

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL EN PLAYAS INTERVENIDAS CON ESPOLONES: PLAYA DE SABANILLA, COLOMBIA

Liliana Garcia Laiton^{@ 1}, Luana Portz², Rogeiro Portantiolo Manzolli², Rubén D. Cantero Robledo¹,
Andrés Suarez¹

RESUMEN: La implementación de espolones o técnicas estructurales duras como plan de estabilización de la línea costera ante efectos de erosión, ha sido la medida frecuente para mitigar esta problemática en las costas del Caribe Norte Colombiano. En la playa de Sabanilla, Departamento del Atlántico, se llevó a cabo un análisis utilizando imágenes satelitales entre los años de 2004 a 2017 para determinar la evolución de la línea costera. Los resultados se basaron en la observación de cambios temporales asociados con la instalación de espolones en los años 2007 y 2015. Además, se realizó una evaluación de la calidad ambiental de la playa, considerando las características del entorno antes y después de la instalación del espolón. Los análisis en el agua se destacó mejoras en parámetros fisicoquímicos como el color que paso de 40 y 80 UPC a valores de 5, 10 y 20 UPC, la turbiedad de 58,7 NTU se redujo a valores entre los 3,2 a 17,4 NTU. Los coliformes totales y fecales en agua cumplieron con el criterio de calidad de la norma colombiana, mientras que los coliformes fecales en la arena de la playa incumplen el valor máximo permisible <100 NMP/10g. La carga turística y los residuos sólidos incrementaron notoriamente después de la intervención de la playa. Los espolones en la playa de Sabanilla tienen efectos positivos y negativos en la calidad del agua de la playa. Por un lado, capturan eficientemente sedimentos, redujo la turbidez y da la apariencia de agua más clara y limpia cerca de los espigones. Sin embargo, también pueden alterar los patrones de flujo de agua y favorecer la acumulación de residuos sólidos, lo que puede tener impactos negativos en la calidad del agua. Los efectos de la erosión en la playa de Sabanilla se pueden mitigar, pero la estabilización de la playa ha traído más visitantes y consigo ha propiciado afectaciones estéticas y sanitarias, siendo necesario adoptar medidas preventivas que integren todo el ecosistema para su conservación.

Palabras claves: Erosión costera, calidad ambiental, espolones, protección costera.

ABSTRACT: The implementation of groynes or hard structural techniques as a plan to stabilize the coastline against the erosion effects has been a frequent action used to mitigate this problem on the Colombian Caribbean's coasts. On the beach of Sabanilla, Department of Atlántico, an analysis was carried out using satellite images between the years of 2004 and 2017 to determine the evolution of the coastline. The results were based on the observation of temporary changes associated with the installation of groynes in the years 2007 and 2015. In addition, an evaluation of the environmental quality of the beach was carried out, considering the characteristics of the environment before and after the installation of the groynes. The analyzes in the water highlighted improvements in physicochemical parameters such as the color that went from 40 and 80 UPC to values of 5, 10 and 20 UPC, the turbidity of 58,7 NTU was reduced to values between 3,2 to 17,4 NTU. The total and fecal coliforms in water were within the range of the Colombian standard's quality criteria, while the fecal coliforms in the sand of the beach exceeded the maximum permissible value, <100NMP/10g stipulated in the Colombian Sectorial Technical Standard NTS-TS 001 - 2. The tourism load and the solid waste increased notoriously after the intervention of the beach. The erosion effects on Sabanilla beach can be mitigated, but the stabilization of the beach has brought more visitors and has propitiated aesthetic and health effects, being necessary to adopt preventive actions that integrate the entire ecosystem for its conservation.

Keywords: Coastal erosion, environmental quality, groynes, coastal protection.

@ Autor correspondiente: Liliana Garcia Laiton, Correo Electrónico: lgarcia22@cuc.edu.co

1 Departamento de Civil y Ambiental, Programa de Ingeniería Ambiental, Universidad de la Costa - CUC, Barranquilla - Colombia.

2 Departamento de Geología y Geoquímica, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid - España.

1. INTRODUCCION

Las playas son consideradas como ecosistemas valiosos para la industria del turismo y proporcionan múltiples beneficios directos e indirectos más allá de esta actividad (Enriquez-Acevedo *et al.*, 2018). Su variabilidad y potencial ecosistémico resultan de las interacciones entre diferentes ambientes, en que la mínima alteración de los parámetros que la mantienen puede resultar en grandes modificaciones en el sistema como un todo (Martelo and Nicolodi, 2018).

Los bordes costeros están expuestos a eventos como: fenómeno del niño, olas, mareas, vientos, tormentas, huracanes, etc., generando cambios como respuesta de adaptación (Guzmán Ospitia *et al.*, 2008). Además, los efectos del cambio climático en la gestión costera implica establecer un conjunto extenso y detallado de políticas con medidas prácticas para adaptarse a sus efectos, incluido un enfoque de numerosos aspectos de las actividades sociales, económicas y antropogénicas (Taveira-Pinto, Rosa-Santos, and Fazeres-Ferradosa, 2021).

La costa Caribe de Colombia presenta procesos de erosión debido a diversos factores naturales y antropogénicos (Correa *et al.*, 2005; Manzolli *et al.*, 2020; Rangel-Buitrago *et al.*, 2018; Villate *et al.*, 2020). Datos de los últimos 34 años muestran que 48,3% (1182 km) de la costa se encuentra en “alta erosión” y “erosión”, sólo el 18,4% (450,5 km) y el 33,2% (812,6 km) presentan categorías de “acumulación” y “estabilidad”, respectivamente (N. G. Rangel-Buitrago, Anfuso, and Williams, 2015). En el 2016, se construyeron 1484 estructuras duras (entrepierñas, aljibes, rompeolas, entre otros), ubicadas en su mayoría en ciudades turísticas. Cerca del 90% de estas estructuras duras no han tenido éxito, a su vez han alterado condiciones naturales del entorno, produciendo impactos como: a) armadura costera, b) reducción de sedimentos en las zonas de bajura, c) intensificación de los procesos de erosión, d) deterioro del paisaje costero, entre otros (Rangel-Buitrago *et al.*, 2017).

Estado del arte sobre obras costeras y calidad de playas

Los turistas muestran mayor interés y/o eligen playas con zonas de baño que brindan: «seguridad, instalaciones, calidad del agua, ausencia de basura y escenografía» (Botero *et al.*, 2013; Micallef and Williams, 2009; Williams *et al.*, 2011; J. P. Williams *et al.*, 2016; Anfuso *et al.*, 2017). En la bahía de Follonica - Italia, los rompeolas crearon alteraciones en la línea de costa, por lo que se valoró la percepción del paisaje, ancho de playa y calidad del agua, siendo respectivamente de 2.4,

6.83, 1.97, siendo alta y levemente positivas, la escala fue de -10 (insatisfecho) a +10 (altamente satisfecho) (Pranzini, Rossi, Lami, Jackson, and Nordstrom, 2018). En la Costa Adriática italiana, implementaron obras de protección, como rompeolas sumergidos y espigones hechos de bolsas con arena, a veces, mejoraron la erosión y, a menudo, tuvieron un efecto negativo en la calidad del agua (Semeoshenkova *et al.*, 2017). Los rompeolas protegen y mantienen las aguas tranquilas, produciendo un bajo intercambio de agua de mar entre el interior y el exterior, dando lugar a problemas medioambientales como mal olor y desórdenes ecológicos (Lee and Lee, 2003). Los trabajos de ingeniería de costa pueden incidir en la deposición, erosión de sedimentos, afectar la batimetría local, debilitar la influencia de las olas en las zonas costeras, reducir el transporte de sedimentos y evitar la evolución de las playas locales (Tang, Lyu, Shen, Zhang, and Su, 2017). En la provincia de Holguín - Cuba el 63,8% de las playas muestran una tendencia erosiva, la cual se debe a la combinación de factores naturales y antropogénicos en el 43,3% de las playas afectadas y solo un 20% a causas antropogénicas (Rodríguez Paneque *et al.*, 2009). Mientras que, en San Felice Circeo, Latina, Italia con la construcción de «barreras rompeolas» identificaron que las «áreas naturales con vegetación» eran estables y el área costera “desprotegida”, aumento aproximadamente 50,6 ha favorecido la alimentación de la playa. En cuanto a la calidad del agua marina afirman que no hay contaminación bacteriana o química, así como riesgos a la salud, además, entrevistados reconocen buena calidad de las aguas, sin embargo, el 15% de los encuestados, percibió una calidad de agua de mar deficiente (Aretano *et al.*, 2017).

La costa adriática de Punta Marina (Rávena, Italia) está protegida por estructuras de rompeolas de 3 km de baja cresta (LCS), un estudio de tres años determino diferentes impactos a las condiciones ambientales y biológicas a causa de las estructuras defensivas, que dieron lugar a perturbaciones en las corrientes, variaciones sedimentarias, diferencias en el estatus de calidad ecológica entre las comunidades bentónicas terrestres y marítimas, concluyendo que la introducción de estructuras de defensa costera duras como los LCS en áreas que son de fondo blando, debe ser motivo de gran preocupación para la conservación de la biodiversidad marina a escala local (Munari, Corbau, Simeoni, and Mistri, 2011). La mitigación de la erosión y la preservación de las zonas costeras representan aspectos esenciales en la gestión integrada de las zonas costeras en el Mediterráneo e incluye reglamentaciones y políticas nacionales en los países europeos. Para mejorar

también invierten en (i) obras de protección costera dura y blanda, y (ii) la provisión de premios y sistemas de calidad (Semeoshenkova and Newton, 2015). La dinámica costera, el desarrollo y diseño de intervenciones de protección sostenibles y de bajo impacto implican una caracterización específica del entorno. Además, el análisis combinado de los procesos hidrodinámicos y morfodinámicos es de suma importancia para adquirir el conocimiento detallado necesario para brindar soluciones rentables para la gestión costera (Evaristo, Pinto, Kenov, and Neves, 2021).

