

Acumulación de mercurio y plomo, en el bivalvo *Anadara tuberculosa*, entre los años 2016 y 2018 en la desembocadura del río Dagua, Pacífico colombiano

Lucero Rincón Carlos H.^{1,2}

¹Universidad del Valle, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, Departamento de Biología-

²Universidad Santiago de Cali, Facultad de Educación, Maestría en Educación y Desarrollo

Sostenible- carlucer01@gmail.com

Tutora: Omaira vera Lizcano, Doctor (Ph.D) en Medicina Línea de Investigación: Contaminación Ambiental

Director: Enrique Javier Peña Salamanca, Doctor (Ph.D) en Biología. Línea de investigación. Biología de plantas y animales

Resumen: La contaminación debido al mercurio y plomo, ha provocado una gran preocupación en entidades internacionales debido a la pérdida de biodiversidad en los ecosistemas costeros y daños a la salud. Con el fin de evaluar la presencia de mercurio y plomo en la desembocadura del río Dagua-Pacífico colombiano, por ser un ecosistema de gran importancia ecológica y económica para la región, se realizaron siete muestreos entre Julio de 2016 y Enero de 2018, se obtuvieron muestras de sedimentos y se midieron parámetros fisicoquímicos del agua en la zona. Especímenes del bivalvo, *Anadara tuberculosa*, se usaron para la determinación de concentración de mercurio y plomo en tejidos y para bioensayos con mercurio, esto debido, a su capacidad de bioacumular metales. Se encontró una concentración media de mercurio de $0,57 \pm 0,74$ mg/kg y plomo $0,87$ mg/kg $\pm 0,68$ en sedimentos, con valores máximos de $1,96$ mg/kg Hg y $2,05$ mg/kg Pb. La presencia de mercurio en sedimentos y agua, se relaciona positivamente con las

concentraciones de este metal en los organismos. Los bioensayos con el bivalvo *Anadara tuberculosa*, permitieron concluir que a concentraciones de exposición bajas de mercurio (0,25 ppm), se generan lesiones en el tejido de los animales, principalmente en las células sexuales. Las altas concentraciones de mercurio y plomo encontrados en los organismos superan la concentración máxima permitida establecida en Colombia para mercurio (0,5 mg/kg) y plomo (0,20 mg/kg). Además el factor de contaminación para el mercurio (FC =228000 µg/g) y plomo (FC =1242.85 µg/g) se consideran muy altos, lo mismo que el índice potencial de contaminación para el mercurio (CP=3,44 µg/g). Esto permite inferir que la presencia de metales en el tejido de estos bivalvos presentes en la desembocadura del río Dagua puede generar alteraciones en el ecosistema con posibles consecuencias en la salud humana por el consumo de estos alimentos.

Palabras claves: Río Dagua, *Anadara tuberculosa*, mercurio, plomo, histopatología, sedimentos

Abstract: Pollution due to mercury and lead has caused great concern in international entities due to the loss of biodiversity in coastal ecosystems and damage to health. In order to evaluate the presence of mercury and lead in the mouth of the Colombian Dagua-Pacific river, as it is an ecosystem of great ecological and economic importance for the region, seven samplings were carried out between July 2016 and January 2018, sediment samples were obtained and physicochemical parameters of the water in the area were measured. Specimens of the bivalve, *Anadara tuberculosa*, were used to determine the concentration of mercury and lead in tissues and for bioassays with mercury, due to its ability to bioaccumulate metals. A mean mercury concentration of 0.57 ± 0.74 mg/kg and lead 0.87 mg/kg ± 0.68 in sediment were found, with

maximum values of 1.96 mg/kg Hg and 2.05 mg/kg Pb. The presence of mercury in sediments and water is positively related to the concentrations of this metal in organisms. Bioassays with the bivalve *A. tuberculosa*, allowed to conclude that at low mercury exposure concentrations (0.25 ppm), lesions are generated in animal tissue, mainly in sexual cells. The high concentrations of mercury and lead found in the organisms exceed the maximum permitted concentration established in Colombia for mercury (0.5 mg/kg) and lead (0.20 mg/kg). In addition, the contamination factor for mercury (FC =228000 µg/g) and lead (FC =1242.85 µg/g) are considered very high, as is the potential contamination index for mercury (CP=3.44 µg/g). This allows us to infer that the presence of metals in the tissue of these bivalves present in the mouth of the Dagua river can generate alterations in the ecosystem with possible consequences on human health due to the consumption of these foods.

Key words: Dagua River, *Anadara tuberculosa*, mercury, lead, histopathology, sediments

Introducción

La intoxicación por metales pesados ha provocado una gran preocupación en entidades internacionales dedicadas al cuidado de la salud como la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) y la Unión europea (UE). Las alteraciones al ecosistema, pérdida de biodiversidad y daños a la salud humana, son tres de los principales factores relacionados con la contaminación por metales en ecosistemas acuáticos, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA, 2005).

Las regiones más afectadas por este tipo de contaminación, son las zonas costeras. A nivel mundial, las zonas costeras y estuarinas son áreas de gran actividad humana debido a los aportes de recursos naturales (Maanan et al., 2015). Son considerados los ecosistemas más productivos de la tierra, por lo que son una importante fuente de alimento (Costanza et al., 1997). Sin embargo, debido a su conectividad con las fuentes fluviales, los estuarios también se constituyen en grandes depósitos de contaminantes como los metales pesados (Maanan, 2008).

El estuario formado por la desembocadura del río Dagua en el Pacífico colombiano, se considera impactado por contaminantes (Velásquez y Cortes, 1997) pero en él se desarrollan actividades de pesca de bivalvos, gasterópodos y peces. Estos recursos forman parte de la dieta de las poblaciones locales. Esta región se encuentra afectada principalmente por contaminación con mercurio, consecuencia de la minería ilegal de oro que empezó en el año 2009 en la parte baja de la cuenca del río Dagua, desencadenando un gran problema ambiental y social (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible MADS, 2012). La cuenca del Dagua es importante para el país, al pasar por ella la carretera por donde se transporta gran parte de la mercancía proveniente del

principal puerto del pacífico colombiano (Buenaventura) y ser la principal aportante de sedimentos en la Bahía. Según la Cámara Colombiana de la Infraestructura – (CCI, 2008), la carga de sedimentación aportada por el río Dagua y sus afluentes a la Bahía de Buenaventura es de alrededor de 255.000 toneladas por año, generando así un problema ambiental en la región (González et al., 2016).

El bivalvo *Anadara tuberculosa*, habitante en los sedimentos del bosque de manglar, fue estudiado como bioindicador de la existencia y acumulación de metales en la desembocadura del río Dagua, dada su importancia ecológica, económica y alimentaria en esta región estuarina. Diferentes especies del género *Anadara* han sido estudiadas a nivel mundial para determinar impactos en las zonas de manglar y estuarinas, mostrando que éste género es un buen indicador de condiciones ambientales (Broom, 1985; Jolley et al., 2004; Kumar et al., 2008; Zahir et al., 2011; Taylor y Maher, 2012; Dian et al., 2013). Además, Ordoñez, 2014 y Singuenza, 2016, usaron la especie *Anadara tuberculosa* como biomonitora de metales pesados en la costa ecuatoriana, indicando su relación con la presencia de metales en los sedimentos.

En cuanto a los procesos de contaminación por metales en las zonas estuarinas y desembocaduras de ríos, Colombia es el tercer consumidor de mercurio con fines de explotación aurífera artesanal en el contexto mundial (MADS, 2012). Esta actividad se ha constituido en la principal fuente de exposición mundial y nacional a este metal (Eisler, 2003). En cuanto al plomo, la principal exposición ocurre en el contexto de la manufactura, por ejemplo de municiones, baterías, soldaduras, entre otras, como también en actividades de pinturas, combustibles para motores, estación de servicio automotriz, cerámicas, tuberías, etc., (MADS, 2012), actividades que son desarrolladas en la cuenca del río Dagua.

A. tuberculosa es la especie más intensamente explotada en el pacífico colombiano (Gil-Agudelo et al., 2011). A nivel local se han realizado estudios sobre aspectos biológico-pesqueros de esta especie (Cantera y Contreras, 1978; Borda y Cruz, 2004a, b y c; Espinosa et al., 2010; Roldan, 2010; Gil-Agudelo et al., 2011; Lucero et al., 2012, 2013), los cuales mencionan una reducción de las poblaciones y proponen acuerdos de manejo para esta especie. Sin embargo, no se han desarrollado estudios ecotoxicológicos en esta área, involucrando a *A. tuberculosa* como bioindicador. Velásquez y Cortes (1997) concluyen que *A. tuberculosa* es un buen organismo para realizar ensayos de bioacumulación, pero su capacidad de bioacumulación solo ha sido estudiada para hidrocarburos (Calero y Zambrano, 1997; Zambrano et al., 2012; Zambrano, 2015) mientras que el caso de los metales pesados permanece sin estudiar.

Dada la escasa información sobre la acumulación de mercurio y plomo en la desembocadura del río Dagua usando como especie bioindicadora, el bivalvo *A. tuberculosa*, la presente investigación se plantea la pregunta: ¿existen bioconcentraciones de mercurio y plomo en *A. tuberculosa* que afecten la estabilidad del ecosistema?. Esto permite trazar como objetivo, la determinación de las concentraciones de estos metales en sedimentos y organismos, con el fin de generar las bases para una estrategia de manejo y desarrollo sustentable en la parte baja de la cuenca. Al respecto, los objetivos específicos se enmarcan en: 1. Caracterizar las condiciones fisicoquímicas del agua en la desembocadura del río Dagua, 2. Determinar el nivel de contaminación por mercurio y plomo en sedimentos y organismos y 3. Identificar las alteraciones histopatológicas en el tejido de *A. tuberculosa* como organismo centinela de la zona estuarina.

2 Materiales y métodos

2.1 Área de estudio

La cuenca del río Dagua se encuentra situada en la vertiente del Pacífico colombiano en el departamento del Valle del Cauca, tiene un área aproximada de 142.200 ha. El río tiene una longitud de 110 km, naciendo en el Parque Nacional de los Farallones de Cali a 2.200 msnm y terminando en la bahía de Buenaventura (Aguirre et al., 2016). Para los análisis de parámetros fisicoquímicos en agua y metales pesados en sedimentos y organismos, se establecieron 3 estaciones de muestreo denominadas La Ye (03°51'04.0" N – 77°04'00.4" W), Boca 1 (03°51'36.43"N- 77° 03'52.61"W) y Boca 2 (03°51'28.65"N- 77° 4'23.40"W), ubicadas en la desembocadura del río Dagua en la bahía de Buenaventura. Con el fin de obtener información sobre la deposición de mercurio y plomo en los sedimentos de la parte baja del río Dagua, se muestrearon las localidades de Córdoba, Campo Hermoso y Guadualito (Figura 1).

En la desembocadura del río Dagua, la franja del río que está influenciada por el agua salada, se proyecta 3,5 km río arriba hasta las inmediaciones de Guadualito (Lucero 2000, Lucero et al., 2006). A orillas de ésta franja hay extensos cinturones de manglar con dominancia de las especies *Avicenia germinans*, *Rhizophora mangle*, *R. racemosa*, *Laguncularia racemosa* y *Pelliciera rhizophorae*. Estas especies forman extensiones de bosques de tipo fisiográfico conocido como bosque ribereño de manglar (Prahl et al., 1990).

