

Variación temporal (2005-2021) de comunidades de macroinvertebrados asociados a raíces de *Rhizophora mangle* L: consecuencias de tres lustros de actividad humana en la zona costera del distrito de Turbo.

Enis Amparo Mosquera Quejada

Trabajo de grado para optar al título de Ecóloga de Zonas Costeras

Prof. Dr. José Marín Riascos Vallejos

Asesor

Prof. Dr. Juan Felipe Blanco-Libreros

Co-asesor



Universidad de Antioquia

Sede Ciencias del Mar

Corporación académica ambiental

2022

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	5
2. OBJETIVOS	7
Objetivos generales	7
Objetivos específicos	8
3. MATERIALES Y METODOS	8
3.1 Area de estudio	8
3.1.1 Bahia Turbo	10
3.1.2 Bahia El Uno	10
3.2 Metodología de campo	11
3.3 Metodología de laboratorio	12
3.3.1 Clasificación de especies	12
3.4 Análisis de datos	12
4. RESULTADOS	13
4.1 Resultados generales	13
4.2 Variación espacial de la estructura de la comunidad	15
4.3 Variación temporal (2005 vs 2021) de la estructura de la comunidad	15
4.4 Variación en el número y abundancia de especies nativas y exóticas	18
5. DISCUSIÓN	20
5.1 Abundancia de los macroinvertebrados	21
5.2 Respuestas ante la perturbación	22
5.3 Especies nativas y no nativas	23
6. CONCLUSIONES	24
7. RECOMENDACIONES	25
8. BIBLIOGRAFÍA	25
9. ANEXOS	31

FIGURAS, TABLAS Y ANEXOS

Figura 1. Ubicación del Golfo de Urabá	9
---	---

Figura 2. Esquematización de las principales actividades y estructuras humanas en Bahía Turbo y bahía el Uno	12
Figura 3. Ordenación por Escalamiento Multidimensional no métrico de la composición y abundancia de comunidades macrobentónicas asociadas a puntales de <i>Rhizophora mangle</i> en Bahía El Uno (A) y Bahía Turbo (B), costa Caribe colombiana.....	16
Figura 4. Parcelas bidimensionales de Componentes Principales (PC1 y PC2) luego de los Análisis de Componentes Principales de los factores antropogénicos registrados en los puntos de muestreo de las zonas oeste, norte y este de Bahía Turbo Bahía El Uno.	16
Figura 5. Ordenación por Escalamiento Multidimensional no métrico de la composición y abundancia de comunidades macrobentónicas asociadas a raíces sumergidas de <i>Rhizophora mangle</i> en Bahía El Uno (A) y Bahía Turbo	17
Figura 6. Variación en la abundancia de especies asociadas a raíces aéreas de <i>Rhizophora mangle</i> según el tamaño corporal durante 2005 y 2009 en Bahía el Uno.	
Figura 7. Abundancia de especies (número de individuos por número de réplicas) nativas y exóticas en 2005 y 2021 para bahía Turbo.....	20
Tabla 1. Abundancia (expresada como porcentaje de la abundancia total que se muestra en la última fila) de especies de macroinvertebrados asociados a las raíces sumergidas de <i>Rhizophora mangle</i> en 2005 y 2021 en bahía El Uno y bahía Turbo, Caribe colombiano.	14
Tabla 2. Resultados del Análisis de Porcentaje de Similitud, mostrando las principales especies que contribuyen a la disimilitud en la macrofauna entre 2005 y 2021	18
Tabla 3. Resultados de la prueba t-student para especies no nativas.	20
Anexo 1. Rangos nativos e introducidos de especies encontradas en 2005 y 2021, con sus respectivos porcentajes de aundancia.	31
Anexo 2. Abundancia de macroinvertebrados (número de individuos por número de réplicas para 2005, número de individuos por gramo de raiz para 2021) asociados a raíces sumergidas de <i>R. mangle</i> en Bahía el Uno para 2005 y 2021 clasificados por tamaños.	35
Anexo 3. Abundancia de especies (número de individuos por número de réplicas) nativas y exóticas en 2005 y 2021 para bahía Turbo.....	36
Anexo 4. Fotografías de los macroinvertebrados hallados en Bahía Turbo y el Uno	37
Anexo 5. Fotografía de raíces cubiertas por plásticos y sustancias derivadas del riego de combustibles en la zona occidente de Bahía Turbo.	40
Anexo 6. Medición de <i>Mytilopsis sallei</i>	41

GLOSARIO

Área salacuna: Zona de protección que brinda el manglar a organismos juveniles, proporcionándoles alimento y refugio

Especie críptica: Especie que no es demostrablemente nativa o introducida según la literatura actual (Struck et al. 2018)

Especie exótica: Especie introducida fuera de su distribución natural pasada o presente (Convenio sobre la diversidad biológica (<https://www.cbd.int/invasive/terms.shtml>))

Especie nativa: Especie que ha sido observada en forma de una población natural y autosuficiente en tiempos históricos; "especie" en el sentido de esta Recomendación se refiere tanto a especies como a categorías taxonómicas inferiores, subespecies, variedades, etc. (Convenio sobre la diversidad biológica: <https://www.cbd.int/invasive/terms.shtml>)

Especies exótico-invasoras: Una especie exótica cuya introducción y/o propagación amenacen la diversidad biológica (A los efectos de los presentes principios rectores, el término ""especies exóticas invasoras"" se considerará lo mismo que ""especies exóticas invasoras"" en la decisión V/8 de la Conferencia de las Partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica (Convenio sobre la diversidad biológica: <https://www.cbd.int/invasive/terms.shtml>)).

Lustro: Periodo de cinco años

Resistencia ambiental: Limitaciones sobre el crecimiento poblacional establecidos por la competencia, depredación, parasitismo, disponibilidad de nutrientes, energía y espacio.

Viviendas palafíticas: Construcciones urbanas de madera que se sostienen con pilotes de madera y tambo.

RESUMEN

Los macroinvertebrados del manglar con su función bioindicadora tienden a presentar variaciones en su abundancia luego de actividades antrópicas moderadas; y en los últimos 15 años la urbanización en el distrito de Turbo ha aumentado, por lo que se analizaron las respuestas de las comunidades macrobentónicas asociadas a las raíces de *Rhizophora mangle* frente a diversos niveles y factores de perturbación antrópica asociadas a la intensificación de actividades agropecuarias y expansión urbana, además, se analizó si la intensificación de esas actividades está asociada a la introducción y expansión local de especies invasoras. El muestreo se realizó el 21 de junio de 2021, se dividió el área de estudio en zonas geográficas: occidente, norte y oriente en las bahías Turbo y El Uno, y se tomaron 10 raíces réplicas de cada zona. En total fueron halladas 24 especies de macroinvertebrados las cuales se distribuyeron en siete clases y 18 familias, sobresaliendo por el número de especies los artrópodos (37.5%) y los moluscos (29.1%). Los organismos que mejor respondieron a la perturbación mediante su abundancia fueron *Leptocheirus rhizophorae*, *Apocorophium acutum* y *Tanais dulongii* los cuales representan el 62.0% del número total de individuos. Los resultados del análisis SIMPER mostraron que 12 especies explicaron más del 90 % de la diferencia en la composición de especies entre las muestras tomadas en 2005 y 2021. Se encontraron 34 especies menos que en 2005. La riqueza de especies no nativas no mostró variaciones significativas a través del periodo de estudio y los valores hallados son bajos con respecto a 2005. De todas las especies encontradas en 2005 y 2021, 25 han sido reportadas como no-nativas en la literatura y 1 de ellas (*Martesia striata*) podría estar expandiéndose localmente en ambas bahías y posiblemente en el Golfo de Urabá a raíz de la expansión urbana.

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques de manglar constituyen un conglomerado de especies de plantas, que proliferan en suelos anegables de zonas costeras tropicales y subtropicales del planeta (Ortiz-Reyes *et al.*, 2018). Existe una biota vegetal y animal muy rica asociada a los distintos estratos y microhábitats en estos bosques, que incluye plantas vasculares, algas, vertebrados e invertebrados. Diferentes especies de aves, reptiles y anfibios encuentran sitios de descanso, refugio y alimentación en el dosel del bosque, mientras que en el sotobosque y el suelo del manglar predominan los macroinvertebrados (talla > 0.5 mm) y especies nectónicas (Álvarez y García, 2003; Lee, 1999; Mckee *et al.*, 2007), que presentan hábitos errantes, incrustantes, perforadores y vágiles (Campos y Reyes, 1992).

Históricamente el ecosistema de manglar ha generado gran interés debido en gran medida a las particulares adaptaciones (e.g. raíces aéreas, neumatóforos y semillas vivíparas) de ciertas especies y por su capacidad de funcionar en un entorno salobre (Lugo y Snedaker, 1974). En el Gran Caribe, los bosques de manglar están dominados por *Rhizophora mangle* L (Ellison y Farnsworth, 1997; Sousa *et al.*, 2003) que presenta diversas adaptaciones para ocupar suelos inundables altamente inestables. En particular, las raíces aéreas proveen anclaje y posibilitan un adecuado flujo de oxígeno en suelos permanentemente anegados y hojas cerosas que permiten preservar el balance hídrico en ambientes salobres (Hogarth, 2007)

Dada la dominancia de *R. mangle* en las costas del continente americano, la arquitectura de las raíces aéreas conforma una trama de sustrato duro en un ambiente rodeado de sustrato lodoso y agua, que puede albergar una distintiva comunidad de algas y macroinvertebrados sésiles y móviles asociados como epifauna e infauna (Ellison y Farnsworth, 1996).

Aparte del papel crítico de los manglares en la regulación del clima (Donato *et al.*, 2011), la función de “sala-cuna” o “área nodriza” es uno de los servicios ecosistémicos más importantes de los manglares. Se consideran áreas nodriza debido a que su alta producción primaria representa refugio y una fuente de alimento para una gran cantidad de organismos marinos y terrestres (Ruiz y López-Portillo, 2014). *R. mangle* en particular, constituye un buen sustrato para los organismos sésiles, proporcionándoles protección y alimento a las larvas y juveniles de numerosas especies de invertebrados sésiles y algas, cuya diversidad en el Caribe (más de 100 especies) es más alta que en otras zonas tropicales (Farnsworth y Ellison 1996). Esta biota representa un grupo importante en la red alimentaria del manglar y, por lo tanto, influye fuertemente en el flujo de energía en este ecosistema (Quiceno y Palacio, 2008). En este sentido, cambios drásticos en el ensamble biológico asociado a las raíces podrían afectar la estabilidad de los manglares en su conjunto.

Para el Caribe colombiano se han realizado diversos estudios encaminados a caracterizar ya sea algunos de los grupos más representativos o toda la comunidad de macroinvertebrados asociada a las raíces de *R. mangle*, que incluye especies de ocho phyla. Los crustáceos y los moluscos generalmente constituyen los grupos más diversos, particularmente en sistemas oligotróficos adyacentes a arrecifes coralinos como ocurre en San Andrés, Providencia y Bahía Chengue (Vilardy y Polanía, 2002; Quiceno y Palacio, 2008; Reyes y Campos, 1992). Por el contrario, la fauna asociada a *R. mangle* en sistemas estuarinos como deltas, ciénagas y lagunas costeras presenta un menor número de especies en general. En el Golfo de Urabá se han realizado diversos estudios: Arteaga-Flórez *et al.*, (2014), enfocado en los poliquetos anélidos de la bahía de Marirrí y la ensenada de Rionegro, dos sistemas con altos niveles de intervención antrópica en las que se reportan 10 especies. García y Correa (2006), abordaron la comunidad de especies asociadas a las raíces de *R. mangle* en las bahías de Turbo y El Uno, donde se reportan 46 y 52 taxa, respectivamente, pertenecientes a seis phyla. Blanco-Libreros y Ortiz-Acevedo (2016) abordaron los gasterópodos y bivalvos en el Golfo de Urabá en donde reportan ocho especies entre ambos grupos.

Las zonas costeras tropicales se están transformando como consecuencia de la creciente demanda de espacio e infraestructura urbana para sostener actividades comerciales, agropecuarias residenciales y turísticas (Bulleri y Chapman, 2010). La resultante pérdida y fragmentación del hábitat está considerada como una de las causas principales de la actual crisis de biodiversidad (Santos y Tellería, 2006). Por ejemplo, Ortiz y Blanco-Libreros (2012) sugirieron que la transformación humana de los manglares estaría relacionada con la reducción en el ámbito de distribución de algunos moluscos (gasterópodos) en el Golfo de Urabá. Los bosques de manglar que rodean el Distrito de Turbo ocupan un área de 145 ha y son bosques dominados por *R. mangle* (Urrego *et al.*, 2010). Estos bosques están siendo transformados por una fuerte expansión urbana, carente de planeación y por un aumento en las actividades agrícolas, como se observa en la Bahía el Uno (Blanco *et al.*, 2013; Arroyave-Rincón *et al.*, 2014). Las áreas de mayor expansión del Distrito de Turbo corresponden a zonas periurbanas anegables,

específicamente los barrios El Muelle, El pescador, Jorge Eliécer Gaitán y Santa Fe de la Playa. La urbanización en los bosques implica un proceso constante de deforestación y explotación de los recursos del manglar. Este proceso resulta en un bosque diezmado, donde subsisten árboles de baja altura y diámetro rodeados de residuos sólidos y orgánicos que subsisten en viviendas palafíticas que carecen de sistemas sanitarios y del mobiliario urbanístico básico (Blanco-Libreros y Estrada-Urrea, 2015).

La degradación y destrucción del hábitat en un ecosistema implica “perdedores y ganadores”; resultando una reducción neta de la diversidad y la subsistencia o incluso proliferación poblacional de unas pocas especies oportunistas o exóticas, que por su historia de vida pueden capitalizar de nuevas condiciones del ambiente transformado (McKinney y Lockwood, 1999). Además, los procesos de degradación claramente tienen un fuerte componente espacial, puesto que los impactos están asociados a unas zonas definidas de urbanización, con descarga de nutrientes, residuos sólidos, actividades agropecuarias, etc; y por tanto el efecto sobre los bosques de manglar depende de su distribución respecto a las fuentes de los impactos. Odum (1985) propuso que los ecosistemas con condiciones de estrés ambiental o antropogénico responden siguiendo pautas generales en cuanto al flujo de nutrientes, el reciclaje de nutrientes y la estructura comunitaria. En este último aspecto, Odum (1985) propuso una disminución de la diversidad de especies y un aumento de la dominancia de algunas especies de pequeño tamaño. Por otro lado, Rilov y Crooks (2009) mostraron que un ecosistema con altos niveles de estrés antropogénico y con baja diversidad es más susceptible a la colonización y consecuente expansión de especies invasoras.

Dada la intensificación y características de los impactos antropogénicos sobre las bahías de Turbo y El Uno, se plantea como hipótesis que los cambios en la estructura (composición y abundancia) de la macrofauna epibentónica asociada a las raíces de *R. mangle* durante los últimos 15 años en un mosaico urbano-rural-silvestre reflejaría: *i*) un aumento en la abundancia de especies oportunistas, de pequeño tamaño cuya composición refleje el carácter rural-agrícola de la bahía El Uno y *ii*) un mayor número y abundancia de especies no nativas en Turbo, que refleje el carácter peri-urbano de la bahía Turbo. Para ello, se tomó como punto de referencia el estudio de la macrofauna bentónica asociada a raíces de mangle en las bahías El Uno y Turbo, entre octubre y diciembre (García y Correa, 2005) y se utilizó este estudio en 2021 para hacer la comparación temporal y entre los sitios.

