica: pesca industrial nacional de camarón

Información mensual en el periodo 2000 – 2024: con ausencia de registro en enero (2003); enero (2007); enero (2009); enero (2010); enero (2011); enero (2012); enero y febrero (2013); enero (2015); noviembre (2016); enero (2019); y enero, abril y mayo (2020).

Reporte o cálculo del indicador

Forma de cálculo: la estimación se realiza con el precio del primer intercambio efectuado entre pescador y comprador. Para el cálculo se utilizó un índice de precios tipo Laspeyres (IPL_t) tomando como periodo base el mes diciembre de 2018 (ver United Nations, 2009):

$$IPL_t = \frac{\sum_i p_i^t q_i^b}{\sum_i p_i^b q_i^b}$$

Donde p_i^b = precio del bien en el mes base

Donde p_i^t = precio del bien en el mes t

Donde q_i^b = cantidades vendidas en el mes base

La variación de precios (V_t) se calcula como la razón de cambio del índice de Laspeyres:

$$V_t = \frac{IPL_t - IPL_{(t-1)}}{IPL_{(t-1)}}$$

La variación mensual corresponde a la razón de cambio del índice de Laspayres de meses consecutivos; para la variación anual se utiliza la razón de cambio del índice del mes analizado con respecto al índice de diciembre del año anterior.

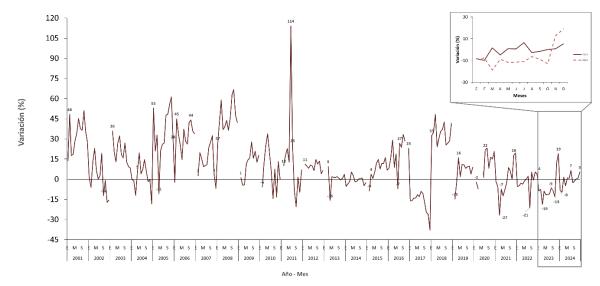


Figura 71. Variación anual de precios enero 2000 – diciembre 2024 (diciembre 2018=100).

Interpretación de los resultados

Los resultados evidencian la compleja dinámica de los precios de la pesquería de la CGSM, existen periodos con precios que se duplican y periodos con precios estables. El año 2011 se presentó el mayor cambio en el nivel de precios mensuales: tuvo el mayor incremento de precios en junio, mes en el que los precios casi se duplican (90%) comparado con los precios de mayo; también, presentó la mayor variación negativa de precios en el mes de julio, mes en el que los precios se disminuyeron a la mitad de los observados en junio. Este pico inusual en el indicador de precios podría ser explicado por la apertura del mercado de la especie mojarra rayada (*E. plumieri*), que pasa de generar 790 millones de pesos en el 2010 a 3.779 millones de pesos en el 2011 en cuanto a ingresos totales anuales. Este aumento significativo en los ingresos sugiere una posible alza en la cantidad demandada presionando al alza del precio del recurso, lo que pudo haber incentivado una

Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia 2024

21. Indicador de rentabilidad económica: pesca industrial nacional de camarón

mayor actividad pesquera enfocada en esta especie. Por el contrario, el año 2014 presentó estabilidad de los precios, con incrementos que no superaron el 10% (Figura 71).

El año 2023 presentó importantes cambios en la variación anual de precios. Durante los primeros nueve meses, los precios se mantuvieron decreciendo, con la mayor caída en marzo (-19%). Esta tendencia negativa se reflejó también en los meses de mayo y junio, con disminuciones del 12% y 11%, respectivamente. Sin embargo, a partir de noviembre, los precios mostraron un alza alcanzando un aumento del 13% en noviembre y un crecimiento más pronunciado en diciembre, con una variación del 19%.

Por otro lado, el año 2024 comenzó con una tendencia a la baja, registrando su menor nivel en febrero (10%). Aunque en marzo se observó una leve recuperación con un incremento del 2%, los meses siguientes continuaron mostrando caídas en los precios, especialmente en abril y agosto. A partir de julio, los precios comenzaron un proceso de recuperación gradual, culminando en diciembre con un aumento del 5%, aunque este repunte fue menor al observado en el mismo mes de 2023.

La variación acumulada anual de precios muestra un comportamiento menos volátil en ambos años comparado con años anteriores. Mientras que 2023 presentó un alza hacia el final del año, 2024 ha mostrado una subida más moderada. La estabilización de precios en los últimos meses de 2024 sugiere que el mercado está ajustándose de manera más gradual en comparación con el año anterior. La variabilidad de los precios de comercialización primaría de la pesca artesanal están condicionados al mercado y a los intermediarios del producto en la Ciénaga Grande de Santa Marta; sin embargo, esta variabilidad también puede estar condicionada a cambios climáticos que afectan la oferta del recurso.

Limitaciones del indicador

La recolección de precios se realiza a través de entrevistas a pescadores en el lugar de comercialización, lo que puede generar sesgos.

Recomendaciones y alternativas de manejo

El IPCG puede ser utilizado para conocer el comportamiento de los precios del mercado de la pesquería de la CGSM, responde a la pregunta ¿Cuál fue el cambio en los precios? Investigaciones futuras pueden responder preguntas sobre porque cambian los precios, combinando el análisis con variables sociales, ambientales y económicas.





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), lo cual ha sido ratificado en convenciones posteriores incluyendo además otros planteamientos para el ordenamiento como la planificación espacial marina – PEM, como mecanismo para aportar a la conservación de la biodiversidad marina y costera (COP 14/2018, COP 15/2021). Igualmente, la Convención de Cambio Climático, en el artículo 4, plantea el concepto de MIZC, como un enfoque que puede contribuir a la adaptación a los impactos de cambio climático.

A su vez, en el marco de los Objetivos de Desarrollo Sostenible ODS y en especial el objetivo 13 y 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 72), así como a los planes de manejo de los consejos comunitarios y los planes de vida de las comunidades indígenas.

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.

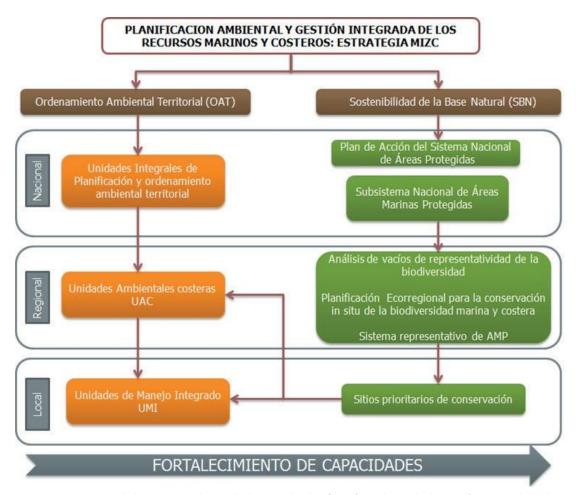


Figura 72. Esquema de las acciones desarrolladas para la planificación ambiental y la gestión integrada de los ambientes marinos y costeros en Colombia.

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 73).

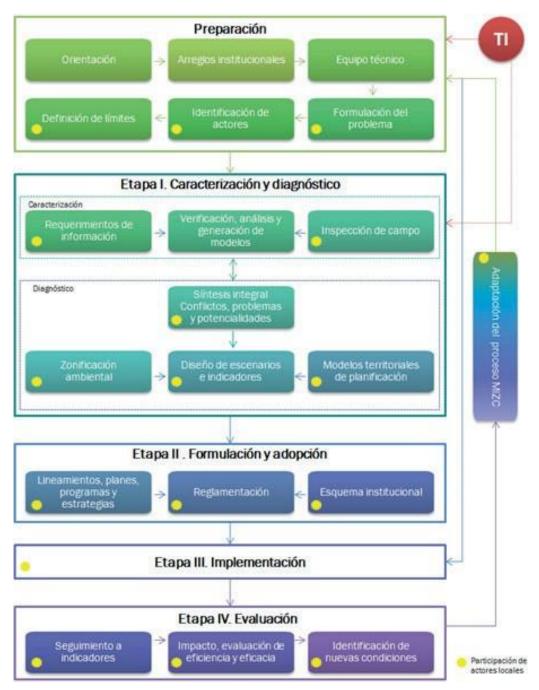


Figura 73. Metodología COLMIZC. Tomado de (Rojas-Giraldo et al., 2010).

MANEJO INTEGRADO DE ZONAS COSTERAS Y PLANIFICACIÓN ESPACIAL MARINA

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

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

Por lo anterior, frente a los compromisos adquiridos por Colombia ante estos convenios y los actuales conflictos de uso y manejo desordenado de los recursos marino costeros, se ha avanzado en la adopción del MIZC, como marco articulador de la gestión sostenible y desarrollo e investigación marina, con la adopción e implementación de la "Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y Zonas Costeras e Insulares de Colombia" PNAOCI (MMA, 2001), la cual responde a la necesidad de articular de forma integral el desarrollo institucional, territorial, económico y sociocultural del ambiente oceánico y costero y del país frente a los retos futuros. De igual manera, en la búsqueda de una economía que garantice un mayor nivel de bienestar, el país planteó como estrategia el "Aprovechar el Territorio marino-costero en forma eficiente y sostenible" (DNP, 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 dos 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 parágrafo 3, dice que los planes de manejo de las UAC deberán ser realizados por las CAR y CDS; así mismo, el numeral 10 del artículo 17 del Decreto 3570 de 2011 modificó la parte final del parágrafo 3 del artículo 207 de la Ley 1450 de 2011, en lo referente a que la Dirección de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos - DAMCRA del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible le corresponde "Emitir concepto previo a la aprobación de los planes de manejo integrado de las unidades ambientales costeras que deben ser adoptados por las corporaciones autónomas regionales". Este mandato se reglamenta posteriormente mediante el Decreto 1120 del 2013, "Por el cual se reglamentan las Unidades Ambientales Costeras — UAC- y las comisiones conjuntas, se dictan reglas de procedimiento y criterios para reglamentar la restricción de ciertas actividades en pastos marinos, y se dictan otras disposiciones".

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

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

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

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

Hasta el momento la aprobación por parte de MADS de los POMIUAC no se ha dado, a pesar que la mayoría de ellos ya se encuentran formulados y algunas CAR ya los han adoptado y estos ejercicios de formulación conjunta han impulsado el trabajo entre las regiones y la inclusión de las temáticas marino costeras en las CAR costeras, por ejemplo, creación de oficinas que trabajan exclusivamente estos temas.

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.

Finalmente, es importante mencionar, que como instrumento de política pública en materia ambiental para mares y costas, la PNAOCI tiene relación con otros instrumentos que se han derivado en materia de gestión marina y costera y ordenamiento territorial, los cuales fueron promovidos posterior a la política ambiental, como es el caso de la Política Nacional del Océano y los Espacios Costeros – PNOEC emitida por la Comisión Colombiana del Océano (2007 y actualización 2016), la política general de ordenamiento territorial (PGOT) liderada por el Departamento Nacional de Planeación – DNP, y el Conpes 3990 también emitido por el DNP, y que tuvo como base un proceso de evaluación de las políticas sobre mares y costas (PNAOCI y PNOEC)

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

Caribe colombiano

- UAC Vertiente Norte Sierra Nevada de Santa Marta y UAC Río Magdalena departamento del Magdalena (2016).
- UAC Río Magdalena en el sector del departamento de Bolívar (2019).
- UAC Darién departamentos de Antioquia y Chocó sobre el litoral Caribe (2021)
- UAC Vertiente Norte Sierra Nevada de Santa Marta departamento de La Guajira y UAC Alta Guajira (2023)
- UAC Río Magdalena en el sector del departamento de Atlántico (2024).

Pacífico colombiano

- UAC Málaga Buenaventura (2015).
- UAC de la Llanura Aluvial del Sur para el sector del departamento del Cauca (2017).
- UAC de la Llanura Aluvial del Sur para el sector departamento de Nariño (2018).

 UAC Pacífico Norte Chocoano y a la UAC Baudó San Juan, en la porción marina en el departamento del Chocó, sobre litoral del Pacífico (2020)

Estrategia de capacitaciones

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

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

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

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

Definición e importancia del indicador

En el ámbito nacional, sub-nacional y local, el entrenamiento en temas MIZC, AMP, Cambio Climático y tecnologías de la información (TI) enfocado a los ambientes marinos y costeros, de profesionales y funcionarios públicos es una prioridad, para el entendimiento e incorporación de los temas marinos y costeros en la planeación, ordenamiento territorial, gestión de áreas protegidas y la academia. Estos cursos se realizan con el objetivo de fortalecer la capacidad técnica de las instituciones del SINA, incluidos los entes territoriales con injerencia costera y desde el 2015 a investigadores y tomadores de decisiones en las zonas marinas y costeras de toda Latinoamérica, para consolidar un grupo interdisciplinario de profesionales que contribuyan al MIZC y a las AMP, mediante el entrenamiento en conceptos, contexto internacional y nacional del tema, métodos y aplicación mediante casos de estudio, que contribuyan a la toma de decisiones para el manejo de las zonas marinas y costeras .

Este indicador comprende dos elementos que se consideran importantes en el proceso de planificación y manejo de las zonas costeras. Se relaciona con el fortalecimiento de capacidades a los entes locales, regionales y/o nacionales, entendido como un instrumento para la planificación en las zonas marinas y costeras.

Este parámetro muestra el número de personas capacitadas en cursos de capacitación no formal en los temas de MIZC, Áreas Marinas Protegidas (AMP), Cambio climático (CC) y tecnologías de la información (TI). Su unidad de medida es número de personas por año (Figura 74).

Fuente de los datos e información

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

INVEMAR, Coordinación de Investigación e Información para la Gestión Marina y Costera GEZ. Centro regional de entrenamiento para Latinoamérica OTGA.

Periodo reportado

Los resultados que aquí se presenta son de los cursos impartidos entre 1999 y 2024.

Reporte o cálculo del indicador

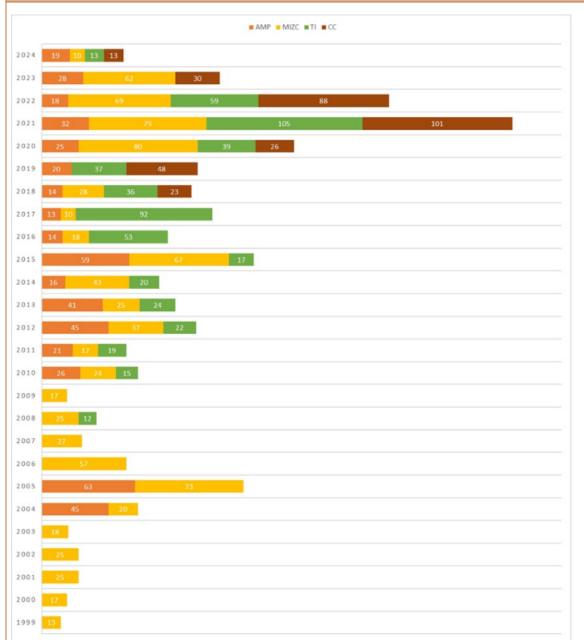


Figura 74. Número de capacitados por año. Fuente: elaboración propia mediante base de datos de capacitaciones anuales.

Interpretación de los resultados

En el año 2024 se ofertaron 5 cursos con un total de 82 capacitados.

• Curso regional de capacitación y entrenamiento sobre medición del sistema de carbonatos para la evaluación del indicador de acidez media del mar (Indicador ODS 14.3.1)

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

- Curso Tecnologías de información (SIG) aplicado al medio marino y costero -2024
- Curso nacional en manejo integrado de la zona costera y planificación espacial marina MIZC-PEM
- Fundamentos para la publicación de datos de biodiversidad marina en OBIS
- Datos e información para la gestión de áreas marinas protegidas.

En total se han formado 2302 personas, entre estudiantes, comunidad local, representantes de Corporaciones Autónomas Regionales, Parques Nacionales Naturales de Colombia, MADS e investigadores de ciencias del mar procedentes de 13 países de Latinoamérica, el Caribe, Europa y África. Durante el 2024 El 48% de los capacitados son mujeres y el 52% hombres.

Se presentó como novedad que el Curso nacional en manejo integrado de la zona costera y planificación espacial marina MIZC-PEM, se llevó a cabo de manera totalmente presencial, mientras que Curso regional de capacitación y entrenamiento sobre medición del sistema de carbonatos para la evaluación del indicador de acidez media del mar (Indicador ODS 14.3.1) se realizó en modalidad híbrida. Aunque el número de participantes disminuyó, enfocar la capacitación en versiones híbridas y presenciales aumentó el compromiso de los estudiantes, y ambos cursos fueron muy bien recibidos.

Limitaciones del indicador

Ninguna.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Se espera ofertar en la estrategia de capacitaciones Ocean Teacher, más temáticas de interés para el conocimiento de las zonas marinas, costeras y océanicas.



SUBSISTEMA DE ÁREAS COSTERAS Y MARINAS PROTEGIDAS

El Subsistema de Áreas Marinas Protegidas de Colombia, ha sido una estrategia fundamental para apoyar al país en el cumplimiento de compromisos internacionales en materia de conservación. 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), en la política de diversidad biológica, en los Planes Nacionales de Desarrollo de los últimos 20 años, en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) y en las metas establecidas en el Marco Global de Biodiversidad Kunming-Montreal.

Actualmente, el SAMP lo integran 38 áreas marinas protegidas (AMP) de orden nacional y regional, el 63% (24 AMP) se encuentran ubicadas en el Caribe y 37% (14 AMP) en el Pacífico colombiano (Tabla 31). Entre el 2016 y 2022 se pasó de 12.454.011 ha de zonas marinas bajo protección (13,41%) a 34.885.749 ha, que equivalen al 37,55% del territorio marino del país, superando la meta nacional de proteger el 30% de las áreas marinas del país.

Pese a los esfuerzos alcanzados en ecosistemas marinos bajo protección, aún se requiere aumentar la representativa ecológica de algunos ecosistemas. Según Alonso *et al.* (2019), entre los ecosistemas que se encuentran en categoría de excelentemente representado (≥ 60%) están las formaciones coralinas; bien representado (30-59%) los manglares y estuarios; subrepresentado (10-29%) los pastos marinos y fondos sedimentarios; y No representado (< 10%) los corchales y el bosque mixto de guandal.

Tabla 31. Listado de áreas marinas protegidas del SAMP. Fuente: RUNAP (2024).

REGIÓN	No.	ÁREA MARINA PROTEGIDA	ORDEN	AUTORIDAD RESPONSABLE	TIPO
Caribe	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	Regional	Corpourabá	Costero

REGIÓN	No.	ÁREA MARINA PROTEGIDA	ORDEN	AUTORIDAD RESPONSABLE	TIPO
		Marimonda y Salado			
	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	Marino
	20	DRMI Pastos Marinos Sawäirü	Regional	Corpoguajira	Marino Costero
	21	Reserva Natural Coordillera Beata	Nacional	PNN	Oceánica
Caribe Insular	22	PNN Old Providence McBean Lagoon	Nacional	PNN	Marino Costero
	23	DMI área Marina Protegida de la Reserva de Biósfera Seaflower	Nacional	MADS	Marino
	24	PNR Jhonny Cay	Regional	Coralina	Marino Costero
Pacífico	25	DNMI Cabo Manglares Bajo Mira y Frontera	Nacional	PNN	Marino Costero
	26	PNN Uramba Bahía Málaga	Nacional	PNN	Marino Costero
	27	PNN Sanquianga	Nacional	PNN	Costero
	28	PNN Utría	Nacional	PNN	Marino Costero
	29	PNR La Sierpe	Regional	CVC	Costero
	30	DRMI La Plata	Regional	CVC	Costero
	31	DRMI Golfo de Tribugá - Cabo Corrientes	Regional	Codechocó	Marino Costero
	32	DRMI Encanto de los manglares del Bajo Baudó	Regional	Codechocó	Marino Costero
	33	PNR El Comedero	Regional	CRC	Marino Costero
	34	DRMI isla Ají	Regional	CVC	Marino costero
	35	Distrito Nacional de Manejo Integrado Colinas y Lomas Submarinas de la Cuenca Pacífico Norte	Nacional	PNN	Marino
Pacífico Insular	36	DMI Integrado Yuruparí - Malpelo	Nacional	PNN	Marino
	37	SFF Malpelo	Nacional	PNN	Marino
	38	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.

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

Definición e importancia del indicador

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

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

Fuente de los datos e información

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

Periodo reportado

Los resultados que aquí se presentan son de los avances desde diciembre de 2010 hasta diciembre de 2024.

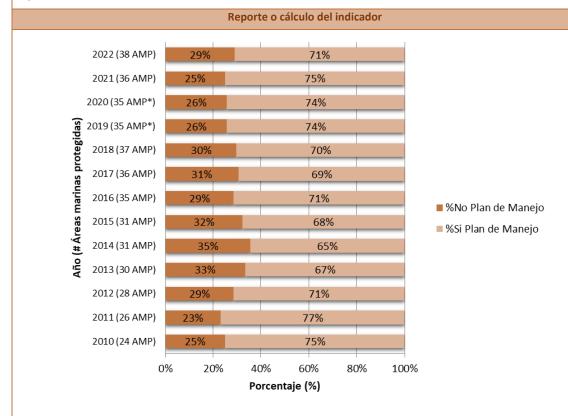


Figura 75. Número de áreas marinas protegidas con/sin plan de manejo. Fuente: elaboración propia con base en consultas a las entidades competentes.

Interpretación de los resultados

^{*} 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.

Entre el 2010 y el 2024 el número de AMP se mantiene en 38, las ultimas declaratorias se lograron en el año 2022. De este total, el 71% cuentan con plan de manejo frente a un 29% que no lo tiene. Es de resaltar que entre 2019 y 2023 se ha venido avanzando en la ruta de declaratoria para nuevas AMP de carácter regional en Sucre y La Guajira; sin embargo, no se ha podido avanzar en la fase de consulta con actores locales y declaratoria.

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





ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN SOBRE CAUSAS Y TENSORES DEL CAMBIO DE LOS ECOSISTEMAS

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. 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.

Contaminación por basura marina plástica

Evaluación de la contaminación por basura marina y microplásticos en ecosistemas de playa

Durante los últimos años, el rápido aumento del volumen de la basura marina ha generado que este sea una de las principales problemáticas de contaminación a nivel mundial (Ita-Nagy *et al.*, 2022; Schnurr *et al.*, 2018), debido a los impactos negativos sobre los ecosistemas marinos y costeros; además de representar un riesgo para la sostenibilidad de los servicios ecosistémicos y el sustento humano. A pesar de las iniciativas y esfuerzos globales, se estima que la cantidad de basura marina plástica en los océanos está aproximadamente entre 75 – 199 millones de toneladas (UNEP 2021). Además, se estima que los aportes mundiales procedentes de fuentes terrestres podrían triplicarse en un escenario sin cambios y en ausencia de intervenciones, pasando de 9-14 millones de toneladas anuales calculadas en 2016, a 23-27 millones de toneladas anuales en 2040 (UNEP 2021). Por lo anterior, es imprescindible abordar esta problemática global desde múltiples enfoques y perspectivas socioeconómicas, tecnológicas, educativas, culturales y científicas (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020).

En Colombia se producen aproximadamente 24,8 millones de toneladas de residuos sólidos al año, con una tasa de reciclaje cercana al 11,8 % para el año 2019 (DNP, 2022). De acuerdo con la Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios – SSPD (2023), en el año 2023 se aprovecharon un total de 2.402.810 toneladas de residuos sólidos por los prestadores de las actividades de aprovechamiento. Lo anterior, evidencia que para Colombia se debe seguir fomentando el reciclaje, apoyar la responsabilidad extendida del productor y mejorar la política integral de residuos sólidos para reducir su impacto ambiental negativo sobre los ecosistemas marinos y costeros de la región Caribe y Pacífico de Colombia, los cuales por su alta biodiversidad y servicios ecosistémicos, representan el capital natural que sostiene la economía y cultura de las poblaciones costeras del país (DNP, 2020).

A partir de los esfuerzos técnicos y de cooperación interinstitucional entre las autoridades ambientales nacionales, regionales e INVEMAR, se ha dado continuidad al monitoreo de basura marina y microplásticos en playas priorizadas del Caribe y Pacífico colombiano en el marco del sistema de monitoreo REDCAM. Esto con el objetivo de consolidar y propender por un sistema de monitoreo nacional de Basura Marina y Microplásticos, que contribuye al reporte de información para la generación de conocimiento sobre la problemática ambiental por basura marina en ecosistemas marinos y costeros colombianos y brinde soporte para la formulación de políticas públicas que contribuyan a la solución de esta problemática.

Durante el año 2024 se dio continuidad al monitoreo de basura marina y microplásticos en sitios de muestreo priorizados, 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" y la red de estresores marinos y costeros de Latinoamérica y el Caribe – REMARCO. Se recolectaron muestras de 56 playas ubicadas en 11 de los 12 departamentos marino costeros de Colombia; ocho (8) en la región Caribe (Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, La Guajira, Magdalena, Atlántico, Bolívar, Sucre, Córdoba y Antioquia) y tres (3) en la región Pacífico (Chocó, Valle del Cauca y Nariño) (Figura 76).

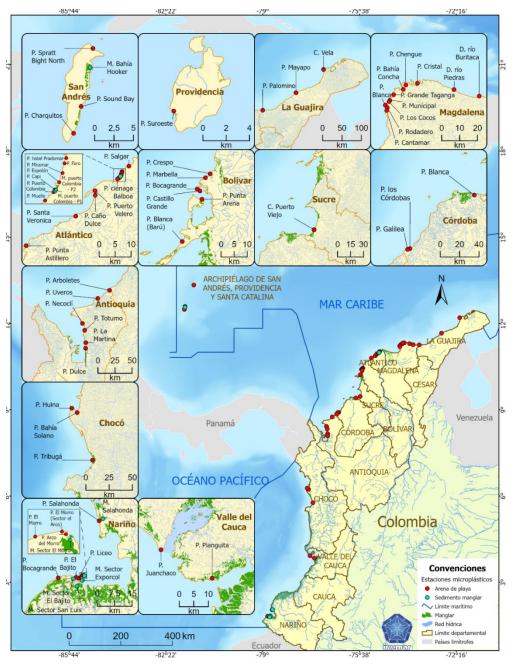


Figura 76. Estaciones de monitoreo REDCAM de Basura Marina y Microplásticos año 2024.

Los monitoreos se realizaron entre los meses de enero y junio y en diciembre, en adelante época seca en la región Caribe, y entre los meses de mayo y julio, en adelante época lluviosa para la región Caribe y época de altas precipitaciones en la región Pacífico (IDEAM, 2024). Cabe destacar que durante el año 2024, las condiciones climáticas predominantes en la región caribe durante los meses de enero a abril fueron secas, con índices de precipitación por debajo de lo normal (IDEAM, 2024), mientras que el periodo comprendido entre junio y agosto predominó la época lluviosa con índices de precipitación por encima y muy por encima de lo normal para la región caribe (IDEAM, 2024). En la región del pacífico predominaron durante todo el año altas precipitaciones, con meses puntuales de bajas precipitaciones en Valle del Cauca durante enero y Nariño en septiembre y noviembre (IDEAM, 2024).

Basura marina

A nivel nacional, la basura marina más abundante en playas de arena priorizadas de Colombia fue plástico, con un 86 %, seguido de vidrio y otros con un 3 % cada uno (Figura 77). En los ecosistemas de playa priorizados en los departamentos de las regiones Caribe y Pacífico, predominó la basura marina plástica, con valores comprendidos entre el 50 y 100 % del total de residuos sólidos cuantificados (Figura 77). Entre los materiales plásticos encontrados, se destaca la presencia de botellas de agua y otras bebidas, bolsas de compras, utensilios, envolturas de alimentos, vasos desechables, entre otros.