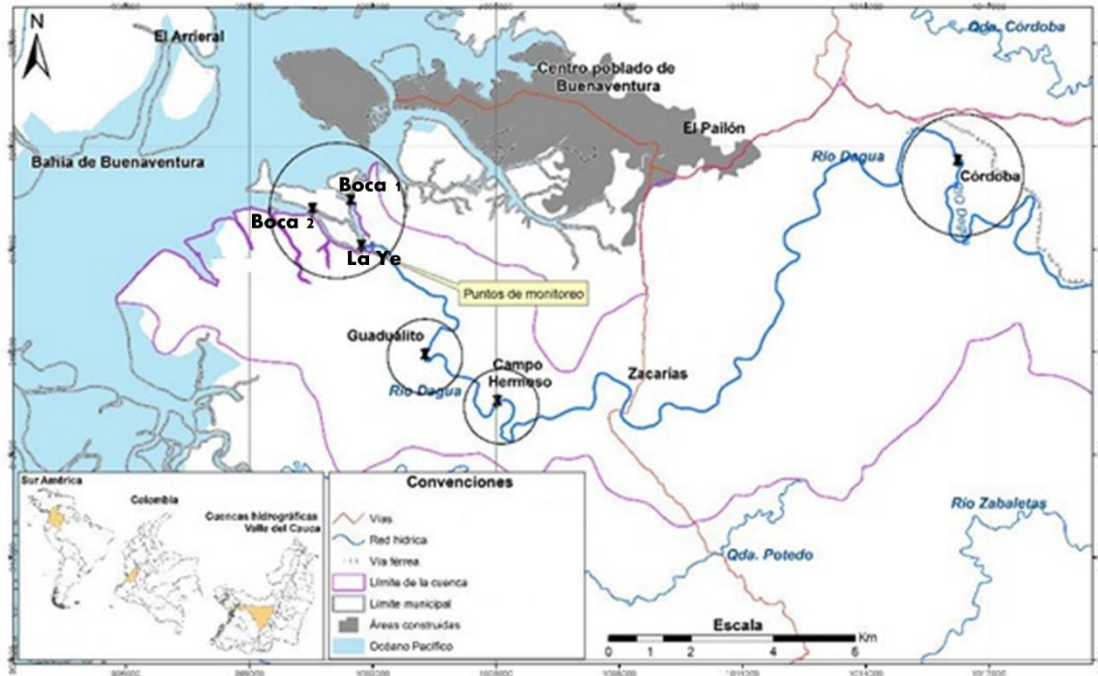


Figura 1. Localización de las estaciones de estudio en la desembocadura del río Dagua (Fuente: Elaboración propia)

2.2 Parámetros fisicoquímicos y análisis

Los datos de los parámetros fisicoquímicos fueron obtenidos en la desembocadura del río Dagua. Se realizaron siete (7) muestreos entre julio de 2016 y enero de 2018, distribuidos de la siguiente manera: en julio (1), octubre (2) y diciembre (3) de 2016, abril (4), julio (5) y octubre (6) de 2017 y enero (7) de 2018. Se utilizó una sonda multiparamétrica HANNA 9829 para la medición en dos profundidades (superficial y fondo) de Oxígeno disuelto (ppm), pH, temperatura (°C), sólidos disueltos totales TDS (ppt), saturación de oxígeno (%) y salinidad (UPS), de acuerdo con AWWA y WEF, 2005. En cada estación se realizaron las mediciones a lo largo de un transecto perpendicular a la dirección de la corriente del río, en tres (3) puntos equidistantes del mismo. Las mediciones se realizaron tanto en marea alta (pleamar) como en marea baja (bajamar) teniendo en

cuenta el estado de las mismas (mareas vivas o de Sicigias y mareas muertas o de cuadratura) localmente conocidas como “Puja y Quiebra”, con el fin de determinar la influencia de los aportes del río y del mar sobre las condiciones hídricas del estuario.

Debido a que no se cumplieron los supuestos de normalidad (prueba de Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianzas (prueba de Levene y modificada por Brown-Forsythe, 1974)) para los análisis del tipo Anova (Kuehl, 2001), se procedió a utilizar la prueba de Kruskal Wallis (Zar, 1999), para analizar la significancia en la variación espacial y temporal de los parámetros fisicoquímicos analizados. Para ello se usó Minitab 18 *Statistical Software*.

2.3 Bioensayos e Histología en *Anadara tuberculosa*

Bioensayos: Con el fin de analizar los niveles de bioacumulación de *A. tuberculosa* en su medio natural, se realizaron pruebas de toxicidad con mercurio en estos organismos, siguiendo las metodologías sugeridas por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 1981; la Asociación Norteamericana de obras sanitarias, la Asociación Americana de Salud Pública (/AWWA/APHA /WEF), 2005 y la Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA), 1992, 2003). Los organismos para los bioensayos se obtuvieron en los bancos naturales de *A. tuberculosa* en el estuario del río Dagua, usando la metodología tradicional de captura, (Lucero et al., 2012). Debido al poco conocimiento sobre la toxicidad del mercurio para las pianguas *A. tuberculosa*, se realizó una prueba de tanteo, para lo cual se usaron las siguientes concentraciones: 62,5 $\mu\text{g L}^{-1}$, 125 $\mu\text{g L}^{-1}$, 250 $\mu\text{g L}^{-1}$, 500 $\mu\text{g L}^{-1}$ y 1.000 $\mu\text{g L}^{-1}$, siguiendo un factor de incremento de 2 (Iannacone et al., 2003) y un número de cinco organismos en los acuarios (Zambrano, 2015).

La exposición del organismo a la solución del metal fue por 96 horas sin recambio de agua ni alimentación y con aireación continua. Se midieron los parámetros fisicoquímicos, comportamiento y mortalidad cada 24 horas. Con base en los resultados de la prueba de tanteo, se realizó la prueba definitiva usando las siguientes concentraciones: 0,250 mg/L Hg, 1 mg/L Hg, 1,75 mg/L Hg y 3,25 mg/L Hg y un control libre de mercurio (Iannacone et al., 2003; FAO, 1981). Se utilizaron 15 individuos elegidos al azar por concentración en un diseño en bloque completamente aleatorizado con tres repeticiones por concentración, (Iannacone et al., 2003). La estimación de la concentración letal media (CL_{50}) y sus respectivos límites confianza al 95% se calcularon usando el programa estadístico computarizado PROBIT, versión 1.5 de la USEPA (Iannacone et al., 2003).

Histología: Al término de los bioensayos, los organismos fueron retirados de los acuarios para análisis de bioconcentración en tejido y evaluación de daños histológicos. La extracción del tejido se realizó siguiendo recomendaciones de Lucero et al. (2012, 2013), y la tinción según Diniz et al. 2008. Las laminillas obtenidas fueron analizadas en un microscopio Olympus BX53 y las imágenes fueron capturadas con una cámara AmScope de 18MP acoplada al microscopio. Este proceso fue realizado en el Centro de Sanidad Acuícola, de la Escuela de Acuicultura y Pesquería - FCV, Universidad Técnica de Manabí, Ecuador.

Con el fin de comparar la acción de mercurio en el tejido de los individuos sometidos a bioensayos con aquellos encontrados en el medio natural, se analizaron muestras de tejido de 10 individuos de *A. tuberculosa* provenientes de los manglares de Bahía Málaga, como un control

silvestre , por considerarse esta zona libre de contaminación por mercurio. La extracción del tejido, siguió el mismo tratamiento que para los individuos de los bioensayos.

2.4 Evaluación de la concentración de mercurio y plomo en tejidos y sedimentos

Los muestreos para análisis de mercurio y plomo, fueron realizados en octubre y diciembre de 2016 y posteriormente en abril y junio de 2017 en la desembocadura del río Dagua. Aproximadamente 40 individuos de bivalvo fueron obtenidos del medio natural por muestreo para bioacumulación en tejido y dos muestras de 1 kg cada una para análisis de sedimentos en las estaciones Córdoba y desembocadura. Se obtuvo una muestra puntual de sedimentos en Campo hermoso y Guadualito. Los organismos recolectados y el sedimento fueron almacenados en bolsas de polietileno, etiquetados con fecha y sitio de colecta y refrigerados para ser trasladados hasta el Laboratorio de Análisis industriales de la Universidad del Valle. El método empleado para la detección de mercurio fue vapor frío y para el plomo fue llama mediante espectrofotometría de absorción atómica, siguiendo el protocolo propuesto por Kumar et al., 2008 y la Organización Mundial de la salud (OMS, 2013).

Para el análisis de los datos, se aplicó el análisis de correlación de Pearson para determinar la relación entre la concentración de metal en sedimentos y en el tejido de *A. tuberculosa* con un nivel de significancia del 5% (Zar, 1999).

2.5 Índices de contaminación

Con el fin de generar una aproximación al índice de riesgo ecológico en el estuario del río Dagua, se utilizó el factor de contaminación propuesto por (Hakanson, 1980), el cual describe la contaminación toxica de una sustancia a partir de un valor de referencia preindustrial del metal (0,25 $\mu\text{g/g}$ Hg y 70 $\mu\text{g/g}$ Pb) y se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$C_f^i = \frac{C_{0-1}^i}{C_n^i}$$

Donde C_f^i es el factor de contaminación, C_{0-1}^i es el contenido medio de la sustancia en el sedimento (Hg y Pb), C_n^i es el valor de referencia preindustrial de la sustancia. Para describir el factor de contaminación, se usa la siguiente terminología como una aproximación del índice de riesgo ecológico (Hakanson, 1980):

Si $C_f^i < 1$, el factor de contaminación se considera bajo, esto indica baja contaminación en los sedimentos de la sustancia problema

Si $1 \leq C_f^i < 3$, el factor de contaminación se considera moderado

Si $3 \leq C_f^i < 6$, el factor de contaminación es considerable

Si $C_f^i \geq 6$, el factor de contaminación es muy alto

Se determinó también el Índice potencial de Contaminación (CP), (Davaultier and Rognerud, 2001 y Maanan et al., 2015), mediante la siguiente ecuación:

$$CP = \frac{Metal_{max}}{Metal_{medio}}$$

Donde $Metal_{max}$, es la máxima concentración encontrada del metal en el sedimento y $Metal_{medio}$, es el valor promedio del metal en las muestras de sedimento. La interpretación de los valores de Cp, sugieren que si $CP < 1$ indica baja contaminación, si $1 < CP < 3$ la contaminación es moderada y si $CP > 3$ la contaminación es considerada muy severa (Davaultier and Rognerud, 2001).

Con las concentraciones de mercurio y plomo en sedimentos y organismos, se determinó el factor de bioconcentración (BCF) en *A. tuberculosa*, como la relación entre la concentración del metal en el tejido animal (C_{animal}) y la concentración en el medio (C_{medio}), (Phetsombat et al., 2006), utilizando la siguiente ecuación:

$$BCF = \frac{C_{animal}}{C_{medio}}$$

3 RESULTADOS

3.1 Variación espacial y temporal de los parámetros fisicoquímicos.

A nivel espacial se encontró que únicamente la salinidad, presenta diferencias estadísticamente significativas entre las estaciones de estudio ($H_2, 26.45, 0.000; <0.05$), mientras que los demás parámetros tuvieron un comportamiento similar en las tres estaciones evaluadas ($p>0,05$). A nivel temporal (periodos de muestreo), se observaron diferencias significativas entre los muestreos ($n=202, gl=6, p<0,05$). En términos generales la salinidad media en la desembocadura del río Dagua fue de $10,8 \text{ UPS} \pm 7,9 \text{ UPS}$, con registros mayores en la estación Boca 2 ($13,6 \text{ UPS} \pm 8,16 \text{ UPS}$) y menores en la estación La Ye ($7,6 \text{ UPS} \pm 6,8 \text{ UPS}$). La concentración media de oxígeno fue de $7,2 \text{ ppm} \pm 2,0 \text{ ppm}$ y su porcentaje de saturación $93,3 \% \pm 23,7 \%$, parámetros que registraron variaciones durante el tiempo de estudio. El estuario presenta temperaturas medias de $26,6 \text{ }^\circ\text{C} \pm 1,7 \text{ }^\circ\text{C}$, pH de $7,4 \pm 0,5$ y TDS de $116,8 \text{ ppt} \pm 247,6 \text{ ppt}$ considerados normales para este tipo de ambientes (Figuras 2a, 2b y 2c).

