



**Concentración de metales pesados en agua y sedimentos de la desembocadura de los ríos
Atrato y león, golfo de Urabá.**

Marcial Moya Cerezo

Trabajo de grado presentado para optar al título de Oceanógrafo

Asesor

Mónica María Zambrano Ortiz, Doctor (PhD) en Ciencia Biológicas

Universidad de Antioquia
Corporación Académica Ambiental
Oceanografía
Turbo, Antioquia, Colombia
2023

Cita	(Moya Cerezo, 2023)
Referencia	Moya Cerezo, M. (2023). <i>Concentración de metales pesados en agua y sedimentos de la desembocadura de los ríos Atrato y león, golfo de Urabá</i> . [Trabajo de grado profesional]. Universidad de Antioquia, Turbo, Colombia.
Estilo APA 7 (2020)	



Biblioteca Sede Ciencias del Mar (Turbo)

Repositorio Institucional: <http://bibliotecadigital.udea.edu.co>

Universidad de Antioquia - www.udea.edu.co

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Antioquia ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.

Dedicatoria

Dedico este trabajo de grado a mis padres, Dolly Cerezo Asprilla y Marcial Moya Gamboa, quienes han sido mi mayor fuente de inspiración y apoyo incondicional a lo largo de toda mi vida. Gracias por creer en mí y por brindarme las herramientas necesarias para alcanzar mis metas. Su amor, paciencia y sacrificio han sido fundamentales en cada paso que he dado.

También quiero dedicar este trabajo a mis profesores y mentores, quienes me han guiado y enseñado con pasión y dedicación. Su conocimiento y sabiduría han sido invaluable para mi formación académica y personal.

A mis hijos y mi pareja que fue incondicional en momentos de desespero y frustración, su apoyo fue fundamental para seguir en este proceso.

A mis amigos y seres queridos, gracias por su comprensión y por estar a mi lado durante esta etapa desafiante. Sus palabras de aliento y gestos de cariño han sido un bálsamo para mis momentos de duda y cansancio.

Quiero también agradecer a todos los celadores, las personas encargadas del aseo, los asistentes, secretarías y logística por ayudar al funcionamiento de la institución en la cual me he formado como profesional.

Por último, dedico este trabajo a mí mismo, por mi perseverancia y determinación para alcanzar este logro. A través de los desafíos y obstáculos, nunca dejé de creer en mis capacidades y de luchar por mis sueños.

Este trabajo de grado es el resultado de un esfuerzo colectivo y representa un hito importante en mi vida académica. Espero que pueda contribuir al avance del conocimiento en este campo y servir como inspiración para futuros investigadores.

Agradecimientos

Quisiera expresar mi más sincero agradecimiento a todas las personas que contribuyeron de manera significativa en la realización de este trabajo de grado.

En primer lugar, quiero agradecer a mi directora de tesis, Mónica María Zambrano Ortiz, por su orientación experta y su dedicación a lo largo de todo el proceso. Sus conocimientos, paciencia y apoyo fueron fundamentales para el desarrollo de esta investigación. Gracias por brindarme la oportunidad de explorar este tema y por motivarme a alcanzar resultados excelentes.

Deseo expresar mi gratitud a la universidad de Antioquia y a todos los profesores y profesionales que formaron parte de mi crecimiento educativo y aportaron lo mejor de ellos para ser un gran profesional.

Quiero extender mi agradecimiento a mis compañeros de clase y amigos, quienes me brindaron su apoyo emocional y compartieron conocimientos y experiencias que contribuyeron en la realización de este proyecto. Sus debates, ideas y motivación fueron un verdadero estímulo para seguir adelante.

No puedo pasar por alto el apoyo incondicional de mi familia. A mis padres, hermanos y seres queridos, les agradezco su amor, aliento y comprensión durante todo el proceso de investigación.

Gracias por creer en mí y por ser mi mayor fuente de motivación en cada paso que di.

Por último, quiero agradecer a todas las fuentes académicas y bibliográficas que consulté para llevar a cabo este trabajo. Sus investigaciones y aportes fueron fundamentales para fundamentar y respaldar mis conclusiones.

Este trabajo de grado es el resultado del esfuerzo colectivo de todas estas personas, y me siento afortunado/a de haber contado con su apoyo y colaboración a lo largo de esta travesía académica. Nuevamente, mi más profundo agradecimiento a todos los que hicieron posible la culminación de este trabajo.

Tabla de contenido

1	Resumen.....	9
2	Abstract	10
3	Introducción	11
4	Objetivos	15
4.1	Objetivo general	15
4.2	Objetivos específicos.....	15
5	Hipótesis	16
6	Área de estudio y métodos.....	17
6.1	Área de estudio.....	17
Figura 1.	18
6.2	Metodología	18
6.3	Análisis de datos.....	19
7	Resultados	21
7.1	Columna de agua.....	22
7.1.1	Plomo	23
7.1.2	Cobre	23
7.1.3	Hierro	24
7.2	Sedimentos	25
7.2.1	Mercurio	25
7.2.2	Plomo	26
7.2.3	Cadmio	27
7.2.4	Cobre	28
7.2.5	Zinc.....	29
8	Discusión.....	30

8.1	Columna de agua.....	31
8.1.1	Plomo	32
8.1.2	Cobre	32
8.1.3	Hierro	33
8.2	Sedimentos	34
8.2.1	Mercurio	34
8.2.2	Plomo	36
8.2.3	Cadmio	37
8.2.4	Cobre	37
8.2.5	Zinc.....	38
9	Conclusiones	40
10	Recomendaciones.....	42
11	Referencias	44

Listado de tablas

Tabla 1. Metales evaluados y metodologías de análisis empleadas para su determinación en aguas y sedimentos	20
Tabla 2. Análisis estadísticos para los metales plomo, cadmio, cobre y zinc. Estadística descriptiva y pruebas de comparación entre épocas climáticas.....	21
Tabla 3. Concentración de metales pesados en la columna de agua($\mu\text{g/L}$) de las desembocaduras de los ríos Atrato – boca Matuntugo y León en época seca y época húmeda	22
Tabla 4. Concentración de metales pesados en sedimentos de las desembocaduras del río Atrato – boca Matuntugo y río León, en época seca y época húmeda	23

Listado de figuras

Figura 1. Zona de estudio.....	19
Figura 2. Concentración de Cobre ($\mu\text{g/L}$) en la desembocadura del Río Atrato/ boca Matuntugo y León en las épocas húmeda y seca en los años 2109, 2020 y 2021	24
Figura 3. Concentración de Hierro ($\mu\text{g/L}$) en la desembocadura del Río Atrato/ boca Matuntugo y del río León en las épocas húmeda y seca de los años 2109, 2020 y 2021	25
Figura 4. Concentración de mercurio en sedimentos en la desembocadura del río Atrato y río León	26
Figura 5. Concentración de plomo en sedimentos en la desembocadura del río Atrato y río León	27
Figura 6. Concentración de cadmio en sedimentos en la desembocadura del río Atrato y río León	28
Figura 7. Concentración de cobre en sedimentos en la desembocadura del río Atrato y río León	29
Figura 8. Concentración de Zinc en sedimentos en la desembocadura del río Atrato y río León.	30

Siglas, acrónimos y abreviaturas

Pb	Plomo
Cd	Cadmio
Cu	Cobre
Fe	Hierro
Hg	Mercurio
Zn	Zinc
LC	Límite de cuantificación
UdeA	Universidad de Antioquia

1 Resumen

Esta investigación aborda la preocupante contaminación por metales pesados en las zonas costeras del Golfo de Urabá, Colombia, especialmente influidas por los ríos Atrato y León. La acumulación de metales en sedimentos, agravada por prácticas humanas como el uso excesivo de sustancias químicas y prácticas agrícolas inadecuadas, afecta el Golfo, receptor de aguas y sedimentos de dichos ríos, con impactos directos e indirectos como saneamiento de buques, deforestación y vertimientos industriales. La investigación analiza la calidad del agua y sedimentos, evaluando la concentración de metales pesados, planteando hipótesis sobre cambios climáticos. El Golfo, dinámico y influenciado por factores climáticos y geomorfológicos, se monitorea mediante datos de la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá. Resultados revelan patrones estacionales y geográficos, subrayando la urgencia de gestionar estos contaminantes. En el agua, el hierro es prevalente, con concentraciones más altas de plomo en época seca y preocupante nivel de cobre en el río León. En sedimentos, destacan altas concentraciones de plomo, cadmio, cobre y zinc durante la época seca. Aunque algunos metales tienen fuentes geológicas, actividades humanas como la minería y la deforestación generan riesgos para la biota. La presencia de metales como Hg, Cd y Zn varía en agua y sedimentos, con preocupación por la contaminación con Pb durante la época seca. Las conclusiones indican concentraciones que superan los límites de calidad, especialmente de Fe, Pb y Cu, con repercusiones a largo plazo en la vida asociada a estos ambientes.

2 Abstract

This research addresses the worrying contamination by heavy metals in the coastal areas of the Gulf of Urabá, Colombia, especially influenced by the Atrato and León rivers. The accumulation of metals in sediments, aggravated by human practices such as the excessive use of chemicals and inadequate agricultural practices, affects the Gulf, which receives water and sediments from these rivers, with direct and indirect impacts such as ship sanitation, deforestation, and industrial discharges. The research analyzes the quality of the water and sediments, evaluating the concentration of heavy metals and hypothesizing climatic changes. The Gulf, dynamic and influenced by climatic and geomorphological factors, is monitored using data from the Corporation for the Sustainable Development of Urabá. Results reveal seasonal and geographic patterns, underscoring the urgency of managing these contaminants. In water, iron is prevalent, with higher concentrations of lead in the dry season and a worrying level of copper in the León River. In sediments, high concentrations of lead, cadmium, copper and zinc are found during the dry season. Although some metals have geological sources, human activities such as mining and deforestation generate risks for biota. The presence of metals such as Hg, Cd and Zn varies in water and sediments, with concern for Pb contamination during the dry season. The findings indicate concentrations that exceed quality limits, especially for Fe, Pb and Cu, with long-term repercussions on the life associated with these environments.

3 Introducción

La contaminación en el medio marino es la incorporación directa o indirecta por parte del hombre de sustancias o de energía, que pueda ocasionar efectos dañinos, tales como deterioro a los recursos vivos, peligros para la salud humana, obstaculización de las actividades marítimas, incluidas la pesca y otros usos legítimos del mar, deterioro de la calidad del agua del mar para su utilización y menoscabo de los lugares de esparcimiento (GESAMP, 1983).

El mar es uno de los ambientes más expuestos a los contaminantes, debido a que las descargas que recibe por vía terrestre, acuático-terrestre o atmosférica, tienen como receptáculo final este ambiente (Acuña- González et al., 2004; Coll et al., 2004; García-Céspedes, et al., 2004; Sponberg, 2004; Norville, 2005; Rojas et al., 2005). De otra parte, es de suma importancia el hecho de que aproximadamente el 50% de la población mundial (cerca de 3.6 billones de personas) se ubica en las costas o cerca de ellas, especialmente en zonas urbanas, donde una parte importante de los desechos que allí se producen se deposita directamente en el océano (Escobar, 2002; Losada, 2008), generando así alteración en la calidad del mismo.

Entre los contaminantes que ingresan al medio marino por actividades antrópicas se encuentran elementos como los metales pesados, que en forma inorgánica son los componentes fundamentales de los minerales de la corteza terrestre, por lo que se encuentran entre los agentes químicos tóxicos de origen natural más antiguamente conocidos por el hombre (Ferrer, 2003), estos representan un gran riesgo para la biota marina al corto plazo y para la salud humana al mediano (Ibáñez, 1986) y son elementos químicos que se caracterizan por presentar una densidad igual o superior a 5 g cm⁻³ cuando están en forma elemental (Navarro-Aviño et al., 2007).

Los metales pesados son sustancias con una gran estabilidad química ante los procesos de biodegradación, por lo que los seres vivos son incapaces de metabolizarlos; esta característica en particular desencadena procesos de bioacumulación y un efecto multiplicador en la concentración del contaminante a través de la red trófica (Mancera y Álvarez, 2006). Entre los metales más tóxicos se encuentran el mercurio (Hg), plomo (Pb), cadmio (Cd) y arsénico (As), todos ellos se pueden encontrar de forma natural en bajas concentraciones en el medio ambiente. Sin embargo, sus niveles han aumentado debido al crecimiento de la población, como ocurre con el uso de metales pesados como Hg en actividades mineras, el vertimiento de aguas servidas y otros tipos de

compuestos relacionados con actividades industriales y prácticas agrícolas inadecuadas (Gallego-Ríos et al., 2018; Mancera y Álvarez, 2006).

A nivel mundial se ha venido estudiando el comportamiento de los metales pesados en los ambientes acuáticos debido a su potencial peligro sobre una gran variedad de flora y fauna, así como también sobre los humanos, ya que estos metales, a diferencia de otros compuestos tóxicos, no son biodegradables, pueden bioacumularse y así mantenerse en la red trófica (Caldera et al., 2005). Además, dependiendo del tipo de metal, se producen afecciones en humanos y otros seres vivos que van desde daños en órganos vitales hasta desarrollo de procesos cancerígenos (Combariza, 2009; Nava y Méndez, 2011).

Cuando los metales pesados entran en contacto con el agua, pueden reaccionar con otros compuestos y formar sales y productos químicos tóxicos para la vida acuática. Los organismos acuáticos, como peces, crustáceos y plantas acuáticas, pueden absorber estos metales a través de sus branquias u otros tejidos (Pusari, 2014). Una vez dentro de sus cuerpos, estos metales pueden acumularse y afectar su funcionamiento normal, comprometiendo procesos vitales como la respiración, la digestión y la reproducción. Además, esta acumulación puede aumentar la vulnerabilidad de los organismos acuáticos a enfermedades y depredadores (Bervoets y Blust, 2003).