A nivel departamental, la mayor diversidad en la composición de la basura marina en el caribe colombiano, se presentó en el departamento del Atlántico, con reportes de plástico (65 %), Otros (13 %), vidrio (6 %), metal, papel, madera (4 % c/u) y textil 3 % (Figura 77). Esto puede estar asociado con el alto desarrollo de diversas actividades antrópicas como la urbanización costera, industria turística, comercio y actividades de pesca y marítimas. Así mismo se destaca la contribución del río Magdalena como vía de transporte de residuos sólidos provenientes de las principales ciudades de Colombia hacia las zonas costeras (INVEMAR, 2024). Además, debido a la ausencia de una barrera natural de ecosistema de manglar a lo largo de la costa, estos desechos pueden arribar a las playas por acción del viento y las corrientes (Rangel-Buitrago *et al.*, 2018)

En relación con la región del Pacífico, la mayor diversidad en la composición de la basura marina se presentó en el departamento de Nariño, con reportes de plástico (78 %), vidrio (8 %), otros (4 %), metal y textil (3 % c/u), y papel y Madera (2 % c/u) (Figura 77). Lo anterior, puede estar asociado con el tipo de playas priorizadas en el departamento de Nariño, las cuales son predominantemente de tipo urbana, en relación con las demás playas priorizadas en los departamentos de Valle del Cauca y Chocó que están tipificadas como (Figura 77), ya que las playas urbanas están sometidas a una mayor diversidad de fuentes de contaminación, producto de actividades antrópicas realizadas en el casco urbano del municipio de San Andrés de Túmaco, lo cual puede contribuir a la acumulación de diversos tipos basura marina que son dispuestas de manera directa en los ecosistemas de playa o transportados por dinámicas marino costeras y climatológicas (INVEMAR, 2023).

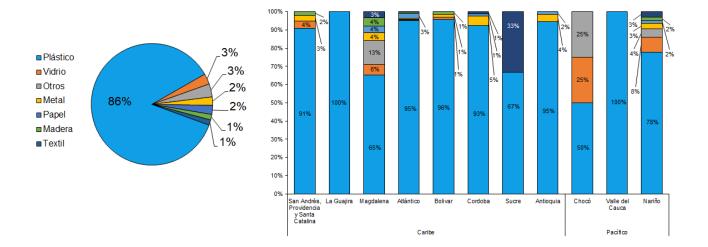


Figura 77. Proporción de la clasificación de basura marina en los muestreos en playas priorizadas de Colombia a nivel nacional y departamental. Muestras recolectadas en el año 2024.

En la región Caribe la abundancia de basura marina en arena de playa osciló entre 0,0 y 4,24 ítems/m² (Figura 78). Durante los muestreos realizados en época lluviosa, las mayores abundancias de basura marina se presentaron en Playa Puerto Colombia, seguida de Playa Punta Astillero, departamento del Atlántico, y Playa Los Córdobas, en el departamento de Córdoba, con 4,00; 1,62 y 1,36 items/m² respectivamente (Figura 78). En contraste, las menores abundancias de basura marina durante esta época se reportaron en las playas de Puerto Velero, Caño Dulce y Santa Verónica, departamento del Atlántico, con concentraciones que oscilaron entre 0,07 a 0,18 items/m² (Figura 78).

Durante los muestreos realizados en época seca, las mayores concentraciones se presentaron en la estación Playa Miramar, en el departamento del Atlántico, seguida de Playa Los Cocos, en el departamento del Magdalena, con 4,24 y 2,04 items/m² respectivamente (Figura 78). A pesar de que durante la época seca el transporte de sedimentos por parte de los ríos es menor que en épocas lluviosas (IDEAM, 2024; Campos-Herrera, et al. 2025), los aportes de basura puede provenir del rio Magdalena, que influye en toda la dinámica marino-costera en el departamento del Atlántico, y del rio Manzanares, que atraviesa la zona urbana de Santa Marta y tributa sus aguas en las inmediaciones de la Bahía de Santa Marta, adyacente a la playa Los Cocos; sumado al manejo y disposición inadecuada de los residuos sólidos, lo cual favorece la dispersión de basura marina (INVEMAR, 2024).

Por otra parte, en Playa Cristal departamento del Magdalena y Palomino departamentos de La Guajira, no se registró basura marina. Playa Cristal se encuentra dentro de la jurisdicción del Parque Nacional Natural Tayrona, lo que proporciona condiciones de protección y manejo que fomentan la conservación y el uso sostenible de este ecosistema para fines turísticos. En cuanto a Playa Palomino, esta es catalogada como un atractivo turístico por sus paisajes naturales y no cuenta con una figura de protección, lo que podría contribuir a la contaminación por basura marina debido al crecimiento turístico (Acosta-Coley et al. 2019). Sin embargo, factores naturales como ser una costa abierta, la fuerte influencia de las corrientes, los vientos alisios y fenómenos de surgencia en el departamento pueden contribuir a que estos contaminantes no se depositen en las playas, alejándolos de la costa (Acosta-Coley et al. 2019; Franco-herrera et al., 2022; INVEMAR, 2024).

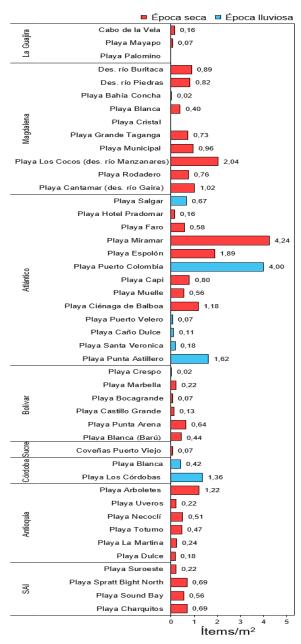


Figura 78. Abundancia de basura marina en las playas turísticas del Caribe, registradas en los muestreos realizados en época seca y lluviosa 2024.

En la región del Pacífico colombiano, las abundancias de basura marina reportadas oscilan entre 0 y 1,69 ítems/m² (Figura 79), en playa Huina en el departamento de Chocó, y en Salahonda y Bocagrande, departamento de Nariño, no se registró basura marina; mientras que, en Playa Liceo, departamento de Nariño se registraron 1,69 ítems/m² (Figura 79). La acción combinada de las corrientes, mareas y vientos puede contribuir al transporte y acumulación de plásticos de mayor tamaño desde las zonas urbanas y portuarias hacia las zonas rurales. Cabe resaltar que en el Pacífico colombiano la dinámica de las mareas presenta un rango mareal que excede los 4 m (Alvarez et al., 2018), lo que permite que la basura marina se acumule en la parte media y alta de las playas (zona de reposo y transición).

En general, estos resultados se asocian tanto a factores antrópicos, como el desarrollo de actividades turísticas, la urbanización costera, la escorrentía urbana y las actividades industriales, portuarias y comerciales, como a factores naturales, incluyendo las dinámicas marino-costeras, las corrientes oceánicas y la geomorfología de las playas (Rangel-Buitrago y Gracia., 2024; INVEMAR, 2024).

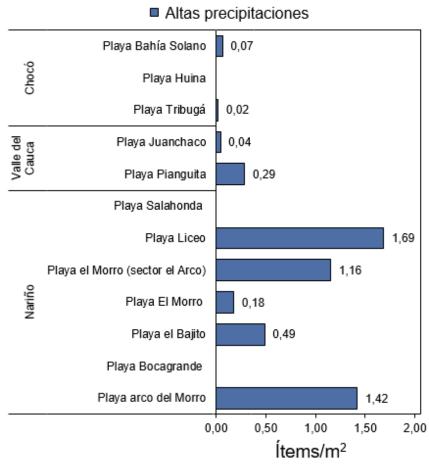


Figura 79. Abundancia de basura marina en las playas turísticas del Pacifico, registradas en los muestreos realizados en época de altas precipitaciones 2024.

Al comparar los resultados del año 2024 con los de 2023, se observó una disminución en la abundancia de basura marina en la región Caribe, específicamente en los departamentos de Córdoba, Sucre, Bolívar, Atlántico, Magdalena y La Guajira. Sin embargo, hubo algunas excepciones, en Playa Puerto Colombia (Atlántico), la concentración aumentó de 0,80 ítems/m² en 2023 a 4 ítems/m² en 2024, y en Playa Rodadero (Magdalena) pasó de 0,60 ítems/m² en 2023 a 0,76 ítems/m² en 2024 (Figura 80). La mayor concentración registrada en la región Caribe correspondió a Playa Punta Astillero (Atlántico) en 2023 con 21,47 ítems/m².

En la región Pacífico (Figura 81), las concentraciones más altas se presentaron en el año 2024, particularmente en Playa Liceo (Nariño), con 1,69 ítems/m². En 2023, solo el departamento de Valle del Cauca presentó registros de basura marina, aunque en concentraciones bajas en comparación con el resto de la región.

La abundancia de microplásticos en playas priorizadas en el Caribe colombiano, osciló entre 0 y 1.644 items/m² (Figura 82). Durante la época lluviosa, las mayores concentraciones se presentaron

en la estación Playa Los Córdobas, departamento de Córdoba, seguido de Punta Astillero y Puerto Colombia en el departamento del Atlántico, con 1.347, 1.302 y 1.094 items/m² respectivamente.

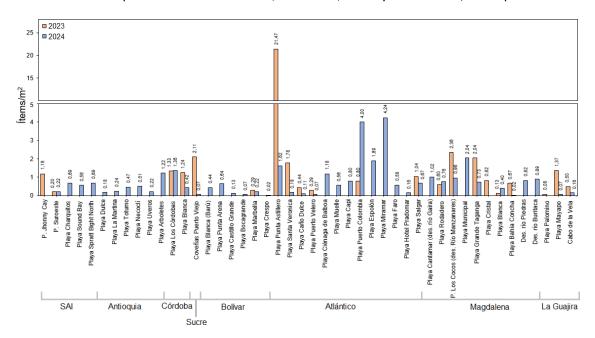


Figura 80. Abundancia de basura marina en las playas turísticas del Caribe, registradas en los muestreos realizados en el año 2023 y 2024.

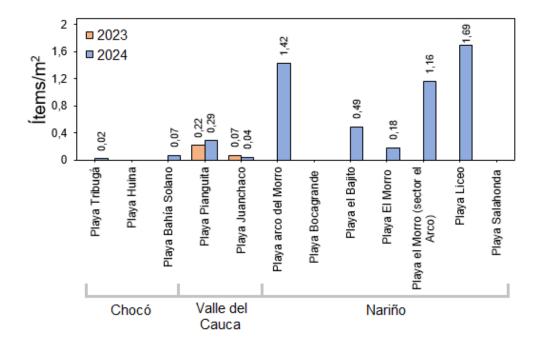


Figura 81. Abundancia de basura marina en las playas turísticas del Pacífico, registradas en los muestreos realizados en el año 2023 y 2024.

Durante la época lluviosa, las menores concentraciones de microplásticos en playas turísticas priorizadas se registraron en Playa Galilea, departamento de Córdoba y Playa Santa Verónica, departamento del Atlántico, con 44 y 57 items/m² respectivamente.

Durante le época seca, las mayores concentraciones se presentaron en la estación de Playa Arboletes, departamento de Antioquia, Playa Miramar y Puerto Velero en el departamento de Atlántico con 1.644, 972 y 608 items/m² respectivamente. En contraste, durante la época seca las menores concentraciones se reportaron en Playa Palomino y Cabo de la Vela, departamento de La Guajira, seguido de Playa Cantamar, departamento del Magdalena (Figura 82).

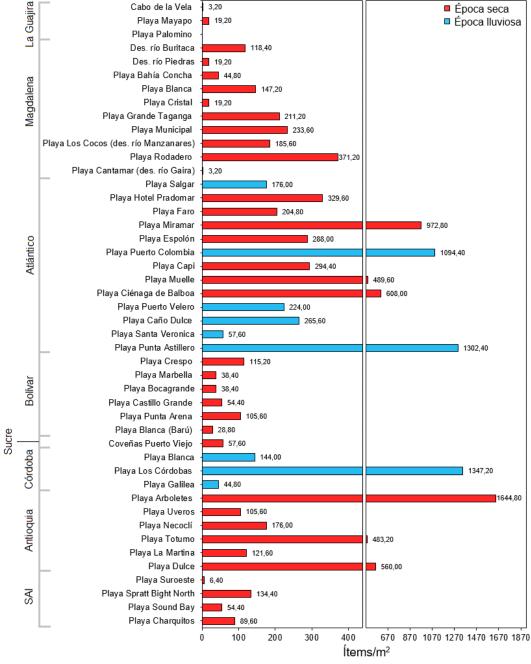


Figura 82. Abundancia de microplásticos en las playas turísticas del Caribe, registradas en los muestreos en época seca y lluviosa 2024

En el Pacífico colombiano, se reportaron abundancias de microplásticos entre 3 y 364 items/m² para el 2024 (Figura 83). Las mayores concentraciones se registraron en Playa Pianguita, departamento de Buenaventura, con 364 item/m²; en comparación con los años 2021, 2022 y 2023 se observó un incremento de la concentración que venían con una tendencia a la disminución (INVEMAR, 2024).

Este resultado, puede estar asociado con la ubicación geográfica de playa dentro de la bahía de Buenaventura que presenta un alto grado de intervención antrópica, así como una gestión inadecuada de residuos, ausencia de un sistema de disposición adecuado y la falta de sensibilización de las comunidades locales. Todo esto contribuye a la contaminación por residuos sólidos; que pueden arribar a los ecosistemas de playa a través de las corrientes, mareas y vientos. Esta basura marina tiende a acumularse, degradarse y fragmentarse en microplásticos debido a la acción combinada de la radiación solar, mecánica, química y biológica (Vásquez-Molano *et al.*, 2021; Vega *et al.*, 2019).

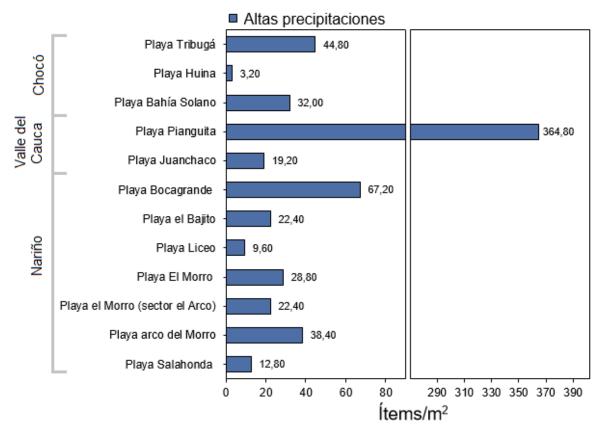


Figura 83. Abundancia de microplásticos en las playas turísticas del Pacífico, registradas en los muestreos realizados en época de altas precipitaciones 2024

Caso de Estudio: Implementación del diagrama de flujo de residuos (WFD) plásticos en Puerto Colombia y Tumaco

Durante el año 2024, con el fin de abordar dos perspectivas de la contaminación plástica desde las diferentes características ambientales, sociales y culturales de la región Caribe y Pacífica, se implementó la herramienta del diagrama de flujo de residuos (WFD por sus siglas en inglés; GIZ et

al., 2023), lo que contribuyó en la generación de insumos técnicos sobre la contaminación por residuos sólidos, orgánicos e inorgánicos principalmente de plásticos, considerando el flujo de materiales en la cadena de valor, y el manejo que tienen actualmente los sistemas de gestión en los municipios de Puerto Colombia en el Caribe y Tumaco en el Pacífico colombiano ..

En la cabecera municipal de Puerto Colombia (Figura 84) se generan aproximadamente 4.875 toneladas de residuos plásticos al año. De esta cantidad, el 62% (3.011 toneladas/año) es recolectado por el servicio de recolección y llevado a disposición final, el 31% (1.497 toneladas/año) es recogido por el sector formal de clasificación y aprovechamiento y el 2% (120 toneladas/año) por el sector informal. El 5% restante de residuos plásticos, que corresponde a 247 toneladas/año, resultan no ser gestionados adecuadamente y termina en el ambiente. Se estimó que 124 toneladas de las 227 toneladas/año de residuos plásticos no gestionados se retiene en tierra, 77 toneladas afectan los sistemas de aguas (Figura 86) y 34 toneladas se queman a cielo abierto. Además, 12 toneladas de residuos plásticos se extraen de los desagües o drenajes (Figura 84).

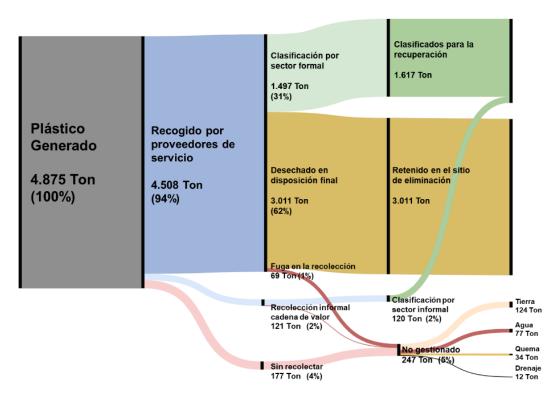


Figura 84. Diagrama Sankey del flujo de residuos plásticos en la cabecera municipal y zona rural de Puerto Colombia, Atlántico.

En el municipio de Tumaco se generan aproximadamente 6.533 toneladas de residuos plásticos al año. De esta cantidad el 64% (4.172 ton/año) es llevado a disposición final, sin reaprovechamiento, mientras que el 16% (1.048 ton/año) es recogido por recicladores formales (en la ciudad) e informales (en el relleno) y procesado por el sector formal de clasificación y aprovechamiento (Figura 85). El 21% restante de residuos plásticos, que corresponde a 1.402 toneladas/año, resultan no ser gestionados adecuadamente, terminando como fuga en el ambiente. Se estimó que 591 toneladas de las 1.402 toneladas/año de residuos plásticos no gestionados se retiene en tierra, 809

toneladas afectan los sistemas de aguas (Figura 86) y 2 toneladas de residuos plásticos se extraen de los desagües o drenajes.

En promedio, una persona en Tumaco contribuye con seis veces más desechos de plástico al año que una persona en Puerto Colombia (Figura 87). Esta diferencia se ilustra a través del número de botellas PET desechadas, donde Tumaco alcanza un promedio de 299 botellas PET, en comparación con las 49 botellas PET de Puerto Colombia. Esto evidencia la mayor carga de contaminación plástica en los sistemas acuáticos de Tumaco, particularmente en los barrios palafíticos, donde se enfrenta mayor sensibilidad a fugas directas al agua, debido a las características urbanísticas y a las limitaciones en la gestión de residuos. Estas diferencias estructurales y operativas explican, en gran medida, la discrepancia en los niveles de contaminación plástica entre los dos municipios.

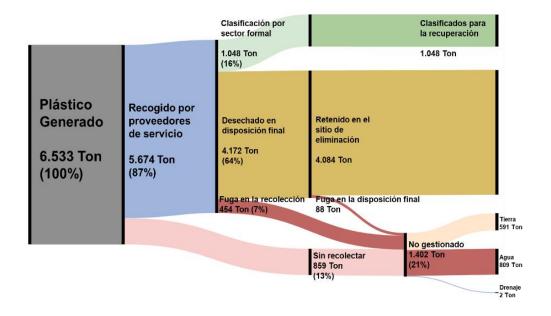


Figura 85. Diagrama Sankey del flujo de residuos plásticos en la cabecera municipal de Tumaco, Nariño.



Figura 86. Generación de plásticos al ambiente y en sistemas de agua entre Puerto Colombia y Tumaco.

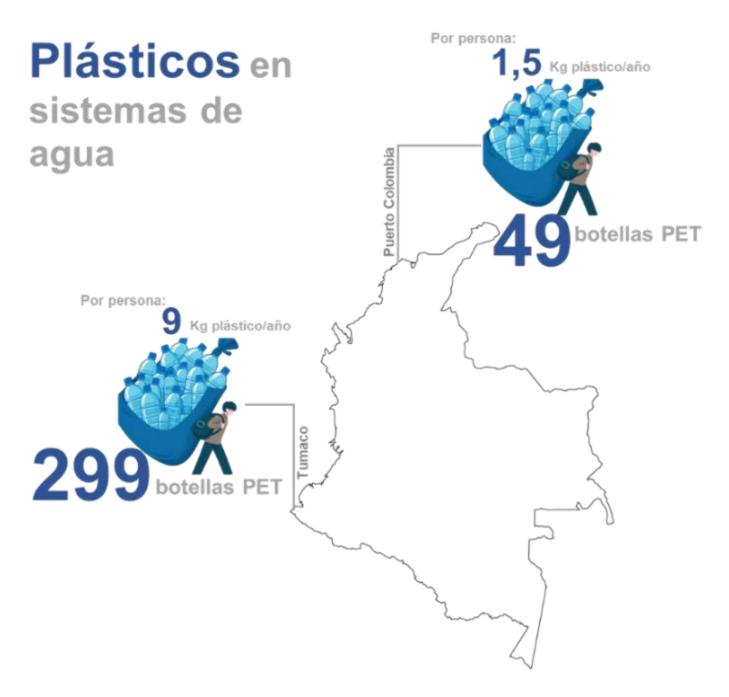


Figura 87. Contribución de Plásticos a los Sistemas de Agua por Persona entre Puerto Colombia y Tumaco.

Desde la visión del WFD, a nivel global, en los lugares donde se ha implementado este tipo de cuantificaciones se observa que predomina una tendencia general hacia la acumulación en sistemas de agua y tierra, siendo este último el destino con mayor incidencia para los residuos plásticos no gestionados (Figura 88). En este sentido, Tumaco (Colombia) presenta una alta cantidad de plástico en el agua, representando más del 50% del plástico no gestionado en el municipio en comparación de los demás ambientes (tierra, drenaje y quema). Es notable que Tumaco se encuentra entre los pocos casos donde el destino "agua" representa más del 50% del plástico no gestionado. Esta

situación se explica por su especificidad geográfica y urbanística: Tumaco es una pequeña isla y su estructura urbana incluye numerosos barrios palafíticos, lo que contribuye a una mayor acumulación de plásticos en los sistemas acuáticos.

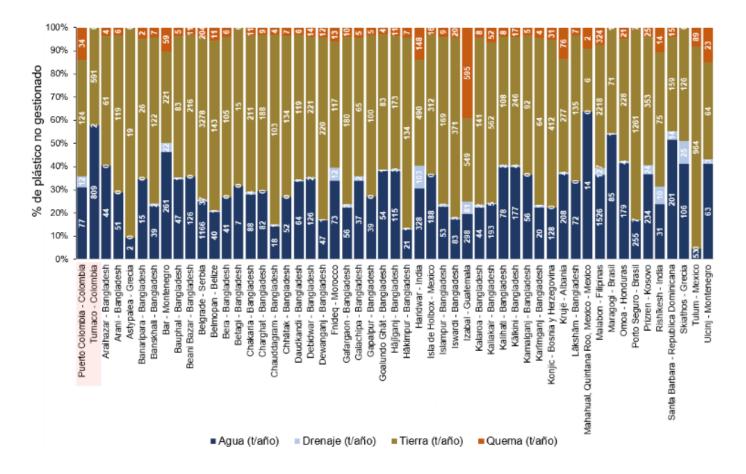


Figura 88. Comparación global de los destinos del plástico no gestionado. Entre las barras se muestran los valores expresados en toneladas por año de plásticos en los diferentes destinos: agua, drenaje, tierra y quema. Los datos fueron obtenidos del portal WFD (Waste Flow Diagram Data Portal (rwm.global)).

Tumaco se sitúa con una fuga de plástico en agua de aproximadamente 9 kg/per cápita/año (Figura 89). Este valor coloca a Tumaco entre las localidades con mayores índices de contaminación plástica per cápita en el agua a nivel global. Esta cifra indica un grave problema de gestión de residuos plásticos que contribuye significativamente a la contaminación de sus cuerpos de agua y ecosistemas. Por otro lado, Puerto Colombia, muestra una fuga de plástico en agua significativamente menor en comparación con Tumaco, situándose en la parte media del gráfico con 1,5 kg/per cápita/año. A pesar de tener una menor proporción de fuga de plástico en agua, Puerto Colombia no está exento de problemas relacionados con la gestión de residuos, pero su situación es menos crítica que la de Tumaco, el cual se enfrenta a un desafío significativo.

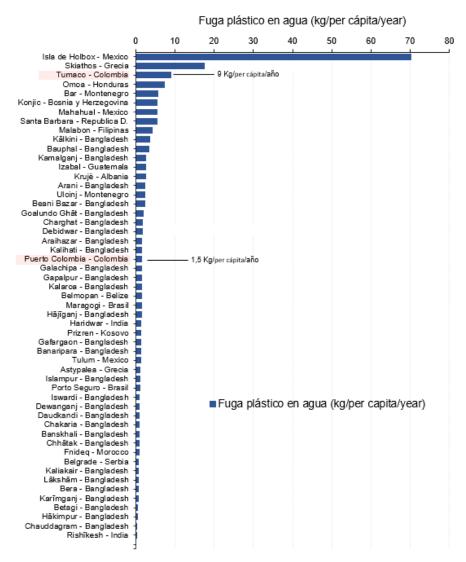
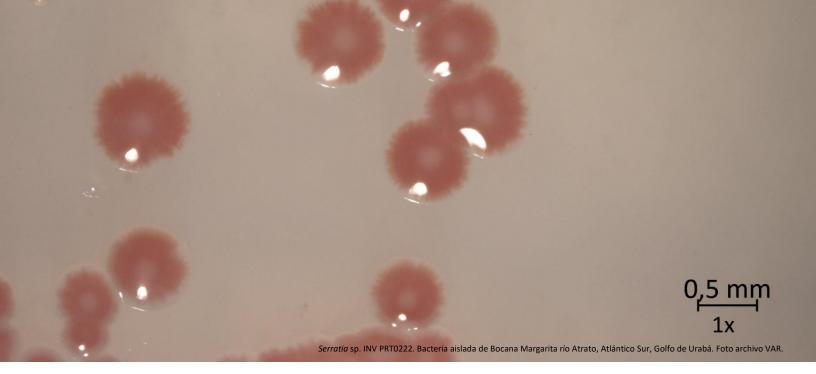


Figura 89. Fuga de Plástico en Agua (kg/per cápita/año) por localidad a nivel global. Los datos fueron obtenidos del portal WFD (Waste Flow Diagram Data Portal (rwm.global)).



Bioprospección marina

Los productos naturales marinos (PNM), son componentes de alto valor producidos por organismos que habitan el ambiente marino, como algas, invertebrados y microorganismos, muchos de ellos presentan una diversidad química y son fuentes de novedosas estructuras con actividades biológicas significativas, las cuales no se han encontrado en sus contrapartes terrestres (Larghi *et al.*, 2009). Los organismos marinos, son la fuente más reciente de compuestos naturales bioactivos y cada vez son más reconocidos en el desarrollo de múltiples bioproductos de interés farmacéutico, agroindustrial, dermocosmético, nutracéutico, ambiental, entre otros (Avhad y Bhangale, 2023).

A nivel global, fueron descritos para el año 2024 cerca de 1.417 nuevos compuestos obtenidos a partir de organismos marinos, los cuales en su mayoría han sido obtenidos a partir de bacterias, hongos, esponjas y cnidarios (Carroll *et al.*, 2024), asimismo, se han encontrado más de 14.000 nuevas sustancias biológicamente activas en fuentes marinas, al menos 300 patentes sobre PNM y 37 patentes registradas de productos para aguas profundas en Estados Unidos y Europa (Avhad y Bhangale, 2023). El descubrimiento de los PNM conlleva a retos y desafíos para los investigadores, los cuales involucran el uso de técnicas de muestreo optimizadas y eficientes, como también aspectos éticos y jurídicos contemplados en tratados internacionales como el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD) y el Protocolo de Nagoya, que incluyen una distribución justa y equitativa de los beneficios derivados del uso de los recursos biológicos, con fines de contribuir al desarrollo de capacidades de los países en desarrollo, que a pesar de que cuentan con una alta biodiversidad marina presentan insuficientes recursos técnicos y financieros para capitalizar las actividades de base biológica sostenibles (Calado *et al.*, 2022).

