

**DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE
CONTAMINANTES EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES Y SU
RELACIÓN CON LA ESTRUCTURA DE COMUNIDADES
BENTÓNICAS EN LA COSTA DE ANTIOQUIA, CARIBE
COLOMBIANO**

**NELSY PATRICIA VILLALBA NEGRETE
ECÓLOGA DE ZONAS COSTERAS**

**UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA
CORPORACIÓN ACADÉMICA AMBIENTAL
GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN SISTEMAS MARINOS Y
COSTEROS - GISMAC
TURBO, ANTIOQUIA**

2020

**DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE CONTAMINANTES EN
SEDIMENTOS SUPERFICIALES Y SU RELACIÓN CON LA ESTRUCTURA DE
COMUNIDADES BENTÓNICAS EN LA COSTA DE ANTIOQUIA, CARIBE
COLOMBIANO**

NELSY PATRICIA VILLALBA NEGRETE

ASESORA:

MÓNICA MARÍA ZAMBRANO ORTIZ, *Ph.D*

COASESOR:

ELKIN DARÍO CASTELLÓN CASTRILLÓN *Ph.D*

**TRABAJO DE INVESTIGACIÓN PRESENTADO A LA
CORPORACIÓN ACADÉMICA AMBIENTAL DE LA
UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA, COMO PARTE DE
LAS EXIGENCIAS PARA OPTAR AL TÍTULO DE
MAGÍSTER EN CIENCIAS DEL MAR.**

TURBO, ANTIOQUIA

2020



DEDICATORIA

A mi ángel de la guarda de carne y huesos, al que siempre me está apoyando incondicionalmente en mis momentos de estrés, desánimos, miedos, alegrías y tristezas.

Contigo, todo este proceso ha sido más fácil.

Este trabajo te lo dedico a ti, Víctor Espitia.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, agradezco a Dios por permitirme vivir esta experiencia.

Al proyecto “Investigación para Estabilización del Proceso de Erosión en las Costas del Mar de Antioquia” Financiado por la Gobernación de Antioquia, a la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia, desde donde se lideró esta investigación.

A las comunidades de los municipios de Arboletes, San Juan de Urabá, Necoclí y Turbo, por la amabilidad y el apoyo en el trabajo de campo.

A mis asesores por creer en mí, por la paciencia, el apoyo, las enseñanzas y compromiso durante todo este proceso.

A Jorge Atencio, Elena Álvarez, Yerys Calderón y Alejandra Martínez por el apoyo incondicional en campo y laboratorio.

A mis compañeras de charlas, Elizabeth Quiceno y Noris I. Córdoba, por hacer que mis días sean más agradables.

A todos los profes de Ciencias del Mar que han hecho parte de mi proceso académico, por enseñarme a crecer.

A mi familia, por ser mi motivación para ser mejor cada día.



TABLA DE CONTENIDO

1. RESUMEN	8
2. INTRODUCCIÓN	9
2.1 Características de las comunidades bentónicas	9
2.2 Características de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs)	12
2.3 Características de los metales pesados	15
2.4 Características de los pesticidas	16
3. ANTECEDENTES	18
4. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	23
5. HIPÓTESIS	23
6. OBJETIVOS	23
6.1 Objetivo general	23
6.2 Objetivos específicos	24
7. ÁREA DE ESTUDIO	24
7.1. Descripción de las estaciones de muestreo	25
8. METODOLOGÍA	35
8.1 Fase de campo	35
8.2 Fase de laboratorio	37
8.3 Análisis estadístico	39
9. RESULTADOS	40
9.1 Condiciones fisicoquímicas de la columna de agua	40
9.2 Contaminantes en sedimentos	41
9.3 Propiedades de los sedimentos superficiales	45
9.4 Composición de las comunidades bentónicas	47
9.5 Comunidades bentónicas, metales pesados, variables fisicoquímicas y tamaño de grano de los sedimentos	50
10. DISCUSIÓN	52
11. CONCLUSIONES	59
12. REFERENCIAS	60

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura química de 16 HAPs catalogados como contaminantes prioritarios de acuerdo con la US-EPA (Figura tomada de Mejía, 2015).	14
Figura 2. Área de estudio y distribución de las estaciones de muestreo.	26
Figura 3. Volcán de Lodo – Arboletes	28
Figura 4. Desembocadura del río Hobo	29
Figura 5. Playas de Uveros	31
Figura 6. Playas de Damaquiel	31
Figura 7. Estación Zapata	33
Figura 8. Estación Punta las Vacas	34
Figura 9. Estación El Waffe	35
Figura 10. Medidor multiparámetros HANNA modelo HI9829	36
Figura 11. Recolección de muestras empleando draga en estación WA	36
Figura 12. Separación, identificación y conteo de comunidades bentónicas	39
Figura 13. Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos en las estaciones de la línea de costa de Antioquia, durante época húmeda y seca: temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto.	43
Figura 14. Concentración de metales pesados en las diferentes estaciones de la línea de costa Antioqueña en época húmeda	44
Figura 15. Valores promedio de metales pesados en las diferentes estaciones de la línea de costa Antioqueña en época climática húmeda y seca.	45
Figura 16. Distribución del tamaño de grano de los sedimentos (%) en las estaciones de la línea de costa Antioqueña.	46
Figura 17. Organismos bentónicos hallados en los sedimentos de la costa de Antioquia pertenecientes a las familias: (a) Capitellidae, (b) Phyllodocidae, (c) Paraonidae, (d) Ampeliscidae, (e) Cirolanidae, (f) Donacidae, (g) Pyramidellidae, (h) Columbelloidae e (i) Olividae.	49
Figura 18. Análisis de correspondencia canónica (ACC), relación de comunidades bentónicas y demás variables.	51
Figura 19. Concentraciones de Cu, CrT, Ni y Zn en cada estación, durante las épocas húmeda y seca.	55

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Referencia para la evaluación del nivel de contaminación por metales	16
Tabla 2. Clasificación granulométrica según Udden – Wendworth (modificado)	38
Tabla 3. Estructura de las comunidades bentónicas en los sedimentos de la línea de costa Antioqueña.	48
Tabla 4. Matriz de correlación de Spearman, entre las familias bentónicas y los metales pesados, variables fisicoquímicas y el tamaño de grano de los sedimentos.	50

1. RESUMEN

Conocer la estructura de las comunidades bentónicas de un lugar ayuda a comprender su dinámica física, química y biológica. Para el desarrollo de este estudio se adelantaron muestreos trimestrales, entre septiembre (2018) y marzo (2019) en siete estaciones de la línea de costa antioqueña, donde se colectaron muestras de sedimentos superficiales para determinar la concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), metales pesados y pesticidas, y la vez, se analizó la estructura de comunidades bentónicas. Adicionalmente se midieron parámetros fisicoquímicos en la columna de agua.

Los HAPs, pesticidas, cadmio (Cd) y plomo (Pb), presentaron concentraciones por debajo del límite de detección. El cobre (Cu) y cromo total (Cr_T), registraron niveles que no representan riesgo para la biota, con máximos de 90.2 y 66.3 µg/g respectivamente. El níquel (Ni) y zinc (Zn) presentaron concentraciones que pueden ocasionar efectos en organismos, al alcanzar 55.9 y 329.0 µg/g, respectivamente. Sin embargo, esta condición solo se registró en algunas estaciones y particularmente en época seca. Los parámetros fisicoquímicos presentaron un rango óptimo para el desarrollo de comunidades biológicas. El análisis de correspondencias canónicas, estableció que las comunidades bentónicas estuvieron relacionadas positivamente con parámetros fisicoquímicos, arenas medias y finas en estaciones con menos aportes de aguas continentales, mientras que no hubo relación entre concentraciones de metales pesados, arenas gruesas y distribución de familias; no obstante, la baja abundancia y diversidad de organismos fue común en todas las estaciones y muestreos. El asentamiento de comunidades en sedimentos de esta costa, está siendo afectado por la inestabilidad del suelo ocasionada por la erosión a la que está sometida la zona, lo que

altera la composición del sustrato; esta dinámica cambiante no permite un adecuado reclutamiento y desarrollo de organismos.

Palabras clave: Hidrocarburos aromáticos policíclicos, metales pesados, pesticidas, organismos bentónicos, época climática.

2. INTRODUCCIÓN

La contaminación es un fenómeno que se evidencia en todos los ecosistemas del mundo (Hongjun *et al.*, 2017); actualmente, la concentración de contaminantes en los diferentes ecosistemas ha aumentado por causa de las actividades antrópicas, la industrialización y la extensión de actividades agrícolas. La suma de estas actividades tiene como resultado final residuos que de manera directa o indirecta llegan al mar, entre este tipo de residuos se encuentran: aguas residuales, compuestos sintéticos, residuos de hidrocarburos, metales tóxicos, pesticidas, entre otros (Tous *et al.*, 2007; Burgos-Núñez *et al.*, 2017).

Estos compuestos en su mayoría se depositan en los sedimentos y dependiendo de su naturaleza afectarán a los organismos que allí habitan; ya que la exposición a los mismos puede llegar a causar malformaciones, problemas reproductivos, comportamientos anormales, desplazamiento y en ocasiones la muerte (Goldberg, 1975). En general, la contaminación produce cambios ecológicos, generando la pérdida de organismos clave de una comunidad y la conquista de hábitats por parte de especies oportunistas (Burke *et al.*, 2001; ITOPE, 2011).

2.1 Características de las comunidades bentónicas

Las comunidades bentónicas están constituidas por organismos vegetales (fitobentos) y animales (zoobentos) que tienen relación íntima con el fondo de los ecosistemas acuáticos

para fijarse a él, excavarlo o desplazarse sobre su superficie (Pohle y Thomas, 2001); juegan un papel importante en la dinámica trófica al reciclar nutrientes y proporcionar alimentos a niveles tróficos más altos (De los Ríos *et al.*, 2016; Evenset *et al.*, 2016; Liu *et al.*, 2019).

El fitobentos comprende a todos los productores primarios de formas unicelulares (cianobacterias, protistas y algas unicelulares) y formas pluricelulares (hongos, líquenes y macroalgas). El zoobentos está compuesto por todos los grupos zoológicos, desde protozoos hasta peces, y puede subdividirse funcionalmente en diversas agrupaciones:

1. Tamaño del organismo: megabéntonicos (organismos lo suficientemente grandes como para ser determinados por medio de fotografías), macrobentos (todos los organismos retenidos por un tamiz de 500 μm), meibentos (se compone principalmente de metazoos menores de 500 y mayores de 62 μm) y microbentos (todos los que pasan por un tamiz de 62 μm , principalmente protozoos y organismos de tamaño bacteriano) (Carrasco, 2004).
2. Distribución espacial: la mayoría de los organismos bentónicos tienen una estrategia de vida solitaria. Sin embargo, varios grupos han adoptado una estrategia colonial que los favorece en la ocupación del sustrato y la explotación de recursos.
3. Relación con sustrato: endobentos (que viven en el interior del sedimento), mesobentos (habitan los espacios entre granos de arena), epibentos (viven en la superficie del sedimento, aunque podrían excavar para encontrar refugio) y suprabentos o hiperbentos (todos los organismos que viven en la capa de agua justo arriba de la superficie del sedimento) (DelValls *et al.*, 2007).

Por su historia de vida, diversidad de tamaño, variedad en hábitos, baja movilidad, ciclos de vida largos, amplia tolerancia al estrés, se caracterizan por ser buenos indicadores de las perturbaciones de origen antrópico y natural, por lo que son ampliamente utilizados en

estudios de caracterización, programas de monitoreo, evaluación y vigilancia de ecosistemas, dado que responden rápidamente a cambios en el ambiente (Gray, 1980; Weston, 1990; Guzmán-Alvis *et al.*, 2001; Alba-Tercedor *et al.*, 2005; Guzmán-Alvis *et al.*, 2005; Lara-Lara *et al.*, 2008).

Entre los principales grupos de organismos que habitan estos sedimentos se encuentran los poliquetos, los crustáceos y los moluscos. Los poliquetos son uno de los grupos más utilizados como indicadores de calidad ambiental debido a su elevado número de especies y, por lo tanto, amplia variedad en su biología (Belan, 2003; Alba-Tercedor *et al.*, 2005; Lara-Lara *et al.*, 2008). Estos organismos tienen la capacidad de reutilizar los sedimentos, compactar materia orgánica y además pueden recibir constantemente pequeñas cantidades de contaminantes como aluminio (Al), vanadio (V), zinc (Zn) y plomo (Pb), los cuales en algunas ocasiones y dependiendo de la especie, asimilan en forma acumulativa en sus tejidos, sirviendo de conexión entre los diferentes niveles de la cadena trófica (Fernández y Londoño, 2015).

Por su parte, los crustáceos y moluscos se caracterizan por presentar baja metabolización, lo que les permite bioacumular con mayor facilidad contaminantes en sus tejidos; por tal razón, son organismos clave para evaluar la presencia de sustancias contaminantes en ambientes costeros (Manjarrez *et al.*, 2008; Narváez *et al.*, 2010; Mejía, 2015).

En un estudio realizado por Calderón (2017) en el Golfo de Guayaquil, Ecuador, se encontró que especies de poliquetos como, *Boccardia tricuspa* y *Paraprionospio pinnata* pueden ser consideradas bioindicadores de materia orgánica, ya que para su alimentación se benefician de los aportes orgánicos presentes en la zona intermareal de la isla Santa Clara.

Camacho-Sánchez (2007) demostró la alta capacidad bioconcentradora de *Macrobrachium*

rosenbergii y su sensibilidad a nivel de parámetros bioquímicos frente a metales pesados; por lo que podría ser una especie empleada como indicadora de contaminación en ambientes naturales.

En una revisión realizada por Baqueiro–Cárdenas y otros en (2007) se analizaron las respuestas que individuos o poblaciones de moluscos presentan ante el impacto de la contaminación, así como sus mecanismos etológicos y fisiológicos de adaptación o sobrevivencia. Dadas las diversas respuestas tanto de individuos como de poblaciones, se han empleado diferentes grupos de moluscos como indicadores de contaminación, sea por la desaparición de especies estenobióticas, el predominio de especies euribióticas, o por su capacidad de acumular contaminantes, o bien, en procesos de bioacumulación a lo largo del ciclo de vida del organismo, o biomagnificación a través de las cadenas tróficas.

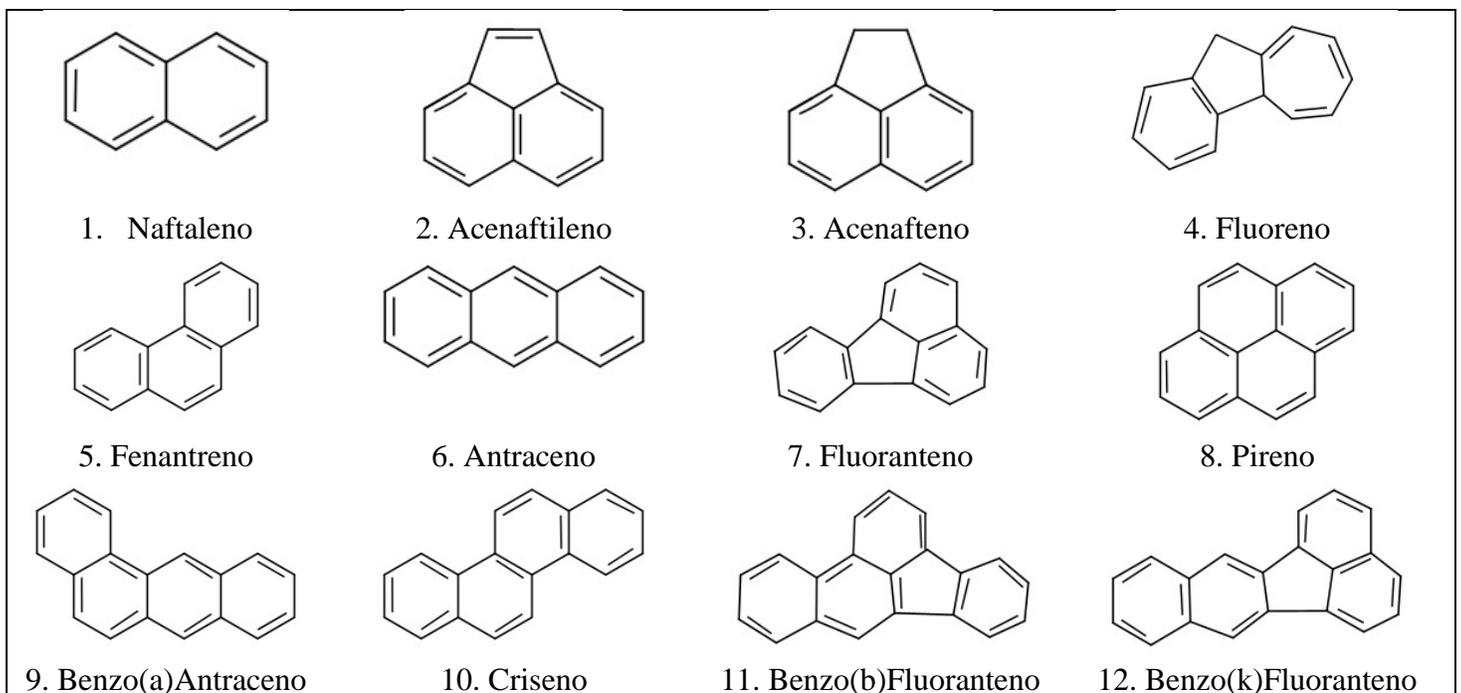
Es importante resaltar que los organismos acuáticos pueden bioacumular algunos contaminantes en más de 1'000.000 de veces las concentraciones detectadas en la columna de agua; al ser los sedimentos sumidero y depósito para los contaminantes de la columna de agua, los organismos bentónicos pueden estar expuestos a mayores concentraciones (DelValls *et al.*, 2007). Entre los contaminantes que pueden afectar la estructura de estas comunidades se encuentran los HAPs, los metales pesados y los pesticidas (Hongjun *et al.*, 2017).