Los efectos adversos de los metales pesados en el ecosistema acuático son significativos. Pueden provocar la degradación del hábitat acuático, lo que afecta a la disponibilidad de alimento y refugio para los organismos acuáticos. Además, la presencia de altos niveles de metales pesados puede llevar a la muerte de los organismos acuáticos y a una disminución en la biodiversidad del ecosistema (Reyes, 2020). Estos metales tóxicos también pueden acumularse en los tejidos de los organismos acuáticos a lo largo de la cadena alimentaria. Esto significa que los animales que se alimentan de los organismos contaminados también pueden verse afectados por la toxicidad de los metales pesados. Incluso los humanos, al consumir estos animales, pueden estar expuestos a los efectos dañinos de los metales pesados (Griboff, 2018).

No solo los organismos acuáticos se ven afectados por los metales pesados, sino que también representan un riesgo para la salud humana. Los efectos tóxicos de los metales pesados en los humanos pueden ser más graves en caso de exposición crónica o repetida en el tiempo. Algunos metales pesados, como el cadmio, el plomo y el cromo, tienen la capacidad de acumularse en los tejidos humanos, especialmente en el riñón y el pulmón, alterando su funcionamiento normal. Esto

puede dar lugar a enfermedades como la neumonía y la disfunción renal (Mancera y Álvarez, 2006).

Algunos estudios que evalúan la contaminación de metales pesados en alimentos (carne, leche, etc.) han determinado que el cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb) y arsénico (As), son cuatro de los elementos que por su impacto en la salud y concentración deben ser cuidadosamente evaluados y monitoreados (Reyes et al., 2016). A nivel global, se han reportado casos que muestran las afecciones en la salud por consumo de alimentos contaminados con metales pesados.

Un caso muy importante o representativo asociado con esta problemática se presentó en Japón en la década de los 50's, donde los habitantes ubicados en las cercanías del río Jintsu, aguas bajo una zona minera, se vieron afectados por consumo de arroz proveniente de cultivos contaminados por Cd procedente por vertimientos de las minas. Ese consumo produjo una enfermedad llamada como Itai-Itai u osteoartritis la cual perjudica principalmente el tejido óseo (Sánchez et. al., 2010). Del mismo modo, en Minamata ubicada en la bahía Yatsushiro, a partir de la misma década empezaron a ser evidentes graves males neurológicos en la población, que a veces acarreaban la muerte, debido al consumo de peces con altas concentraciones de mercurio derramado por plantas químicas en aguas marinas. Esta enfermedad fue la pionera en generar preocupación y alarmar al mundo por ser consecuencia de la contaminación marina (Yacuzzi, 2008).

Algunos metales pesados, como el hierro (Fe), cobre (Cu), cinc (Zn), etc., son necesarios para determinados procesos biológicos a nivel de trazas (elementos esenciales), pero el problema surge cuando estos elementos y otros no esenciales como el mercurio (Hg) y el plomo (Pb), se encuentran en concentraciones excesivamente elevadas para los organismos (Luque et al., 1998). Es así como entre los metales de mayor importancia toxicológica y ecotoxicológica en ambientes acuáticos figuran el mercurio (Hg), arsénico (As), cromo (Cr), plomo (Pb), cadmio (Cd), níquel (Ni) y zinc (Zn), pues para la mayoría de los organismos la exposición por encima de una concentración umbral puede ser extremadamente tóxica (Castañé, 2003).

Es así como el Hg, se ha constituido como uno de los contaminantes más importantes sobre la salud pública, se acumula en sedimentos, en la base de los cuerpos de agua, donde los microorganismos como bacterias pueden convertirlo en la forma orgánica de metilmercurio, sustancia altamente tóxica y de fácil fijación en los tejidos musculares y adiposos, convirtiéndola en un elemento clave en la red alimentaria acuática que culmina en el consumo humano (Mancera y Álvarez, 2006).

Dado que las fuentes potenciales de contaminación por metales pesados en el medio acuático son los desechos industriales, domésticos y la minería (Gümğüm et al., 1994), los ríos constituyen una de las principales vías de transporte de metales a las zonas costeras, debido a la gran afinidad que tienen estos elementos para ser transportados en el material suspendido (Mogollón y Bifano, 1985; Zhang, 1992).

Las zonas costeras influenciadas por ríos conforman uno de los ecosistemas más expuestos a ser afectados, ya que los metales al tener contacto con la zona marina sufren algunos procesos biogeoquímicos que, en conjunto con algunos factores ambientales, permiten su acumulación en los sedimentos (Acosta et al., 2002) los cuales constituyen el ambiente final para la precipitación de una amplia variedad de metales pesados en ambientes acuáticos (Green-Ruiz y Páez-Osuna, 2004). De otra parte, el carácter acumulativo y la estabilidad de los metales pesados hace que su concentración en el ambiente no disminuya con el tiempo, a diferencia de lo que ocurre con los contaminantes orgánicos (Facchinelli et al., 2001).

Actualmente, Colombia presenta un problema ambiental por el uso excesivo de sustancias químicas en la explotación de minerales y por las prácticas industriales y agrícolas inadecuadas que se realizan cerca a los cuerpos de agua (Pinedo et al., 2015). El golfo de Urabá como receptor de aguas y sedimentos de una extensa cuenca, está expuesto al deterioro de la calidad de sus aguas debido a las diversas actividades que lo afectan de manera directa o indirecta, pues sus aguas se ven afectadas por compuestos generados por saneamiento de buques, deforestación intensiva, uso de agroquímicos y fertilizantes, vertimiento de aguas residuales domiciliarias e industriales (Chevillot et al., 1993), siendo el aporte de contaminantes a través de fuentes terrestres muy importante en términos de deterioro de la calidad del agua.

El golfo de Urabá recibe las aguas del río Atrato, el cual cruza la región del Chocó que es una de las principales áreas dedicadas a la minería de oro en Colombia (Díaz y Gómez, 2000), y también las de otro río que se destaca en la zona, el río León, que sirve como ruta fluvial de transporte y también pasa por áreas de cultivos agrícolas y actividad ganadera de la región de Urabá (Vallejo et al., 2016). Este aporte de aguas fluviales principalmente desde estos ríos y la interacción de sus atributos geomorfológicos, hidrodinámicos e hidroclimatológicos configuran al golfo de Urabá en un ambiente costero altamente dinámico y complejo con características típicamente estuarinas (Bernal et al., 2005; Thomas et al., 2007).

Esta investigación se realizó con el interés de analizar la información existente en torno a la calidad del agua y de los sedimentos de la desembocadura del río Atrato (boca Matuntugo) y del río León en relación a las concentraciones de los metales pesados Pb, Cd, Cu, Fe, Zn y Hg, teniendo en cuenta la afectación a la que el Golfo está expuesto a la contaminación.

4 Objetivos

4.1 Objetivo general

Conocer la calidad del agua y de los sedimentos de las desembocaduras de los ríos Atrato (boca Matuntugo) y León en relación a las concentraciones de metales pesados (Plomo (Pb), cadmio (Cd), Cobre (Cu), Hierro (Fe) y Mercurio (Hg)).

4.2 Objetivos específicos

- Evaluar el comportamiento de los metales pesados en la matriz agua de las desembocaduras de los ríos Atrato y León, de acuerdo con las épocas climáticas.
- Evaluar el comportamiento de los metales pesados en los sedimentos de ambas desembocaduras, de acuerdo con las épocas climáticas.
- Determinar entre los metales pesados analizados, aquellos que por su concentración representen riesgo para la vida acuática, de acuerdo con niveles de referencia establecidos.

5 Hipótesis

Las actividades antrópicas que se desarrollan a lo largo de la cuenca de los ríos Atrato y León generan impactos sobre estos cuerpos de agua que desembocan en el golfo de Urabá y, por ende, pueden constituir riesgos para la calidad del ecosistema; partiendo de los antecedentes de contaminación en esta zona y teniendo en cuenta que los ríos aumentan su caudal o lo disminuyen dependiendo de la época climática surge la siguiente hipótesis:

La concentración y distribución de metales pesados en aguas y sedimentos de las desembocaduras del río Atrato y el río León, sufren cambios significativos entre las épocas climáticas seca y húmeda.

6 Área de estudio y métodos

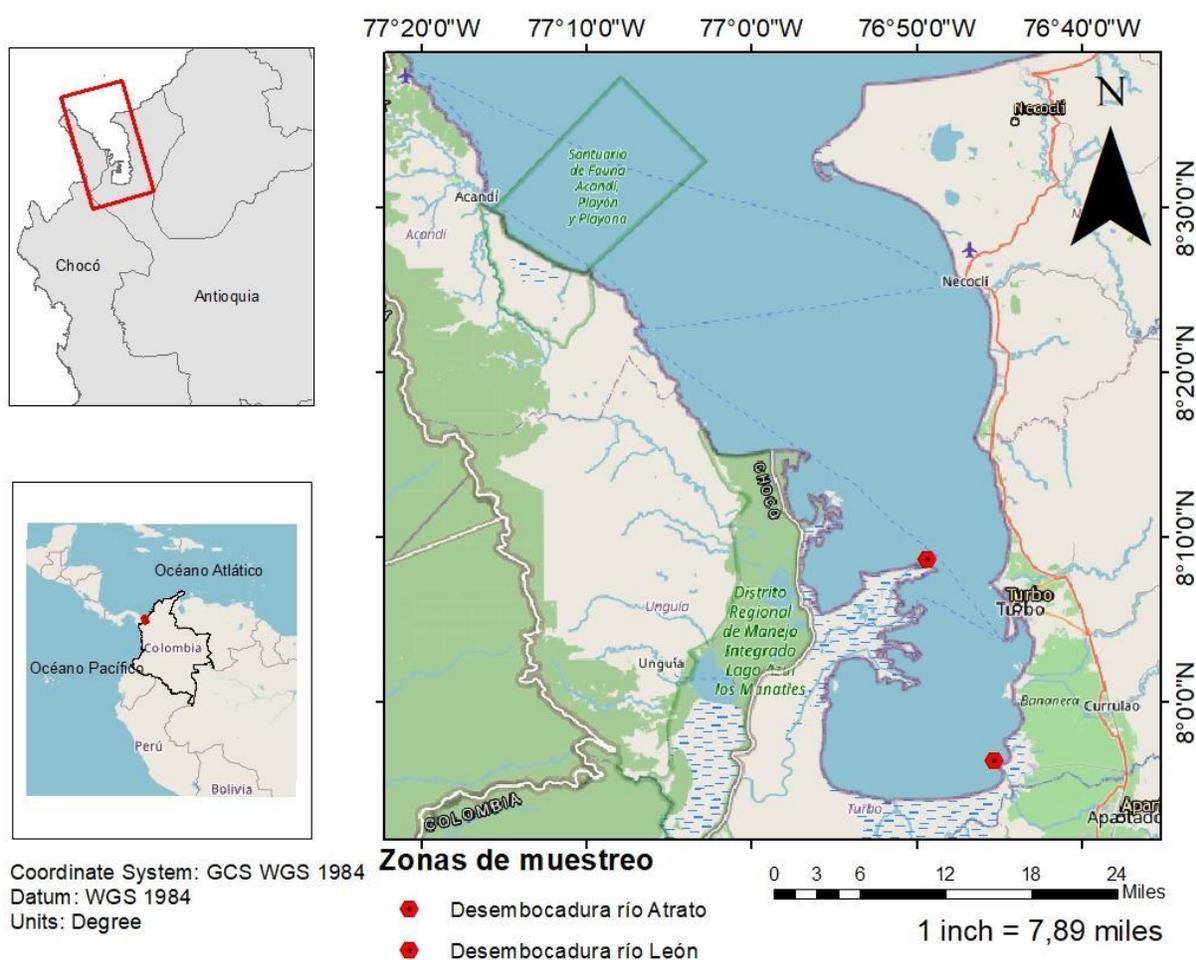
6.1 Área de estudio

El Golfo de Urabá es un sector litoral estratégico para Colombia (Bernal et al., 2005), se encuentra ubicado en la parte suroeste de la costa Caribe colombiana y es caracterizado por su forma semicerrada y alargada (figura 1), orientado en dirección norte-sur con una longitud aproximada de 80 Km, un ancho promedio de 25 Km en dirección este-oeste, una profundidad promedio de 34 m y máximas de 80 m, fondos lodosos y sedimentarios producidos por la gran sedimentación de los ríos (Chevillot et al., 1993; Orejarena et al., 2013).

El Golfo de Urabá presenta un clima cálido-húmedo con temperaturas medias superiores a 24°C y tiene dos temporadas climáticas muy marcadas, una seca con poca precipitación y con predominio de los vientos alisios provenientes del norte y noreste y una temporada de lluvias con vientos provenientes del Pacífico sur y suroeste.

Su climatología está influenciada por la zona de convergencia intertropical (ZCIT), esta alcanza su posición más meridional sobre el océano Pacífico en los meses de diciembre a marzo, creando en el Golfo de Urabá una época de sequía durante esos meses y se ubica sobre la zona norte del Chocó y la región de Urabá entre mayo y noviembre, meses en los cuales se producen las mayores precipitaciones (temporada de lluvias) (Montoya y Toro, 2006; Universidad de Antioquia, 1997).

Figura 1. Zona de estudio.



Fuente: Elaboración propia (2023).

En el extremo suroccidental se localiza el delta del río Atrato, la principal fuente de descarga de aguas y sedimentos hacia el golfo; el caudal medio del río se estima en 2740 m³ s⁻¹, en tanto que la descarga de sedimentos es de 11.3 x 10⁶ ton año⁻¹, la segunda en aportes de sedimentos al mar Caribe después del río Magdalena (Restrepo y Kjerfve, 2004). Por otra parte, se encuentra la desembocadura del río León en el extremo sureste de Bahía Colombia - Golfo de Urabá; esta desembocadura es la vía de transporte fluvial y marítimo más importante de la región bananera de Urabá (Álvarez-Silva et al., 2012).