2. OBJETIVOS

General

Aportar en el análisis de las respuestas de las comunidades macrobentónicas asociadas a las raíces de *Rhizophora mangle* frente a distintos niveles y factores de perturbación antrópica asociados a la intensificación de actividades agropecuarias y la expansión urbana.

Específicos

- Analizar si las respuestas de las comunidades macrobentónicas en ecosistemas de manglar frente a la urbanización y la expansión de la frontera agrícola siguen las tendencias generales de la ecología de las perturbaciones.

- Analizar si la intensificación de las transformaciones antrópicas en sistemas costeros está asociados a la introducción y expansión local de especies invasoras en comunidades macrobentónicas de bosques de manglar.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio

El Golfo de Urabá ($7^{\circ} 50' - 8^{\circ} 56' N$; $77^{\circ} 22' - 76^{\circ} 25' W$) está localizado en el extremo suroccidental del Caribe colombiano, al noroccidente del departamento de Antioquia en la frontera con Panamá (Figura 1). Presenta temperaturas medias superiores a $24^{\circ}C$ y precipitaciones anuales entre 2000 y 2500 milímetros. El Golfo de Urabá aloja los bosques de manglar más desarrollados del Caribe colombiano y con mayores niveles de productividad del mundo (Sánchez-Páez y Álvarez-León 1997; Riascos & Blanco-Libreros 2019). En el Golfo de Urabá el tipo fisiográfico predominante de los manglares es el de borde, donde dominan *R. mangle* y *Laguncularia racemosa* y de cuenca, igualmente dominado por *R. mangle*, pero con una abundancia significativa de *L. racemosa* y *Avicennia germinans* (Urrego et al., 2016).

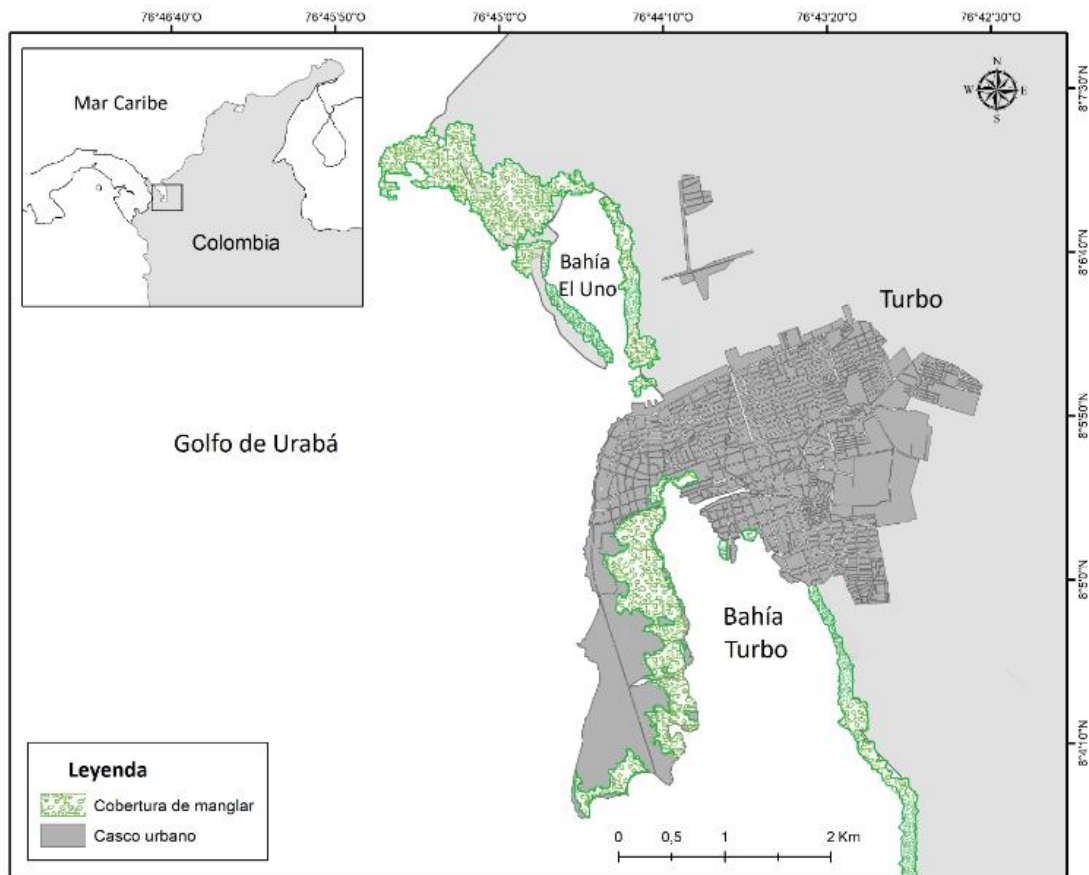


Figura 1. Ubicación del Golfo de Urabá y la distribución de los bosques de manglar y las áreas urbanas en los sitios de muestreo en la bahía El Uno y Turbo. (Fuente: modificado a partir de mapa de cobertura de manglar de Valencia-Palacios y Blanco-Libreros (2021).

La bahía El Uno (Figura 2) es una laguna costera cuya formación se relaciona con i) la evolución del delta del río Turbo después del traslado de su desembocadura a mediados del siglo XX y ii) el posible aumento de la deforestación de la cuenca con el consecuente aumento de la sedimentación costera (Blanco-Libreros *et al.*, 2013). La bahía tiene 1.2 km de extensión aproximada y presenta una profundidad promedio de 1 m, en la cual prevalecen distintas franjas de manglar de diverso desarrollo y madurez, dominadas principalmente por *R. mangle* y *A. germinans* (Correa y Palacio, 2008). En esta bahía se observa un proceso progresivo de reclamación de tierras para la expansión de la frontera agrícola y ganadera, lo que genera un mosaico manglar-potrero que implica la pérdida del hábitat para las especies asociadas (Blanco *et al.*, 2013, Arroyave-Rincón *et al.*, 2014; Alcántara-Carrió *et al.*, 2019).

Blanco-Libreros *et al.*, (2013) propusieron la cuenca hidrográfica del río Turbo como modelo de estudio de la deforestación debida al cultivo del banano y la ganadería, y la influencia de la sedimentación sobre la fauna estuarina. Por otra parte, el río Turbo es el principal abastecimiento de agua para consumo humano en el Distrito de Turbo y recibe descargas puntuales y difusas de aguas residuales domésticas y agropecuarias (CORPOURABÁ, 2007). En ese contexto, los ecosistemas de Bahía el Uno, incluidos los manglares, han sido definidos como ecosistemas de transición rural-agrícola (Blanco-Libreros y Estrada-Urrea, 2015).

En la bahía de Turbo (Figura 2) se presenta una tala selectiva de los manglares, que se agudiza con la expansión urbana reciente en el Distrito de Turbo (Blanco-Libreros y Estrada-Urrea 2015; Blanco Libreros, 2016). El ecosistema de manglar en la bahía de Turbo ha sido caracterizado como “peri-urbano” por estar estructural y funcionalmente afectados por la proximidad con los centros poblados (Blanco-Libreros y Estrada-Urrea, 2015; Blanco-Libreros, 2016). El distrito presenta una población total de 124.552 habitantes, de los cuales 48.787 se ubican en el área urbana y 75.765 en la zona rural (DANE, 2018); en el periodo 2005-2018 la población aumentó en 33.826 habitantes aproximadamente (DANE, 2018). En los últimos 15 años el número de viviendas en el Distrito aumentó un 18,12% (5792) para un total de 31.955, las cuales se concentran en el casco urbano que rodea la bahía de Turbo.

3.2. Métodos de campo

Dado que este trabajo se basó en comparar los resultados obtenidos en 2005 por García y Correa (2006) bahía Turbo y bahía El Uno, en general se siguió esa misma metodología. Aunque García y Correa (2006) tomaron muestras entre octubre y diciembre de 2005, se decidió realizar un solo muestreo intensivo en junio de 2021. Esto, debido a que García y Correa (2006) no reportaron variaciones temporales, y las 12 especies que componen el 90% de la riqueza de especies en las dos bahías fueron abundantes durante todo el periodo. La curva de acumulación de especies de García y Correa (2006) indicó que al analizar ocho raíces se obtuvo una representación total de la diversidad de especies en cada sitio; por tanto, se

muestrearon 10 raíces como réplicas para obtener una representación precisa de la diversidad en cada sitio. El muestreo cubrió las tres zonas (occidente, norte y oriente) en cada bahía, considerando que presentaron diferencias en profundidad, grado de intervención humana, contaminación y aporte de aguas continentales, entre otras. En cada zona se obtuvieron 10 raíces (réplicas). Las raíces se seleccionaron siguiendo dos criterios, i) pertenecer a árboles maduros (≥ 10 cm de diámetro o en caso de no haberlos ≥ 5 cm); ii) tener una porción significativa de la raíz sumergida en el agua. Las raíces fueron cortadas en la marca de la línea de marea, guardadas en bolsas y rotuladas. Adicionalmente se midieron variables como: pisoteo (presencia/ausencia), tala de árboles (# de árboles cortados), desechos y estructuras urbanas (conteo) y fueron tomadas para cada punto de muestreo, según el método propuesto por Blanco-Libreros y Estrada-Urrea, (2015).

3.3. Métodos de laboratorio

Las raíces se cortaron en pequeñas partes, los macroinvertebrados que se observaron a simple vista fueron separados y guardados. El resto, particularmente las ostras y los organismos perforadores en raíces fueron revisadas cuidadosamente bajo un estereoscopio para registrarlos y separarlos. Las bolsas que las contenían fueron lavadas y este contenido fue tamizado dos veces en un tamiz de 250 micras. El producto del tamizado y los organismos previamente separados fueron preservados en alcohol etílico al 96% para su posterior conteo e identificación taxonómica. Las muestras se identificaron en el laboratorio de Ecología Marina de la Universidad de Antioquia (Sede de Ciencias del Mar, Turbo) hasta el nivel taxonómico más preciso posible usando claves taxonómicas de León *et al.*, (2009); Díaz y Puyana, (1994) y con ayuda de las diagnosis correspondientes a cada especie encontrada en García y Correa, (2006).

3.4. Clasificación de especies.

Todos los taxones que se identificaron a nivel de especie fueron clasificadas dentro de las categorías: especie nativa, especie exótica, especie exótico-invasora y especie críptica (ver glosario). Esta clasificación se realizó con base en el Registro Mundial de Especies Marina Introducidas, la literatura científica sobre cada especie en particular y el análisis de la distribución geográfica de cada especie. Estas se clasificaron también por tamaños (grande, mediano, pequeño); cada individuo fue medido con una regla graduada (anexo 6) y las mediciones fueron promediadas para cada especie, posteriormente se dividieron en tres grupos según las mediciones ya tomadas por García y Correa, (2005) y según la clasificación de tamaños estándares propuestos por Reyes y Santodomingo, (2002).

3.5. Análisis de datos

Como las raíces muestreadas tenían un peso distinto, la abundancia de especies se calculó como el número de individuos por gramo de raíz para los análisis estadísticos. Estos datos se organizaron en matrices biológicas (abundancia de especies por raíz) o ambientales (alteraciones antropogénicas en cada punto de muestreo). Los datos de abundancia se transformaron calculando la raíz cuadrada para equilibrar la contribución de especies abundantes y raras, debido a que algunos animales que se mueven rápidamente tenían la oportunidad de escapar durante los muestreos, a diferencia de los animales sésiles. Los datos sobre factores antrópicos se normalizaron primero (restando la media y dividiendo por la desviación estándar de cada variable) para dar cuenta de las diferentes escalas entre las variables. El

índice de disimilitud de Bray-Curtis se estimó posteriormente a partir de los datos de abundancia para cada par de muestras en la matriz y se utilizó una escala multidimensional no métrica (nMDS; Clarke y Gorley, 2006) para construir parcelas de ordenación de la estructura de las comunidades macrobentónicas en las raíces de los manglares para cada zona y bahía. A su vez, se calcularon las distancias euclidianas entre las zonas de muestreo para describir las diferencias en factores ambientales/antrópicas entre las zonas de cada bahía, utilizando mapas de Análisis de Componentes Principales.

Para evaluar los cambios en la estructura de la macrofauna epibentónica asociada a las raíces entre zonas (occidente, norte, oeste) y bahías (El Uno, Turbo) se usó una prueba ANOSIM de dos vías. Este enfoque realiza una prueba de permutación de la hipótesis nula de que no hay diferencias entre grupos de muestras definidos *a priori*, con base en los rangos de la matriz de disimilitud de la muestra (Somerfield *et al.*, 2021). Este análisis preliminar confirmó que no hubo diferencias significativas entre zonas.

Para evaluar la primera hipótesis sobre los cambios en la estructura de la macrofauna epibentónica asociada a las raíces, las muestras de cada zona se agruparon y trataron como réplicas. Se utilizó una prueba ANOSIM cruzada de dos vías para probar las diferencias entre periodos (2005-2021) y bahías (El Uno - Turbo). Para las muestras que se encontraron significativamente diferentes, se utilizó el Análisis de Porcentaje de Similitud (SIMPER) implementado en el software PRIMER para evaluar qué especies contribuyeron más a las diferencias entre periodos y bahías. Esta biota se caracterizó además según el tamaño para discutir las predicciones de la hipótesis. Se eligió un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$ para todas las pruebas realizadas. Se realizaron todos los análisis multivariados utilizando el software PRIMER v.6 (Clarke y Gorley, 2006).

Finalmente, para evaluar la segunda hipótesis se comparó el número y abundancia de especies exóticas en cada una de las bahías en cada zona, usando pruebas de T-student para evaluar dos periodos: 2005 y 2021, previo análisis de las asunciones de esta prueba paramétrica.

4. RESULTADOS

4.1. Resultados generales

Bahía el Uno, fue la primera en ser visitada y se recorrió de occidente a oriente, la cobertura de manglar se extendía ampliamente hacia la orilla, presentando raíces mayormente expuestas a la atmosfera, a pesar de que el área estaba cubierta casi en un 15% de zonas de explotación maderera (figura 2), se observó una gran cantidad de plántulas y árboles juveniles en la orilla, donde su profundidad fue mayor que en Bahía Turbo.