Los parámetros TDS y salinidad, se ven influenciados por los periodos de mareas vivas o de Sicigias ($93,5 \text{ ppt} \pm 247 \text{ ppt}$ y $14,564 \text{ UPS} \pm 8,01 \text{ UPS}$) y mareas muertas o de cuadraturas ($129,6 \text{ ppt} \pm 247,9 \text{ ppt}$ y $8,78 \text{ UPS} \pm 7,01 \text{ UPS}$), los demás parámetros no registraron variaciones importantes entre estos estados.

La condición de las mareas (pleamar y bajamar) influyó algunos parámetros ambientales como los TDS y la salinidad. Durante la bajamar aumentó la concentración media de TDS ($136,2 \text{ ppt} \pm 269 \text{ ppt}$) y disminuyó la salinidad ($7,79 \text{ UPS} \pm 5,7 \text{ UPS}$), mientras que durante la fase de

pleamar ocurrió el proceso inverso, los TDS disminuyeron ($92,1 \text{ ppt} \pm 216,1 \text{ ppt}$), mientras que la salinidad aumentó ($14,7 \text{ UPS} \pm 8,6 \text{ UPS}$).

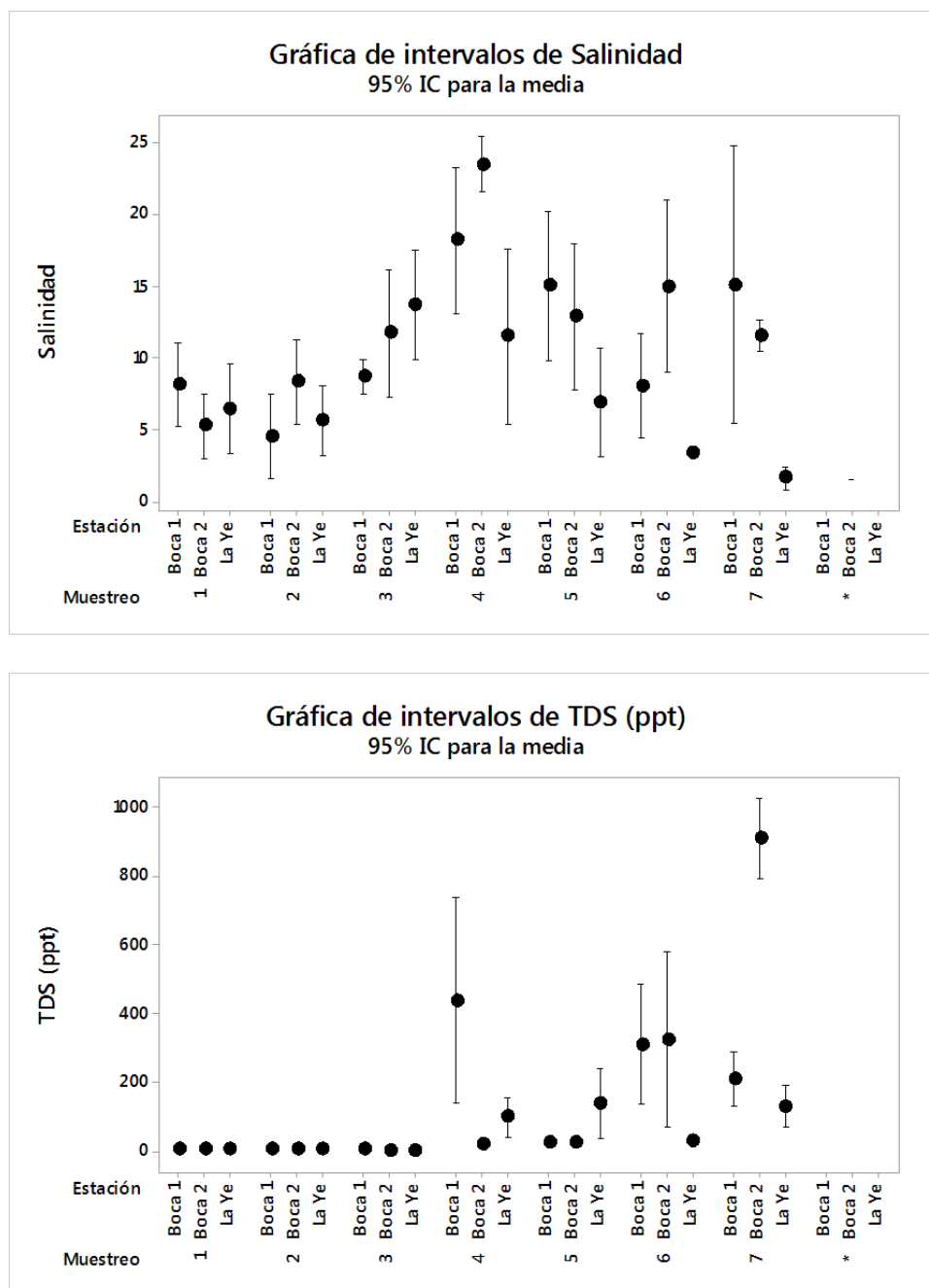


Figura 2a. Comportamiento temporal (muestreo) y espacial (estación) de los parámetros fisicoquímicos del agua en el estuario del Dagua (muestreos; 1: julio 2016; 2: octubre 2016; 3: diciembre 2016; 4: abril 2017; 5: julio 2017; 6: octubre 2017 y 7: enero 2018).

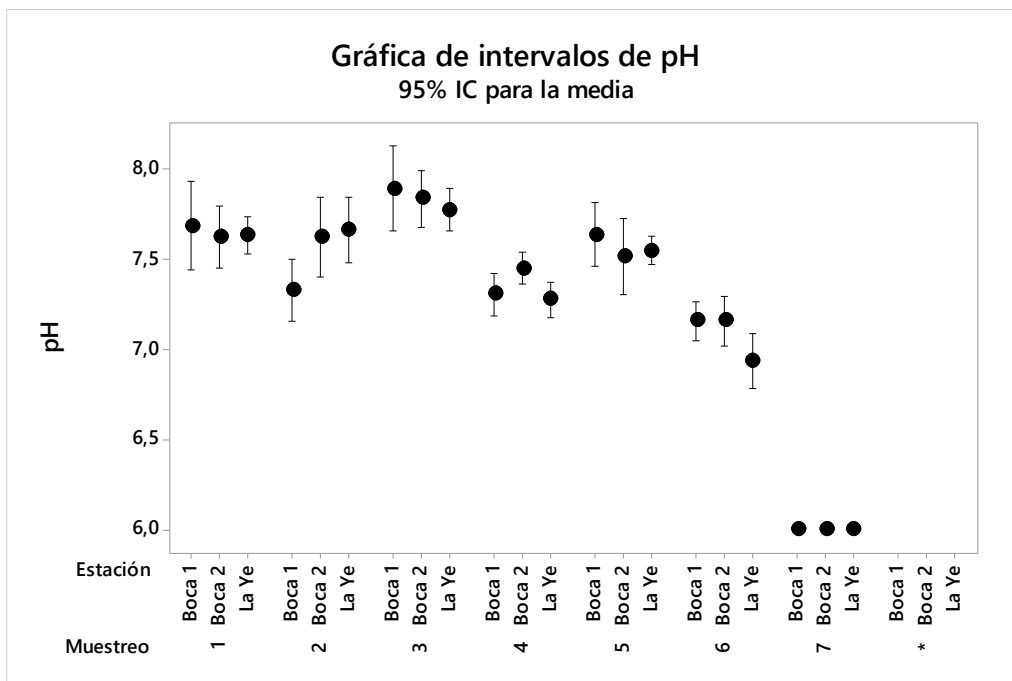
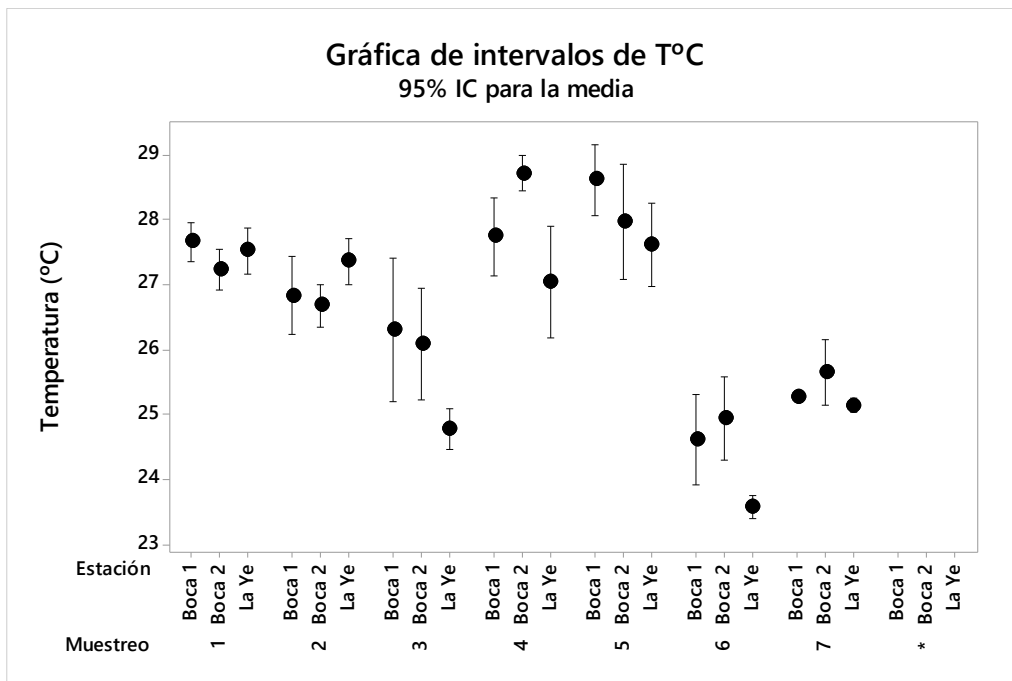


Figura 3b. Comportamiento temporal (muestreo) y espacial (estación) de los parámetros fisicoquímicos del agua en el estuario del Dagua (muestreos; 1: julio 2016; 2: octubre 2016; 3: diciembre 2016; 4: abril 2017; 5: julio 2017; 6: octubre 2017 y 7: enero 2018).