6.2 Metodología

La información relacionada con la concentración de metales pesados en el golfo de Urabá corresponde a la base de datos de la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá - CORPOURABA, información generada de manera articulada en el marco de los monitoreos adelantados por la Red de Vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia (REDCAM).

Los datos analizados corresponden específicamente a la información generada a partir de muestras obtenidas en dos de las estaciones establecidas en la grilla de monitoreo de la Red, ubicadas en las desembocaduras de los ríos Atrato (Matuntugo) y León (figura 1).

Para la matriz agua se tienen datos correspondientes a los muestreos que se adelantaron en los años 2019, 2020 y 2021, se tomaron muestras dos veces al año, y estas corresponden a los períodos climáticos de época seca y época húmeda. De otra parte, el análisis de metales pesados en sedimentos se adelantó con información generada a partir de muestras obtenidas en el periodo comprendido entre los años 2015 y 2019. Los métodos empleados para el análisis de metales pesados en ambas matrices se describen en la tabla 1.

Tabla 1

Metales evaluados y metodologías de análisis empleadas para su determinación en aguas y sedimentos.

Parámetro	Método de análisis
Matriz agua	
Metales disueltos: Plomo, cadmio, cromo hexavalente, cobre, zinc, níquel y hierro ($\mu\text{g/L}$).	Extracción APDC-MIBK-HNO ₃ 1N y cuantificación por absorción atómica (Standard Methods N° 3111-C, APHA et al., 2012, Garay et al., 2003).
Sedimentos	
Metales totales: Plomo, cadmio, cromo, cobre, zinc, níquel, hierro y mercurio ($\mu\text{g/L}$) en peso seco.	Digestión asistida por microondas (Método EPA 3052, 1996) y cuantificación por espectrometría de absorción atómica (Standard Methods N° 3500, APHA et al., 2012) y Mercurio en sólidos y solución por descomposición térmica, amalgamación y espectrometría de absorción atómica (EPA, 2007).

Fuente: Elaboración propia (2023).

6.3 Análisis de datos

Los datos de concentración de los metales pesados fueron tabulados y posteriormente analizados con el fin de comparar el comportamiento entre las bocas de los ríos evaluadas (estaciones) y entre las épocas climáticas.

Para adelantar los análisis estadísticos y establecer si la distribución de los datos cumplía con los supuestos de normalidad, se realizó la prueba de Shapiro Wilk, y partiendo del resultado obtenido se estableció el uso de pruebas paramétricas o no paramétricas.

Para adelantar la comparación entre pares de muestras independientes, cuando la distribución de los datos presentó un comportamiento normal se aplicó la prueba t-Student, de lo contrario se

empleó la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney, para esto se utilizó un valor de significancia de 0,05.

Los análisis estadísticos se adelantaron empleando el software IBM SPSS Statistics 26; estos análisis solo se aplicaron al conjunto de datos correspondiente a concentraciones determinadas en sedimentos, ya que los datos de concentración para la matriz agua, en su mayoría no superaron el límite de cuantificación del método empleado en laboratorio.

Los límites de cuantificación para los metales evaluados variaron para la mayoría de ellos a lo largo del periodo en que se hizo evaluación de estos compuestos, esta variación se generó por los cambios en los métodos empleados por el laboratorio de aguas de Corpourabá.

Tabla 2

Análisis estadísticos para los metales plomo, cadmio, cobre y zinc. Estadística descriptiva y pruebas de comparación entre épocas climáticas.

	Metales	Prueba de normalidad	Época	Estadísticos descriptivos				Prueba no paramétrica	Prueba paramétrica	
		Shapiro Wilk (sig)		Media	Desv. Estándar	Mínimo	Máximo	Prueba U de Mann-Whitney	Prueba T-Student	
Desembocadura	Río Atrato	Plomo	0,017	Húmeda y seca	1,255	1,764	0	4,19	0,271	
		Cadmio	0,006	Húmeda y seca	0,0671	0,0809	0	0,16	0,578	
		Cobre	0,608	Húmeda	29,69	20,61	0	50,6		0,399
				Seca	56,50	35,49	0	90,82		
	Zinc	0,00	Húmeda y seca	366,32	638,22	65,88	1800	1		
	Río León	Plomo	0,01	Húmeda y seca	1,91	2,98	0	7,7	0,271	
		Cadmio	0,064	Húmeda	0,02	0,034	0	0,06		0,31
				Seca	0,075	0,077	0	0,16		
Cobre	0,814	Húmeda	18,07	17,95	0	35,9		0,353		

			Seca	48,54	32,76	0	85,65		
	Zinc	0,00	Húmeda y seca	693,87	1442,37	0	3950	0,48	

Fuente: Elaboración propia (2023).

7 Resultados

La concentración de metales pesados determinada en la columna de agua y en sedimentos de las estaciones establecidas en las desembocaduras del río Atrato (boca Matuntugo) y el río León para las épocas de lluvia y sequía se presentan en las tablas 2 y 3 respectivamente.

Tabla 3

Concentración de metales pesados en la columna de agua ($\mu\text{g/L}$) de las desembocaduras de los ríos Atrato – boca Matuntugo y León en época seca y época húmeda.

Metal	Fecha	Río Atrato / boca Matuntugo		Río León		Concentración de referencia / agua marina	
		Época húmeda	Época seca	Época húmeda	Época seca	Efectos crónicos	Efectos agudos
Mercurio ($\mu\text{g/L}$)	2019	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,94	1,8
	2020	<0,5	-	<0,5	-		
	2021	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5		
Plomo ($\mu\text{g/L}$)	2019	<5	<5	<5	<5	8,1	210
	2020	< 5	-	6,29	-		
	2021	< 10	14,6	< 10	12,6		
Cadmio ($\mu\text{g/L}$)	2019	<1	<0,5	<1	<0,5	8,8	40
	2020	< 0,5	-	< 0,5	-		
	2021	< 2	< 0,5	< 2	< 0,5		
Cobre ($\mu\text{g/L}$)	2019	<5	2,11	22,52	5,19	1,3	4,8
	2020	< 10	-	31,4	-		
	2021	< 50	5,91	< 50	< 2		
Hierro ($\mu\text{g/L}$)	2019	1880	2150	2770	1400	50	350
	2020	1980	-	11300	-		
	2021	1500	2070	5140	2590		
Zinc (mg/L)	2019	<10	<0,2	<0,2	<0,2	81	90
	2020	< 0,2	-	< 0,2	-		
	2021	< 0.1	< 0,2	< 0.1	< 0,2		

Fuente: Elaboración propia (2023).

Nota: Los valores de referencia para efectos crónicos en los organismos acuáticos marinos fueron tomados de Buchman, 2008. Valores con el símbolo (<) indica el límite de cuantificación del método analítico utilizado en el Laboratorio de aguas de CORPOURABÁ. Sin referencia (-)

Tabla 4

Concentración de metales pesados en sedimentos de las desembocaduras del río Atrato – boca Matuntugo y río León, en época seca y época húmeda.

Metal	Fecha	Río Atrato / boca Matuntugo		Río León		Valores de referencia	
		Época húmeda	Época seca	Época húmeda	Época seca	TEL marino	PEL marino
Mercurio (µg/g)	2018	0,118	0,0597	0,0734	0,0731	0.13	0.7
	2019	-	0,0436	-	0,0435		
Plomo (µg/g)	2017	0,14	0,12	0,12	0,12	30,2	112
	2018	1,21	3,27	1,38	7,70		
	2019	-	4,19	-	4,23		
Cadmio (µg/g)	2017	0,02	0,01	0,02	0,02	0,68	4,21
	2018	0,16	0,16	0,06	0,12		
	2019	-	0,14	-	0,16		
Cobre (µg/g)	2015	29,07	-	18,32	-	18,7	108
	2016	9,40	73,6	-	59,21		
	2017	4,82	8,57	6,84	7,51		
	2018	50,60	90,82	35,9	85,65		
	2019	-	53	-	41,80		
Zinc (µg/g)	2015	65,88	-	84,13	-	124	271
	2016	110,30	78,5	-	89,25		
	2017	85,46	83,55	77,98	77,71		
	2018	320	1800	410	3950		
	2019	-	106	-	246		

Fuente: Elaboración propia (2023).

Nota: Los valores de referencia para efectos umbral (TEL) y efectos probables (PEL) se tomaron de Buchman, 2008). Sin referencia (-). Valores con el símbolo (<) indica el límite de cuantificación del método analítico utilizado en el Laboratorio de aguas de CORPOURABÁ.

7.1 Columna de agua

El 70% de las concentraciones de metales pesados determinadas en muestras de la columna de agua registraron niveles inferiores al límite de cuantificación del método analítico empleado. De hecho, la totalidad de muestras correspondientes a los metales Cd, Zn y Hg se encontraron inmersas en ese porcentaje.

Entre los metales evaluados, el Fe se detectó en todas las muestras de agua analizadas, con concentraciones que alcanzaron los 11300 $\mu\text{g/g}$. De otra parte, para el Cu y Pb solo el 50% y el 20% de las muestras respectivamente registraron concentraciones superiores al límite de detección. Entre los metales evaluados en la columna de agua, el Fe alcanzó la mayor concentración, siendo en orden descendente seguido por el Cu, Pb, Cd, Hg y Zn respectivamente, mientras que, entre las desembocaduras devaluadas, el Cu y el Fe registraron las mayores concentraciones en el sitio establecido en el río León.

7.1.1 Plomo

De acuerdo con las épocas climáticas, el Pb registró una mayor concentración en el periodo correspondiente a la época seca y en ambas desembocaduras; registrando en la desembocadura del río Atrato una mayor concentración (14,6 $\mu\text{g/L}$) en comparación con la registrada en la desembocadura del río León (12,6 $\mu\text{g/L}$).

7.1.2 Cobre

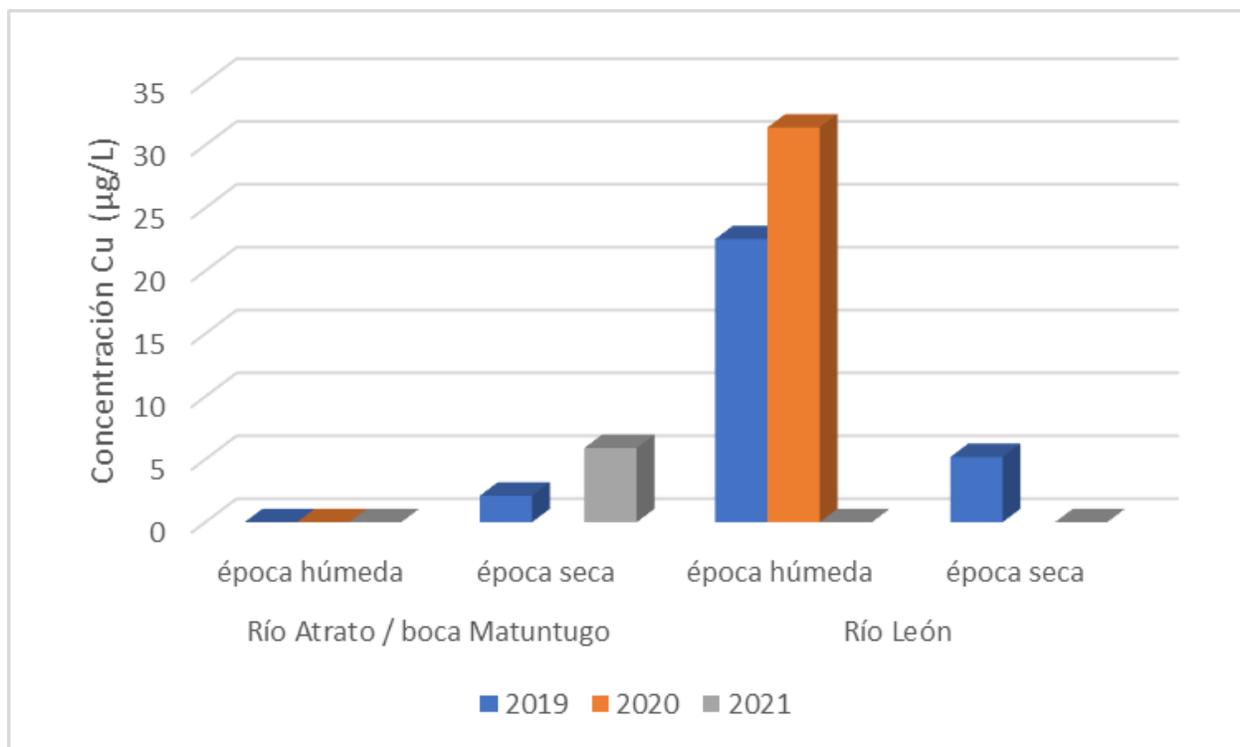
La mayor concentración de Cu se registró durante la época húmeda de 2020 con 31,4 $\mu\text{g/L}$ en la boca del río León, mientras que la mínima concentración obtenida se registró en la desembocadura del río Atrato, con 2,11 $\mu\text{g/L}$, durante la época seca de 2019 (figura 2). Para el río Atrato se registraron concentraciones mayores en época seca, contrario a al comportamiento presentado en el río León.

El río León tuvo tres concentraciones de Cu en la columna de agua que superaron las referencias para efectos crónicos y agudos en aguas marinas (Buchman, 2008). Durante la época seca del 2019 la concentración fue de 5,19 $\mu\text{g/L}$, durante la época húmeda del 2019 fue de 22,5 $\mu\text{g/L}$ y durante la época húmeda del 2020 fue de 31,4 $\mu\text{g/L}$.