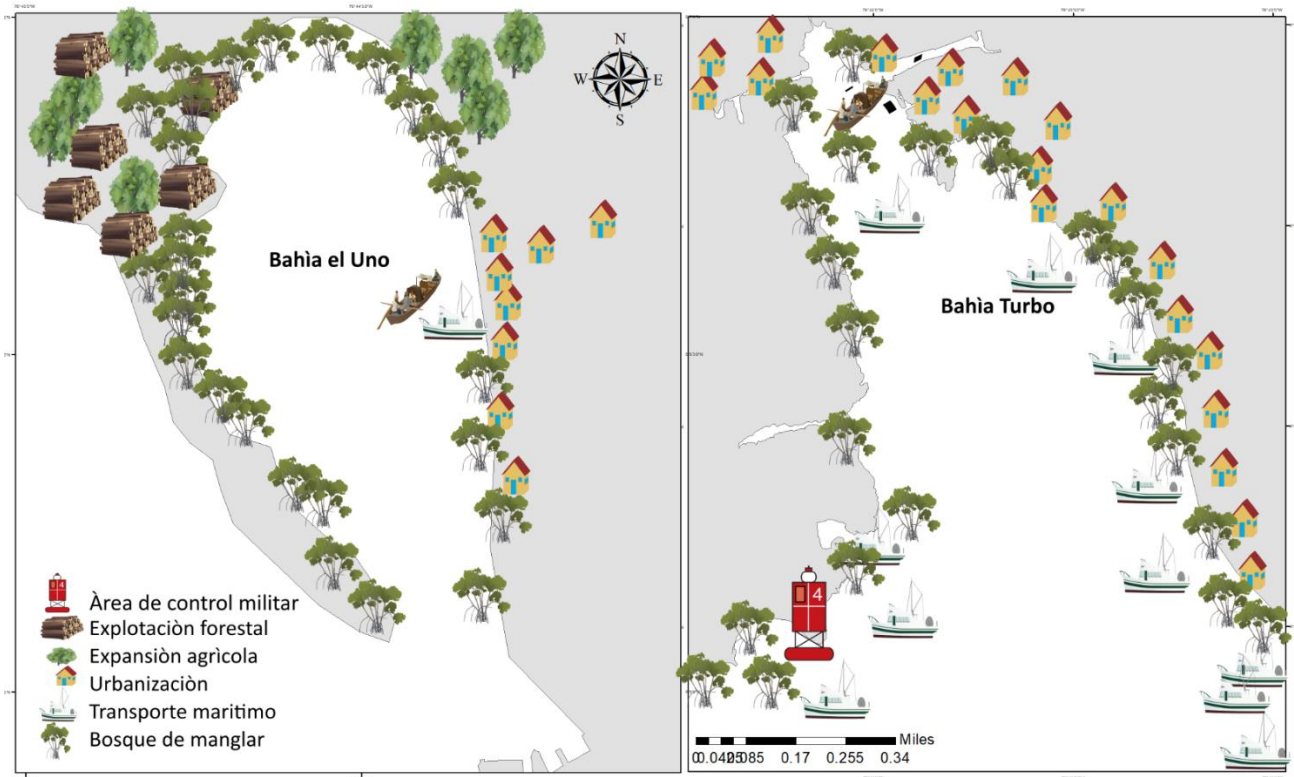


Figura 2. Esquematación de las principales actividades y estructuras humanas en bahía Turbo y el Uno.

En el occidente de Bahía Turbo solo se pudo colectar nueve raíces porque gran parte de los manglares de esta zona se encontraban muertos y cubiertos por plásticos y a medida que se avanzaba hacia el oriente, zona de mayor actividad humana, incluyendo el muelle turístico; se observaron manglares más deteriorados y raíces cubiertas casi completamente de grasas de origen doméstico y lixiviado. Este estudio reporta 40 taxones de invertebrados asociados a raíces sumergidas de *Rhizophora mangle* (Tabla 1) en El Uno y Turbo. Se encontraron 225 ejemplares en 2021 (El Uno = 75; Turbo = 150), que fue casi la mitad de los 394 ejemplares encontrados en 2005 (El Uno = 201; Turbo = 193). La riqueza (número de taxones) también disminuyó en 2021 (El Uno = 20; Turbo = 18) con respecto a 2005 (El Uno = 28; Turbo = 29). Unos pocos taxones fueron muy dominantes en todos los lugares/tiempos: 11 especies comprendían más del 90% de la abundancia. De hecho, dos especies (*Brachidontes dominguensis* y *Tanais dulongii*) constituyeron casi la mitad de la abundancia total. En contraste, hubo 28 taxones que contribuyeron con menos del 1% de la abundancia total. De los 40 taxones encontrados en nuestro estudio, 26 (65 %) se identificaron a nivel de especie y se clasificaron como nativas (12), exóticas (7), exóticas invasoras (5) y criptogénicas (2) (Anexo 1).

(Ver siguiente página horizontal)

Tabla 1. . Abundancia realtiva (expresada como porcentaje de la abundancia total que se muestra en la última fila) de especies de macroinvertebrados asociados a las raíces sumegidas de *Rhizophora mangle* en 2005 y 2021 en bahía El Uno y bahía Turbo, Caribe colombiano. Las abundancias totales para 2005 en El Uno y Bahía Turbo representan el promedio para el periodo de septiembre a diciembre de 2005.

Taxa	Porcentaje total de abundancia				
	2005		2021		Total
	El Uno	Turbo	El Uno	Turbo	
<i>Brachidontes domingensis</i> (Lamarck. 1819)	33.762	38.844	7.368	10.979	26.555
<i>Tanais dulongii</i> (Audouin. 1826)	23.138	20.255	13.158	19.643	20.169
<i>Crassostrea rhizophorae</i> (Guilding. 1828)	13.571	16.533	2.105	2.447	10.375
<i>Leptocheirus rhizophorae</i> (Ortíz & Lalana. 1980)	0.000	0.000	27.237	26.257	9.734
<i>Apocorophium acutum</i> (Chevreux. 1908)	1.930	0.130	25.658	16.138	7.739
<i>Mytilopsis sallei</i> (Récluz. 1849)	3.030	4.869	3.553	8.598	5.021
<i>Exaiptasia diaphana</i> (Rapp. 1829)	11.724	1.320	0.000	0.000	4.203
<i>Biflustra tenuis</i> (Desor. 1848)	0.000	0.022	6.447	7.341	2.585
<i>Alitta succinea</i> (Leuckart. 1847)	1.556	2.683	0.921	1.786	1.884
<i>Sphaeroma terebrans</i> (Bate. 1866)	1.619	0.887	5.395	0.992	1.701
<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Darwin. 1854)	2.200	2.380	0.395	0.331	1.579
<i>Panopeus herbstii</i> H. Milne Edwards. 1834	1.473	3.008	0.132	0.000	1.426
<i>Bankia fimbriatula</i> (Moll & Roch. 1931)	0.062	2.813	0.000	0.000	0.893
<i>Aratus pisonii</i> (H. Milne Edwards. 1837)	1.349	0.692	0.658	0.463	0.845
<i>Vitta virginea</i> (Linnaeus. 1758)	0.083	2.337	0.395	0.000	0.800
Chaetopteridae (Audouin & Milne Edwards. 1833)	0.000	0.000	4.737	0.860	0.790
<i>Brachidontes</i> (Swainson. 1840)	2.137	0.000	0.000	0.000	0.692
Sabellidae (Latreille.1825)	0.000	0.000	1.053	1.720	0.548
<i>Thaisella coronata</i> (Lamarck. 1816)	0.166	0.216	0.263	0.860	0.363
<i>Littoraria angulifera</i> (Lamarck. 1822)	0.498	0.433	0.000	0.000	0.295
<i>Chthamalus</i> (Ranzani. 1817)	0.519	0.390	0.000	0.000	0.289
<i>Nereis</i> (Linnaeus. 1758)	0.623	0.130	0.000	0.000	0.242

<i>Pachygrapsus gracilis</i> (de Saussure. 1857)	0.042	0.714	0.000	0.000	0.235
<i>Neoteredo reynei</i> (Bartsch. 1920)	0.000	0.260	0.000	0.529	0.209
<i>Ligia</i> (Fabricius. 1798)	0.042	0.606	0.000	0.000	0.201
<i>Ascidia</i> (Linnaeus. 1767)	0.000	0.022	0.000	0.661	0.168
<i>Neopanope</i> A. Milne-Edwards. 1880 [in A. Milne-Edwards. 1873-1880]	0.042	0.303	0.000	0.000	0.107
Hirudinea (Savigny. 1822)	0.000	0.022	0.000	0.265	0.071
<i>Polymesoda arctata</i> (Deshayes. 1855)	0.145	0.022	0.000	0.000	0.054
<i>Pyrgophorus</i> (Ancey. 1888)	0.104	0.000	0.000	0.000	0.034
<i>Stenoninereis</i> (Wesenberg-Lund. 1958)	0.000	0.000	0.000	0.132	0.032
<i>Martesia striata</i> (Linnaeus. 1758)	0.000	0.043	0.132	0.000	0.030
Diptera (Linnaeus. 1758)	0.000	0.022	0.132	0.000	0.023
<i>Sphaeroma</i> (Bosc. 1801)	0.062	0.000	0.000	0.000	0.020
<i>Culex pipiens</i> (Linneus. 1758)	0.000	0.000	0.132	0.000	0.016
<i>Platynereis mucronata</i> (León-González. Solís-Weiss and Valadez-Rocha. 2001)	0.000	0.000	0.132	0.000	0.016
<i>Pyrgophorus parvulus</i> (Guilding. 1828)	0.042	0.000	0.000	0.000	0.013
<i>Macrobrachium acanthurus</i> (Wiegmann. 1836)	0.021	0.022	0.000	0.000	0.013
<i>Callinectes sapidus</i> (Rathbun. 1896)	0.021	0.022	0.000	0.000	0.013
<i>Callinectes bocourti</i> Milne-Edwards. 1879 [in Milne-Edwards. 1873-1880]	0.042	0.000	0.000	0.000	0.013
Riqueza (número de taxa)	28	29	20	18	40
Abundancia total (número de ind de todos los taxa)	201	193	76	151	621

4.2 Variación espacial de la estructura de la comunidad

La abundancia y composición de especies del macrobentos asociado a raíces de *R. mangle* no mostraron diferencias significativas entre zonas, ni en Bahía El Uno (ANOSIM; $R = 0.012$; $p = 0.34$) ni en Bahía Turbo (ANOSIM; $R = 0.116$; $p = 0.06$), aunque se observó una mayor segregación espacial en las parcelas de ordenación nMDS en Bahía Turbo (Figura 3). Este resultado fue sorprendente, porque las ordenaciones de presiones antropogénicas de PCA mostraron una estructura espacial clara dentro de cada bahía, siendo la densidad de basura y las estructuras urbanas factores estructurantes clave (Figura 4).

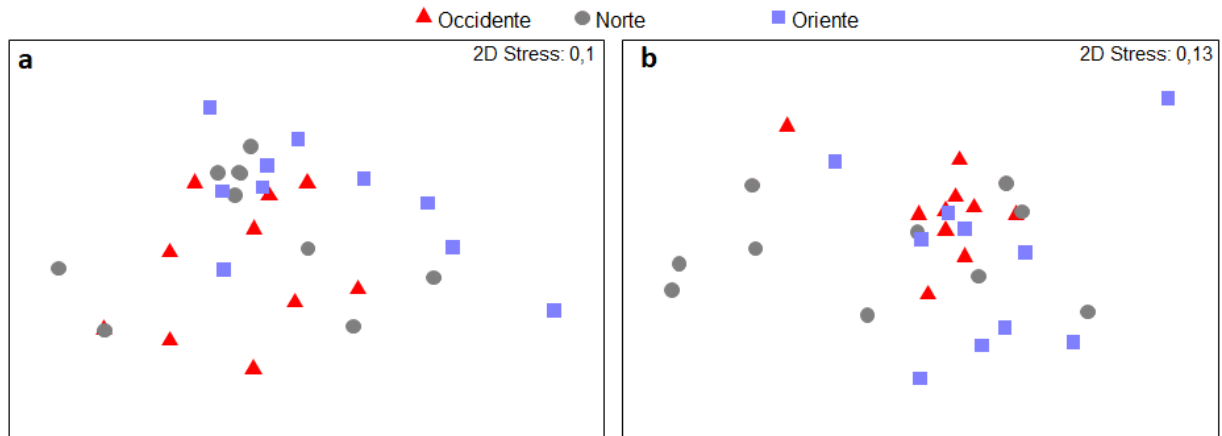


Figura 3. Ordenación por Escalamiento Multidimensional no métrico de la composición y abundancia de comunidades macrobentónicas asociadas a puntales de *Rhizophora mangle* en Bahía El Uno (a) y Bahía Turbo (b), costa Caribe colombiana. Los mapas de ordenación se calcularon a partir de las medidas de disimilitud de Bray-Curtis sobre datos de abundancia transformados por raíz cuadrada.

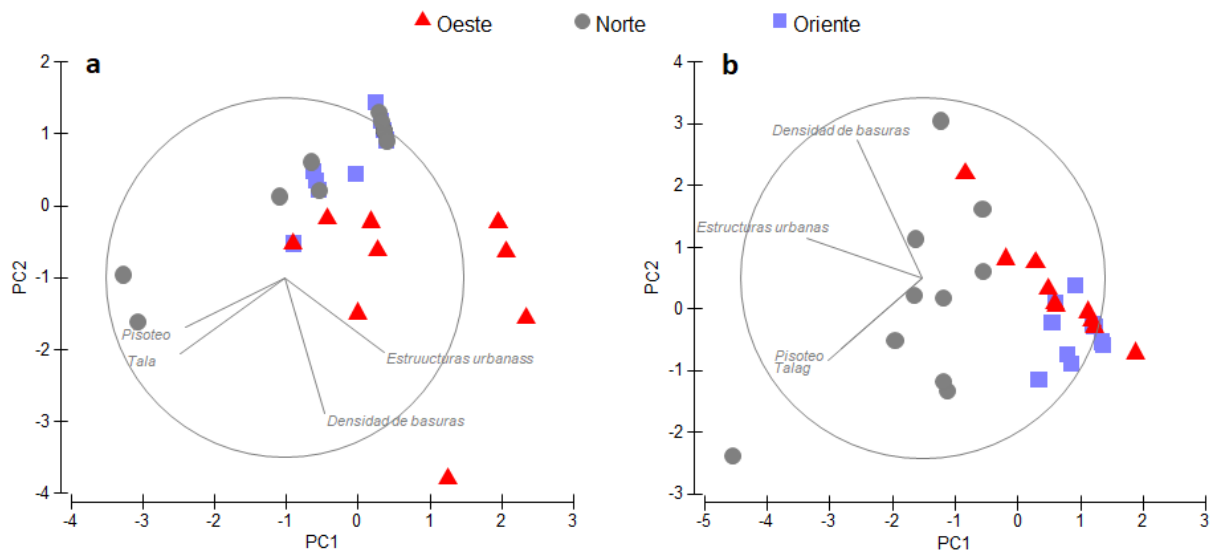


Figura 4. Parcelas bidimensionales de Componentes Principales (PC1 y PC2) luego de los Análisis de Componentes Principales de los factores antropogénicos registrados en los puntos de muestreo de las

zonas occidente, norte y oriente de Bahía El Uno (a), Bahía Turbo (b) y los vectores superpuestos de factores antropogénicos.

4.3 Variación temporal (2005 vs 2021) de la estructura de la comunidad

Los resultados del análisis arrojaron diferencias significativas en la estructura de los ensamblajes bentónicos entre periodos (ANOSIM; $R = 0.907$; $p = 0.01$) pero no entre bahías (ANOSIM; $R = -0.019$; $p = 0.5$). Lo anterior se ilustra también en el diagrama de ordenación de nMDS (Figura 5), que indica que las muestras de García y Palacio, 2005 se agruparon a la izquierda del diagrama, mientras que las muestras de 2021 se agruparon a la derecha. A su vez, las distancias entre bahías fueron menos consistentes.