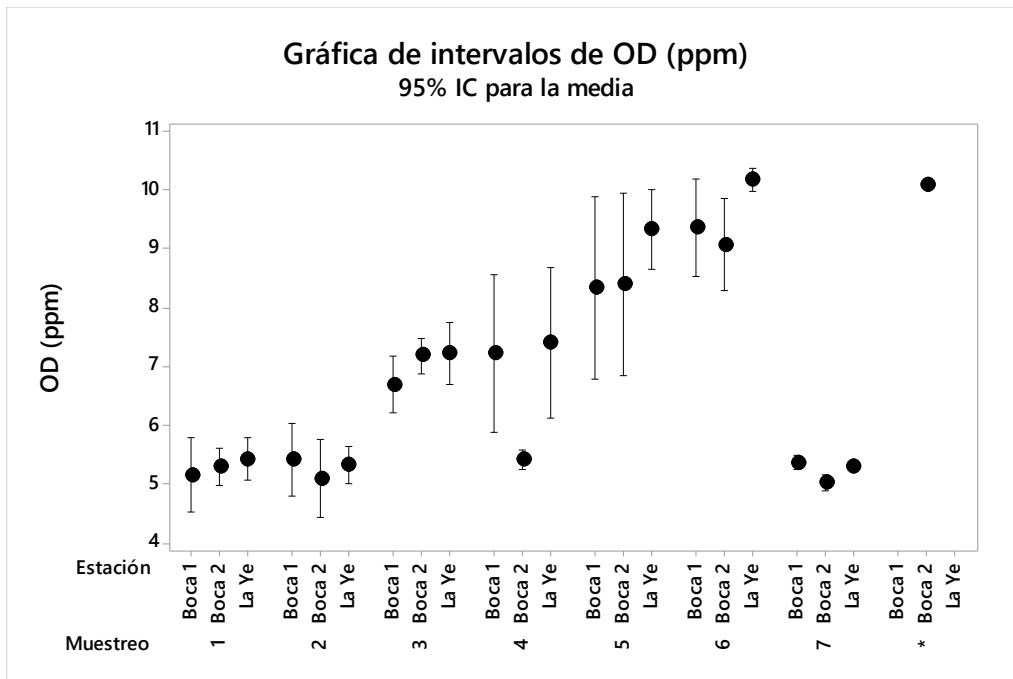
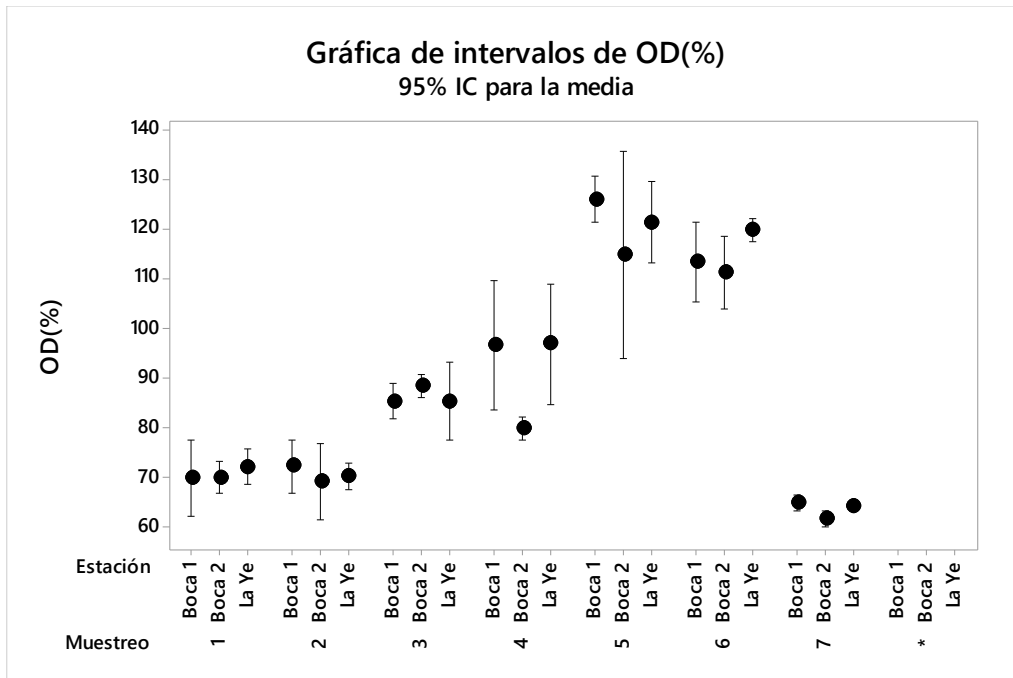


Figura 4c. Comportamiento temporal (muestreo) y espacial (estación) de los parámetros fisicoquímicos del agua en el estuario del Dagua (muestreos; 1: julio 2016; 2: octubre 2016; 3: diciembre 2016; 4: abril 2017; 5: julio 2017; 6: octubre 2017 y 7: enero 2018).

El efecto combinado de las mareas muertas y el estado de pleamar indican que el pH y la temperatura del agua estuarina disminuyeron en estos eventos mareales. El estuario del río Dagua, presentó algunos procesos de estratificación en los parámetros ambientales, principalmente de la salinidad y la concentración de oxígeno disuelto. La salinidad fue mayor en la zona profunda (12,16 UPS \pm 7,96 UPS) y menor en la superficie (9,53 UPS \pm 7,65 UPS), mientras que el oxígeno disuelto fue menor en la zona profunda (6,823 mg/L \pm 2,07 mg/L) y mayor en la superficie (7,57 mg/L \pm 1,98 mg/L). Los demás parámetros fisicoquímicos no presentaron diferencias significativas entre las zonas profunda y superficie ($p > 0,05$).

3.2 Bioensayos

Los parámetros fisicoquímicos se mantuvieron estables en el proceso de aclimatación, depuración, prueba de tanteo y definitiva de los bivalvos. Las temperaturas fluctuaron entre los 24,03 °C y 25,57°C; pH entre 7,6 a 8,16; Salinidad entre 15,1 PSU y 16,6 PSU y OD entre 3,89 mg/L y 8,02 mg/L. Estos valores se registraron en condiciones naturales en el estuario del río Dagua y son reportados en otros estudios en la zona (Lucero et al, 2006)

Todos los acuarios presentaron condiciones fisicoquímicas similares. La concentración letal media CL₅₀₋₉₆ de *A. tuberculosa* por el método PROBIT, fue calculada en 5,011 ppm Hg (Chi² para heterogeneidad calculada = 1,668; t-value_{0,05} = 5,991), se encontró que la concentración de mercurio en el tejido de esta especie aumentó con la concentración de mercurio en el agua, Tabla 1. El análisis de correlación de Pearson demostró una relación alta y positiva entre la concentración de mercurio en el agua y la concentración en el tejido de los bivalvos expuestos ($r=0,921$; $p=0,000$).

Tabla 1. Resultados de la concentración de mercurio en el tejido de *Anadara tuberculosa* expuestas experimentalmente a diferentes concentraciones del metal en sistemas de acuario.

| No. De acuarios | Concentración de exposición (mg/L) | Concentración media en el tejido (mg/kg) | Coefficiente de variación |
|----------------------------|------------------------------------|--|---------------------------|
| 1 (Control) | 0,00 | 2,11 | 0,80 |
| 2 | 0,25 | 2,36 | 3,70 |
| 3 | 1,00 | 4,07 | 1,55 |
| 4 | 1,75 | 7,10 | 1,40 |
| 5 | 3,25 | 11,63 | 1,53 |
| Promedio | | 6,35 | 1,86 |
| Desviación estándar | | 4,45 | 1,35 |

3.3 Histología

Los ejemplares analizados de Bahía Málaga (control silvestre) mostraron buen estado de los tejidos, sin alteraciones autolíticas (Figura 3a-f). En el hepatopáncreas se observa una excelente estructura tubular con abundantes reservas en el citoplasma de las células epiteliales. Los túbulos se observan unidos entre ellos con escaso tejido conectivo intertubular. El epitelio intestinal no muestra alteraciones autolíticas, se observan las células epiteliales cilíndricas con núcleos alargados y microvellosidades en el borde apical del epitelio. La gónada se observa en buen estado, distinguiéndose un citoplasma ligeramente basófilo con núcleo prominente conteniendo uno o varios nucléolos en su interior. En ninguno de los tejidos se aprecia desprendimiento o alteraciones tisulares compatibles con autólisis como eosinofilia, núcleos fantasmas, o degeneración nuclear (picnosis, cariorexis o cariolisis) sin infiltración celular asociada. Se observan alteraciones sutiles compatibles con la exposición a contaminantes. Estas alteraciones son infiltración de células café

alrededor de los túbulos del hepatopáncreas y del intestino (ver Figura 3d) y ligera atrofia de los túbulos del hepatopáncreas con descamación celular hacia la luz (ver Figura 3e).

Las placas del bioensayo, en los diferentes tratamientos, muestran diferentes grados de autólisis severa (Figura 4) mostrando que la pared del túbulo está ligeramente atrofiada hacia el lado izquierdo y se observan hepatocitos desprendidos en la luz, lo cual sugiere que los organismos murieron como consecuencia de la exposición al cloruro de mercurio, y que incluso la dosis mínima aplicada es letal para esta especie. Sin embargo, el grupo control de los tratamientos (prueba *in-vitro*) muestra autólisis moderada de los tejidos (Figura 5), lo cual indica que es necesario realizar nuevas pruebas para confirmar la influencia de este metal en las alteraciones histológicas de esta especie.