El río Atrato registró una concentración de Cu en la columna de agua que superó la referencia para efectos crónicos, y otra concentración que superó la referencia para efectos agudos en aguas marinas (Buchman, 2008). Durante la época seca del 2019, la concentración fue de 2,11 $\mu\text{g/L}$, y durante la época seca del 2021 fue de 5,91 $\mu\text{g/L}$. Obsérvese en la figura 2 y la tabla 2.

Figura 2

Concentración de Cobre ($\mu\text{g/L}$) en la desembocadura del Río Atrato/ boca Matuntugo y León en las épocas húmeda y seca en los años 2019, 2020 y 2021.



Fuente: Elaboración propia (2023).

7.1.3 Hierro

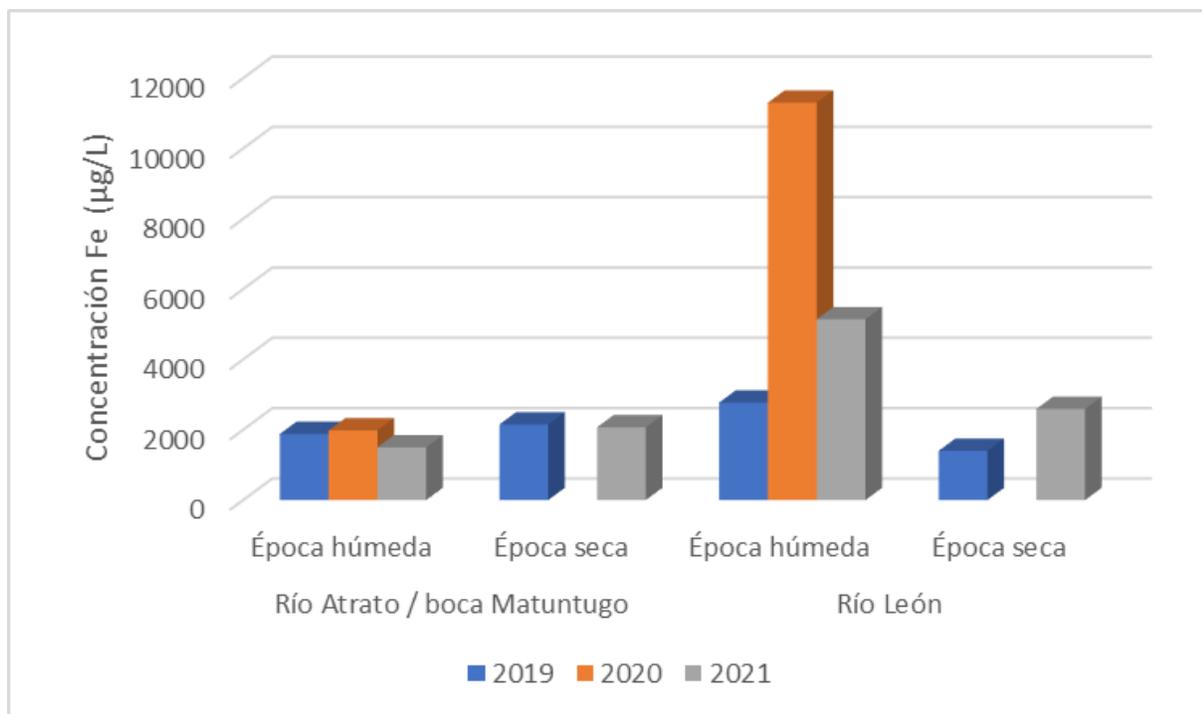
Para el Fe, la mayor concentración se registró en la época húmeda del año 2020, alcanzando 11300 $\mu\text{g/L}$ en la desembocadura del río León, superando en más de cinco veces la mayor concentración obtenida para este metal en la desembocadura del río Atrato, la cual se determinó durante el periodo correspondiente a la época seca del año 2019, con 2150 $\mu\text{g/L}$.

En el río Atrato, las mayores concentraciones de este metal se presentaron en época seca, comportamiento contrario al registrado en el río León, en donde las concentraciones registradas en época húmeda duplicaron las obtenidas en la época seca en la mayoría de los muestreos.

Con respecto a los valores de referencia para efectos crónicos y agudos en agua marina, todas las concentraciones registradas en cada época y estación superaron las establecidas como valores de referencia para efectos agudos (350 $\mu\text{g/L}$) y efectos crónicos (50 $\mu\text{g/L}$) para este metal de acuerdo con lo descrito por Buchman (2008) (tabla 2, figura 3).

Figura 3

Concentración de Hierro ($\mu\text{g/L}$) en la desembocadura del Río Atrato/ boca Matuntugo y del río León en las épocas húmeda y seca de los años 2019, 2020 y 2021.



Fuente: Elaboración propia (2023).

7.2 Sedimentos

En la tabla 3 se presentan los resultados obtenidos en cuanto a concentración de metales pesados en los sedimentos, tanto en la época húmeda como en la época seca de los años 2015, 2016, 2018 y 2019.

7.2.1 Mercurio

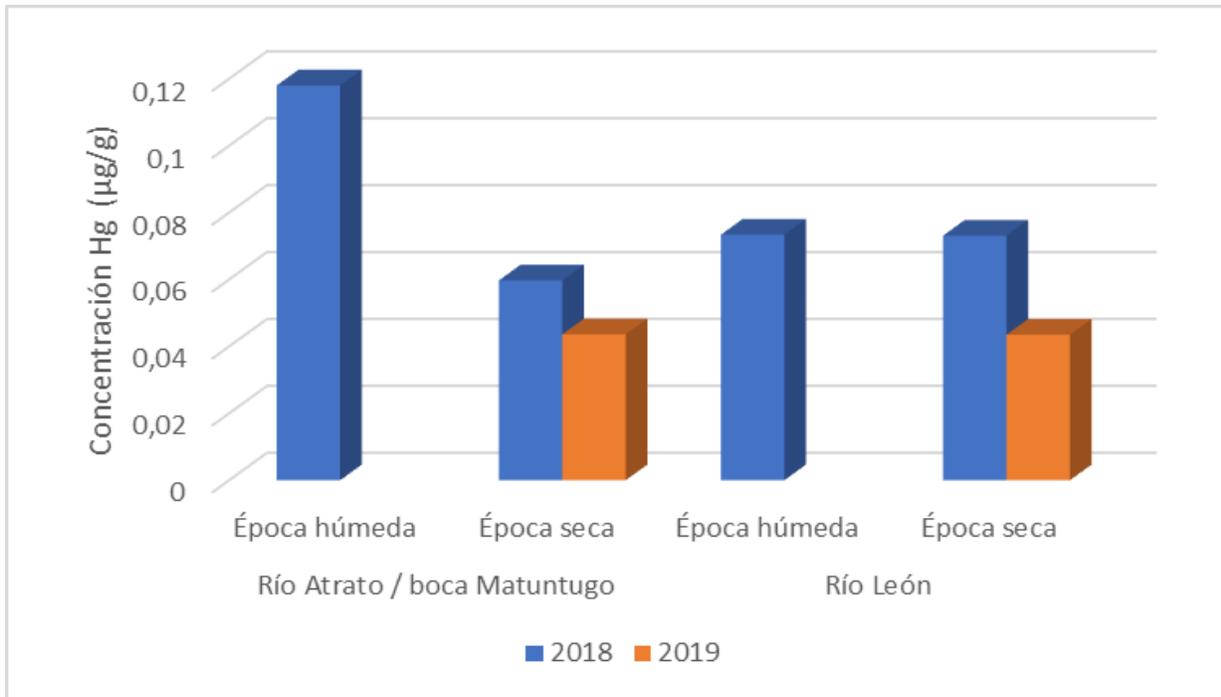
La concentración de Hg en los sedimentos se determinó en los años 2018 y 2019 (Tabla 3, Figura 4). Para la desembocadura del río Atrato (boca Matuntugo) se registró la mayor concentración durante la época húmeda del 2018, alcanzando $0,118 \mu\text{g/g}$, mientras que la menor concentración se registró en el periodo correspondiente a la época seca de 2019, con $0,0436 \mu\text{g/g}$.

Para los sedimentos de la desembocadura del río León el mayor registro se obtuvo en muestras correspondientes a la época húmeda del 2018, con $0,0734 \mu\text{g/g}$, superando levemente el registro obtenido ese mismo año durante la época seca ($0,0731 \mu\text{g/g}$). En los sedimentos de esta zona la menor concentración se registró en la época seca del año 2019 con $0,0435 \mu\text{g/g}$.

Respecto a las épocas climáticas, en ambas desembocaduras las mayores concentraciones se obtuvieron durante los periodos correspondientes a la época húmeda.

Figura 4

Concentración de mercurio en sedimentos en la desembocadura del río Atrato y río León.



Fuente: Elaboración propia (2023).

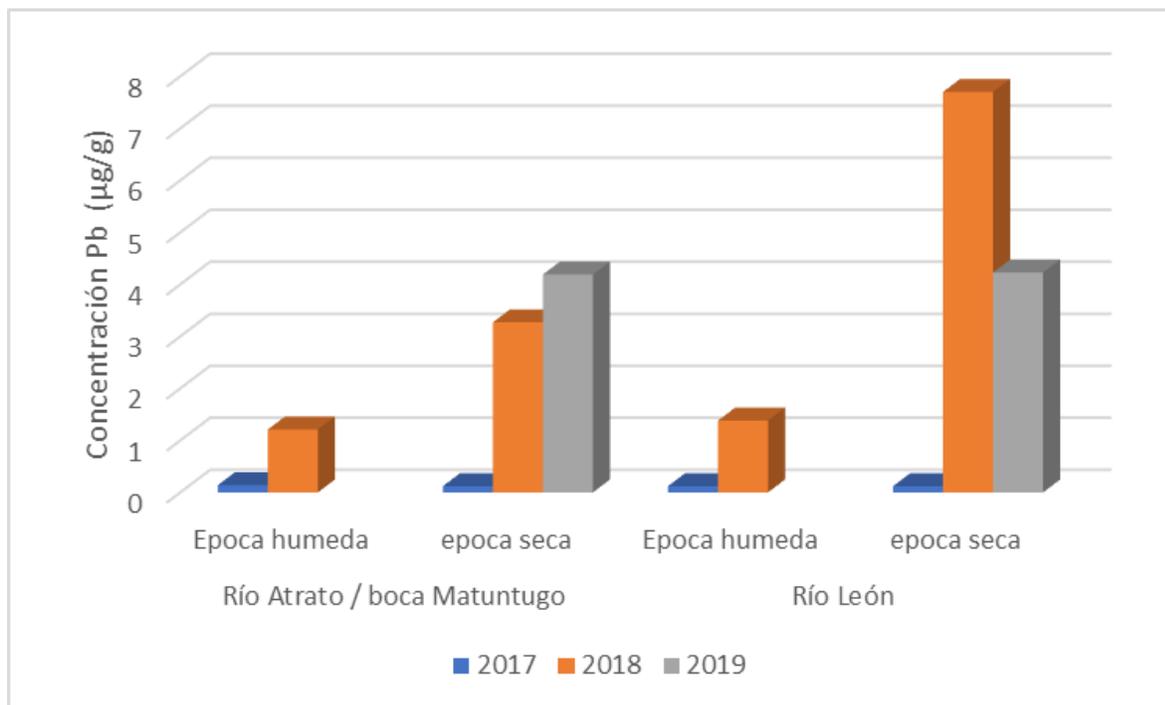
7.2.2 Plomo

Los resultados de concentración de Pb obtenidos en los sedimentos de las desembocaduras de ambos ríos para los años 2017, 2018 y 2019, indican que las mayores concentraciones se registraron durante época seca, mientras que para el año 2017, la mayor concentración obtenida en la desembocadura del río Atrato, se registró en época húmeda.

Para la desembocadura del río Atrato, la mayor concentración de Pb alcanzó los 4,19 µg/g en época seca de 2019, mientras que la menor concentración registrada fue de 0,12 µg/g, correspondiente al periodo de época seca del 2017. Obsérvese en la figura 5 y tabla 3.

Figura 5

Concentración de plomo en sedimentos en la desembocadura del río Atrato y río León.



Fuente: Elaboración propia (2023).

En la desembocadura del río León, la mayor concentración de Pb se registró en la época seca de 2018, con 7,7 µg/g, mientras que el menor registro se obtuvo en la época húmeda de 2017, con 0,12 µg/g.