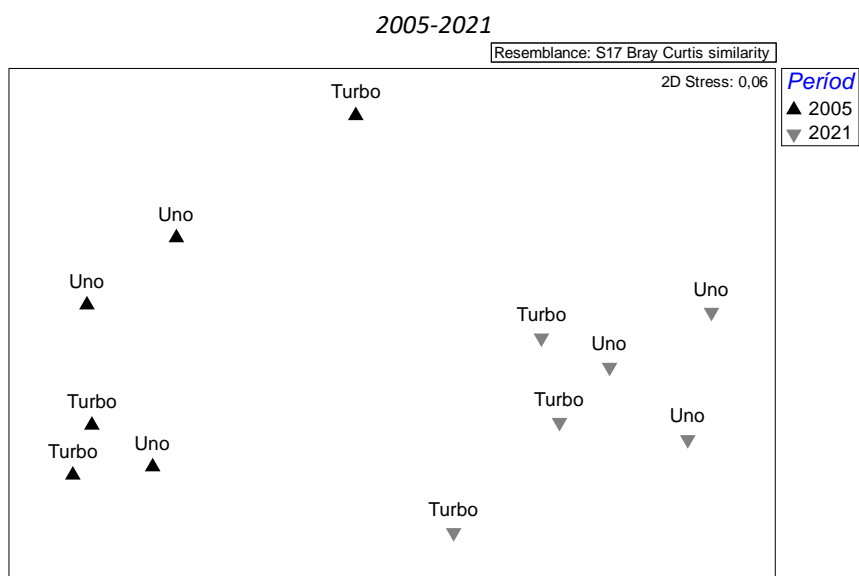


Figura 5. Ordenación por Escalamiento Multidimensional no métrico (nMDS) de la composición y abundancia de comunidades macrobentónicas asociadas a raíces de *Rhizophora mangle* en Bahía El Uno (A) y Bahía Turbo (B), costa Caribe colombiana durante dos periodos: 2005 y 2021. El nMDS se construyó sobre las medidas de disimilitud de Bray-Curtis sobre los datos de abundancias por especie.

Los resultados del análisis SIMPER mostraron que, de los 40 taxa encontrados en este estudio, 12 especies explicaron más del 90 % de la diferencia en la composición de especies entre las muestras tomadas en 2005 y 2021 (Tabla 2).

Tabla 2. Resultados del Análisis de Porcentaje de Similitud, mostrando las principales especies que contribuyen a la disimilitud en la macrofauna asociada a las raíces de *R. mangle* entre 2005 y 2021. (M: molusco, A: anfípodo, D: decápodo, P: poliqueto, An: anémona, C: cirrípedo, B, briozoo)

Especies	2005 Abundancia (%)	2021 Abundancia (%)	Similitud (%)	Contribución (%)	Acumulado (%)

<i>Brachidontes domingensis</i> (M)	23.47	3.70	1.35	25.31	25.31
<i>Leptocheirus rhizophorae</i> (A)	0.00	10.07	2.30	13.40	38.71
<i>Tanais dulongii</i> (A)	14.17	6.62	0.87	12.62	51.33
<i>Crassostrea rhizophorae</i> (M)	9.88	0.88	1.75	11.43	62.76
<i>Apocorophium acutum</i> (A)	0.69	7.32	1.79	9.05	71.81
<i>Exaiptasia diaphana</i> (An)	4.38	0.00	0.68	6.99	78.81
<i>Biflustra tenuis</i> (B)	0.01	2.67	1.28	3.41	82.22
<i>Mytilopsis sallei</i> (M)	2.78	2.62	1.20	2.54	84.75
<i>Balanus amphitrite</i> (C)	1.56	0.13	1.80	1.75	86.51
<i>Panopeus herbstii</i> (D)	1.38	0.02	2.31	1.73	88.24
<i>Vitta virginea</i> (M)	0.93	0.05	0.52	1.69	89.93
<i>Alitta succinea</i> (P)	1.36	0.57	1.41	1.38	91.3

4.4 Variación en el número y abundancia de especies por tamaños

En el anexo 2 se muestra la clasificación de las especies encontradas en Bahía el Uno por tamaño (grande, mediano, pequeño) para los dos periodos de estudio. La figura 6 muestra claramente un aumento de la abundancia de especies pequeñas en 2021 en detrimento de las especies de tamaño grande y mediano, que eran las especies dominantes en 2005. De acuerdo con este análisis se confirma la hipótesis planteada, de un aumento de la abundancia relativa de especies de tamaño pequeño en 2021. Las especies grandes que más redujeron su abundancia entre los dos periodos fueron *Macrobrachium acanthurus*, *Crassostrea rhizophorae*, *Thaisella coronata* y *Callinectes sapidus*. La desaparición de esta última especie, a excepción de las demás; se debió a que en 2005 se utilizaron atarrayas para colectar peces que también hacían parte del objeto de estudio. En contraste, las especies pequeñas que aparecieron y más aumentaron en abundancia respectivamente fueron *Leptocheirus rhizophorae* y *Apocorophium acutum* y *Tanais dulongii* (anexo 2).

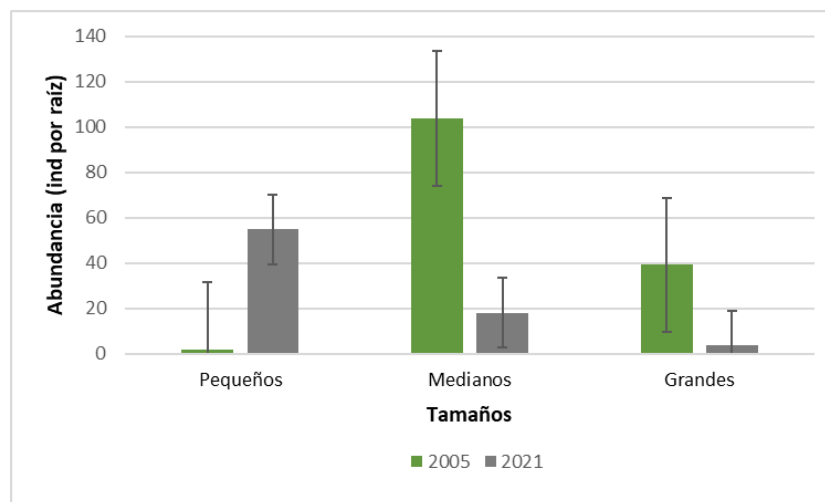


Figura 6. Variación en la abundancia promedio de especies asociadas a raíces aéreas de *Rhizophora mangle* según el tamaño corporal durante 2005 y 2021 en Bahía el Uno. Las barras de error representan el error estándar.

4.5 Variación en el número y abundancia de especies nativas y exóticas

La abundancia de especies nativas fue ligeramente menor que la de especies exóticas en Bahía Turbo, sin una variación temporal clara entre 2005 y 2021 (Figura 7). En el grupo de las exóticas invasoras *Apocorophium acutum* fue el organismo mas abundante y en el de las nativas el gasteropodo *Littorina angulifera* en 2005. Esto cambió en 2021, siendo *Leptocheirus rhizophorae* la especie nativa más abundante y *Apocorophium acutum* la especie exótica más abundante. En cuanto a la riqueza, para ambos periodos varias especies fueron exóticas, prácticamente sin variación de la proporción de especies nativas y exóticas. No obstante, se presentó una variación importante en la riqueza: mientras en 2005 el total de especies fue de 22, en 2021 fue cerca de la mitad (13 especies).

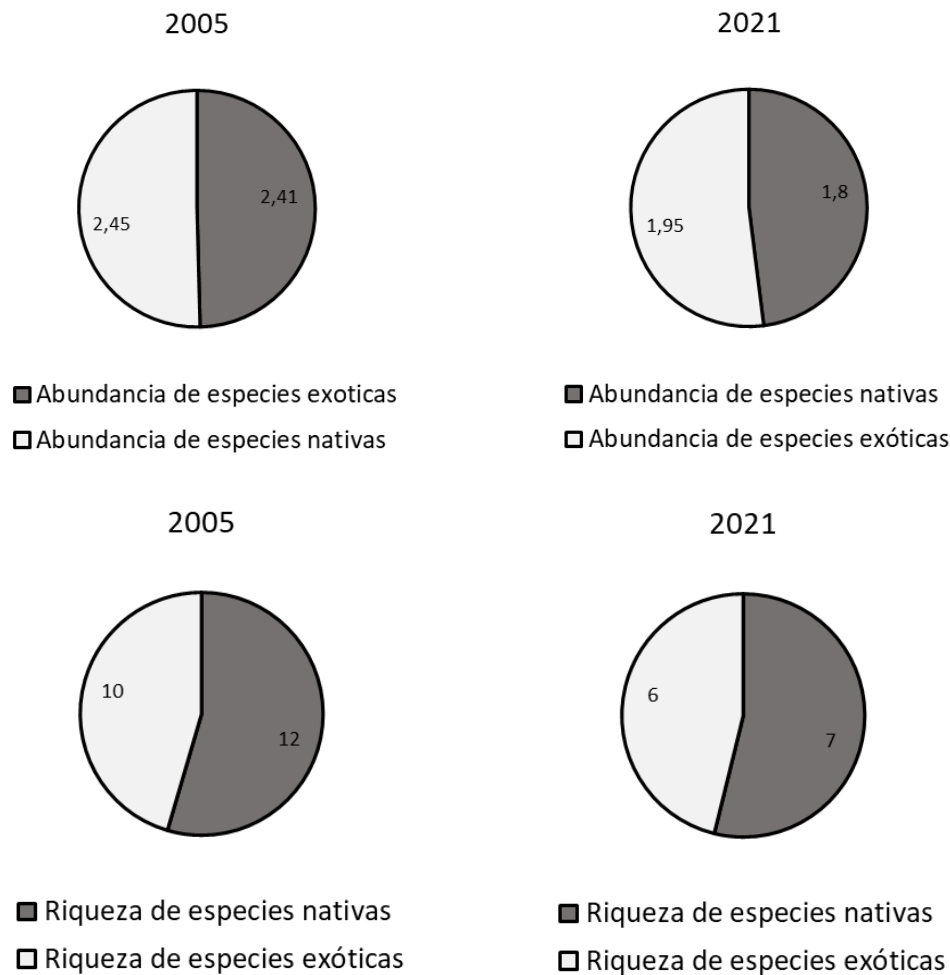


Figura 7. Abundancia (número promedio de individuos por raíz) y riqueza de especies nativas y exóticas asociadas a las raíces de mangle en 2005 y 2021 para Bahía Turbo.

La Prueba T-Student mostró que hay diferencias significativas en la riqueza de especies exóticas entre las dos bahías y entre 2005 y 2021, pero no hay diferencias significativas en la abundancia entre bahías y periodos (tabla 4). Esto implica que la hipótesis de un aumento del número y abundancia de especies exóticas respecto a las nativas entre los dos periodos no se aceptó, pues al reducirse la riqueza general de especies también se redujo la riqueza de especies exóticas.

Tabla 4. Resultados de la prueba t-student para especies no nativas. t= diferencia calculada representada en unidades de error estándar df= grados de libertad p= nivel de significancia. Los valores significativos de probabilidad se indican en negrita

Prueba t-student_especies exóticas	t	df	P
Riqueza entre bahías 2021	-5,199	5,721	0,002
Riqueza 2005 vs 2021	-4,619	5,167	0,005
Abundancia entre bahías 2021	-0,345	9,724	0,737
Abundancia 2005 vs 2021	-2,289	9,072	0,0476

5. DISCUSION

5.1 . Abundancia de los macroinvertebrados

El número de especies (24 en total) en las raíces de *R. mangle* fue menor al reportado por García y Correa (2006) quienes reportaron **58 taxa entre las dos bahías**, coincidiendo en 17 especies con este estudio. No obstante, el número total de individuos fue mayor al compararlo con el estudio de Reyes y Campos, (1992) donde colectaron 2002 macroinvertebrados en la Bahía Chengue, pero menor a lo encontrado en Quiróz y Arias, (2003) quienes hallaron 40 especies con 12289 individuos entre moluscos y crustáceos en Bahía Cispatá. Las abundancias alta, media y baja correspondieron a las especies *Leptocheirus rhizophorae*, *Sphaeroma tenebrans* y *Platynonereis mucronata*, respectivamente, resultado que revela el cambio en la composición de las comunidades a lo largo del tiempo con respecto a García y Correa (2006) quienes cuantificaron estas abundancias en organismos de las especies *Brachidontes domingensis*, *Polymesoda artacta* y *Callinectes bocourti*, respectivamente. Sin embargo, es importante tener en cuenta que estos valores varían de acuerdo con las características ambientales de la zona y al tamaño de la muestra, por lo que resulta complejo hacer una comparación directa con otros estudios del Caribe Colombiano. Además, es necesario tener en cuenta que la presencia de *Callinectes* responde al uso de redes agalleras por García y Correa (2006), lo que en este estudio no se hizo.

Entre los artrópodos colectados, Crustacea fue la clase mejor distribuida, siendo la especie *Leptocheirus rhizophorae* la más abundante y frecuente en las dos bahías durante todo el periodo de estudio. En anteriores estudios relacionados con la abundancia de macroinvertebrados en el Golfo de Urabá no se había registrado *L. rhizophorae* como especie ni a organismos de la familia Corophiidae con tanta abundancia, y si se amplía el rango geográfico al gran Caribe *L. rhizophorae* tiene muy pocas apariciones, y generalmente se encuentra en lagunas tropicales del Golfo de México, como es el caso del estudio de Winfield *et al.*, (2006) y en otras zonas de Colombia como la Bahía Cispatá-Córdoba sigue esta misma tendencia registrándose solo ocho individuos pertenecientes a *Corophium sp* en el 2013 (Quiróz y Arias, 2013). Estos cambios en la abundancia de artrópodos corófidios en el Golfo de Urabá podrían estar

estrechamente relacionados con los cambios ambientales evidenciados a lo largo de los años, teniendo en cuenta que cuando un ambiente atraviesa cambios repentinos la diversidad de especies disminuye y se presenta un aumento de especies de pequeño tamaño (Odum, 1985) como fue el caso de Turbo, en este sentido; se infiere que a medida que aumentaban las perturbaciones en los últimos 15 años aumentó también la abundancia y riqueza de especies oportunistas cuya composición reflejó el carácter rural-agrícola del Uno y peri-urbano de Turbo.

3.1. Respuestas ante la perturbación ambiental

Si bien es ampliamente aceptado que las variables físicas y químicas del ecosistema de manglar influyen en la estructura y las dinámicas comunitarias de los macroinvertebrados que los habitan, es difícil establecer en sistemas tan complejos y poco estables si los cambios producidos en la fauna se deben a factores naturales o de origen antrópico. En las dos bahías la influencia de aguas continentales conducidas por los caños, la lluvia, la marea, los vientos y las aguas residuales se convierten en factores que permiten a los organismos que se desarrollan bajo estas condiciones adaptarse exitosamente y limitar la presencia y abundancia de otras especies menos tolerantes. Así se observa que *Leptocheirus rhizophorae*, *Tanais dulongii*, *Apocorophium acutum*, *Brachidontes domingensis*, *Mytilopsis sallei* son las especies dominantes y más ampliamente distribuidas en el área.