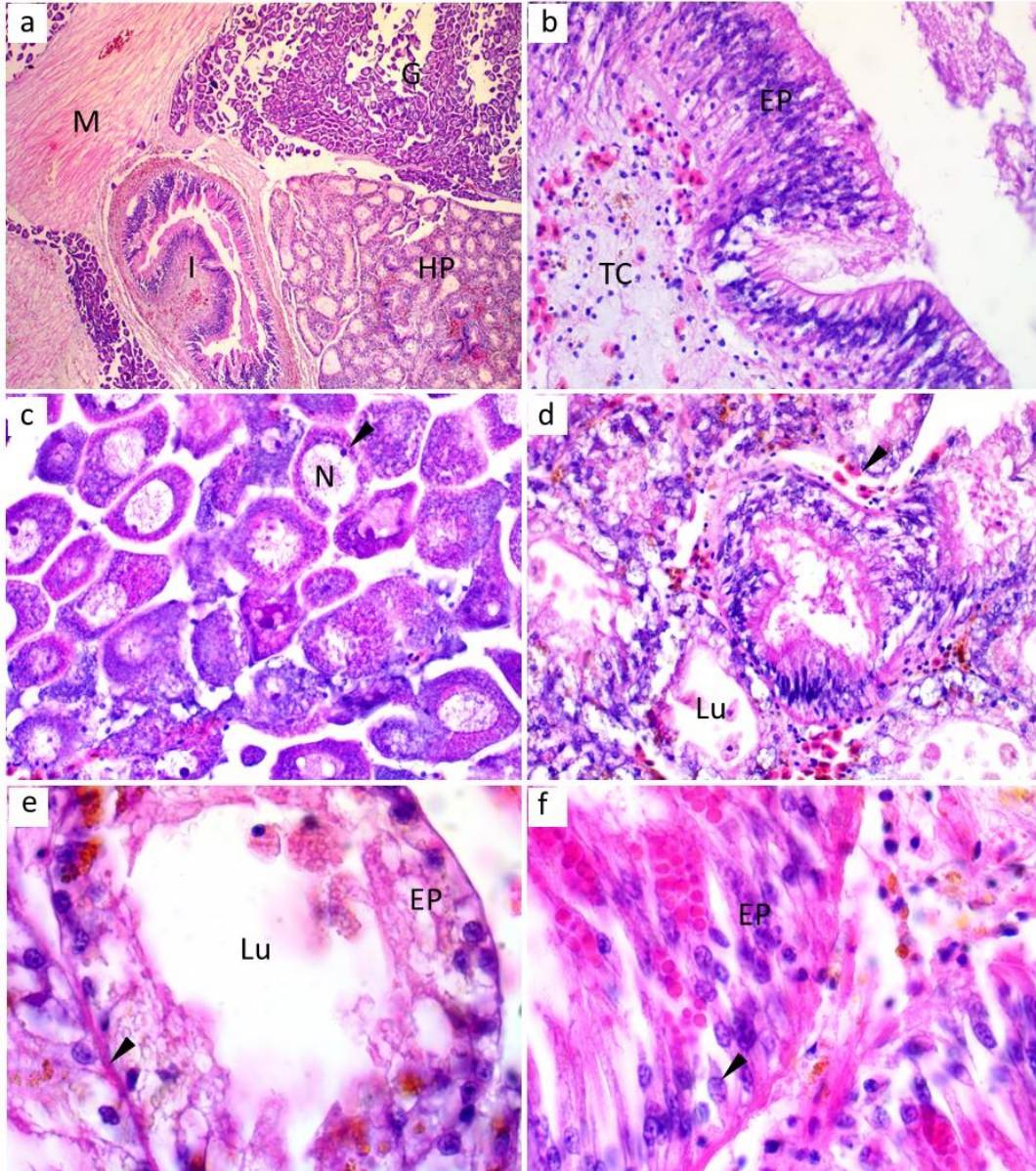


Figura 3. Tejidos de pianguas *Anadara tuberculosa* de Bahía Málaga (Control silvestre). a. Vista panorámica mostrando la organización tisular. b. Detalle de intestino mostrando el epitelio (EP) y el tejido conectivo (TC) subyacente. c. Tejido gonadal mostrando los oocitos con su núcleo (N) prominente y sus nucléolos (flecha). d. Tejido hepatopancreático mostrando los túbulos con su lumen (Lu) y los senos hemales con hemocitos (flecha) en el espacio intertubular. Nótese ligera infiltración de células café en el espacio intertubular. e. Detalle de un túbulo del hepatopáncreas mostrando el epitelio (EP), el lumen (Lu) y la lámina basal (flecha). f. Detalle del intestino mostrando los núcleos (flecha) de las células del epitelio (EP). Nótese la cromatina en el interior del núcleo y la organización celular. Tinción H-E. Magnificación: a = 40x; b, c, d = 400x; e, f = 1000x.

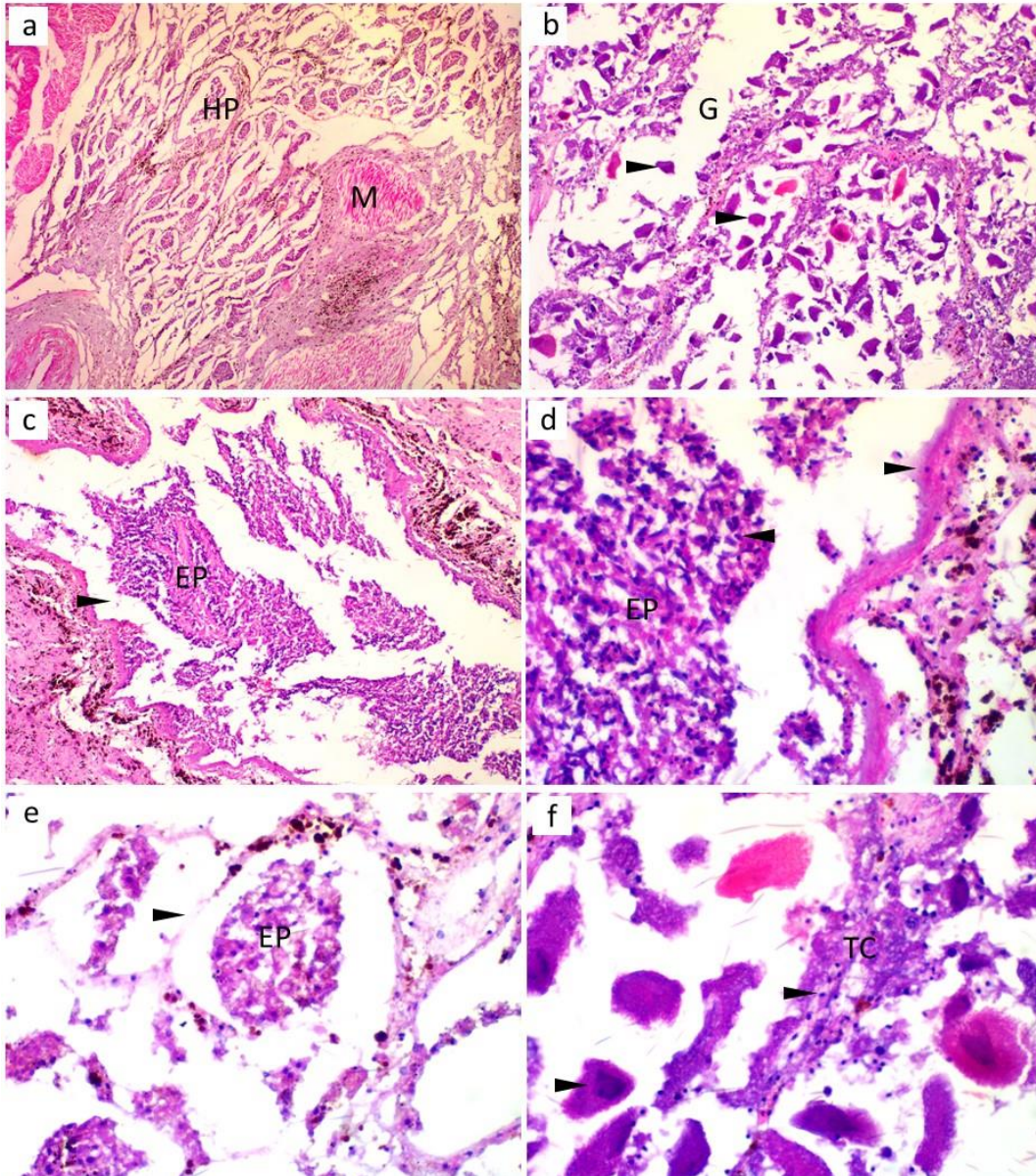


Figura 4. Tejidos de pianguas *Anadara tuberculosa* del tratamiento (3,25 ppm de Cl_2Hg). a. Vista panorámica mostrando tejido muscular (M) y hepatopancreático (HP). Nótese la organización tisular a pesar del avanzado estado de autólisis. b. Gónada (G) mostrando oocitos desprendidos (flecha) y autolíticos. c. Intestino mostrando el epitelio intestinal (EP) desprendido de la lámina basal (flecha) por efecto de la autólisis. Nótese el aspecto desorganizado de las células epiteliales y la hiper cromía de los núcleos picnóticos. d. Detalle de la imagen anterior mostrando los núcleos picnóticos (flechas) en el epitelio (EP) intestinal (I). e. Detalle del hepatopáncreas mostrando la autólisis del epitelio tubular (EP) y el desprendimiento de la lámina basal (flecha). El epitelio tubular es una masa amorfa donde no se distinguen los núcleos. f. Detalle de la gónada mostrando los núcleos picnóticos (flechas) de los oocitos y de las células del tejido conectivo. Tinción H-E. Magnificación: a = 40x; b, c = 100x; d, e, f = 400x.

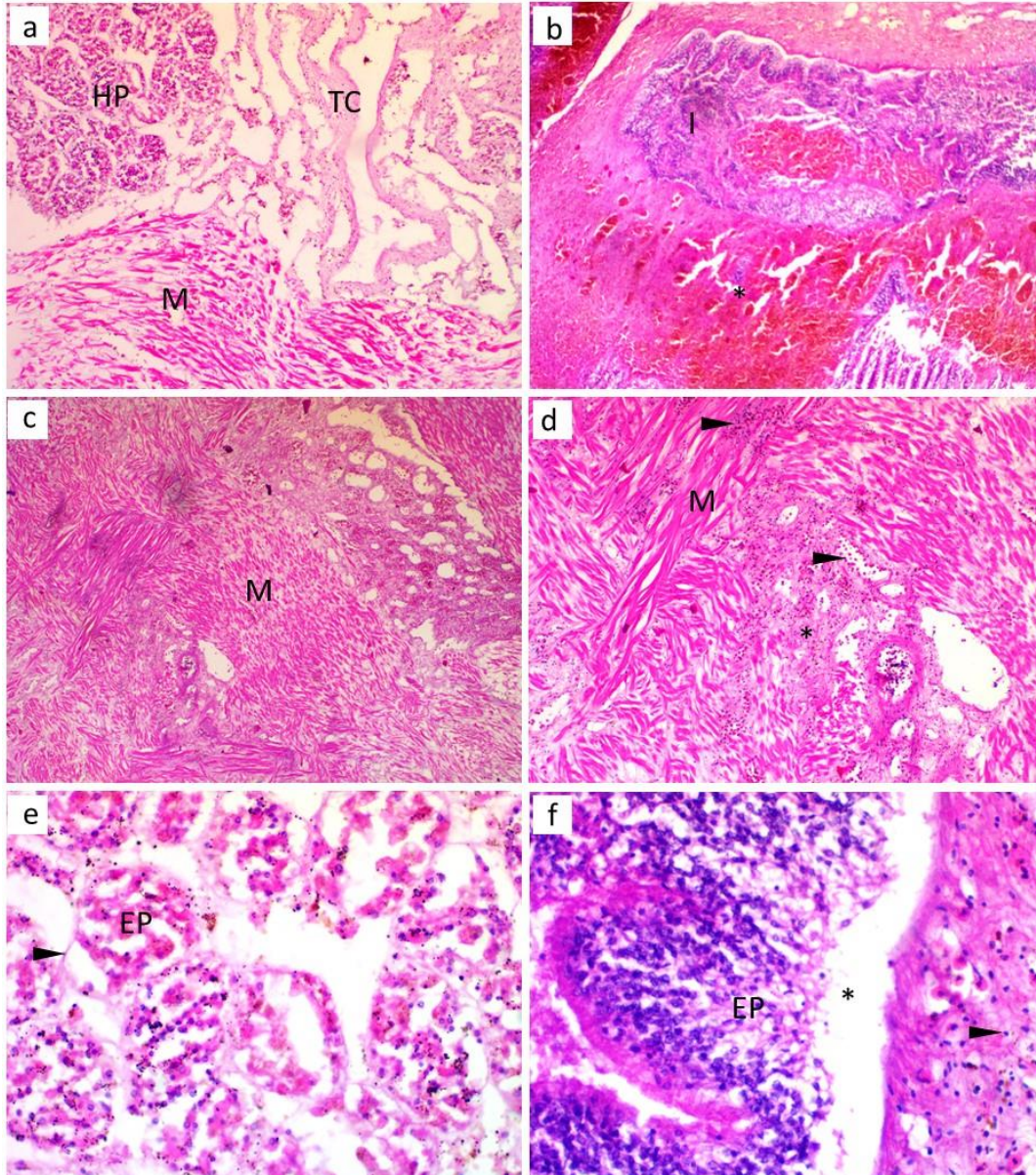


Figura 5. Tejidos de pianguas en *Anadara tuberculosa* del tratamiento control (sin concentraciones de $HgCl_2$). a. Vista panorámica mostrando tejido conectivo (TC), muscular (M) y hepatopancreático (HP). Nótese la organización tisular a pesar del moderado estado de autólisis. b. Intestino (I) mostrando una apariencia casi normal, excepto por el fuerte infiltrado hemocítico (*) alrededor. La intensidad del color es un artefacto debido a un mayor grosor del corte. c. Tejido muscular (M) con apariencia casi normal, excepto por la degradación del tejido en la parte superior derecha. d. Detalle de la imagen anterior mostrando fibras musculares (M) aparentemente normales con zonas de degradación (*) e infiltración de hemocitos (flechas). e. Detalle del hepatopáncreas mostrando la autólisis del epitelio tubular (EP) y el desprendimiento de la lámina basal (flecha). El epitelio tubular aun muestra núcleos de células epiteliales en buen estado. f. Detalle del intestino mostrando una apariencia casi normal del epitelio intestinal (EP) excepto por el desprendimiento (*) de la

lámina basal y algunos núcleos picnóticos (flecha) en el tejido conectivo subyacente. Tinción H-E. Magnificación: a, b, c = 40x; d = 100x; e, f = 400x.