Colombia es reconocido a nivel mundial como un país megadiverso, posee costas sobre el mar Caribe y el océano Pacífico, albergando diferentes recursos biológicos y genéticos de interés en bioprospección (Melgarejo, 2013). En los últimos años, se ha observado que el número de estudios de PNM ha venido en aumento, donde la mayor concentración de actividades de investigación se centra en el Caribe colombiano, mientras que la exploración en el Pacífico aún sigue siendo incipiente (Bautista *et al.*, 2022). Con el fin de disminuir las brechas existentes entre las regiones, se dio inicio en el año 2020 la misión bioeconomía, una apuesta del país para impulsar el desarrollo sostenible mediante el aprovechamiento de la biomasa, la biodiversidad y los servicios ecosistémicos para la generación de productos y procesos de alto valor agregado mediante la

ciencia, la tecnología y la innovación (Minciencias, 2020). Para impulsar el desarrollo de la bioeconomía en Colombia es crucial la generación de espacios para la innovación, el fortalecimiento de las capacidades y la articulación entre los diferentes actores, como empresas, instituciones educativas e institutos de investigación, entidades del gobierno, organizaciones privadas y comunidades, con el fin no solo de construir el conocimiento sino también gestionar la innovación y la transferencia tecnológica para el desarrollo de las regiones (Johannes Bruszies, 2023).

En este informe se presentan los resultados reportados en revistas indexadas desde el año 2007 hasta enero del año 2025 de las investigaciones enfocadas en el desarrollo de bioproductos y servicios derivados de organismos marinos del territorio nacional. Respecto al informe del año 2023 (INVEMAR, 2024) se incluyen los resultados de seis investigaciones en las que se extraen y caracterizan diversos compuestos bioactivos y metabolitos secundarios derivados de especies marinas del territorio nacional, con énfasis en la remediación ambiental y sector salud.

Entre las nuevas investigaciones se destaca la evaluación del potencial de los microorganismos marino-costeros para la detoxificación de metales pesados, donde un estudio realizado por Quintero et al. (2024), evaluaron 333 microorganismos aislados de sedimentos estuarinos de las desembocaduras de los ríos San Juan, Baudó, en el Pacífico norte y en la desembocadura del río Atrato en el Caribe sur colombiano, encontrando que más de la mitad de los aislados fueron capaces de crecer y permanecer viables en concentraciones de cloruro de mercurio (II) superiores a 5,0 mg/L. Además, los cultivos en medio líquido de la bacteria mercurio – resistente – Stenotrophomonas sp. INV PRT0231 (MIC₉₀ de 27 ± 9 mg/L), evidenció una tasa de remoción del 86,9%, una tasa de absorción del 1,2% y una tasa de volatilización del 85,7% a pH 6,0 y 30,0 °C, observando cambios en los grupos funcionales de la biomasa expuesta al mercurio (Hg²⁺) que incluyen las cadenas de ácidos grasos y los grupos metilo, las proteínas y los lipopolisacáridos asociados con el grupo carboxilato (COO⁻), sugiriendo un importante papel de estas biomoléculas y sus grupos funcionales asociados, como mecanismos empleados para la detoxificación del mercurio (Quintero et al., 2024). Otro estudio similar realizado por Soto-Varela et al. (2024), aislaron siete bacterias endófitas del manglar Avicennia germinans en la Ciénaga de Balboa, Atlántico, de las cuales siete exhibieron tolerancia a cloruro de sodio. La selección de la bacteria Priestia flexa 7BS3110, que mostró halotolerancia (12,5 % p/v de NaCl), presentó una concentración mínima inhibitoria (CMI) de 0,25 mM para mercurio, 10 mM para plomo y 15 mM para cromo. El análisis del genoma bacteriano evidenció la presencia de secuencias asociadas con la producción de exopolisacáridos, biosíntesis de tioles, proteínas específicas y no específicas para el eflujo de cromo y procesos asociados con la homeostasis de azufre e hierro, además experimentos conducidos bajo un cultivo líquido suplementado con 14 mg/L de Hg²⁺, mostraron la capacidad de eliminar el 98% de Hg²⁺ del medio, lo que muestra el potencial de biorremediar ecosistemas halófilos contaminados con mercurio (Soto-Varela et al., 2024).

Por otra parte, Acevedo-Barrios *et al.* (2024), evaluaron la capacidad de tres bacterias del género *Bacillus* aisladas de sedimentos marinos en la bahía de Cartagena para degradar altas concentraciones de perclorato y su capacidad de tolerar diferentes pH y concentraciones de sal. Los autores encontraron que las bacterias toleraron un amplio rango de pH (6,5 a 10,0), concentraciones de cloruro de sodio de 3,5 a 7,5 % p/v y concentraciones de perclorato de potasio de 250 a 10000 mg/L, con una reducción del 10 al 25%. Además, encontraron que todos los aislados presentaron resistencia a diferentes antibióticos. Los resultados evidencian que los aislados marinos del género *Bacillus* son candidatos para la reducción de contaminación por perclorato en diferentes ambientes, incluso en aquellos que contienen contaminantes como trazas de antibióticos (Acevedo-Barrios *et al.*, 2024).

Además de su papel en la biorremediación, los microorganismos marinos también se destacan por su capacidad para producir metabolitos con aplicaciones farmacéuticas de gran interés, como

anticancerígenos, fotoprotectores y dermocosméticos para el tratamiento de enfermedades inflamatorias crónicas de la piel. El estudio realizado por Darwich—Cedeno et al. (2024), evaluaron diez Cianobacterias de los géneros Synechococcus, Baaleninema, Pleurocapsa, Synechococcales, Hyella y Stanieria, aisladas de las Islas San Andrés y Providencia e Islas del Rosario, determinando su actividad citotóxica contra diferentes líneas de células de cáncer. Los resultados mostraron que las fracciones obtenidas de Baaleninema sp. (LAUN 33) "D" y Synechococcales cyanobacterium (LAUN 74) "A" exhibieron una considerable actividad citotóxica para la línea de cáncer de colon (HCT-116), en cuanto a Baaleninema sp. (LAUN 33) "E", "F"; S. cyanobacterium (LAUN 55) "H", S. cyanobacterium (LAUN 74) "F" redujeron la viabilidad de la línea de células de osteosarcoma (MG063), mientras que la fracción de Pleurocapsa sp. (LAUN 34) "B", Pleurocapsa sp. (LAUN 34) "C" y S. cyanobacterium (LAUN74) "D", presentaron una inducción del crecimiento celular del grupo control de las líneas de fibroblastos (3T3L1) y endoteliales cerebrales (HCMEC), hallazgos que muestran que las cianobacterias son fuente potencial de metabolitos citotóxicos contra líneas de células cancerígenas y con un efecto promotor del crecimiento en líneas de células sanas (Darwich-Cedeño et al., 2024).

Por otra parte, Sánchez–Suárez *et al.* (2024), a partir de 18 Actinobacterias aisladas del octocoral *Eunicea fusca* evaluaron su potencial como productoras de compuestos fotoprotectores, de los cuales el extracto crudo derivado de *Gordoni hongkongensis* EUFUS-Z928 exhibió el mejor perfil antioxidante, mostrando una capacidad de absorción de rayos UV del 46,3% del factor de protección solar *in vitro* calculado para 30 μg/mL de oxibenzona, sin ninguna citotoxicidad en fibroblastos dérmicos humanos (HDFa) en concentraciones de hasta 500 μg/mL. Estudios químicos conducidos del extracto con capacidad antioxidante mostró compuestos con características estructurales asociadas con la eliminación de radicales libres y la absorción de rayos UV (fotoprotección), como Maniwamicina A, Alpiniamida C, flavona, Nivelactam, Malevamida D, entre otros (Sánchez-Suárez *et al.*, 2024).

Finalmente, De La Hoz–Romo *et al.* (2025), evaluaron el potencial de Actinobacterias aisladas de la esponja *Cliona varians* y del coral *E. fusca* para determinar su actividad antibacteriana contra bacterias relacionadas con el acné, encontrando que el extracto Z9.216 de *Kocuria* sp. inhibió a *Staphylococcus epidermidis* en un 68%, *S. aureus* en un 93% y *Cutibacterium acnes* en un 98,7% a una concentración de 0,003 mg/ml, lo cual fue comparable a los antibióticos estándar eritromicina y vancomicina, manteniendo más del 90% de viabilidad de las líneas de células de fibroblastos dérmicos humanos (HDFa) y queratinocitos (HaCaT). El estudio metabolómico del extracto activo evidenció que la actividad encontrada podría estar asociada con compuestos de tipo alcaloides, terpenoides y ácidos grasos, entre otros, hallazgos que resaltan que las Actinobacterias marinas son una fuente de metabolitos con potencial terapéutico para tratar el acné vulgar *(De La Hoz-Romo et al.*, 2025).

Pese a que el estudio sobre los PNM en Colombia presenta avances significativos, se requiere fortalecer la investigación sobre los organismos que habitan en el Océano Pacífico, además se sigue evidenciando que aún persiste la necesidad de enfoques multisectoriales e interdisciplinarios que impulsen el desarrollo de bioprocesos para la producción a gran escala de metabolitos de interés y su comercialización y el interés del gobierno nacional para la financiación de proyectos de investigación en bioprospección para impulsar la bioeconomía. La mayoría de las publicaciones se centran en la etapa de obtención de los productos o servicios, dejando en segundo plano una visión integral de las cadenas de valor involucradas. En este sentido, resulta fundamental fomentar alianzas estratégicas entre la industria, la academia, los productores de materias primas, el gobierno y otros actores clave, con el objetivo de fortalecer los bioprocesos y sus cadenas de valor,

posicionando a Colombia como un referente competitivo en el aprovechamiento sostenible de sus recursos marinos.

Tabla 32. Consolidado de especies marinas por grupo de organismo con al menos un ensayo de bioactividad evaluado hasta 2024 Y las que se han caracterizado químicamente hasta el 2024.

Grupo	Número registrado de especies*	Número estimado de especies*	Especies ensayadas hasta 2023	Especies nuevas ensayadas 2024	Especies caracterizadas químicamente hasta 2023	Especies nuevas caracterizadas químicamente 2024
Equinodermos*	325	394	15	0	9	0
Bryozoa*	95	118ª	0	0	0	0
Poliquetos*	10	261	0	0	0	0
Corales*	141	153	51	0	17	0
Antipatharios*, a	18	18 ª	0	0	0	0
Anemonas*, a	18	18ª	0	0	0	0
Hidrozoos*	41	90	0	0	0	0
Esponjas*, a	168	350 ª	122	0	43	0
Algas*	520	620	35	0	21	0
Zoantideos*	6	9	4	0	3	0
Moluscos*	1545	1.170	1	0	0	0
Bacterias*†	94	652 [†]	411	321	17	15
Hongos*†	2	1097 [†]	21	63	0	0
Total	2983	2697	660	384	110	15

^{*}El número registrado y estimado de especies marinas en Colombia se actualizó de acuerdo al reporte de Montoya-Cadavid E. y Bohorquez J. (Instituto Humboldt, 2019) el cual se obtiene a partir de los datos registrados en los sistemas de información de biodiversidad de Colombia (SiBM https://www.sibcolombia.net/actualidad/biodiversidad-en-cifras/ y SiB: https://sibcolombia.net/), en las colecciones biológicas (Museo de Historia Natural Marina de Colombia - Makuriwa) y/o a partir de la revisión de artículos publicados en revistas indexadas, sobre las especies marinas de Colombia.

24. Indicador de especies bioprospectadas (ensayadas)

Definición e importancia del indicador

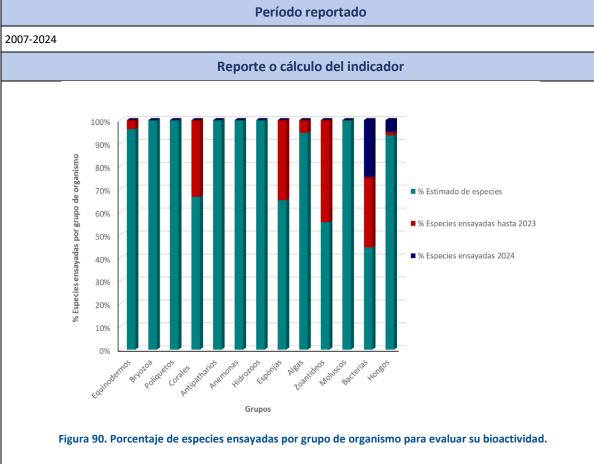
El indicador contabiliza la cantidad de especies por grupo de organismos marinos recolectados en Colombia, a los que se les ha realizado al menos un ensayo para evaluar su potencial bioactivo. Adicionalmente, se detalla el trabajo realizado durante el año, mostrando el total de ensayos que se realizaron ya sea en un organismo marino o un derivado del mismo; por ejemplo, algún compuesto modificado o natural. Se discrimina dentro de este indicador, los ensayos en especies por grupo de organismos no estudiados previamente y los ensayos en especies para las cuales se ha reportado al menos una prueba para evaluar su potencial bioactivo o degradación de hidrocarburos o metales pesados.

Fuente de los datos e información

Publicaciones científicas en bases de datos Scielo, Redalyc, Science Direct y Pubmed.

^aPara estas especies no existe un valor puntual registrado o estimado, es un dato incierto y simplemente se toma como referente el dato obtenido de la bibliografía revisada por Montoya-Cadavid E. y Bohorquez J. (Instituto Humboldt, 2019).

[†]El número estimado corresponde a especies de microorganismos marinos catalogados a nivel mundial (Mora et al., 2011).



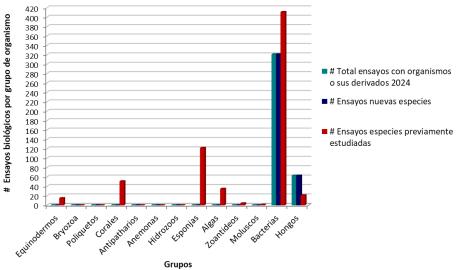


Figura 91. Número de ensayos biológicos evaluados en especies por grupo de organismo marino y sus derivados.

Interpretación de los resultados

En el año 2024, se evaluaron 321 aislados bacterianos, destacando dos bacterias de los géneros *Stenotrophomonas* y *Priestia* para la detoxificación de mercurio y una del género *Bacillus* para la degradación de perclorato, lo que demuestra su potencial uso en el desarrollo de servicios para la remediación ambiental. Por otra parte, a partir de Cianobacterias marinas de los géneros *Baaleninema* y *Synechococcales*, fueron obtenidas fracciones con actividad citotóxica contra líneas de células de

cáncer de colon y osteosarcoma, las cuales pueden ser de interés en futuras aplicaciones como anticancerígenos. Se observa que el grupo de Actinobacterias continúan siendo una fuente promisoria de metabolitos con aplicación en dermocosmética, especialmente las especies *Gordoni hongkongensis* y *Kocuria sp.*, las cuales mostraron capacidad fotoprotectora y antimicrobiana, respectivamente. Hasta el año 2024 se han ensayado en total 1044 especies; las bacterias, zoantídeos, esponjas y corales continúan siendo los grupos con especies más estudiadas, sin embargo, el porcentaje de bacterias ensayadas permanece en incremento con el transcurso de los años (Figura 90). Durante el 2024, las investigaciones se enfocaron en el análisis del potencial bioactivo de microorganismos marinos (bacterias) aislados de agua y sedimentos (Figura 91). Los ensayos se centraron en la evaluación de la capacidad de remover contaminantes como metales pesados y perclorato, así como su uso potencial en industrias como la farmacéutica y dermocosmética.

Limitaciones del indicador

No toda la información es publicada, ni se tiene acceso a todas las revistas y bases de datos.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Continuar avanzando en la búsqueda de especies con potencial bioactivo y/o biotecnológico en el país, mediante el fortalecimiento de los grupos de investigación, personal capacitado y equipos, generando bases de datos unificadas para Colombia en donde se permita el fácil acceso a la información sobre el avance de la investigación en el tema.



25. 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 2024.

Reporte o cálculo del indicador

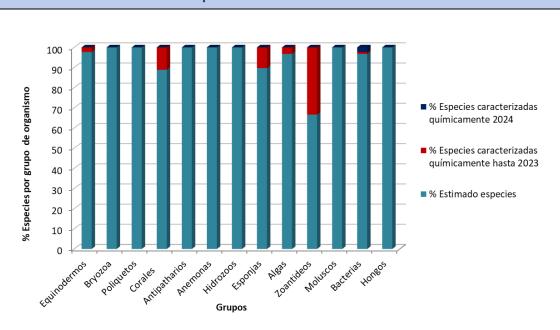


Figura 92. Especies de organismos marinos cuyos extractos han sido caracterizados químicamente.

Interpretación de los resultados

En el 2024, se destaca la caracterización química y la identificación de compuestos como Maniwamicina A, Alpiniamida C, flavona, Nivelactam, Malevamida D, entre otros, presentes en el extracto metanólico obtenido del cultivo de *Gordoni hongkongensis* y compuestos de tipo alcaloides, terpenoides y ácidos grasos a partir del extracto del cultivo de *Kocuria* sp. Estos tipos de compuestos presentan aplicaciones en el sector dermocosmético, al reducir los efectos en la piel generados por el estrés oxidativo y el daño enzimático a la matriz extracelular y para el tratamiento de enfermedades inflamatorias crónicas de la piel como el acné (Figura 91).

Limitaciones del indicador

No toda la información es publicada, ni se tiene acceso a todas las revistas y bases de datos.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Continuar avanzando en la búsqueda de especies con potencial bioactivo y/o biotecnológico en el país mediante el fortalecimiento de los grupos de investigación, personal capacitado y equipos, generando bases de datos unificadas para Colombia en donde se permita el fácil acceso a la información sobre el avance de la investigación en bioprospección marina.



Estado del conocimiento en adaptación y mitigación del Cambio Climático

El cambio climático está generando impactos a nivel marino-costero en Colombia, siendo una zona especialmente vulnerable dada su diversidad biológica. El aumento del nivel del mar, la erosión costera, el aumento en la temperatura superficial del mar, la acidificación marina, el incremento en las sequías y el aumento en la temperatura terrestre están alterando los hábitats naturales, afectando tanto la flora como la fauna marina, y poniendo en riesgo las comunidades humanas que dependen de estos recursos (IDEAM *et al.*, 2015). Las costas colombianas, hogar de ecosistemas estratégicos como los manglares, arrecifes de coral y diversas especies, enfrentan desafíos inéditos que requieren una urgente adaptación y gestión sostenible para mitigar los efectos adversos del cambio climático y preservar estos ecosistemas vitales.

Al respecto, el INVEMAR ha realizado diversos aportes en la generación de información para mejorar la capacidad en la toma de decisiones, con el fin de enfrentar los impactos del cambio climático a nivel marino costero e insular en Colombia. Esta información, generada a lo largo de más de 20 años, ha permitido clasificar la zona marino costera del país como altamente <u>vulnerable</u> al ascenso en el nivel del mar (ANM) y a la erosión costera; con pilotos a nivel subnacional para escalas de análisis 1:50.000 y 1:25.000 (6 municipios costeros del Caribe y 3 del Pacífico) y la construcción participativa de lineamientos de adaptación para cada uno (Figura 93). Esta información puede ser consultada en el sitio web para la divulgación de las investigaciones y actividades en materia de cambio climático en zonas marinas y costeras en Colombia https://climares.invemar.org.co/

Con relación a la <u>adaptación</u> al cambio climático, durante el año 2024 el INVEMAR ha avanzado en la identificación de acciones de Adaptación Basada en Ecosistemas (AbE). Al respecto, se llevó a cabo la formulación de una medida AbE en el Pacífico colombiano, específicamente en el territorio del Consejo Comunitario del Río Patía Grande, sus brazos y la ensenada de Tumaco – ACAPA, ubicado en el departamento de Nariño, Pacífico colombiano, denominada "Manglares Resilientes: Adaptación comunitaria al cambio climático en ACAPA". Esta medida, formulada conjuntamente con las comunidades pertenecientes al Consejo ACAPA (Figura 94), tiene como objetivo aumentar la oferta de los servicios ecosistémicos de captura de carbono y protección costera del ecosistema de manglar, contemplando actividades de restauración, reforestación y conservación del ecosistema de manglar con participación comunitaria; educación y capacitación de las comunidades frente a temas socioambientales y de restauración; así como acciones para el aprovechamiento sostenible de los servicios ecosistémicos que brinda el manglar (Hernández-Narváez, *et al.*, 2024).

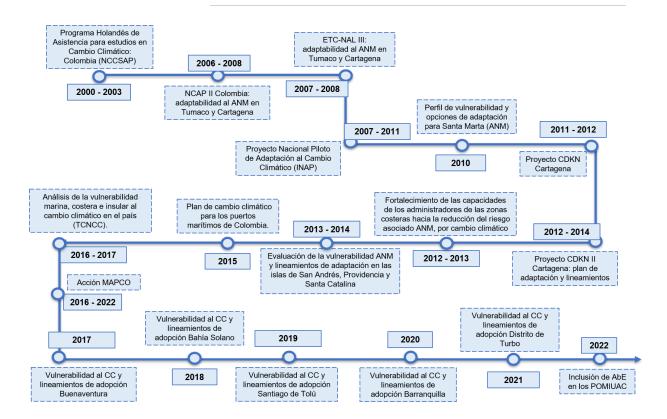


Figura 93. Línea de tiempo de estudios sobre la vulnerabilidad al cambio climático en la zona marino costera de Colombia y lineamientos de adaptación.

Por su parte, la <u>mitigación</u> del cambio climático ha sido abordada en investigaciones realizadas por el INVEMAR, con avances en las mediciones de carbono acumulado en los ecosistemas manglar (Figura 95) y pastos marinos en Colombia, en los departamentos del Caribe (Antioquia, Córdoba, Sucre, Bolívar, Atlántico, La Guajira y San Andrés, Providencia y Santa Catalina) y del Pacifico colombiano (Valle del Cauca). Gracias a esto, se han llevado a cabo procesos más detallados del carbono acumulado en sitios priorizados, relacionados a la explicación de los stocks estimados. También, se han tenido progresos en las técnicas analíticas y de datación de muestras de sedimentos de manglar, monitoreo comunitario del sistema y perfeccionamiento de las estimaciones realizadas, tanto en los suelos como en la biomasa.

Al respecto, en el departamento de La Guajira se viene avanzando en la generación de información de la línea base de acumulaciones de carbono en los manglares y pastos marinos. Específicamente en manglares en el año 2024 se establecieron 6 parcelas ubicadas en la media Guajira entre los municipios de Dibulla (sector La Enea), el SFF Los Flamencos, El DRMI Delta del Rio Ranchería y el DRMI Musichi (Figura 96). En estas parcelas se realizaron: a) estimaciones de carbono acumulado en la biomasa aérea (Figura 97); b) estimaciones de carbono acumulado en los suelos hasta 1 metro de profundidad con sonda rusa (Figura 98); c) medición de variables fisicoquímicas del agua superficial e intersticial (Figura 99); y d) extracción de núcleos de sedimentación con el fin de estudiar el comportamiento del tamaño de partículas y la datación del carbono acumulado con estudios isotópicos (Plomo 210) (Figura 100).



Figura 94. Ubicación del Consejo Comunitario del Río Patía Grande, sus brazos y la ensenada de Tumaco – ACAPA.

Fuente: Labsis Invemar, 2024.

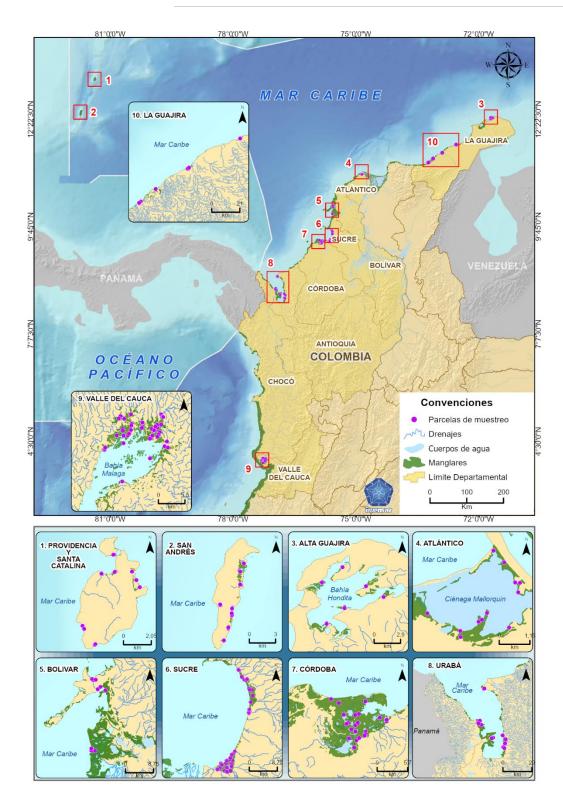


Figura 95. Departamentos con mediciones de contenidos de carbono azul en manglares. Fuente: Labsis (2024).

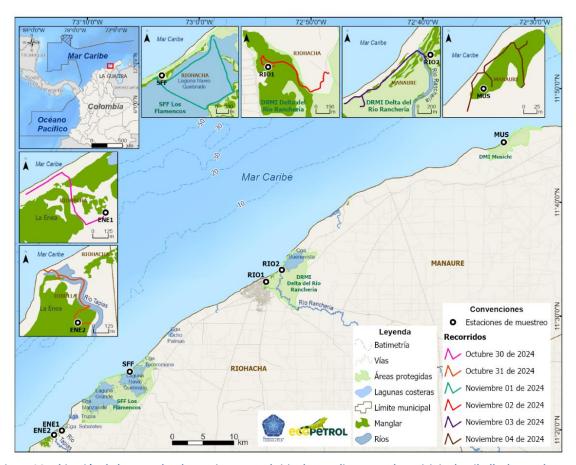


Figura 96. Ubicación de las parcelas de monitoreo en el sitio de estudio. Entre el municipio de Dibulla, hasta el DRMI Musichi. Fuente: Labisis (2024).



Figura 97. Medición del diámetro a la altura del pecho (DAP) en un manglar de la especie L. racemosa.



Figura 98. Extracción de muestras de suelo. A: Enterramiento de la sonda rusa. B: Muestra de sedimento obtenida en la sonda rusa y división de estratos. C: Submuestras almacenadas en baldes de cada estrato. D: Almacenamiento de las muestras para preservación.



Figura 99. Registro de las condiciones fisicoquímicas del agua en el bosque de manglar. Izquierda: Obtención del agua intersticial. Derecha: registro de los datos obtenidos con la sonda multiparamétrica.





Figura 100. Extracción de los núcleos de sedimentos con el tubo de PVC. Izquierda: montaje para enterrar el núcleo.

Derecha: Proceso de extracción del núcleo.

Por su parte, en el departamento de Córdoba, el Instituto realizó la estimación del stock de carbono en el proceso de remedición del proyecto "Vida Manglar", cuyo objetivo es comparar las estimaciones actuales con las estimadas en la línea base del proyecto (año 2012). Después de este análisis se determinó que existe un comportamiento dinámico del carbono acumulado; con la asesoría de expertos internacionales se propuso analizar el comportamiento sedimentológico contemporáneo e histórico y de cauces relacionados con las parcelas seleccionadas.

Para este fin se desarrollaron las siguientes actividades para levantamiento de información en el campo en el año 2024: a) flujos de sedimentación contemporáneos (FMT) con la instalación y análisis mensual (noviembre 2023 – agosto 2024) de ocho (8) trampas de sedimentos en el área del complejo de ciénagas de la Bahía Cispatá aledañas a las 7 parcelas de monitoreo de interés (Figura 101, Figura 102); b) niveles de los caños, con datos obtenidos a partir de miras instaladas por el INVEMAR sobre 9 puntos neurálgicos del complejo (Figura 103); c) tasas de sedimentación históricas y tamaño de partícula con la recolección y corte cm a cm de núcleos de sedimento de manglar en 7 parcelas de manglar de cuenca (Figura 104). En estas actividades estuvieron involucradas cerca de 15 personas de la comunidad de la bahía de Cispatá, quienes participaron en todo el proceso desde las capacitaciones por parte de los investigadores del INVEMAR, la recolección y corte de los núcleos en campo y la instalación y recolección de las trampas de sedimentos.