El aumento en la ocurrencia de eventos extremos, el debilitamiento del suministro de sedimentos fluviales y la aceleración general del aumento del nivel del mar (SLR) probablemente tiende a agravar la erosión costera en escalas de tiempo decenales. Para minimizar los efectos negativos, se deben comprender los diversos procesos que causan la erosión para evaluar los posibles escenarios de predicción de la evolución costera a mediano y largo plazo (Coelho *et al.*, 2009). Al igual que la erosión, la contaminación costera genera un impacto en el equilibrio natural de los ecosistemas costeros y terrestres. Aguiar, Neto, and Da Fonseca (2022) evaluaron los niveles de contaminación en el agua y los sedimentos, utilizando el índice trófico (TRIX) mediante las variables de: saturación de oxígeno disuelto, clorofila-, nitrógeno disuelto y fósforo. Los resultados fueron comparados con otras localidades y clasificados según las presiones antrópicas y la concientización para el desarrollo de políticas públicas a escala local que promuevan la supresión de fuentes de contaminación (Aguiar *et al.*, 2022; Taveira-Pinto *et al.*, 2022).

El objetivo de este trabajo es evaluar la eficiencia del espolón como técnica estructural dura para mitigar la erosión en la playa de Sabanilla. Dando lugar a una valoración de la calidad del agua y el suelo, por medio de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos (coliformes totales y fecales). Considerando a su vez, la carga turística y residuos sólidos, para así abarcar los factores potenciales que pueden alterar la zona costera de la playa de Sabanilla.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El Departamento del Atlántico se encuentra en la región norte de Colombia. La región tiene un área costera de aproximadamente 64.5 km, que representa el 4% de la costa caribe colombiana (Torres Bejarano *et al.*, 2014; Enriquez-Acevedo *et al.*, 2018). La

zona de estudio se sitúa en la playa de Sabanilla del municipio de Puerto Colombia, área metropolitana de Barranquilla, capital del Atlántico (Figura 1).

Puerto Colombia tiene una extensión aproximada de 93 km², es de terreno plano y ondulado, de clima cálido (temperatura media de 27,8 °C). Las corrientes de agua son limitadas, existen varios afluentes pluviales, entre los que se destaca el arroyo Grande, los cuales desembocan en Balboa y el mar Caribe (Alcaldía Municipal Puerto Colombia, 2012). La línea de costa del municipio se ubica entre el Tajamar Occidental de las obras de encauzamiento del río Magdalena en su desembocadura, próximo a la ciénaga de Mallorquín al Este, el arroyo Boca Caña en proximidad al cerro “Morro Hermoso”, que divide los municipios de Puerto Colombia y Tubará, al Oeste, cubriendo en línea recta una distancia de 19 Km (Alcaldía de Puerto Colombia and Instituto de Estudios Hidráulicos y Ambientales - IDEHA., 2009).

El régimen climático del Caribe colombiano se encuentra bajo la influencia de los desplazamientos norte - sur de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) y por el movimiento meridional del sistema de monzones americanos (Andrade-Amaya, 2000; INVEMAR, 2003). El clima se caracteriza como tropical semiárido, caracterizado por época seca y época húmeda. El ciclo anual de la precipitación acumulada en la ciudad de Barranquilla presenta los menores valores entre los meses de diciembre y abril. Los valores máximos de precipitación ocurren en el mes de octubre con media de 160 mm/mes (Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM, 2016). De acuerdo con los reportes del IDEAM sobre las precipitaciones, para el año 2015 se presentó una disminución de las precipitaciones, por debajo del rango normal (80-120%), debido al prolongado efecto del evento El Niño; en el año 2016, las precipitaciones fueron normales (INVEMAR, 2017). La deriva de la arena a lo largo de la costa caribe de Colombia tiene un componente dominante hacia el suroeste (*dominant southerly component*), con pequeñas reversiones al noreste (*northeast*) durante los períodos de lluvia cuando los vientos del sur se vuelven dominantes en algunos sectores (I. Correa and Morton, 2010).

Próximo al área de estudio se encuentra la desembocadura del río Magdalena, que atraviesa su territorio de sur a norte (1543 km de longitud y 257.000 km² de área). Esta forma un delta en Bocas de Ceniza dominado por la carga sedimentaria cercana a los 144 millones de t año⁻¹ (Molina *et al.*, 1998; Restrepo and Kjerfve, 2000; INVEMAR, 2003).

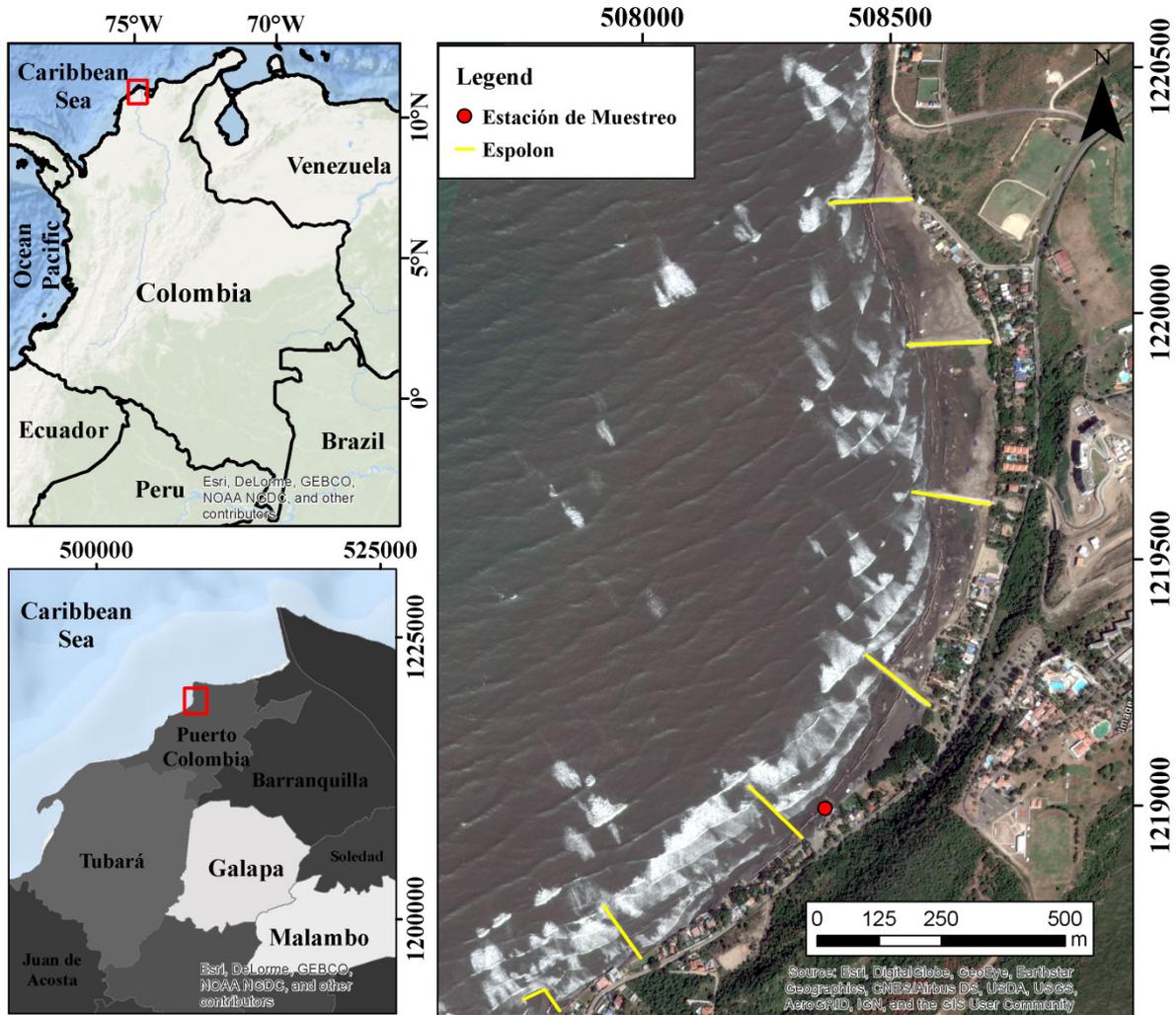


Figura 1. Playa de Sabanilla - Puerto Colombia, Atlántico.

3. MATERIALES Y METODOS

3.1 Análisis de la línea de costa

El concepto de línea de costa es extremadamente amplio, aunque desde el punto de vista físico la línea de costa corresponde a la línea de interfaz entre la tierra y el agua. Para el presente trabajo, adoptamos la definición sugerida por Crowell, Leatherman, and Buckley, (1991) que caracteriza la línea de costa como la posición de la interfaz terramar en áreas costeras arenosas, marcada por el límite alcanzado

durante las premares de sicigia. Según este autor, este límite se caracteriza por un cambio nítido de tonalidad en las arenas de la playa.