2.2 Características de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs)

Los HAPs constituyen un amplio grupo de moléculas químicas que se caracterizan por estar compuestos por átomos de carbono e hidrógeno, contienen al menos dos anillos aromáticos en su estructura y se forman durante la combustión incompleta del carbón, aceites, gases, madera, residuos domésticos, y en general sustancias de origen orgánico. Se

encuentran de forma natural en el petróleo y sus derivados, depósitos de alquitrán y como productos del combustible, ya sean fósiles o biomasa (García, 2005; Agudo, 2010; Mejía, 2015).

Las propiedades físicas y químicas de los HAPs de bajo peso molecular (dos a tres anillos aromáticos) hacen de ellos candidatos ideales para su dispersión a través de la atmósfera. En cambio, los de mayor peso molecular (cuatro a siete anillos) tienen mayor afinidad por el material particulado siendo más persistentes en el ambiente (Ortiz-Salinas *et al.*, 2012). Debido a su amplia distribución y a sus propiedades mutagénicas, carcinogénicas y teratogénicas, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA), ha considerado 16 HAPs como contaminantes prioritarios (Flores *et al.*, 2014; Mejía, 2015), este grupo de compuestos se relacionan en la Figura 1.



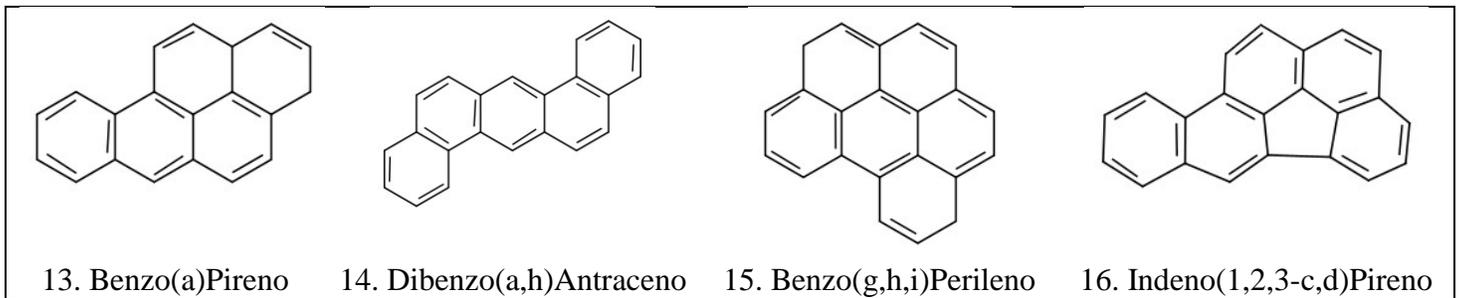


Figura 1. Estructura química de 16 HAPs catalogados como contaminantes prioritarios de acuerdo con la US-EPA (Fuente propia).

Estos compuestos ingresan al medio marino desde muchas fuentes, incluidas descargas industriales, operaciones de barcos, derrames accidentales, consecuencias atmosféricas, exploración de petróleo y gas, efluentes domésticos e industriales, entre otros (Abdulhamid *et al.*, 2018); es así como afectan particularmente a las zonas costeras, las cuales son susceptibles a presentar los mayores niveles de contaminantes, debido a los procesos de sedimentación (Casanova *et al.*, 2008).

La concentración de estos compuestos en los sedimentos provoca condiciones adversas para el establecimiento y desarrollo de organismos bentónicos (Martínez-Lladó *et al.*, 2007), provocando alteraciones en las características físicas y potencial reproductivo de las poblaciones. Además, estos organismos tienen la capacidad de biotransformar, bioacumular y transportar los HAPs a través de la red trófica, provocando reacciones tóxicas, mutagénicas y carcinogénicas (Venturini *et al.*, 2008; Szczybelski *et al.*, 2016; Harvey y Taylor, 2017; Pitacco *et al.*, 2018) y teratogénicas (Kristensen *et al.*, 1995; Wassenberg y Di Giulio, 2004).

2.3 Características de los metales pesados

Los metales pesados son un grupo de elementos químicos caracterizados por su alta densidad molecular y por ser potencialmente tóxicos. Su principal origen es litogénico o geoquímico, pero su mayor concentración es de origen antropogénico; la minería, los procesos industriales, las actividades agrícolas y ganaderas son fuente importante de contaminación por metales (Zhou *et al.*, 2020). Debido a su carácter acumulativo y permanencia, es posible encontrarlos en el aire, el agua, el suelo, la flora y la fauna (Ferré-Huguet *et al.*, 2007).

Algunos metales como el selenio (Se), cobre (Cu) y zinc (Zn), forman sales que son esenciales para el metabolismo en los seres vivos; sin embargo, cuando se encuentran en forma elemental o en algunos números de oxidación específicos pueden resultar altamente tóxicos, presentar bioacumulación e incluso conducir al envenenamiento. Otros como el cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb), entre otros, no participan en funciones biológicas conocidas, tienen la capacidad de biomagnificarse, y pueden ocasionar disfunciones fisiológicas, problemas reproductivos, intersexualidad y malformaciones en los seres vivos (Yang *et al.*, 2008; Prieto *et al.*, 2009).

En comparación con otros contaminantes, los metales pesados no son biodegradables y tienen las características de efecto toxicológico y acumulativo, que han dañado gravemente los ambientes marinos. La mayoría de estas moléculas hacen parte del sedimento suspendido y se depositan gradualmente en el fondo marino, salvo en algunas condiciones cuando son liberados nuevamente en el cuerpo de agua, produciendo una contaminación secundaria (Liang *et al.*, 2019).

La National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) ha desarrollado guías de calidad de sedimentos que pueden ser empleadas para la evaluación del nivel de contaminación por metales (Buchman, 2008), en ellas se establecen tres niveles de referencia para la concentración del metal: el nivel de efectos umbral (*Threshold Effects Level* - TEL), que es la concentración donde rara vez ocurren efectos adversos sobre la biota; el intervalo de bajos efectos (*Effects Range Low* - ERL) y el nivel de efectos probables (*Probable Effects Level* - PEL), este último indica la concentración a partir de la cual es de esperar, con mayor probabilidad, la aparición de efectos adversos en la biota (Quevedo *et al.*, 2012). Estos niveles para los metales más representativos son mostrados en la tabla 1.

Tabla 1. Referencia para la evaluación del nivel de contaminación por metales

Nivel en µg/g	Cd	Cu	Cr	Pb	Ni	Zn
TEL	68.0	18.7	52.3	30.2	15.9	124.0
ERL	120.0	34.0	81.0	46.7	20.9	150.0
PEL	421.0	108.0	160.0	112.0	42.8	271.0

Tomado de Buchman (2008)

2.4 Características de los pesticidas

Los pesticidas son sustancias simples o compuestas que se destinan a controlar plagas, incluidos vectores de enfermedades humanas y de animales, así como las especies que interfieren con la producción agropecuaria y forestal (Hernández-Antonio y Hansen, 2011). El ingreso de los pesticidas al medio marino es resultado de su amplia utilización, la cual se hace a gran escala en áreas agrícolas; pueden transportarse a larga distancia a través de la atmósfera, corrientes oceánicas, escorrentía y por medio de organismos migratorios

(Tsygankov *et al.*, 2018). Debido a su alta toxicidad y persistencia en el ambiente son motivo de preocupación, pues muchos de estos compuestos tienen efectos letales en algunos organismos, además, pueden bioacumularse en la fracción lipídica de los tejidos biológicos, lo que conduce a su biomagnificación en el ecosistema marino (Ilif *et al.*, 2019; Tsygankov, 2019).

Dada la gran cantidad de familias químicas implicadas, la clasificación de los pesticidas resulta difícil. Un recurso útil, es clasificarlos en función de las plagas sobre las que se usan, otra posibilidad es hacer una clasificación en relación con la familia química, que suministra mayor información sobre su toxicidad (Benítez, 2012).

1. En función de las plagas: se clasifican en insecticidas, fungicidas, molusquicidas, rodenticidas y acaricidas.
2. Por su naturaleza: pueden ser biológicos y químicos.
 - Biológicos: seres vivos o sus productos que se han demostrado eficaces para combatir los organismos nocivos. Constituido por un grupo heterogéneo, parte del cual se encuentra en fase de experimentación. Entre ellos se cuentan especies que se comportan como enemigos naturales o depredadores, insecticidas virales, pesticidas bacterianos y fúngicos, entre otros (Nava-Pérez, 2012).
 - Químicos: pueden ser naturales o sintéticos.
 - Naturales: la mayoría son extractos de plantas de tipo alcaloide (estricnina, nicotina) o no (piretrina, rotenona) (Cabrera *et al.*, 2016).
 - Sintéticos: son los más utilizados en la actualidad y entre ellos se destacan:

- Compuestos inorgánicos y órgano-metálicos: incluye compuestos de casi todos los metales. Especialmente importantes por su toxicidad son los derivados del arsénico (As), plata (Ag), tántalo (Ta), fósforo (P), plomo (Pb) y mercurio (Hg).
- Compuestos organoclorados: los representantes de sus grupos fundamentales son DDT, HCH, aldrín y toxafén. Entre los derivados del benceno y el fenol están el HCB, PCP y los ácidos 2,4-D y 3,4,5-T.
- Compuestos organofosforados: uno de los grupos más extensos y utilizados. Entre ellos, el paratión, malatión, diclorvós, mevinfos, diazinon y demetón.
- Carbamatos: entre ellos se distinguen los inhibidores de la colinesterasa utilizados como insecticidas como carbaryl y aldicarb y los que carecen de esa acción y son utilizados como fungicidas y herbicidas (Ferrer, 2003).

Aunque algunos pesticidas han sido oficialmente prohibidos o regulados hace más de 30 años, aún se usan en la agricultura. Los residuos de estos compuestos han contaminado altamente los alimentos, los suelos, los sedimentos y la biota (Bedmar, 2011; Okoffo *et al.*, 2017; Kahkashan *et al.*, 2019).

3. ANTECEDENTES

A lo largo de las costas se experimenta un rápido crecimiento poblacional, se espera que para el año 2020 el 75% de la población mundial viva a 20 km de la costa (Aitali *et al.*, 2020). Las franjas costeras, donde desembocan ríos o aflora agua subterránea, son un mosaico de ecosistemas compuestos por humedales, lagunas costeras, marismas, manglares, tierras húmedas, hábitats de aguas dulces, estuarios y zonas ribereñas interconectados por canales y

además son receptoras de material, agua dulce, sólidos disueltos, partículas y recursos vivos provenientes del continente (Escobar, 2002).

El deterioro de estos ambientes se relaciona entre otros con el ingreso de contaminantes y sustancias tóxicas a los distintos ecosistemas, el cual ha aumentado desde el inicio de la industrialización, por lo tanto, la alta concentración de contaminantes en los ecosistemas marinos y costeros, es cada vez más preocupante (Burgos-Núñez *et al.*, 2017).

En Colombia, el Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros, realizado por el Invermar (2008), reportó para las bahías de Tumaco, Buenaventura y Málaga, que los valores determinados para cada uno de los 16 HAPs en muestras analizadas no superan los niveles límites establecidos en las directrices para la calidad de sedimentos para la protección de la vida acuática.

En el Caribe Colombiano, los procesos de acumulación de contaminantes en sedimentos se facilitan por ser un mar cerrado, de aguas someras, tranquilas, donde la marea rara vez sube más de 60 cm; es así como la región del Caribe colombiano recibe 10.000 m³/s del caudal aportado por 18 ríos importantes, los cuales contribuyen en total 93.009 ton/año de nitrógeno, 14.415 ton/año de fosfatos, 58 millones de ton/año de sólidos suspendidos, 283 ton/año de Cr, 4.145 ton/año de Pb, 317 ton/año de Cd, 513 ton/año de hidrocarburos, 0.15 ton/año de pesticidas, 1.5x10²⁰ NMP/año y 2.5x10²⁰ NMP/año de coliformes termotolerantes y totales (Invermar, 2011).

Por su caudal, carga de sedimentos e impacto, los ríos más importantes que desembocan en el Caribe colombiano son: el Magdalena (7.200 m³/s), el Atrato (4.900 m³/s), el Sinú (700 m³/s) y el León (105 m³/s) (Garay *et al.*, 2001; Vivas *et al.*, 2012). Esta carga de

contaminantes hace de los sedimentos un hábitat poco ideal para el asentamiento y desarrollo de comunidades bentónicas, en especial, cerca de la desembocadura de los ríos (Aguirre *et al.*, 2009).

En un estudio realizado por Burgos-Núñez y otros (2017), en la Bahía Cispatá, Caribe Colombiano, detectaron al menos una molécula de HAPs en cada muestra de agua, músculo de pescado o sangre de aves y 40 $\mu\text{g/g}$ como concentración total de HAPs en sedimentos.

En el 2019 se inició el análisis de HAPs en los sedimentos del Golfo de Urabá, encontrando que de los 16 HAPs analizados, únicamente se detectó el fenantreno (0.01 $\mu\text{g/g}$) en la estación de la desembocadura del río León. Este es un compuesto de interés ambiental al ser catalogado como agudamente tóxico para organismos acuáticos, no obstante, la concentración determinada estuvo por debajo de los valores de referencia estipulados en Canadá para sedimentos continentales (0.04 $\mu\text{g/g}$) (Invemar, 2019).

En cuanto a metales pesados, los sedimentos del Golfo están altamente enriquecidos con Ag, presentan un ligero enriquecimiento con Cr, Zn, Cu y Hg en algunas áreas del Golfo, que se atribuyen principalmente a actividades antropogénicas y a la descarga de los ríos (Atrato y León). Es preciso afirmar que la principal fuente de altas concentraciones de Ag y Zn son las actividades mineras, mientras que una segunda fuente de Zn se debe a la agricultura intensiva (Vallejo *et al.*, 2016).

Estudios realizados durante septiembre – noviembre de 2015 y febrero – marzo de 2016 sobre la calidad de los sedimentos del Golfo de Urabá, midieron las concentraciones totales de Pb, Cd, Cu y Zn. El Pb y el Cd no fueron detectados, mientras que el Cu osciló entre 1.71 y 73.60 $\mu\text{g/g}$, por su parte, el Zn varió entre 6.07 y 89.25 $\mu\text{g/g}$, valores que no sobrepasan las

referencias para efectos probables en sedimentos fluviales y marinos, por lo cual se considera que no representan riesgo para la biota acuática según la NOAA (Invemar, 2017).

Durante los muestreos realizadas por la REDCAM, entre febrero y julio de 2018 fueron detectados Cd (0.03 – 0.16 $\mu\text{g/g}$), Pb (0.23 – 29.71 $\mu\text{g/g}$) y Hg (30.4 – 100.0 ng/g), sin embargo, las concentraciones no sobrepasaron los valores de referencia para sedimentos según la NOAA; el Cu (10.5 – 90.82 $\mu\text{g/g}$) se encontró en concentraciones por encima de los valores de efecto umbral en organismos acuáticos, y las concentraciones de Zn (0.13 – 4.43 mg/g) estuvieron por encima del valor para efectos probables (Invemar, 2019).

La información sobre las concentraciones de pesticidas en los sedimentos del Golfo de Urabá es escasa, sin embargo, en el marco de las actividades desarrolladas por la REDCAM se monitorearon las concentraciones en agua desde el año 2001 hasta el 2010, encontrando que las concentraciones más altas se registraron en el año 2006 en la desembocadura del río León (43.5 ng/L), en 2008 en los ríos León y Guadualito 188.7 y 211.5 ng/L respectivamente, superando ampliamente el valor de referencia de 30 ng/L (EPA, 1999). En 2009 se detectó una concentración de 40.9 ng/L en el río Currulao y en 2010 sólo se detectaron en el río Guadualito; todos estos registros se presentaron durante la época climática seca (Vivas-Aguas, 2014).