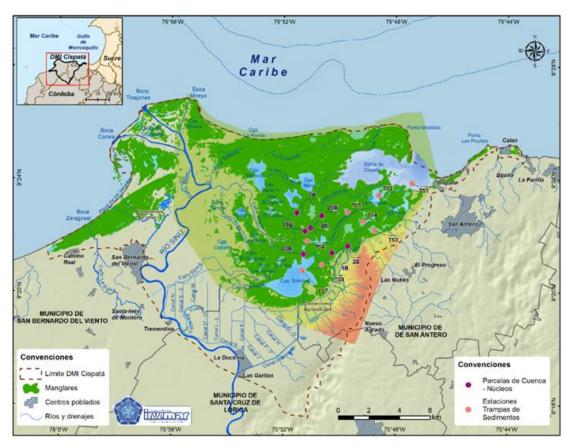


Figura 101. Ubicación de trampas y núcleos de sedimentación en la Bahía de Cispatá. Fuente: Labsis Invemar, 2024.



Figura 102. Trampas de sedimentación para conocer el Flujo de masa total en la Bahía de Cispatá. Fuente: Ricaurte-Villota *et al*, 2024.

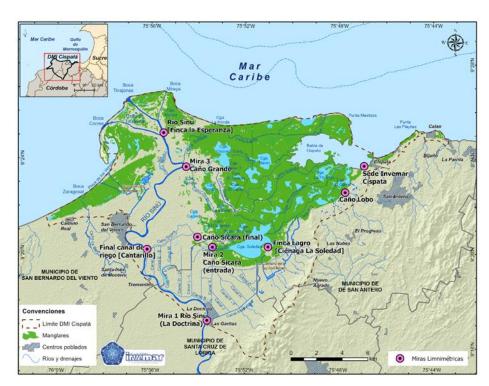


Figura 103. Mapa de Ubicación de miras hidrométricas. Fuente: Ricaurte et al, 2024.



Figura 104. Núcleos de sedimentos extraídos y cortados en campo cm a cm. Fuente: Zapata et al, 2024.

Como resultados preliminares de estas investigaciones, se obtuvieron los Flujos de masa Total en gr/cm²/día, la textura vertical de 7 núcleos de sedimentos de las parcelas estudiadas, la tasa de sedimentación y la datación del Carbono acumulado en uno de estos núcleos (23B). Además, se tiene el registro de los niveles de las miras hidrométricas instalada en los caños seleccionados. Esta investigación permite definir que la zona estudiada tiene una gran influencia hídrica y

sedimentológica que debe tenerse en cuenta a la hora de analizar los contenidos de carbono acumulado en los manglares de la bahía de Cispatá.

Por otra parte, para el departamento de Sucre se realizó una capacitación en campo para conocer el protocolo de toma de información con tecnologías de escaneo de laser terrestre (TLS). Se determinó la ubicación de dos parcelas de monitoreo permanentes en la Ciénaga de La Caimanera y se estudiaron 5 árboles para hacer procesamiento de escaneo para estimar el volumen ocupado. Esto con el fin de iniciar en Colombia el modelamiento de ecuaciones alométricas necesarias para estimar específicamente la biomasa aérea y el carbono acumulado en los árboles de manglar (Figura 105). También se recibió capacitación del procesamiento inicial de los datos en softwares especializados, que se dejaron en custodia del Laboratorio de sistemas de información (LABSIS) del INVEMAR.



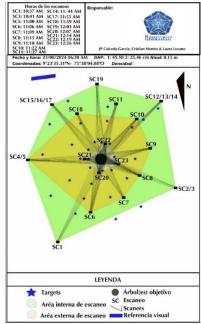


Figura 105. Individuo de *Rhizophora mangle* seleccionado para hacer procesamiento de escaneo. Se puede apreciar el mapa del proceso.

Dentro de las acciones de <u>fortalecimiento institucional</u>, 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 reuniones y comités técnico científicos. Durante el año 2024 se participó en los diferentes encuentros de los Nodos Regional de Cambio Climático Caribe e Insular NORECCI y Pacífico Sur; así como en las reuniones del equipo técnico científico de carbono azul conformado por el IDEAM, IIAP, MINAMBIENTE e INVEMAR con el fin de abordar las discusiones de los planes, programas, proyectos, políticas y normativas relacionadas con la gestión del cambio climático.

Como instrumento de comunicación y difusión de información para soporte en la toma de decisiones se continúa dando soporte al Portal de Cambio Climático para Mares y Costas Climares, disponible para consulta, el cual se enlaza con el Sistema de Información Ambiental SIAC. Esta plataforma contiene información de más de 20 años de trabajo relacionado con la vulnerabilidad, adaptación, mitigación y 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.



ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y VACÍOS DE INFORMACIÓN SOBRE CAUSAS Y TENSORES DEL CAMBIO DE LOS ECOSISTEMAS

Causas y tensores directos de Ecosistemas

Blanqueamiento y enfermedades, síntomas y signos asociados

Desde hace más de cuatro décadas los corales han venido sufriendo un deterioro continuo, debido a cambios ambientales, calentamiento del mar, incremento en la frecuencia e impacto de los eventos Niño y Niña, polución del agua, eventos de blanqueamiento severo y mayor incidencia de enfermedades (Sutherland et al., 2004, Harvell et al., 2007; Raymundo et al., 2008; Ruiz-Moreno et al., 2012). Durante los años 2023 y 2024 se presentó el 4º evento global de blanqueamiento, afectando todas las formaciones coralinas del planeta (Croquer et al., 2022).

A inicios del segundo semestre del 2023, las aguas del Pacífico y Caribe colombianos se calentaron hasta llegar a los 32,5° Celsius, un valor nunca antes registrado. Como consecuencia, se presentaron durante un período demasiado prolongado, temperaturas consideradas como nocivas para la supervivencia de los corales escleractíneos, un fenómeno sin precedentes en Colombia. Infortunadamente la anomalía térmica positiva continuó durante el 2024, generando que la temperatura superficial del mar continuara por encima de los 29°C, razón por la cual el blanqueamiento continuó afectando varias localidades de la zona costera e insular del país. De igual manera se registraron zonas del Caribe afectadas por enfermedades ya antes vistas, pero más activas y una enfermedad nunca vista sobre una especie de coral del Pacífico colombiano. Por otro lado, para los arrecifes de la zona costera del Pacífico, la exposición aérea causada por las mareas bajas astronómicas produjo una mortalidad importante sobre áreas muy extensas.

Durante el 2023 se recibieron alertas de blanqueamiento en las áreas coralinas más importantes del país, en el Caribe, PNN Tayrona, PNN corales del Rosario y de San Bernardo, isla Fuerte, Urabá

chocoano, PNN McBean Lagoon Providencia y en el Pacífico, los PNN Gorgona y Utría y el SFF Malpelo. Al momento de realizar el monitoreo del Invemar, no se había presentado el blanqueamiento en Gorgona, Utria, Rosario, San Bernardo y Urabá. Sin embargo, se logró evidenciar de primera mano el blanqueamiento en las áreas de Malpelo, Tayrona, Varadero y Providencia, donde claramente se evidenció la magnitud del evento y los daños causados. Durante el 2024 se visitaron las áreas de Tayrona, islas del Rosario, islas de San Bernardo, Urabá chocoano, Gorgona, Utría y Malpelo. Se encontró mortalidad generada por el blanqueamiento, pero igualmente se evidenciaron áreas donde no hubo blanqueamiento ni mortalidad asociada al de 2023. En la **Tabla 33** se puede ver que áreas presentaron blanqueamiento y mortalidad asociada tanto para 2023 como para 2024.

Tabla 33. Registro de la presencia de blanqueamiento y mortalidad asociada para cada una de las áreas coralinas monitoreadas, así como de la evidencia de mortalidad asociada al blanqueamiento tanto en 2023 como en 2024.

AREAS	2023		2024	
	BLANQUEAMIENTO	MORTALIDAD	BLANQUEAMIENTO	MORTALIDAD
MALPELO	SI	SI	NO	SI
GORGONA	SI	NO	NO	NO
UTRÍA	SI	NO	NO	NO
TAYRONA	SI	SI	SI	SI
I. ROSARIO	SI	SI	SI	SI
I. SAN BERNARDO	SI	SI	SI	SI
URABÁ CHOCOANO	SI	SI	SI	SI
PROVIDENCIA	SI	SI	N/A	N/A

En la **Figura 106** se ilustra el blanqueamiento afectando diferentes especies de coral, observadas durante el 2024.

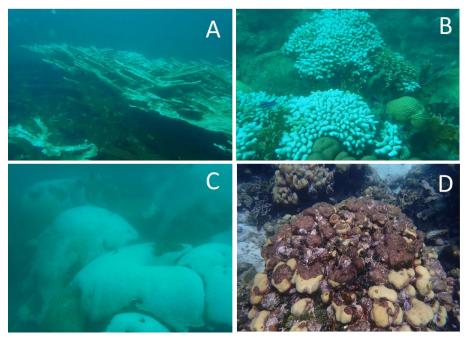


Figura 106. Imágenes del blanqueamiento en 2024. A) colonias de *Acropora palmata* blanqueadas. B) colonias de *Porites porites* blanqueadas. C) blanqueamiento sobre colonias de *Colpophyllia natans* y D) mortalidad debida al blanqueamiento en una colonia de *Orbicella annularis*. Fotos Raúl Navas Camacho.

A nivel mundial se ha observado que los arrecifes coralinos son afectados por el incremento en la prevalencia de enfermedades coralinas, los cuales han sido vinculados con mortandades masivas y reducciones drásticas de la cobertura de coral (Sutherland *et al.*, 2004, Salazar-Vallejo, 2002). Este signo de deterioro ha sido asociado, entre otros factores, al aumento de la temperatura del mar (McClanahan, 2004; Ruiz-Moreno *et al.*, 2012). Así mismo, algunos estudios han mostrado la influencia de los eventos de blanqueamiento en el incremento la ocurrencia de enfermedades coralinas debido a la susceptibilidad que se encuentran las distintas especies de coral en ese momento (Brandt y McManus 2009; Croquer y Weil, 2009).

La plaga blanca se encuentra ampliamente distribuida en otras áreas del Caribe, y es quizás, el síndrome que ataca a gran número de especies de corales (35 especies), diezmando más efectivamente la cobertura de coral vivo (Sutherland et al., 2004; Gil-Agudelo et al., 2009). La banda negra afecta a cerca de 15 especies coralinas y ha causado pérdida de colonias enteras, especialmente de corales cerebro como Colpophyllia natans, Pseudodiploria strigosa y Diploria labyrinthiformis. La enfermedad de lunares oscuros, si bien afecta a cerca de 11 especies, se encuentra distribuida ampliamente en el Caribe, siendo particularmente susceptibles las especies de coral Siderastrea siderea, Orbicella annularis y Agaricia agaricites (Sutherland et al 2004; Gil-Agudelo et al., 2009, Rodríguez-Ramírez et al., 2010). La banda blanca solo afecta corales del género Acropora y fue una de las causas de la mortandad masiva que sufrió este género en todo el Caribe en la década de 1980 (Díaz et al., 2000; Porter et al., 2001; Garzón-Ferreira y Díaz, 2003; Sutherland et al., 2004). Esta enfermedad se ha registrado en todas las áreas, generando en casos como el archipiélago de San Bernardo, pérdida de setos completos de Acropora cervicornis. La banda amarilla se ha registrado en unas pocas especies entre las que se destacan por el daño que causa a su tejido vivo a O. faveolata y O. annularis. La enfermedad de White pox es exclusiva del coral Acropora palmata y se ha registrado en todas las localidades evaluadas. Este síndrome es altamente contagioso, por lo que las colonias vecinas de esta especie son susceptibles de ser afectadas. Se registró una drástica reducción de cobertura de coral a causa de esta enfermedad en los cayos de la Florida entre 1996 y 2002 (Sutherland et al., 2004; Gil-Agudelo et al., 2009; Navas-Camacho et al., 2010a).

En el caso del Pacífico colombiano, se han reportado varios agentes de deterioro coralino similares a enfermedades (Navas-Camacho *et al.*, 2010b). Algunos de ellos se siguen observando en los monitoreos, pero no ha sido posible hasta el momento realizar estudios determinantes del origen de dichos agentes. Durante el 2024 se observaron colonias afectadas por diferentes enfermedades tanto el Caribe como en el Pacífico (Figura 107). Finalmente, se registró nuevamente la mortalidad de tejido vivo coralino por competencia con esponjas de diferentes especies, en varios sitios del Caribe colombiano. Estas esponjas vienen siendo registradas en algunas localidades compitiendo por espacio con los corales pétreos a los que cubren y ahogan, empezando a dominar los espacios en los que la interacción se ha observado (Figura 108).

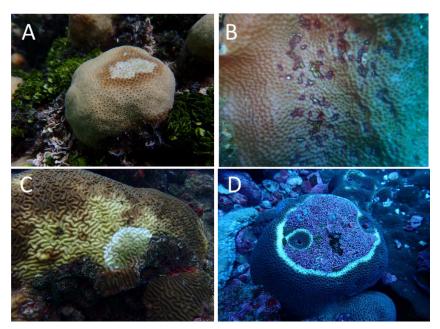


Figura 107. Algunas de las enfermedades registradas durante el monitoreo del 2024 afectando corales pétreos. A)
Parche amarillo; B) lunares oscuros; C) plaga blanca y D) enfermedad no antes vista afectando colonias de

Gardineroseris planulata en Malpelo. Fotos Raúl Navas Camacho

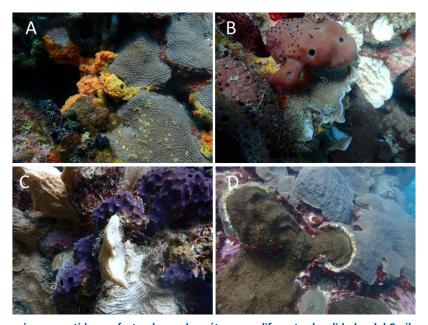


Figura 108. Esponjas competidoras afectando corales pétreos en diferentes localidades del Caribe y generando mortalidad. A) *Ectyoplasia ferox* (naranja) y *Mycale laevis* (amarilla); B) *Svenzea zeae*; C) *Aiolochroia crassa* y D) *Cliona* spp. Fotos Raúl Navas Camacho.

En el caso de los pastos marinos, la principal enfermedad que puede llegar a causar eventos de mortandades masivas es por los hongos marinos del género *Labyrinthula*, los cuales afectan directamente a las hojas de los pastos marinos. Este hongo fue asociado a la mortandad de *Thalassia testudinum* en la Florida a finales de la década de 1980 (Robblee *et al.* 1991). En el Caribe colombiano se ha observado la presencia de este hongo afectando a las especies *T. testudinum* y *Syringodium filiforme y Halodule wrightii* (Figura 109). No obstante, durante los monitoreos no se

han reportado casos de gravedad, o mortandades en las áreas evaluadas. Esto indica que este hongo por el momento no se ha comportado de manera agresiva en estas praderas.



Figura 109. Hongo del género *Labyrinthula* en *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme* en el Caribe colombiano. Notese las manchas negras o marrones oscuras sobre la parte verde de las hojas. Fotos: Laura Sánchez-Valencia.

Pérdida de hábitat

La pérdida de hábitat ha sido considerada como una problemática de suma relevancia si se busca relacionar y/o documentar los cambios que han tenido los ecosistemas a lo largo del tiempo. En este sentido, son diversos los factores que generan este fenómeno, al que en mayor o menor medida están sometidos todos los ecosistemas. Dentro de estos cabe destacar la presencia de fenómenos naturales, teniendo como ejemplos más evidentes los mares de leva, cambios extremos de mareas, tormentas y huracanes. El caso de estos últimos tiene una relevancia mayor si se tiene en cuenta los recientes casos de lota y Eta sucedidos en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina para noviembre de 2020 (Acosta-Chaparro et al., 2021), o el coletazo del huracán Mathew en la zona de la Guajira para 2016 y del Cesar en 2012. Los efectos de estos fenómenos son principalmente el volcamiento y perdida de colonias para los arrecifes coralinos y el desprendimiento, pérdida de la cobertura y liberación de carbono en sedimentos para las praderas de pastos marinos. Estos huracanes son muestra de cómo la fuerza de corrientes, vientos y tormentas pueden generar un proceso visible de deterioro y pérdida de biodiversidad (Salazar-Vallejo, 2002).

Cambios extremos de mareas, por su parte, representan un fenómeno más conspicuo hacia el Pacífico, debido a la dinámica intrínseca de las mareas que allí se presentan, en este sentido, arrecifes coralinos de baja profundidad, como los encontrados en los PNN Gorgona y Utría, pueden verse sometidos a altas radiaciones solares por mareas extremadamente bajas, o incluso en los casos más extremos, a una exposición total de colonias por encima de la superficie. El tiempo de exposición y el grado de radiación al que se vean sometidas, influirá en la posibilidad de recuperación a esta clase de fenómenos. Durante el 2023 y 2024 la exposición fue total y prolongada produciendo una importante pérdida de corales en Gorgona y casi total en Utría, siendo reemplazados los corales por algas de tipo tapete. Finalmente, los eventos de blanqueamiento de los años 2023 y 2024 generaron una pérdida importante de tejido vivo coralino, generando en algunos sitios un cambio de dominancia en los arrecifes coralinos, pasado de cobertura coralina a cobertura algal.

Pez león como especie invasora

La problemática de la presencia del pez león en las aguas del Caribe colombiano se reconoce como una amenaza directa en la estructura y función de los ecosistemas que invade, teniendo en cuenta las características intrínsecas de la especie, las cuáles le confiere una ventaja adaptativa y, por ende, una mayor eficacia en el proceso de invasión. Entre estas se encuentra un rápido crecimiento, alto rendimiento reproductivo, dietas generalistas, presencia en numerosos hábitats, ausencia de depredadores naturales, entre otras (Muñoz et al., 2011; Acero et al., 2019; Garzon et al., 2020).



Figura 110. Ejemplares de pez león en arrecifes del Caribe colombiano. Fotos de Andrés Acosta

La aparición de esta especie hizo necesario implementar medidas de manejo y seguimiento a las poblaciones que se han ido asentando en los arrecifes del país. En este sentido, dentro de las diversas estrategias se diseñó el Protocolo Indicador Densidad poblacional de Pez León (*Pterois volitans*) (Navarrete-Ramírez, 2014), el cual plantea que, dado que no es fácil encontrar individuos del pez león mediante el uso de protocolos tradicionales para el monitoreo de peces, se ha demostrado por diversos estudios (Morris, 2012) que el monitoreo de un área de mayor tamaño en lugar de varias áreas pequeñas aumenta la efectividad del muestreo. Teniendo en cuenta lo anterior y la metodología propuesta por Green (2013), se diseñó un conteo de peces león que se lleva a cabo dentro de transectos lineales de 25 x 10 m por medio del buceo autónomo, buscando en todos los hábitats disponibles (cuevas, grietas en la estructura coralina) donde puedan esconderse individuos del pez león (Figura 101). Estos resultados son reportados como individuos por hectárea (ha) para dar conocimiento del estado de las poblaciones en algunas de las localidades más conspicuas en el Caribe.

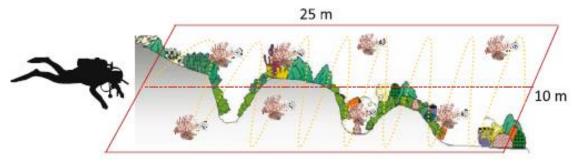


Figura 111. Esquema del método de muestreo para el conteo del pez león (*Pterois volitans*) (Tomado de Navarrete-Ramírez, 2014).

En este sentido, durante 2024 se monitorearon 32250 m² dentro de las áreas coralinas de Varadero, el Urabá Chocoano, el Parque Nacional Natural Tayrona y el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, identificando a través de este protocolo la presencia de este organismo.

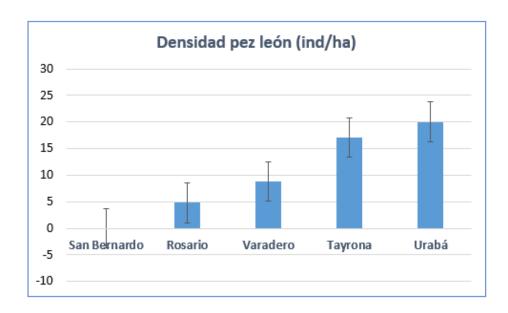


Figura 112. Densidades de pez león en las localidades monitoreadas durante 2024

En estas se registraron 4,8 ind/ha para las islas del Rosario, 8,8 ind/ha para Varadero, 17,1 ind/ha para el Tayrona, finalmente 20 ind/ha para el Urabá chocoano y ninguno para las islas de San Bernardo. Valores que coinciden a lo habitualmente registrado para estos lugares, resaltando que en muchos casos corresponden a áreas coralinas con profundidades inferiores a los 10 m. Esto representa una presencia latente de la especie en la mayoría de las áreas monitoreadas, lo que implica una necesidad de mantener el seguimiento y el control de las poblaciones de este organismo.



Manglares

En los manglares existen diferentes tipos de tensores, aquellos que son naturales (Krauss *et al.*, 2008; Hagger *et al.*, 2022) como lo son algunas plagas de herbívoros, enfermedades, hongos, o cambios en la línea de costa, así como tensores antrópicos como la contaminación, la modificación del terreno como desvió de canales o construcciones que puedan alterar el terreno (Chowdhury *et al.*, 2017; Urrego *et al.*, 2018) estos pueden afectar su crecimiento, disponibilidad de recursos y la estabilidad de suelo del bosque.

Durante el monitoreo de la bahía de Cispata en el año 2024 se encontró que en el caso de ciénaga El Espejo y Mestizos, la salinidad intersticial 50 cm a 1 m presentó valores cercanos a los 50 UPS (Figura 113), lo que podría suponer un posible efecto negativo para el bosque de manglar (Mitra *et al.*, 2010; Ahmed *et al.*, 2022). Otro fenómeno encontrado han sido laceraciones en los troncos debido a la actividad de otros animales, también se han reportado termiteros que terminan afectando la madera.

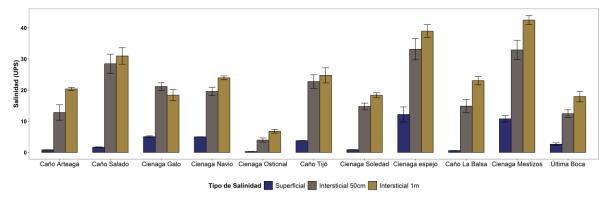


Figura 113. Condiciones de salinidad superficial e intersticial en el bosque de manglar en las estaciones de la bahía de Cispata.

Enfermedades, síntomas y signos asociados

En el monitoreo se encuentran los siguientes síntomas a los cuales se les hace seguimiento: 1: Protuberancias, 2: Descortezamiento/agrietamiento, 3: Exudaciones, 4: Manchas blancas, 5: Raíces adventicias anormales; 6: Clorosis, 7: Defoliación, 8: Herbivoría, 9: Hojas perforadas, 10: Hoja con mancha necrótica perforada, 11: Hoja quemada, 12: Marchitamiento, 13: Manchas necróticas; Síntoma mixto: 14: Muerte ascendente 15: Hongo, 16: Bejuco o enredadera, 17: Flora asociada, 18: Hormigas, 19: Termitas. 20: Afectado por rayos.

La relación directa entre estos síntomas y las afectaciones estructurales al bosque en Colombia todavía está bajo estudio (Blanco-Libreros *et al.*, 2022). Entre los síntomas más comunes presentes en todas las parcelas, se tuvo la presencia de hormigas, defoliación, marchitamiento, herbívora y hojas perforadas.



LITERATURA CITADA

- Acevedo-Barrios, R., I. Tirado-Ballestas, A. Bertel-Sevilla, L. Cervantes-Ceballos, J.L. Gallego, M.A. Leal, D. Tovar y J. Olivero-Verbel. 2024. Bioprospecting of extremophilic perchlorate-reducing bacteria: report of promising Bacillus spp. isolated from sediments of the bay of Cartagena, Colombia, Biodegradation, 35 (5): 601-620, 1 de agosto.
- Accoroni, S., T. Romagnoli, S. Pichierri and T. Totti. 2016. Effects of the bloom of harmful benthic dinoflagellate Ostreopsis cf. ovata on the microphytobenthos community in the northern Adriatic Sea. Harmful Algae 55: 179-190.
- Acosta, 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, A., C. E. Gómez, R. Navas-Camacho, S. Millán-Cortés, A. Abril-Howard, P. Montoya-Maya, V. Posada, A. Alegría-Ortega y A. Caicedo González. 2021. Evaluación del estado de los arrecifes coralinos en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina posterior al paso del huracán lota en el marco de la operación cangrejo negro Fase II. INVEMAR-CORALINA. Santa Marta, 47 p.
- Acosta-Coley, I., M. Duran-Izquierdo, E. Rodriguez-Cavallom, J. Mercado-Camargo, D. Mendez-Cuadro and J. Olivero-Verbel. 2019.

 Quantification of microplastics along the Caribbean Coastline of Colombia: pollution profile and biological effects on Caenorhabditis elegans. Mar. Pollut. Bull., 146:574–583. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.084
- Alcaldía de Santa Marta y Universidad del Atlántico. 2022. Informe final: actualización del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos (PGIRS) del Distrito de Santa Marta en cumplimiento a la metodología de la Resolución 754 de 2014. Contrato Interadministrativo No. 1420 de 2021. Santa Marta. 100 p.
- Adame, M. F., J. B. Kauffman, I. Medina, J. N. Gamboa, O. Torres, J. P. Caamal, M. Reza and J. A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. PLoS ONE 8(2): e56569. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056569
- Agardy, M. 1994. Advances in marine conservation: the role of marine protected areas. Trends Ecol Evol., 9(7), 267-270.
- Alvarado Molinares, J.K. y H.L. Polo Castellar. 2024. Conservación y sostenibilidad de las playas a través de brigadas de limpieza en Palomino. Universidad del Magdalena. Disponible en: https://repositorio.unimagdalena.edu.co/handle/123456789/22657.
- 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.
- Alva-Basurto, J. y J. Arias-González. 2015. Arrecifes de coral, servicios ecosistémicos y cambio climático. La Jornada Ecológica, 199, 5-6.
- Álvarez, R. 1997. Primer caso de ciguatera en el Caribe colombiano por Soriola zonata (Mitchill, 1815) (Pisces: Carangidae). Biomédica, 17: 67-68.
- Alvarez-Filip, L., N. Estrada-Saldívar, E. Pérez-Cervantes, A. Molina-Hernández and F. J. González-Barrios. 2019. A rapid spread of the stony coral tissueloss disease outbreak in the mexican caribbean a rapid spread of the stonycoral tissue loss disease outbreak in the Mexican Caribbean. PeerJ 7: e8069. https://doi.org/10.7717/peerj.8069
- Álvarez-León, R., E. Carbonó-De la Hoz, W. A. Troncoso-Olivo, O. Casas-Monroy y P. Reyes-Forero. 2004. La vegetación Terrestre, Eurihalina y dulceacuícola de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta. 77-96. En: Garay, J., J. Restrepo, O. Casas, O. Solano y F. Newmark(eds.). 2004. Los manglares de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta: pasado, presente y futuro. INVEMAR Serie de publicaciones especiales No. 11. Santa Marta. 236 p.
- Alvarez, M., D. Pulido, L. Solano y F. Oviedo. 2018. Construcción de la superficie hidrográfica de referencia vertical para las bahías de Buenaventura y Málaga, Pacífico colombiano. Bol. Cient. CIOH (36):53-69. ISSN 0120- 0542 e ISSN en línea 2215-9045. . https://doi.org/10.26640/22159045.438.
- Allen, R. G., L.S. Pereira, D. Raes and M. Smith. 1998. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56. Crop Evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements). Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO), Rome, 300(9).
- An, T., J. Winshell, G. Scorzetti, J.W. Fell and K.R. Rein. 2010. Identification of okadaic production in the marine dinoflagellate Prorocentrum rhathymum from Florida Bay. Toxicon, 55:563-657.
- Andrade, C. A. 2001. Las corrientes superficiales en la cuenca de Colombia observadas con boyas de deriva. Revista Academia Colomb. Cienc. Exactas Fis, 25(96), 321336.
- Andrade, C. A. 2015. Oceanografía dinámica de la cuenca de Colombia. Cartagena de indias: Alpha Editores. ISBN: 978-958-99964-7-8.
- Ardila, N. J. M., O.J. Rodríguez y K. Robertson. 2005. Amenazas naturales en el litoral Pacífico colombiano asociadas al ascenso del nivel del mar. Cuad. Geogr. Rev. Colomb. Geogr., 14, 83-96.