El análisis de la línea de costa fue realizado a través de la aplicación *Digital Shoreline Analysis System - DSAS* (Science for a changing world - USGS, 2005; Thieler and Danforth, 1994) esta funciona como una extensión dentro de ArcGis. Para el análisis se utilizaron las líneas de costa de los años 2004 a 2017. Los cambios costeros se calcularon sobre transectos perpendiculares a la costa, ubicados a intervalos de 50 m, y cuyos orígenes se encuentran en una línea base de referencia ubicada hacia tierra de todos los vectores de línea de costa y para evaluar el cambio de las líneas costeras, se procesaron

estadísticamente en *Net Shoreline Movement* (NSM) la cual provee información acerca de la magnitud y las tendencias de los cambios de la línea costera (De Oliveira *et al.*, 2020; Manzolli *et al.*, 2020; Manzolli, Blanco, *et al.*, 2022; Manzolli, Portz, *et al.*, 2022; Villate *et al.*, 2020).

3.2 Calidad ambiental

La calidad ambiental se valoró mediante 11 monitoreos, durante un periodo de 10 meses (abril, junio, agosto, octubre, noviembre, diciembre del año 2014; febrero del 2015 y; septiembre, octubre y noviembre del año 2016), disponiendo una estación de muestreo en la coordenada: 11°01'38,7" Latitud Norte y 074°55'24,7"W en la playa de Sabanilla. Se recolectaron muestras de suelo a una profundidad entre cero a diez centímetros (0 - 10 cm) de profundidad con ayuda de una paleta estéril, tomando una cantidad aproximada de un kilogramo (1 kg). Para la muestra de agua de mar desde la estación de muestreo, se hizo un recorrido entre 15 a 20 m, situando así, en la zona de bañistas. Las mediciones de los parámetros in-situ y ex situ fueron basadas en el *Standard Methods* de la edición 19 de 1995 y

los residuos sólidos con la metodología adaptada en las playas turísticas del caribe norte colombiano – método Silva Iñiguez (Silva-Iñiguez and Fischer, 2003; Pereira, 2015).

3.2.2 Tratamiento de datos

La valoración de las características fisicoquímicas y microbiológicas del agua y el suelo se determinó por el análisis estadístico ANOVA. Para los parámetros que no fue viable aplicar ANOVA se realizó un análisis de pruebas no paramétricas de dos muestras independientes conocida como U de Mann-Whitney, siendo una alternativa eficaz a la prueba anterior, sobre diferencia de medias, dado a que no se cumplieron los supuestos, elaborados en el programa IBM SPSS Statistics versión 23.

4. RESULTADOS

4.1 Evaluación de la línea de costa de la playa de Sabanilla

El análisis de la línea costera se da entre el año 2004 hasta el año 2017, la playa de Sabanilla en el Caribe Norte Colombiano

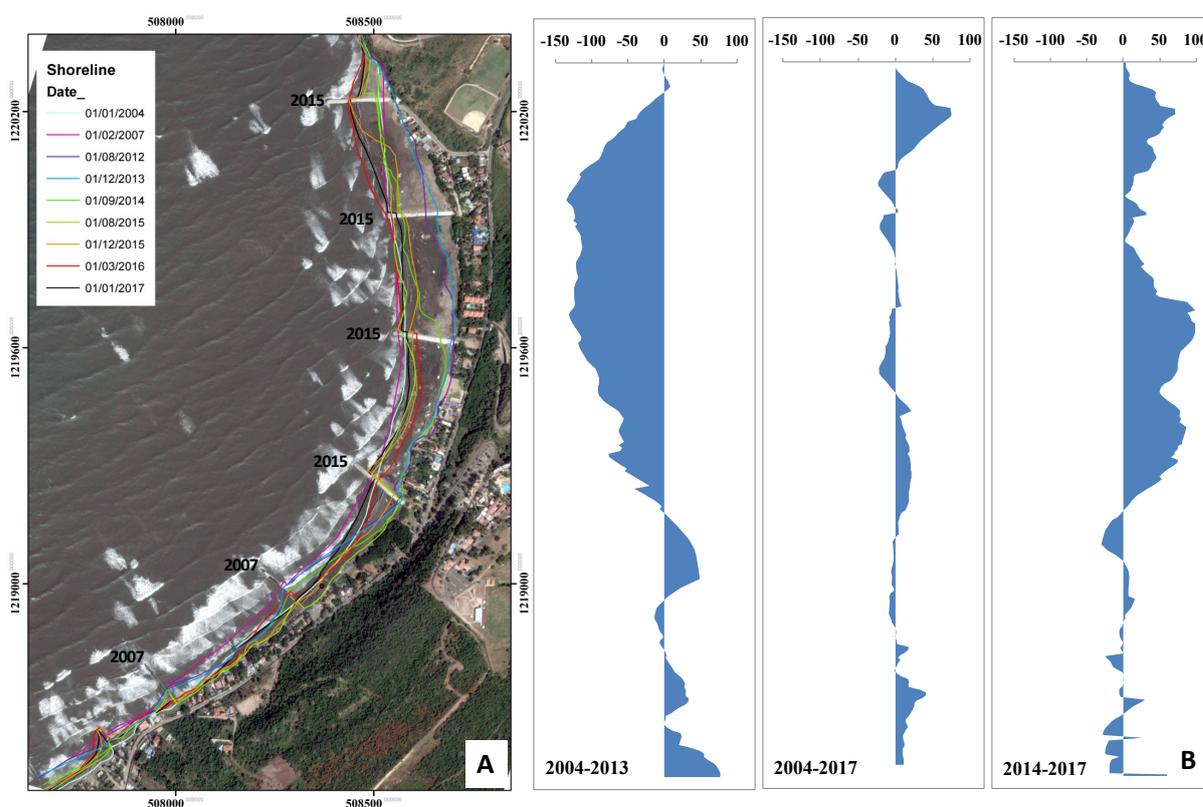


Figura 2. - A) Líneas de costa para los años 2004-2017. Los años en las imágenes representan el año de instalación de los espolones. B) Variación de la línea de costa (m/año).

permitió identificar dos distintos periodos de erosión y acreción correlacionados a la instalación de espolones como alternativa a recuperación del área de arena (Figura 2).

El periodo entre 2004 y 2013 fue caracterizado por un fuerte proceso de erosión costera. Es posible observar un retroceso hasta 150 m. Como solución a este proceso de erosión en 2007 empezaron las obras marítimas, con la construcción de espolones en el sector sur del área de estudio (Figura 2). Este proceso fue eficiente para contener la erosión, en este sector los procesos más avanzados de acreción se identificaron alrededor de 50 m. El Instituto Nacional de Vías - INVIAS invirtió cerca de \$5.996 millones en las Playas de Puerto Colombia, específicamente en el sector de Salgar, siendo cinco espolones de 150 m y 207 mil m³ de relleno de arena en cerca de 2 km de playas (Monroy, 2007).

Por otro lado, el sector norte siguió su proceso de erosión, con la pérdida de una extensa área de playa e incluso de una pequeña laguna presente en este sector. El proceso máximo de erosión ocurrió en 2013 con la pérdida total del área de arena del sector norte.

Para la recuperación del sector norte fueron instalados en el año de 2015 más de cuatro (4) espolones. Estos contribuirán para la acumulación de sedimentos en este sector e influenciarán de forma negativa al sector sur. Este sector tuvo periodos de reducción de su línea de costa, pero mantuvo una significativa área de arena.

En la Figura 3 es posible observar con mayor detalle el área de muestreo y el cambio de la línea de costa. El año 2007 se observó una mayor extensión de arena, pasado por un periodo de gran pérdida de sedimento. Solamente con la instalación del segundo espolón en el año de 2015, hubo un proceso de acreción del área de arena.

La erosión costera se ha convertido en un problema serio que ha aumentado en magnitud a lo largo del litoral Caribe Colombiano. Cerca del 50% de esta área está pasando por una seria erosión relacionada con una multiplicidad de factores y las estructuras rígidas han sido la primera estrategia de Colombia para contenerlos (Rangel-Buitrago *et al.*, 2018). La ingeniería costera ha lidiado mucho tiempo con el hecho de que las intervenciones locales contra la erosión costera tienen consecuencias ascendentes y descendentes, el trabajo morfodinámico reciente sugiere que las escalas espaciales y temporales de esos efectos distribuidos pueden ser sorprendentemente grandes. La no localidad de larga distancia puede derivar no solo de los efectos acumulativos de la alteración deliberada de los presupuestos de sedimentos a largo plazo (McNamara and Werner, 2008a, 2008b; Lazarus *et al.*, 2011), sino también efectos en la composición de costa (Coco and Murray, 2007; Murray and Ashton, 2013; Eli D. Lazarus, *et al.*, 2016).