3.4 Mercurio y plomo en sedimentos

Se encontró que existe una concentración importante de mercurio y plomo en los sedimentos de la parte baja de la cuenca hidrográfica del río Dagua. Las concentraciones medias fueron de $0,57 \text{ mg/kg} \pm 0,74$ de mercurio, mientras que de plomo fue $0,87 \text{ mg/kg} \pm 0,68$, con variaciones entre las estaciones y épocas estudiadas.

En octubre de 2016 para la estación de Córdoba y en diciembre del mismo año para la desembocadura del río Dagua (zona estuarina), no se detectaron concentraciones de mercurio en sedimentos (Tabla 2). En términos generales las estaciones de Córdoba ($0,844 \text{ mg/kg Hg} \pm 1,298 \text{ mg/kg Hg}$) y estuario del río Dagua ($0,718 \text{ mg/kg Hg} \pm 0,736 \text{ mg/kg Hg}$) presentaron la concentración media de mercurio más alta.

El plomo también mostró variaciones importantes a nivel espacial y temporal. En los muestreos de abril y junio de 2017, no se detectó el metal, mientras que en los muestreos restantes, la concentración varió entre $0,062 \text{ mg/kg}$ en Córdoba (octubre de 2016) y $2,0491 \text{ mg/kg}$ en la desembocadura del río Dagua (julio 2016). Concentraciones más altas de plomo, fueron registradas en Campo Hermoso y zona estuarina, sus registros se presentaron en 2016 pero no en 2017 (Tabla 2).

Tabla 1. Registros de mercurio y plomo en sedimentos de la parte baja de la cuenca hidrográfica del río Dagua durante 2016 y 2017 en el Pacífico colombiano.

| Fecha | Estación | Mercurio (mg/kg) | Plomo (mg/kg) |
|----------------------------|-------------------------|-----------------------------|--------------------------|
| 16/07/2016 | Campo Hermoso | 0,0459 | 1,2612 |
| | | 0,0673 | <0,10 |
| | Guadualito | 0,1142 | 0,9013 |
| | | 0,0606 | 0,1527 |
| | Desembocadura río Dagua | 0,1808 | 2,0491 |
| | | 0,1037 | 1,9939 |
| 10/10/2016 | Desembocadura río Dagua | 0,22 | <0,1 |
| | | 0,19 | <0,1 |
| | Córdoba | <0,02 | 0,062 |
| 16/12/2016 | Desembocadura río Dagua | <0,001 | 0,563 |
| | | <0,001 | 0,574 |
| | Córdoba | 0,021 | 0,276 |
| 27/04/2017 | Desembocadura río Dagua | 0,983 | N.D. |
| | | 0,436 | N.D. |
| 06/06/2017 | Córdoba | 0,1706 | N.D. |
| | | 2,34 | N.D. |
| | Desembocadura río Dagua | 1,96 | N.D. |
| | | 1,67 | N.D. |
| Promedio General | | 0,57 | 0,87 |
| Desviación estándar | | 0,74 | 0,68 |

N.D. no detectado por el método

3.5 Mercurio y plomo en el tejido de *Anadara tuberculosa*

La concentración media de mercurio en los tejidos de *A. tuberculosa* capturada del medio natural en la desembocadura del río Dagua, se considera alta (Tabla 3). Los resultados indican que se presentó un incremento de la bioconcentración de este metal en el muestreo de julio de 2017,

con valores superiores a la normatividad colombiana para el consumo de productos marinos (0,5 mg/kg Hg). La concentración de plomo en las pianguas se considera baja y poco frecuente ya que solo fue detectado en el único muestreo de diciembre de 2016 (Tabla 3).

Tabla 2. Registros de mercurio y plomo en el tejido del bivalvo *Anadara tuberculosa* entre 2016 y 2017 en la desembocadura del río Dagua, pacífico colombiano.

| Fecha | Mercurio (mg/kg) | Plomo (mg/kg) |
|----------------|-------------------------|----------------------|
| oct-16 | 0,19 | <0,1 |
| dic-16 | <0,001 | 0,114 |
| abr-17 | 0,1542 | N.D. |
| abr-17 | 0,2097 | N.D. |
| jul-17 | 11,29 | N.D. |
| jul-17 | 3,68 | N.D. |
| Promedio | 3,105 | - |
| Desv. Estándar | 4,493 | - |

N.D. No detectado por el método

El incremento de mercurio en tejido durante julio de 2017 coincide con el aumento de mercurio en sedimentos para la misma temporada, lo cual sugiere una relación entre la concentración de mercurio en sedimentos y en el tejido de los organismos. De hecho, el análisis de correlación de Pearson mostró una relación fuerte y positiva entre estas dos variables con un valor de $r=0,930$ y p-value de $0,239$ ($0,05$).

3.6 Índices de contaminación

Los índices de contaminación mostraron que la región estuarina del río Dagua (desembocadura del río Dagua), presenta niveles de contaminación altos. El factor de contaminación encontrado para el mercurio es de $FC = 228000 \mu\text{g/g}$ y para plomo es de $FC = 1242,85 \mu\text{g/g}$, considerados muy

altos. Igualmente el índice potencial de contaminación con mercurio es de $CP=3,44 \mu\text{g/g}$, que indica una contaminación muy severa, mientras que para el plomo se considera moderada ($CP=2,35 \mu\text{g/g}$). Estos registros indican un alto potencial de contaminación y bioconcentración de estos metales en organismos filtradores como los bivalvos *A tuberculosa*, en los cuales se encontró un factor de bioacumulación alto de mercurio ($BCF= 5,447 \mu\text{g/g}$)

4 Discusión

4.1 Parámetros fisicoquímicos

El comportamiento bimodal de las precipitaciones en la parte alta de la cuenca y monomodal en la parte baja (González et al., 2016), influencia la variación temporal de los parámetros ambientales en el estuario del río Dagua. Las 255.000 ton/año de lodo y sedimento, que deposita el río Dagua y sus afluentes en la Bahía (González et al., 2016), son responsables de la deposición de mercurio en la desembocadura del río.

Parámetros importantes como la salinidad, temperatura y pH aumentan durante las pleamares y en temporadas de mareas vivas o de Sicigias, debido a la intrusión de las mareas. El oxígeno disuelto y los sólidos disueltos totales, dependen de la descarga del río Dagua, ya que estos aumentan durante la bajamar y en temporada de puja, momentos durante los cuales aumenta la energía fluvial en el estuario. El aumento de TD durante la bajamar indica que el río Dagua es el principal aportante de mercurio en el estuario del río Dagua, ya que los TDS cargados de materia orgánica, se depositan en los suelos de manglar durante la bajamar. La materia orgánica ha sido registrada en algunos trabajos con una fuerte relación con el mercurio (Rua et al., 2013; Herrera et al., 2013; Gamboa, 2017) por lo que su acumulación en el estuario del río Dagua sugiere también el aumento de este contaminante en la región estudiada. Investigaciones en el pacífico colombiano han mostrado que el mercurio total aumentó en los sedimentos de la Bahía de Buenaventura cuando

las descargas de agua dulce fueron mayores (Panesso, 2017). Otros autores también confirman este hecho (Bratkic et al., 2013; Marrugo-Negrete et al., 2015)

4.2 Gravedad y sensibilidad al tensor mercurio

La concentración letal media CL_{50-96} de *Anadara tuberculosa* calculada en 5,011 mg/L Hg, ($Chi^2_{\text{calculado}} = 1,668$; $Ch^2_{\text{tabulado}} = 5,991$; $\alpha = 0,05$), se considera alta, teniendo en cuenta que Patel et al. 1990, encontró en *Anadara granosa*, una LC_{50-96} de 0,2mg/L. Con estos resultados se sugiere realizar nuevas pruebas con *A. tuberculosa* para definir su letalidad a la exposición con mercurio.

El promedio de acumulación de mercurio en *A. tuberculosa*, aumentó considerablemente con el incremento de la concentración de mercurio en el agua. La mortalidad de las pianguas se relacionó con el incremento del mercurio en el agua y con el nivel de acumulación en el tejido. Por ejemplo el nivel de mayor bioacumulación (15,63 mg/kg Hg), se obtuvo en el acuario de mayor concentración de este metal (3,25 ppm), presentando el mayor porcentaje de mortalidad. Estos resultados deben ser considerados de alto riesgo para el consumo como producto alimenticio, teniendo en cuenta que esta especie, ha mostrado una alta capacidad de bioacumular el metal sin causarle la muerte.

Los resultados indican que la principal vía de acceso del mercurio al estuario, es el río Dagua, generando concentraciones importantes tanto en sedimentos y bioacumulación en organismos. Resultados similares fueron encontrados en zonas costeras marinas por Taylor y Maher, 2012 en *Anadara trapezia* expuesta a sedimentos enriquecidos con cadmio bajo condiciones controladas. Estos autores también encontraron que esta especie tiene el potencial de incrementar las

concentraciones de cadmio en sedimentos enriquecidos, lo cual puede generar daños al individuo a nivel celular y subcelular. Lo anterior sugiere que el género *Anadara* tiene un alto poder de bioacumular metales cuando estos se encuentran disponibles en el medio, debido a su capacidad filtradora.

Los niveles de concentración de los metales analizados en el tejido de los organismos se consideran altos, ya que en algunos casos la concentración supera los límites permitidos por la ley colombiana y por las organizaciones internacionales.

El alto nivel de autólisis en las muestras analizadas no permitió determinar las alteraciones histológicas debido al mercurio. La autólisis es el proceso de descomposición del tejido una vez que el organismo muere. En organismos acuáticos, este proceso es muy rápido y pasado 15 minutos genera notable alteración en los tejidos, Aunque el grado de autólisis en las muestras analizadas es tan severo que indica que las alteraciones celulares ocurrieron post-mortem, estos resultados muestran la influencia del mercurio en la supervivencia de la especie.

La detección de mercurio en el agua y sedimento son buenos indicadores de la presencia de este metal en el tejido de los organismos, con lo cual se pueden generar alertas de riesgo ecológico. Lo anterior permite indicar que algunas actividades antrópicas en la parte alta y media del río Dagua aportan mercurio al río, representan un alto riesgo ecológico tanto para la salud como al ecosistema. Los niveles en que este metal se encuentra en los sedimentos y organismos de la desembocadura del río Dagua, permiten sugerir un alto nivel de contaminación que pone en riesgo la salud y al ecosistema en general. La implementación de su control y monitoreo permanente, permiten reducir los impactos ambientales, sociales y económicos que las actividades antrópicas puedan generar.