En bahía el Uno la cobertura de manglar se extendía ampliamente hacia la orilla, presentando raíces mayormente expuestas a la atmosfera, a pesar de que el área estaba cubierta casi en un 15% de zonas de explotación maderera, se observó una gran cantidad de plántulas y arboles juveniles en la orilla, esta bahía está mejor conservada y más diversa (22 especies), pero las abundancias fueron bajas con respecto a bahía Turbo. *Leptocheirus rhizophorae* formó grandes asociaciones en las raíces y fue el organismo con distribución más constante en ambas Bahías, se encontró en 18 de las 30 muestras de raíces colectadas alrededor de toda la bahía el Uno y en 22 alrededor de toda la bahía Turbo; este anfípodo se registró recientemente por primera vez en el Caribe colombiano (Lasso *et al.*, 2004) y es una especie propia de *Rhizophora mangle* y de algunas especies de pastos marinos (Ortiz y Lalana, 2010). Este peracárido suele proliferar en manglares influenciados por cambios repentinos en la marea y la salinidad (Winfield *et al.*, 2006). En este estudio la mayor abundancia de *L. rhizophorae* la tuvo la zona occidente de bahía Turbo, la cual se enfrenta a una fuerte contaminación por residuos sólidos y peligrosos. Actualmente existen muy pocos estudios relacionados con las dinámicas poblacionales de esta especie en el Caribe Colombiano y sus respuestas al ambiente, sin embargo, investigaciones más amplias sobre macrofauna estuarina señalan que el género *Leptocheirus* es altamente tolerante ante la perturbación antrópica (Norton *et al.*, 1999). Algunas especies son capaces de regular el exceso de mercurio y otros metales pesados, incrementando su abundancia en medios de alta concentración de contaminantes tóxicos, (Lawrence y Mason, 2001) además de ser capaces de modificar su dieta de acuerdo con la calidad ambiental, incluso si es un ambiente muy perturbado (Schlekat *et al.*, 2000). En este estudio, las dos especies de peracáridos fueron las más abundantes y mejor distribuidas de todo el periodo de muestreo lo que pone de manifiesto su alta capacidad adaptativa a través del tiempo.

Sphaeroma terebrans presentó una distribución más distante con respecto a *L. rhizophorae*, ya que se encontró solo en siete raíces de ambas bahías. Este isópodo es un perforador de las raíces de mangle y suele alterar las características ambientales del manglar cuando su población no es controlada, en áreas

de manglar expuestas a la expansión y construcción de terrenos urbanos (Rehm y Humm, 1973) como es el caso de bahía Turbo, donde este organismo se encontró formando pequeñas colonias y sus tamaños eran variables, además de presentar una abundancia tres veces mayor que en bahía el Uno. A pesar de las diferencias de perturbación entre zonas, *S. terebrans* se encontró en los dos períodos estudiados, caso contrario a lo observado por García y Correa (2006), donde esta especie se distribuyó más ampliamente en bahía Turbo que en El Uno. En otras zonas del Caribe como la Ciénaga Grande de Santa Marta o la gran Isla Margarita de Venezuela, este isópodo y otros de su género se distribuyen también muy ampliamente, presentando la mayor cantidad de organismos en las zonas de manglar cercanas a tuberías de aguas residuales, urbanización, embarcaciones portuarias y bahías de poca profundidad; ambientes estuarinos sometidos a factores generadores de gradientes de alta perturbación (Kensey y Schotte, 1989; Reyes y Campos, 1992; Gonzales, 2012).

Según la “Ecología de la perturbación”, las consecuencias y mecanismos de la perturbación son diferentes en cada nivel jerárquico de la comunidad (Rykiel, 1985) y los atributos afectados pueden ser la coexistencia horizontal, competencia, composición, dominancia y mutualismo; y más específicamente si se trata de perturbación intermedia los atributos claves son la riqueza y la diversidad; de este modo, en ecosistemas maduros la presencia de perturbaciones intermedias mantiene un equilibrio entre la riqueza y la biodiversidad completando niveles mayores a los que habrían en ausencia de perturbación; donde la poca perturbación conduce a baja diversidad a través de la exclusión competitiva, y demasiada perturbación elimina especies incapaces de recolonizar (Connell, 1978; Hoopes y Harrison 1998; Wilkinson, 1999). Este último caso refleja lo ocurrido en Bahía el Uno, donde a través de los dos momentos de estudio, hubo una reducción neta de la diversidad con respecto a García y Palacio, (2006) pero una diferencia clara en la riqueza de especies con respecto a la bahía Turbo en este estudio, lo que refleja que las perturbaciones a las que se enfrentaron las zonas de muestreo no podrían considerarse como intermedias, sin embargo; casos particulares a nivel de especie como el de *Martesia striata*, revelan la incapacidad de recolonización de algunos organismos, este bivalvo se encontró una única vez en 2005 en Bahía Turbo y una única vez en Bahía el Uno en 2021, lo que sugiere coexistencia horizontal exitosa (Gordon, 2000) a pesar de la perturbación pero al mismo tiempo resistencia ambiental que le impidió tener abundancias iguales o mayores a otros organismos de su clase.

Anteriores estudios en el Caribe mostraron las respuestas de ciertos taxa de macroinvertebrados del manglar ante las perturbaciones ambientales. En el Caribe mexicano, Cuba y la costa de Sur América un grupo de anfípodos mostró bajas capacidades de dispersión a lo largo del tiempo y una disminución gradual de su abundancia, (Thomas, 1993; Martin *et al.*, 2013). En la Bahía Hooker en San Andrés, zona de contaminación térmica, aguas residuales, presencia de hidrocarburos y muelles comerciales, especies de poliquetos mostraron una mayor abundancia de especies colonizadoras con respecto a otras Bahías menos perturbadas (Romero y Polania, 2003). En el Golfo de Urabá en las zonas con mayor perturbación antrópica se presentó una mayor abundancia de *Vitta virginea* en áreas casi completamente deforestadas (Blanco y Castaño, 2012), hallazgo similar al de este estudio, donde este gasterópodo solo se presentó en bahía el Uno, la zona con mayor avistamiento de tala. En este mismo golfo poliquetos como *Platynereis mucronata* y *Allita succinea* fueron los más abundantes en estaciones de poca

conservación (Rodríguez et al., 2016). La historia de vida de esta última especie muestra que suele responder muy bien a la perturbación, en especial si se trata de contaminación orgánica, aumentando su densidad y abundancia (Kneib, 1985; Teaca et al., 2019).

A. succinea en este estudio se comportó según su ecología de perturbaciones, ya que tuvo una mayor distribución y abundancia en Bahía Turbo, además de presentar un gran número de juveniles, lo que sugiere que la contaminación no está afectando sus capacidades reproductivas (Aguilar y Santos, 2018). Las zonas occidente y oriente de Turbo fueron las más perturbadas en todo el periodo de muestreo, el occidente con deforestación, que se reflejó en la poca proliferación de los manglares y el oriente con alta presencia de urbanización y actividades portuarias; en esta última, la riqueza de especies fue baja con respecto a la reportada en García y Palacio (2006), y más específicamente en las raíces, se presentó cierto tipo de sustancia aceitosa derivada del riego de combustibles fósiles, en la que los organismos que mostraron mayor tolerancia fueron las tres especies de anfípodo y el bivalvo *Brachidontes domingensis*, un molusco bioincrustante que se distribuye históricamente en áreas portuarias, favorecidas por condiciones ambientales propicias y por el tráfico marítimo; (Walker, 2007); este se encontró en cinco de 10 raíces. Arregocés y Andrade, (2018) reportaron la presencia de *B. domingensis* bajo estas mismas condiciones e infirieron que su presencia en estas áreas puede generar competencia con otros mejillones nativos.

4.3. Especies nativas y no nativas

Se presentó una mayor abundancia y riqueza de especies no-nativas en Turbo; siendo *A. acutum*, *M. sallei* y *M. striata* las especies con abundancias altas, media y baja respectivamente. La mayoría de las especies clasificadas en la literatura como no-nativas se encontraron en García y Palacio, (2006); pero ellos no realizaron un análisis sobre qué factores podrían influenciar su asentamiento; no obstante; sus resultados y los de este estudio prueban que la intensificación de las transformaciones antrópicas en sistemas costeros está asociada a la introducción y expansión local de especies invasoras en comunidades macrobentónicas de bosques de manglar (Coblentz 1990; Makowski et al., 2018), lo que a su vez reveló la importancia de conocer la historia de vida de cada especie para determinar qué variables ambientales específicas modifican sus patrones migratorios.

Se registró a la especie *M. sallei* con un número de individuos mayor en el occidente de bahía Turbo (zona más perturbada) y esta especie suele invadir en ambientes estuarinos influenciados por drenaje de aguas de inundación en zonas urbanas (Cai et al., 2014), aguas residuales industriales y actividades portuarias (Queiroz et al., 2020). En este sentido, las condiciones de bahía Turbo y su composición de especies muestran como el desarrollo urbano puede modificar el equilibrio del ecosistema marino; promoviendo el movimiento de algunas especies (Benayas et al., 2009); sin embargo, no todos los cambios de distribución en una especie se deben propiamente a un evento de invasión o introducción (Makowski et al., 2018), por lo que no es fácil determinar si hallazgos en estudios similares a este en el Caribe se debían o no a bioinvasión, además de que son muy pocos los estudios enfocados a ello. Lo que sí se sabe es que el Caribe por sus condiciones naturales y su alta biodiversidad, es susceptible a las dinámicas de invasión (López et al 2016; García y Buitrago, 2020), por lo que la especie *M. sallei* y otros bivalvos invasores se han distribuido permanentemente o incluso obtenido abundancias mayores a

especies nativas en zonas del Caribe colombiano como la Ciénaga grande de Santa Marta, Isla Covado Cartagena, Isla San Andrés, Bahía Cispatá entre otros (Puyana, 1995; Sánchez, 2004; Vilardy y Polania, 2002; Moreno, 2007). Aunque la historia de vida de esta especie muestra sus patrones de invasión, (Thiel, 2020; Ghasemi *et al.*, 2013) específicamente en el Golfo de Urabá *M. sallei* no está invadiendo, ya que es el Caribe su rango nativo; (Cheng, 2018) sin embargo, ante las perturbaciones tan fuertes que se han presentado en ambas bahías, tanto esta como las otras especies no- nativas podrían estar expandiéndose (Colautti, 2004) hacia otras zonas del Golfo, y la reducción de su abundancia tras 15 años de actividad humana se deba a su desplazamiento local y no propiamente a que estén en vía de desaparición. En contraste, las especies nativas pueden no tener la capacidad de competir con las invasoras exóticas por los requisitos básicos de soporte vital como alimento, refugio, reproducción, etc; y, por lo tanto, pueden ser llevadas en casos muy extremos, a la extinción (Makowski *et al.*, 2018). Una especie nativa que desapareció luego de los 15 años de actividad humana en la bahía Turbo fue *Littorina angulifera*, esta tuvo una mayor abundancia en Bahía el Uno en 2005, zona en la que se encontraban presentes seis especies no nativas registradas en este estudio, lo que a su vez muestra como algunas especies exóticas e invasoras exóticas se han mantenido a través del tiempo y han colonizado sobre las nativas luego de competir; proliferando a un ritmo tan constante que tienen el potencial de causar daño a la biodiversidad en Turbo (Makowski *et al.*, 2018; Vitousek, 1997); sin embargo, se presentaron excepciones como es el caso de *Exaiptasia diaphana*, este fue la segunda especie exótica más abundante en 2005 pero no se registró ningún individuo en 2021; su historia de vida muestra que es una especie de amplia tolerancia ecológica, su abundancia aumenta en ambientes perturbados e incluso se adapta fácilmente a cualquier sustrato firme, y aunque su competencia con especies nativas suele ser pareja es inofensiva para otras poblaciones (Hoadley *et al.*, 2015; Glon *et al.*, 2020). En este sentido, la desaparición de esta especie puede deberse bien a que el muestreo no cubrió zonas donde se distribuye o a que haya otro factor en el Golfo de Urabá que este limitando su proliferación.

4. CONCLUSIONES

- Los cambios temporales en la estructura de las comunidades macrobentónicas de *R. mangle* frente a la urbanización y la expansión de la frontera agrícola siguen las tendencias generales de la ecología de las perturbaciones, con una disminución de la biodiversidad, un aumento de las especies exóticas y alta dominancia de unas pocas especies.
- La riqueza de especies asociadas a las raíces del mangle fue baja durante el periodo de estudio en comparación con otros reportes en el Golfo de Urabá. Estas diferencias están posiblemente relacionadas con el bajo número de especies típicas de ambientes con salinidades fluctuantes y/o con el aumento de las actividades urbanas. en 2021 para Bahía Turbo.
- Los anfípodos y en especial *Leptocheirus rhizophorae* y *Tanais dulongii* constituyeron el grupo más importante en número y cubrimiento de las raíces del mangle. *Bifurtra tenius* y el poliqueto *Allita succinea*, mostraron valores importantes de cobertura espacial en las raíces de la zona occidente de ambas bahías, donde generalmente el deterioro de los manglares fue mayor.
- La abundancia de especies no nativas en Turbo reflejó la capacidad de algunos organismos como *Allita succinea* y *Sphaeroma tenebrans* para moverse espacialmente tras fenómenos de expansión urbana de 2005 a 2021.