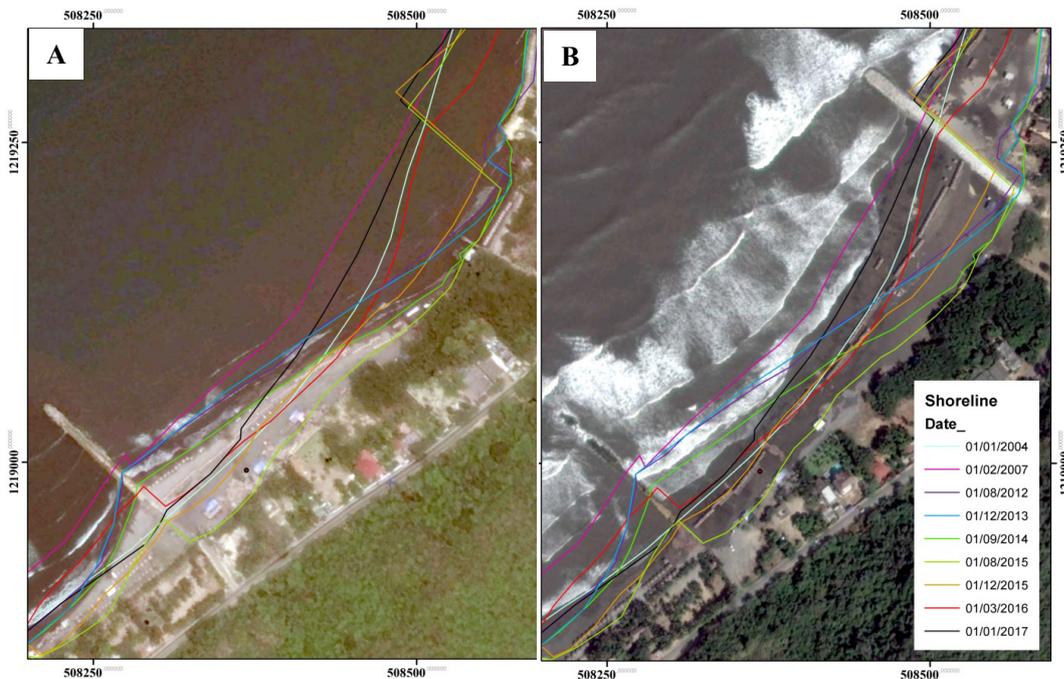


Figura 3. - A) Imagen de 2014, B) Imagen de 2016. Representación de la línea costera de los años 2004- 2017.

Es importante resaltar que hay un factor natural que causa erosión en la zona costera colombiana y son los fenómenos de “mal tiempo” como tormentas tropicales o coletazos de huracanes del Caribe, comunes en el segundo semestre del año, las depresiones tropicales, marejadas, vendavales y el fenómeno de “mar de leva”, producen un oleaje mucho más alto y frecuente que llega a las zonas costeras con gran fuerza y alcanza un área mucho mayor, donde produce remoción de los materiales que se pierden sobre la plataforma, estos fenómenos son cada vez más frecuentes como consecuencia del calentamiento global (Guzmán Ospitia *et al.*, 2008; Posada and Henao, 2008; N. Rangel-Buitrago *et al.*, 2018; Bolívar *et al.*, 2019).

4.2 Valoración de la Calidad Ambiental

4.2.1 Temperatura, Salinidad, OD, DBO₅, SST

La temperatura registrada antes y después de la intervención en la playa obtuvo un Sig. de 0,003, lo que indica que son diferentes. El antes oscilo entre 26°C a 31°C mientras que el después entre 28°C a 31°C. Ante estos resultados hay que considerar las

variaciones climáticas naturales que pudieron inducir las leves variaciones (Tabla 1). La salinidad tuvo un comportamiento diferente con un Sig. de 0,007 siendo el antes de 36,3 ppt como valor máximo y el después con un máximo de 33,3 ppt.

Los valores de OD presentan un Sig. de 0,003 lo que sugiere diferencias en los datos, con valores de 2,38 a 5,23 para antes del espolón y el después con 4,09 a 5,6 corroborando así el análisis ANOVA. La DBO₅ arrojó un Sig. de 0,002 indicando que el antes y el después de los datos recolectados son diferentes, el máximo para el antes fue de 17,5 mg/L, con una mediana de 9,35 mg/y el máximo del después de 20,3 mg/L con una mediana de 15,9 mg/L.

Los SST dieron un Sig. de 0,029 infiriendo que el comportamiento antes y después es diferente. El antes con un mínimo y máximo de 203 – 586 mg/L, respectivamente, y el después con un valor mínimo de 301 mg/L y un valor máximo de 653 mg/L. “Los SST en las aguas costeras son producto, principalmente, de las descargas de aguas residuales o de aportes de ríos, en las costas donde desembocan, o provienen de sedimentos terrígenos que

Tabla 1. Valoración de la Calidad Ambiental, parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. Temperatura °C, (S) Salinidad, (OD) Oxígeno Disuelto mg/L, DBO₅ mg/L, (SST) Solidos Suspendidos Totales mg/L, pH, (T °C), (Trb) Turbiedad NTU, (C) Color UPC, (CTA) Coliformes Totales en agua NMP/100ml, (CFA) Coliformes Fecales - Escherichia Coli en agua NMP/100ml, (CTS) Coliformes Totales en suelo-arena NMP/10g, (CFS) Coliformes Fecales - Escherichia Coli en suelo-arena NMP/10g, (GyAs) Grasas y/o Aceites en suelo mg/Kg.

Fecha	Hora	T °C	S	OD	DBO ₅	SST	pH	Trb	C	CTA	CFA	CTS	CFS	GyAs
27/04/2014	11:40 a.m.	27,5	36,2	4,12	8,7	586	7,94	8,23	10	<1,8	<1,8	2400	1200	0,1
	04:10 p.m.	28,6	36,3	3,72	17,5	549	8,11	23	20	<1,8	<1,8	<1,8	<1,8	0,11
8/06/2014	10:50 a.m.	28	33,6	3,9	12	329,6	8,1	6,74	10	180	180	<1,8	<1,8	0,35
	02:30 p.m.	29,3	33,8	4,4	10	308	8,09	6,98	20	180	180	<1,8	<1,8	0,425
3/08/2014	11:05 a.m.	27,6	34,9	5,23	10,4	352,3	6,94	6,05	10	<1,8	<1,8	180	180	0,44
	03:22 p.m.	29,6	34,9	4,78	15,3	361	6,2	8,82	20	<1,8	<1,8	<1,8	<1,8	7,095
26/10/2014	11:15 a.m.	30,4	33,6	3,13	6,32	344,5	8,08	13,65	20	29	16	25	9,1	5,23
	03:30 p.m.	30,75	33,8	3,51	6,935	203	8,1	12,06	20	39,5	26	17	4,5	0,295
23/11/2014	11:00 a.m.	29,15	32,65	3,30	6,63	317,0	7,95	17,00	40	55,0	26,50	12,00	6,10	0,19
	03:45 p.m.	29,55	32,55	3,085	5,92	315	8,005	20,45	40	38	24	14	6,8	0,085
6/12/2014	11:08 a.m.	27,70	32,55	2,48	5,05	323,0	8,10	58,70	50	190,0	94,50	46,00	17,00	0,06
	03:44 p.m.	27,75	31,95	2,385	11,13	347	8,1	36,85	50	60,5	33,5	12	3,6	0,14
1/02/2015	10:45 a.m.	26,25	33,55	3,80	8,2	260,50	8,17	56,05	80	445,0	16,15	<1,8	<1,8	0,10
	03:00 p.m.	27,3	33,4	3,7	11,3	347	8,175	39,1	70	445	16,15	<1,8	<1,8	0,22
18/09/2016	10:40 a.m.	30,30	32,80	4,09	13,2	653,0	7,79	15,25	20	34,0	34,00	240,00	240,00	2,85
	13:30 p.m.	31,3	33,3	4,27	20,3	571	7,53	7,49	10	22	22	130	130	4,48
9/10/2016	09:55 a.m.	30,00	31,40	5,11	10,4	301	6,75	6,47	5	6	6	4	4	0,14
	13:30 p.m.	30,8	31,9	4,37	18,6	360	6,83	3,25	5	11	11	8	4	0,02
30/10/2016	09:45 a.m.	30,2	32,4	4,8	13,7	537	7,2	17,42	10	80	80	280	280	0,04
	13:35 p.m.	31,2	33,3	5,6	11,5	523	7,66	4,04	5	2	2	17	11	0,15
7/11/2016	10:20 a.m.	28,7	30,1	4,44	18,6	397	7,2	3,72	10	9	6	14	11	0,31
	13:30 p.m.	29,5	32,4	5,2	18,1	475	7,58	4,73	20	17	17	17	12	0,07

llegan al mar por escorrentías de las aguas y/o resuspensión de sedimentos marinos por acción de las corrientes marinas y el oleaje” (Pereira, 2015).

Los parámetros a continuación se analizaron por pruebas no paramétricas de dos muestras independientes U de Mann-Whitney, en este caso si el nivel de significancia es $>0,05$ se acepta la hipótesis nula, de que son iguales, es decir, el comportamiento o valores que comprenden al antes y el después son iguales.

4.2.2 pH, Turbiedad, Color

El comportamiento del pH con un Sig. de 0,004 indica que los grupos de antes y después son diferentes, el antes oscilo entre 6,2 - 8,17 unidades; mientras que el después con valores de 6,75 a 7,79 unidades; siendo estos los mínimos y máximos, respectivamente. Según el art 42 del decreto 1594 de 1894, para destinación del recurso para contacto primario, el pH debe estar en un rango de 5,0-9,0 unidades, así que ambos grupos cumplen con el límite permisible.

La turbiedad genero un sig. de 0,012 deduciendo que los dos grupos son diferentes. El antes oscilo entre 6,05 NTU a 58,70 NTU y el después entre 3,25 NTU a 17,42 NTU y el color con un sig. de 0,004 también sugiere que son diferentes. El antes oscilo entre 10 a 80 UPC, mínimo y máximo, respectivamente, mientras que el después, con un mínimo de 5 UPC a un máximo de 20 UPC.