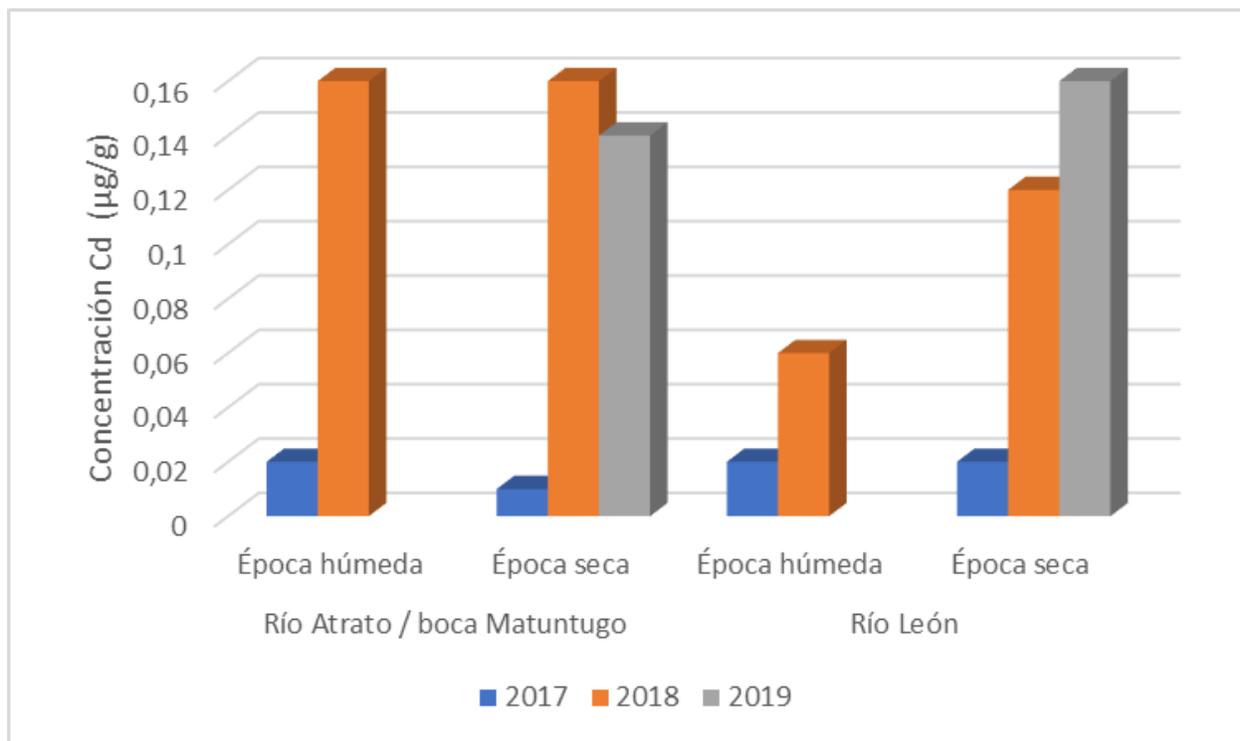
7.2.3 Cadmio

El Cd en los sedimentos se determinó en los años 2017, 2018 y 2019 (Tabla 3, Figura 6); en la desembocadura del río Atrato (boca Matuntugo) su mayor concentración se registró en las épocas húmeda y seca de 2018, con la misma concentración, equivalente a 0,16 µg/g. Para esta misma estación la menor concentración de Cd se registró en la época seca de 2017, con 0,01 µg/g.

Para el río León, el Cd presentó las menores concentraciones en el año 2017, tanto en época húmeda como en época seca, con la misma concentración, equivalente a 0,02 µg/g. De otra parte, la mayor concentración registrada en esta estación alcanzó 0,16 µg/g en la época seca de 2019.

Figura 6

Concentración de cadmio en sedimentos en la desembocadura del río Atrato y río León.



Fuente: Elaboración propia (2023).

7.2.4 Cobre

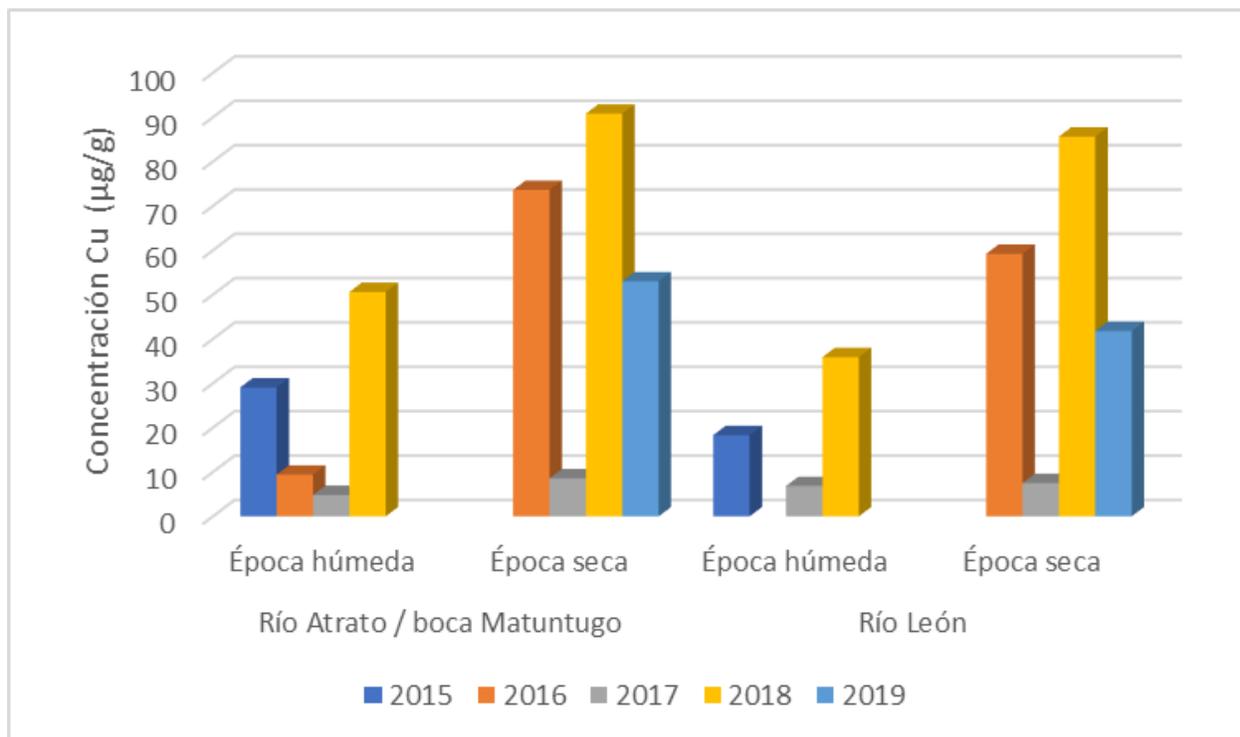
El Cu en los sedimentos se determinó entre los años 2015 y 2019 (Tabla 3, Figura 7) en ambas estaciones (Matuntugo y León). En época seca se registraron las mayores concentraciones de Cu, periodo en el que se duplicaron las concentraciones registradas durante los periodos de época húmeda.

La mayor concentración para la desembocadura del río Atrato se registró en la época seca del 2018, cuando se alcanzaron 90,8 µg/g; la menor concentración para esta misma estación se obtuvo para la época húmeda de 2017, registrando 4,82 µg/g.

La estación ubicada en la desembocadura del río León, presentó la mayor concentración de Cu en la época seca de 2018, alcanzando los 85,65 µg/g. De otra parte, la menor concentración se registró durante el periodo correspondiente a la época húmeda de 2017, con 6,84 µg/g. De acuerdo con los valores de referencia del TEL (18,70 µg/g) y el PEL (108 µg/g) en sedimentos marinos (Buchman, 2008), el total de las concentraciones determinadas fueron inferiores al valor de referencia del PEL. Sin embargo, un 56 % de las concentraciones de Cu superaron el valor del TEL.

Figura 7

Concentración de cobre en sedimentos en la desembocadura del río Atrato y río León.



Fuente: Elaboración propia (2023).

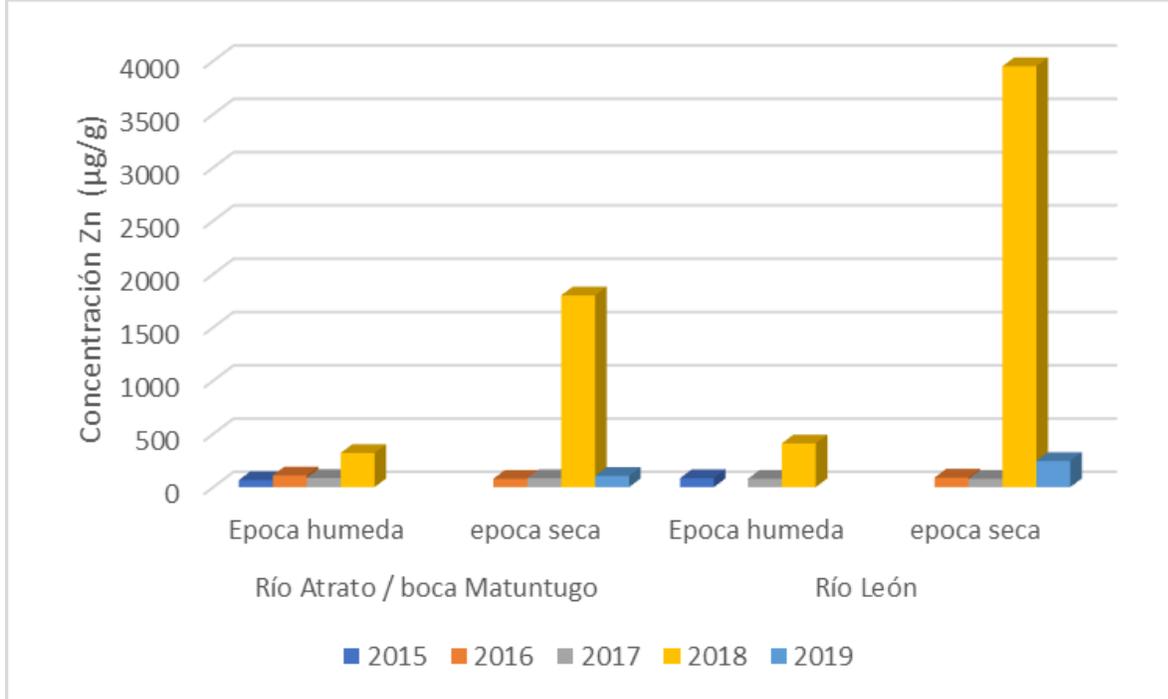
7.2.5 Zinc

El Zn fue el metal que registró las mayores concentraciones después del Fe; estas fueron superiores durante la temporada seca del año 2018, con registros de 1800 µg/g en el río Atrato y 3950 µg/g en el río León.

Las menores concentraciones de Zn se obtuvieron en la desembocadura del río Atrato, con 65,88 µg/g para el periodo correspondiente a la época húmeda de 2015, mientras que para el río León se registró una concentración equivalente a 77,71 µg/g para la época seca del 2017. ver figura 8 y tabla 3.

Figura 8

Concentración de Zinc en sedimentos en la desembocadura del río Atrato y río León



Fuente: Elaboración propia (2023).

8 Discusión

En los ecosistemas acuáticos, los metales pueden incorporarse a las aguas de estuarios a través de los cauces fluviales, o por descargas directas, para una vez allí ser acumulados en los sedimentos (Wright y Mason, 1999) o ser captados por los seres vivos. Una adecuada evaluación del grado de contaminación por metales en una zona requerirá por tanto una estimación de los niveles naturales de estos elementos en la biota y en el medio físico (Bryan et al., 1985).

En estos ambientes los metales pesados tienen como fuente procesos geológicos y características fisicoquímicas del medio (Caporale y Violante, 2016); sin embargo, son las fuentes de origen antropogénico las que inciden de manera significativa en los incrementos, deteriorando la condición ambiental de los ecosistemas, y de acuerdo con la concentración y el tiempo de exposición pueden representar riesgos para la biota, que a la vez, se traducen en efectos tóxicos que pueden ser de tipo agudo y/o crónico, con las implicaciones que estos tienen en cuanto a repercusión desde el nivel molecular en los organismos, hasta la afectación en individuos, poblaciones y/o ecosistemas en general.

Algunas concentraciones de los metales evaluados tanto en la columna de agua como en sedimentos superaron el valor de referencia para efectos crónicos y agudos descritos por Buchman (2008), lo cual es un problema preocupante, ya que puede tener efectos perjudiciales tanto en el ecosistema acuático como en los organismos que dependen de él. Los metales pesados, como el mercurio, el plomo y el cadmio, son elementos químicos que se encuentran de forma natural en la corteza terrestre. Sin embargo, su presencia en el agua puede ser resultado de actividades humanas, como la minería y la industria, o de procesos naturales, como la erosión de las rocas (Méndez et al., 2009).

8.1 Columna de agua

Las concentraciones de los metales pesados en la columna de agua fueron relativamente bajas, de hecho, metales como el Hg, Cd y el Zn no registraron ni un valor por encima del LC (límite de cuantificación). Teniendo en cuenta que, en ambientes acuáticos se deduce que la concentración de metales disueltos es comparativamente menor, comparada con otras fracciones debido a las transformaciones biogeoquímicas, que regulan su distribución. Asimismo, la fracción disuelta del metal se puede trasladar por flujo de agua y dispersión (Marcovecchio y Freije, 2013); por lo tanto, los metales solubles en el agua no siempre estarán biodisponibles, se pueden ligar a la materia orgánica y formar otros complejos, lo que dificulta su determinación (Aguirre et al., 2021).

Entre los metales analizados, algunos registraron concentraciones muy bajas, o bien, estuvieron en niveles inferiores al límite de cuantificación del método analítico empleado para su determinación, situación que se relaciona no solo con el hecho de presentar una menor fracción soluble, es importante el que los metales pesados pueden adsorberse en las partículas suspendidas presentes en la columna de agua (Molina y Rodríguez, 2010; Horta-Puga et al., 2016) y de esa manera terminan precipitándose e incorporándose al sedimento.

Algunos metales pesados resultan de gran interés, entre ellos se destaca el Hg, el cual se encuentra en la columna de agua principalmente en forma de Hg orgánico (Cogua et al., 2012). Pese a que los niveles de Hg estuvieron por debajo del LC en la columna de agua, se sabe que el Hg representa un riesgo importante para el ecosistema marino y por lo tanto para los seres humanos. De hecho, existen procesos de bioacumulación y biomagnificación en el golfo de Urabá, y esto es soportado por los estudios de Padilla (2020) y Gallego (2016) donde evidencian que hay peces como el jurel y el bagre marino con concentraciones significativas de este metal.

8.1.1 Plomo

El Pb registró una mayor concentración en el periodo correspondiente a época seca, en ambas desembocaduras, siendo superiores los niveles determinados en la desembocadura del río Atrato en comparación con el río León.

Son varios los factores que podrían explicar estas diferencias en la concentración de Pb entre desembocaduras. Uno de ellos podría ser la mayor actividad industrial en la zona de la desembocadura del río Atrato, lo que puede llevar a una mayor contaminación del agua con metales pesados, incluyendo el Pb.