- Aqualabo. 2015. ODEON ® Advanced Digital Meter Reliability, simplicity and flexibility. 1-4. www.aqualabo.fr
- 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.
- Avhad, A.B. y C.J. Bhangale. 2023. Marine natural products and derivatives, RPS Pharmacy and Pharmacology Reports, 2 (2): rqad008, 1 de abril.
- Bautista, C.A., C.A. Puentes, C.M. Vargas-Peláez, M. Santos-Acevedo, F.A. Ramos, J. Gómez-León y L. Castellanos. 2022. The state of the art of marine natural products in Colombia, Rev. Colomb. Quim., 51 (1): 24-39.
- Banco de la República Banrep. 2017. Evolución socioeconómica de la región Caribe colombiana entre 1997 y 2017. Documentos de Trabajo sobre Economía Regional y Urbana. Cartagena. 79 p.
- Barbier, E.B., S.D. Hacker, C. Kennedy, E.W. Koch, A.C. Stier and B.R. Silliman. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecol. Monogr., 81, 169–193.
- Barrientos, N. S.y W.A. Mosquera. 2019. Modulación a la circulación oceánica en el golfo de Urabá por la ocurrencia de eventos atmosféricos de baja y alta frecuencia. Tesis de grado, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Turbo. Tomado de https://hdl.handle.net/10495/17039
- Batra, B., D. Sharma, D. Bose, V. Parthasarthy and A. Sarkar. 2023. Chapter 3 Implications of bioprospecting marine diversity and sustainable production of bioactive compounds, in: Kim, S.-K., Shin, K.-H., Venkatesan, J. (Eds.), Marine Antioxidants. Academic Press, pp. 27–43. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95086-2.00013-8
- Beck, M.W., K.L. Heck, K.W. Able, D.L Childers, D.B. Eggleston, B.M. Gillanders, B. Halpern, C.G. Hays, K. Hoshino, T.J. Minello, R.J. Orth, P.F. Sheridan and M.P Weinstein . 2001. The Identification, conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates A better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. Bioscienc., 51. 633–641.
- Beeden, R., J. Maynard, M. Puotinen, P. Marshall, J. Dryden, J. Goldberg and G. Williams. 2015. Impacts and recovery from severe tropical cyclone Yasi on the Great Barrier Reef. PloS one, 10 (4), e0121272.
- Beentje, H., S. O. Bandeira, J. Williamson, J. Moat, R. Frith and K. Royal. 2007. Field guide to the mangrove trees of Africa and Madagascar. Royal Botanic Gardens, Kew. 91 p.
- Bennion, V., J.M. Dwyer, A.J. Twomey and C.E. Lovelock. 2024. Decadal Trends in Surface Elevation and Tree Growth in Coastal Wetlands of Moreton Bay, Queensland, Australia. Estuaries and Coasts. 47(7): 1955–1971. https://doi.org/10.1007/s12237-024-01325-y
- Berger, U., M. Adams, V. Grimm and H. Hildenbrandt. 2006. Modelling secondary succession of neotropical mangroves: Causes and consequences of growth reduction in pioneer species. PPEES. 7(4): 243–252. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2005.08.001
- Björk, M., F. Short, E. Mcleod and S. Beer. 2008. Managing seagrasses for resilience to climate change (No. 3). lucn.
- Blanco-Libreros, J. F. y K. Ramírez-Ruiz. 2021. Threatened mangroves in the anthropocene: Habitat fragmentation in urban coastalscapes of Pelliciera spp. (Tetrameristaceae) in northern South America. Frontiers in Marine Science, 8: 1-15 (Article 670354). DOI: 10.3389/fmars.2021.670354
- Blanco-Libreros, J. F., E. A. Estrada-Urrea, R. J. Perez-Montalvo and A. Taborda 2015. Anthropogenic influences on the landscape of *Pelliciera rhizophorae* (F. Tetrameristaceae) southern-most Caribbean population (Turbo City, Colombia). Rev. biol. trop, 63(4): 927-942.
- Blanco, J.A., E.A. Viloria and B. Narváez. 2006. ENSO and salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, Colombian Caribbean. ECSA, 66(1-2), 157-167
- Bode, G. 1973. Carbon and carbonate analyses, leg 15. En: Terence Edgar, N. (Ed.), Initial Reports of the Deep-Sea Drilling Project, vol. 15. U.S. Government PrintingOffice, Washington, pp. 1129.
- Borbón M. E. 2015. Asociación entre la temperatura ambiental y temperatura superficial del mar sobre sobre la aparición de casos de ciguatera en los departamentos de San Andrés y Providencia. Tesis Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Bouillon, S., A.V. Borges, E. Castaneda-Moya, K. Diele, T. Dittmar, N.C. Duke, E. Kristensen, Y.L. Shing, C. Marchand, J.J. Middelburg, V.H. Rivera-Monroy, T.J. Smith III, R.R. Twilley. 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. Global Biogeochem. Cycles, 22.
- Brandt, M. E and J.W. McManus. 2009. Dynamics and impact of the coral disease White plague: insights from a simulation model. Dis. Aquat. Org. Vol. 87: 117-133.
- Brankart, J. M., G. Candille, F. Garnier, C. Calone, A. Melet, P.A. Bouttier, P. Bouttier and J. Verron. 2015. A generic approach to explicit simulation of uncertainty in the NEMO ocean model. Geosci. Model Dev., 8(5), 1285-1297.
- Brown, E., A. Colling, D. Park, J. Phillips, D. Rothery and J. Wright. 2001. Ocean Circulation second edition. Butterworth-Heinemann: Elsevier Ltd
- Bruña, J. G., A. Carbó-Gorosabel, P.L. Estrada, A. Muñoz-Martín, U. S. Ten Brink, M.G. Ballesteros, and A. Pazos. 2014. Morphostructure at the junction between the Beata ridge and the Greater Antilles Island arc (offshore Hispaniola southern slope). Tectonophysics, 618. 138-163 p.

- Burke, L., K. Reytar, M. Spalding and A. Perry. 2011. Reef at Risk revisited. Washington D. C.: WorldResources 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.
- Cadavid, B.C., P.A. Bautista, L.F. Espinosa, A.J. Hoyos, A.M. Malagón, D. Mármol, A.M. Orjuela, J.P. Parra, L.V. Perdomo, M. Rueda, C.A. Villamil y E.A. Viloria. 2011. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INVEMAR. Informe Técnico Final. Santa Marta 127 p.+ anexos.
- Caicedo-Laurido, A. L., C.C. Muñoz-Ordóñez, J.D. Iriarte-Sánchez, M.A. Gutiérrez-Moreno, E.J. Rojas-Bedoya, K.D. Quintero-Paz. 2020. Capitulo III Aproximación a la variabilidad estacional e interanual de las condiciones oceanográficas en la Cuenca Pacífica Colombiana. En Compilación Oceanográfica de la Cuenca Pacífica Colombiana II. (Pp. 100-133). Dirección General Marítima. Bogotá, D. C. Editorial Dimar.
- Calado, R., R. Mamede, S. Cruz y M.C. Leal. 2022. Updated Trends on the Biodiscovery of New Marine Natural Products from Invertebrates, Mar. Drugs, 20 (6): 389.
- Carroll, A.R., B.R. Copp, T. Grkovic, R.A. Keyzers y M.R. Prinsep. 2024. Marine natural products, Natural Product Reports, 41 (2): 162-207, RSC., 21 de febrero.
- Caillaud, A., P. de la Iglesia, M. Campas, L. Elandaloussi, M. Fernández, N. Mohammad-Noor, K. Andree and J. Diogene. 2010. Evidence of okadaic acid production in a cultured strain of the marine dinoflagellate Prorocentrum rhathymum from Malaysia. Toxicon, 55:633-637.
- Cairns, S.D. 1999. Species richness of recent Scleractinia. Atoll Res. Bull, 459: 1-12
- Calderón-Sáenz E. 1982. Hallazgo de Pelliciera rhizophorae Triana & Planchon (Theaceae) en la costa del Atlántico, con observaciones taxonómicas y biogeográficas preliminares. Acta Biol. Colomb., 1: 99-110.
- Calderón-Sáenz E. 1983. Hallazgo de Pelliciera rhizophorae Triana & Planchon (Theaceae) en la costa del Atlantico, con observaciones taxonómicas y biogeograficas preliminares. Boletín, Museo del Mar, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, 11: 100-111.
- Calderón-Sáenz, E. 1984. Ocurrence of the mangrove Pelliciera rhizophorae Triana & Planchon, on the Caribbean coast of Colombia with biogeographical notes. Bull. Mar. Sci., 35: 105-110.
- Campbell, D.E. 2000. Using energy systems theory to define, measure and interpret ecological integrity and ecosystem health. Ecosystem health. 6(3): 181-204.
- Cannicci, S., D. Burrows, S. Fratini, T.J. Smith III, J. Offenberg and J. Dahdouh-Guebas, F. 2008. Faunistic impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: A review. Aquat. Bot. 89, 186–200.
- Campos-Herrera, I., M. Sanz-Ramos, A. López-Alvarado and M. Sánchez-Juny. 2025. Update of sedimentological patterns in Andean basins. Ingeniería del agua, 29(1), 30-43. https://doi.org/10.4995/ia.2025.22713
- 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.
- Carella, F., A., O. Mangoni, D. DiCioccio, G. Urciuolo, G. De Vico and A. Zingone. 2015. Quantitative histopathology of the Mediterraneam mussel (*Mytilus galloprovincialis*) exposed to the harmful dinoflagellate Ostreopsis cf. ovata. J. Invertebr. Pathol. 127. 130-140.
- Carreño, L. A. y E. Mera. 2008. Intoxicación alimentaria, Informe Colombia. En: Mancera-Pineda J. E. (Ed.). IOC Regional Science Planning Workshop on Harmful Algal Blooms in IOCARIBE ANCA IV. San Andrés Isla, Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe, 81 pp.
- Carvajal-Arenas, L. C., L. Torrado, P. Mann and J. English. 2020. Basin modeling of Late Cretaceous/Mio-Pliocene (.) petroleum system of the deep-water eastern Colombian Basin and South Caribbean Deformed Belt. Marine and Petroleum Geology, 121, 104511.
- Case, J.E., W.D. Macdonald and P.J. Fox. 1990. Caribbean crustal provinces; seismic and gravity evidence. In: Dengo, G., Case, J.E. (Eds.).

 The Geology of North America. The Caribbean Region, H. Geol. Soc. Am. Boulder, Colorado. 15–36 pp.
- Castaño-Isaza, J., R. Newball, B. Roach and W. W. Lau. 2015. Valuing beaches to develop payment for ecosystem services schemes in Colombia's Seaflower marine protected area. Ecosyst. Serv., 11: 22-31.
- Castelle, B., V. Marieu, S. Bujan, K.D. Splinter, A. Robinet, N. Sénéchal and S. Ferreira. 2015. Impact of the winter 2013–2014 series of severe western europe storms on a double-barred sandy coast: Beach and dune erosion and megacusp embayments. Geomorphology, 238, 135–148.
- Castillo-Cárdenas, M. F., F. Díaz-Gonzáles, I. Ceron-Souza and O. Sanjur 2015. Jumping a geographic barrier: diversification of the mangrove species Pelliciera rhizophorae (Tetrameristaceae) across the Central American Isthmus. Tree Genet Genomes, 11: 61.

- Castillo-Viana. M.J., T. Córdoba-Meza, P. Obando-Madera y L.J. Vivas-Aguas. 2022. Metodología de la operación estadística índice de calidad de aguas marinas y costeras ICAM. Versión 3. Santa Marta. 90 p.
- CCCP. 2002. Compilación Oceanográfica de la Cuenca Pacífica Colombiana. Centro Control Contaminación del Pacífico-Dirección General Marítima. Ed. Dimar. Tumaco. Colombia.
- CCO, 2017. Política nacional del océano y de los espacios costeros (PNOEC). Comisión Colombiana del Océano, Bogotá, Colombia.
- CCO, 2022. Decenio de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible 2021-2030 [WWW Document]. URL https://cco.gov.co/decenio-de-las-ciencias-oceanicas-para-el-desarrollo-sostenible-2021-2030.html (accessed 1.1.23).
- Celis, J. S. y J. E. Mancera-Pineda. 2015. Análisis histórico de la incidencia de ciguatera en las islas del Caribe durante 31 años: 1980 2010. Bol. Invest. Mar. Cost., 44: 7-32.
- CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe). 2011. Efectos del cambio climático en la costa de América Latina y el Caribe: Dinámicas, tendencias y variabilidad climática. Naciones Unidas, Gobierno de España e IH Cantabria. 265 p.
- Chassignet, E. P., H.E. Hurlburt, O.M. Smedstad, G.R. Halliwell, P.J. Hogan, A.J. Wallcraft and R. Bleck. 2007. The HYCOM (hybrid coordinate ocean model) data assimilative system. J. Mar. Syst., 65(1-4), 60-83.
- Chmura, G. L., S. C. Anisfield, D. C. Cahoon y J. C. Lynch. 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. Global Biogeochem. Cycles, 17(4), p. 1111.
- Ciminiello, P., C. Dell'Aversano, E. Dellolacovo, E. Fattorusso, M. Forino, L. Tartaglione, G. Benedettini, M. Onorari, F. Serena, C. Battocchi, S. Casavianca y A. Penna. 2014. First finding of Ostreopsis cf. ovata toxins in marine aerosols. Environ. Sci. Technol. 48(6): 3532-3540.
- Ciminiello, P., C. Dell'Aversano, E., Fattorusso, M. Forino, L. Tartaglione, C., Grillo and N. Melchiorre. 2008. LC-MS/MS and HRMS/MS data demonstrated the presence of putative palytoxin and the novel ovatoxin-a in plankton collected during the Ligurian 2006 toxic outbreak. J. Am. Soc. Mass Spectrom. 19, 111-120. https://doi.org/10.1021/ac060250j
- Coca-Domínguez, O. and C. Ricaurte-Villota. 2022. Regional Patterns of Coastal Erosion and Sedimentation Derived from Spatial Autocorrelation Analysis: Pacific and Colombian Caribbean. Coasts, 2(3), 125-151.
- Cohen-Shacham, E., G. Walters, C. Janzen and S. Maginnis. 2016. Nature-based solutions to address global societal challenges. IUCN: Gland, Switzerland, 97, 2016-2036.
- Comba González, N.B., A.N. Corredor Niño, L. López Kleine, D. Montoya Castaño. 2021. Temporal Changes of the Epiphytic Bacteria Community From the Marine Macroalga Ulva lactuca (Santa Marta, Colombian Caribbean). Curr. Microbiol. 78, 534–543. https://doi.org/10.1007/s00284-020-02302-x
- Conferencia da Yakarta. 1995. Conferencia de las partes en el convenio sobre la diversidad biológica. Segunda reunión Yakarta, 6 a 17 de noviembre de 1995
- Congreso de la República 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.
- Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas Ramsar, Iran, 2.2.1971 Modificada según el Protocolo de París, 3.12.1982 y las Enmiendas de Regina, 28.5.1987
- Correa-Ramirez, M., Á. Rodriguez-Santana, C. Ricaurte-Villota and J. Paramo. 2020. The Southern Caribbean upwelling system off Colombia: Water masses and mixing processes. Deep-Sea Res. I: Oceanogr. Res. Pap., 155, 103145.
- Correa, I. y R. Morton. 2010. 3.3 Pacific Coast of Colombia. Encyclopedia of the world's coastal landforms. 193-198. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8639-7
- 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.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K.E. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P.C. Sutton and M. Van Den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Ecological economics, 25(1), 3-15.
- Costanza, R., R. de Groot, L. Braat, I. Kubiszewski, L. Fioramonti, P. Sutton, and M. Grasso. 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? Ecosyst. Serv., 28, 1–16. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008.
- Cronberg, G., y H. Annodotter. 2006. Manual on aquatic cyanobacteria: A photo guide and synopsis of their toxicology. Denmark International Society for the Study of Harmful Algae and United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 105p.
- Cronberg, G., y H. Annodotter. 2006. Manual on aquatic cyanobacteria: A photo guide and synopsis of their toxicology. Denmark International Society for the Study of Harmful Algae and United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 105p.
- Croquer A. and E. Weil. 2009. Changes in Caribbean coral disease prevalence after the 2005 bleaching event. Dis Aquat Org. 87: 33–43
- Cullen-Unsworth, L. and R. Unsworth. 2013. Seagrass meadows, ecosystem services, and sustainability. Environment: Science and Policy for Sustainable Development, 55, 14–28.
- Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible Johannesburgo (Sudáfrica), 26 de agosto a 4 de septiembre de 2002. Publicación de las Naciones Unidas Número de venta: S.03.II.A.1 ISBN 92-1-304231-0

- DANE Censo Nacional de Población y Vivienda CNPV 2018a. Información correspondiente a personas residentes en hogares particulares. Recuperado de: http://www.dane.gov.co/censo/
- DANE Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2018. Proyecciones de población. Recuperado marzo de 2023 de https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticaspor-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion
- DANE Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2018b. Proyecciones de población. Recuperado marzo de 2023 de https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticaspor-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion.
- DANE Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2019. Cuentas nacionales departamentales: PIB por departamento. Recuperado el 10 de febrero de 2020 de https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/cuentas-nacionales/cuentas-nacionales-departamentales.
- Darwich-Cedeño, M.T., L.C. Montenegro-Ruiz, M. Reis and V. Vasconcelos. 2024. Colombian cyanobacteria with cytotoxic activity in cancer cell lines, Heliyon, 10 (19): e37851, 15 de octubre.
- DANE Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2021. Cuentas nacionales departamentales: PIB por departamento. Recuperado marzo de 2023 de https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/cuentas-nacionales/cuentasnacionales-departamentales
- DANE. Dirección de Censos y Demografía. 2023. Proyecciones de Población. Actualización: Marzo de 2023. DANE Proyecciones de población
- DANE Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2018. Proyecciones de población. Recuperado el 6 de febrero de 2025 de https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion
- DANE Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2024. Cuentas nacionales departamentales: PIB por departamento. Recuperado el 4 de febrero de 2025 de https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/cuentas-nacionales/cuentas-nacionales-departamentales
- Daza, C., A. Rodríguez -Rodríguez and M. Dussan. 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 Andréis, Santa Marta. 38 p + Anexos.
- Day Jr, J.W., W.M. Kemp, A. Yáñez-Arancibia and B.C. Crump. (Eds.). 2012. Estuarine ecology. John Wiley & Sons. New York. p. 558.
- De La Hoz-Romo, M.C., L. Díaz, J. Gómez-León, M. Quintero and L. Villamil. 2025. Marine actinobacteria metabolites: unlocking new treatments for acne vulgaris, Front. microbiol., 15. https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1501951
- De Groot, R.S., L. Brander, S. Van Der Ploeg, R. Costanza, F. Bernard, L. Braat, M. Christie, N. Crossman, A. Ghermandi, L. Hein, S. Hussain, P. Kumar, A. McVittie, R. Portela, L.C. Rodriguez, P. ten Brink, P. van Beukering. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. Ecosyst. Serv 1 (1): 50-61 p.
- De Groot, R.S., M.A.M. Stuip, 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).
- Da Silva, R. F., J.E. Hansen, D.P. Rijnsdorp, R.J Lowe and M.L. Buckley. (2022). The influence of submerged coastal structures on nearshore flows and wave runup. Coast. Eng., 177, 104194.
- De la Torre-Castro, M. and P. Rönnbäck. 2004. Links between humans and seagrasses—an example from tropical East Africa. Ocean Coast. Manag., 47(7-8), 361-387 p.
- Declaración de Rio sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Rio de Janeiro del 3 al 14 de junio de 1992.
- Del Favero, G., S. Sosa, M. Pelin, E. D'Orlando, C. Florio, P. Lorenzon, M. Poli y A. Tubaro. 2012. Sanitary problems related to the presence of Ostreopsis spp. in the Mediterrranean Sea: a multidisciplinary scientific approach. Ann. Ist. Super. Sanitá. 48: 407- 414 p.
- DesInventar. 2015. Sistema de inventario de efectos de desastres. http://online.desinventar.org. Versión: 2015.033101
- Devis-Morales, A., W. Schneider, R. Montoya-Sánchez y E. Rodríguez-Rubio. 2008. Monsoon-like winds reverse oceanic circulation in the Panama Bight. J. Geophys. Res. Lett., 35: L20607
- Díaz Merlano, J. M., L M. Barrios Suárez y D.I. Gómez-López. 2003. Las praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR.
- Díaz, J. M. 2011. Una revisión sobre los manglares: Características, problemáticas y su marco jurídico. Importancia de los manglares, el daño de los efectos antropogénicos y su marco jurídico -Caso sistema lagunar de Topolobampo. Ra Ximhai, 7(3): 355-369.
- Díaz, J.M., L.M. Barrios, 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.
- Díaz, S., S. Demissew, J. Carabias, C. Joly, M. Lonsdale, N. Ash and D. Zlatanova. (2015). The IPBES Conceptual Framework connecting nature and people. Current Opinion in Environmental Sustainability, 14, 1–16. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002.
- Diebold, J.B. 2009. Submarine volcanic stratigraphy and the Caribbean LIP's formational environment. In: James, K.H., Lorente, M.A., Pindell, J.L. (Eds.). The Origin and Evolution of the Caribbean Plate. Geological Society, London, Special Publications. 328 pp.

- Django Software Foundation. (n.d.). DjangoThe web framework for perfectionists with deadlines. | Django. Retrieved February 14, 2023, from https://www.djangoproject.com/start/overview/
- 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. 2013. Elementos para la formulación de la política nacional de ordenamiento territorial y alcances de las directrices departamentales. Secretaría de la COT. Bogotá D.C. 29 p.
- 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.
- DNP. Departamento Nacional de Planeación. 2020. Colombia potencia bioceánica sostenible 2020. Consejo nacional de política Económica y Social CONPES 3990. Documento CONPES 3930. 91p. Bogotá. D.C.
- DNP. 2020. Colombia potencia bioceánica sostenible 2020. Consejo nacional de política Económica y Social CONPES 3990. Documento CONPES 3930. 91 p. Bogotá. D.C.
- DNP, 2024. Ordenamiento del territorio alrededor del agua y justicia ambiental. Colombia, Potencia Mundial de la Vida. PLAN NACIONAL DE DESARROLLO 2022 2026. https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/portalDNP/PND-2023/cartillas/ordenamiento-delterritorio-alrededor-del-agua.pdf
- 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 p.
- Donlon, C.J., M. Martin, J. Stark, J. Roberts-Jones, E. Fiedler and W. Wimmer. 2012. The Operational Sea Surface Temperature and Sea Ice Analysis (OSTIA) system. Remote Sensing of the Environment. https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.10.017 2011.
- Donato, D.C., J.B. Kauffman, D. Murdiyarso, S. Kurnianto, M. Stidham and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. Nat. Geosci., 4, 293–297 p.
- Doughty, C. L., J. A. Langley, W.S. Walker, I.C. Feller, R. Schaub and S.K. Chapman. 2016. Mangrove range expansion rapidly increases coastal wetland carbon storage. Estuaries and Coasts, 39(2), 385-396 p.
- Duarte, C.M., J.J. Middelburg and N. Caraco. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. Biogeosciences, 2, 1-8.
- Duke, N. C. 1992. Mangrove floristics and biogeography: Tropical mangrove ecosystems. Robertson A. I. y D. M. Alongi (Eds.). Washington D.C., 63-100 p.
- Duke, N. C. 2010. Mora oleifera. The IUCN Red List of Threatened Species, J. East Afr. Nat. Hist., http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178858A7629292.en. Downloaded on 18 February 2019.
- Duke, N. C. 2020. A systematic revision of the vulnerable mangrove genus Pelliciera (Tetrameristaceae) in equatorial America. Blumea, 65: 107-120. https://doi.org/10.3767/blumea.2020.65.02.04
- Dürkefälden, A., K. Hoernle, F. Hauff, J.A. Wartho, J. A., P. Van Den Bogaard and R. Werner, R. 1971. Age and geochemistry of the Beata Ridge: Primary formation during the main phase (~89 Ma) of the Caribbean Large Igneous Province. Lithos. 2009. No. 28, 69-87 p.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE PLANEACIÓN. 2022. Guía Nacional para la Adecuada Separación de Residuos Sólidos. DNP, MinVivienda, MinAmbiente, SuperServicios y CRA. ISBN: 978-958-5422-41-4. Bogotá, D.C., Colombia.
- Departamento Administrativo de la Función Pública. 2011. Decreto 3570 de 2011. "Por el cual se modifican los objetivos y la estructura del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y se integra el Sector Administrativo de Ambiente y Desarrollo Sostenible".

 Bogotá D. C. 27 p.
- Echeverri-Jaramillo, G., Jaramillo-Colorado, B., Junca, H., Consuegra-Mayor, C. (2019). Towards the Development of Microbial Ecotoxicology Testing Using Chlorpyrifos Contaminated Sediments and Marine Yeast Isolates as a Model. Microorg. 2022 10. https://doi.org/10.3390/microorganisms10102019
- Edgar, N.T., J.I. Ewing and J. Hennion. 1971. Seismic refraction and reflection in Caribbean Sea. Am. Assoc. Pet. Geol. Bull. Vol, 55. 833–870 p.
- Edgar, N.T., J.B. Saunders, H.M. Bolli, T.W. Donnelly, W.W. Hay, F. J-M. R. Maurrasse, W. Prell, I.P. Silva, W.R. Riedel and N. Schneidermann. 1973. Deep Sea Drilling Project Leg 15 Chapter 6 Site. No. 151, 301-39 p.
- Ehler, Ch. y F. Douvere. 2009. Marine Spatial Planning: a step-by-step approach toward ecosystembased management. Intergovernmental Oceanographic Commission Man and the Biosphere Programme, IOC Manual and Guides No. 53, ICAM Dossier No. 6, UNESCO, París. 98 p.
- Eichbaum, W., M. Crosby, M. Agardy and S. Laskin. 1996. The role or marine and coastal protected areas in the conservation and sustainable use of biological diversity. Oceanogr., 9(1), 727-732 p.
- Ellison, A., E. Farnsworth and G. Moore. 2010. *Pelliciera rhizophorae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T178833A7621318. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178833A7621318.en. Downloaded on 5 February 2021.
- Ellison, J. 2012. Climate Change Vulnerability Assessment and Adaptation Planning for Mangrove Systems. World Wildlife Fund (WWF), Washington, DC. 130 p.