La minería constituye la principal actividad económica del departamento del Chocó, donde se encuentra la mayor parte de la cuenca del río Atrato, desde donde se arrastran los contaminantes derivados de este proceso, éste desemboca en el Golfo de Urabá, al igual que otros ríos de menor caudal que drenan contaminantes provenientes de las plantaciones de banano (río León), arrastran contaminación debido a las aguas residuales urbanas y a las

plantaciones de plátano (río Turbo), o transportan contaminantes asociados a las actividades de ganadería extensiva (río Caimán) (Garay *et al.*, 2001; Zamora y García, 2007). La entrada de sedimentos y contaminantes provenientes de estos ríos se modula por la circulación estuarina y la dinámica meteorológica y oceanográfica al interior el Golfo (CIOH, 2007; Vallejo *et al.*, 2016).

La acumulación de contaminantes en los sedimentos del Golfo de Urabá, conlleva a un incremento en la carga de microorganismos y una disminución del oxígeno disuelto disponible para comunidades infaunales, causando de esta forma que la diversidad y abundancia sean menores a las encontradas en otros estudios realizados en el Caribe colombiano (Vásquez y Pérez, 2011).

Como se mencionó anteriormente, a lo largo de la línea de costa de Antioquia desembocan varios ríos, que configuran un ecosistema estuarino y dependiendo de la época climática (seca o húmeda) hace que algunas características fisicoquímicas sean oscilantes tal y como ocurre con parámetros como la salinidad, el pH, la temperatura, el oxígeno disuelto, entre otras (Vásquez y Pérez, 2011; Morelo y Martínez, 2018).

Es poco el conocimiento que se tiene acerca de la concentración de contaminantes y la estructura de comunidades bentónicas en sedimentos de la costa de Antioquia, debido a los pocos estudios que se han realizado hasta la fecha (Díaz *et al.*, 2000). Es así como no existen estudios previos en los que relacione la concentración de contaminantes (hidrocarburos aromáticos policíclicos, metales pesados y pesticidas) con el comportamiento de las comunidades bentónicas en los sedimentos en la línea de costa del mar de Antioquia.

Por lo anterior y teniendo en cuenta las actividades antrópicas que se desarrollan en la región, se evaluó espacial y temporalmente la concentración de los HAPs más importantes a nivel industrial, ambiental y toxicológico, metales pesados como Cu, Cr_T, Cd, Pb, Ni y Zn y pesticidas organoclorados y organofosforados en los sedimentos de la costa oriental antioqueña, evaluando a la vez, si los niveles de concentración de estos contaminantes están relacionados con la distribución y abundancia de los organismos bentónicos de esta zona.

4. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuál es la relación entre la estructura de las comunidades bentónicas y las concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos, metales pesados y pesticidas presentes en los sedimentos a lo largo de las costas de Antioquia entre Arboletes y Turbo, durante la época húmeda y seca (2018-2019)?

5. HIPÓTESIS

La estructura de las comunidades bentónicas en la costa de Antioquia entre los municipios de Turbo y Arboletes presentará variaciones en función de las concentraciones de HAPs, metales pesados y pesticidas de acuerdo con la época climática (húmeda y seca).

6. OBJETIVOS

6.1 Objetivo general

Determinar la relación entre la concentración de contaminantes en los sedimentos superficiales y la estructura de las comunidades bentónicas presentes en la costa de Antioquia entre Arboletes y Turbo, durante la época húmeda y seca (2018-2019).

6.2 Objetivos específicos

- Caracterizar la composición de la comunidad bentónica asociada a los sedimentos superficiales colectados en la línea de costa de Antioquia durante las épocas húmeda y seca.
- Evaluar los niveles de concentración de HAPs, metales pesados (Cd, Cu, Cr_T, Pb, Ni, Zn) y pesticidas organoclorados y organofosforados.
- Caracterizar la composición granulométrica de los sedimentos colectados en la línea de costa.
- Caracterizar las condiciones fisicoquímicas de la columna de agua como pH, salinidad, oxígeno disuelto y temperatura en el lugar de estudio.
- Establecer la relación entre la estructura de las comunidades bentónicas presentes en los sedimentos colectados, los parámetros fisicoquímicos y las concentraciones de HAPs, metales pesados y pesticidas.

7. ÁREA DE ESTUDIO

El Golfo de Urabá es la entrada de mar más grande a lo largo de la costa Caribe colombiana ocupa aproximadamente 2000 km², la temperatura fluctúa entre 24 y 32 ° C, anualmente la precipitación promedio es de 2.500 mm impulsada por vientos húmedos desde el Pacífico chocoano. Debido a la oscilación de la zona de convergencia intertropical (ZCIT) el área presenta dos épocas climáticas definidas: época seca, que comprende los meses de diciembre a marzo, con predominio de los vientos alisios del norte y noreste, y época húmeda, que comienza en el mes de abril pasando por un periodo de transición (lluvias ligeras) entre agosto y septiembre caracterizada por vientos de dirección variable, finalizando en el mes de noviembre (Chevillot *et al.*, 1993; Corpouraba, 2003; Montoya y Toro, 2006; Ortiz y Blanco, 2012).

La línea de costa Antioqueña ubicada en el suroriente del Golfo de Urabá, tiene una longitud aproximada de 560 km que corresponden a los municipios de Turbo, Necoclí, San Juan de Urabá y Arboletes (Correa *et al.*, 2010; Paniagua, 2013). Donde se desarrollan ecosistemas marinos y costeros estratégicos como manglares, estuarios, lagunas costeras y playas que brindan bienes y servicios ambientales importantes. Además, se encuentran asentamientos humanos, donde se llevan a cabo diferentes actividades socioeconómicas que impactan negativamente la calidad ambiental marina y costera (Invemar, 2017).

Es importante resaltar que la erosión litoral ha sido la tendencia histórica dominante a lo largo de la costa entre los municipios de Arboletes y Turbo, en las cuatro últimas décadas ocurrieron retrocesos del orden de 50 – 100 m en varios sectores, en este sentido, la erosión alcanzó tasas máximas de hasta 40 m/año (Correa y Vernet, 2004; Correa-Arango *et al.*, 2007).

7.1. Descripción de las estaciones de muestreo

Entre los municipios de Arboletes y Turbo se establecieron siete estaciones de muestreo ligadas a pequeñas poblaciones urbanas, definidas como: Volcán de Lodo (VDL) y desembocadura del río Hobo (RH) – en el municipio de Arboletes, Uveros (UV) y Damaquiel (DA) – en el municipio de San Juan de Urabá, Zapata (ZA) – en el municipio de Necoclí y Punta las Vacas (PLV) y El Waffe (WA) – en el municipio de Turbo. Estas estaciones fueron establecidas en el marco del Proyecto “Investigación para Estabilización del Proceso de Erosión en las Costas del Mar de Antioquia” de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia y de la Gobernación de Antioquia.

Las estaciones establecidas se seleccionaron por considerarse de gran importancia dado que se encuentran en áreas críticas en relación a problemas de erosión de playas, con incidencia variable de la misma. La figura 2 muestra la distribución geográfica de estas estaciones.

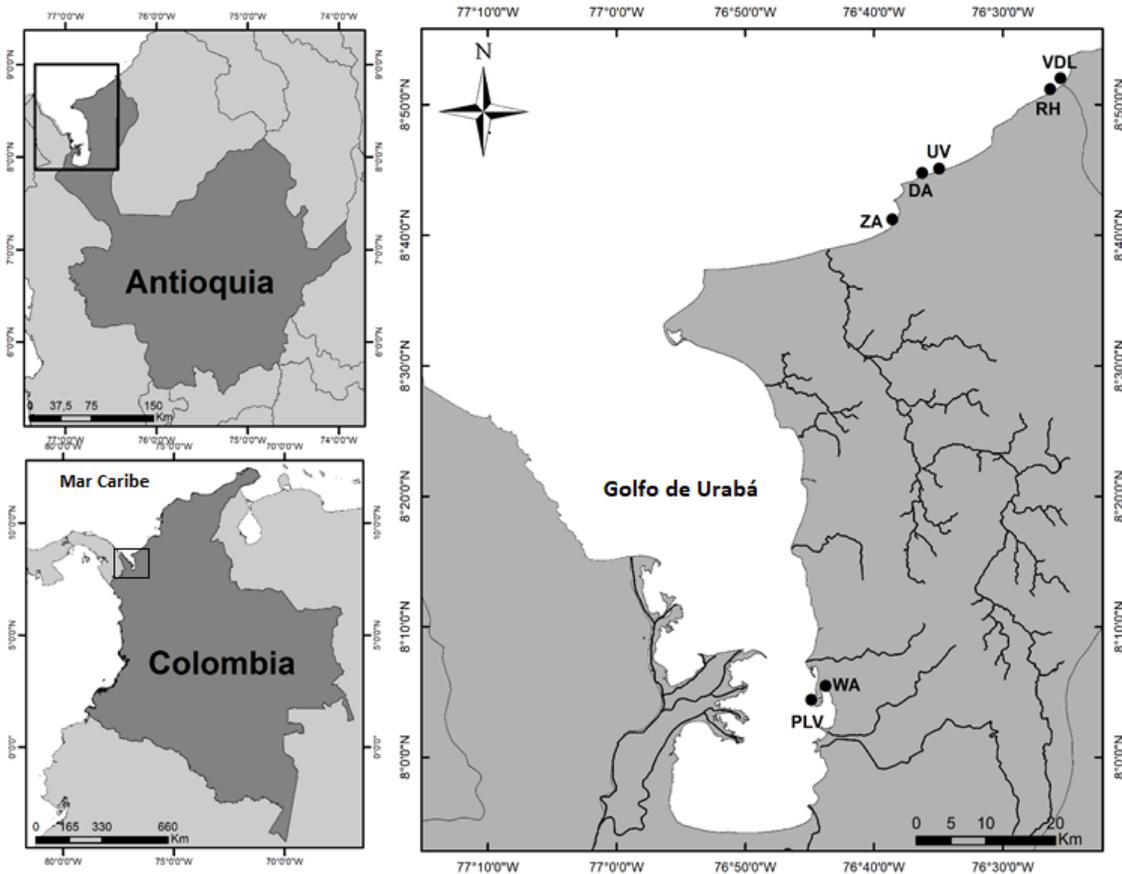


Figura 2. Área de estudio y distribución de las estaciones de muestreo. Fuente propia

7.1.1. Municipio de Arboletes

Este municipio cuenta con una extensión de 710 Km², limita al norte con el mar Caribe, al oriente con el municipio de Córdoba, al sur con los municipios de San Pedro de Urabá y Turbo y al occidente con los municipios de San Juan de Urabá y Necoclí. El relieve del territorio del Municipio corresponde a las estribaciones de la serranía de Abibe con alturas

entre 200 y 100 m.s.n.m, que disminuyen en la faja costera; entre los accidentes orográficos se destacan los Altos Buenos Aires y Peña; la costa presenta algunos accidentes, principalmente la bahía Arboletes y Punta Arboletes con procesos erosivos (Vélez *et al.*, 1999).

Incluye las cuencas hidrográficas de los ríos Volcán y Hobo, estos se caracterizan por ser de corrientes menores de régimen permanente que vierten al mar en épocas de caudales máximos mientras que tienden a cerrarse en periodos secos, ya que sus afluentes presentan régimen intermitente, encontrándose que los caudales mínimos tienden a ser nulos. Esta zona está marcada por el desarrollo actividades agrícolas, donde se destacan los cultivos de arroz, algodón, cacao, ajonjolí, sorgo, soya, gran variedad de frutales y especies maderables de valor económico entre ellas, la caoba, el ébano, la teca, entre otros. Además, el desarrollo de la ganadería es una actividad crucial para la economía del municipio (Acevedo, 2014).

7.1.1.1. Estación Volcán de Lodo

Ubicada a $08^{\circ}51'46.6''$ N y $76^{\circ}25'06.6''$ W, se caracteriza por estar cerca de un volcán de lodo que registra una altura aproximada de 15 m por encima de la terraza marina y un diámetro aproximado de su cráter de 200 m (figura 3). El cono del volcán ha sido atacado por la erosión, generando retroceso en la línea de costa. La acción del mar sobre la terraza está formando una zona de erosión que en la mayor parte del año se encuentra completamente descubierta de sedimentos (Vélez *et al.*, 1999).

Por lo anterior, en los últimos años el proceso de erosión en la costa ubicada frente al volcán ha dejado al descubierto el depósito de lodo y a su vez, ha dado lugar a un retroceso de 50 m de la línea de costa en los últimos veinte años (García-Valencia, 2007).



Fuente: Proyecto Erosión

Figura 3. *Volcán de Lodo – Arboletes*

7.1.1.2. Estación desembocadura del río Hobo

El río Hobo atraviesa la malla urbana y finaliza su recorrido en un sector de playa (figura 4), recibe previamente la descarga de aguas residuales domésticas de un porcentaje amplio de la población, en época seca estas descargas permanecen represadas y expuestas al ambiente, que ante las altas temperaturas y la ausencia de pluviosidad ocasiona problemas sanitarios. Como medida de control, la población suele emplear ACPM para evitar olores y vectores, incrementando la carga contaminante del río hacia la costa y el ecosistema marino, lo que sin duda alguna genera detrimento en la calidad del cuerpo de agua.



Fuente: Proyecto Erosión

Figura 4. Desembocadura del río Hobo

7.1.2. Municipio de San Juan de Urabá

San Juan de Urabá está constituido a nivel de paisaje por territorio marino, llanuras costeras, colinas y cimas. La ubicación de este municipio que comprende una extensión costera sobre el mar Caribe de 21.5 km², limitando al Oriente y al Sur con el municipio de Arboletes, por el Occidente con el municipio de Necoclí y por el Norte con el mar Caribe (Medrano, 2016).

La contaminación de los cuerpos de agua que recibe San Juan de Urabá es crítica, debido a su posición geográfica recoge la descarga contaminante de San Pedro de Urabá y Arboletes. La mayoría de sus cuencas vierten sus aguas al río San Juan, que desemboca al mar después de pasar por el municipio.

Entre Uveros y Damaquiel existe un área de Manglar (*Rhizophora mangle*) de gran importancia dado que es un ecosistema de alta productividad biológica, que además cumple funciones de protección frente a procesos erosivos al atenuar la dinámica de las olas que

llegan a la playa. La economía de este municipio se basa en la producción agrícola (plátano, yuca, ñame, coco); además cuenta con unas playas amplias y bellas que tienen un gran potencial para el desarrollo turístico (Posada, 1999).

7.1.2.1 Estación Uveros

Dado que el corregimiento de Uveros se encuentra sobre la línea de costa en dirección sur a la desembocadura del río San Juan, es uno de los puntos que recibe las descargas de este río, tornándose por esta razón un punto crítico ya que hace parte del potencial biodiverso y turístico de la región (Posada, 1999). A esto se le suma, el caño Uveros que atraviesa todo el corregimiento, el cual, a través del tiempo se ha convertido en un depósito de aguas residuales y al igual que el río vierte sus aguas al mar cerca a la estación Uveros (Figura 5).

7.1.2.2. Estación Damaquiel

Esta franja se caracteriza por contar con zonas abiertas, playas amplias y extensas y planicies arenosas (figura 6), Damaquiel cuenta con potencial biológico, cultural y territorial, sin embargo, presenta déficit en la calidad del agua, deforestación y pérdida de diversidad de coberturas vegetales (Orozco *et al.*, 2017).



Fuente propia

Figura 5. Playas de Uveros



Fuente Propia

Figura 6. Playas de Damaquiel

7.1.3 Municipio de Necoclí

Limita al norte y al oeste con el mar Caribe, siendo uno de los municipios que mejor conserva su ecosistema marino en Urabá. Es así como Punta Arenas, localizado al extremo norte del golfo y cercana a Necoclí, es un lugar que se destaca por contar con el principal banco de peces de la región. Los manglares circundantes son además refugio de cientos especies de aves, mamíferos, reptiles y macroinvertebrados, entre otros (Blanco-Libreros y Londoño-Mesa, 2016).

7.1.3.1. Estación Zapata

En el sector de Zapata la línea de costa ha sido levantada y deformada, siendo predominante una plataforma marina cuyas olas en pleamar atacan directamente el escarpe de la terraza marina y la erosiona (Correa y Vernet, 2004). Considerando el tipo de sedimento los productos de erosión no alcanzan a ser depositados en la playa si no que permanecen en suspensión y son llevados mar adentro, este proceso morfogenético es el más importante del sector en toda la línea de costa por la erosión de los escarpes de la terraza marina (Correa-Arango *et al.*, 2007). (Figura 7).

7.1.4. Municipio de Turbo

Declarado por ley de la república 1883 de 2018 distrito especial portuario, logístico, industrial, turístico y comercial. Limita al norte con el mar Caribe y los municipios de Necoclí y Arboletes, al este con los municipios de San Pedro de Urabá, Apartadó y con el departamento de Córdoba, al sur con los municipios de Carepa, Chigorodó y Mutatá y al oeste con el departamento del Chocó.



Fuente Propia

Figura 7. Estación Zapata

La estructura natural está representada por una amplia gama de ecosistemas que debido a sus características pueden catalogarse como estratégicos. Se destaca el ecosistema marino costero del Golfo de Urabá, el cual posee una alta riqueza ambiental representada en ecosistemas de manglar y humedales de importancia regional y global, ubicación geoestratégica, potencial turístico e importante por sus recursos hidrobiológicos, entre otros. En su mayor extensión el golfo pertenece al municipio de Turbo desde Punta Caimán hasta Boca Tarena, incluyendo las diecisiete bocas y el delta del Río Atrato (Vélez-Agudelo y Aguirre-Ramírez, 2016).