5. RECOMENDACIONES

- La raíz fue eficiente como unidad de muestreo, sin embargo, en investigaciones futuras se recomienda realizar más de un muestreo intensivo, para tener una visión aún más amplia de la diversidad y los cambios en la estructura comunitaria, así como un muestreo preliminar para prever la posible ausencia de árboles en la zona de muestreo y su accesibilidad.
- Es evidente la necesidad de determinar la composición química alrededor de la contaminación a la que se enfrentan las bahías Turbo y El Uno, en especial, analizar a profundidad la contaminación por riego de combustibles en Turbo, para poder ejercer planes futuros en pro de la recuperación de estas Bahías de gran importancia ambiental para la región.
- Si bien parece ser que la perturbación y la invasión de especies son los más grandes retos en el área de estudio, es importante profundizar en posteriores investigaciones en el desplazamiento regional de especies invasoras en todo el Golfo de Urabá, además de generar mayor conocimiento sobre bioinvasión y sus consecuencias sobre especies nativas en los manglares del Golfo.
- Teniendo en cuenta que este estudio es una iniciativa frente al estudio de las respuestas de la macrofauna ante la perturbación ambiental, las muestras tomadas en este trabajo estarán a disposición de la comunidad científica para ser analizadas y seguir con esta línea de ciencia, y así, seguir despertando el interés a toda la comunidad de Urabá hacia la conservación de los bosques de manglar.
-

6. Referencias bibliográficas

- Aguiar, T. M., & Gomes Santos, C. S. (2018). Reproductive biology of *Alitta succinea* (Annelida: Nereididae) in a Brazilian tropical lagoon. *Invertebrate Biology*, 137(1), 17-28.
- Alcántara-Carrió, J., Caicedo, A., Hernández, J. C., Jaramillo-Vélez, A., & Manzolli, R. P. (2019). Sediment bypassing from the new human-induced lobe to the ancient lobe of the Turbo delta (Gulf of Urabá, Southern Caribbean Sea). *Journal of Coastal Research*, 35(1), 196-209.
- Aguilera, A. A., Arregocés, L. J., & Andrade, E. L. Invertebrados marinos bioincrustante en el casco del buque ARC "20 de Julio" Marine biofouling invertebrates on the hull of the ship ARC "20 de Julio".
- Alberti M (2008) *Advances in urban ecology: integrating humans and ecological processes in urban ecosystems*. Springer, New York.
- Álvarez-Leon, R., & García-Hansen, I. (2003). Biodiversity associated with mangroves in Colombia. *Isme/Glomis*, 3(1), 1-2.
- Arroyave-Rincón, A., Amortegui-Torres, V., Blanco-Libreros, J. F., & Taborda-Marín, A. (2014). Efecto de borde sobre la población del cangrejo azul *Cardisoma guanhumi* (Decapoda: Gecarcinidae) en el manglar de la bahía El Uno, Golfo de Urabá (Colombia): una aproximación a su captura artesanal. *Actualidades Biológicas*, 36(100).
- Arteaga-Flórez, C., Fernández-Rodríguez, V., & Londoño-Mesa, M. H. (2014). First record of the polychaeta *Ficopomatus uschakovi* (Pillai, 1960) (Annelida, Serpulidae) in the Colombian Caribbean, South America. *Zookeys*, (371), 1.
- Benayas, J. M. R., A. C. Newton, A. Diaz, and J. M. Bullock. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325:1121–1124
- Bennett KF, Reed AJ, Lutz RA (2011) DNA barcoding reveals *Brachidontes* (Bivalvia: Mytilidae) from two ecologically distinct intertidal habitats on Long Key, Florida Keys, are cryptic species. not ecotypes. *The Nautilus* 125:63-75. Retrieved from <https://biostor.org/reference/166548>
- Blanco Libreros, J. F., Ortíz Acevedo, L. F., & Urrego Giraldo, L. E. (2015). Reservorios de biomasa aérea y de carbono en los manglares del golfo de Urabá (Caribe colombiano). *Actualidades biológicas* 37 (103): 131-141
- Blanco, J. F., Estrada, E. A., Ortiz, L. F., & Urrego, L. E. (2012). Ecosystem-wide impacts of deforestation in mangroves: The Urabá Gulf (Colombian Caribbean) case study. *ISRN Ecology*, 2012.
- Blanco, Juan F., & Castaño, María C.. (2012). Efecto de la conversión del manglar a potrero sobre la densidad y tallas de dos gasterópodos en el delta del río Turbo (golfo de Urabá, Caribe colombiano). *Revista de Biología Tropical*, 60(4), 1707-1719
- Blanco-Libreros, J. F. & Ortiz-Acevedo, L. F. (2016) Moluscos (gasterópodos y bivalvos) asociados a raíces sumergidas de mangle en el Golfo de Urabá. (pp. 153–175) En M. Londoño - F. Blanco-Libreros (Eds). Expedición Caribe sur Antioquia y Chocó costeros. Secretaría Ejecutiva de la Comisión Colombiana del Océano. Bogotá 323 pp.
- Blanco-Libreros, J. F. & M. H. Londoño-Mesa (Eds.). (2016). Expedición Caribe sur: Antioquia y Chocó costeros. Secretaría Ejecutiva de la Comisión Colombiana del Océano. Bogotá 323 p.
- Blanco-Libreros, J. F., Estrada-Urrea E. A. (2015). Mangroves on the Edge: Anthrome-Dependent Fragmentation Influences Ecological Condition (Turbo, Colombia, Southern Caribbean). *Diversity*, 206–228.
- Blanco-Libreros, J. F., Taborda-Marín, A., Amortegui-Torres, V., Arroyave-Rincón, A., Sandoval, A., Estrada, E. A., ... & Narváez, A. V. (2013). Deforestación y sedimentación en los manglares del Golfo de Urabá. Síntesis de los impactos sobre la fauna macrobéntica e íctica en el delta del río Turbo. *Gestión y Ambiente*, 16(2), 19-36.
- Blanco-Libreros, J. F. (2016). Cambios globales en los manglares del golfo de Urabá (Colombia): entre la cambiante línea

- costera y la frontera agropecuaria en expansión. *Actualidades Biológicas*, 38 (104): 53-70
- Blanco JF. 2016. Cambios globales en los manglares del golfo de Urabá (Colombia): entre la cambiante línea costera y la frontera agropecuaria en expansión. *Actual. Biol.*;38(104):53-70. DOI: 10.17533/udea.acbi.v38n104a06
- Branoff, B.L. (2017) Quantifying the influence of urban land use on mangrove biology and ecology: A meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*. 26, 1339-1356.
- Brito TL, Campos AB, Bastiaan von Meijenfildt FA et al. (2018). The gill-associated microbiome is the main source of wood plant polysaccharide hydrolases and secondary metabolite gene clusters in the mangrove shipworm *Neoteredo reynei*. *PLoS One* 13(11):e0200437.
- Brooks RA (2004) Discovery of *Sphaeroma terebrans*, a wood-boring isopod, in the red mangrove, *Rhizophora mangle*, habitat of northern Florida Bay. *Ambio* 33:171-173
- Bulleri, F., Chapman, M. G. (2010). The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*. 47, 26–35.
- Cai, L.-Z., Hwang, J.-S., Dahms, H.-U., Fu, S.-J., Zhuo, Y., & Guo, T. (2014). Effect of the invasive bivalve *Mytilopsis sallei* on the macrofaunal fouling community and the environment of Yundang Lagoon, Xiamen, China. *Hydrobiologia*, 741(1), 101–111. doi:10.1007/s10750-014-2012-4
- Campos, N., Reyes, R. (1992). Macroinvertebrados colonizadores de las raíces de mangle rojo en la Bahía Chengue, Caribe Colombiano. *Institución de Investigación Marina Punta Berlin*, 101–116.
- Çevik C, Özcan T, Gündoğdu S (2015) First record of the striate piddock *Martesia striata* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Bivalvia: Pholadidae) in the Mediterranean Sea. *BiolInvasions Rec* 4: 277–280. <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2015.4.4.08>
- Cheng, M. C., Sarà, G., & Williams, G. A. (2018). Combined effects of thermal conditions and food availability on thermal tolerance of the marine bivalve, *Perna viridis*. *Journal of thermal biology*, 78, 270-276.
- CIOH, Oceanografía del Caribe, (2020). Golfo de Urabá. Recuperado de: <https://www.cioh.org.co/meteorologia/Climatologia/ResumenGolfoDeUrabá2.php#:~:text=Esta%20región%20del%20país%20se, distintas%20plantas%20y%20especies%20vegetales>.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., (2006) *PRIMER v6: User*
- Coblentz BE (1990) Exotic organisms: a dilemma for conservation biology. *Conserv Biol* 4 (3):261–265
- Colautti, R. I., & Maclsaac, H. J. (2004). A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and distributions*, 10(2), 135-141.
- CORPOURABÁ. Alcaldía municipal de Turbo. Plan de ordenamiento territorial (POT). (2012). (Acuerdo 022) Recuperado de: https://turboantioquia.micolombiadigital.gov.co/sites/turboantioquia/content/files/000083/4105_acuerdo-022-del-2012--pot-oficial--aprobado-por-el-concejo-municipal.pdf
- CORPOURABÁ. Ministerio de Ambiente, vivienda y desarrollo territorial. Cuencas de los ríos Turbo, Currulao y Río grande. Subdirección Gestión y Administración Ambiental (2007). Recuperado de: http://corpouraba.gov.co/sites/default/files/objetivoscalidadgua_turbo_currulao_y_grande.pdf.
- Y OTRAS CORRIENTES RECEPTORAS DE VERTIMIENTOS DEL MUNICIPIO DE TURBO
- DANE, (2011). Proyecciones Estadísticas por Municipio Censo 2005.
- DANE, (2018). Resultados censo nacional de población y vivienda 2018.
- Dean, H. K. 2001. Some Nereididae (Annelida: Polychaeta) from the Pacific Coast of Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*. 49: 37–67.
- Diaz H, Conde JE (1989) Population Dynamics and Life History of the Mangrove Tree crab *Aratus Pisonii* (Brachyura. Grapsidae) in a Marine Environment. *Bull Mar Sci* 45: 48-163.
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience*, 4(5), 293-297.
- Echeverri, A. Vélez, E. A. & Castaño, N. (Eds.) (2017). Entre el agua y la tierra: Turbo el reto del litoral, una visión estratégica para el 2050 y acciones estratégicas para lograrlo. Universidad EAFIT. Medellín, Colombia: Urbam: Centro de estudios urbanos y ambientales.
- Edwin, M. R. C. (2007). Moluscos y crustáceos asociados a las raíces sumergidas de *Rhizophora mangle* (Linnaeus, 1753) y su relación frente a la calidad del agua en dos áreas de la Bahía de Cispatá," Ciénagas del Ostional y Navío y Ciénaga de la Soledad"(Córdoba), Caribe Colombiano.
- elevated pCO2 conditions in the model anemone, *Exaiptasia pallida*, hosting
- Ellison, A. M., & Farnsworth, E. J. (1992). The ecology of Belizean mangrove-root fouling communities: patterns of epibiont distribution and abundance, and effects on root growth. In *The Ecology of Mangrove and Related Ecosystems*. 87-

- Ellison, A. M., & Farnsworth, E. J. (1996). Anthropogenic disturbance of Caribbean mangrove ecosystems: past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica*, 549-565.
- Ellison, M. A., Ferrier, M. D., & Carney, S. L. (2017). Salinity stress results in differential Hsp70 expression in the *Exaiptasia pallida* and *Symbiodinium* symbiosis. *Marine environmental research*, 132, 63-67
- Feller, I.C., Lovelock, C.E. & McKee, K.L. (2007). Nutrient Addition Differentially Affects Ecological Processes of *Avicennia germinans* in Nitrogen versus Phosphorus Limited Mangrove Ecosystems. *Ecosystems* 10, 347–359.
- Fernandez-Rodríguez, V., Londono-Mesa, M. H., & Ramírez-Restrepo, J. J. (2016). Polychaetes from Red Mangrove (*Rhizophora mangle*) and their relationship with the water conditions in The Gulf of Urabá, Colombian Caribbean. *Acta Biológica Colombiana*, 21(3), 611-618.
- Fernández-Rodríguez, V., Londoño-Mesa, M. H., & Ramírez-Restrepo, J. J. (2016). Poliquetos de manglar rojo (*Rhizophora mangle*) y su relación con las condiciones acuáticas en el golfo de Urabá, Caribe Colombiano. *Acta Biológica Colombiana*, 21(3), 611.
- García, J. M., Palacio, J. (2007). Macroinvertebrados asociados a las raíces sumergidas del Mangle Rojo (*Rhizophora Mangle*) en las bahías Turbo y El Uno, Golfo de Urabá (Caribe Colombiano). *Gestión y Ambiente*, 11(3), 55–56.
- García, J. M., Correa, J. D. (2006). Macroinvertebrados y peces asociados a las raíces sumergidas del Mangle Rojo (*Rhizophora Mangle*) en las bahías Turbo y El Uno, Golfo de Urabá (Caribe Colombiano (tesis de pregrado). Universidad de Antioquia, Antioquia, Colombia.
- García-Valencia, C. (Ed). 2007. Atlas del golfo de Urabá: una mirada al Caribe de Antioquia y Chocó. Instituto de investigaciones marinas y costeras -Invemar- y Gobernación de Antioquia. Serie de publicaciones especiales de Invemar N°12. Santa Marta, Colombia. 180p.
- Ghasemi, A. F., Taheri, M., & Jam, A. (2013). Does the introduced polychaete *Alitta succinea* establish in the Caspian Sea?. *Helgoland Marine Research*, 67(4), 715-720.
- Glon H, Daly M, Carlton JT et al. (2020) Mediators of invasions in the sea: life history strategies and dispersal vectors facilitating global sea anemone introductions. *Biol Inv* 22:3195-3222.
- Glon, H., Daly, M., Carlton, J. T., Flenniken, M. M., & Currimjee, Z. (2020). Mediators of invasions in the sea: life history strategies and dispersal vectors facilitating global sea anemone introductions. *Biological Invasions*, 22(11), 3195-3222.
- GORDON, C. E. (2000). The coexistence of species La coexistencia de especies. *Revista chilena de historia natural*, 73(1), 175-198.
- Gore RH, Grizzle RE (1974) Studies on decapod Crustacea from the Indian River region of Florida. III. *Callinectes bocourti* A. Milne Edwards, 1879 (Decapoda, Portunidae) from the central east coast of Florida. *Crustaceana* 27:306-308.
- Gosner KL (1978) A field guide to the Atlantic seashore: Invertebrates and seaweeds of the Atlantic coast from the Bay of Fundy to Cape Hatteras. pp. 329. Houghton Mifflin Co., Boston.
- Gracia, A., & Rangel-Buitrago, N. (2020). The invasive species *Perna viridis* (Linnaeus, 1758-Bivalvia: Mytilidae) on artificial substrates: A baseline assessment for the Colombian Caribbean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 152, 110926.
- Gutiérrez, J. A. (2012). Isópodos marinos (Crustacea: Peracarida) de la costa sur de la Isla de Margarita, Venezuela. *Memoria de la Fundación la salle de Ciencias Naturales*, 173(174), 25-38.
- Harrison AD, Rankin JJ (1978) Hydrobiological studies of Eastern Lesser Antillean Islands. III. St. Vincent: Freshwater mollusca-their distribution, population dynamics and biology. *Archiv fur Hydrobiologie, Monographische Beitrage* 54:123-188.
- Hoadley KD, Rollison D, Pettay DT, Warner ME (2015) Differential carbon utilization and asexual reproduction under
- Hogarth, P.J., (2007) *Biology of mangroves and Seagrasses (Biology of habitats)*, Oxford Reino Unido, Oxford university press.
- Hoopes, M. F. and Harrison, S. 1998. Metapopulation, source-sink and disturbance dynamics. - In: Sutherland, W. J. (ed.), *Conservation science and action*. Blackwell, Oxford, pp. 135-151.
- Hossain MB, Hughes LE (2016) New species *Victoriopisa bruneiensis* and *Apocorophium acutum* (Chevreux, 1908) from Brunei (Crustacea: Peracarida: Amphipoda). *Zootaxa*, 4117:375-386. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4117.3.5>.
- Hutchings, P. & Saenger, P. (1987). *Ecology of mangroves*. Queensland, Australia: University of Queensland Press.
- Keen, M. (1993). *Clave para la identificación de gasterópodos*.
- KENSLEY, B. Y M. SCHOTTE. 1989. *Guide to the marine Isopod crustaceans of the Caribbean*. Smithsonian Institution Press. Washington, D C. 308 pp.
- Kneib, R. T. (1985). Predation and disturbance by grass shrimp, *Palaemonetes pugio* Holthuis, in soft-substratum benthic invertebrate assemblages. *Journal of Experimental*