Considerando que la turbiedad mide el nivel de transmitancia de luz en el agua, y sirve como una medida de la calidad del agua en relación a la materia suspendida coloidal y residual (Trujillo *et al.*, 2014), se puede inferir que a mayor concentración de partículas coloidales, se dará una apariencia de suciedad u oscuridad en el agua, dando origen a una turbidez y color considerable, por ende, de acuerdo a los resultados anteriores, mejoro la calidad del agua con respecto a estas dos variables, la cual pudo ser causada por la instalación del espolón, puesto que, ambos grupos estuvieron bajo las mismas condiciones alternas, como: cambios climáticos (temporada de lluvia y sequía), y factores antrópicos.

4.2.3 Coliformes Totales y Coliformes Fecales en agua

Los valores de *coliformes totales* presentaron un sig. de 0,218, indica que el antes y después son iguales, (antes de 1,8 a 445 NMP/100mL; después de 2 a 80 NMP/100mL). Según el art. 42 del decreto 1594 de 1984 el límite permisible es de 1000 NMP/100mL, por ende, esta variable sanitaria está cumpliendo con el criterio de calidad de la norma colombiana. En el caso

de los *coliformes fecales* - CF se dio un sig. de 0,784, siendo antes y después iguales. El antes presento un mínimo a máximo de 1,8 - 33,5 NMP/100mL, y se dieron dos casos atípicos con valores de 95 y 180 que corresponden a las fechas del 6 de diciembre del 2014 y 8 de junio del 2014. Para el después, dio un máximo de 34 NMP/100mL, un mínimo de 2 NMP/100mL y un caso atípico de 80 NMP/100mL de la fecha del 30 de octubre del 2016. Dado lo anterior y con respecto al art 42 del decreto 1594 de 1984 establece un límite permisible de 200 NMP/100mL para los CF, y con respecto a los resultados de la variable sanitaria si cumple con el criterio de calidad, pero es importante considerar las posibles causas de contaminación, tanto de carácter natural y antrópica, dado a los valores cercanos al límite permisible.

4.2.4 Coliformes totales, Coliformes fecales, Grasas y/o Aceites en suelo

Los *coliformes totales* en la arena con un sig. de 0,138 indican que los grupos son iguales, su comportamiento en el antes fue tendiente a valores bajos, se mantuvo en un rango de 1,8 a 46 NMP/10g, y se dan dos casos atípicos de 2400 NMP/10g y 180 NMP/10g que corresponden a las fechas del 27 de abril del 2014 y 3 de agosto del 2014. Para el después los datos estuvieron entre 4 a 280 NMP/10g.

Los valores para *coliformes fecales* en la arena (Sig. de 0,099) indican también grupos iguales. Para el antes se mantienen valores $<1,8$ NMP/10g a 9,1 NMP/10g, con dos datos atípicos de 1200 NMP/10g y 180 NMP/10g, que se presentaron para 27 de abril del 2014 y 3 de agosto del 2014, respectivamente. Para el después los valores oscilaron entre 4 NMP/10g a 280 NMP/10g. Considerando la norma técnica sectorial colombiana NTS-TS 001- 2 que estipula que “el valor máximo permisible para *coliformes fecales* en suelo es de <100 NMP/10g.” y con respecto a los datos anteriores, se evidencia un incumplimiento ante las condiciones aceptables de la calidad de la arena, por lo que es importante mantener condiciones higiénicas óptimas y evitar contaminación por materiales o desechos de carácter antrópico.

“Fewtrell and Bartram (2001) plantearon que la abundancia de *E. coli* estaba más asociada al riesgo sanitario, por tanto, hay que tener en cuenta que esta bacteria se encuentra en grandes cantidades en las heces de animales de sangre caliente y el hombre. Numerosos autores plantean que, en los trópicos, las condiciones ambientales de altas temperaturas y altos niveles de nutrientes en los ecosistemas acuáticos favorecen la proliferación de *E. coli*. Por ejemplo, en aguas de Hawaii (Fujioka and Shizumura, 1983), Puerto Rico (Hazen and Toranzos, 1990;

Toranzos *et al.*, 1997) y Sierra Leona (Wright, 1982), se han encontrado altas concentraciones de *E. coli*, en ausencia de fuentes fecales conocidas” (Larrea *et al.*, 2009).

Las grasas y/o aceites en suelo tuvieron un comportamiento igual para ambos grupos (sig. de 0,453). El antes con un mínimo de 0,06 mg/kg a un máximo de 0,44 mg/kg, y dos casos atípicos de 7,09 mg/kg y 5,23 mg/kg que se dieron para el año 2014. Para el después el comportamiento osciló entre 0,02 mg/kg a 2,85 mg/kg y un caso atípico con un valor de 4,48 mg/kg que corresponde a la fecha del 18 de septiembre del 2016.

Botero *et al.*, (2008) establecen un límite de 0,5 mg/L para grasas y/o aceites para arena o suelo. Teniendo en cuenta lo anterior se comparan los dos resultados en unidades de ppm, considerando que “(1ppm=1 mg/kg; 1mg/kg=1ppm) (1ppm=1 mg/L; 1mg/L=1ppm)” por lo que la mayoría de los datos obtenidos durante las campañas de muestreo cumplen con el límite establecido, sobrepasan el límite los 3 valores atípicos y el valor máximo del después, anteriormente indicados.

4.3 Distribución de residuos sólidos y carga turística

La basura marina se define como a cualquier material sólido persistente, manufacturado o procesado que haya sido desechado, depositado o abandonado en ambientes marinos y costeros (UNEP 2005; Zorzo *et al.*, 2014). Desde el punto de vista científico, el problema de la basura viene siendo tratado como uno de los principales problemas relacionados con la contaminación marina en las últimas décadas, siendo sus consecuencias reportadas en áreas costeras y marinas en todo mundo. La cantidad de desechos marinos en el océano y las playas es considerada un problema creciente (Koehler *et al.*, 2015), en Colombia estudios reportaron su presencia en todos los ecosistemas costeros y marinos estudiados (Portz, Manzolli, and Garzon, 2018; Portz *et al.*, 2020; Portz, Manzolli, Villate-Daza, and Fontán-Bouzas, 2022).

En áreas turísticas la pérdida de la calidad estética de la playa puede resultar en perjuicios económicos asociados a la industria del turismo y limpiezas públicas. Usuarios de las playas en el Caribe consideran la presencia de residuos uno de los cinco aspectos más importantes de la calidad de las playas y su presencia puede alterar su elección en volver (Araújo and Costa, 2006; Rangel-Buitrago, *et al.*, 2017)

La principal presencia de residuos sólidos, son los plásticos, antes de la construcción del espolón con una media de 15 unidades por muestreo y después con 214 (Figura 4). Este

aumento pudo darse por dos factores. Una es la recuperación del ancho de playa y con ello el incremento del número de turistas (Figura 5) originando una inadecuada disposición de residuos como: bolsas, botellas, vasos, cubiertos, platos, entre otros (Figura 6). En segunda instancia la fuente de residuos proveniente del río Magdalena. “Estos son arrastrados por las corrientes paralelas a la costa y depositados en las playas. Los espolones actúan atrapando tanto la arena como los residuos sólidos provenientes del río. Así que las estructuras de protección duras afectan negativamente las playas del Caribe colombiano al favorecer la retención de basuras” (Rangel-Buitrago *et al.*, 2018). Además, el río Magdalena es fuente de residuos de madera para las playas de Puerto Colombia, en la Playa de Sabanilla se presentaron valores de 75 y 292 unidades, respectivamente para antes y después de la construcción de la estructura de protección costera. Aunque las maderas son un residuo “natural” pueden considerarse como un foco de contaminación al crear un hábitat propicio para la proliferación de microorganismos que incidan en la calidad ambiental de la playa o poner en riesgo la salud e integridad física de los bañistas al acentuarse en la orilla de la playa.

Con los resultados se identifica el aumento de residuos como pañales, material orgánico, icopor y vidrios que lograron triplicar las cantidades con respecto al antes, por lo que el usuario se expone a un nivel mayor de riesgos, sin olvidar la afectación al ecosistema. Se destaca de manera positiva la reducción de colillas de cigarrillo y una total eliminación de escombros. Durante el tiempo de estudio se pudo observar excremento de animales en la arena de la playa, aunque no fue un tipo de residuo evaluado entre las categorías definidas, es importante considerar la presencia por el contacto directo y las afectaciones que pueden generarse en la salud de los bañistas y/o turistas.

El problema de la basura en las playas del Caribe colombiano produce deterioro de la calidad escénica, riesgos para la salud de los humanos y la vida silvestre (Portz *et al.*, 2018), necesita inversiones financieras para ‘limpiar’ y ha amenazado severamente a la industria del ‘sol, mar y arena’. Para ser efectivos, los planes de manejo deben tomar conocimiento del modelo de turismo junto con un problema creciente de basura en la playa; por lo tanto, sus características, impactos y tendencias se consideran indispensables para una gestión costera efectiva. La arena de playa obviamente es antiestética y potencialmente un peligro para la salud, pero tiene un efecto positivo en la biodiversidad de la playa, ya que una multitud de criaturas pequeñas la utilizan como refugio y alimento (Llewellyn

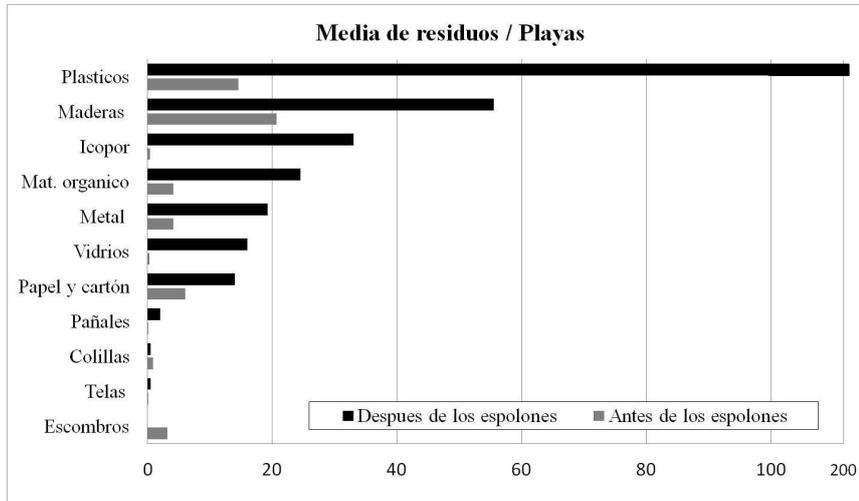


Figura 4. Comportamiento de los Residuos Sólidos antes y después en la playa de Sabanilla.

and Shackley, 1996; A. T. Williams *et al.*, 2016).