7.1.4.1. Estación Punta las Vacas

El sector establecido como zona de interés consta específicamente de una línea de costa de 1.5 km de longitud, inicia en las instalaciones de la Capitanía de Puerto hasta la pista de aterrizaje de antiguo aeropuerto Gonzalo Mejía (figura 8); siendo este un punto especial en el Golfo de Urabá debido a que se encuentra en una zona de influencia de ríos y al final del

lado interno del Golfo, es una zona que presenta grandes marismas de lodo cuyos sedimentos derivan del río Atrato (Correa y Vernet, 2004).



Fuente: Torres (2018)

Figura 8. Estación Punta las Vacas

7.1.4.2 Estación El Waffe

El inadecuado manejo de aguas residuales es evidente en el municipio de Turbo, donde se descargan en caños y quebradas sin tratamiento previo, luego sea por corrientes o por lluvias llegan al caño Waffe, lo cual genera un grado de contaminación tan severo que ha ocasionado daños irreversibles en el ecosistema. Este deterioro se relaciona con la facilidad que encuentra parte de la población en arrojar residuos en estos lugares (Llorente, 2018), además los dragados periódicos, la llegada continua y estacionamiento de lanchas en el sector hacen de este, un ambiente crítico a nivel de calidad del agua (figura 9).

Teniendo en cuenta las características particulares que tiene cada zona, se establecieron las estaciones de muestreo en estos sitios, con el fin de determinar el posible ingreso de

contaminantes y su posterior acumulación en los sedimentos superficiales de la costa oriental de Antioquia, producto de las distintas actividades que se realizan en esta zona.



Fuente Propia

Figura 9. Estación El Waffe

8. METODOLOGÍA

8.1 Fase de campo

Entre los meses de agosto de 2018 y marzo de 2019, se monitorearon las siete estaciones establecidas a lo largo de la línea de costa de Antioquia. Mes a mes se midieron parámetros fisicoquímicos de la columna de agua, para ello se utilizó un medidor multiparámetros HI 9829 marca HANNA (Figura 10), siguiendo un protocolo tendiente a manejar en lo posible el mismo horario de monitoreo en cada una de las estaciones establecidas. De este modo, se determinaron los siguientes parámetros: temperatura superficial ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (PSU), pH y oxígeno disuelto (mg/L).

Para determinar contaminantes y comunidades bentónicas se recolectaron muestras de sedimentos superficiales con periodicidad trimestral, en los meses de septiembre (época

húmeda), diciembre y marzo (época seca), a una profundidad de cinco metros (excepto en la estación WA, donde la muestra fue obtenida desde la orilla) utilizando una draga Eckman con una capacidad aproximadamente 250 gramos (Figura 11).



Figura 10. Medidor multiparámetros HANNA modelo HI9829



Fuente Propia

Figura 11. Recolección de muestras empleando draga en estación WA

Para determinar las concentraciones de los 16 HAPs de interés y de pesticidas organoclorados y organofosforados en cada estación, se tomó una muestra de sedimento de 100 gr aproximadamente y se depositó sobre papel aluminio pretratado (lavado previamente con hexano), se almacenó en una bolsa plástica de cierre hermético, sellada y rotulada, la cual se almacenó en frío hasta su traslado al laboratorio para el correspondiente análisis siguiendo metodologías descritas por Ponce *et al.*, (1993); Botello *et al.*, (1995) e Invemar (2003). Se usó la misma muestra para realizar el análisis de HAPs y pesticidas.

Para determinar la concentración de metales, en cada estación se tomó una muestra de 100 gr de sedimentos del centro del material dragado usando una cuchara plástica, teniendo especial cuidado de no tocar las paredes de la draga, la fracción se almacenó en una bolsa plástica con cierre hermético, rotulada y se guardó en frío hasta su traslado al laboratorio de análisis siguiendo la metodología descrita por Invemar (2003). Adicionalmente se tomaron muestras de sedimento para adelantar el análisis granulométrico.

Para la caracterización de las comunidades bentónicas se tomaron muestras por triplicado en cada estación realizando tres lances de la draga, el material recolectado en cada lance fue fijado en solución de alcohol al 70%, almacenado en un recipiente con tapa, etiquetado y trasladado al laboratorio para su posterior análisis (separación, identificación y conteo), siguiendo la metodología descrita por Frontalini y Coccioni (2008); Sánchez *et al.*, (2011) y Fernández *et al.*, (2014).

8.2 Fase de laboratorio

Para la determinación cualitativa y cuantitativa de los contaminantes se siguieron los métodos analíticos propuesto por la EPA. La determinación de HAPs mediante extracción

ultrasónica EPA 3550 C / cromatografía de gases con detector de ionización de llama (CG-FID), EPA 8100, Revisión 0, septiembre 1986. Modificado. Pesticidas organoclorados y organofosforados mediante extracción ultrasónica EPA 3550 C / cromatografía de Gases con detector de captura de electrones (GC/ECD), US EPA 8081 B, revisión 2, febrero 2007 Modificado. Y la determinación de metales pesados se adelantó empleando la técnica analítica de absorción atómica (EPA 3050 B). Estos análisis se realizaron en el laboratorio de Análisis Ambiental de la Universidad de Antioquia, acreditado en el análisis de suelos.

El análisis granulométrico de los sedimentos se adelantó a través de tamizaje, empleando tamices metálicos (8, 4, 2, 1 0.5, 0.25, 0.125, 0.063 y < 0.063 mm). Los sedimentos se clasificaron como arenas gruesas (> 2 mm), arenas medias (1 - 0.25 mm) y arenas finas (0,125 - < 0.063 mm), según la clasificación Udden – Wendworth; diseñada originalmente por Udden en 1898 y luego modificada en 1922 por Wendworth (tabla 2).

Tabla 2. Clasificación granulométrica según Udden – Wendworth (modificado)

Tamaño del clasto en mm	Clastos sedimentarios	
> 2	Arena gruesa	A r e n a s
1 - 0.25	Arena media	
0.125 - < 0.063	Arena fina	

Para el análisis e identificación de los organismos bentónicos, inicialmente se realizó un lavado a las muestras y con el apoyo de estereoscopios se separaron los organismos de acuerdo a su similitud y se contaron (figura 12).



Fuente Propia

Figura 12. Separación, identificación y conteo de comunidades bentónicas

Los morfotipos separados fueron fotografiados e identificados a nivel de familia por considerarse el nivel taxonómico adecuado para los estudios de impacto ambiental (Ferraro y Cole, 1992; James *et al.*, 1995) para ello, se emplearon guías taxonómicas especializadas para cada grupo: poliquetos (Amaral y Nonato, 1996; Rouse y Pleijel, 2001; de León *et al.*, 2009), crustáceos (Bousfield, 1973; Kensley y Schotte, 1989; Ortiz *et al.*, 2004), moluscos (Díaz y Puyana, 1994; Ardila, 2000), entre otras guías (McCafferty y Provonsha, 1981; Roldán, 1988; Fernández y Domínguez, 2001).

8.3 Análisis estadístico

La comparación entre estaciones de muestreo y épocas climáticas se realizó mediante un ANOVA de un factor, cuando no se cumplieron los supuestos de normalidad, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis utilizando el software IBM SPSS STATISTICS.

Se aplicó un análisis de correlación de Spearman entre comunidades bentónicas y concentraciones de metales pesados, parámetros fisicoquímicos, y tamaño de grano de los sedimentos. Finalmente, se realizó un análisis de correspondencias canónicas (ACC) con el software XLSTAT 2019, con el fin de relacionar la abundancia de especies con las demás variables.

9. RESULTADOS

9.1 Condiciones fisicoquímicas de la columna de agua

La temperatura superficial del agua a osciló entre 27.60 y 31.77 °C, con un promedio de 29.69 °C, el mayor registro se reportó en la estación WA durante el periodo correspondiente a la época climática húmeda, mientras que el menor registro se obtuvo en la estación ubicada en PLV para el periodo climático seco; para este parámetro no se encontraron diferencias significativas entre estaciones y épocas climáticas (Anova; $p > 0.05$).

La salinidad varió entre 1.17 y 34.40 PSU, con un promedio de 22.75 PSU, el mayor registro se presentó en la estación de ZA y el más bajo correspondió a la estación WA, ambos se presentaron durante la época climática húmeda; se encontraron diferencias significativas entre estaciones (Kruskal-Wallis; $p < 0.05$), pero no se presentaron entre épocas climáticas (Kruskal-Wallis; $p > 0.05$).

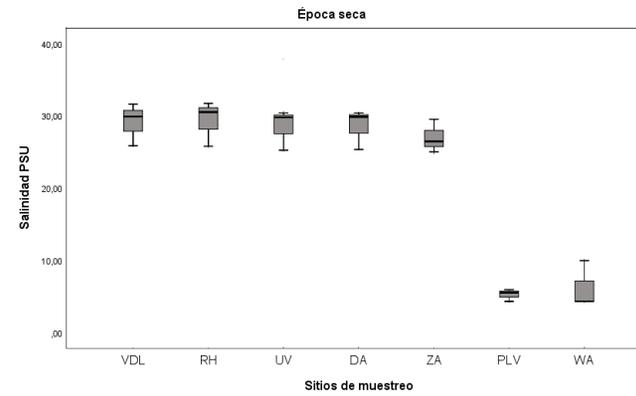
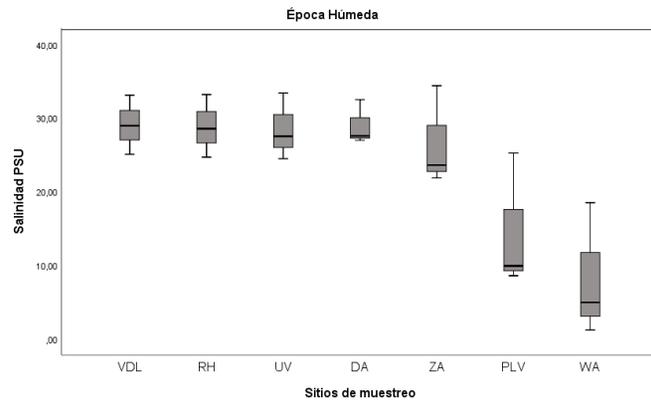
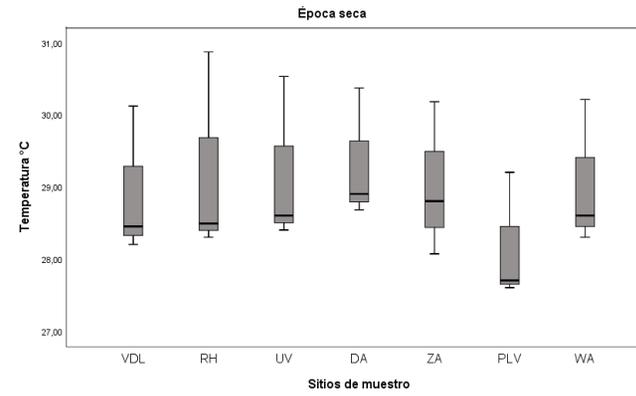
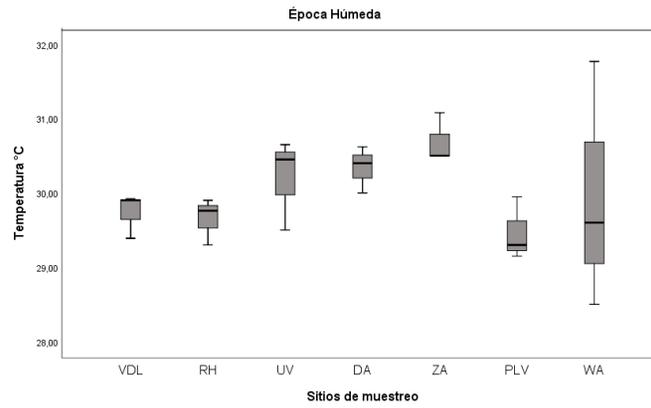
El pH osciló entre 7.01 y 11.40, con un promedio de 8.31, el registro más alto se obtuvo durante la época seca en DA, mientras que el más bajo fue determinado en WA, también en época seca; esta variable mostró diferencias significativas entre estaciones (Kruskal-Wallis; $p < 0.05$), pero no entre épocas climáticas (Kruskal-Wallis; $p > 0.05$).

Por su parte, el oxígeno disuelto en la columna de agua no presentó diferencias significativas entre estaciones y épocas climáticas (Anova; $p > 0.05$). Su concentración varió entre 2.50 y 7.0 mg/L, con un promedio de 4.98 mg/L, la concentración más alta se registró en PLV en época seca y la más baja en WA en época húmeda.

En la figura 13, se muestran los promedios de las variables fisicoquímicas en relación a las estaciones de muestreo y las épocas climáticas.

9.2 Contaminantes en sedimentos

Los 16 HAPs analizados (fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo[a]antraceno, naftaleno, benzo[b]fluoranteno, indeno[1,2,3-cd]pireno, benzo[ghi]perileno, criseno, acenaftileno, acenafteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, y dibenzo[a,h]antraceno), presentaron concentraciones por debajo del límite de detección (L.D) según el método analítico utilizado (0.01 $\mu\text{g/g}$), al igual que los pesticidas organoclorados (α -BCH, β -BCH, γ -BCH lindano, δ -BCH, heptacloro, aldrín, heptacloro epoxi, α -endosulfan, dieldrin, 4-4'DDE, endrín, β -endosulfan, 4-4'DDD, endrín aldehído, endosulfan sulfato, 4-4'DDT y metoxicloro) y pesticidas organofosforados (clorpirifós y clorotalonil) los cuales presentaron concentraciones inferiores a los 0.05 $\mu\text{g/g}$.



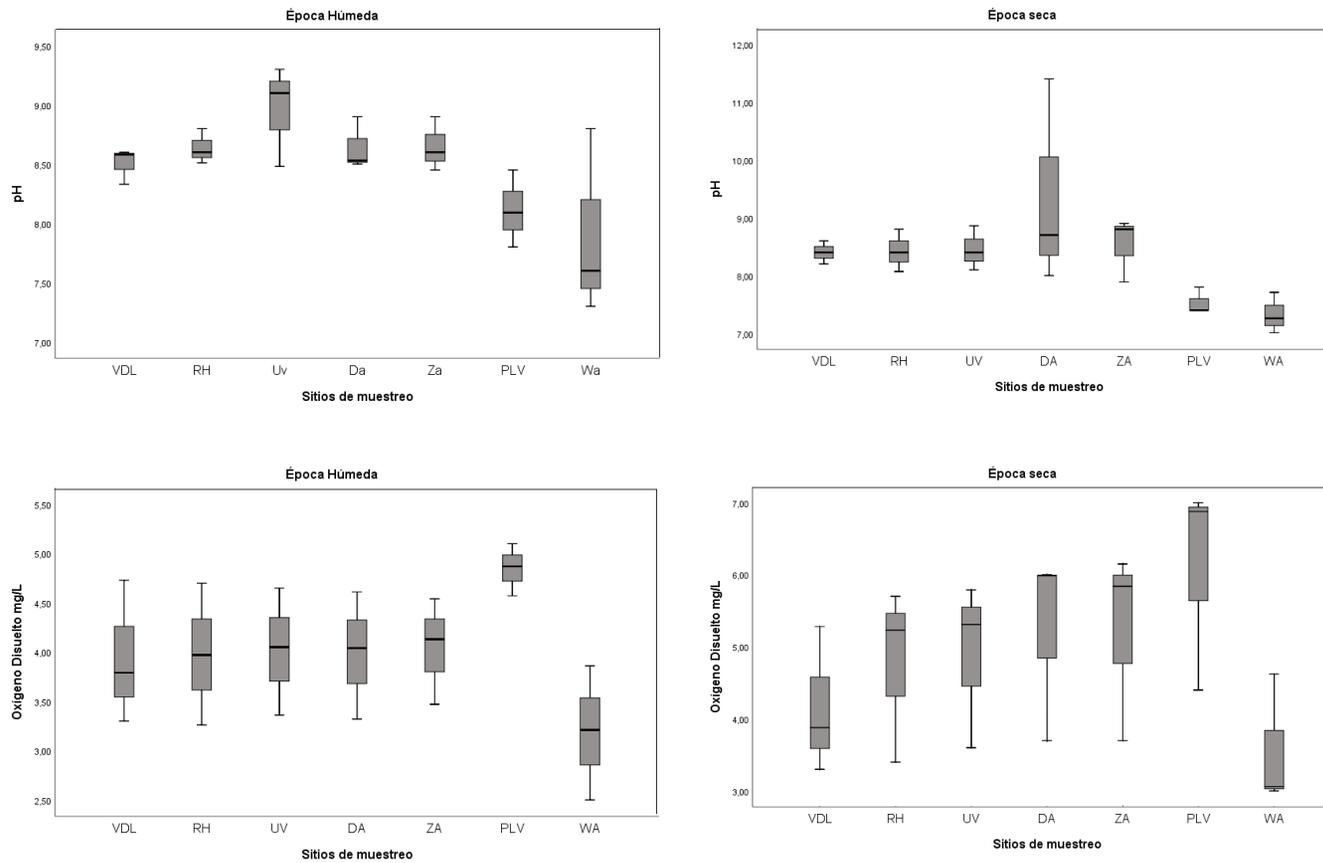


Figura 13. Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos en las estaciones de la línea de costa de Antioquia, durante época húmeda y seca: temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto.