Correa (2014) afirma que en el área del Golfo de Urabá no se conocen depósitos conocidos de Pb, por lo que su presencia en el agua puede tener otros orígenes. También afirma que el Pb y otros metales pesados pueden provenir de aguas residuales domésticas y detergentes, los cuales contribuyen a cantidades apreciables de los mismos en el agua. Teniendo en cuenta que en ninguno de los asentamientos humanos localizados en el área se tratan las aguas residuales, y que las labores domésticas se realizan directamente sobre los ríos y quebradas, todos ellos una fuente directa de contaminación de las aguas en la cuenca del río Atrato.

Con respecto a las concentraciones de Pb en la columna de agua en ambas desembocaduras, estas no superaron los valores de referencia para efectos agudos (210 $\mu\text{g/L}$), sin embargo, las concentraciones de Pb en las épocas secas del 2021 para ambas desembocaduras superaron el valor de referencia para efectos crónicos (8,10 $\mu\text{g/L}$) (Buchman, 2008). El estudio realizado por Gallego (2016) también evidencia un mayor crecimiento de las concentraciones de Pb en el golfo en época seca.

8.1.2 Cobre

En el caso del río León, los datos obtenidos muestran que la concentración de Cu fue más alta durante la época húmeda de 2020. Esta situación sugiere que la entrada de este metal en el agua puede estar relacionada con factores como la precipitación, que pueden contribuir a su movilidad y su transporte hacia los ríos. Esquivel y Lacayo (2020) afirman que las actividades antropogénicas, como la agricultura, la producción de ciertos tipos de pesticidas y la aplicación de fertilizantes, son una fuente importante de contaminación por Cu en el río León. Estas actividades pueden provocar la entrada de altas concentraciones de Cu, por ejemplo, a través de la descarga de aguas residuales sin tratar o de los residuos generados durante los procesos industriales. En este sentido, durante la

época de lluvias los aportes son más significativos a causa del arrastre de residuos agrícolas, ganaderos y domésticos.

Para la desembocadura del río Atrato, la menor concentración de Cu se registró durante la época seca de 2019. Sin embargo, las concentraciones obtenidas en este río son mayores durante la época seca en general, esto puede relacionarse con una disminución del caudal y el efecto de dilución.

Comparando las dos desembocaduras respecto a las concentraciones de Cu, hay que tener en cuenta que las condiciones climáticas en relación a la precipitación en la zona de estudio ubicada en el río Atrato y río León, tienden a generar una mayor o menor dilución y arrastre los cuales afectan directamente la concentración de sólidos en el agua (Aguilar y Delgado, 2019). Es por esto que el río Atrato en época húmeda y al tener un mayor arrastre de volumen de agua puede tener una mayor dilución y por lo tanto una menor concentración de contaminantes que el río León.

8.1.3 Hierro

El río León registró la mayor concentración de Fe durante la época húmeda del año 2020, superando en más de cinco veces la mayor concentración obtenida para este metal en la desembocadura del río Atrato que se determinó durante el periodo correspondiente a la época seca del año 2019. Esta diferencia podría estar relacionada con las características climáticas y geográficas de cada zona.

El río León se encuentra en la región de Urabá, donde las precipitaciones son abundantes durante todo el año; por otro lado, el río Atrato atraviesa una zona de clima tropical lluvioso, que presenta una temporada seca y otra húmeda muy marcadas. Es posible que estas diferencias en el clima y en los sistemas hidrológicos de cada región estén influyendo en el comportamiento de las concentraciones de Fe.

La presencia de altos contenidos de Fe en la desembocadura del río León puede atribuirse a su ubicación en una región con suelos con alto contenido de Fe (Muños et al., 1997). El Fe es un elemento común en la corteza terrestre, y a menudo se encuentra en forma de minerales como la magnetita en las rocas sedimentarias. Cuando el agua fluye a través de estos suelos ricos en Fe, puede disolver el mineral y transportar los iones de Fe hacia el río. Además, se ha señalado que los restos orgánicos en el subsuelo también pueden contribuir a la movilización de los iones de Fe hacia el río al formar zonas con bajo potencial de oxidación-reducción (Pabón et al., 2020).

Sin embargo, cabe señalar que la presencia de altas concentraciones de Fe en los cuerpos de agua en ambas desembocaduras también es causada por diversas actividades humanas, como la minería y la industria (Araque, 2021; Medina et al., 2015).

De acuerdo con lo expuesto anteriormente, el comportamiento del Fe se relaciona con ambas fuentes. Sin embargo, los suelos con alto contenido de Fe pueden ser una fuente muy importante en la contaminación de Fe en la zona de estudio.

8.2 Sedimentos

En el ambiente, metales como el Pb, Cd, Cr, Cu, Zn y Ni se acumulan en el suelo, pero por diversos mecanismos, estos se reducen y pueden ser absorbidos por vegetales o transportados al agua, donde se adhieren a partículas de sedimento, a la materia orgánica, o donde por fluctuaciones ambientales como alteraciones de pH, potencial redox, salinidad, carbonatos, temperatura entre otros, se pueden liberar y ser biodisponibles. La toxicidad del metal dependerá de la concentración que alcance, la movilidad que presente y su reacción con otros factores a tener en cuenta en el entorno (Caporale y Violante, 2016).

Es así como el proceso de sedimentación elimina metales del agua y reduce toxicidad, operando el sedimento del fondo como sumidero o trampa; la fracción mineral puede ser transportada en suspensión o con sedimentos, procesos liderados por la dinámica de la floculación y la sedimentación de las partículas (Marcovecchio et al., 2010). Además, el sedimento puede actuar como portador y posible fuente de contaminación por metales. Por modificaciones químicas que se dan en los cuerpos de agua (como cambios de pH, variación del potencial redox, contenido de oxígeno disuelto o presencia de quelatos orgánicos), los metales pesados contenidos en el sedimento pueden ser liberados a la columna de agua. Así mismo, se pueden presentar movilizaciones de metales por mecanismos físicos como la agitación y removilización, tanto humana como natural (Pejman et al., 2015).

Teniendo en cuenta que el análisis estadístico solo se aplicó para las concentraciones de metales pesados en sedimentos y que se limitó solo a las concentraciones determinadas, ya que faltaron algunas concentraciones de épocas climáticas. Estos mostraron que las concentraciones de metales pesados en esta matriz tuvieron diferencias significativas respecto a las épocas climáticas ($p > 0,05$) en ambas desembocaduras.

8.2.1 Mercurio

El Hg es un metal pesado que es especialmente importante por sus características y la transformación que sufre al ingresar a sistemas acuáticos y convertirse en metilmercurio, una especie mucho más tóxica; esto hace que el ingreso de Hg en el ambiente se torne preocupante

debido a las propiedades tóxicas que presenta y a su capacidad para acumularse en los seres vivos, lo que puede tener graves implicaciones para la salud humana y la biodiversidad.

Los resultados obtenidos indican que es importante tener en cuenta las fluctuaciones en la concentración de Hg en los sedimentos de estas zonas y que se deben tomar medidas para monitorear y controlar su liberación en el ambiente, ya que se han encontrado concentraciones (0,118 $\mu\text{g/g}$) muy cercanas 0.13 $\mu\text{g/g}$ valor de referencia TEL descrito por Buchman (2008).

El hecho de que las mayores concentraciones se hayan encontrado en la época húmeda puede deberse a un aumento del arrastre de Hg en la escorrentía de los ríos debido a las mayores precipitaciones, mientras que las menores concentraciones en la época seca pueden deberse a que la falta de lluvia reduce la cantidad de escorrentía de áreas circundantes y, por lo tanto, también se reduce el flujo de este contaminante al río. Estas variaciones anuales en las concentraciones de Hg también están sujetas a la intensidad en la que se realizan las actividades antrópicas que generan la contaminación de este metal en el medio marino.

La liberación de aguas residuales contaminadas puede aumentar las concentraciones de Hg en las desembocaduras de los ríos (Padilla, 2020; INVEMAR, 2017), pero en la región del río Atrato, por un lado, la eliminación inadecuada de aguas residuales y la falta de tratamiento de las mismas antes de su liberación al medio ambiente están causando un impacto negativo en la calidad del agua del río Atrato y en su ecosistema. Sin embargo, también es importante tener en cuenta la contribución de la actividad minera artesanal a la contaminación del río con Hg, la cual sería la mayor fuente.

Por otra parte, el río León evidencia concentraciones casi similares en época seca que el río Atrato, esto probablemente se debe a que al río León llegan descargas de agua con residuos agrícolas, municipales y residenciales y debido a su cauce se le permite concentrar más este metal en los sedimentos que en el río Atrato.

Colombia es probablemente la tercera fuente de emisión de Hg después de China e Indonesia (Cordy et al., 2011). Esto es debido a la minería artesanal de oro, la cual implica el uso de Hg para separar el metal del mineral, lo que puede liberar grandes cantidades de Hg en el río Atrato y sus afluentes. Esto aumenta significativamente los niveles de Hg en los sedimentos del río, lo que puede tener efectos dañinos en la salud humana y en los ecosistemas acuáticos.

Por otro lado, la deforestación en la región también contribuye a la contaminación del río con Hg. La tala de árboles puede aumentar la erosión del suelo y la liberación de sedimentos al río, lo que puede aumentar los niveles de Hg en el agua y los sedimentos.

Estos resultados son respaldados por estudios como el adelantado por Marín et al., (2016) en zona costera de la Provincia de El Oro - Ecuador. En el estudio, se muestra que las descargas de aguas residuales y el alto contenido de materia orgánica pueden aumentar las concentraciones de Hg en una zona costera rodeada de humedales. Sin embargo, es importante destacar que, en la zona costera de la Provincia de El Oro, los niveles de Hg en el sedimento son menores en comparación con aquellas áreas directamente afectadas por la minería, como el río Negro en el Amazonas, Brasil. Según el estudio realizado por Bisinoti et al., (2007).

8.2.2 Plomo

El Pb que llega al mar proviene de diversas fuentes, tanto naturales como antropogénicas. En cuanto a las fuentes naturales, el Pb está presente en la corteza terrestre y puede ser erosionado y transportado hacia los cuerpos de agua por medio de los ríos. Las actividades humanas, sin embargo, son la principal fuente de contaminación por Pb en el ambiente (Sigüenza, 2016). La minería, la producción industrial y el uso de productos que contienen plomo, como la fabricación de baterías, pinturas, soldaduras y productos electrónicos, pueden generar residuos y emisiones que terminan en los cuerpos de agua y, eventualmente, en los océanos. (Rodríguez, 2017). La combustión de combustibles fósiles también puede liberar Pb a través de emisiones atmosféricas (Veloz, 2014), que pueden ser transportadas por los vientos y depositadas en los cuerpos de agua. La agricultura y la urbanización también contribuyen a la erosión y escorrentía del suelo hacia los ríos.

Los resultados muestran que las mayores concentraciones de Pb se registraron durante la época seca en ambos ríos, a excepción del año 2017, esto puede deberse a que, durante la época seca, es posible que las actividades humanas continúen sin disminución, mientras que en la época de lluvias puede haber una reducción en algunas de estas actividades. Como resultado, la cantidad de Pb liberado al río puede ser mayor durante la época seca, lo que lleva a concentraciones más altas en las desembocaduras. También puede deberse a que, durante la época seca, la cantidad de agua que fluye en los ríos disminuye significativamente. Esto puede resultar en una reducción en la capacidad de transporte de los sedimentos en suspensión, lo que lleva a una mayor deposición de sedimentos en las desembocaduras de los ríos. Como el Pb puede absorberse y acumularse en los sedimentos, una mayor deposición de sedimentos durante la época seca puede aumentar las concentraciones de Pb en la zona de desembocadura. Aunque se ha detectado la presencia de Pb

en los sedimentos de los ríos Atrato y León, las concentraciones no superaron los valores de referencia del TEL y PEL para sedimentos marinos descrito por Buchman (2008).

8.2.3 Cadmio

Los valores de Cd en el presente estudio coinciden dentro del ámbito de los reportados por Tuñón et al., (2022) en sedimentos del estero Farfán, localizado en el golfo de Montijo, Panamá, donde el Cd varió entre 0,01 y 0,18 µg/g. De igual forma, Contreras et al., (2004) en su investigación en sedimentos en nueve puntos diferentes comprendidos entre la localidad de Muroguayabo y la desembocadura del río en Haina, encontraron concentraciones de Cd comprendidas entre 0,01 y 0,182 ppm Cd.

El río León y el río Atrato están asociados a zonas con cultivos agrícolas y de acuerdo con un estudio realizado por Baggio y Horne (2008), la presencia del Cd puede estar relacionada tanto con el uso de agroquímicos en la agricultura como con aguas de descarga. El uso de agroquímicos puede generar residuos metalorgánicos en el sedimento costero que, junto con las aguas de descarga, pueden contribuir a la presencia de este metal en los sedimentos de los ríos y el mar.

8.2.4 Cobre

El Cu puede encontrarse en el medio ambiente como resultado de las emisiones de minas de Cu y otros metales, así como de fábricas que producen o utilizan Cu metálico o compuestos de Cu. Además, el Cu También puede ser liberado al medio ambiente desde vertederos, aguas residuales domésticas, la combustión de desechos y combustibles fósiles, la producción de madera, la producción de abonos de fosfato y fuentes naturales como el polvo en el aire, el suelo, los volcanes, la vegetación en descomposición y los incendios forestales (García, 2006).

Los resultados muestran que la concentración de Cu en los sedimentos marinos es mayor durante la época seca que durante la época de lluvias. Existen varias razones para este fenómeno. En primer lugar, durante la época seca, la cantidad de agua disponible en los ríos puede aumentar la concentración de metales pesados como el Cu en el agua. Durante la época seca, los ríos pueden tener un caudal más bajo y una velocidad más lenta, lo que puede disminuir la capacidad de arrastre de los sedimentos y aumentar la exposición a los metales presentes en el fondo de los cuerpos de agua.