Otro factor que debe ser considerado es la pérdida de rienda por el turismo, estudio conducido por Krelling, Williams, and Turra (2017) indica que más del 85% de los bañistas evitarían una visita a la playa si ocurría un peor escenario (> 15 ítems/m²) y la mayoría de los usuarios elegirían un destino de playa vecino. La basura en las playas puede potencialmente reducir los ingresos del turismo local en un 39,1%, lo que representa pérdidas de hasta US \$ 8,5 millones por año.

Resalta la necesidad de establecer un marco legal ante la gestión de residuos sólidos en playas turísticas o en general para las áreas costeras, en la Norma Técnica Sectorial Colombiana NTS-TS 001-2 se estipula que “*En la playa turística se debe diseñar e implementar acciones para el manejo integral de residuos sólidos para la zona costera, el cual debe incluir minimización, separación en la fuente, almacenamiento, transporte, aprovechamiento, tratamiento y disposición final*” (ICONTEC and Universidad Externado de Colombia, 2009). Siendo necesario que la playa y su entorno, incluyendo caminos, áreas de aparcamiento y acceso debe estar limpia y con mantenimiento continuo, sin basuras a la vista. La sociedad civil debe ser responsable con el consumo, comprometerse a ejercer conductas ambientales adecuadas para con los productos que descarta diariamente (Pereira, 2015).

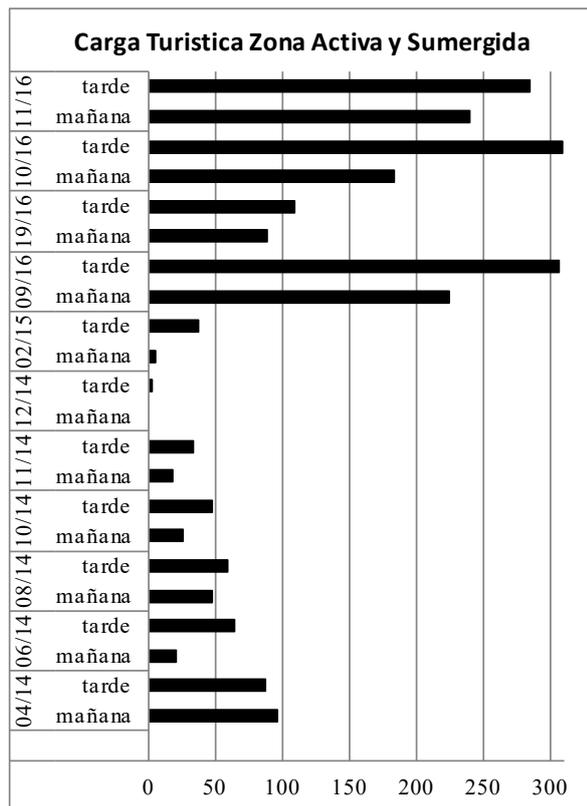


Figura 5. Carga turística en la zona Activa y Sumergida. Número de personas presentes en la playa.



Figura 6. Registro fotográfico de la Playa de Sabanilla. A. Plástico (bolsas, botellas, recipientes), Icopor (lamina de recipiente de alimentos). B. Plástico (recipientes de utensilios de aseo, cloro y suavizante) y restos vegetales. C. y D. Pañales usados. E. Espolón recientemente instaurado. F. Uso turístico de la playa. G. Heces Fecales de animal doméstico en la zona activa.

5. CONCLUSIÓN

Para evitar el avance de los procesos de erosión en el Dpto. del Atlántico han construido estructuras duras o espolones para su contención, medidas que hace 10 años también se dispusieron en la Playa de Sabanilla y que con el paso del tiempo se evidenciaron severos cambios en la morfología del área litoral del municipio de Puerto Colombia los cuales a pesar de la recuperación de tierra consolidada no presentan las mismas condiciones geográficas naturales previas a la intervención con las estructuras. También se pudo notar que los sedimentos se están conteniendo en mayor volumen en el sector norte, viéndose afectado negativamente el sector sur, lo cual conlleva a cuestionar la implementación de los espolones ante la posibilidad de perturbar la dinámica costera de otros sectores circundantes o encontrados a kilómetros de distancia.

La valoración de la calidad ambiental permitió conocer el estado de la playa ante factores como: la instauración de una obra o técnica estructural dura (espolón), temporadas climáticas de lluvia o sequía y temporadas turísticas (alta o baja), estos dos últimos factores en concordancia con las fechas en que se dieron los monitoreos o recolección de muestras. Los resultados obtenidos, evidencias mejoras en parámetros fisicoquímicos del agua, como: color y turbiedad, caso contrario se presentó

en los SST y DBO5 que aumentaron su concentración después de la intervención estructural, esto no indica que se deba al espolón, dado que la playa sigue expuesta a diferentes impactos generados por actividades antropogénicas.

En cuanto al riesgo sanitario, se cumplió el límite permisible de 1000 NMP/100ml para coliformes totales, al igual que los 200 NMP/100ml para coliformes fecales, establecido en la norma colombiana, decreto 1594 de 1984 (Art. °42). En la arena se dio exposición a coliformes fecales al superar el límite permitido (<100 NMP/10g) establecido en la norma técnica sectorial colombiana NTS-TS 001- 2, con valores en el antes de 1200 NMP/10g y 180 NMP/10g, resultado de los muestreos de los días 27 de abril 2014 y 3 de agosto 2014, respectivamente. Para el después, en el mes de septiembre con 240 NMP/10g y octubre con 280 NMP/10g.

La recuperación del área de la playa ha traído consigo un crecimiento económico en torno al turismo generado por los servicios ofrecidos en la playa de Sabanilla, establecimientos como “chozas o kioscos” han aumentado en número y con ello han tenido éxito en atraer más turistas o visitantes, propiciando una mayor carga turística reflejada en los valores obtenidos.

En base en lo anterior, las actividades antropogénicas son la principal fuente de residuos sólidos, los cuales han aumentado

drásticamente originando una degradación del paisaje de la playa al encontrarse en mayor medida elementos como pañales, icopor, vidrio, plásticos, entre otros, que a su vez son elementos que proporcionan un alto nivel de riesgo para los turistas. De manera positiva son ausentes los escombros y disminuye la cantidad de colillas de cigarrillo.

Los espolones ejercen su acción a través de la captura eficiente de partículas de sedimento, así como de residuos sólidos provenientes del río Magdalena y o redistribuidos en el sistema marino costero. Mediante un mecanismo de retención física, estas estructuras promueven la acumulación de sedimentos y otros residuos, contribuyendo a la estabilidad sedimentaria local. La presencia de espolones puede tener efectos positivos y negativos en la calidad del agua de la playa. En el lado positivo, la presencia de los espolones redujo la turbidez en el agua. Esto significa que el agua puede parecer más clara y limpia cerca de áreas con espigones. Los impactos negativos en la calidad del agua de la playa pueden resultar de los cambios localizados en los patrones de flujo de agua y la acumulación de residuos sólidos. Es importante tener en cuenta que el impacto de los espolones en la calidad del agua de la playa puede variar dependiendo de factores como las condiciones ambientales locales, el diseño de los espolones y las prácticas de mantenimiento.

Este trabajo resalta la importancia de que en las zonas costeras exista una gestión de planificación u ordenamiento de zonas costeras con ejes principales de sostenibilidad para evitar problemas asociados a la erosión costera, calidad ambiental y contaminación por residuos sólidos, dado que estos finalmente convergen al deterioro de los ecosistemas costeros de carácter turístico.

EXPRESIONES DE GRATITUD

Este proyecto fue posible gracias a la convocatoria 738 Jóvenes Investigadores e Innovadores en alianza SENA - COLCIENCIAS. De igual forma gratitud al grupo de investigación: "Gestión y Sostenibilidad Ambiental - GESSA." de la Universidad de la Costa, CUC. (Barranquilla, Colombia), desde el cual se logró la articulación de los profesionales que hoy en día exponen a ustedes este resultado investigativo.