4.3 Mercurio y plomo en sedimentos

Las concentraciones de mercurio encontrado para los sedimentos en la cuenca baja del río Dagua (0,02-2,34 mg/kg Hg), son superiores a lo registrado por Velásquez y Cortés (1997) en Buenaventura y otras áreas del Pacífico sur de Colombia (0,2 - 0,6 mg/kg). También a lo reportado por Baena (2010) en la desembocadura del río Dagua (0,1 µg/g de peso húmedo), a lo encontrado por Panesso (2017) en la bahía de Buenaventura (0,04 a 0,10 µg/g) y a lo reportado por Hernández et al. (2013) en zona de alto impacto (0,0609 µg/g ± 0.001 µg/g) y en zonas de impacto desconocido del río Dagua (0.0578 µg/g ± 0.00002µg/g) y a lo encontrado por Gamboa (2017) en Buenaventura (0,15 hasta 0,01 mg/kg). Estos resultados muestran que actualmente existen niveles de contaminación por mercurio en sedimentos del estuario del río Dagua, en concentraciones altas que superan los límites establecidos por la OMS, la cual estipula que el nivel máximo de mercurio permisible en sedimentos es de 0,1 µg/g (peso seco).

Lo anterior demuestra que el mercurio ha aumentado desde 1997 en los sedimentos del ecosistema. Al respecto, el mercurio tiene la ventaja de acumularse en el tiempo, después de no existir la actividad que provoca su presencia en el medio, por lo que no es casual encontrar estas concentraciones en los sedimentos de zonas influenciadas por actividades mineras como el río Dagua, a pesar de haber disminuido el impacto de la actividad en la cuenca. Resultados similares fueron encontrados por Cogua et al. (2012), quienes comprobaron la persistencia del mercurio en los sedimentos de la bahía de Cartagena y su presencia en el ecosistema después de muchos años de no existir la fuente directa de contaminación.

Las concentraciones de plomo fueron inferiores en el presente trabajo (0,15 mg/kg Pb -2,05 mg/kg Pb) con respecto a lo reportado por Velásquez y Cortes (1996) en la bahía de Buenaventura (20,6 mg/kg – 38,6 mg/kg). Finalmente, en este trabajo se evidenció que el plomo ha disminuido sus concentraciones, convirtiéndose en un tensor poco importante en la zona.

4.4 Mercurio y plomo en el tejido de *Anadara tuberculosa*

Las concentraciones de mercurio encontradas en *A. tuberculosa* capturadas en la desembocadura del río Dagua, superan la concentración máxima permitida en moluscos bivalvos según la Unión Europea, 2014, la cual indica 0,5 mg/kg para el mercurio. Resultados similares fueron encontrado por Tobar et al., 2017 en la provincia del Oro-Ecuador, quienes registraron concentraciones de mercurio en esta especie con valores superiores a los límites máximos permisibles por las normas internacionales. No obstante, en la bahía de Buenaventura, Panesso (2017) encontró en poliquetos, concentraciones de mercurio entre 0,04 µg/g y 0,19 µg/g de HgT, mientras que en Bivalvos del orden Cardiida, presentaron concentraciones en el rango de 0,04 µg/g de HgT a 0,10 µg/g de HgT. Estas concentraciones reportadas son inferiores a las encontradas en el presente trabajo, lo cual muestra la gravedad de la contaminación por mercurio en la desembocadura del río Dagua.

Según la Resolución 776 de 2008 del Ministerio de la Salud y Protección Social en Colombia, se estableció que la concentración máxima de mercurio en productos pesqueros puede ser de 0,50 mg/Kg para otras especies como los bivalvos, mientras que para el plomo establece como límites máximos 0,20 mg/kg. Al respecto, la concentración de mercurio en pianguas encontrada en julio

de 2017 (3,68 mg/kg y 11,29 mg/kg), supera la concentración máxima permitida en Colombia, indicando que el consumo de éstos es peligroso para la salud humana.

No obstante la presencia de plomo en esta especie se considera despreciable, y el único registro encontrado en diciembre de 2016 (0,114 mg/kg Pb) se encuentra por debajo del valor de referencia permitido el cual indica que el valor máximo permitido para moluscos bivalvos es de 1,5 mg/kg Pb (Reglamento UE 2015/704). De hecho, este valor está por debajo de lo reportado por Marín (1996) en moluscos de Buenaventura (0,18 mg/kg; máximo de 1,23 mg/kg). Resultados similares para el plomo fueron obtenidos por Siguenza (2016) en *A. tuberculosa*, quien encontró que en la desembocadura del río Pital en la costa Ecuatoriana, no hay riesgo para la salud por el consumo de esta especie. Igualmente Ordoñez (2015) encontró que los niveles de plomo en esta especie no fueron detectables en la provincia del Oro en Ecuador. Lo anterior indica que la presencia de plomo en esta especie es muy baja y no representa un riesgo ecológico y riesgo para la salud de los consumidores.

Las altas concentraciones de mercurio encontradas tanto en los sedimentos como en los organismos de *A. tuberculosa*, indican el transporte de este metal desde las partes altas de la cuenca como resultado de la actividad minera que se ha ejercido desde tiempo atrás, planteamiento que también fue sugerido Guzmán y García (2002) en zonas prístinas de Panamá alto. Además Panesso (2017), encontró que la mayor entrada de mercurio en la bahía de Buenaventura puede estar relacionada con los aportes del río Dagua y relacionadas con la temporada de lluvia. Esto coincide con lo reportado en el presente trabajo en donde los aportes del río Dagua a la zona estuarina se relacionan con cargas de sedimentos y contaminantes a la bahía de Buenaventura como producto de actividades antrópicas en la parte alta y baja de la cuenca.

El factor de contaminación y el índice potencial de contaminación demostraron una contaminación severa en el medio, que afecta la calidad del ecosistema. Además se demostró el poder de bioacumulación en el bivalvo *Anadara tuberculosa* con sus implicaciones en alteraciones al tejido animal y principalmente en el tejido gonadal. Estos organismos tienen la capacidad de bioacumular mercurio en concentraciones superiores a las encontradas en el medio (suelo y agua) y el poder de biomagnificación en el ecosistema a través de la cadena trófica, los hace peligroso para la salud humana y ambiental.

4.5 Aspectos socio-ambientales y desarrollo sostenible

De acuerdo a los resultados obtenidos, es recomendable la implementación de un sistema de monitoreo participativo entre las comunidades locales, instituciones de investigación y académicas y entidades del estado encargadas de la protección del medio ambiente. El monitoreo en agua y organismos de las zonas directamente impactadas y de las de bajo impacto por la actividad minera, podrían generar mejores y nuevas estrategias de control a la contaminación, con normativas que ayuden a mejorar la calidad del ambiente y proteger la salud de las poblaciones humanas.

Estas estrategias de control a la contaminación en el río Dagua, permitirán seguir un enfoque racional de las políticas económicas; mostrar respeto por las generaciones futuras al integrar la preocupación por la protección ambiental en la toma de decisiones; y progresivamente evolucionar hacia la plena participación de todos los actores interesados, Barboza (2000).

5 Conclusiones

No se encuentran registros de bioensayos de toxicidad con mercurio en *Anadara tuberculosa* a nivel mundial, por lo que no se conocen otros registros históricos de concentración letal media en esta especie. Por lo tanto, los resultados encontrados en el presente trabajo (CL₅₀₋₉₆ 5,011 ppm Hg) se constituyen en información pionera en Colombia para esta especie.

De acuerdo a lo anterior, se determina que las pianguas en el estuario del río Dagua, presentan algún nivel de contaminación. Esto debido al alto porcentaje de individuos afectados por lesiones, lo cual se puede relacionar con pobre calidad ambiental de las aguas debido al contaminante expuesto.

Se concluye que las concentraciones bajas de mercurio (0,25 ppm), generan lesiones severas en el tejido de los animales principalmente en las células sexuales, provocando un degeneramiento de las mismas con pérdida de membrana celular y nuclear. Aunque estas concentraciones no provocan la muerte de los organismos, afectan el potencial reproductivo de la población y con ello la disminución de las mismas. En consecuencia con lo anterior, se considera que el río Dagua es el principal aportante de la contaminación por mercurio al estuario, en razón del gran aporte de sedimentos y agua desde la parte alta de la cuenca.

Los altos niveles de bioconcentración encontrados en el bivalvo *Anadara tuberculosa*, y las altas concentraciones en el sedimento del manglar, sugieren que esta acumulación se debe a un proceso de concentración de hace varios años, que puede estar relacionado con el auge de la minería

de oro que empezó en el 2009 en la región de Cisneros y otras zonas de la cuenca alta del río Dagua, así como de otras actividades antrópicas en la región.

Agradecimientos

Este documento ha sido realizado en el marco del proyecto “Estrategias para la recuperación y manejo integrado del recurso hídrico en las cuencas del Cauca y Dagua en el Valle del Cauca”, financiado por el Fondo de Ciencia, Tecnología e Innovación del Sistema General de Regalías y ejecutado por la Universidad del Valle. Agradezco a todo el equipo de trabajo, colegas y amigos por sus innumerables aportes en el presente documento y al Dr. Yanis Cruz por la lectura de las placas.

6 Referencias

- Aguirre M. A., López I. L. I., Bolaños T. F. V., González G. D. F. y Buitrago B. O. (2017). Percepción del paisaje, agua y ecosistemas en la cuenca del río Dagua, Valle del Cauca, Colombia. *Revista Perspectiva Geográfica*. Vol. 22(1), pp. 109-126
- AWWA, APHA y WEF (2005). Standard Methods for the examination of water and waste water. Edición 21, APHA, Washigton, EEUU, 10-167pp
- Baena L. (2010). Evaluación de metales pesados en sedimentos de la bahía de Buenaventura y ríos tributarios. CVC. Santiago de Cali.
- Barboza, N. (2000). Educating for a sustainable future: Africa in action. *Prospects*, 30(1), 71-85.
- Borda C. A. y Cruz R. 2004a. Reproducción y reclutamiento del molusco *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) en el Pacífico colombiano. *Revista de Investigaciones Marinas* 25: 185-195.< <http://www.cim.uh.cu/rim/pdf/2004/3/2004-185.PDF>>
- Borda C. A. y Cruz R. (2004b). Crecimiento y tasas de mortalidad del bivalvo *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) en el Pacífico colombiano. *Revista de Investigaciones Marinas* 25: 177-184.
- Borda C. A. y Cruz. R. (2004c). Pesca artesanal de bivalvos *Anadara tuberculosa* y *A. similis* y su relación con eventos ambientales, Pacífico colombiano. *Revista de Investigaciones Marinas* 25: 197-208.
- Bratkic A., Ogrinc N., Kotnik J., Faganeli J., Zagar D., Yano S., Tada A., Horvat M. (2013). Mercury speciation driven by seasonal changes in a contaminated estuarine environment. *Environmental Research*, 125, 171–178.