Por otro lado, durante la época de lluvia, las precipitaciones pueden disminuir la concentración de metales pesados en el agua debido a la dilución de los contaminantes presentes. Además, durante la época de lluvia, los ríos pueden tener un caudal más alto y una velocidad más rápida, lo que

aumenta la capacidad de arrastre de los sedimentos y disminuye la exposición a los metales presentes en el fondo de los cuerpos de agua.

Este comportamiento de las concentraciones de Cu en sedimentos varía un poco de las concentraciones en la columna de agua respecto a las épocas climáticas, debido a lo anteriormente expuesto y a que este metal y otros tienden a adherirse a materia orgánica y si no hay mucho flujo de agua se depositan en el sedimento, aumentando así su concentración. De hecho, Vallejo et al., (2016) aseguran que las mayores concentraciones de metales pesados en el golfo de Urabá se encuentran en las desembocaduras del río León y Atrato caracterizadas con fondos arcillosos ricos en materia orgánica.

Los resultados de las concentraciones de Cu son respaldados por un estudio realizado en México por García (2006), donde se determinó la concentración de metales pesados: Cobre (Cu), Níquel (Ni) y Plomo (Pb) en sedimentos de las Lagunas de Pueblo Viejo Veracruz, las Marismas de Altamira y la Laguna de San Andrés, Tamaulipas, embalses sujetos a diferentes niveles y tipos de contaminación producto de diferentes actividades humanas. En este estudio la época seca también registró las mayores concentraciones de Cu en los sedimentos.

La desembocadura del río Atrato - Matuntugo registra las mayores concentraciones de Cu en los sedimentos marinos en comparación con la desembocadura del río León. Esto se debe en parte a la minería de este metal. De acuerdo con Varela et al., (2020) en la región del Chocó, se busca convertir la minería en una parte esencial para el desarrollo económico, con la comercialización de cobre y sus concentrados.

8.2.5 Zinc

El Zn es un nutriente esencial para las plantas, y su presencia es necesaria para mantener un crecimiento y desarrollo saludable. En la agricultura, el Zn se utiliza para proveer a las plantas de este nutriente mediante la aplicación de fertilizantes que contienen Zn, especialmente en suelos deficientes en este elemento. El Zn ayuda a las plantas en diversas funciones, como la síntesis de proteínas, la fotosíntesis, la formación de clorofila y la transformación de azúcares en almidón, entre otros. En general, se considera que el Zn es un nutriente clave para el crecimiento y desarrollo de las plantas en la agricultura. De hecho, para obtener cosechas más abundantes al momento de la recolección, es necesario proporcionar nutrientes a los cultivos de plátano mediante el uso de fertilizantes. Los micronutrientes, como el Zn, Cobre, Manganeso, Hierro y Boro, son necesarios en cantidades menores, mientras que los nutrientes como Nitrógeno, Fósforo, Potasio, Magnesio,

Calcio y Azufre se requieren en mayores cantidades" (López y Espinosa 1995; Vásquez y Pérez 2004).

Las concentraciones de Zn pueden llegar a las desembocaduras de los ríos en el mar debido a la contaminación de fuentes industriales y urbanas cercanas al río. El Zn puede encontrarse en alimentos, desperdicios orgánicos, pesticidas, basura y aguas residuales. Cuando estas fuentes son vertidas al río, el Zn puede ser arrastrado por la corriente hasta la desembocadura en el mar (Amat, 2000; Vallejo et al., 2016).

Con respecto a los valores de referencia del TEL (124 $\mu\text{g/g}$) y el PEL (270 $\mu\text{g/g}$) para el Zn en sedimentos marinos (Buchman, 2008), el 31% de las concentraciones determinadas superan el valor TEL y el 19% superan el valor PEL.

Los resultados muestran que las mayores concentraciones de Zn se presentaron en época seca, esto se ve soportado por Bello (2019), en su estudio de macroinfauna bentónica y características ambientales en la plataforma continental del caribe norte colombiano, donde se muestrearon 14 estaciones en la época seca y 15 en la lluviosa en profundidades hasta 150 m de profundidad, en los sectores de Magdalena y La Guajira. Villalba (2020) también encontró concentraciones de Zn que superan los valores descritos por Buchman (2008) en época seca en la costa de Antioquia y afirma que "las concentraciones de estos metales (incluyendo al Zn) 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".

Los resultados de este trabajo se ven respaldados por los resultados obtenidos por Romaña (2017), donde las concentraciones de metales pesados siguen la misma tendencia con relación a las mayores concentraciones encontradas de los metales. Esto también se evidencia en el trabajo realizado por Vallejo et al., (2016). De hecho, se resalta que las mayores fuentes de la contaminación del golfo de Urabá provienen de la minería artesanal y la agricultura intensiva.

9 Conclusiones

La mayoría de las concentraciones de algunos metales pesados analizados en la columna de agua estuvieron por debajo del límite de cuantificación del método analítico utilizado, como el Hg, Cd y Zn. No obstante, se determinaron concentraciones de metales que sobrepasaron los límites de calidad en la columna de agua descritos por Buchman (2008) como el Fe, Pb y el Cu.

Las aguas superficiales en las estaciones de ambas desembocaduras presentaron en el año 2021 concentraciones de Pb que superaron el valor de referencia internacional para efectos crónicos, concentraciones que de mantenerse en el tiempo implicarán repercusiones sobre la vida asociada a estos ambientes, afectando su salud y supervivencia en el largo plazo.

Con excepción de la concentración de Cu en el agua superficial de la desembocadura del Atrato para el año 2019, todos los registros obtenidos para este metal y para el Fe superaron los valores de referencia internacionales para efectos agudos, situación que indica una condición inadecuada para la preservación de la fauna y flora marina, en especial, con mayores impactos sobre los grupos más sensibles.

La desembocadura del río León cuenta con una menor calidad del agua en cuanto a los metales evaluados, dado que registró de manera general concentraciones superiores con respecto a las obtenidas para el Atrato, con excepción de una concentración levemente inferior durante 2021.

Los sedimentos de ambos sitios de muestreo presentaron una calidad aceptable para el Fe, Cd y Pb, dado que las concentraciones obtenidas son inferiores a las que generan algún tipo de efecto tóxico. El Zn registró concentraciones muy altas, en especial en el año 2018, las cuales superan de manera importante las establecidas en los criterios de calidad y, por ende, representan riesgo para la vida presente en estos cuerpos de agua, y por supuesto, para los consumidores de recursos hidrobiológicos.

La presencia de un mayor número de metales pesados en sedimentos y las concentraciones que registran evidencian la problemática ambiental que ocasionan las malas prácticas en diversas actividades desarrolladas a lo largo de las cuencas y la importancia de los sedimentos como sumidero ambiental de contaminantes en el seguimiento a la calidad ambiental que presentan los sistemas acuáticos.

Las concentraciones de metales pesados en la columna de agua y en los sedimentos están influenciadas por factores abióticos como las épocas climáticas, desembocaduras de los ríos y la

actividad industrial en la zona, lo que genera diferencias en el comportamiento de los contaminantes en el medio y entre desembocaduras, siendo además la exposición de los cuerpos de agua a fuentes antrópicas específicas que se desarrollan en la cuenca de cada uno de ellos la que determina el comportamiento de cada metal.

10 Recomendaciones

Monitoreo continuo: Dado que las concentraciones de metales pesados en la columna de agua y los sedimentos están influenciadas por varios factores, se recomienda realizar un monitoreo continuo de estas concentraciones en los ecosistemas acuáticos estudiados. Esto ayudará a comprender mejor las fluctuaciones estacionales y a identificar cualquier cambio o tendencia a largo plazo.

Evaluación de fuentes de contaminación: Se debe llevar a cabo una evaluación exhaustiva de las posibles fuentes de contaminación de metales pesados en las áreas estudiadas, especialmente en la desembocadura del río Atrato, donde se encontraron concentraciones más altas de plomo. Identificar y controlar las actividades industriales y antropogénicas que podrían contribuir a la liberación de metales pesados en el medio ambiente es fundamental para prevenir la contaminación.

Estudios de toxicidad y riesgo: Dado que algunas concentraciones de cobre en la columna de agua superaron los valores de referencia para efectos crónicos y agudos en aguas marinas, se recomienda realizar estudios de toxicidad y riesgo específicos para evaluar el impacto potencial de estos niveles en la biota acuática. Esto ayudará a determinar si las concentraciones observadas representan un riesgo significativo para la vida acuática y, en caso afirmativo, implementar medidas de mitigación adecuadas.

Análisis de tendencias a largo plazo: Realizar análisis de tendencias a largo plazo para las concentraciones de metales pesados en la columna de agua y los sedimentos ayudará a identificar cambios significativos en el tiempo. Esto puede ayudar a detectar posibles mejoras o empeoramientos en la calidad del agua y proporcionar información importante para la toma de decisiones y la implementación de medidas de gestión ambiental.

Educación y sensibilización: Es crucial crear conciencia sobre los riesgos asociados con la contaminación por metales pesados en los ecosistemas acuáticos. Se recomienda llevar a cabo programas de educación y sensibilización dirigidos tanto a la comunidad local como a las autoridades pertinentes. Estos programas pueden incluir la difusión de información sobre los efectos adversos de los metales pesados, la importancia de la conservación del agua y los ecosistemas acuáticos, y las medidas individuales y colectivas que se pueden tomar para reducir la contaminación.

Cooperación interinstitucional: Fomentar la colaboración entre instituciones científicas, organizaciones gubernamentales y no gubernamentales, así como las comunidades locales, permitirá un enfoque integral para abordar la problemática de los metales pesados en los ecosistemas acuáticos. Trabajar de manera conjunta en la implementación de políticas, programas de monitoreo y proyectos de restauración contribuirá a una gestión más efectiva y sostenible de estos recursos naturales.

11 Referencias

- Acosta, V., Lodeiros, C., Senior, W. y Martínez, G. (2002). Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. *Interciencia*, 27 (12), 686-690.
- Acuña-González, J., Vargas-Zamora, J.A., Gómez-Ramírez, E. y García-Céspedes, J. (2004). Hidrocarburos de petróleo, disueltos y dispersos, en cuatro ambientes costeros de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 52, 43-50.
- Aguilar Baldosea, W. y Delgado Mosquera, J. (2021). Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y contaminación minera en un humedal de la cuenca media del río Atrato.
- Aguirre, S. E., Piraneque, N. V., y Linero-Cueto, J. (2021). Concentración de metales pesados y calidad físico-química del agua de la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 24(1).
- Álvarez-Silva, O.A., Osorio A. y Gómez-Giraldo, A. (2012). Determinación del régimen medio de oleaje en la desembocadura del río León. *Dyna*, 79(173),95-102. [fecha de Consulta 14 de enero de 2021]. ISSN: 0012-7353. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=496/49623206012>
- Amat Infante, P. D. (2000). Influencia de la contaminación por metales pesados en el tramo costero Punta Gua-Río Felipe en la Bahía de Manzanillo (Doctoral dissertation, Tesis en opción al título de Máster en Ciencias. Protección del medioambiente y los georecursos. Mención ciencia ambiental).
- Araque Medina, C. J. (2021). Análisis del estado de la calidad del agua en dos zonas de concentración de distritos mineros priorizados por el IDEAM (río Nechí y río Atrato), a partir de valores estimados en imágenes satelitales.
- Baggio, H. y Horn, A. H. (2008). Contribuições naturais e antropogênicas para a concentração e distribuição de metais pesados em sedimento de corrente no rio do Formoso, município de Buritizeiro–MG. *Geonomos*.
- Bello Escobar, S. (2019). Macroinfauna bentónica y características ambientales en la plataforma continental del Caribe norte colombiano.
- Bernal, G., Montoya L.J., Garizábal, C. y Toro, M. (2005). La complejidad de la dimensión física en la problemática costeras del golfo de Urabá, Colombia. *Gestión y Ambiente*: 8 (1): 123-135.
- Bervoets, L. y Blust, R. (2003). Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. *Environmental pollution*, 126(1), 9-19.

- Bisinoti, M. C., Sargentini Júnior, É., y Jardim, W. F. (2007). Seasonal behavior of mercury species in waters and sediments from the Negro River Basin, Amazon, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 18, 544-553.
- Bryan, G.W., Langston, W.J., Hummerstone, L.G. y Burt, G.R. (1985). A guide to the assessment of heavy metal contamination in the estuaries using biological indicators. *Mar. Biol. Assoc. U.K. Occasional Publication* 4, 1-92.
- Buchman, M.F. (2008). Screening Quick Reference Tables (SQuiRTs). NOAA OR&R report 08-1 Seattle WA, office of response and restoration division, national oceanic and atmospheric administration. 34 p.
- Caldera, Y., Gutiérrez, E. y Polanco, D. (2005). Análisis de metales en aguas y sedimentos del Parque Nacional Morrocoy aplicando métodos estadísticos multivariantes. *Ciencia*, 13(4),449-463.
- Caporale, A.G. y Violante, A. (2016). Chemical processes affecting the mobility of heavy metals and metalloids in soil environments. *Current Pollution Reports*. 2(1):15-27.
<https://doi.org/10.1007/s40726-015-0024-y>
- Castañé, P. M., Topalián, M. L., Cordero, R. R. y Salibián, A. (2003). Influencia de la especiación de los metales pesados en medio acuático como determinante de su toxicidad. *Revista de Toxicología*, 20(1), 13-18.
- Chevillot, P., Molina, A., Giraldo, L. y Molina, C. (1993). Estudio geológico e hidrológico del Golfo de Urabá. *Boletín Científico CIOH*, 14: 79-89 pp.
- Cogua, P., Campos-Campos, N. H. y Duque, G. (2012). Concentración de mercurio total y metilmercurio en sedimento y seston de la bahía de Cartagena, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 41(2), 267-285.
- Coll, M., Cortés, J. y Sauma, D. (2004). Características físico-químicas y determinación de plaguicidas en el agua de la laguna de Gandoca, Limón, Costa Rica. *Revista de biología tropical*, 52, 33-42
- Combariza, B.D.A. (2009). Contaminación por Metales Pesados en el embalse del Muña y su relación con los niveles en sangre de Plomo, Mercurio y Cadmio y alteración de salud en los habitantes del municipio de Sibaté (Cundinamarca) pp.1– 115. Trabajo de Maestría, Universidad Nacional de Colombia.
- Contreras, J., Mendoza, C. y Gómez, A. (2004). Determinación de metales pesados en aguas y sedimentos del Río Haina. *Revista de Ciencia y Sociedad*, vol. (29), p38 - p71.
- Cordy P, Veiga MM, Salih I, Al-Saadi S, Console S, Garcia O, et al., (2011). Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. *Sci Total Environ*. 2011;1:410-1.