BIBLIOGRAFÍA

- Alcaldía de Puerto Colombia, U. del N., and Instituto de Estudios Hidráulicos y Ambientales - IDEHA. (2009). *Estudios para la recuperación de playas en el municipio de Puerto Colombia, entre el tanque del acueducto en Salgar y el cerro Morro Hermoso. Diseños para estabilizar la playa de Pradomar.*
- Alcaldía Municipal Puerto Colombia. (2012). Plan De Desarrollo Puerto Colombia 2012-2015. In *Alcaldía Municipal de Puerto Colombia*. Retrieved from [https://www.puertocolombia-atlantico.gov.co/Transparencia/PlaneacionGestionControl/Plan de Desarrollo 2012-2015.pdf](https://www.puertocolombia-atlantico.gov.co/Transparencia/PlaneacionGestionControl/Plan%20de%20Desarrollo%202012-2015.pdf)
- Andrade-Amaya, C. A. (2000). *The circulation and variability of the Colombian Basin in the Caribbean Sea*. The Circulation and Variability of the Colombian Basin in the Caribbean Sea, (November 2000).
- Anfuso, G., Williams, A. T., Casas Martínez, G., Botero, C. M., Cabrera Hernández, J. A., and Pranzini, E. (2017). Evaluation of the scenic value of 100 beaches in Cuba: Implications for coastal tourism management. *Ocean and Coastal Management*, 142, 173-185. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.03.029>
- Aretano, R., Parlagreco, L., Semeraro, T., Zurlini, G., and Petrosillo, I. (2017). Coastal dynamics vs beach users attitudes and perceptions to enhance environmental conservation and management effectiveness. *Marine Pollution Bulletin*, 123(1-2), 142-155. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.003>
- Bolívar, M., Rivillas-Ospina, G., Fuentes, W., Guzmán, A., Otero, L., Ruiz, G., ... Berrío, Y. (2019). Anthropogenic impact assessment of coastal ecosystems in the municipality of Puerto Colombia, NE Colombia. *Journal of Coastal Research*, 92(Special Issue 1), 112-120. <https://doi.org/10.2112/SI92-013.1>
- Botero, C., Anfuso, G., Williams, A. T., and Palacios, A. (2013). Perception of coastal scenery along the Caribbean littoral of Colombia. *Journal of Coastal Research*, (SPEC. ISSUE 65), 1733-1738. <https://doi.org/10.2112/SI65-293>
- Botero Saltarén, C., Hurtado García, Y., González Porto, J., Ojeda Manjarrés, M., and Díaz Rocca, L. H. (2008). Metodología de cálculo de la capacidad de carga turística como herramienta para la gestión ambiental y su aplicación en cinco playas del caribe norte Colombiano. *Gestión y Ambiente*, 11(3), 109-122.
- Coco, G., and Murray, A. B. (2007). Patterns in the sand: From forcing templates to self-organization. *Geomorphology*, 91(3-4), 271-290. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2007.04.023>
- Coelho, C., Silva, R., Veloso-Gomes, F., and Taveira-Pinto, F. (2009). Potential effects of climate change on northwest portuguese coastal zones. *ICES Journal of Marine Science*, 66(7), 1497-1507. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp132>

- Correa, I. D., Alcántara-Carrió, J., and González R, D. A. (2005). Historical and recent shore erosion along the Colombian Caribbean coast. *Journal of Coastal Research*, (SPEC. ISSUE 49), 52–57.
- Correa, I., and Morton, R. (2010). *Caribbean Coast of Colombia*. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8639-7_41
- Crowell, M., Leatherman, S. P., and Buckley, M. K. (1991). Historical shoreline change: error analysis and mapping accuracy. *Journal of Coastal Research*, 7(3), 839–852. Retrieved from <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-0026295497andpartnerID=40andmd5=04e8929b46c1726267c04fa5d41a04bb>
- De Araújo, M. C. B., and Costa, M. F. (2006). Municipal services on tourist beaches: Costs and benefits of solid waste collection. *Journal of Coastal Research*, 22(5), 1070–1075. <https://doi.org/10.2112/03-0069.1>
- De Carvalho Aguiar, V. M., Neto, J. A. B., and Da Fonseca, E. M. (2022). Assessment of Eutrophication Through Ecological Indicators At the Entrance of a Tropical Urbanized Estuary. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 22(3), 175–192. <https://doi.org/10.5894/rgci-n379>
- De Oliveira, J. F., Scarelli, F. M., Manzolli, R. P., Portz, L. C., and Barboza, E. G. (2020). Geomorphological Responses Due to Storm Wave Events at Praia da Barra, Garopaba - Santa Catarina State, Southern Brazil. *Journal of Coastal Research*, 95(sp1), 474–478. <https://doi.org/10.2112/SI95-092.1>
- Enriquez-Acevedo, T., Botero, C. M., Cantero-Rodelo, R., Pertuz, A., and Suarez, A. (2018). Willingness to pay for Beach Ecosystem Services: The case study of three Colombian beaches. *Ocean and Coastal Management*, 161(April), 96–104. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.04.025>
- Evaristo, A., Pinto, L., Kenov, I. A., and Neves, R. (2021). Hidrodinâmica da baía do lobito. parte i-correntes de mar. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 21(2), 101–110. <https://doi.org/10.5894/rgci-n467>
- Fewtrell, L., and Bartram, J. (2001). *Water quality : guidelines, standards and health : assessment of risk and risk management for water-related infectious diseases*. Retrieved from <https://apps.who.int/iris/handle/10665/42442>
- Fujioka, R., and Shizumura, L. (1983). Clostridium perfringens as an indicator of stream water quality. *Honolulu (HI): Water Resources Research Center, University of Hawaii at Manoa. WRRC Technical Report*, 1030(4), 154. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1016/j.gca.2010.10.033>
- Guzmán Ospitia, W., Posada Posada, B. O., Georgina, G., and Morales Giraldo, D. (2008). Programa nacional de investigación para la prevención, mitigación y control de la erosión costera en Colombia PNIEC. Plan de acción 2009-2019. *Invemar*, 72.
- Hazen, T. C., and Toranzos, G. A. (1990). Tropical Source Water BT - Drinking Water *Microbiology: Progress and Recent Developments* (G. A. McFeters, Ed.). https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4464-6_2
- ICONTEC, and Universidad Externado de Colombia. (2009). Norma Técnica NTS-TS Sectorial Colombiana. *Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación - ICONTEC*, (571), 20. Retrieved from <https://www.citur.gov.co/publicaciones?s=Nandpage=2#gsc.tab=0>
- Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM. (2016). *Boletín climatológico de septiembre, octubre y noviembre*. 2016. Retrieved from <http://www.ideam.gov.co/web/tiempo-y-clima/climatologico-mensual/>
- INVEMAR. (2003). Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia. *Serie de Publicaciones Periódicas Del Invemar. Santa Marta*, 380.
- INVEMAR. (2017). Diagnostico y evaluacion de la calidad de las aguas marinas y costeras del Caribe y pacifico colombianos. *Serie de Publicaciones Periódicas No. 4 (2017) Del INVEMAR*, 260.
- Koehler, A., Anderson, A., Andrady, A., Arthur, C., Baker, J., Bouwman, H., ... Wyles, K. (2015). *SOURCES, FATE AND EFFECTS OF MICROPLASTICS IN THE MARINE ENVIRONMENT: A GLOBAL ASSESSMENT*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3803.7925>
- Krelling, A. P., Williams, A. T., and Turra, A. (2017). Differences in perception and reaction of tourist groups to beach marine debris that can influence a loss of tourism revenue in coastal areas. *Marine Policy*, 85(August), 87–99. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.08.021>
- Larrea, J., Rojas, M., Heydrich, M., Romeu, B., Rojas, N., and Lugo, D. (2009). Evaluación de la calidad microbiológica de las aguas del Complejo Turístico “Las Terrazas”, Pinar del Río (Cuba). *Higiene y Sanidad Ambiental*, 9(January), 492–504.
- Lazarus, E. D., McNamara, D. E., Smith, M. D., Gopalakrishnan, S., and Murray, A. B. (2011). Emergent behavior in a coupled economic and coastline model for beach nourishment. *Nonlinear Processes in Geophysics*, 18(6), 989–999. <https://doi.org/10.5194/npg-18-989-2011>
- Lazarus, Eli D., Ellis, M. A., Brad Murray, A., and Hall, D. M. (2016). An evolving research agenda for human-coastal systems. *Geomorphology*, 256, 81–90. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.07.043>
- Lee, C., and Lee, D. S. (2003). Water surface resonance in the L-shaped channel of seawater exchange breakwater. *Ocean Engineering*, 30(18), 2423–2436. [https://doi.org/10.1016/S0029-8018\(03\)00102-1](https://doi.org/10.1016/S0029-8018(03)00102-1)
- Llewellyn, P. J., and Shackley, S. E. (1996). The effects of mechanical beach-cleaning on invertebrate populations. *British Wildlife*, 7(3), 147–155.
- Manzolli, R. P., Blanco, D., Portz, L., Yanes, A., Zielinski, S., Ruiz