Entre los metales analizados el Cd y el Pb reportan concentraciones por debajo del L.D según el método analítico utilizado (5.00 y 20.00 $\mu\text{g/g}$ respectivamente). Para los metales Cu, Cr_T, Ni y Zn se determinaron concentraciones en las siete estaciones de muestreo y durante los dos periodos climáticos evaluados (épocas húmeda y seca).

En la época húmeda el Cu varió entre 18.8 y 90.2 $\mu\text{g/g}$, el Cr_T entre 12.6 y 46.5 $\mu\text{g/g}$, el Ni entre 11.3 y 33.0 $\mu\text{g/g}$ y el Zn entre 34.4 y 329.0 $\mu\text{g/g}$ (figura 14). En la época seca, el Cu osciló entre < 5 y 85.4 $\mu\text{g/g}$, el Cr_T entre 6.1 y 60.8 $\mu\text{g/g}$, el Ni entre 13.4 y 49.4 $\mu\text{g/g}$ y el Zn entre 21.8 y 329.0 $\mu\text{g/g}$ (figura 15).

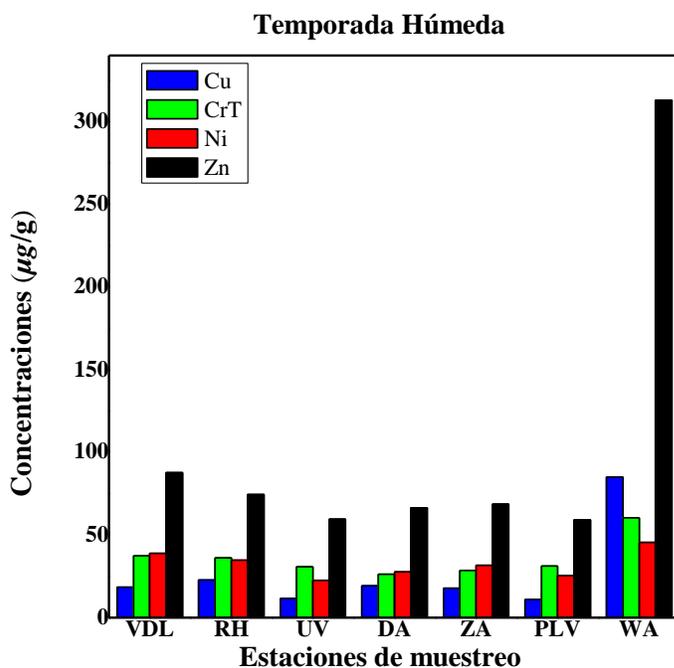


Figura 14. Concentración de metales pesados en las diferentes estaciones de la línea de costa Antioqueña en época húmeda

Temporada seca

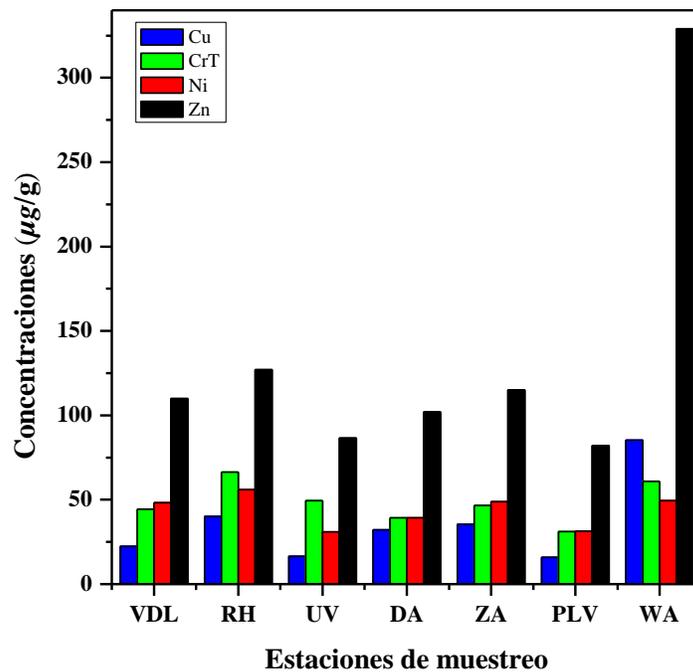


Figura 15. Valores promedio de metales pesados en las diferentes estaciones de la línea de costa Antioqueña en época climática húmeda y seca.

En época húmeda y seca la estación WA registró las concentraciones más altas para Cu y Zn. Por su parte, la estación RH registró las mayores concentraciones de Ni y CrT, durante la época seca.

9.3 Propiedades de los sedimentos superficiales

Los sedimentos superficiales del fondo estuvieron compuestos por arenas gruesas, medias y finas; con una fracción de arenas gruesas que varió entre 2.40 y 46.40 %, arenas medias 5.14 a 40.66 % y arenas finas 13.56 a 92.46 % y valores promedio de 20.69, 18.68 y 60.70 respectivamente.

De acuerdo con la clasificación granulométrica en la estación RH, el 46 % de los sedimentos correspondió a arenas gruesas, 40 % arenas medias y el resto arenas finas, por su parte, en la estación ZA el 38 % de los mismos fueron arenas gruesas, 40 % arenas finas y el resto arenas medias. Para las estaciones restantes, más del 50% de los sedimentos estuvieron constituidos por arenas finas. La figura 16, muestra el porcentaje de distribución del tamaño de grano en las siete estaciones evaluadas.

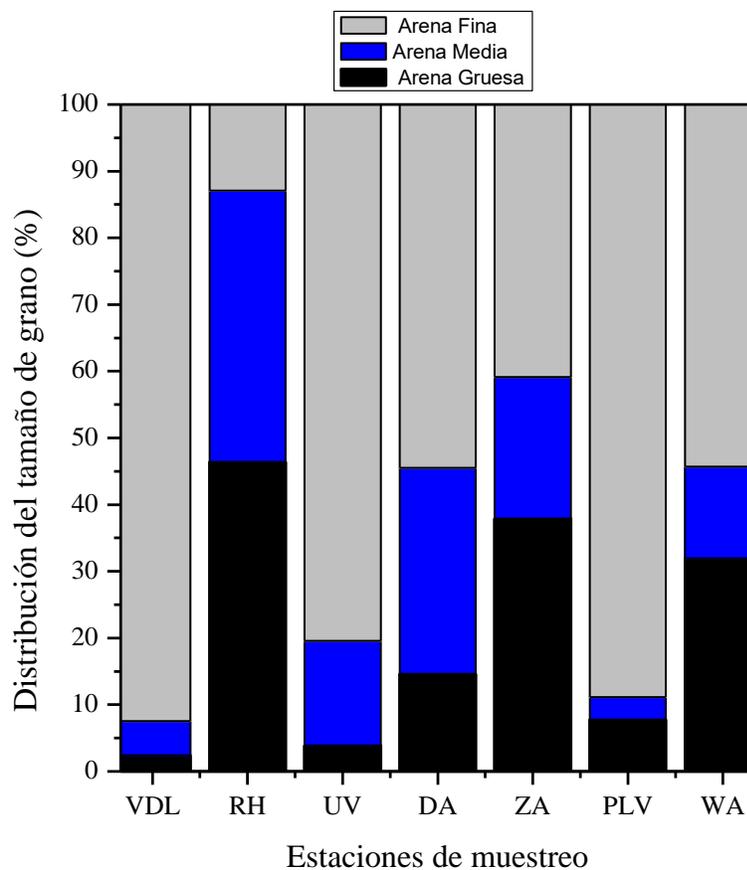


Figura 16. Distribución del tamaño de grano de los sedimentos (%) en las estaciones de la línea de costa Antioqueña.

Estadísticamente no se encontraron diferencias significativas entre la distribución de las familias bentónicas y el tamaño de grano de los sedimentos (Kruskal-Wallis; $p > 0.05$).

9.4 Composición de las comunidades bentónicas

Se analizaron 63 muestras en las que se hallaron en total 44 organismos, distribuidos en nueve familias pertenecientes a tres Phylum. Ocho de estas nueve familias estuvieron presentes en la época seca y seis en la época húmeda.

La estación UV presentó el mayor número de familias durante las dos épocas climáticas, mientras que para la estación WA los registros fueron nulos en todos los muestreos realizados.

Para la familia Columbelloidea los reportes correspondieron al periodo climático húmedo, contrario a lo ocurrido con las familias Paraonidae, Cirolanidae y Pyramidelloidea que hicieron presencia solo durante la época seca. La tabla 3, relaciona cualitativa y cuantitativamente la composición de las comunidades bentónicas en los sedimentos de las estaciones evaluadas.

La distribución de las familias bentónicas en las siete estaciones monitoreadas no presentó diferencias estadísticamente significativas (Kruskal-Wallis; $p > 0.05$). Entre las familias registradas Columbelloidea presentó una distribución diferente entre las épocas climáticas (Kruskal-Wallis; $p < 0.05$), contrario al comportamiento registrado por las familias restantes entre épocas climáticas (Kruskal-Wallis; $p > 0.05$).

La figura 17 muestra organismos de la comunidad bentónica hallados en sedimentos de la costa de Antioquia. En las muestras de sedimentos evaluadas a lo largo del estudio se hallaron restos de moluscos que no pudieron ser identificados.



Tabla 3. Estructura de las comunidades bentónicas en los sedimentos de la línea de costa Antioqueña.

ÉPOCA	PHYLLUM	CLASE	FAMILIA	VDL	RH	UV	DA	ZA	PLV	WA
HÚMEDA	Annelida	Polychaeta	Capitellidae	1	0	0	0	0	0	0
		Polychaeta	Phyllodocidae	0	0	3	0	0	0	0
	Artrhopoda	Malacostraca								0
			Ampeliscidae	0	0	2	0	0	0	
	Mollusca	Gastropoda	Olividae	0	0	0	0	1	0	0
		Gastropoda	Columbellidae	0	1	1	0	2	1	0
	Bivalvia	Donacidae	0	0	1	1	0	0	0	
SECA	Annelida	Polychaeta	Capitellidae	0	1	1	0	0	0	0
		Polychaeta	Paraonidae	2	0	0	0	0	0	0
	Artrhopoda	Polychaeta	Phyllodocidae	0	3	0	2	0	1	0
		Malacostraca								0
			Ampeliscidae	9	0	0	0	0	2	
	Mollusca	Malacostraca								0
			Cirolanidae	0	0	1	0	0	0	
		Gastropoda	Olividae	2	1	1	0	1	0	0
	Gastropoda	Pyramidellidae	0	0	1	1	1	0	0	
	Bivalvia	Donacidae	0	0	0	1	0	0	0	

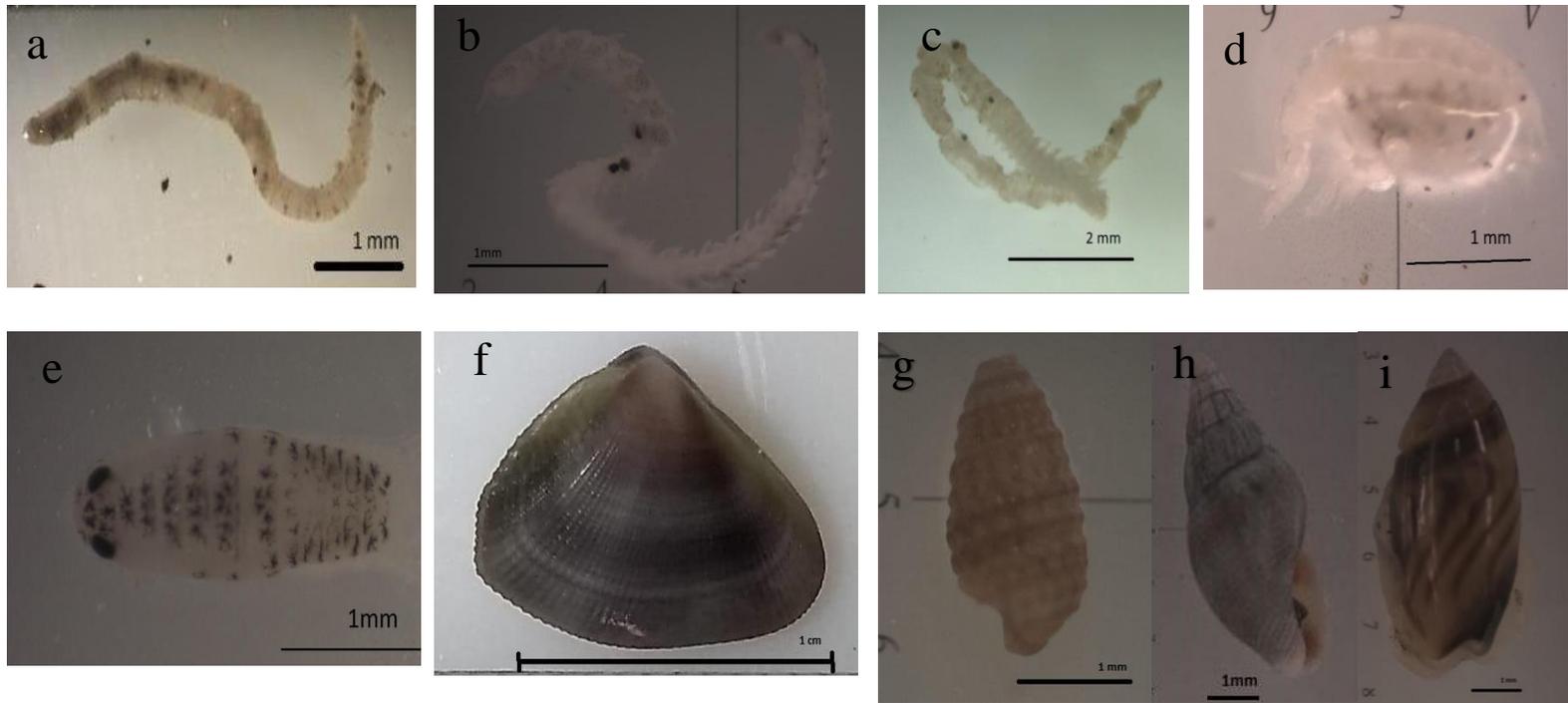


Figura 17. Organismos bentónicos hallados en los sedimentos de la costa de Antioquia pertenecientes a las familias: (a) Capitellidae, (b) Phyllodocidae, (c) Paraonidae, (d) Ampeliscidae, (e) Cirolanidae, (f) Donacidae, (g) Pyramidellidae, (h) Columbellidae e (i) Olividae. Fuente propia.

9.5 Comunidades bentónicas, metales pesados, variables fisicoquímicas y tamaño de grano de los sedimentos

En la tabla 4, se muestra la matriz de correlación de Spearman y se resaltan las correlaciones positivas entre las familias bentónicas y las demás variables; los coeficientes de correlación estuvieron muy cercanos a cero, indicando que no se presenta una correlación lineal entre la distribución de las familias y las variables en cuestión.

Tabla 4. Matriz de correlación de Spearman, entre las familias bentónicas y los metales pesados, variables fisicoquímicas y el tamaño de grano de los sedimentos.

FAMILIAS	FISICOQUÍMICOS				METALES PESADOS				ARENAS		
	Temp	Sal	pH	OD	Cr _T	Cu	Ni	Zn	Gruesas	Medias	Finas
Capitellidae	0.05	0.25	0.25	-0.07	-0.02	0.02	0.00	-0.04	-0.25	0.20	-0.02
Columbellidae	0.28	-0.30	0.08	-0.28	-0.20	0.14	-0.31	-0.14	-0.08	-0.06	0.02
Ampeliscidae	-0.07	-0.13	-0.21	0.28	0.02	-0.28	-0.01	-0.02	-0.30	-0.38	0.43
Cirolanidae	0.19	0.26	0.30	0.15	0.26	-0.11	0.07	0.11	-0.22	-0.26	0.26
Donacidae	0.38	0.25	0.36	-0.07	-0.22	0.11	-0.31	-0.13	-0.07	0.11	0.02
Olividae	0.00	0.28	0.02	0.13	-0.16	-0.30	-0.10	-0.19	0.32	-0.19	-0.17
Paraonidae	0.04	0.33	0.00	0.04	0.15	-0.04	0.26	0.18	-0.07	-0.11	0.15
Phyllodocidae	0.24	0.22	0.20	0.23	0.01	-0.04	-0.01	0.00	0.17	0.08	-0.26
Pyramidellidae	0.00	0.31	0.29	0.34	0.00	-0.20	0.01	-0.04	0.20	0.11	-0.18

A la vez, se obtuvieron valores $p > 0.05$, indicando que no existe una correlación estadísticamente significativa entre las comunidades bentónicas y los metales pesados, variables fisicoquímicas, y tamaño de grano de los sedimentos.