- Correa, J.D. (2014). Calidad del agua en humedales del plano de inundación del río Atrato. *Revista Ciencias Ambientales y Sostenibilidad*. 1 (1): 1-17. Disponible en: <https://aprendeenlinea.udea.edu.co/revistas/index.php/CAA/article/view/16917>
- Díaz, J. y Gómez, D., (2000). Programa nacional de investigación en biodiversidad marina y costera (PNIBM). INVEMAR. FONADE y MMA, Santa Marta.
- Escobar, J. (2002). La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar. Santiago de Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). Serie de Recursos Naturales e infraestructura de las Naciones Unidas. p. 68.
- Esquivel, J. y Lacayo, M. (2020). Evaluación del impacto de las aguas residuales domésticas y semi-industriales sobre la calidad físico-química del río Chiquito, León, en el período de mayo 2016-enero 2017. *Revista Torreón Universitario*, 9(25), 58-76. <https://doi.org/10.5377/torreon.v9i25.9854>
- Facchinelli, A., Sacchi, E. y Mallen, L. (2001). Enfoque estadístico multivariado y basado en SIG para identificar fuentes de metales pesados en suelos. *Contaminación ambiental*, 114 (3), 313-324.
- Ferrer, A. (2003). Intoxicación por plaguicidas. In *Anales del sistema sanitario de Navarra* (Vol. 26, pp. 155-171). Gobierno de Navarra. Departamento de Salud.
- Gallego Ríos, S. E., Ramírez Botero, C. M. A. y Velásquez Rodríguez, C. M. A. (2016). Evaluación de metales pesados (mercurio, plomo y cadmio) en material de descarte de jurel (*Caranx Hippus*) en el Golfo de Urabá, caribe colombiano, como posible materia prima en la elaboración de subproductos.
- Gallego Ríos, S.E., Ramírez, C.M., López, B.E., Macías, S.M., Leal, J. y Velásquez, C.M. (2018). Evaluation of mercury, lead, arsenic, and cadmium in some species of fish in the Atrato River Delta, Gulf of Urabá, Colombian Caribbean. *Water, Air, & Soil Pollution*, 229(8), 275.
- García Navarro, J. (2006). Metales pesados en sedimentos en tres lagunas costeras del sur de Tamaulipas y norte de Veracruz (Doctoral dissertation).
- García-Céspedes, J., Acuña-González, J. y Vargas-Zamora, J.A. (2004). Metales traza en sedimentos costeros de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 52, 51-60.
- GESAMP. (1983). Informe del decimotercer período de sesiones, Ginebra, Suiza, 28 de febrero-4 de marzo de 1983. Grupo Mixto de Expertos OMI/FAO/UNESCO/COI/OMM/OMS/OIEA/Naciones Unidas/PNUMA sobre los Aspectos Científicos de la Contaminación de las aguas del mar. *Informes y estudios* (18): 50 p. OMM, Ginebra, Suiza.

- Green-Ruiz, C. y Páez-Osuna, F. (2004). Potential bioavailability of heavy metals in Surface sediments from the Altata-Ensenada del pabellon lagoon, SE gulf of California. *Journal of Coastal Research*, 20,1126-1134.
- Griboff, J. (2018). Transferencia de metales y metaloides a través de la cadena trófica y su acumulación en organismos destinados a consumo humana: Estudios de fitorremediación.
- Gümgüm, B., Ünlü, E., Tez., Z. y Gülsün, Z. (1994). Heavy metal pollution in water, sediment and fish from the Tigris river in Turkey. *Chemosphere*, 29 (1), 111-116.
- Horta-Puga, G., Cházaro-Olvera, S., Winfield, I., Lozano-Aburto, M.A. y ArenasFuentes, V. (2016). Metales pesados en macroalgas del Sistema Arrecifal Veracruzano, sur del Golfo de México. *Revista Bio Ciencias*. 3: 326-339.
- Ibáñez, M. (1986). La contaminación marina por metales pesados en la Costa de Guipuzcoa. *LURRALDE*, 105-111.
- INVEMAR. (2017). Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras del Caribe y Pacífico colombiano (Vol. 4, Issue 9).
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- López, M., y Espinosa, M. (1995). Manual de nutrición y fertilización en banano, CORBANA. :76.
- Losada, I. (2008). El cambio climático en las zonas costeras; previsiones y estrategias de adaptación. In Simposio Internacional Evaluación crítica de las previsiones sobre el cambio climático: una perspectiva científica. Fundación Ramón Areces. – Real Academia de Ciencias Madrid.
- Mancera, N. y Álvarez, J. (2006). Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta biológica colombiana*, 11(1), 3– 23.
- Marcovecchio, J., Botte, S., Fernández, M. y Delucchi, F. (2010). Geochemical Control of Heavy Metal Concentrations and Distribution within Bahía Blanca Est. (Argentina). *Aquatic Geochemistry*, 16: 251-266, <http://dx.doi.org/10.1007/s10498-009-9076-1>
- Marcovecchio, J. y Freije, R. (2013). Procesos químicos en Estuarios. Universidad Tecnológica Nacional, México. 394p.
- Marín, A., González, V. H., Lapo, B., Molina, E. y Lemus, M. (2016). Niveles de mercurio en sedimentos de la zona costera de El Oro, Ecuador. *Gayana (Concepción)*, 80(2), 147-153.
- Medina, V. A., Vargas, T. B., Hernández, M. y Otálvaro, M. V. V. (2015). ANÁLISIS Y VALORACIÓN DE LOS SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS DE HUMEDALES

ASOCIADOS AL RÍO LEÓN (URABÁ ANTIOQUEÑO–COLOMBIA). SU RELACIÓN CON EL SISTEMA HÍDRICO SUBTERRÁNEO Y CON EL BIENESTAR HUMANO.

- Méndez, J. P., Ramírez, C. A. G., Gutiérrez, A. D. R. y García, F. P. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and subtropical Agroecosystems*, 10(1),
- Mogollón, J. y Bifano, C. (1985). Estudio geoquímico de contaminación por metales pesados en sedimentos de la cuenca del Río Tuy. *Memorias VI Congreso Geológico Venezolano*. p. 1928.
- Molina, X. y Rodríguez, X. (2010). ANÁLISIS DE LA COMPOSICIÓN FÍSICO QUÍMICA DE LOS SEDIMENTOS FLUVIALES Y SU RELACION CON LA DISPONIBILIDAD DE METALES EN AGUA. MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS, CENTRO NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE, Santiago de Chile. Recuperado el 27 de marzo de 2016, de <http://documentos.dga.cl/CQA5191v2.pdf>
- Montoya, L. y Toro, M. (2006). Calibración de un modelo hidrodinámico para el estudio de los patrones de circulación en el Golfo de Urabá, Colombia. *Av. Rec. Hidráulicos*, 13: 37-54.
- Muñoz, V., Rodríguez C. y Vásquez C. (1997). Intrusión salina en acuíferos del Urabá Antioqueño. *Boletín de ciencias de la Tierra*. (12): 84-100.
- Nava, C. y Méndez, M. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Archivos de Neurociencias*, 16(3), 140–147.
- Navarro-Aviñó, J. P., Aguilar Alonso, I. y López-Moya, J. R. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas*, 16(2), 10–25.
- Norville, W. (2005). Spatial distribution of heavy metals in sediments from the Gulf of Paria, Trinidad. *Revista de Biología Tropical*, 53, 33–40.
- Orejarena, A., Otero, L. Dagua, C. Rocha, L. y Herrera, E. (2013). Determinación del clima de oleaje medio y extremal en el extremo norte del golfo de Urabá. *Bol. Cient. CIOH*, 31:109-124.
- Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria, R. A. y Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9-18.
- Padilla Pino, Y. M. (2020). Determinación de metales pesados y contaminantes emergentes (ppcps) en peces y aguas del golfo de Urabá Colombia.

- Pejman, G., Bidhendi, N., Ardestani, M., Saeedi, M. y Baghvand, A. (2015). A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: A case study. *Ecol Indic.* 58:365-373.
- Pinedo, J., Marrugo, J. y Díez, S. (2015). Speciation and bioavailability of mercury in sediments impacted by gold mining in Colombia. *Chemosphere*, 119:1289–1295. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.044>
- Pusari, R. K. H. (2014). “IDENTIFICACIÓN HISTOPATOLÓGICA DE LESIONES INDUCIDAS POR BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN BRANQUIAS, HÍGADO Y MÚSCULO DE TRUCHA ARCOÍRIS (*Oncorhynchus mykiss*) DE CULTIVO EN ETAPA COMERCIAL DE LA LAGUNA DE (Doctoral dissertation, UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS).
- Reyes Vásquez, M. P. (2020). FACTORES DE BIOCONCENTRACIÓN Y TRASLOCACIÓN DE METALES PESADOS EN: *Eichhornia crassipes* DE LA LAGUNA OLMECA EN VERACRUZ.
- Reyes, Y.C., Vergara, I., Torres, O.E., Díaz-Lagos, M. y González, E.E. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Revista Ingeniería Investigación y Desarrollo*, 16 (2), pp. 66-77.
- Rodríguez, D., (2017). Occupational poisoning due to heavy metals., *Medisan*, Vol. 21, No. 12, 2017, pp. 3372 – 3385. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1029-30192017001200012&lng=es&nrm=iso&tlng=en
- Rojas de Astudillo, L., Chang Yen, I. y Bekele, I. (2005). Heavy metals in sediments, mussels and oysters from Trinidad and Venezuela. *Revista de biología tropical*, 53, 33-40.
- Romaña, K. R. y Vallejo, P. P. T. (2017). METALES PESADOS (Hg, Cd, Ni, Pb, Cr, Cu Y Zn) EN SEDIMENTOS MARINOS, COMO INDICADORES GEOQUÍMICOS DE CONTAMINACIÓN ANTRÓPICA EN EL SECTOR SURORIENTAL DEL GOLFO DE URABÁ (COLOMBIA).
- Sánchez, C.I. et al., (2010). Perfil sociodemográfico y epidemiológico de la población expuesta a la contaminación por mercurio, plomo y cadmio, ubicada en la vereda Manuel Sur del municipio de Ricaurte y los barrios Brisas del Bogotá y La Victoria del municipio de Girardot. *Investig. Enferm*, 12(2), pp.93–116.
- Siguenza Toledo, J. D. (2016). Determinación de metales pesados, arsénico, cadmio, y plomo en conchas prieta (*Anadara tuberculosa*), extraídos de la desembocadura del río Pital (Tesis de Maestría, Universidad del Azuay).
- Sponberg, A. (2004). PCB contamination in marine sediments from Golfo Dulce, Pacific coast of Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 52, 23-32.

- Thomas, Y., Cesaraccio, M., García, C. y Ménanteau, L. (2007). Contribución de la hidrografía histórica al estudio de la cinemática de los fondos marinos: evolución del golfo de Urabá, Colombia. *Bol. Cient. CIOH*, 25: 110-119.
- Tuñon, O., Chang, J., Carneiro, D., Leone, O., Goti, I. y Gómez, J. A. (2022). Impacto del cobre (Cu) y cadmio (Cd) en sedimentos del estero Farfán, Golfo de Montijo, Panamá. *Tecnociencia*, 24(1), 22-44.
- Universidad de Antioquia, (1997). Microcirculación atmosférica de la zona bananera de Urabá Reporte técnico.
- Vallejo, P. P., Bedoya, L. F. V., Correa, I. D., Franco, G. R. B., Alcántara-Carrió, J. y Baena, J. A. P. (2016). Impact of terrestrial mining and intensive agriculture in pollution of estuarine surface sediments: Spatial distribution of trace metals in the Gulf of Urabá, Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 111(1), 311-320.
- Varela Ospina, J. M., Valencia Vargas, Y. y García Rivas, Y. A. (2020). La responsabilidad del estado frente al daño ambiental causado por la minería ilegal al río Atrato en Colombia.
- Vásquez, V. y Pérez, M. (2004). Riego y fertilización en plátano (*Musa spp*) cultivar fhia-01 en la costa de Nayarit. Centro de investigación regional del Pacífico centro campo experimental Santiago Ixcuintla (en línea). M.C. Lauro. México, s.e. Disponible en http://biblioteca.inifap.gob.mx:8080/jspui/bitstream/handle/123456789/1269/Platano_musassp_1269.pdf?sequence=1.
- Veloz Martínez, S. I. (2014). Metodología de reciclaje de baterías de plomo-acido: Análisis de emisiones atmosféricas y tecnologías de abatimiento asociadas.
- Villalba Negrete, N. P. (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.
- Wright, P. y Mason, C.F. (1999). Spatial and seasonal variation in heavy metals in the sediments and biota of two adjacent estuaries, the Orwell and the Stour, in eastern England. *Sci. Total Environ.* 226, 139-156.
- Yacuzzi E. (2008). Chisso Corporation y la Enfermedad de Minamata. Buenos Aires: Documentos de Trabajo. Universidad del Cema.
- Zhang, J. (1992). Transport of particulate heavy metals towards the China Sea: A preliminary study and comparison. *Marine Chemistry.* 40, 61-178.