- Lasso, C. A., & Alonso, L. E. C. (2004). Evaluación rápida de la biodiversidad y aspectos sociales de los ecosistemas acuáticos del delta del río Orinoco y golfo de Paria, Venezuela (No. 581 L338r Ej. 1 021670).
- Lawrence, A. L., & Mason, R. P. (2001). Factors controlling the bioaccumulation of mercury and methylmercury by the estuarine amphipod *Leptocheirus plumulosus*. *Environmental Pollution*, 111(2), 217-231.
- Lee, S. Y. (1999). Tropical mangrove ecology: physical and biotic factors influencing ecosystem structure and function. *Australian Journal of Ecology*, 24(4), 355-366.
- Leonel, Rosa M. V., Lopes, Sônia G. B. C., Moraes, Daniela T. de, & Aversari, Marcos. (2006). The interference of methods in the collection of teredinids (Mollusca, Bivalvia) in mangrove habitats. *Iheringia. Série Zoologia*, 96(1), 25-30.
- López Vivas, J. M., Rodríguez, R. R., Uc, M. L., Calderón, J. L., Salazar, R. M., & Arango, G. H. (2016). Invasive species associated to the mangrove forest. *The Arid Mangrove Forest from Baja California Peninsula*, 2, 115-130.
- Lozano, L.H. (1998). Caracterización y diagnóstico integral de la zona costera que comprende la bahía Colombia desde el río Turbo hasta Matuntugo. Escuela Naval Almirante Padilla, Cartagena de Indias, Bolívar, Colombia.
- Lugo, A. E., & Snedaker, S. C. (1974). The ecology of mangroves. *Annual review of ecology and systematics*, 5(1), 39-64.
- Makowski, C., & Finkl, C. W. (Eds.). (2018). *Impacts of Invasive Species on Coastal Environments: Coasts in Crisis* (Vol. 29). Springer.
- Mancinelli G, Bardelli R, Zenetos A (2021) A global occurrence database of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus*. *Scientific Data* 8:1-10.
- Manual/Tutorial (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research). PRIMER-E, Plymouth.
- Martín, A., Díaz, Y., Miloslavich, P., Escobar-Briones, E., Guerra-García, J. M., Valencia, B., ... & Klein, E. (2013). Regional diversity of Amphipoda in the Caribbean Sea. *Revista de Biología Tropical*, 61(4), 1681-1720.
- McCann LD, Hitchcock NG, Winston JE, Ruiz GM (2007). Non-native bryozoans in coastal embayments of the southern United States: new records for the western Atlantic. *Bull Mar Sci* 80:319-342
- McKee, K. L., Cahoon, D. R., & Feller, I. C. (2007). Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecology and Biogeography*, 16(5), 545-556.
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution*, 14(11), 450-453.
- Mejía-Rentería, J. C., Castellanos-Galindo, G. A., Cantera-Kintz, J. R., & Hamilton, S. E. (2018). A comparison of Colombian Pacific mangrove extent estimations: Implications for the conservation of a unique Neotropical tidal forest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 212, 233-240.
- Miloslavich P, Díaz JM, Klein E et al. (2010) Marine Biodiversity in the Caribbean: Regional Estimates and Distribution Patterns. *PLoS ONE* 5:e11916
- Norton, B. L., Lewis, M. A., & Mayer, F. L. (1999). Storage duration and temperature and the acute toxicities of estuarine sediments to *Mysidopsis bahia* and *Leptocheirus plumulosus*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 63(2), 157-166.
- Odum, E. P. (1985). Trends expected in stressed ecosystems. *Bioscience*, 35(7), 419-422.
- Oresanz JM, Schwindt E, Pastorino G et al. (2002) No longer the pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biol Inv* 4:115-143
- Ortiz Reyes, A., Robles López, K., Urrego Giraldo, L. E., & Romero Tabarez, M. (2018). Diversity and Biological Interactions in Mangrove Forests Ecosystem. *Revista de Ciencias*, 22(2), 111-127.
- Ortiz, L. F., Blanco, J. F. (2012). Distribución de los gasterópodos del manglar, *Neritina virginea* (Neritidae) y *Littoraria angulifera* (Littorinidae) en la Ecorregión Darién, Caribe Colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 60(1), 219-232.
- Ortiz, M. (1994). Clave gráfica para la identificación de familias y géneros de anfípodos del suborden Gammaridea del Atlántico occidental tropical. *Boletín de investigación Marinas y Costeras Punta Betín*. (23), 59-101.
- Ortiz, M., & Lalana, R. (2010). Distribución de los anfípodos (Crustacea, Malacostraca, Peracarida) de los subórdenes Gammaridea, Caprellidea e Hyperiidea, presentes en el archipiélago cubano.
- Pickett, S. T. A., Kolasa, J., Armesto, J. J., & Collins, S. L. (1989). The Ecological Concept of Disturbance and Its Expression at Various Hierarchical Levels. *Oikos*, 54(2), 129. doi:10.2307/3565258
- Aguilera, A., Arregocés Silva, L. J., & Andrade, E. (2018). Marine biofouling invertebrates in the hull of the ship ARC "20 de Julio". *Boletín Científico CIOH*, (36), 03-16.
- Poupin J, Davie PJF, Cexus JC (2005) A revision of the genus *Pachygrapsus* Randall, 1840 (Crustacea: Decapoda: Brachyura, Grapsidae), with special reference to the Southwest Pacific species. *Zootaxa* 1015:1-66.
- Puyana, M. (1995). Aspectos biológicos y ecológicos de

- Mytilopsis sallei* (Recluz, 1849) (Bivalvia: Dreissenidae) en bancos de ostra de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 24(1), 29-53.
- Queiroz, R. N. M., da Silva, P. M., DeSouza, A. M., Silva, L. B., & Dias, T. L. P. (2020). Effects of environmental factors on the distribution of the exotic species *Mytilopsis sallei* (Récluz, 1849) (Bivalvia: Dreissenidae) on the Northeast coast of Brazil. *Journal of Sea Research*, 165, 101954.
- Quiceno, P. A., Palacio, J. A. (2008). Aporte al conocimiento de los macroinvertebrados asociados a las raíces del Mangle (*Rizophora Mangle*) en la cienaga la Boquilla, municipio de San Onofre, Sucre. *Gestión y ambiente*, 11(3), 67-78
- Quirós, J. A., Arias, J. E. (2013). Taxocenosis de moluscos y crustáceos en raíces de *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) en la Bahía de Cispatá, Córdoba, Colombia. *Acta biológica colombiana*, 18(2), 329–340.
- Quirós-Rodríguez, J. A., Medrano-Mangones, W. J., & Santafé-Patiño, G. G. (2017). Esponjas (Porifera: Demospongiae) de raíces sumergidas de *Rhizophora mangle* en la bahía de Cispatá, Córdoba, Caribe Colombiano. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(1), 80-85.
- Read G, Fauchald K (2021). World Polychaeta database. <http://www.marinespecies.org/polychaeta/aphia.php?p=taxdetails&id=330809> on 2022-01-13. Accessed 12 December 2021.
- Rehm, A., & Humm, H. J. (1973). *Sphaeroma terebrans: A Threat to the Mangroves of Southwestern Florida*. *Science*, 182(4108), 173–174. doi:10.1126/science.182.4108.173
- Reid DG, Dyal P, Williams ST (2010) Global diversification of mangrove fauna: a molecular phylogeny of Littoraria (Gastropoda: Littorinidae). *Mol Phylogenet Evol* 55:185-201.
- Reid DG, Dyal P, Williams ST (2010) Global diversification of mangrove fauna: a molecular phylogeny of Littoraria (Gastropoda: Littorinidae). *Mol Phylogenet Evol* 55:185-201.
- Correa, J. D., & Palacio, J. A. (2008). Ictiofauna de las áreas de manglar en las bahías Turbo y el Uno, Golfo de Urabá (Caribe Colombiano). *Gestión y Ambiente*, 11(3), 43-54.
- Reyes, R., & Néstor, H. C. C. (1992). MOLUSCOS, ANELIDOS Y CRUSTACEOS ASOCIADOS A LAS RAICES DE "RHIZOPHORA MANGLE" LINNAEUS, EN LA REGION DE SANTA MARTA, CARIBE COLOMBIANO. *Caldasia*, 133-148.
- Reyes, J., & Santodomingo, N. (2002). Manual de identificación CITES de Invertebrados Marinos de Colombia. Servigráficas.
- Riascos, J. M., & Blanco-Libreros, J. F. (2019). Pervasively high mangrove productivity in a major tropical delta throughout an ENSO cycle (Southern Caribbean, Colombia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 227, 106301.
- Rilov, G., & Crooks, J. A. (2009). Biological invasions in marine ecosystems. *Ecological studies*, 204, 353
- Rios EC (1994) Seashells of Brazil. 2nd edition. Fundação Universidade do Rio Grande. Rio Grande. 492 pp.
- Rius M, Ah Yong S, Costello MJ et al. (2021) World Register of Introduced Marine Species (WRiMS). <http://www.marinespecies.org/introduced> on 2021-11-17. doi:10.14284/347 Accessed 24 December 2021.
- Romero-Murillo, Patricia E, & Polanía, Jaime. (2008). Sucesión temprana de la taxocenosis Mollusca-Annelida-Crustacea en raíces sumergidas de mangle rojo en San Andrés Isla, Caribe colombiano. *Revista de biología marina y oceanografía*, 43(1), 63-74
- Ruiz, M., & López-Portillo, J. (2014). Variación espacio-temporal de la comunidad de macroinvertebrados epibiontes en las raíces del mangle rojo *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) en la laguna costera de La Mancha, Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical*, 62(4), 1309-1330.
- Rykiel, E. J. 1985. Towards a definition of ecological disturbance. - *Aust. J. Ecol.* 10: 361-365
- Sánchez Castro, C. J. (2004). Comportamiento cíclico de los estadios larvales del mejillón *Mytilopsis sallei* (Recluz, 1849) en la fina CI Océanos SA de la isla del Covado-Cartagena.
- Sanchez-Paez, H., Alvarez-León, R. (Ed.). (1997). Diagnostico y zonificación preliminar de manglares en el Pacífico colombiano. Bogotá, Colombia. Unión Grafica Ltda.
- Santos, T., Tellería J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: Efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*. 15(2), 3–12.
- Schlekat, C. E., Decho, A. W., & Chandler, G. T. (2000). Bioavailability of particle-associated silver, cadmium, and zinc to the estuarine amphipod *Leptocheirus plumulosus* through dietary ingestion. *Limnology and Oceanography*, 45(1), 11-21.
- Schwindt E, Carlton JT, Orensanz JM et al. (2020) Past and future of the marine bioinvasions along the Southwestern Atlantic. *Aquat Invasions* 15:11-29.
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyra, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083-16088.
- Severejn HJ, Garcia Y, Ewald JJ (1994) Taxonomic revision of *Polymesoda solida* (Philippi 1846) (Bivalvia: Corbiculidae), a new name for *Polymesoda arctata*, the estuarine clam of Lake Maracaibo and other estuaries of the tropical

- Atlantic coasts of America. *Ciencia (Venezuela)* 2:53–65.
- Somerfield. P. J., Clarke. K. R., & Gorley. R. N. (2021). Analysis of similarities (ANOSIM) for 2-way layouts using a generalised ANOSIM statistic. with comparative notes on Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Austral Ecology*. 46(6). 911-926.
- Sousa, W. P., Quek, S. P., & Mitchell, B. J. (2003). Regeneration of *Rhizophora* mangrove in a Caribbean mangrove forest: interacting effects of canopy disturbance and a stem-boring beetle. *Oecologia*, 137(3), 436-445.
- Struck, T. H., Feder, J. L., Bendiksbj, M., Birkeland, S., Cerca, J., Gusarov, V. I., ... & Dimitrov, D. (2018). Finding evolutionary processes hidden in cryptic species. *Trends in Ecology & Evolution*, 33(3), 153-163.
- Swan BK, Watts JM, Reifel KM et al. (2007) Role of the polychaete *Neanthes succinea* in phosphorus regeneration from sediments in the Salton Sea, California. *Hydrobiologia* 576:111-125.
- Tan KS, Tay T (2018) The invasive Caribbean *Mytilopsis sallei* (Bivalvia: Dreissenidae): a short review. *ASEAN J Sci Techn Develop* 35(1-2). 133-139. <https://doi.org/10.29037/ajstd.483>.
- Teaca, A., Muresan, M., Begun, T., Popa, A., & Ion, G. (2019). Marine benthic habitats within a physical disturbed site from the Romanian Coast of the Black Sea. *Journal of Environmental Protection and Ecology*, 20(2), 723-732.
- Thiel, M. (2000). Juvenile *Sphaeroma quadridentatum* invading female-offspring groups of *Sphaeroma terebrans*. *Journal of Natural History*, 34(5), 737-745.
- Thomas, J. D. (1993). Biological monitoring and tropical biodiversity in marine environments: a critique with recommendations, and comments on the use of amphipods as bioindicators. *Journal of Natural History*, 27(4), 795-806.
- Urrego, L. E., Molina, E. C., Suárez, J. A., Ruiz, H., & Polanía, J. (2010). Distribución, composición y estructura de los manglares del golfo de Urabá. *Expedición Estuarina, Golfo de Urabá, Fase 1; Expedición Antioquia 2013*, 3, 82-110.
- Urrego, L. E; Molina, E. C; Suárez. J. A; Ruiz, H. Y & Polanía, J. (2016). Distribución, composición y estructura de los manglares del Golfo de Urabá. (pp.111-132) En: Blanco-Libreros, J. F. & M. H. Londoño-Mesa (Eds.). *Expedición Caribe sur: Antioquia y Chocó costeros*. Secretaría Ejecutiva de la Comisión Colombiana del Océano. Bogotá 323 pp
- Valiela, J., Bowen, J. I., & York, J. K. (2001). Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments: At least 35% of the area of mangrove forests has been lost in the past two decades, losses that exceed those for tropical rain forests and coral reefs, two other well-known threatened environments. *Bioscience*, 51(10), 807-815.
- Vásquez, A. A., & Sánchez, J. (2015). Clave ilustrada y comentada para la identificación de moluscos gasterópodos fluviales de Cuba. *Revista cubana de Medicina Tropical*. 67(2), 231-245.
- Vermeij GJ, Rosenberg G (1993) Giving and receiving: the tropical Atlantic as donor and recipient region for invading species. *Am Malacol Bull* 10:181-194.
- Vilardy, S., & Polania, J. (2002). Mollusc fauna of the mangrove root-fouling community at the Colombian Archipelago of San Andrés and Old Providence. *Wetlands Ecology and Management*, 10(3), 273-282.
- Vitousek PM (1997) Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos* 57:7–13
- Walker, S., Schlacher, T. y Schlacher-Hoenlinger, M. (2007). Spatial heterogeneity of epibenthos on artificial reefs: fouling communities in the early stages of colonization on an East Australian shipwreck. *Marine Ecology* 28, 345-445.
- Wilkinson, D. M. (1999). The Disturbing History of Intermediate Disturbance. *Oikos*, 84(1), 145. doi:10.2307/3546874
- Winfield, I., Cházaro-Olvera, S., & Álvarez, F. (2007). ¿Controla la biomasa de pastos marinos la densidad de los peracáridos (Crustacea: Peracarida) en lagunas tropicales?. *Revista de Biología Tropical*, 55(1), 43-51.

7. ANEXOS

Anexo 1. Rangos nativos e introducidos de especies encontradas en 2005 y 2021, con sus respectivos porcentajes de abundancia.