Por su parte, en el análisis de correspondencias canónicas (ACC) se estableció que las comunidades bentónicas estuvieron relacionadas positivamente con las variables fisicoquímicas y las arenas medias y finas, en estaciones con menos aportes de aguas continentales y condiciones físicas y químicas óptimas, como es el caso de VDL, UV y DA. Mientras que no hubo relación entre las concentraciones de metales pesados, las arenas gruesas y la distribución de estas familias. La figura 18 muestra el mapa de ACC.

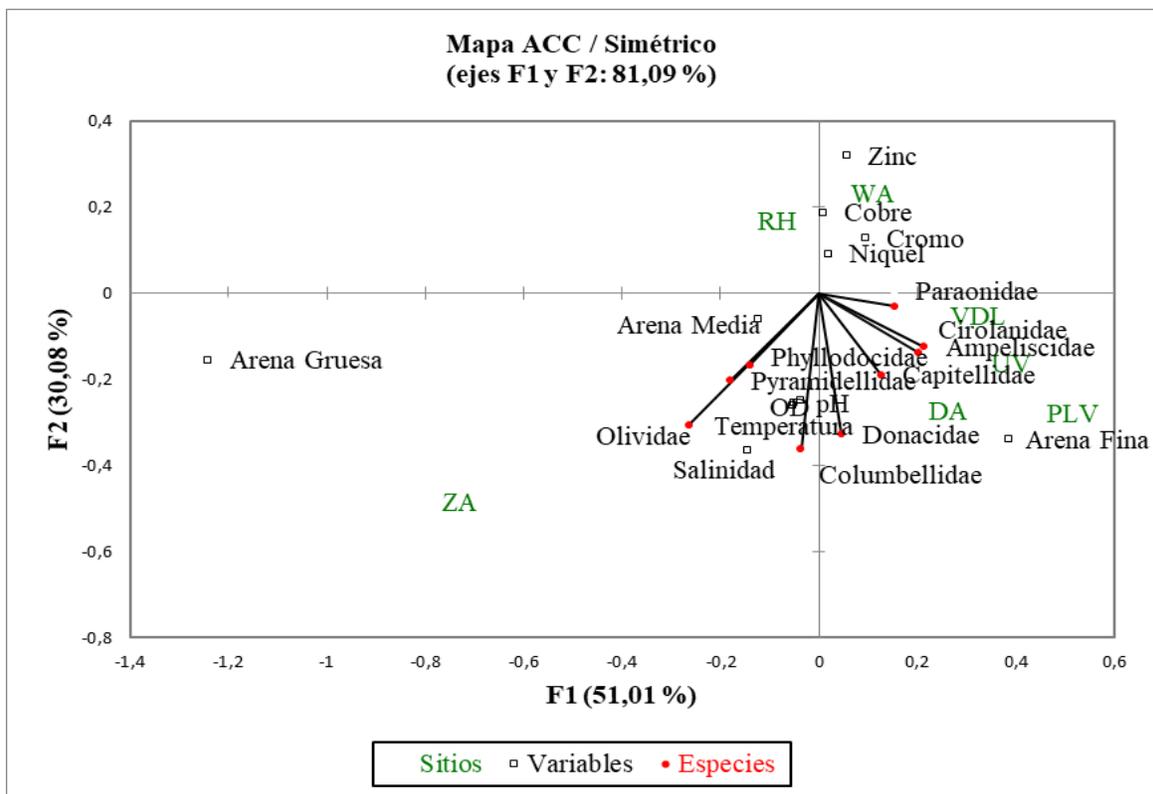


Figura 18. Análisis de correspondencia canónica (ACC), relación de comunidades bentónicas y demás variables.

10. DISCUSIÓN

Pese a que en el Golfo de Urabá se realizan actividades que pueden constituir fuentes importantes de contaminantes, los cuales a su vez pueden llegar a aguas y sedimentos marinos; la información asociada a esta problemática es escasa.

Es así como para los 16 HAPs evaluados solo se cuenta con un estudio previo el cual fue realizado en estaciones cercanas a la línea de costa de Antioquia (Invemar, 2019), en el que estas sustancias tóxicas no fueron detectadas por el método analítico utilizado, lo que coincide con los resultados obtenidos por este estudio. El seguimiento a compuestos como HAPs reviste gran importancia, pues la vocación portuaria que se ha venido consolidado en torno al golfo de Urabá implica para la zona un tránsito importante de embarcaciones a futuro, lo que implica un ingreso de estos compuestos al ambiente.

En cuanto a los pesticidas organoclorados y organofosforados, aún no se cuenta con información sobre el análisis de estos contaminantes en sedimentos del Golfo. Sin embargo, la Red de Vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia - REDCAM monitoreó las concentraciones en agua, desde el año 2001 hasta 2010, encontrando que las concentraciones más altas se registraron en 2006 en la desembocadura del río León (43.5 ng/L), en 2008 en los ríos León y Guadualito con 188.7 y 211.5 ng/L respectivamente, superando ampliamente el valor de referencia (30 ng/L; EPA, 1999). En 2009 se detectó 40.9 ng/L en el río Currulao y en 2010 sólo se detectaron en el río Guadualito; todos estos registros se presentaron en época seca (Vivas-Aguas, 2014). Dado que el presente estudio se constituye en pionero para el análisis de estos contaminantes en los sedimentos de la zona, es necesario expandir este tipo de análisis a zonas en las que se han registrado concentraciones en agua, ya que representan riesgo para la salud del ecosistema y para la

salud humana, teniendo en cuenta los procesos de bioacumulación y biomagnificación que se relacionan con este tipo de contaminantes.

Metales como el Cu, provienen de residuos de fertilizantes usados en la agricultura y en pintura para embarcaciones (Burgos-Núñez *et al.*, 2017), el Cr_T al igual que el Cu estaría relacionado con actividades agrícolas y actividades mineras (Gutiérrez-Mosquera *et al.*, 2018), el Zn es un contaminante que proviene de la agricultura, la minería, la fabricación de pesticidas y las pinturas antiincrustantes para embarcaciones (Rumisha *et al.*, 2012; Vallejo *et al.*, 2016; Romano *et al.*, 2017; El-Sorogy, 2018; Merhaby *et al.*, 2018) y el Ni proviene de descarga de aguas residuales, actividades de transporte marítimo, agricultura, entre otros (Marrugo-Negrete *et al.*, 2017; Ranjbar *et al.*, 2017). En este contexto, es importante resaltar que el uso del suelo en la línea de costa está marcado por el desarrollo de actividades agropecuarias.

En el municipio de Turbo la principal actividad económica que se desarrolla es la agricultura, siendo este el segundo municipio en producción de banano de exportación y el mayor productor de plátano en el departamento de Antioquia (Pérez, 2007); además se realizan otras actividades como la ganadería, la minería, el turismo, el transporte marítimo, (Vallejo *et al.*, 2016), las cuales influye en la calidad del medio marino, particularmente en la concentración de contaminantes en los sedimentos.

En torno a los metales pesados, el Cd y Pb presentaron concentraciones por debajo de los límites de detección, mientras que Cu, Cr_T, Ni y Zn estuvieron presentes en las siete estaciones y durante todos los muestreos. La estación WA registró las concentraciones más altas para Cu y Zn en ambas épocas climáticas, mientras que la estación RH, registró los niveles más altos para Ni y Cr_T en época seca.

El Cu y CrT en las siete estaciones de muestreo registraron concentraciones inferiores a los valores establecidos como referencia para efectos probables en organismos, estas concentraciones alcanzaron los 108.0 y 160.0 $\mu\text{g/g}$ respectivamente (Buchman, 2008), por tanto, no representan riesgo para la biota marina.

De otra parte, las concentraciones de Ni y Zn sobrepasaron los valores de referencia para efectos probables en organismos (42.8 y 271.0 $\mu\text{g/g}$ respectivamente) según Buchman (2008). Las concentraciones de Ni superaron los valores de referencia en las estaciones VDL (48.3 $\mu\text{g/g}$), RH (55.9 $\mu\text{g/g}$), ZA (48.9 $\mu\text{g/g}$) y WA (49.4 $\mu\text{g/g}$) solo durante la época seca. Por su parte, las concentraciones de Zn sobrepasaron los valores de referencia solo en la estación WA durante la época húmeda (329.0 $\mu\text{g/g}$) y seca (329.0 $\mu\text{g/g}$).

En la figura 19 se representan las concentraciones registradas de Cu, CrT, Ni y Zn en cada una de las estaciones durante los muestreos realizados en los que se abarcaron las épocas climáticas húmeda y seca. Los valores de efecto probable en organismos se relacionan con una línea roja.

Estos resultados se asemejan a los obtenidos previamente en la zona de estudio por parte del Invemar (2017), en los que el Pb y Cd no fueron detectados y las concentraciones de Cu y Zn no representan riesgo para la biota acuática. En el año 2019 se detectaron concentraciones de Cd, Pb y Hg, sin embargo, estas no sobrepasaron los valores de referencia para sedimentos, mientras que las concentraciones registradas para el Cu y Zn estuvieron por encima de los valores de efecto probable en organismos (Invemar, 2019).

En general, las concentraciones de estos metales aumentaron significativamente en la época seca, debido al incremento en la intensidad de los vientos que altera durante este periodo el

oleaje, generando resuspensión del sedimento y, por tanto, el aumento en la concentración de los contaminantes en la capa superficial del mismo tras su sedimentación, a lo que podría sumarse una mayor deposición atmosférica.

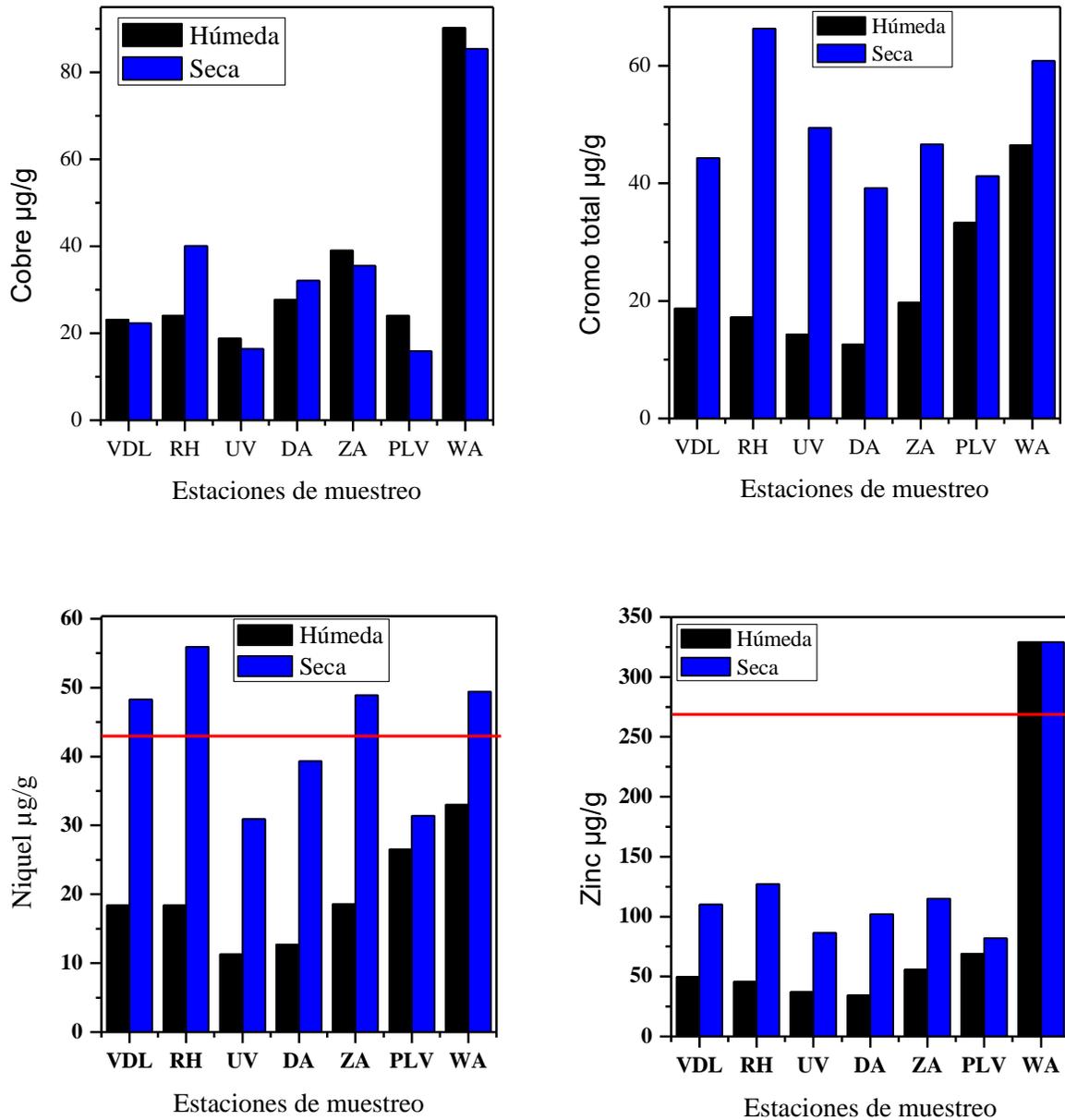


Figura 19. Concentraciones de Cu, CrT, Ni y Zn en cada estación, durante las épocas húmeda y seca.

En relación a los parámetros fisicoquímicos, la temperatura registró valores que se encuentran dentro del rango reportado en el Golfo de Urabá; los mayores registros se presentaron en los meses de lluvias; a medida que la época seca se hace más fuerte los vientos provenientes del noreste van influenciando las corrientes oceánicas y disminuyendo la temperatura de todo el litoral (Montoya, 2010).

La concentración de sales en el litoral Antioqueño decrece progresivamente en muchas localidades, especialmente por el aporte de agua dulce de los ríos y quebradas (Werlinger *et al.*, 2004), es así como los valores de salinidad variaron entre 1.17 y 34.40 PSU, comportamiento característico de zonas estuarinas, lo cual explica el que se presentaran diferencias significativas entre estaciones. Las estaciones ubicadas en el municipio de Turbo (PLV y WA) se encuentran muy influenciadas por importantes ríos como el Atrato y León, entre otros, que causan importantes procesos de dilución y disminuyen la salinidad en este sector (Montoya, 2010; Vélez-Agudelo y Aguirre-Ramírez, 2016).

La variación en el pH es generada básicamente por las fluctuaciones de salinidad, teniendo en cuenta que el Golfo de Urabá se comporta como un estuario y se encuentra marcado por un gradiente que incide de manera directa en este comportamiento (Vélez-Agudelo y Aguirre-Ramírez, 2016). En este caso se encontraron diferencias significativas para ambos parámetros entre estaciones, pero no entre épocas climáticas.

El oxígeno disuelto registró en algunas estaciones presentaron concentraciones inferiores a la establecida como referencia (4.0 mg/L), de acuerdo con la normativa colombiana para preservación de la fauna y flora marina (Decreto 1594 de 1984). Estas concentraciones obedecen a procesos de descomposición de materia orgánica, que requieren de consumo de oxígeno por parte de los microorganismos, procesos asociados a la actividad microbiana, los

cuales son generados por los depósitos de los asentamientos humanos. Estadísticamente no se encontraron diferencias significativas entre estaciones ni entre épocas climática.

En cuanto a las comunidades bentónicas, se hallaron 44 organismos distribuidos en nueve familias pertenecientes a tres phylum y cuatro clases. La estación con mayor abundancia fue VDL (13 ind/m³) durante la época seca, mientras que en las otras estaciones se registró desde ausencia total de organismos hasta un máximo de 7 ind/m³. Según Lara (2003) y Vásquez y Pérez (2011), la acumulación de contaminantes en los sedimentos en el Golfo de Urabá, conlleva a un incremento considerable en la carga de microorganismos y una disminución del oxígeno disuelto disponible para las comunidades infaunales, causando de esta forma que la diversidad y abundancia sean menores a las encontradas en otros estudios realizados en el Caribe colombiano.

Nybakken (2001) afirma que en ambientes estuarinos donde la mezcla de aguas continentales y aguas marinas generan condiciones ambientales variadas, la presencia de estos organismos puede estar muy limitada. Por lo tanto, su distribución puede estar determinada por factores como profundidad, salinidad, temperatura y tipo de sustrato (Díaz y Puyana, 1994). Sin embargo, los resultados obtenidos permitieron determinar que las condiciones físicas y químicas del ambiente no influenciaron en la baja diversidad y abundancia de organismos bentónicos de la zona. Este comportamiento puede atribuirse a los procesos erosivos a los que está sometida la zona de estudio; lo que dificulta la colonización y asentamiento de organismos en los sedimentos por causa de la inestabilidad y la alteración del sustrato.