- Escobar-Toledo, F., M.J. Zetina-Rejón and L.O. Duarte. 2015. Measuring the spatial and seasonal variability of community structure and diversity of fish by-catch from tropical shrimp trawling in the Colombian Caribbean Sea. Marine Biology Research, 11(5), 528-539. doi:10.1080/17451000.2014.952311
- ESR; Dohan, Kathleen. 2021. Ocean Surface Current Analyses Real-time (OSCAR) Surface Currents Near Real Time 0.25 Degree (Version 2.0). Ver. 2.0. PO. DAAC, CA, USA. Dataset accessed [2023-02-01] at https://doi.org/10.5067/OSCAR-25N20.
- Estrada-Saldívar, N., B. A. Quiroga-García, E. Pérez-Cervantes, O. O. Rivera-Garibay and L. Alvarez-Filip. 2021. Effects of the Stony Coral Tissue Loss Disease Outbreak on Coral Communities and the Benthic Composition of Cozumel Reefs. Front. Mar. Sci., 8: 632777. https://doi.org/10.3389/fmars.2021.632777.
- Etienne, H. 2019. Global Total Surface and 15m Current (COPERNICUS-GLOBCURRENT) from Altimetric Geostrophic Current and Modeled Ekman Current Processing product. EU Copernicus Marine Service Information [Data set]. Dataset accessed [2023-02-01] at https://doi.org/10.48670/moi-00049
- Everham, E. M. y N. V. L. Brokaw 1996. Forest damage and recovery from catastrophic wind. Botanical Review, 62: 113-185 p.
- Faimali, M., V. Giussani, V. Piazza, F. Garaventa, C. Corrá, V. Asnaghi, D. Privitera, L. Gallus, R. Cattaneo-Vietti, L. Mangialajo and M. Chiantore. 2012. Toxic effects of harmful benthic dinoflagellate Ostreopsis ovata on invertebrate and vertebrate marine organisms. Mar. Environ. Res 76: 97-107 p.
- FAO y PNUMA. 2020. El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma. 224 p.
- Franco-herrera, A., P.I. Polanía-zenner, P.C. Tigreros-benavides y C.D. Otalora-Rincón. 2022. Distribucion espacial y temporal de microplasticos flotantes en aguas del Caribe central colombiano Spatial and temporal distribution of floating microplastics in waters of the Colombian central Caribbean region Resumen Introduccion. Cienc. Nat. 46 (179), 406–425 p.
- Feller, I.C. 2002. The role of herbivory by wood-boring insects in mangrove ecosystems in Belize. Oikos 97, 167–176 p.
- Ferreira, C.E.L., 2006. Sea urchins killed by toxic algae. JMBA Glob. Mar. Environ. 3, 22–23 p.
- Field, C. 1997. La restauración de ecosistemas de manglares. Ed. OIMT-Organización Internacional de Maderas Tropicales. Managua. 278 n.
- Field, C. B., M. J. Behrenfeld, J. T. Randerson y P. Falkowski. 1998. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. Science. 281:237–40.
- Forsbergh, E. D. 1969. On climatology, oceanography, and fisheries of the Panama Bight: Inter-Am. Tropical Tuna Comm. Bull., v. 14, p. 49-385 p.
- Fourqurean, J. W., C. M. Duarte, H. Kennedy, N. Marbà, M. Holmer, M. A. Mateo, E. T. Apostolaki, G. A. Kendrick, D. Krause-Jensen and K. J. McGlathery. 2012. "Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock." Nature Geoscience 5(7): 505-509 p.
- Fourqurean, J., B. Johnson, J. B. Kauffman, H. Kennedy y C. Loveloch. 2014. Field sampling of soil carbon pools in coastal ecosystems. (39-66). En Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes and seagrass meadow. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA. 181 p.
- Gaitán, J. D. 2007. Ictiotoxismo por consumo de barracuda (Sphyraena barracuda) y morena manchada (Gymnothorax moringa) en la comunidad de pescadores artesanales de Tasajera, Caribe colombiano. DUAZARY, 4(2): 160-167 p.
- Gallitelli, M., N. Ungaro, L. M. Addante, N. G. Silver y C. Sabba. 2005. Respiratory illness as a reaction to tropical algal blooms occurring in temperate climate. J. Am. Med. Assoc. 293: 2599-2600 p.
- Garcés-Ordóñez, O., L. Espinosa, R. Pereira and M. Muniz. 2020. Impact of tourism activity on marine litter pollution on Santa Marta beaches, Colombian Caribbean. Mar. Pollut. Bull., 160: 111558. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111558
- Garcés-Ordóñez, O., L. Espinosa, M. Costa Muniz, L.B. Salles Pereira and R. Meigikos dos Anjos. 2021. Abundance, distribution, and characteristics of microplastics in coastal surface waters of the Colombian Caribbean and Pacific ESPR, 28(32), 43431-43442. https://doi.org/10.1007/s11356-021-13723-x
- García, C., J. García-Murcia y P.C. Sierra-Correa. 2017. Red de estaciones mete-oceanográficas: análisis de su gestión y sostenibilidad. In G. Bernal & A. Osorio (Eds.), SEMINARIO NACIONAL DE CIENCIAS Y TECNOLOGÍAS DEL MAR MEMORIAS 2017 (33–34) p.
- Garzón-Ferreira, J. and J.M. Díaz. 2003. The Caribbean coral reefs of Colombia. 275-301. En: Cortés, J. (Ed.). Latin American Coral Reefs. Elsevier Science B.V., Ámsterdam
- Garzón-Ferreira, J., M. Reyes and A. Rodríguez. 2002. Manual de Métodos del SIMAC: Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia. Santa Marta: INVEMAR. 102 p.
- Gianoli, A., A. Hung and C. Shiva. 2019. Relación entre coliformes totales y termotolerantes con factores fisicoquímicos del agua en seis playas de la bahía de Sechura-Piura 2016-2017. Salud tecnol. vet., 6(2), 62 p.
- Gil-Agudelo, D., R. Navas-Camacho, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia, S. Bejarano, J. Garzón-Ferreira and G. W. Smith. 2009. Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos. Bol. Invest. Mar. Cost., 38 (2): 189-224 p.
- Gilbert, G.S., M. Mejía and E. Rojas. 2002. Fungal diversity and plant disease in mangrove forests: salt excretion as a possible defense mechanism. Oecologia, 132: 278-285 p.
- Giri, C., E. Ochieng, Z. Tieszen, A. Zhu, T. Singh, J. Loveland, Masek y N. Duke. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. Glob. Ecol. Biogeogr., 20(1): 154-159 p.

- 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, A., Rico, F., & Rueda, M. 2010. Evaluación experimental de dispositivos excluidores de fauna acompañante en redes de arrastre para camarón de aguas someras en el Pacífico colombiano. Bol. Investig. Mar. Costeras, 337-357 p.
- Giron-Montaño, A., M. Rueda, J.F. Eraso-Ordoñez and A. Rodríguez-Jiménez. 2016. Variación interanual de la estructura de tallas y aspectos reproductivos del camarón pink (*Farfantepenaeus brevirostris*) en el Pacífico colombiano. Bol. Investig. Mar. Costeras, 45(2), 253 268 p.
- Girón, A., F. Rico y M. Rueda. 2010. Evaluación experimental de dispositivos excluidores de fauna acompañante en redes de arrastre para camarón de aguas someras en el Pacífico colombiano. Bol. Investig. Mar. Costeras, 337-357 p.
- Girón Montaño A, M. Rueda, J.F. Eraso-Ordoñez y A. Rodríguez-Jiménez. 2016. Interannual variation of size structure and reproductive aspects of the pink shrimp (*Farfantepenaeus brevirostris*) in the Colombian Pacific coast. Bol. Investig. Mar. Costeras 45(2).: 253-268 p.
- Gobierno de Colombia. 2020. Actualización de la Contribución Determinada a Nivel Nacional de Colombia (NDC). Comisión Intersectorial de Cambio Climático. Bogotá D.C., 112 p.
- GIZ Deutsche Gesellschaft für Zusammenarbeit (2023). The Waste Flow Diagram: Identifying Leakages from Municipal Waste Management Systems. https://wfd.rwm.global/wp-content/uploads/2023/05/en-giz-wfd-compendium-2023.pdf
- Gómez López, D. I., S.M. Navarrete Ramírez, R. Navas Camacho, C. Díaz Sánchez, L. Muñoz Escobar y E. Galeano. 2014. Protocolo Indicador Condición Tendencia Praderas de Pastos Marinos (ICT_{BM}). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP).
- Gómez, Á.G., F.A. Ramos and D.C. Sinuco. 2021. Screening of volatile organic compounds from actinobacteria for the control of phytopathogen Colletotrichum gloeosporioides. BIOCONTROL Sci. Technol. 31, 1067–1079 p. https://doi.org/10.1080/09583157.2021.1918635
- Gómez-López, D. I., D. Alonso-Carvajal, C. Ricaurte-Villota y L. Espinosa Díaz. 2020. Evaluación del estado de los ambientes marinos, costeros (manglares, corales, pastos marinos, playas, calidad del agua) y oceanográficos (operación de la boya oceanográfica) en jurisdicción de la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (CORALINA). Informe Técnico Final. Convenio 001-2020. CORALINA- INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta.
- González, M., R. Medina and J.J. Muñoz-Pérez. 1999. Influence of coastal structures on equilibrium beach. Universidad de Cádiz, España.
- Good, S., E. Fiedler, C. Mao, M.J. Martin, A. Maycock, R. Reid, J. Roberts-Jones, T. Searle, J. Waters, J. While and M. Worsfold. 2020. The Current Configuration of the OSTIA System for Operational Production of Foundation Sea Surface Temperature and Ice Concentration Analyses. Remote Sens. 2020, 12, 720, https://doi.org/10.3390/rs12040720
- Granéli, E., C. Ferreira, T. Yasumoto, E. Rodrigues and B. Neves. 2002. Sea urchins poisoning by the benthic dinoflagellate Ostreopsis ovata on the Brazilian Coast. In: Steidinger, K.A. (Ed.), Book of Abstracts 10th Int Conf on Harmful Algae, 21–25. St. Pete Beach, FL, p. 113.
- Gunicorn.org. (n.d.). Gunicorn Python WSGI HTTP Server for UNIX. Retrieved February 14, 2023, from https://gunicorn.org/.
- Guzmán D. J.F. Ruíz, M. Cadena. 2014. Regionalización de Colombia según la estacionalidad de la precipitación media mensual, a través de Análisis de Componentes Principales (Acp), 54 p.
- Haines-Young, R. and M. Potschin. (2018). Common International Clasification of Ecosystem Services CICES V5. 1. Guidance on the Application of the Revised Structure. Fabis Consulting. Nottingham. Retrieved from www.cices.eu.
- Hallegraeff, G. M., D. M. Anderson and A. D. Cembella (Ed.). 2004. Manual on harmful marine microalgae. Monographs on Oceanographic Methodology. UNESCO Publishing, Paris. 793 p.
- Hamilton, S. E. 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 p.
- Harvell, C. D., E. Jordán-Dahlgren, S. Merkel, E. Rosenberg, L. Raymundo, G. Smith, E. Weil and B. Willis. 2007. Coral diseases, environmental drivers and the balance between corals and microbial associates. Oceanography, 20: 172–195
- Heck Jr, K. L., G. Hays and R.J. Orth. 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. Mar. Ecol. Prog. Ser., 253, 123-136 p.
- Heredia-Tapia, A., B. O. Arredondo-Vega, E. J. Núñez-Vázques, T. Yasumoto, M. Yasuda and J. L. Ochoa. 2002. Isolation of Prorocentrum lima (Syn Exuviaella lima) and diarrhetic shellfish poisoning (DPS) risk assessment in the gulf of California, México. Toxicon 40: 1121-1127 p.
- Herrera Silveira, J. A., A. Camacho Rico, E. Pech, M. Pech, J. Ramírez Ramírez y C. Teutli-Hernández. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. Terra Latinoamericana, 34(1): 61-72 p.
- Hernández-Narváez, D., A. Zamora-Bornachera y P. Sierra-Correa. (Eds.). 2024. Adaptación basada en Ecosistemas: una medida aplicada en manglares del Consejo Comunitario ACAPA, Pacífico colombiano departamento de Nariño. Informe Técnico Final (ITF). BPIN 2024. MINAMBIENTE INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 32 p.

- Hidalgo-Ruz, V., D. Honorato-Zimmer, M. Gatta, P. Nuñez, I. Hinojosa and M. Thiel. 2018. Spatio-temporal variation of anthropogenic marine debris on Chilean beaches. Mar. Pollut. Bull., 126, 516-524 p. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.014
- Hoernle K, P. Van De Bogaard, R. Werner, B. Lissina, F. Hauff, G. Alvarado and D. Garbe-Schonberg. 2002. Missing history (16–71 Ma) of the Galapagos Hotspot: implications for the tectonic and biological evolution of the Americas. Geology 30(9):795–798 p.
- Hogarth, P. 1999. The Biology of Mangroves. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 228.
- Hosseini, H., H.M. Al, S.A. Siddiqui and I. Saadaoui. 2022. Marine microbial bioprospecting: Exploitation of marine biodiversity towards biotechnological applications a review 1030–1043. https://doi.org/10.1002/jobm.202100504
- Howard, J., S. Hoyt, K. Isensee, M. Telszewski and E. Pidgeon. 2014. Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA.
- Hu T., A.S. Defreitas, J. Doyle, D. Jackson, J. Marr, E. Nixon, S. Pleasance, M.A. Qilliam, A. Walter and J.L.C. Wright. 1993. New DSP toxin derivatives isolated from toxic mussels and the dinoflagellates, Prorocentrum lima and Prorocentrum concavum. eds. T.J Smayda, and Y. Shimizu. Toxic phytoplankton blooms in the sea. Elsevier Scientific Publishing. Amsterdam. 507–512. Elsevier Science Publishers, New York.
- Huang, B., P.W. Thorne, V.F. Banzon, T. Boyer, G. Chepurin, J.H. Lawrimore, M.J. Menne, T.M. Smith, R.S. Vose and H. Zhang. (2017): NOAA Extended
- ICONTEC. 2006. NTC 5403 calidad de suelo. Determinación del carbono orgánico. Instituto Colombiano De Normas Técnicas Y Certificación. Bogotá D.C., Colombia.
- ICONTEC. 2020. Código eléctrico colombiano NTC 2050:2020.
- 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. (25 de enero de 2024) Boletín de seguimiento fenómeno el niño y la niña. http://www.ideam.gov.co/web/tiempo-y-clima/boletin-de-seguimiento-fenomeno-el-nino-y-la-nina
- IDEAM Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2023. Boletín de predicción climática y recomendación sectorial, (344), p. 19.

 http://www.ideam.gov.co/documents/21021/125477056/10_Bolet%C3%ADn_Predicci%C3%B3n_Clim%C3%A1tica_Octubre 2023.pdf/bdc9ed4f-0c64-4b6b-9ab2-7328ae1a421d?version=1.0
- IDEAM Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2022. Boletín Climatológico. p. 8. http://www.ideam.gov.co/documents/21021/122201016/06_Bolet%C3%ADn_Climatol%C3%B3gico_Junio_2022.pdf/5824b 45f-96ab-4935-829f-f5083adbe5f7?version=1.0
- IDEAM, IGAC, IAVH, INVEMAR, I. SINCHI E IIAP. 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico Jhon von Neumann, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andréis e Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi. Bogotá, D. C, 276 p. + 37 hojas cartográficas.
- IDEAM, PNUD, MADS, DNP y CANCILLERÍA. 2015. Nuevos Escenarios de Cambio Climático para Colombia 2011-2100 Herramientas Científicas para la Toma de Decisiones Enfoque Nacional Regional: Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático. ISBN 978-958-8902-57-9. Bogotá, D.C. 15 p.
- IDEAM, PNUD, MADS, DNP y CANCILLERÍA. 2017. Análisis de vulnerabilidad y riesgo por cambioclimático en Colombia. Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático. IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCILLERÍA, FMAM. Bogotá D.C., Colombia. 333 p.
- IDEAM. 2020. Comunicado Especial N° 156 Finalización Temporada de Huracanes 2020. Consultado en: http://www.ideam.gov.co/documents/78690/112399859/COMUNICADO+ESPECIAL+N%C2%B0156+FINALIZACION+TEMPOR ADA+DE+HURACANES+2020.pdf/12563bc9-ee5c-4b56-8b38-cbda349a340c?version=1.0
- IDEAM Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2024). Disponible en: http://archivo.ideam.gov.co/web/tiempo-y-clima/climatologico-mensual. Fecha de consulta: diciembre 2024. IDEAM Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales 2024. Boletín Climatológico Mensual CLIMATOLÓGICO MENSUAL IDEAM. (s/f).
- IGAC. 2002. Atlas de Colombia. 5 ed. IGAC-Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Imprenta Nacional, Bogotá. 320 p.
- Ita-Nagy, D., I. Vázquez-Rowe y R. Kahhat. 2022. Prevalencia de microplásticos en el océano en América Latina y el Caribe.

 J. Hazard. Mater., 5: 100037. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2021.100037
- INVEMAR y Fundación Natura. 2019. Informe Descriptivo Intermedio año 2019. Informe técnico de avance ITA-003. PRY-001-17. 129 páginas. López Rodríguez, A.P. y P.C. Sierra-Correa. (Eds). Contrato de Subvención No. EU ENV/2016/380-526.
- INVEMAR Y MINAMBIENTE. 2019a. Programa Nacional de Monitoreo del Recurso Hídrico. Componente Marino Costero. Informe Técnico Final. Actividad 3. Convenio 480-2019, Santa Marta 200 p.
- INVEMAR Y MINAMBIENTE. 2019b. Ficha técnica de indicadores del Plan Nacional de Desarrollo (PND), 2018-2022: Pacto por Colombia pacto por la equidad. Porcentaje de estaciones de monitoreo de aguas marinas con categorías aceptable y óptima calidad. Santa Marta D.T.C.H., Colombia. 3 p.

- INVEMAR, CARSUCRE y CVS. 2002. Formulación del plan de manejo integrado de la Unidad Ambiental Costera Estuarina del río Sinú y golfo de Morrosquillo, Caribe Colombiano. Fase I Caracterización y Diagnóstico. Santa Marta. 802 p
- INVEMAR. 2003. Programa holandés de asistencia para estudios en cambio climático: Colombia. Definición de la vulnerabilidad de los sistemas biogeofísicos y socioeconómicos debido a un cambio en el nivel del mar en la zona costera colombiana (Caribe continental, Caribe Insular y Pacífico) y medidas para su adaptación. VII tomos. DOI: http://n2t.net/ark:/81239/m9wg6h
- INVEMAR. 2010. Perfil de vulnerabilidad y propuesta de opciones de adaptación para Santa Marta en el marco de la evaluación de la vulnerabilidad por ascenso en el nivel del mar (ANM) en la zona costera del departamento del Magdalena. Santa Marta, 247 p.
- INVEMAR. 2011. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INVEMAR. Informe Técnico Final. Santa Marta 127 p.+ anexos.
- INVEMAR. 2014a. Concepto técnico sobre la mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta-octubre 2014. CPT-CAM-030-14. Santa Marta. 11p.
- INVEMAR. 2014b. Evaluación de la vulnerabilidad por ascenso en el nivel del mar (ANM) y propuesta de lineamientos de adaptación en las islas de San Andrés Providencia y Santa Catalina. Código: SAI-VA-003. Informe técnico final. Convenio Interadministrativo de asociación No. 003 de 2013 INVEMARCORALINA. Santa Marta. 359 p.
- 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 Pajaral, 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. 2016. 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-Cienága-grande-santa-marta.
- INVEMAR. 2017a. Elaboración del análisis de vulnerabilidad marino costera e insular ante el cambio climático para la TCNCC. Contrato PNUD NO. 0000040357. Informe técnico final. Santa Marta. 256 pp.
- INVEMAR. 2017b. Vulnerabilidad al cambio climático y lineamientos de adaptación para el Distrito de Buenaventura. Eds: Hernández-Narváez, Romero D'Achiardi, D, Zamora-Bornachera, A., Sierra-Correa, P., Informe Técnico Final. BPIN INVEMAR-MINAMBIENTE. Santa Marta. 84 p.
- INVEMAR. 2018. Análisis de vulnerabilidad al cambio climático y lineamientos de adaptación para el municipio de Bahía Solano. Eds:
 Hernández-Narváez, D., Romero D., Vega, A., y Zamora, A. Informe Técnico Final. BPIN 2018. MINAMBIENTE INVEMAR
 Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 96 p.
- INVEMAR. 2019a. Sistema de Información pesquera de Invemar (SIPEIN). SIAM. http://sipein.invemar.org.co/informes/captura_estimada/externos/
- INVEMAR. 2019b. Evaluación de vulnerabilidad al cambio climático y lineamientos de adaptación para el municipio de Santiago de Tolú.

 Eds: Hernández-Narváez, D., Romero D., Laguna, L., y Zamora, A. Informe Técnico Final. BPIN 2019. MINAMBIENTE INVEMAR
 Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 93 p.
- INVEMAR. 2020. Sistema de Información Ambiental Marina de Colombia SIAM. Base de datos del Sistema de Información para la Gestión de los Manglares de Colombia (SIGMA). http://sigma.invemar.org.co.
- INVEMAR. 2020a. Avances en el conocimiento de microalgas potencialmente nocivas y floraciones algales en Colombia. Informe Técnico Final. INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 39 p.
- INVEMAR. 2020b. Vulnerabilidad al cambio climático y lineamientos de adaptación para el Distrito Especial, Industrial y Portuario de Barranquilla. Eds: Hernández-Narváez, D., Romero D'Achiardi, D., Vega, A., Beltrán, J., Zamora-Bornachera, A., Sierra-Correa, P.C. Informe Técnico Final. BPIN INVEMAR 2020. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 90 p.
- INVEMAR. 2020c. 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. 2020 Planificación Espacial Marina (PEM) departamento del Chocó. Análisis e identificación de conflictos y recomendaciones para su gestión. 2020. Eds y autora: Milena Hernández- Ortiz. Informe Técnico final. BPIN-INVEMAR-2020. INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 86 pp.
- INVEMAR. 2021a. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2020, Volumen 19. Santa Marta 193p. + Anexos.

- INVEMAR. 2021b. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2021, Volumen 20. Santa Marta 178 p.
- INVEMAR. 2021c. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 268 p. Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia 2021 243
- INVEMAR. 2021d. Operación Cangrejo Negro (Pp 189 224). En: INVEMAR. Informe de estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Serie de Publicaciones Periodicas No. 3 Santa Marta. 268 p.
- INVEMAR. 2021e. Vulnerabilidad e impactos del cambio climático y lineamientos de adaptación para el Distrito de Turbo, Antioquia. Eds:
 Hernández-Narváez D., Romero-D'Chardi D., Laguna-Lecompte, L., Beltrán J., Zamora, A., García C. 2021. Informe Técnico Final
 (ITF). BPIN INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 103 p.
- INVEMAR. 2021f. Final draft version of the Non-permanence risk tools for AFOLU and JNR. AFOLU project and JNR program Non-Permanence Risk Tools (NPRT) Updating VERRA. Contract of service INVEMAR South Pole. Santa Mart D.T.C.H., 39 p.
- INVEMAR. 2022a. Línea de costa, índice de Erosión Costera de Colombia. Fortalecimiento del sistema de operaciones estadísticas ambientales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR. Escala 1:30.000. Programa Geociencias Marinas y Costeras.
- INVEMAR. 2022b. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2021. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 254 p.
- INVEMAR. 2022c. Sistema de Información Ambiental Marina de Colombia SIAM. Base de datos del Sistema de Información para la Gestión de los Manglares de Colombia (SIGMA). http://sigma.invemar.org.co.
- INVEMAR. 2022e. Análisis histórico 2001-2021 de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Obando P. y L. Espinosa (Eds). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia REDCAM: INVEMAR, MinAmbiente, CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCRE, CVS, CORPOURABÁ, CODECHOCÓ, CVC, CRC y CORPONARIÑO. Informe técnico 2021. Serie de Publicaciones Periódicas No. 4 del INVEMAR, Santa Marta. 208 p.
- INVEMAR. 2023a. Evaluación del estado de los ecosistemas marinos (manglar, playas, corales y pastos marinos) y las condiciones ambientales en las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina luego del paso del huracán Julia. Informe técnico final. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 96 pp.
- INVEMAR. 2023b. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2023, Volumen 22. Santa Marta 196 p.
- INVEMAR. 2023. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2023. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 242 p
- INVEMAR. 2024. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2024, Volumen 23. Santa Marta 185 p.
- INVEMAR. 2024. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2023, Serie de Publicaciones Periódicas No. 3, Santa Marta, 202p.
- INVEMAR. 2024. Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Cusba, J,
 Obando, P y Espinosa, L (Eds). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia
 REDCAM: INVEMAR, MinAmbiente, CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCRE, CVS,
 CORPOURABÁ, CODECHOCÓ, CVC, CRC y CORPONARIÑO. Informe técnico final 2023, Santa Marta. 177 p.
- INVEMAR-CI. 2022. Informe técnico final: Estimación de las existencias de carbono azul en ecosistema de manglar del distrito de manejo integrado Caimanera y parque natural regional Guacamayas, departamento de Sucre, Caribe colombiano. ITF Convenio No. 113085. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 56p + anexos.
- INVEMAR-CORALINA. 2022. Estimación de las existencias de carbono azul en ecosistema de manglar del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Informe Técnico Final Convenio 001-2021. Santa Marta. 78 p.
- INVEMAR-GEO. 2022. Morfodinámica de playa Salguero, evaluación de los procesos causantes de erosión costera. Informe Técnico Final. ACTIVIDAD BPIN INVEMAR. Programa Geociencias Marinas y Costeras. Santa Marta. 48 pp.
- INVEMAR-MADS. 2020. Convenio MADS 534 para la formulación de un programa de acompañamiento técnico a comunidades con incidencia costera en la región Pacífica y Caribe, para la identificación de acciones y proyectos orientados a la prevención de riesgo de desastres y gestión del riesgo climático.
- INVEMAR-MADS. 2022. Proyectos de eco-reducción del riesgo de desastres y adaptación al cambio climático en el municipio Nuquí y en la localidad de barú del distrito de Cartagena. Convenio interadministrativo No. 805 2022. MINAMBIENTE INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 55 pp.
- INVEMAR-MADS-Alcaldía Mayor de Cartagena de Indias-CDKN. 2012. Formulación de los lineamientos de adaptación al cambio climático en Cartagena de Indias. Proyecto Integración de la Adaptación al Cambio Climático en la Planificación Territorial y Gestión Sectorial de Cartagena de Indias. Editor: Rojas, G. X. Cartagena de Indias, Colombia. Serie de documentos especiales del Invemar, 211p.