- Agudelo, C. A., and Suarez, A. (2022). Large Wood Debris Contributes to Beach Ecosystems but Colombian Beachgoer's Do Not Recognize It. *Sustainability (Switzerland)*, 14(13), 14138140. <https://doi.org/10.3390/su14138140>
- Manzoli, R. P., Portz, L., Villate-Daza, D., Pulido-Nossa, D., García-Becerra, D., and Alcántara-Carrió, J. (2022). Recent geomorphological evolution of channel bar in Magdalena River (Colombia) due to natural and anthropogenic interferences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 275, 107959. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107959>
- Manzoli, R. P., Portz, L., Villate Daza, D. A., Contreras, M. D., Padilla Jimenez, L. C., and Alcántara-Carrió, J. (2020). Magnitude and Causes of Beach Accretion on the Eastern Margin of the Tayrona National Natural Park (Colombian Caribbean). *Journal of Coastal Research*, 95(sp1), 299-303. <https://doi.org/10.2112/SI95-058.1>
- Martelo, A. F., and Nicolodi, J. L. (2018). The foredunes and their function of protection due coastal floods: Validation of two erosive models as a tool for the coastal management applied at the beach of mar grosso, rs. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 44(August), 223-241. <https://doi.org/10.5380/dma.v44i0.54629>
- McNamara, D. E., and Werner, B. T. (2008a). Coupled barrier island-resort model: 1. Emergent instabilities induced by strong human-landscape interactions. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 113(1), 1-10. <https://doi.org/10.1029/2007JF000840>
- McNamara, D. E., and Werner, B. T. (2008b). Coupled barrier island-resort model: 2. Tests and predictions along Ocean City and Assateague Island National Seashore, Maryland. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 113(1), 1-9. <https://doi.org/10.1029/2007JF000841>
- Micallef, A., and Williams, A. (2009). Beach Management: Principles and Practice. *Beach Management: Principles and Practice*, 1-445. <https://doi.org/10.4324/9781849770033>
- Molina, L. E., Perez, F., Martinez, J., Franco, J. V., Marin, L., Gonzalez, J. L., and Carvajal, J. (1998). Geomorfología Y Aspectos Erosivos Del Litoral Caribe Colombiano. *Publicación Geológica Especial de INGEOMINAS*, 21, 1-114.
- Monroy Martínez, F. (2007). " El Timonel " de Puerto Colombia. *Corporación Viva Ciudadana*, 1-5.
- Munari, C., Corbau, C., Simeoni, U., and Mistri, M. (2011). Coastal defence through low crested breakwater structures: Jumping out of the frying pan into the fire? *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1641-1651. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.012>
- Murray, A. B., and Ashton, A. D. (2013). Self-Organization of Large-Scale Coastline Shapes. *Philos. Transactions R. Soc. A*, 371(2004), 1-15.
- Pereira, C. (2015). *Calidad Ambiental en Playas Turísticas*.
- Portz, L., Manzoli, R. P., and Garzon, N. (2018). Management priorities in San Andres Island beaches, Colombia: Associated risks. *Journal of Coastal Research*, 85, 1421-1425. <https://doi.org/10.2112/SI85-285.1>
- Portz, L., Manzoli, R. P., Herrera, G. V., Garcia, L. L., Villate, D. A., and Ivar do Sul, J. A. (2020). Marine litter arrived: Distribution and potential sources on an unpopulated atoll in the Seaflower Biosphere Reserve, Caribbean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 157(June), 111323. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111323>
- Portz, L., Manzoli, R. P., Villate-Daza, D. A., and Fontán-Bouzas, Á. (2022). Where does marine litter hide? The Providencia and Santa Catalina Island problem, SEAFLOWER Reserve (Colombia). *Science of the Total Environment*, 813, 151878. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151878>
- Posada, B. O., and Henao, W. P. (2008). Diagnóstico de la erosión en la Zona Costera del Caribe Colombiano. *INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales*, 13, 200.
- Pranzini, E., Rossi, L., Lami, G., Jackson, N. L., and Nordstrom, K. F. (2018). Reshaping beach morphology by modifying offshore breakwaters. *Ocean and Coastal Management*, 154(November 2017), 168-177. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.013>
- Rangel-Buitrago, N. G., Anfuso, G., and Williams, A. T. (2015). Coastal erosion along the Caribbean coast of Colombia: Magnitudes, causes and management. *Ocean and Coastal Management*, 114, 129-144. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.06.024>
- Rangel-Buitrago, N., Williams, A., Anfuso, G., Arias, M., and Gracia, C. A. (2017). Magnitudes, sources, and management of beach litter along the Atlántico department coastline, Caribbean coast of Colombia. *Ocean and Coastal Management*, 138, 142-157. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.01.021>
- Rangel-Buitrago, N., Williams, A. T., and Anfuso, G. (2018). Hard protection structures as a principal coastal erosion management strategy along the Caribbean coast of Colombia. A chronicle of pitfalls. *Ocean and Coastal Management*, 156, 58-75. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.04.006>
- Restrepo, J., and Kjerfve, B. (2000). Magdalena River: Interannual Variability (1975-1995) and Revised Water Discharge and Sediment Load Estimates. *Journal of Hydrology*, 235, 137-149. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00269-9](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00269-9)
- Rodríguez Paneque, Ridel A; Córdova García, Elier A; Franco Abreu, Jesús Andrés; Rueda Rueda, A. (2009). La Erosión en las playas del litoral de Holguín, Cuba. *Ciencias Holguín*, 15(1), 1-20.
- Science for a changing world - USGS. (2005). *Digital Shoreline Analysis System* (Vol. 39, p. 45431). Vol. 39, p. 45431.
- Semeoshenkova, V., and Newton, A. (2015). Overview of erosion and beach quality issues in three Southern European countries: Portugal, Spain and Italy. *Ocean and Coastal Management*, 118, 12-21. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.08.013>

- Semeoshenkova, V., Newton, A., Contin, A., and Greggio, N. (2017). Development and application of an Integrated Beach Quality Index (BQI). *Ocean and Coastal Management*, 143, 74-86. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.08.013>
- Silva-lñiguez, L., and Fischer, D. W. (2003). Quantification and classification of marine litter on the municipal beach of Ensenada, Baja California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 46(1), 132-138. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00216-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00216-3)
- Tang, J., Lyu, Y., Shen, Y., Zhang, M., and Su, M. (2017). Numerical study on influences of breakwater layout on coastal waves, wave-induced currents, sediment transport and beach morphological evolution. *Ocean Engineering*, 141(June), 375-387. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2017.06.042>
- Taveira-Pinto, F., Rosa-Santos, P., Fazerer-Ferrados, T., and Carrasco, A. R. (2022). Coastal Erosion and Pollution in Developed Coasts. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 22(3), 173-174. <https://doi.org/10.5894/rgci-n551>
- Taveira-Pinto, F., Rosa-Santos, P., and Fazerer-Ferrados, T. (2021). Integrated coastal zone management: Preservation, adaptation and monitoring. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 21(1), 5-9. <https://doi.org/10.5894/RGCI-N442>
- Thieler, E. R., and Danforth, W. W. (1994). Historical shoreline mapping (II): application of the digital shoreline mapping and analysis systems (DSMS/DSAS) to shoreline change mapping in Puerto Rico. *Journal of Coastal Research*, 10(3), 600-620.
- Toranzos, G., McFeters, G., Borrego, J., and Savill, M. (1997). Detection of Microorganisms in Environmental Freshwaters and Drinking Waters. *Manual of Environmental Microbiology*, 249-264. <https://doi.org/10.1128/9781555815882.ch20>
- Torres Bejarano, F., Cantero Rodelo, R., Díaz Solano, B., Mendoza Lozano, J. M., and López Mejía, Y. F. (2014). Análisis socioambiental de las playas de Puerto Velero y Caño Dulce, en Tubará, Atlántico, Colombia. *Teoría y Praxis*, 9(Especial, Marzo 2014), 161-179. <https://doi.org/10.22403/uqroomx/typne2014/06>
- Trujillo, D., Duque, L., Arcila, J., Rincon, A., Pacheco, S., and Herrera, O. (2014). Remoción de turbiedad en agua de una fuente natural mediante coagulación/floculación usando almidón de plátano. *Revista ION*, 27(1), 17-34. Retrieved from <https://revistas.uis.edu.co/index.php/revistaion/article/view/4140>
- UNEP (United Nations Environment Programme). (2005). Marine Litter An analytical. *Unep*, 47. Retrieved from http://www.unep.org/regionalseas/Publications/Marine_Litter.pdf%0AUNEP
- Villate, D. A., Portz, L., Manzolli, R. P., and Alcántara-Carrió, J. (2020). Human Disturbances of Shoreline Morphodynamics and Dune Ecosystem at the Puerto Velero Spit (Colombian Caribbean). *Journal of Coastal Research*, 95(sp1), 711-716. <https://doi.org/10.2112/SI95-138.1>
- Williams, A. M., Kitchen, P., and Eby, J. (2011). Alternative health care consultations in Ontario, Canada: A geographic and socio-demographic analysis. *BMC Complementary and Alternative Medicine*, 11, 6882. <https://doi.org/10.1186/1472-6882-11-47>
- Williams, A. T., Rangel-Buitrago, N. G., Anfuso, G., Cervantes, O., and Botero, C. M. (2016). Litter impacts on scenery and tourism on the Colombian north Caribbean coast. *Tourism Management*, 55, 209-224. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2016.02.008>
- Williams, J. P., Calvi, L., Chakkalakal, J. V., Finkelstein, J. N., O'Banion, M. K., and Puzas, E. (2016). Addressing the symptoms or fixing the problem? Developing countermeasures against normal tissue radiation injury. *Radiation Research*, 186(1), 1-16. <https://doi.org/10.1667/RR14473.1>
- Wright, R. C. (1982). A comparison of the levels of faecal indicator bacteria in water and human faeces in a rural area of a tropical developing country (Sierra Leone). *Journal of Hygiene*, 89(1), 69-78. <https://doi.org/10.1017/S0022172400070558>
- Zorzo, P., López-Samaniego, E., and Javier Miranda, F. (2014). Problemática de las basuras marinas en España - El proyecto MARNOBA y la experiencia en la Demarcación marina del Estrecho y Alborán. *Chronica Naturae*, 4, 66-74.