Al analizar las características físicas, químicas y biológicas de la estación WA y compararlas con las estaciones restantes; está registró las salinidades más bajas con valores entre 1.17 y

18.5 PSU, así mismo, en esta estación se determinaron las más bajas concentraciones de oxígeno disuelto con variaciones entre 2.5 y 4.6 mg/L.

En esta estación las concentraciones de Ni y Zn, sobrepasaron los niveles de efecto probable en organismos, condición que se atribuye a los problemas de contaminación que han venido aumentando con los años por causa de la escasa cobertura de alcantarillado, la operación inadecuada de las plantas de tratamiento de aguas residuales, entre otras razones (Llorente, 2018).

Lo anterior se relaciona con el hecho de que la estación WA se ha convertido en el mayor receptor de aguas residuales sin tratamiento previo del municipio de Turbo, además por ser un muelle, este lugar ha sido sometido a la remoción periódica de sedimentos por medio de dragados, con el fin de facilitar el tránsito de embarcaciones, pues el proceso de eutrofización cultural que afecta este sector, disminuye la profundidad de este cuerpo de agua en cortos periodos de tiempo.

La ausencia de comunidades bentónicas en esta estación puede atribuirse principalmente a la remoción periódica del fondo, debido a que existen organismos que puede desarrollarse en lugares con condiciones físicas y químicas similares a las Waffe; como es el caso de los poliquetos de la familia Nereidae, que dependiendo de la especie prefieren aguas hipóxicas y anóxicas, soportan altas concentraciones de metales pesados, altas concentraciones de hidrocarburos aromáticos, pH elevados, viven en presencia de hidrógeno de azufre, es decir, en zonas de descomposición importante.

Poliquetos de la familia Glyceridae, Spionidae, Cirratulidae, prefieren hábitats con altas concentraciones de materia orgánica. Los de la familia Pilargidae, habitan en lugares con concentraciones de oxígeno disuelto elevadas, materia orgánica, hidrocarburos aromáticos,

níquel y pH reducidos. Capitellidae es otra de las familias de poliquetos que indican altas concentraciones de materia orgánica (de la Lanza *et al.*, 2000) y se emplean como biomonitores de contaminación por hidrocarburos del petróleo; organismos pertenecientes a esta última familia se reportaron en las estaciones VDL, RH y UV.

Contrario a lo anterior, la estación VDL fue el lugar donde se reportó un mayor número de organismos con un total de 14 ind/m³ durante las dos temporadas. Al analizar sus características fisicoquímicas y compararlas con las otras estaciones, se encontró que registró una de las salinidades más altas con valores entre 25.07 y 33.11 PSU, así mismo el pH y el oxígeno disuelto presentaron valores óptimos con promedios de 4.48 y 4.42 mg/L respectivamente. A su vez, solo las concentraciones de Ni (48.30 µg/g) sobrepasaron los niveles de efecto probable en organismos durante la época seca, resulta importante resaltar que durante la época seca en esta estación se reportó el mayor número de individuos; 9 pertenecientes a la familia Ampeliscidae, 2 a la familia Paraonidae y 2 a la familia Olividae. A pesar de las altas concentraciones de Ni en los sedimentos y los importantes procesos erosivos a los que está sometida la estación VDL se caracterizó por albergar el mayor número de individuos encontrados durante el estudio.

11. CONCLUSIONES

La calidad de los sedimentos del sector oriental de la costa de Antioquia es óptima en relación a contaminantes como HAPs, pesticidas y metales pesados como Cd, Pb, Cu y Cr_T, al igual que los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua; los cuales se encontraron en un rango óptimo para el desarrollo de comunidades biológicas.

Las concentraciones de Ni (en VDL, RH, ZA y WA en época seca) y Zn (en WA en época húmeda y seca) superaron los valores de efecto probable en organismos, situación que implica riesgo para las comunidades presentes en estos ambientes.

La baja diversidad y abundancia de organismos en los sedimentos superficiales de VDL, RH, UV, DA, ZA y PLV, se relaciona con la inestabilidad del suelo, debida a la remoción generada a causa de la erosión a la que está sometida toda la zona; esta dinámica cambiante no permite un adecuado y desarrollo de organismos debido a la inestabilidad y al cambio en la composición que presenta el sustrato.

La remoción periódica de los sedimentos por medio de dragados en la estación WA, no permite desarrollo de comunidades bentónicas en este lugar; aunque la ausencia de organismos también puede atribuirse al exceso de nutrientes que genera deterioro en este ambiente.

A partir de estos resultados se puede concluir que no existe relación entre la concentración de contaminantes en los sedimentos superficiales y la estructura de las comunidades bentónicas en las estaciones monitoreadas en la costa de Antioquia, Caribe colombiano.

12. REFERENCIAS

Abdulhamid I., Al-Matari B., Al-Shwafi N. y Siam E. (2018). Concentrations of petroleum hydrocarbons residual in seawater of Aden Coasts, Yemen. *Journal of Marine Science: Research & Development* 8 (5). Doi: 10.4172/2155-9910.1000259

Acevedo D.A. (2014). Estudio de los instrumentos normativos de ordenamiento ambiental del municipio de Turbo, departamento de Antioquia, en el marco de las políticas de ordenamiento ambiental. Facultad de ciencias contables, económicas y administrativas. Universidad de Manizales. 177 pp.

- Agudo A. (2010). Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs): acercamiento a su problemática como riesgo laboral. Instituto Catalán de Oncología. Madrid 130 pp.
- Aguirre G., Rudolph A., Ahumada R., Loyola R. y Medina V. (2009). Toxicidad no específica en sedimentos portuarios, una aproximación al contenido de contaminantes críticos. *Rev. Biol. Mar. Oceanog.* 44 (3), 725 – 735.
- Aitali R., Snoussi M. y Kasmi S. (2020). Coastal development and risks of flooding in Morocco: The cases of Tahaddart and Saidia coasts. *Journal of African Earth Sciences* 164, 103771.
- Alba-Tercedor J., Pardo I., Prat N. y Pujante A. (2005). Metodología para el establecimiento el estado ecológico según la directiva marco del agua: protocolo de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos. Confederación Hidrográfica del Ebro. Zaragoza. 59 pp.
- Amaral C. y Nonato E. (1996). *Annelida Polychaeta*. Campinas, Brasil: Universidad Barao Gerardo. 124 pp.
- Ardila E. (2000). Moluscos del talud superior (200-500 m) del Caribe colombiano: inventario, caracterización de asociaciones y consideraciones preliminares sobre su zoogeografía. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Biología Marina. Santa Marta. 347 pp.
- Baqueiro-Cárdenas E.R., Borabe L., Goldaracena-Islas C.G. y Rodríguez-Navarro J. (2007). Los moluscos y la contaminación. Una revisión. *Rev. Mex. Biodiv.* 78, 1S- 7S.
- Bedmar F. (2011). Informe especial sobre plaguicidas agrícolas. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Mar del Plata. 21 (122), 27 pp.
- Belan T. (2003). Marine environmental quality assessment using polychaete taxocene characteristics in Vancouver Harbour. *Mar. Environ. Res.* 57, 98 - 101.

- Benítez R. (2012). Plaguicidas y efectos sobre la salud humana: un estado del arte. 97 pp.
- Blanco-Libreros J.F. y Londoño-Mesa M. (2016). Expedición Caribe sur: Antioquia y Chocó costeros. Secretaría Ejecutiva de la Comisión Colombiana del Océano. Bogotá 323 pp.
- Botello A., Villanueva S., Díaz G. y Pica Y. (1995). Contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos y organismos del Puerto de Salinas Cruz, Oaxaca, México. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 11 (1), 21 - 23.
- Bousfield E. (1973). *Shallow-Water Gammaridean Amphipoda of New England*. United Kingdom: Cornell University Press, 312 pp.
- Buchman M. (2008). Screening Quick Reference Tables (SQiRTs). NOAA OR&R report 08-1 Seattle WA, office of response and restoration division, national oceanic and atmospheric administration. 34 pp.
- Burgos-Núñez S., Navarro-Frómata A., Marrugo-Negrete J., Enamorado-Montes G. y Urango-Cárdenas I. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in the Cispata Bay, Colombia: A marine tropical ecosystem. *Mar. Pollut. Bull.* 120, 379 – 386.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.016>
- Burke L., Kura Y., Kassem K., Revenya C., Spalding M. y McAllister D. (2001). Pilot analysis of global ecosystems: Coastal ecosystems. World Resources Institute. 50 pp.
- Calderón T. (2017). Poliquetos bentónicos como bioindicadores de materia orgánica en la zona intermareal de la isla santa clara (Golfo de Guayaquil exterior). *Acta Oceanográfica del Pacífico* 21 (1), 59 – 79.
- Cabrera R.P., Morán J.J., Mora B.J., Molina H.M., Moncayo O.F., Díaz E., Meza G. y Cabrera C.A. (2016). Evaluación de dos insecticidas naturales y un químico en el control de plagas en el cultivo de frejol en el litoral ecuatoriano. *Idesia* 34 (5), 27 – 35.

Camacho-Sánchez M.I. (2007). Bioconcentración y toxicidad de metales en el langostino *Macrobrachium rosenbergii* (de Man). *Revista de Toxicología* 24 (1) 14 – 17.

Carrasco F.D. (2004). Organismos del bentos marino sublitoral: algunos aspectos sobre abundancia y distribución. En: Werlinger C., Alveal K. y Romo H. *Biología marina y oceanografía: conceptos y procesos*, Volumen 2. Gobierno de Chile, Consejo Nacional del Libro y la Lectura. 696 pp.

Casanova R., Celis C. y Bastidas G. (2008). Evaluación de los niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos de las principales bahías del Pacífico Colombiano. *Boletín Científico CCCP* 15, 47 - 59.

Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas (CIOH). (2007). *Panorama de la contaminación del Caribe colombiano*. 120 pp.

Chevillot P., Molina A., Giraldo L. y Molina C. (1993). Estudio geológico e hidrológico del Golfo de Urabá. *Bol. Cient. Invest. Oceanog. Hidrog.* 79 - 89.

Corporación para el desarrollo sostenible de Urabá. (2003). *Caracterización y zonificación de los manglares del golfo de Urabá*. Informe técnico de convenio 201671 Fonam-Corporación para el desarrollo sostenible de Urabá, Alcaldía de Turbo, Universidad de Antioquia y Capitanía de Puerto de Turbo. Apartadó, Colombia, 88 pp.

Correa I, y Vernet, G. (2004). Introducción al problema de la erosión litoral en Urabá (sector Arboletes – Turbo) Costa Caribe Colombiana. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 33, (5 – 26).
<https://10.25268/bimc.invemar.2004.33.0.245>

Correa-Arango I., Ríos A., González D., Toro M., Ojeda G. y Restrepo L. (2007). Erosión litoral entre Arboletes y Punta San Bernardo, Costa Caribe Colombiana. *Bol. Geol.* 29 (2), 115 - 130.

Correa I., Prussmann J. y Garrido A. (2010). Geomorfología del contorno litoral Urabá-Darién (Departamento de Antioquia y Chocó, Caribe Colombiano). En: Blanco J., Londoño M., Quan L., Urrego L., Polonia J., Osorio A., Bernal G. y Correa I. Expedición estuarina, Golfo de Urabá, fase I. Expedición Antioquia 2013. Medellín, Colombia: Gobernación de Antioquia, Universidad de Antioquia, Universidad Nacional de Colombia, Universidad EAFIT. Informe final 304 pp.

De la Lanza G., Hernández S. y Carbajal J.L. Pérez. (2000). Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación: bioindicadores. Secretaria del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Comisión Nacional del Agua. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Biología. México, 633 pp.

De León A., Bastida R., Carrera F., García E., Peña A., Salazar I. y Solís V. (2009). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Monterrey, México: Universidad Autónoma de Nuevo León. 737 pp.

De los Ríos A., Echavarrri-Erasun B., Lacorte S., Sánchez-Ávila J., De Jonge M., Blust R., Orbea A., Juanes J. y Cajaraville M. (2016). Relationships between lines of evidence of pollution in estuarine areas: Linking contaminant levels with biomarker responses in mussels and with structure of macroinvertebrate benthic communities. *Marine Environmental Research*. 121, 49 – 63. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.02.012>

DelValls T.A., Chapman P.M., Drake P., Dulce Subida M., Vale C., de la Reguera D.F. y Blasco J. (2007). Benthos Sediment Quality Assessments. *Sustain. Manag. Sedim. Resourc.* 1, 215-261. DOI: 10.1016/S1872-1990(07)80078-X

Díaz J.M., Díaz-Pulido G. y Sánchez J.A. (2000). Distribution and structure of the southernmost Caribbean coral reefs: Golfo de Urabá, Colombia. *SCI. MAR.* 64 (3), 327-336.

Díaz M. y Puyana M. (1994). Moluscos del Caribe colombiano, un catálogo ilustrado. Editorial Presencia. Bogotá, Colombia, 291 pp.

El-Sorogy A., Al-Kahtanya K., Youssef M., Al-Kahtany F. y Al-Malkya M. (2018). Distribution and metal contamination in the coastal sediments of Dammam Al-Jubail area, Arabian Gulf, Saudi Arabia. *Mar. Pollut. Bull.* 128, 8-16.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.066>

Escobar J. (2002). La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar. División de Recursos Naturales e Infraestructura. Santiago de Chile, 68 pp.

EPA (1980). Manual of Analytical Methods for the Analysis of Pesticides in Human and Environmental Samples. Environmental Protection Agency, EPA-600/8-80-038, Health Effects Research Lab. Research Triangle Park, NC.

EPA (1980). Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes. Environmental Protection Agency, EPA-600. Cincinnati, Ohio.

EPA (1984). Environmental Protection Agency. Health Effects Assessment for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). EPA-540/1-86-013. Chicago.

EPA - Environmental Protection Agency of US. (1999). National Recommended Water Quality Criteria– Correction. U.S. EPA, 401 M. Street, S.W., Washington, D. 26 pp.

Evenset A., Hallanger I., Tessmann M., Warner M., Ruuse A., Borgå K., Gabrielsen G., Christensen G. y Renaud P. (2016). Seasonal variation in accumulation of persistent organic pollutants in an Arctic marine benthic food web. *Science of The Total Environment*. 542 (15) 108 – 120. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.092>

Fernández R. y Domínguez E. (2001). Guía para la determinación de artrópodos bentónicos sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán, Facultad de Ciencias Naturales e

Instituto M. Lillo, Argentina, 282 pp.

Fernández J., Jiménez M. y Allen T. (2014). Diversidad, abundancia y distribución de la macrofauna bentónica de las costas rocosas al norte del Estado Sucre, Venezuela. *Biol. Trop.* 62 (3), 947 – 956.

Fernández V. y Londoño M. (2015). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) como indicadores biológicos de contaminación marina: casos en Colombia. *Gestión y ambiente* 18 (1), 189 - 204.

Ferraro S.P. y Cole F.A. (1992). Taxonomic level sufficient for assessing a moderate impact on macrobenthic communities in Puget Sound, Washington, USA. *Fish. Aquat. Scien.* 49 (6), 1184 - 1188.

Ferré-Huguet N., Schuhmacher M., Llobet J.M. y Domingo J. L. (2007). Metales pesados y salud. Diseño de un software para evaluar los riesgos de la exposición ambiental a través del agua, suelo y aire. *Mapfre Seguridad.* 53 (108), 50 - 58.

Ferrer A. (2003). Intoxicación por plaguicidas: pesticide poisoning. *Anales Sis San Navarra* 26, 155-171.

Flores R., Berumen A., Ilizaliturri C., Chiprés J., Romo H., García D. y Espinosa-Reyes G. (2014). Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en la costa del golfo de Tehuantepec, México. *Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias.* 17 pp.

Frontalini F. y Coccioni R. (2008). Benthic foraminifera for heavy metal pollution monitoring: a case study from the central Adriatic Sea coast of Italy. *Estuar., Coast, Shelf Scien.* 76 (2) 404 – 417. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.07.024>

Garay J., Marín B. y Vélez A. (2001). Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el Caribe y Pacífico colombiano. Red de vigilancia para la protección y conservación de la calidad de las aguas marinas y costeras. Tomo II. Informe final. Invemar. 260 pp.

García M.J. (2005). Los hidrocarburos policíclicos aromáticos asociados a combustibles fósiles. Caracterización, análisis y remediación. Departamento de Ingeniería Química y Combustibles. Escuela técnica superior de ingenieros de minas. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid, España. 627 pp.

García-Valencia C. (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, Santa Marta, Colombia. 188 pp.

Goldberg (1975). La salud de los océanos. Ed McGraw Hill. Roma.

Gray J.S. (1980). Why do ecological monitoring? Mar. Pollut. Bull. 11 (3), 62 - 65.
[https://doi.org/10.1016/0025-326X\(80\)90544-5](https://doi.org/10.1016/0025-326X(80)90544-5)

Gutiérrez-Mosquera H., Shruti V. C., Jonathan M. P., Royc P. D y Rivera-Rivera D. M. (2018). Metal concentrations in the beach sediments of Bahia Solano and Nuquí along the Pacific coast of Chocó, Colombia: A baseline study. Mar. Pollut. Bull. 135, 1–8.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.060>

Guzmán- Alvis A.I., Solano O.D, Córdoba-Tejada M.E. y López-Rodríguez A.C. (2001). Comunidad macroinfaunal de fondos blandos someros tropicales (Caribe Colombiano). Bol. Invest. Mar. Cos. 30 (1), 39 - 66.