- INVEMAR-MINAMBIENTE-DIMAR-CCO. 2021. Seaflower Plus 2021: Ecosistemas marinos someros de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Roncador, Serrana y Quitasueño. Convenio Interadministrativo 628-2021 MinAmbiente-IAvH-IDEAM-Invemar. Informe Técnico Final. 112 p. + 8 anexos.
- INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis Santa Marta. 104 pp.
- IOC-UNESCO. 2021. Taxonomic reference list of harmful algae. http://www.marinespecies.org/hab. Accessed on 2021-12-23.
- IPCC. 2022: Summary for Policymakers [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Tignor, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem (eds.)]. In: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 3–33, doi:10.1017/9781009325844.001.
- IPCC. 2019. Summary for Policymakers. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [H.- O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama and N. Weyer (eds.)]. In press.
- Isaza, J.P., V. Sandoval-figueredo, M.C. Rodelo, I. Figueroa-Galvis, A. Muñoz-García and J. Vanegas. 2021. Metatranscriptomic characterization of the bacterial community of a contaminated mangrove from the Caribbean. Reg. Stud. Mar. Sci. 44, 101724. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101724
- Islebe, G. A., N. Torrescano-Valle, M. Valdez-Hernández, M. Tuz-Novelo y H. Weissenberger. 2009. Efectos del impacto del huracán Dean en la vegetación del sureste de Quintana Roo, México. Foresta Veracruzana, 11(1): 1-6 p.
- Ito, M., G. Halouani, P. Cresson, C. Giraldo and R. Girardin. 2023. Detection of fishing pressure using ecological network indicators derived from ecosystem models. Ecological Indicators, 147, https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110011.
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, INVEMAR. 2016. Documento técnico de investigación: Planificación espacial marina para la zona costera del Magdalena. 2016. Informe Técnico final. BPIN-INVEMAR-2016
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, INVEMAR. 2016. Documento técnico de investigación:
 Planificación espacial marina para la zona costera del Magdalena. 2016. Informe Técnico final. BPIN-INVEMAR-2016 INVEMAR.
 Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta. 104 pp.
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, INVEMAR, 2019. Documento técnico de investigación:
 Actividad BPIN: Planificación Espacial Marina (PEM) para la UAC Magdalena- sector Bolívar Análisis e identificación de conflictos. 2019. Informe Técnico final. BPIN-INVEMAR-2019. INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, Santa Marta 66 p.
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, INVEMAR. 2021 Planificación Espacial Marina (PEM) departamento de Antioquia y Chocó Caribe. Análisis e identificación de conflictos y recomendaciones para su gestión. Eds y autora: Milena Hernández- Ortiz 2021. Documento técnico de investigación-Actividad BPIN: Informe Técnico final. Santa Marta. 70 p.
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, INVEMAR. 2023 Aportes a la evaluación ambiental estratégica: enfoque planificación espacial marina para La Guajira. 2023. Eds: Milena Hernández-Ortiz. Documento técnico de investigación: Informe Técnico final. Santa Marta. 76 p.
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, INVEMAR. 2015 Planificación Espacial Marina (PEM) UAC Málaga Buenaventura. Documento científico de investigación. 2015. Eds y autora: Milena Hernández- Ortiz. Informe Técnico final. BPIN-INVEMAR-2015, Santa Marta. 70 p.
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, INVEMAR. 2017. Planificación espacial marina para la zona costera del Cauca. Documento científico de investigación. 2017. Eds y autora: Milena Hernández- Ortiz Ángela López Rodríguez. Informe Técnico final. BPIN-INVEMAR- 2017, Santa Marta. 73 p.
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis, INVEMAR. 2018. Planificación espacial marina para la zona costera de Nariño: análisis e identificación de conflictos. Documento científico de investigación. 2018. Eds y autora: Milena Hernández- Ortiz. Informe Técnico final. BPIN-INVEMAR-2018, Santa Marta. 43 p.
- IUCN, (2016). Definición de soluciones basadas en la naturaleza. WCC_2016_RES_069. Consultado el 03/08/2023 de: https://portals.iucn.org/library/node/46486
- Jaramillo, F., L. Licero, I. Åhlen, S. Manzoni, J. A. Rodríguez-Rodríguez, A. Guittard, y O. Martínez. 2018. Effects of hydroclimatic change and rehabilitation activities on salinity and mangroves in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Wetlands, 38(4), 755-767.
- Jouanno, J., J. Sheinbaum, B. Barnier, J. Molines and J. Candela. 2012. Seasonal and interannual modulation of the eddy kinetic energy in the Caribbean Sea. Journal of Physical Oceanography, 42(11), 2041-2055 p.
- Johannes Bruszies, C. 2023. Factores de éxito para el desarrollo de la bioeconomía en el Valle del Cauca, Sociedad y Economía, (49), Universidad del Valle.
- Karr J.R. 1991. Biology Integrity: a long-neglected aspect of water resource management. Ecological applications. 1(1): 66-84.
- Kathiresan, K. and B.L. Bingham. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. Advances in marine biology, 40, 81–251.

- Kauffman, J., C. Heider, T. Cole, K. A. Dwire and D. C. Donato. 2011. Ecosystem Carbon Stocks of Micronesian Mangrove Forests. Wetlands, 31: 343-352.
- Kauffman, J., D. C. Donato y M. F. Adame. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Documento de Trabajo 117. CIFOR. Indonesia. 48 p.
- 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 p.
- Kennedy, H., J. Beggins, C.M. Duarte, J.W. Fourqurean, M. Holmer, N. Marba and J.J. Middelburg. 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints. Global Biogeochemical Cycles. 24.
- Komiyama, A., S. Havanond, W. Srisawantt, Y. Mochida, K. Fujimoto, T. Ohnishi, S. Ishihara and T. Miyagi. 2000. Top / root biomass ratio of a secondary mangrove forest. For. Ecol. Manage. 139, 127–134.
- Kücklick, M. 1987. Biomasa del fitoplancton y contenido del seston en un estuario de manglar (Ciénaga Grande de Santa Marta). Tesis de Biología. Universität Stuttgart-Hohenheim. Botanisches Institut. 262 p.
- Lacambra C. L., C. P. Lozano, D. Alonso y M. Fontalvo. 2003. Amenazas naturales y antrópicas en las zonas costeras colombianas. Serie de documentos generales de INVEMAR No. 15. 74 p.
- Lavery, P., M. Mateo, O. Serrano and M. Rozaimi. 2013. Variability in the Carbon Storage of Seagrass Habitats and Its Implications for Global Estimates of Blue Carbon Ecosystem Service. PLoS One, 8, e73748.
- Larghi, E.L., M.L. Bohn and T.S. Kaufman. 2009. Aaptamine and related products. Their isolation, chemical syntheses, and biological activity, Tetrahedron, 65 (22): 4257-4282, 30 de mayo.
- Leal, M.C., J.M. Anaya-rojas, M.H.G. Munro, J.W. Blunt and C.J. Melian. 2020. Fifty years of capacity building in the search for new marine natural products. PNAS 117, 24165–24172. https://doi.org/10.1073/pnas.2007610117
- Lebreton L, J. van der Zwet, J. Damsteeg, B. Slat, A. Andrady and J. Reisser. 2017 River plastic emissions to the world's oceans. Nat Commun 8:15611. https://doi.org/10.1038/ncomms15611
- Lee, O.H.K. and K.D. Hyde. 2002. Phylloplane fungi in Hong Kong mangroves: evaluation of study methods. Mycologia 94, 596–606.
- Legendre, L. and R. B. Rivkin. 2002. Fluxes of carbon in the upper ocean: regulation by food-web control nodes. Mar Ecol Prog Ser. 242:95–109.
- Lemos, G., A. Semedo, M. Hemer, M. Menendez and P.M. Miranda. 2021. Remote climate change propagation across the oceans-the directional swell signature. Environ. Res. Lett., 16(6), 064080.
- Leung, Yu-Fai, A. Spenceley, G. Hvenegaard and R. Buckley. 2018. Tourism and visitor management in protected areas: Guidelines for sustainability. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 27, Gland, Switzerland: IUCN. 120 pp.
- Leyton, L. M. y F. E. Delgado 1994. Monitoreo IV Fase Ecosistemas de Manglar. Golfo de Morrosquillo. Ecopetrol-DCC, Cúcuta.
- Litaker, R.W., M. Vandersea, S. Faust, M. Kibler, M. Chinain, W. Hollmes, W. Holland and P. Tester. 2009. Taxonomy of Gambierdiscus including four new species, Gambierdiscus caribaeus, Gambierdiscus carolinianus, Gambierdiscus carpenteri and Gambierdiscus ruetzleri (Gonyaulacales, Dinophyceae). Phycologia, 48(5): 344–390.
- Longhurst, A., S. Sathyendranath, T. Platt y C. Caverhill. 1995. An estimate of global primary production in the ocean from satellite radiometer data. J Plankton Res. 17:1245–71.
- Magurrán, A. 2016. Cómo cambian los ecosistemas. Ciencia, 351, 448-449.
- Maldonado, I., M. Hernández, J. Clavijo y G. Reyes. 1998. Geología de la Plancha 25 Fundación. Escala 1:100.000. INGEOMINAS. Bogotá. 1 p.
- Mancera, J. E., y L. A. Vidal. 1994. Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Ans. Inst. Invest. Mar. Punta Betín. 23: 103-117 p.
- Manjarrés, L., L.O. Duarte, J. Altamar, F. Escobar-Toledo, C. García and 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. https://doi.org/10.7773/cm.v34i2.1154
- Manjarrez Paba, G.M. and R. Baldiris Ávila. 2021. Enterococcus Present in Marine Ecosystems and Their Potential to Degrade Azo Dyes, in: Zhang, Y., Liang, X.S. (Eds.), Coastal Environments. https://doi.org/10.5772/intechopen.95439
- Marcaillou, B., Charvis, P. and J.Y Collot. 2006. Structure of the Malpelo Ridge (Colombia) from seismic and gravity modelling. Mar. Geophys. Res., 27(4), 289-300.
- Marín, B. 2001. Establecimiento de valores indicativos del grado de contaminación de tóxicos químicos y microorganismos de origen fecal, como base para la expedición de normativas de la calidad de las aguas marinas de Colombia. Informe Técnico Final de Proyecto. 45 p.
- Marshall, P.A. and A.H. Baird. 2000. Bleaching of corals on the Great Barrier Reef: Differential susceptibilities among taxa. Coral Reefs, 19: 155-163. Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia, 2021, 245 p.
- Martínez-Osuna P, J. F., F.J. Ocampo-Torres, L. Gutiérrez-Loza, E. Valenzuela, A. Castro, R. Alcaraz, C. Rodríguez and L. Ulloa. 2021. Coastal buoy data acquisition and telemetry system for monitoring oceanographic and meteorological variables in the Gulf of Mexico. Measurement, 183, 109841. https://doi.org/10.1016/J.MEASUREMENT.2021.109841

- Mauffret, A. and Y Leroy, S. 1997. Seismic stratigraphy and structure of the Caribbean igneous province. Tectonophysics. 1997. Vol., 283; No. 1-4, 61-104 p.
- Mauffret, A. and S. Leroy. 1999. Neogene intraplate deformation of the Caribbean plate at the Beata Ridge. En Sedimentary basins of the world. Elsevier. 4. 627-669 p.
- Melgarejo, L.M. 2013. Bioprospecting as a possible development mechanism for Colombia, Act. Biol. Colomb. 18 (1): 19-30 p.
- McClanahan, T. R. 2004. Coral bleaching, diseases and mortality in the western Indian Ocean. 157–176. En: Rosenberg, E. and Y. Loya (Eds) Coral health and disease. Springer-Verlag, Berlin
- McField, M., P. Kramer, A. Giró-Petersen, M. Soto, I. Drysdale, N. Craig and M. Rueda-Flores. 2020. Mesoamerican Reef Report Card. 36 p.
- Mcleod, E., G.L. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. Bjork, C.M. Duarte, C.E. Lovelock, W.H. Schlesinger and B.R. Silliman. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO2. Front Ecol Environ. 9, 552–560 p.
- Méndez-Lugo, Ber. 2011. Huracanes y Ciclones en Centroamerica (Hurricanes and Tropical Storms in Central America) Compilation by Bernardo Mendez Lugo (Mexican Diplomat).
- Merlotto, A. y G. Bértola. 2008. A5. Mapa de riesgo a la erosión costera de la provincia de buenos aires.
- Millar, R. and R. Fryer. 1999. Estimating the size-selection curves of towed gears, traps, nets, and hooks. Rev. Fish Biol. Fish., 9(1), 89-116. https://doi.org/10.1023/A:1008838220001
- 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. 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 e INVEMAR (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible e Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras). 2015.

 Avances en la investigación y el conocimiento sobre amenazas y vulnerabilidad por erosión costera y riesgo ecológico en la zona costera colombiana. 268 p.
- Ministerio de Comercio, Industria y Turismo MCIT. 2022. Plan Sectorial de Turismo 2022 2026. Turismo en armonía con la vida.

 Documento Final. Bogotá. 83p.
- MinAmbiente. 2015. Decreto 1076 de 2015 Por medio del cual se expide el Decreto Único reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá, 653 p.
- Minciencias. 2020. Bioeconomía Para una Colombia Potencia viva y diversa: Hacia una sociedad impulsada por el Conocimiento., https://www.fao.org/faolex/results/details/es/c/LEX-FAOC219018/. 28/01/2025.
- Mira, J.D., S. Betancur y L.E. Urrego. 2017. Relación entre la infección por agallas, las variables estructurales y la anatomía de la madera de Rhizophora mangle L. en el Golfo de Urabá (Colombia). Act. Biol. Colomb. 39: 41-56.
- MMA Ministerio de Medio Ambiente. 2001. Política Nacional Ambiental para el desarrollo sostenible de los espacios oceánicos y las zonas costeras e insulares de Colombia. Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá. 81 p
- Mobilis. (n.d.). Data buoys Mobilis. Retrieved February 13. 2023, from https://mobilis-sa.com/en/products/data-buoy/
- Monitoring, G. and F. Center, F. 2019. Global ocean 1/12 physics analysis and forecast updated daily product. EU Copernicus Marine Service Information [Data set]. Dataset accessed [2023-02-01] at https://doi.org/10.48670/moi-00016.
- Monsalve-bustamante, Y., S. Rincón-valencia, J. Mejía-Giraldo, D. Moreno-tirado and M. Puertas-Mejía. (2019). Screening of the UV absorption capacity, proximal and chemical characterization of extracts, and polysaccharide fractions of the Gracilariopsis tenuifrons cultivated in Colombia. J. Appl. Pharm. Sci. 9, 103–109. https://doi.org/10.7324/JAPS.2019.91014
- 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.
- Montoya-Sánchez, R. A., A. Devis-Morales, G. Bernal and G. Poveda. 2018. Seasonal and intraseasonal variability of active and quiescent upwelling events in the Guajira system, southern Caribbean Sea. Cont. Shelf Res., 171, 97-112.
- Mora, C., D.P. Tittensor, S. Adl, A.G.B. Simpson y B. Worm. 2011. How Many Species Are There on Earth and in the Ocean?, PLOS Biology. 9 p.
- Niquil, N., E. Chaumillon, G.A. Johnson, X. Bertín, B. Grami, V. David, C. Bacher and R. Asmus. 2012. The effect of physical drivers on ecosystem indices derived from ecological network analysis: Comparison across estuarine ecosystems. Estuarine Coastal Shelf Science, 132-143 p.
- Moore Jr, T. C., G.R. Heath and R.O. Kowsmann. 1973. Biogenic sediments of the Panama Basin. J Geol, 81(4), 458-472.
- Moore, A. M., H. Arango, G. Broquet, B.S. Powell, A. Weaver and J. Zavala-Garay, J. 2011. The Regional Ocean Modeling System (ROMS) 4-dimensional variational data assimilation systems: Part I–System overview and formulation. Prog. Oceanogr. 91(1), 34-49.

- Moreira-González, A. R., L.F. Fernandes, H. Uchida, A. Uesugi, T. Suzuki, N. Chomérat, G. Bilien and L.L. Mafra Jr. 2019. Variations in morphology, growth, and toxicity among strains of the *Prorocentrum lima* species complex isolated from Cuba and Brazil. J. Appl. Phycol. 31, 519–532.
- Mumby, P.J. 2006. Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. Biol. Conserv. 128, 215–222.
- Muñera, J.C., J.I. Vélez, G. Poveda, J.E. Posada, J.D. Montoya y Y.M. Cardona. 2003. Dinámica hidrológica de la ciénaga grande de Santa Marta. Avances en recursos hidráulicos, (10), 47-62
- Muñoz-García. L. M. 2015. Evaluación del estado fitosanitario del bosque de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Trabajo de grado (Facultad Ingeniería Ambiental). Universidad del Magdalena. 61 p.
- Murcia-Riaño, M., C. Ricaurte-Villota, A. Ordoñez-Zuñiga y B. Salamanca. 2017. Capítulo 2 Región 1: Sistema de la Guajira. PP (34-47) En Ricaurte-Villota, C. y M.L. Bastidas Salamanca (Eds.). 2017. Regionalización oceanográfica: una visión dinámica del Caribe. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andréis (INVEMAR). Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR #14. Santa Marta, Colombia 180 p.
- Murillo-Sandoval PJ, L. Fatoyinbo and M. Simard. 2022. Mangroves Cover Change Trajectories 1984-2020: The Gradual Decrease of Mangroves in Colombia. Front. Mar. Sci. 9:892946. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.892946
- Murray-Roberts, J., A.J. Wheeler, A. Freiwald and S.D. Cairns. 2009. Cold-Water Corals. The Biology and Geology of Deep-Sea Coral Habitats. New York: Cambridge University Press.
- Myers, R. and B. Worm, B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. Nature, 280-283 p.
- Nakajima, I., Y. Oshima and T. Yasumoto. 1981. Toxicity of Benthic Dinoflagellates in Okinawa. Bull. Japan. Soc. Sci. Fish., 47(8), 1029-1033 p.
- Nambiar, G.R. y K. Raveendran. 2009. Manglicolous marine fungi on Avicennia and Rhizophora along Kerala Coast (India). Middle-East J. Sci. Res. (4) 48–51 p.
- Nandagiri, L. and G.M. Kovoor. 2006. Performance evaluation of reference evapotranspiration equations across a range of Indian climates. J. Irrig. Drain. Eng., 132(3), 238-249.
- Navarrete-Ramírez, S. M. y A. M. Rodríguez-Rincón. 2014. Protocolo Indicador Condición Tendencia Bosques de Manglar (ICT_{BM}). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). Invemar, GEF y PNUD. Serie de Publicaciones Generales del Invemar No. 67, Santa Marta. 40 p.
- Navarrete-Ramírez, S. M. y A. M. Rodríguez-Rincón. 2014. Protocolo Indicador Condición Tendencia Bosques de Manglar (ICT_{BM}). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). Invemar, GEF y PNUD. Serie de Publicaciones Generales del Invemar No. 67, Santa Marta. 40 p.
- Navas-Camacho R., D.L. Gil-Agudelo, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia and J. Garzón-Ferreira. 2010A. Coral diseases and bleaching on Colombian Caribbean coral reefs. Rev. Biol. Trop., 58 (Suppl. 1): 95-106.
- Navas-Camacho, R., A. Rodríguez-Ramírez and M.C. Reyes-Nivia. 2010B. Agents of coral mortality on reef formations of the Colombian Pacific. Rev. Biol. Trop., 58 (Suppl. 1): 133-138.
- Navas-Gallo, N. A., C.E. Vargas-Diaz and L.M. Rodríguez-Esteban. 2024. Alteración de la calidad del agua por el vertido de aguas residuales en el municipio de San Benito, Colombia. Rev. amazón. cienc. ambient. ecol., 3(1), e634. https://doi.org/10.51252/reacae.v3i1.634.
- NGINX. (n.d.). Advanced Load Balancer, Web Server, & Reverse Proxy NGINX. Retrieved February 14, 2023, from https://www.nginx.com/
- Niquil, N., E. Chaumillon, G.A. Johnson, B. X., Grami, V. David, C. Bacher and R. Asmus. 2012. The effect of physical drivers on ecosystem indices derived from ecological network analysis: Comparison across estuarine ecosystems. Estuarine Coastal Shelf Science, 132-143 p.
- NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA. National Weather service. Climate Prediction Center. El Niño Southern Oscillation (ENSO). Cold and warm episodes by season. 2017. Disponible en: http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml
- Nunes, L.S.C. and A.F.M. Camargo. 2020. The interspecific competition of tropical estuarine macrophytes is not density-dependent. Aquatic Botany. 164: 103233. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2020.103233
- ONU. 1992. Convenio sobre la Diversidad Biológica. Disponible en: https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf
- Ordoñez, A., M. Murcia, V. Márquez, C. Correa, D. Morales, M. Bastidas, F. Briceño y C. Ricaurte. 2018. Dinámica atmosférica, oceanográfica y geosférica en la zona del bloque de exploración COL10. En Estudio técnico ambiental de línea base en el área de evaluación COL10, extremo norte del Caribe colombiano. 39-91 p.
- Orfila, A., C.P. Urbano-Latorre, J.M. Sayol, S. Gonzalez-Montes, A. Caceres-Euse, I. Hernández-Carrasco and A.G. Muñoz, Á. G. 2021. On the impact of the Caribbean counter current in the Guajira upwelling system. Front. mar. sci, 8, 626823.
- Ortíz, J. 2007. Huracanes y tormentas tropicales en el mar Caribe colombiano desde 1900. Boletín Científico CIOH. No 25. 54-60. 10.26640/01200542.

- Ortíz, J.C., y Conde, M. 2022. El huracán que pasó sobre la Isla de San Andrés en 1911. Revista Academia Colomb. Cienc. Exactas Fis. Naturales . 46. 795-806. https://doi.org/10.18257/raccefyn.1743.
- Ortíz-Reyes A., K. Robles-López, L.E. Urrego-Giraldo y M. Romero-Tabarez. 2018. Diversidad e interacciones biológicas en el ecosistema de manglar. Rev. Cienc. 22(2):111-127.
- Osorio, J.A., M.J. Wingfield y J. Roux, 2016: A review of factors associated with decline and death of 36 mangroves, with particular reference to fungal pathogens. S. Afr. J., 103, 37 295-301.
- Osorno, A., A. S. Rojas-Aguirre, S. Herrera-Fajardo y J. A. Pacheco-Garzón. 2021. Evaluación del estado de los manglares en la isla de San Andrés post ETA e IOTA en el marco de la Operación Cangrejo Negro. Informe Técnico final. Instituto De Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andreis"-INVEMAR, Santa Marta, Colombia. 65 p.
- Osorno, A., A. S. Rojas-Aguirre, S. Herrera-Fajardo y J. A. Pacheco-Garzón. 2021. Evaluación del estado de los manglares en la isla de San Andrés post ETA e IOTA en el marco de la Operación Cangrejo Negro. Informe Técnico final. Instituto De Investigaciones Marinas Y Costeras "José Benito Vives De Andreis"-INVEMAR, Santa Marta, Colombia. 65 p.
- 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.
- Page, S. E., J. O. Rieley y C. J. Banks. 2010. Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool. Global Change Biology 17: 798-818 p.
- Paramo, J. and U. Saint-Paul. 2010. Morphological differentiation of Southern Pink shrimp Farfantepenaeus notialis in Colombian Caribbean Sea. Aquat. Living Resour., 23(1), 95 101.
- Páramo, J., N. Correa and E. Egurrola. 2006. Dinámica de la pesquería del camarón de aguas someras (Farfantepenaeus notialis) (Pérez-Farfante, 1967) en el Caribe colombiano. Santa Marta: INCODER.
- Páramo, J., D. Perez and M. Wolff. 2014. Reproducción del camarón rosado Farfantepenaeus notialis (Decapoda: Penaeidae) en el Caribe colombiano. Rev. biol. trop, 62(2), 513 521.
- Pearce, I., H.J. Handlinger and G.H. Hallegraeff. 2005. Histopathology in Pacific oyster (Crassostrea gigas) spat caused by the dinoflagellate Prorocentrum rhathymum. Harmful Algae 4, 61-74. 10.1016/j.hal.2003.11.002
- Pandey, P.K., P.P. Dabral and V. Pandey. 2016. Evaluation of reference evapotranspiration methods for the northeastern region of India. ISWCR, 4(1), 52-63.
- Pendleton, L., D.C. Donato, B.C. Murray, S. Crooks, W.A. Jenkins, S. Sifleet and A. Baldera. 2012. Estimating global "blue carbon" emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems.
- Perdomo-Trujillo, L. V., J. E. Mancera-Pineda, J. H. Medina-Calderón, D. A. Sánchez-Núñez y M. L. Schnetter. 2021. Effect of restoration actions on organic carbon pools in the Lagoon-Delta Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. Water, 13: 1297.
- Perdomo-Trujillo, L. V., J. E. Mancera-Pineda, J. H. Medina-Calderón, D. A. Sánchez-Núñez y M. L. Schnetter. 2021. Effect of restoration actions on organic carbon pools in the Lagoon-Delta Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. Water, 13: 1297.
- Pérez, L. G., J.J. Ferrer, Á. Bermejo, Y.K. Mejía, G.F. Romero y Ó. Álvarez-Silva. 2022. Advances in the study of coastal processes in the continental Colombian Caribbean coast. Regional Studies in Marine Science. Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102209.
- Perez, R. C., G.R. Foltz, R. Lumpkin, J. Wei, K.J. Voss, M. Ondrusek, M. Wang and M.A. Bourassa. 2023. Oceanographic buoys: Providing ocean data to assess the accuracy of variables derived from satellite measurements. Field Measurements for Passive Environmental Remote Sensing: Instrumentation, Intensive Campaigns, and Satellite Applications, 79–100. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823953-7.00022-8
- Petticrew, M. and H. Roberts. 2006. Systematic Reviews in the Social Sciences. A Practical Guide. Blackwell Publishing.
- Picard, N., M. Henry, F. Mortier, C. Trotta and L. Saint-André. 2012. Using Bayesian model averaging to predict tree aboveground biomass in tropical moist forests. Forest Science, 58(1), 15-23.
- Pickering, C., J. Grignon, R. Steven, D. Guitart and J. Byrne. 2015. Publishing not perishing: how research students transition from novice to knowledgeable using systematic quantitative literature reviews. Studies in Higher Education, 40(10), 1756–1769. https://doi.org/10.1080/03075079.2014.914907.
- PNUMA Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. 2021. De la contaminación a la solución: Una evaluación global de la basura marina y la contaminación por plásticos. 44p.

 Nairobi.https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/36965/POLSOLSum_SP.pdf
- Porter, J., P. Dustan, W. Jaap, K. Patterson, V. Kosmynin, O. Meier, M. Patterson and M. Parsons. 2001. Patterns of spread of coral disease in the Florida Keys. Hydrobiologia, 460: 1-24. Prahl, H. von y H. Erhardt. 1985. Colombia: corales y arrecifes coralinos. FEN COLOMBIA, Bogotá, 295 p.
- Pörtner, H. O., D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska and N.M. Weyer. 2019. The ocean and cryosphere in a changing climate. IPCC special report on the ocean and cryosphere in a changing climate, 1155 p.
- Posada, B. O., D. Morales-G. y W. Henao P. 2011. Diagnóstico de la erosión costera del territorio insular colombiano, INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 24, Santa Marta. 112 p.