2005	2005	2021	2021					
Especies				Clase	Rango nativo	Rango introducido	Referencia	
<i>B. domingensis</i>	22,60	24,93	1,87	5,53	Nativa	Bermuda, Bahamas, Sureste de Florida y el Mar Caribe	N/A	Bennet et al. (2011)
<i>A. pisonii</i>	0,90	0,44	0,17	0,23	Nativa	Florida hasta el noreste de Brasil y las islas del Caribe; Nicaragua hasta Perú	N/A	Diaz y Conde (1989)
<i>V. virginea</i>	0,06	1,50	0,10	0,00	Nativa	Mar caribe	N/A	Miloslavich et al. (2010)
<i>T. coronata</i>	0,11	0,14	0,07	0,43	Nativa	Eastern and western Atlantic Ocean	N/A	Vermeij y Rosenberg (1993)
<i>P. herbstii</i>	0,99	1,93	0,03	0,00	Nativa	Massachusetts hasta Brasil	N/A	Gosner (1978), Kaplan (1978)
<i>B. tenuis</i>	0,00	0,01	1,63	3,70	Nativa	Massachusetts hasta Brasil	N/A	McCan et al. (2007)
<i>N. reynei</i>	0,00	0,17	0,00	0,27	Nativa	Brasil, desde Panamá hasta Isla Santa Catalina	N/A	Brito et al. (2018)
<i>L. rhizophorae</i>	0,00	0,00	6,90	13,23	Nativa	Mar Caribe	N/A	Miloslavich et al. (2010), Ortiz (2010)
<i>L. angulifera</i>	0,33	0,28	0,00	0,00	Nativa	Atlántico occidental y oriental	N/A	Reid et al. (2010)
<i>P. parvulus</i>	0,03	0,00	0,00	0,00	Nativa	Mar Caribe y noreste de Sur América	N/A	Harrison y Rakin (1978)
<i>P. arctata</i>	0,10	0,01	0,00	0,00	Nativa	Centro y Sur América desde el este de Venezuela hasta Belice	N/A	Severin et al (1994)
<i>M. acanthurus</i>	0,01	0,01	0,00	0,00	Nativa	Estados unidos (Carolina del Norte) hasta Brasil (Rio Grande)	N/A	Albertoni et al (2020)
<i>C. rhizophorae</i>	9,08	10,61	0,53	1,23	Exótica	Mar Caribe y el Sureste del Atlántico	Norte de Europa	Rius et al. (2021)
<i>A. amphitrite</i>	1,47	1,53	0,10	0,17	Exótica	Mar Caribe hasta Uruguay	Mar Céltico	Rios (1994)
<i>P. mucronata</i>	0,00	0,00	0,03	0,00	Exótica	Golfo de México	Costa Caribe de Colombia	Read y Fauchald (2021), This study
<i>E. diaphana</i>	7,85	0,85	0,00	0,00	Exótica	Golfo de México, Florida y Mar Caribe	Todo el mundo	Glon et al. (2020)
<i>C. sapidus</i>	0,01	0,01	0,00	0,00	Exótica	Océano Atlántico occidental desde Uruguay hasta Nueva Escocia.	Asia y Europa	Mancinelli et al. (2021)

<i>C. bocourti</i>	0,03	0,00	0,00	0,00	Exótica	India occidental hasta Brasil	Estados Unidos (Florida-Carolina del Norte, Florida Occidental a Missisipi)	Gore (1974), Fofonoff et al. (2014)
<i>P. gracilis</i>	0,03	0,46	0,00	0,00	Exótica	Atlántico occidental (Caribe hasta Texas, Guayana Francesa, Brasil y Argentina, Atlántico oriental (Senegal hasta Angola)	España	Poupin et al. (2005), Melo (1996), Cuesta et al. (2016)
<i>A. acutum</i>	1,29	0,08	6,50	8,13	Exótica invasora	Mar mediterráneo	Todo el mundo	Hossain y Huges 2016; Demicheli y Verdi (2018), Rius et al. 2021
<i>M. sallei</i>	2,03	3,13	0,90	4,33	Exótica invasora	Islas del Caribe y Golfo de México	Pacífico Oriental, Fiji, Taiwán, Hong Kong, China, Filipinas, Tailandia, Singapur, Malasia, India, Egipto e Israel	Tan y Tai (2018)
<i>S. terebrans</i>	1,08	0,57	1,37	0,50	Exótica invasora	Indo Pacífico	Océano Atlántico oriental y occidental	Brooks (2004), Ray (2005)
<i>M. striata</i>	0,00	0,03	0,03	0,00	Exótica invasora	Desconocido	Océanos Atlántico, Pacífico e Índico	Çevik et al. (2015), Rius et al. 2021
<i>A. succinea</i>	1,04	1,72	0,23	0,90	Exótica invasora	Atlántico occidental	Australia, Mar Caribe, Océano Pacífico	Swan et al (2007); Rius et al. (2021)

							Norte y Océano Atlántico Sur	
<i>B. fimbriatula</i>	0,04	1,81	0,00	0,00	Criptica	Desconocido	Atlántico suroeste, Reino Unido (costa oeste de Escocia)	Schwindt et al. (2020), Nichols (1900)
<i>T. dulongii</i>	15,49	13,00	3,33	9,90	Criptica	Desconocido	Todo el mundo.	Oresanz et al. (2002), Rumboldt et al. (2015)
Riqueza de especies	22	22	16	13				
Exóticas/Exóticas invasoras	12	12	9	7				

Anexo 2. Abundancia de macroinvertebrados (número promedio de individuos por número de réplicas) asociados a raíces sumergidas de *R. mangle* en Bahía el Uno para 2005 y 2021 clasificados por tamaños.

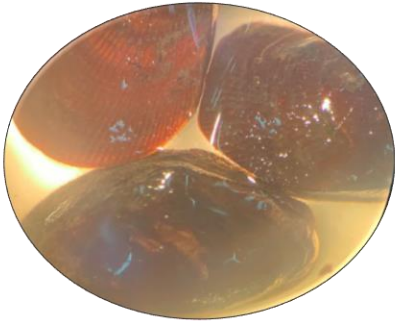
Clasificación (tamaño)	Especie	2005	2021
		B. Uno	B. Uno
Grande (3cm-5.9)	<i>Thaisella coronata</i>	0.33	0.2
	<i>Callinectes sapidus</i>	0.04	0
	<i>Macrobrachium acanthurus</i>	0.04	0
	<i>Callinectes bocourti</i>	0.08	0
	<i>Pachygrapsus gracilis</i>	0.04	0
	<i>Allita succinea</i>	3.12	0.7
	<i>Chthamalus sp.</i>	1.04	0
	<i>Crassostrea rhizophorae</i>	27.2	1.6
	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	4.41	0.3
	<i>Aratus pisonii</i>	2.70	0.5
	<i>Vitta virginea</i>	0.16	0.3
	<i>Polymesoda arctata</i>	0.29	0
	<i>Pyrgophorus parvulus</i>	0.08	0
	<i>Pyrgophorus sp.</i>	0.20	0

Mediano (1cm-2,8cm)	<i>Brachidontes sp.</i>	4.29	0
	<i>Littoraria angulifera</i>	1	0
	<i>Exaiptasia diaphana</i>	23.5	0
	<i>Biflustra tenuis</i>	0	4.9
	<i>Sphaeroma terebrans</i>	0.12	4.1
	<i>Diptera sp</i>	0	0.1
	<i>Panopeus herbstii</i>	0	0.1
	<i>Neopanopeus sp</i>	0.08	0
	<i>Culex pipiens</i>	0	0.1
	<i>Martesia striata</i>	0	0.1
	<i>Neoteredo reynei</i>	0	0
	<i>Mytilopsis sallei</i>	6.08	2.7
	<i>Brachidontes domingensis</i>	67.7	5.6
Pequeño (0,5cm-0,9cm)	<i>Apocorophium acutum</i>	3.87	19.5
	<i>Tanais dulongii</i>	0	10
	<i>Bankia fimbriatula</i>	0.12	0
	<i>Chaetopteridae sp</i>	0	3.6
	<i>Ascidia sp</i>	0	0
	<i>Hirudinea sp</i>	0	0
	<i>Nereis sp</i>	1.25	0
	<i>Sabellidae sp</i>	0	0.8
	<i>Stenoninereis sp</i>	0	0
	<i>Platynereis mucronata</i>	0	0.1
<i>Leptocheirus rhizophorae</i>	0	20.7	
Total		201	76

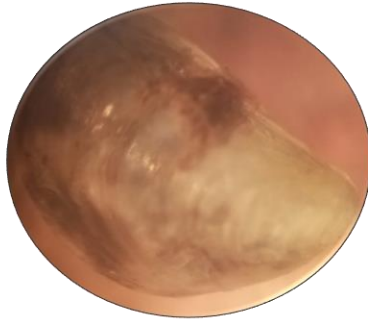
Anexo 3. Abundancia (número promedio de individuos por número de réplicas) y riqueza de especies nativas, exóticas y cripticas en 2005 y 2021 para Bahía Turbo.

Especie	2005	2021	Clasificación
	B. Turbo	B. Turbo	
<i>Brachidontes domingensis</i>	24.93	5.53	Nativa
<i>Aratus pisonii</i>	0.44	0.23	
<i>Vitta virginea</i>	1.50	0.00	
<i>Thaisella coronata</i>	0.14	0.43	
<i>Panopeus herbstii</i>	1.93	0.00	
<i>Biflustra tenuis</i>	0.01	3.70	
<i>Neoteredo reynei</i>	0.17	0.27	
<i>Leptocheirus rhizophorae</i>	0.00	13.23	
<i>Littoraria angulifera</i>	0.28	0.00	
<i>Pyrophorus parvulus</i>	>0.00	0.00	
<i>Polymesoda arctata</i>	0.01	0.00	
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	0.01	0.00	
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	10.61	1.23	
<i>Amphibalanus amphitrite</i>	1.53	0.17	
<i>Platynereis mucronata</i>	0.00	>0.00	
<i>Exaiptasia diaphana</i>	0.85	0.00	
<i>Callinectes sapidus</i>	0.01	0.00	
<i>Callinectes bocourti</i>	>0.00	0.00	
<i>Pachygrapsus gracilis</i>	0.46	0.00	
<i>Apocorophium acutum</i>	0.08	8.13	Exótica invasora
<i>Mytilopsis sallei</i>	3.13	4.33	
<i>Sphaeroma terebrans</i>	0.57	0.50	
<i>Martesia striata</i>	0.03	0.00	
<i>Alitta succinea</i>	1.72	0.90	
<i>Tanaiis dulongii</i>	13,0	9,90	Criptica
<i>Bankia fimbriatula</i>	1,81	0.00	Criptica
Total	48.41	38.65	

Anexo 4. Fotografías de los macroinvertebrados hallados en Bahía Turbo y el Uno.



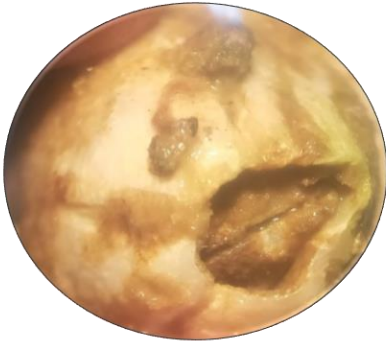
Branchidontes domingensis



Mytilopsis sallei



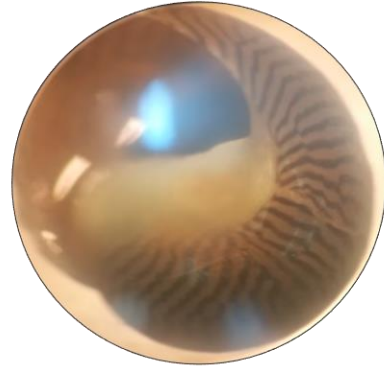
Crassostrea rhizophorae



Amphibalanus amphitrite



Aratus pisonii



Vitta virginea



Thaisella coronata



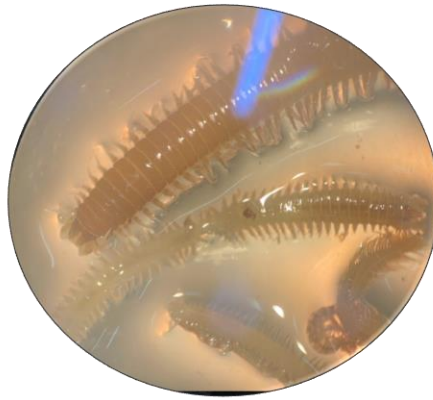
Sphaeroma tenebrans



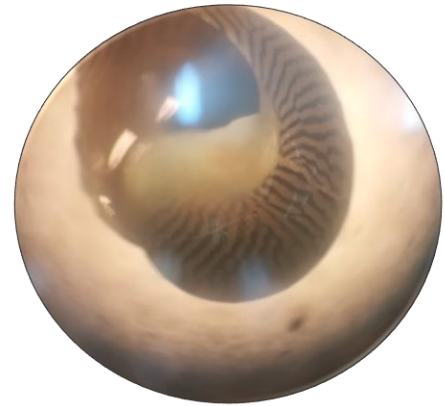
Diptera sp



Panopeus herbstii



Alitta succinea



Vitta virginea



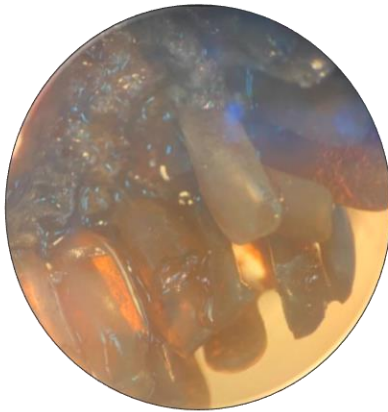
Tanais dulongii



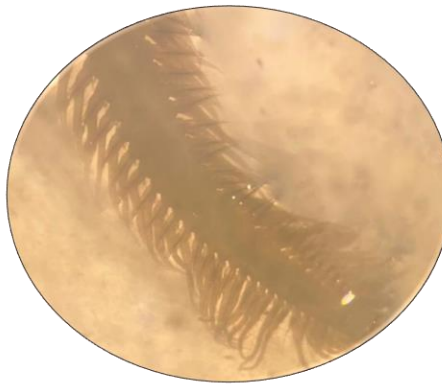
Leptocheirus rhizophorae



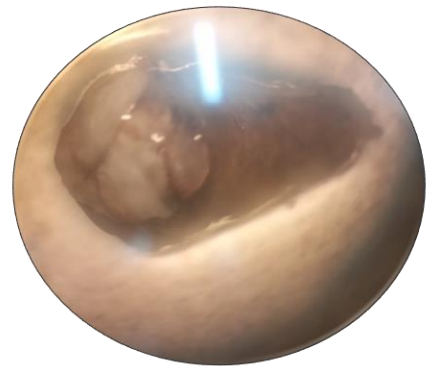
Apocorophium acutum



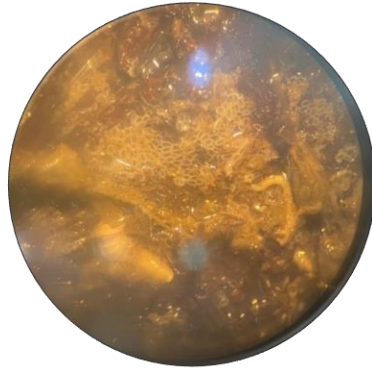
Ascidia sp



Platynereis mucronata



Martesia striaca



Biflustra tenuis y tubo de Poliqueto Sabelido

Sabellidae sp

Anexo 5. Fotografía de raíces cubiertas por plásticos y sustancias derivadas del riego de combustibles en la zona occidente de Bahía Turbo.



Anexo 6. Fotografía de medición de bivalvo *Mytilopsis sallei*



Anexo 8. Medición de *M. sallei*.