Guzmán-Alvis A.I., Ardila N., y Gracia A. (2005). Estado de los ecosistemas Marinos y Costeros (Estados de los fondos blandos en Colombia). En: Invemar: Informe del Estado de

los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia. Santa Marta. 8, 215 – 223.

Harvey H.R., y Taylor K.A. (2017). Alkane and polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and benthic invertebrates of the northern Chukchi Sea. *Deep Sea Research. Part II: Topic. Stud. Oceanog.* 144, 52 – 62. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.08.011>

Hernández-Antonio A. y Hansen A.M. (2011). Uso de plaguicidas en dos zonas agrícolas de México y evaluación de la contaminación de agua y sedimentos. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 27 (2), 115 – 127.

Hongjun L., Sheng Y., Jinqing Y., Jingfeng F., Meiling G. y Hao G. (2017). Baseline survey of sediments and marine organisms in Liaohe Estuary: Heavy metals, polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides. *Mar. Pollut. Bull.* 114, 555 – 563. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.002>

Iliff S.M., Harris R.J. y Stoner E.W. (2019). Effects of chronic pesticide exposure on an epibenthic oyster reef community. *Mar. Pollut. Bull.* 146, 502 – 508. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.060>

Invemar (2003). Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos (aguas, sedimentos y organismos). Instituto de investigaciones marinas y costeras - José Benito Vives de Andrés. Programa Calidad Ambiental Marina – CAM. Santa Marta. 148 pp.

Invemar (2008). Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia: Año 2007. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta, 380 Pág.

Invemar (2011). Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el Caribe y Pacífico colombiano. Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Santa Marta. 301 p.

Invemar (2017). Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Garcés O. y Espinosa L. (Eds.). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – Redcam: Invemar, MADS y CAR costeras. Informe técnico 2016. Serie de Publicaciones Periódicas No. 4 (2017) del Invemar, Santa Marta. 260 pp.

Invemar (2019). Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Espinosa L.F. y Garcés O. (Eds.). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – Redcam: Invemar, MinAmbiente, Coralina, Corpogujaira, Corpamag, CRA, Cardique, Carsucre, CVS, Corpouraba, Codechocó, CVC, CRC y Corponariño. Informe técnico 2018. Serie de Publicaciones Periódicas No. 4 del Invemar, Santa Marta. 212 pp.

ITOPF (2011). Efectos de la contaminación por hidrocarburos en el medio marino. Impact PR & Desing Limited. Documento de información técnica 13. Canterbury, UK, 12 pp.

James R.J., Lincoln M.P. y Fairweather P.G. (1995). Sieve mesh-size and taxonomic resolution needed to describe natural spatial variation of marine macrofauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 118, 187 - 198.

Kahkashan S., Wang X., Chen J., Bai Y., Ya M., Wu Y., Cai Y., Wang S., Saleem M., Aftab J. y Inam A. (2019). Concentration, distribution and sources of perfluoroalkyl substances and organochlorine pesticides in surface sediments of the northern Bering Sea, Chukchi Sea and adjacent Arctic Ocean. *Chemosph.* 235, 959 – 968.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.219>

Kensley B. y Schotte M. (1989). *Guide to the Marine Isopod Crustaceans of the Caribbean.* Washington DC, USA, Smithsonian Institution. 308 pp.

Kristensen P., Eilertsen E., Einarsdóttir E., Haugen A., Skaug V. y Ovrebø S. (1995). Fertility in mice after prenatal exposure to benzo[a]pyrene and inorganic lead. *Environ Health Perspect.* 103, 588 – 590.

Krupadam R.J., Nesterov E.E. y Spivak D.A. (2014). Highly selective detection of oil spill polycyclic aromatic hydrocarbons using molecularly imprinted polymers for marine ecosystems. *Journ. Hazard. Mat.* 274, 1 – 7. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.03.050>

Lara P. (2003). Muelle “El Waffe” Turbo, Colombia. On the w@terfront. Barcelona, 385 pp.

Lara-Lara J., Arenas V., Bazán C., Díaz V., Escobar E., García M., Gaxiola G., Robles G., Sosa R., Soto L., Tapia M., Valdez-Holguín J.E., Bezaury J. y Millán R. (2008). Los ecosistemas marinos, en *Capital natural de México. Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, 135 – 159 pp.

Llorente A.J. (2018). Calidad del agua en la desembocadura y muelle del Canal el Waffe – Turbo, durante las épocas climáticas seca y húmeda 2016-2017. Universidad de Antioquia. Corporación académica ambiental. Turbo, Colombia 68 pp.

Liang J., Liu J., Xu G. y Chen B. (2019). Distribution and transport of heavy metals in surface sediments of the Zhejiang nearshore area, East China Sea: Sedimentary environmental effects. *Mar. Pollut. Bull.* 146, 42–551. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.001>

Liu X., Zhang J., Shi W., Wang M., Chen K. y Wang L. (2019). Priority Pollutants in Water and Sediments of a River for Control Basing on Benthic Macroinvertebrate Community Structure. *Water* 11(6), 1267. <https://doi.org/10.3390/w11061267>

Manjarrez G., Castro I. y Utría L. (2008). Bioacumulación de cadmio en ostras de la Bahía de Cartagena. *Rev. Ingen.* 7 (13), 11 – 20.

- Martínez-Lladó X., Gibert O., Martí V., Díez S., Romo J., Bayona J.M. y de Pablo J. (2007). Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and tributyltin (TBT) in Barcelona harbour sediments and their impact on benthic communities. *Environ. Pollut.* 149 (1), 104 – 113. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.11.020>
- Marrugo-Negrete J., Pinedo-Hernández J. y Díez S. (2017). Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia. *Environ. Resear.* 154, 380-388. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.01.021>
- Medrano J. (2016). Plan de desarrollo 2016 – 2019. Un pueblo con esperanza. Municipio San Juan de Urabá – Antioquia. 219 pp.
- Mejía G. (2015). Hidrocarburos aromáticos policíclicos en la costa Caribe colombiana y posibles fuentes de contaminación. Programa de Maestría en Química. Universidad de Cartagena. 109 p.
- Merhaby D., Ouddane B., Net S. y Halwani J. (2018). Assessment of trace metals contamination in surficial sediments along Lebanese Coastal Zone. *Mar. Pollut. Bull.* 133, 881-890. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.031>
- Mccafferty P. y Provonsha A. (1981). *Aquatic Entomology*. Science Books Ins.448 p.
- Montoya L.J. y Toro M. (2006). Calibración de un modelo hidrodinámico para el estudio de los patrones de circulación en el Golfo de Urabá, Colombia. *Avance de Recursos Hidráulicos*. 13, 37 - 54.
- Montoya L.J. (2010). Dinámica oceanográfica del golfo de Urabá y su relación con los patrones de dispersión de contaminantes y sedimentos. Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia. 124 pp.

- Morelo G. y Martínez O. (2018). Influencia de características oceanográficas y sedimentológicas sobre la distribución de microgasterópodos bentónicos en punta Caribana noreste del Golfo de Urabá (Necoclí, Colombia), en la época húmeda. Corporación Académica Ambiental. Universidad de Antioquia. 76 pp.
- Narváez M., Rojas L. y Prin J. (2010). Determinación de metales en el tejido comestible del molusco *Arca zebra* comercializado en el estado Nueva Esparta, Venezuela. *Rev. Multidisc. Cons. Investig.* 22 (2), 141 – 148.
- Nava-Pérez E., García-Gutiérrez C., Camacho-Báez J. y Vázquez-Montoya E.L. (2012). Bioplaguicidas: una opción para el control biológico de plagas. *Ra Ximhai* 8 (3b) 17 – 29.
- Nybakken J.W. (2001). *Marine Biology: Ecological Approach*. Benjamin Cummings, San Francisco, 516 pp.
- Okoffo E.D., Fosu-Mensah B. y Gordon C. (2017). Contamination levels of organophosphorus and synthetic pyrethroid pesticides in cocoa beans from Ghana. *Food Control* 73, 1371 – 1378.
- Orozco U., López A., Velázquez., Calderón J., Usuga J., Portillo L., Martínez L. y Mariño J. (2017). Potencialidad turística de las playas de San Juan de Urabá y viabilidad para la certificación de sus playas. *Gest. Finanz.* 1, 73 – 83.
- Ortiz M., Martin A., Winfield I., Díaz Y. y Atienza D. (2004). Anfípodos (Crustacea: Gammaridea). Clave gráfica para la Identificación de las familias, géneros y especies marinas y estuarinas del Atlántico Occidental Tropical. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacal, México, 162 pp.
- Ortiz L.F. y Blanco J.F. (2012). Distribución de los gasterópodos del manglar, *Neritina virgínea* (Neritidae) y *Littoraria angulifera* (Littorinidae) en la Ecorregión Darién, Caribe

colombiano. *Biología Tropical*. 60, 219 - 232.

Ortiz-Salinas R., Cram S. y Sommer I. (2012). Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en suelos de la llanura aluvial baja del estado de tabasco, México. *Universidad y ciencia* 28(2):131 – 144.

Paniagua J. (2013). Migración histórica actualizada y predicción de la posición de la línea de costa en sectores acantilados críticos del litoral antioqueño considerando escenarios de ascenso del nivel del mar. Trabajo de grado para optar al título Msc Ciencias de la tierra. Universidad EAFIT. Medellín, Colombia, 88 pp.

Pérez G. (2007). Documentos de trabajo sobre economía regional. El Caribe antioqueño: entre los retos de la geografía y el espíritu paisa. Cartagena de Indias. 48 pp.

Pitacco V., Mistri M., Ferrari, C.R. y Munari C. (2018). Heavy metals, OCPs, PAHs, and PCDD/Fs contamination in surface sediments of a coastal lagoon (Valli di Comacchio, NW Adriatic, Italy): Long term trend (2002–2013) and effect on benthic community. *Mar. Pollut. Bull.* 135, 1221–1229. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.057>

Pohle G. y Thomas T. (2001). Marine biodiversity monitoring. Monitoring protocol for marine benthos: intertidal and subtidal macrofauna. Canadá, 25 pp.

Ponce G., Díaz G. y Vázquez A. (1993). Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en áreas del Golfo de México. *Hidrob.* 3 (1-2), 1- 15.

Posada A. (1999). Documento Técnico De Soporte Para El Plan Básico de Ordenamiento Territorial Municipal San Juan de Urabá – Antioquia. Convenio Interadministrativo N°010298 Corpouraba – Municipios Zona Norte De Urabá. 245 pp.

Prieto J., González C., Román A. y Prieto F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Trop. Subtrop. Agroecos.* 10, 29 - 44.

Quevedo O., Gómez J., Ramírez C., Estrada T., Moreno C., Mendiguchía C., Villanueva M. y Pomares M. (2012). Estudio de la contaminación por metales en sedimentos acuáticos de la bahía de Matanzas. *Quim. Nova* 35 (5), 924 – 931.

Ranjbar A., Riyahi A., Shadmehri A. y Jadot C. (2017). Spatial distribution, ecological and health risk assessment of heavy metals in marine surface sediments and coastal seawaters of fringing coral reefs of the Persian Gulf, Iran. *Chemosph.* 185, 1090 - 1111. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.110>

Roldán A. (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Fondo para la Protección de Medio Ambiente “José Celestino Mutis. Bogotá, 217 pp.

Romano E., De Giudici G., Bergamin L. Andreucci S., Maggi C., Pierfranceschi G., Magno M. C. y Ausili A. (2017). The marine sedimentary record of natural and anthropogenic contribution from the Sulcis-Iglesiente mining district (Sardinia, Italy). *Mar. Pollut. Bull.* 122 (1–2), 331-343. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.070>

Rouse G. y Pleijel F. (2001). *Polychaetes*. New York, USA. Oxford University Press, 353 pp.

Rumisha C., Elskens M., Leermakers M. y Kochzius M. (2012). Trace metal pollution and its influence on the community structure of soft bottom molluscs in intertidal areas of the Dar es Salaam coast, Tanzania. *Mar. Pollut. Bull.* 64 (3), 521-531. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.12.025>

Szczybelski A.S., van den Heuvel-Greve M.J., Kampen T., Wang C., van den Brink N.W. y Koelmans A.A. (2016). Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls and hexachlorobenzene by three Arctic benthic species from

Kongsfjorden (Svalbard, Norway). Mar. Pollut. Bull. 112 (1-2), 65 – 74.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.041>

Tous G., Castro I., Cañón M.L., Quintalia D. y Torres R. (2007). Panorama de la contaminación del Caribe colombiano. Cent. Invest. Oceanog. Hidrog. CIOH, 120 pp.

Tsygankov V.Y., Lukyanova O.N. y Boyarova M.D. (2018). Organochlorine pesticide accumulation in seabirds and marine mammals from the Northwest Pacific. Mar. Pollut. Bull. 128, 208 – 213. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.027>

Tsygankov V. (2019). Organochlorine pesticides in marine ecosystems of the Far Eastern Seas of Russia (2000 - 2017). Wat. Resear. 161, 43 - 53. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.103>

Vallejo P.P., Vásquez L.F., Correa I. D., Bernal G. R., Alcántara-Carrió J. y Palacio J. A. (2016). Impact of terrestrial mining and intensive agriculture in pollution of estuarine surface sediments: Spatial distribution of trace metals in the Gulf of Uraba, Colombia. Mar. Pollut. Bull. 111 (1 – 2), 311 – 320. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.093>

Vásquez J. y Pérez L. (2011). Evaluación y diagnóstico de la calidad ambiental marina del departamento de Antioquia. Corpouraba. Apartado, 158 pp.

Vélez-Agudelo C. y Aguirre-Ramírez N. (2016). Influencia del Río Atrato en el Golfo de Urabá durante el holoceno tardío, Mar Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost. 45 (1), 73 – 97.

Vélez P., Rojas M.L. y Molina J.R. (1999). Documento Técnico de Soporte Para El Plan Básico de Ordenamiento Territorial Municipal Arboletes - Antioquia. Convenio interadministrativo n°010298 Corpouraba – municipios zona norte de Urabá. 144 pp.

Venturini N., Muniz P., Bicego M.C., Martins C.C. y Tommasi L.R. (2008). Petroleum

contamination impact on macrobenthic communities under the influence of an oil refinery: Integrating chemical and biological multivariate data. *Estuar., Coast. Shelf Sci.* 78 (3), 457 – 467. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.01.008>

Vivas A., Tosic M., Narváez S., Cadavid B., Bautista P., Betancourt J., Parra J., Carvajalino M. y Espinosa L. (2012). Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el Caribe y Pacífico colombiano. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia. –REDCAM. Informe técnico 2011. Invemar. Santa Marta, 229 pp

Vivas-Aguas L.J., Sánchez J., Betancourt J., Quintero M., Moreno Y., Santana C., Cuadrado I., Ibarra K., Ríos M., Obando P. y Sánchez D. (2014). Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras del Caribe y Pacífico colombianos. Serie de Publicaciones Periódicas del Invemar No. 4 (2014). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia (REDCAM). Informe técnico 2013. Invemar. Santa Marta, 314 pp.

Von Cosel R. (1986). Moluscos de la región de la Ciénaga Grande de Santa Marta (costa del Caribe de Colombia). *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín.* 15, 79 – 370.

Wassenberg D.M. y Di Giulio R.T. (2004). Synergistic embryotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbon aryl hydrocarbon receptor agonists with cytochrome P4501A inhibitors in *Fundulus heteroclitus*. *Environ Health Perspect.* 112 (17), 1658 - 1664.

Werlinger C., Alveal K., y Romo H. (2004). Biología marina y oceanografía: conceptos y procesos. Consejo Nacional del Libro y la Lectura. Chile, 696 pp.

Weston D. (1990). Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Mar. Ecol. Prog.* 61(3), 233 - 244

Yang G., Kille P., y Ford A. T. (2008). Infertility in a marine crustacean: Have we been ignoring pollution impacts on male invertebrates? *Aquat. Toxic.* 88 (1), 81 – 87.
<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.03.008>.

Yu W., Zou X., Zhang D., Wang T., Wang C., Yao Y., Zhang H., Ben C. y Yuan J. (2019). The evaluation of marine biological value of the Jiangsu coastal zone (east of China) under the interference of human activities. *Ecolog, Indicat.* 102, 76 - 83.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.02.017>

Zamora A. y García C. (2007). El Golfo: un espacio socioeconómico. In: García-Valencia, C. (Ed.), *Atlas del Golfo de Urabá: Una mirada al Caribe de Antioquia y Chocó*. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras –Invemar– y Gobernación de Antioquia, Santa Marta – Colombia, 188 pp.

Zhou Q., Yang N., Li Y., Ren B., Ding X., Bian H. y Yao X. (2020). Total concentrations and sources of heavy metal pollution in global river and lake water bodies from 1972 to 2017. *Global Ecology and Conservation* 22, 00925.