- Posada, B.O. and W. Henao. 2008. Diagnóstico de la erosión en la zona costera del Caribe colombiano. Serie Publicaciones Especiales No. 13. Santa Marta, Colombia.
- Posada, B.O., W. Henao y G. Guzman. 2009. Diagnóstico de la erosión y sedimentación en la zona costera del Pacifico colombiano. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 17, Santa Marta, Colombia.
- Poveda, G. y O.J. Mesa. 1996. Las fases extremas del fenómeno ENSO (El Niño y La Niña) y su influencia sobre la hidrología de Colombia. Ingeniería Hidráulica en México. Vol XI, Núm. 1. p-21-37.
- Premoli Silva, I. and H.M. Bolli. 1973. Late cretaceous to Eocene planktonic foraminifera and stratigraphy of the leg 15 sites in the Caribbean sea. En: In: Terence Edgar, N. (Ed.), Initial Reports of the Deep-Sea Drilling Project 15. U.S. Government Printing Office, Washington. 499–547 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.
- Proffitt, C.E. and D.J. Devlin. 2005. Long-term growth and succession in restored and natural mangrove forests in southwestern Florida. Wetlands Ecology and Management. 13(5): 531–551. https://doi.org/10.1007/s11273-004-2411-9
- Quintero, M., S.D. Zuluaga-Valencia, L.G. Ríos-López, O. Sánchez, C.A. Bernal, N. Sepúlveda and J. Gómez-León. 2024. Mercury-Resistant Bacteria Isolated from an Estuarine Ecosystem with Detoxification Potential, Microorganisms, 12 (12): 2631, Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- Quiroz-lobo, Y., G. Santafé-Patiño y J.A. Quirós-Rodríguez. 2022. Bioactividad e identificación de los ácidos grasos de la esponja marina *Tetilla rodriguesi* (Tetractinellida: Tetillidae) en el Caribe colombiano. Rev. biol. trop 70, 20–29.
- Ramírez, A. 2001. Monitoreo de los ecosistemas de manglar del Golfo de Morrosquillo. Ecopetrol, Bogotá. 69 p + Anexos.
- Ramírez, A. 2012. Evaluación de la estructura de manglar del Golfo de Morrosquillo, programa de monitoreo biológico-ecológico. Informe de campo. Ecopetrol S.A., Bogotá. 58 p.
- RAMSAR. 2017. Informe Misión Ramsar de Asesoramiento No. 82 Sitio Ramsar Sistema Delta Estuarino del Rio Magdalena Ciénaga Grande de Santa Marta (Vol. 2). Bogotá: Informe RAMSAR.
- Rangel-Buitrago, N., G. Anfuso and A.T. Williams. 2015. Coastal erosion along the Caribbean coast of Colombia: magnitudes, causes and management. Ocean Coast Manag. 114:129-144.
- Rangel-Buitrago, N., A. Williams y G. Anfuso. 2018. Killing the goose with the golden eggs: litter effects on scenic quality of the Caribbean coast of Colombia. Mar. Pollut. Bull., 127, 22-38.
- Rangel-Buitrago, N. and C.A. Gracia. 2024. From the closet to the shore: Fashion waste pollution on Colombian Central Caribbean beaches. Mar. Pollut. Bull, 199, 115976. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115976.
- Rashidi, M. A., M.H. Jamal, M.Z. Hassan, S.S. Mohd Sendek, S. L. Mohd Sopie and M.R. Abd Hamid. 2021. Coastal structures as beach erosion control and sea level rise adaptation in Malaysia: A review. Water, 13(13), 174 p.
- Raymundo, L., C. Couch and C. Harvell. 2008. Coral disease handbook: guidelines for assessment monitoring and management. Coral Reef Targeted Research and Capacity Building for Management Program. Melbourne, Australia. 121 p.
- Resolución 1263 de 2018. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible Minambiente. "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.
- Restrepo, J.D. and B. Kjerfve. 2000. Magdalena river: interannual variability (1975–1995) and revised water discharge and sediment load estimates. J. Hydrol., 235(1-2), 137-149.
- Révillon, S., E. Hallot, N.T. Ardnt, C.Y. Chauvel y R.A. Duncan. 2000. A complex history for the Caribbean plateau: petrology, geochemistry and geochronology of the Beata Ridge, southern Hispaniola. J. Geol. Vol 108. 641–661 p.
- Reyes, J., N. Santodomingo y P. Flórez. 2010. Corales escleractíneos de Colombia. Invemar, Serie de Publicaciones Especiales, No. 14. Santa Marta, 246 p.
- Reyna-Fabián, M., Espinoza, A., Seingier, G., Ortiz-Lozano, L. y L. Espejel. 2018. De la evaluación ecológica a la socio-ecológica: la vulnerabilidad de los arrecifes de coral ante los factores de estrés asociados al cambio climático. Sociedad y Ambiente, 17, 59-92.
- Ricaurte-Villota, C., O. Coca-Domínguez, M.E. González, M. Bejarano-Espinosa, D. Morales, C. Correa-Rojas, F. Briceño-Zuluaga, G.A. Legarda y M.E. Arteaga. 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 Andréis" –INVEMAR. Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR # 33. Santa Marta, Colombia. 268 p.
- Ricaurte-Villota, C; A.M. Osorio, D.F. Morales, J.S. Gómez, S. Contreras, J.C. Camacho y D. Gallo. 2024. Informe técnico de análisis de trampas de sedimento y miras limnimétricas. INVEMAR, Programa GEO, Convenio 021 Fondo Acción- INVEMAR.
- Rivera, G. 1999. Conceptos introductorios a la fitopatología. Primera reimpresión: editorial Universidad Estatal a Distancia San José Costa Rica, 2007 44-45 p.
- Robblee, M. B., T. R. Barber, P. R. Carlson, M. J. Durako, J. W. Four-qurean, L. K. Muehlstein, D. Porter, L. A. Yarbro, R. T. Zieman and J. C. Zieman. 1991. Mass mortality of the tropical seagrass *Thalassia testudinum* in Florida Bay (USA). Mar. Ecol. Prog. Ser., 71: 297–299 p.

- Robertson, A.I. and D.M. Alongi. 1992. Tropical mangrove ecosystems. American Geophysical Union. Washington DC, USA. 329 p.
- Rodríguez Rincón, A., S. Navarrete-Ramírez, D. Gómez López y R. Navas-Camacho. 2014. Protocolo Indicador Condición Tendencia Áreas Coralinas (ICTAC). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). Serie de Publicaciones Generales del Invemar. 66 p.
- Rodríguez, A., M. Rueda, J. Viaña, C. García, F. Rico, L. García and A. Girón. 2012. Evaluación y Manejo de la pesquería de camarón de aguas profundas en el Pacífico colombiano 2010-2012. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR.
- Rodríguez, F., P. Riobó, G.D. Crespín, A.H. Daranas, C.R. de Vera, M. Norte, J.J. Fernández and S. Fraga. 2018. The toxic benthic dinoflagellate Prorocentrum maculosum Faust is a synonym of Prorocentrum hoffmannianum Faust. Harmful Algae 78, 1-8 p.
- Rodríguez, W., C. Duque, S. Zea, L. Castellanos, F. Ramos, A. Forero and O. Osorno, O. 2021. Ocean and Coastal Phospholipid fatty acids from Colombian Caribbean sea sponges. Ocean Coast. Res. 1–12. https://doi.org/10.1590/2675-2824069.21-005wr
- Rodríguez-Ramírez, A., M. C. Reyes-Nivia, S. Zea, R. Navas-Camacho, J. Garzón-Ferreira, S. Bejarano, P. Herrón and C. Orozco. 2010. Recent dynamics and condition of coral reefs in the Colombian Caribbean. Rev. Biol. Trop., 58 (Suppl. 1): 107 131.
- Rodríguez-Rincón, A., S. Navarrete-Ramírez, D. Gómez-López y R. Navas-Camacho. 2014. Protocolo Indicador Condición Tendencia Áreas Coralinas (ICTAC). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). Serie de Publicaciones Generales del Invemar, 66. Santa Marta. 52 p.
- Rodríguez-Rodríguez, J. A., J. F. Blanco-Libreros y L. F. Espinosa. 2022. Los ecosistemas de manglar en Colombia y sus causas de deterioro. pp. 18-27. En: Rodríguez-Rodríguez, J. A. (Ed). La restauración de los manglares en Colombia: Técnicas, saberes y experiencias. Serie Publicaciones Generales No. 123 de Invemar, Santa Marta, Colombia. 176 p.
- Rodríguez-Rodríguez, J. A., P. C. Sierra-Correa, M. C. Gómez-Cubillos y L. V. Villanueva. 2016. Mangroves of Colombia. En: C. M. Finlayson, G. R. Milton, R. C. Prentice y N. C. Davidson (Eds). The Wetland Book: II: Distribution, Description and Conservation, 1-10. Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6173-5_280-2
- Rodríguez-Rodríguez, J.A. (Ed.) 2022. La restauración de los manglares en Colombia: Técnicas, saberes y experiencias. Serie Publicaciones Generales No. 123 de Invemar, Santa Marta, Colombia. 176 p.
- Rodríguez-Rodríguez, J.A., D. González-Polo, J.M. Rodríguez y R. Rodríguez-Otero. 2014. Manual de usuario del sistema de información para la gestión de los manglares de Colombia-SIGMA. Santa Marta.
- Rodríguez-Zurrunero, A., J.L. Granja-Bruña, A. Muñoz-Martín, S. Leroy, U. Ten Brink, J.M. Gorosabel-Araus y A. Carbó-Gorosabel. 2020.

 Along-strike segmentation in the northern Caribbean plate boundary zone (Hispaniola sector): Tectonic implications.

 Tectonophysics, 776, 228322.
- Rojas Giraldo, X., P.C. Sierra-Correa, P. Lozano-Rivera y A. López Rodríguez. 2010. Guía metodológica para el manejo integrado de las zonas costeras en Colombia, manual 2: planificación de la zona costera. Serie de Documentos Generales INVEMAR No.44, 74 n
- Romero L. M., T.J. III. Smith and J.W. Fourqurean. 2005. Changes in mass and nutrient content of wood during decomposition in a south Florida mangrove forest. J. Ecol. 93:618–31.
- Romero-Rodríguez, D.A., C. Peña-Mejía, A. Ordóñez-Zúñiga y C. Ricaurte-Villota. 2017. Región 6: Ciénaga Grande de Santa Marta, río Magdalena, Bolívar. En: Regionalización oceanográfica: una visión dinámica del Caribe. 106-126 p. Instituto De Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andreis (INVEMAR).
- Rosenberg, A. A., J.H. Swasey and M. Bowman. 2006. Rebuilding US fisheries: progress and problems. Frontiers in Ecology and the Environment,, 4(6), 303-308 p.
- Rosenberg, E. and Y. Ben-Haim. 2002. Microbial diseases of corals and global warming. Environ. Microbiol., 4 (6): 318-326.
- Rueda, M. and O. Defeo. 2003. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine laggon: combining multivariate and geostatistical techniques. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 296(1), 93-112. doi:10.1016/S0022-0981(03)00319-8
- Rueda, M., J.A. Angulo, N. Madrid, F. Rico y A. Girón. 2006. La pesca industrial de arrastre de camarón en aguas someras del Pacífico colombiano: su evolución, problemática y perspectivas hacia una pesca responsable. Santa Marta: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR.
- Rueda, M., Blanco, J., J.C. Narváez, E. Viloria, F. Newmark y M. Santos-Acevedo. 2004. Estado de los recursos sometidos a explotación. En INVEMAR, Informe del Estados de los Ambientes Marinos y Costeros 2003. (Vol. 8, págs. 261-284). Santa Marta: Serie de Publicaciones Periódicas del INVEMAR.
- Rueda, M., F. Rico-Mejía, W. Angulo, A. Girón, A. Rodríguez, L. García and L. Arenas. 2010. Evaluación biológico-pesquera del estado de las poblaciones de camarón de aguas profundas, mediante la aplicación de métodos directos (prospección pesquera) e indirectos (estadísticas de captura y esfuerzo) en el Pacífico colombiano. Santa Marta: INVEMAR-MADR.
- Rueda, J. C., O. Defeo y S. Salas. 1998. Fisheries bioeconomics. Theory, modelling and management. Roma: FAO.
- Ruiz-Moreno, D., B. L. Willis, A. C. Page, E. Weil, A. Cróquer, B. Vargas-Ángel, A. G. Jordan-Garza, E. Jordán-Dahlgren, L. Raymundo and C.
 D. Harvell. 2012. Global coral disease prevalence associated with sea temperature anomalies and local factors. Dis. Aquat. Org., 100: 249–261 p.
- Saenger, P. 2002a. Mangrove Silviculture and Restoration, Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation, Dordrecht. Springer, Netherlands. 229-270 p.

- Saenger, P. 2002b. The Value of Mangroves. In: Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation. Springer, pp. 207–228 p.
- Salamanca, M.L.B., S.A.O. Zúñiga and C. Ricaurte-Villota. 2016. Events of wind intensification and relaxation in the Bay of Santa Marta (Colombian Caribbean): Oceanographic implications. Bol. Investig. Mar. Cos. 45. 181-196 p.
- Salas-Salazar, L., 2016. Conflicto armado y configuración territorial: elementos para la consolidación de la paz en Colombia. Bitacoras 26(2), 45-57. https://doi.org/10.15446/bitacora.v26n2.57605
- Salazar-Vallejo, S. I. 2002. Huracanes y Biodiversidad Costera Tropical. Rev. Biol. Trop. 50(2): 415-428.
- Sánchez-Alférez, A., R. Álvarez-León, S. Carvalho y O. Pinzón-Florirán. 2009. Aspectos fitosanitaris de los manglares del Uraba Antioqueño, Caribe colombiano. Pan-Am. J. Aquat. Sci., 4(3): 339-346 p.
- Sánchez-Cabeza, J. A. y A.C. Ruíz-Fernández. 2012. 210Pb sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models. GCA, 82, 183 200 p.
- Sánchez-Páez, H., R. Álvarez-León, F. Pinto-Nolla, A. Sánchez-Alférez, J. Pino-Rengifo, I. Acosta-Peñaloza y M. T. García-Hansen. 1997.

 Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Caribe de Colombia. MinAmbiente y OIMT. Bogotá D. C. 511 p.
- Sánchez-Sánchez, O. y G. A. Islebe. 1999. Hurricane Gilbert and structural changes in a tropical forest. Glob. Ecol. Biogeogr., 8: 29-38.
- Santos, F., M. Gómez-Gesteira, R. Varela, M. Ruiz-Ochoa and J.M. Días. 2016. Influence of upwelling on SST trends in La Guajira system. J. Geophys. Res, 121(4), 2469-2480.
- Sar, E. A., M. E. Ferrario y B. Reguera. 2002. Floraciones algales nocivas en el cono sur americano. Instituto Español de Oceanografía. 311 p.
- SDI-12 Support Group. (2021). SDI-12 A Serial-Digital Interface Standard for Microprocessor-Based Sensors. www.sdi-12.org
- Seddon, N., X. Hou-Jones, T. Pye, H. Reid, D. Roe, D. Mountain and A.R. Rizvi. 2016. Ecosystem-Based Adaptation: A Win-Win Formula For Sustainability in A Warming World?. International Institute for Environment and Development.
- Seijo, J. C., O. Defeo and S. Salas. 1998. Fisheries bioeconomics. Theory, modelling and management. Roma: FAO.
- Selvaraj J.J. and B.E. Gallego-Pérez. 2023. An enhanced approach to mangrove forest analysis in the Colombian Pacific coast using optical and SAR data in Google Earth Engine. RSASE, 30, 100938. https://doi.org/10.1016/j.rsase.2023.100938
- Semedo, A., K. Sušelj, A. Rutgersson and A. Sterl. 2011. A global view on the wind sea and swell climate and variability from ERA-40. Journal of Climate, 24(5), 1461-1479.
- Semana sostenible. 2019. Cuatro playas colombianas fueron certificadas por gestión ambiental. Semana. Recuperado el 24 de febrero de 2021 de https://sostenibilidad.semana.com/medio-ambiente/articulo/playas-colombianas-fueron-galardonadas-por-gestion-ambiental/46931.
- Serna, L. M., P.A. Arias y S.C. Vieira. 2018. Las corrientes superficiales de chorro del Chocó y el Caribe durante los eventos de El Niño y El Niño Modoki. Revista Academia Colomb. Cienc. Exactas Fis. Nautrales, 42(165), 410-421. https://doi.org/10.18257/raccefyn.705.
- Serrano, O., D. I. Gómez-López, L. Sánchez-Valencia, A. Acosta-Chaparro, R. Navas-Camacho, J. González-Corredor, C. Salinas, P. Masque, C. A. Bernal and N. Marbà. 2021. Seagrass blue carbon stocks and sequestration rates in the Colombian Caribbean. Scientific Reports 11:11067 | https://doi.org/10.1038/s41598-021-90544-5
- Serrano-Díaz, L., L. Botero, P. Cardona, y J. E. Mancera-Pineda. 1995. Estructura del manglar en el delta exterior del río Magdalena-CGSM, una zona tensionada por alteraciones del equilibrio hídrico. Bol. Invest. Mar. Cost. 24: 135-164.
- Short, F., T. Carruthers, W. Dennison and M. Waycott. 2007. Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 350(1-2), 3-20 p. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.012
- Shribman, Z. 2021. Blue carbon in South Florida's Mangroves: The role of large roots and necromass. LSU Master's Theses.
- Sidik, F., D. Neil and C.E. Lovelock. (2016). Effect of high sedimentation rates on surface sediment dynamics and mangrove growth in the Porong River, Indonesia. Mar. Pollut. Bull. 107(1): 355–363. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.048
- Sierra-Correa, P. C. y J. R. Cantera. 2015. Ecosystem-based adaptation for improving coastal planning for sea-level rise: A systematic review for mangrove coasts. Mar. Policy, 51: 385-393.
- Soanes, L. M., S. Pike, D. Barker, C. Butt, L. John, K. Medcalf and F. Mukhida. 2023. Opportunity mapping for nature-based solutions: Mitigating storm surge and land erosion in the Caribbean. Nature-Based Solutions, 4, 100095.
- Souter, D., S. Planes, J. Wicquart, M. Logan, D. Obura and F. Staub. 2021. Status of coral reefs of the world: 2020 report. Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN)/International Coral Reef Initiative (ICRI). Accessed: https://gcrmn.net/2020-report/Spalding, M., M. Kainuma y L. Collins. 2010. World atlas of mangroves. Earthscan. 319 p.
- Spalding, M. D. y M. Leal (Eds). 2021 The State of the World's Mangroves 2021. Global Mangrove Alliance. 79 p.
- Stark, J.D., C.J. Donlon, M.J. Martin and M.E. McCulloch. 2007. OSTIA: An operational, high resolution, real time, global sea surface temperature analysis system., Oceans 07 IEEE Aberdeen, conference proceedings. Marine challenges: coastline to deep sea. Aberdeen, Scotland.IEEE.
- 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.

- Sutherland, K., J. Porter and C. Torres. 2004. Diseases and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. Mar. Ecol. Prog. Ser., 266: 273-302 p.
- Schnurr, R.E.J., V. Alboiu, M. Chaudhary, R.A. Corbett, M.E. Quanz, K. Sankar, H.S. Srain, V. Thavarajah, D. Xanthos, T.R. Walker. 2018. Reducing marine pollution from single-use plastics (SUPs): a review. Mar. Pollut. Bull. 137, 157–171 p. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.001
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. 2023. Informe de la actividad de Aprovechamiento 2023. Bogotá D.C. 88 pp
- Superintendencia de Transporte Supertransporte. 2024. Boletín estadístico, tráfico portuario en Colombia, enero a septiembre de 2024.

 Bogotá D.C. Recuperado el 6 de febrero de 2025 de https://www.supertransporte.gov.co/documentos/2024/Diciembre/Puertos_19/BOLETIN_ESTADISTICO_TRAFICO_PORTUAR IO_EN_COLOMBIA_ENERO_A_SEPTIEMBRE_2024.pdf
- SuperTransporte Superintendencia de Puertos y Transporte. 2021. Boletín Estadístico. Tráfico Portuario en Colombia año 2021. Tomado el 10 de marzo de 2022 de https://www.supertransporte.gov.co/documentos/
- Tam, J., J. Link, A. Rossberg, S. Rogers, P. Levin, M. Rochet and K. Van de Wolfshaar. 2017. Towards ecosystem-based management: identifying operational food-web indicators for marine ecosystems. IJMS, 74 (7), 2040-2052
- Tanner, E. V. J., V. Kapos and R. Healey. 1991. Hurricane effects on forest ecosystems in the Caribbean. Biotropica, 23: 513-521.
- The Plant List. 2013. *Pelliciera rhizophorae* Planch. & Triana (familia Tetrameristaceae). http://www.theplantlist.org/tpl1.1/record/tro-31600185 Downloaded on 18 February 2019.
- Thermo Fisher Scientific. (n.d.). DataTaker Data Loggers CO. Retrieved February 13, 2023, from https://www.thermofisher.com/ht/en/home/industrial/manufacturing-processing/data-acquisition.html
- Thomas, Y., C. Ricaurte-Villota and O. Coca. 2014. Atlas climatológico del océano Pacífico colombiano y áreas adyacentes. INVEMAR, Santa Marta.
- Tichadou, L., M. Glaizal, A. Armengaud, H. Grossel, R. Lemée, R. Kantin, R., J.L. Lasalle, G. Drouet, L. Rambaud, P. Malfait and L. De Haro. 2010. Health impact of unicellular algae of the Ostreopsis genus blooms in the Mediterraneam Sea: experience of the French Mediterranean coast surveillance network from 2006 to 2009. Clin. Toxicol. 48, 839-844.
- Tindall, D. R., D.M. Miller and J.W. Bomber. 1989. Culture and toxicity of dinoflagellates from ciguatera endemic regions of the world. Toxicom. 27:83.
- Tomlinson, P.B. 1986. The botany of mangroves. Cambridge tropical biology series. Cambridge University Press, Cambridge. 419 p.
- Trinchin, R., G. Manta, R. Santana, L. Rubio, S. Horta, C. Passadore, C. Mello, M.N. Szephegyi and M. Barreiro. 2020. Hacia un monitoreo continuo de variables oceanográficas en el Parque Nacional Isla de Flores, Uruguay. INNOTEC, 21(21 ene-jun), 89–108. https://doi.org/10.26461/21.03
- 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.
- UNEP. 2020. Out of the Blue, The Value of Seagrasses to the Environment and to People. United Nations Environment Programme; GRID-Arendal; United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre.
- 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
- United Nations, European Commission, Food and Agricultural Organization of the United Nations, International Monetary Fund, Organization for Economic Co-operation and Development, World Bank, & U. N., ... Banco Mundial. 2014. System of Environmental-Economic Accounts 2012 Experimental Ecosystem Accounting. Nueva York: United Nations.
- United Nations. 2009. Practical guide to producing consumer prices indices (Vol. 1). https://unece.org/fileadmin/DAM/stats/publications/Practical_Guide_to_Producing_CPI.pdf
- United Nations Environment Programme. 2021. From Pollution to Solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution. Nairobi.
- Van Andel, T. H. 1973. Texture and dispersal of sediments in the Panama Basin. The Journal of Geology, 81(4), 434-457.
- Van Andel, T. H., G.R. Heath, B.T. Malfait, D.F. Heinrichs and J.I. Ewing. 1971. Tectonics of the Panama Basin, eastern equatorial Pacific. Geol. Soc. Am. Bull., 82(6), 1489-1508.
- Vanegas J., M. m. Gnecco, E. Alvarado Chacón, V. Pizarro, M.F. Maya. Ed. J. Prato, A. Santos-Martínez. 2022. SECCIÓN V. Documento técnico protocolo de respuesta y restauración post huracán para ecosistemas: Arrecifes de coral. Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe CORALINA. San Andrés Isla.
- Vasquez, D., A. Molina and G. Duque. 2021. Spatial distribution and increase over time of microplastics in sediments of the Buenaventura Bay, Colombian Pacific. Bol. Invest. Mar. Costeras 50 (1), 27–42 p.

- Vergara y G, C.R. Méndez, H.Y. Morante, V.I. Heredia y V.R. Béjar. 2007. Enterococcus y *Escherichia coli* como indicadores de contaminación fecal en playas costeras de Lima. Rev. Inst. investig. Fac. minas metal cienc. geogr. 10(20): 6-82.
- Vega, L., V. Cantillo and J. Arellana. 2019. Assessing the impact of major infrastructure projects on port choice decisions: The Colombian case. Transp. Res. Part A., 120: 132–148. https://doi.org/10.1016/j.tra.2018.12.021.
- 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 –l. 378 p.
- Vides, M., Sierra-Correa, P., Arias-Isaza, F. 2008. Adaptación costera al ascenso en el nivel del mar, fomentando la capacidad de adaptación de San Andrés de Tumaco. NCAP II Colombia: "Construcción de Capacidad para mejorar la adaptabilidad al aumento en el nivel del mar en dos puntos vulnera-bles (Tumaco-Costa Pacífico y Tumaco-Costa Caribe) en las zonas costeras colombianas". INVEMAR. ETC Project number: 032135.
- 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.
- Viloria, E. 2017. Hojas metodológicas de los indicadores resultantes de un monitoreo pesquero usando el sistema de información pesquera de Invemar SIPEIN Ciénaga Grande de Santa Marta Versión 2.0. https://alfresco.invemar.org.co/share/s/Wm4Nr0EoSWWP0ZDp-_KALw
- Vivas-aguas J., M. Castillo-Viana y P. Obando-Madera. 2022a. Ficha metodológica índice de calidad de aguas marinas y costeras ICAM. Versión 5. Santa Marta D.T.C.H., Colombia. 14 p.
- Vivas-Aguas, L.J., T.L. Córdoba-Meza, C. Pacheco-Vélez, P.S. Obando-Madera, D.Y. Rojas Escobar, L.F. Espinosa. 2024. Boletín estadístico 2024, Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras ICAM. Reporte año 2023. INVEMAR. Santa Marta. 30 p.
- Vivas-Aguas, J. L., M. Vargas-Morales, K. Guillen Oñate, M. Villarraga y D. Sánchez. 2014. Vulnerabilidad de la población costera frente a la contaminación orgánica y microbiológica en la bahía de Buenaventura. Serie de Publicaciones Generales del Invemar No. 76, Santa Marta. 24 p.
- Vivas-Aguas, L.J. 2011. Formulación del índice de calidad de aguas costeras (ICAM) para los países del Pacífico Sudeste. Documento Metodológico. Proyecto SPINCAM. Santa Marta. 40 p.
- Vivas-Aguas, L.J., 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, T.L. Córdoba-Meza, M.J. Castillo-Viana, L.F. Espinosa, A.M. Arriaga-Rodríguez, J.A. Acosta-Rivera. 2022b. Boletín estadístico Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras ICAM. Reporte año 2021. INVEMAR. Santa Marta. 28 n.
- Waddell, K. L. 2002. Sampling coarse woody debris for multiple attributes in extensive resource inventories. Ecological indicators, 1: 139-153.
- Wagreich, M. 2012. Oae 3 regional Atlantic organic carbon burial during the Coniacian–Santonian. Clim. Past 8, 1447–1455 p.
- Wang, C. and P.C. Fiedler. 2006. ENSO variability and the eastern tropical Pacific: A review. Progress in Oceanography Volume 69, Issues 2–4, May–June 2006, 239-266 p. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.03.004
- Michelle W., C.M. Duarte, T.J.B. Carruthers, R.J. Orth, W.C. Dennison, S. Olyarnik, A. Calladine, J.W. Fourqurean, K.L. Heck Jr., A. Randall Hughes, G.A. Kendrick, W.J. Kenworthy, F.T. Short and S.L. Williams. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. PNAS, 106, 12377-12381.
- Weatherall, P., K.M. Marks, M. Jakobsson, T. Schmitt, S. Tani, J.E. Arndt and R. Wigley. 2015. A new digital bathymetric model of the world's oceans. Earth Space Sci., 2(8), 331-345.
- Whigham, D. F., I. Olmsted, E. Cabrera-Cano y M. E, Harmon. (1991). The impact of hurricane Gilbert on trees, litterfall, and woody debris in dry tropical forest in the northeastern Yucatan peninsula. Biotropica, 23: 434-441.
- Williamson, P. y J. Gattuso. 2022. Carbon removal using coastal blue carbon ecosystems is uncertain and unreliable, with questionable climatic cost-effectiveness. Front. clim.. 4.
- Woodroffe, C. D., K. Rogers, K. L. McKee, C. E. Lovelock, I. A. Mendelssohn and N. Saintilan. 2016. Mangrove Sedimentation and Response to Relative Sea-Level Rise. Ann. Rev. Mar. Sci., 8(1): 243-266.
- Ximenes, A.C.; K.C. Cavanaugh, D. Arvor, D. Murdiyarso, N. Thomas, G.F.B. Arcoverde, P. da Conceição Bispo, T.A. Van der Stocken. 2022. comparison of global mangrove maps: Assessing spatial and bioclimatic discrepancies at poleward range limits. Sci. Total Environ. 2022.
- Yañez-Arancibia, A., J. W. Day, R. R. Twilley and R. H. Day. 2014. Mangrove swamps: sentinel ecosystem in front of the climate change, Gulf of Mexico. Madera y Bosques, 20(3): 39-75.
- Yepes, A., M. Zapata, J. Bolivar, A. Monsalve, S.M. Espinosa, P.C. Sierra-Correa y A. Sierra. 2016. Ecuaciones alométricas de biomasa aérea para la estimación de los contenidos de carbono en manglares del Caribe Colombiano. Rev. biol. trop, 64(2), 9 p.
- Zhang, H., L. Yang, C. Jingyi, W. Hualong, C. Lei, D. Yuelei and L. Songhui. 2015. Morphotypes of *Prorocentrum lima* (Dinophyceae) from Hainan Island, South China Sea: morphological and molecular characterization. Phycologia 54, 503—516 p.

Zapata, T; A.P. Oliveros, H. Serrano, A.A. Robles, J. Pai Guanga, L.G. Ortiz y C. Bernal. (2024). Análisis de la variación del tamaño de partícula y tasas de sedimentación en perfiles del sedimento recolectados en el DRMI Cispata. INVEMAR, Programa CAM, Convenio 021 Fonfo Acción- INVEMAR.