- Broom M. J. (1985). The biology and culture of marine bivalve mollusks of the genus *Anadara*. ICLARM Studies and Reviews 12, *Contribution*, 263: 1-37.
- Calero L. A. y Zambrano M. (1997). Bioacumulación de hidrocarburos aromáticos del petróleo en un molusco bivalvo *Anadara tuberculosa*. *Boletín científico* No. 6. CCCP. pp. 131-137.
- Cámara Colombiana de Infraestructura CCI. 2018. Soluciones viables para la infraestructura del Valle del Cauca. Doc. Tec. 20p.
- Cantera J. R. y Contreras R. (1978). Informe preliminar sobre el potencial malacológico aprovechable en el Pacífico colombiano. Memorias. I. Seminario de Oceanografía del Pacífico Sudamericano 2: 440-474.
- 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*, 41 (2), 267-285.
- Costanza R., d'Arge R., Rudolf de Groot, Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R. V., Paruelo J., Raskin R. G., Sutton P. y Marjan van den Belt. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, volume 387, p. 253–260.
- Davault, V., Rognerud, S., (2001). Heavy metal pollution in sediments of the Pasvik River drainage. *Chemosphere* 42, 9–18.
- Dian T. N., Geoffrey B. D., Sanusi S. H., and Riani E. (2013). Bioconcentration Factor of Copper (Cu), Lead (Pb), and Zinc (Zn) in *Anadara indica* Related to the Water Quality in Coastal Areas. *Makara Journal of Science* 17(1) 23-28.
- Diniz M. S., Santos H. M., Costa P. M., Peres I., Costa M. H., Alves S. y Capelo-Martinez J. L. (2008). Efectos de la exposición al arsénico en *Corbicula fluminea*: Evaluación de las

- respuestas histológicas, histoquímicas y bioquímicas. *Rev. Ciencias Marinas*, 34(3): 307–316.
- Eisler R. (2003). Health risk of gold miners a synoptic review. *Environmental geochemistry and health*, 25:325-345.
- EPA (United States Environmental Protection Agency). (1992). Recommended WaterQuality Criteria. Environment Protection Authority, Victoria, Publication 165.1983. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 25, No 5-8. P. 209.
- EPA (United States Environmental Protection Agency). (2003). Office of Solid Waste and Emergency Response. Report EPA 542-F-01-020S. Disponible: www.epa.gov/superfund/action/spanish/pdfs/es_activ_carbon.pdf
- Espinosa S, Delgado M. F., Orobio B., L. L. M., Gil-Agudelo D. G. (2010). Estado de la población y valoración de algunas estrategias de conservación del recurso piangua *Anadara tuberculosa* (Sowerby) en sectores de Bazán y Nerete, costa Pacífica nariñense de Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 39: 161-176.
- FAO, 1981. Manual de métodos de investigación del medio ambiente acuático. Parte 4a. Base para la elección de ensayos biológicos para evaluar la contaminación marina. FAO, Doc. Tea Pesca, (164): 34 p. En Curso regional CPPS/PNUMA/COI sobre bioensayos y pruebas de toxicidad para evaluar el efecto de la contaminación sobre organismos marinos en el pacífico sudeste. Cartagena.1988.
- Gamboa G. D. E. 2017. Relación entre el contenido de mercurio de macroinvertebrados y las variables ambientales de la bahía de Buenaventura. Universidad Nacional de Colombia. Tesis de Maestría. 75p.
- Gil-Agudelo D. L., Espinosa S., Delgado M. F., Gualteros W. y Lucero R. C. H. (2011). La pesquería tradicional de piangua el Pacífico colombiano, entre la subsistencia y el comercio.

- En: Díaz JM, C Vieira y G Melo (eds). Diagnóstico de las principales pesquerías del Pacífico, pp. 49-79. Fundación Marviva-Colombia, Bogotá
- González L. N., Carvajal E.,; Loaiza C. Y. (2016). Análisis de sequías meteorológicas para la cuenca del río Dagua, Valle del Cauca, Colombia. *Tecnura*, vol. 20,(48),101-114 pp.
- Guzman, H. M., García E. M. (2002). Mercury levels in coral reefs along the Caribbean coast of Central America. *Marine Pollut. Bul.*, vol. 44 12, p. 1415-1242.
- Håkanson, L., (1980). Ecological risk index for aquatic pollution control: a sediment logical approach. *Water Res.* 14, 975–1001.
- Hernández, O.D., Castro, F., Paez, M., (2013). Bioacumulación de Mercurio en larvas de anuros en la zona afectada por la minería de oro en el Río Dagua, Buenaventura, Valle del Cauca, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 18(2):341-348
- Herrera J., Rodríguez J., Coto J., Salgado V. y Borbón H. (2013). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro Tecnología en Marcha. *Vol.* 26(1), Pág 27-36
- Iannacone O. J. A., Salazar C. N. y Alvaríño F. L. (2003). Variabilidad del ensayo ecotoxicológico con *chironomus calligraphus goeldi* (diptera: chironomidae) para evaluar cadmio, mercurio y plomo. *Ecología Aplicada*, 2(1), pp 103-110.
- Jolley, D.F., Maher, W y J. Kyd. (2004). Selenium accumulation in the cockle *Anadara trapezia*. *Environmental Pollution*, 132, 203-212.
- Kumar A., Sharma M. P. and Yadav N. S. (2015). Assessment of River health of Chambal River based on Biological Communities, India. *Amit. J. Mater. Environ. Sci.* 6 (11), 3045-3053
- Kuehl R. O. (2001). Diseña de experimentos. Principios estadísticos para el diseño y análisis de investigaciones. Segunda edición. Internacional Thomson Editores, S.A. 666 pp.

- Lucero R. C. H. (2000). Estructura comunitaria del macrobentos en el estuario formado por la desembocadura del río Dagua en la bahía de Buenaventura. Tesis de grado. Universidad del Valle. Cali. 85p.
- Lucero R. C. H., Cantera J. R. y Romero I. C. (2006). Variability of macrobenthic assemblages under abnormal climatic conditions in a small scale tropical estuary. *Rev. Estuarine Coastal and Shelf Science*. 68: 17-26
- Lucero R. C. H., Cantera K. J. R. y Neira R. (2012). Pesquería y crecimiento de la piangua (Arcoïda: Arcidae) *Anadara tuberculosa* en la Bahía de Málaga del Pacífico colombiano, 2005-2007. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 60 (1). Pp. 1-15.
- Lucero-Rincón C. H., Cantera K. J. R., Gil-Agudelo D. L., Muñoz O., Zapata L. A., Cortes N., Gualteros W. O. y Manjarres A. (2013). Análisis espacio temporal de la biología reproductiva y el reclutamiento del molusco bivalvo *Anadara tuberculosa* en la costa del Pacífico colombiano. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. Vol. 48, N°2: 321-334.
- Maanan, M. (2008). Trace metal contamination of marine organisms from the Moroccan North Atlantic coastal environments. *Environ. Pollut.* 153 (1), 176–183.
- Maanan M., Saddik M., Maanan M., Chaïbi M., Assobhei O. y Zourarah B. (2015). Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. *Ecological Indicators*, 48, 616–626.
- Marín C. E. (1996). Determinación de mercurio y plomo en organismos marinos y su correlación con los niveles de estos metales en la población expuesta. Tesis de Maestría Universidad del Valle. Cali.
- MADS, MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE. (2012). Diagnostico nacional de Salud Ambiental. Colombia. 369 pp.

- Marrugo-Negrete J., Pinedo-Hernández J., Díez S. (2015). Geochemistry of mercury in tropical swamps impacted by gold mining. *Chemosphere* 134, 44–51.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.012>
- Organización Mundial de la Salud (OMS). (2013). Informe sobre la Salud en el Mundo. Investigaciones para una cobertura sanitaria universal. Impreso en Luxembourg. 166p.
- Ordoñez L. M. C. (2015). Bioacumulación de metales pesados (pb, hg, cd) en el bivalvo *Anadara tuberculosa* en cuatro localidades (Bajo alto, Estero Huayla, Puerto Hualtaco y Archipiélago de Lambelí) de la región costera de la Provincia de el Oro. Tesis. Universidad Técnica de Machala. Programa de Ingeniería Química. 103 pp.
- Panesso G. M. (2017). Influencia de las variables ambientales en la estructura de las comunidades bentónicas y su relación con el flujo de mercurio en la bahía de Buenaventura. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia. Palmira. 86p.
- Patel B., Chandy J. P. and Patel S. (1990). Effect of mercury, selenium and glutathione on sulphhydryl levels and glutathione reductase in blood clam *Anadara granosa* (L). *Indian Journal of Marine Sciencs. Vol 19*. pp. 187-190.
- Phetsombat S., Kruatrachue M., Pokethitiyook P. and Upatham S. (2006). Toxicity and bioaccumulation of cadmium and lead in *Salvinia cucullata*. *Journal of Environmental Biology*. 27(4) 645-652
- Prahl. V. H., Cantera K. J. R. y Contreras R. (1990). Manglares y hombres del Pacífico colombiano. Primera edición. Ed. Presencia. Colombia. 193 p.
- PNUMA Productos químicos. (2005). Evaluación Mundial Sobre el Mercurio. Programa De Las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. PNUMA, OIT, FAO, OMS, ONUDI, UNITAR y OCDE. 303 p.

- Roldan A. M, Delgado M. F., Zapata L. A., Candelo C., Palacios C. J., Gualteros W. O., Lucero R. C. H., Espinosa S., Muñoz O. F., Mayor G. A. y Gil-Agudelo D. G. (2010). El establecimiento de acuerdos de comanejo del recurso piangua (*Anadara tuberculosa*) en la costa Pacífica colombiana, una oportunidad para su conservación. En: INVEMAR-ACIMAR (eds). Libro de Resúmenes extendidos XIV Seminario de Ciencias y Tecnologías del Mar, SENALMAR. Serie de Publicaciones Especiales, INVEMAR. 21: 411-416.
- Rúa C. A. F., Flórez M. M. T., Palacio J. B. (2013). Variación espacial y temporal en los contenidos de mercurio, plomo, cromo y materia orgánica en sedimento del complejo de humedales de Ayapel, Córdoba, noroccidente colombiano. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia* N.º 69 pp. 244-255.
- Singuenza T. J. D. (2016). Determinación de metales pesados, Arsénico, cadmio y Plomo en conchas prietas *Anadara tuberculosa* extraídos de la desembocadura del río Pital. Tesis de Maestría en Gestión de la calidad y seguridad Alimentaria. Universidad Azuay. Cuenca-Ecuador. 56 pp. Disponible en <http://dspace.uazuay.edu.ec/bitstream/datos/5598/1/11927.pdf>.
- Taylor, A.M y Maher W. A. (2012). Exposure–dose–response of *Anadara trapezia* to metal contaminated estuarine sediments. 2. Lead spiked sediments. *Aquatic Toxicology* (116–117): 79–89.
- Tobar J., Ramírez-Muñoz M., Fermín I. y Senior W. (2017). Concentración de Metales Pesados en Bivalvos *Anadara tuberculosa* y *A. Similis* del Estero Huaylá, Provincia de el Oro, Ecuador. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas* Vol. 51(1), Pp. 19-30.
- Unión Europea (UE). (2014). Contenidos máximos en metales pesados en productos Alimenticios. Valencia: Secretaria de estado de comercio. Revisión Marzo 2017. Consultado en <http://plaguicidas.comercio.es/MetalPesa.pdf>

- Velásquez O. y Cortes L. M. (1996). Estudio y evaluación de metales traza (pb, cr, c, cd y en aguas, sedimentos y organismos marinos de la bahía de Buenaventura. *Boletín científico No. 6. CCCP*. pp. 56-61.
- Weber C. (1993). Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. EPA/600/4-90/027F.
- Zahir M.S.M., Kkamaruzzaman B. Y., Akbar J. B., Jalal K. C. A., Shahbudin S., Al-Barwan S. M. and Goddard J. S. (2011). Bioaccumulation of Selected Metals in the Blood Cockle (*Anadara granosa*) from Langkawi Island, Malaysia. *Orient. J. Chem.*, Vol. 27(3), 979-984.
- Zambrano M., Casanova R., Arencibia G., Vidal A. y Capetillo N. 2012. Cinética de bioacumulación de hidrocarburos aromáticos policíclicos en *Anadara similis* (Adams, 1852) y *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) (Arcoida:Arcidae). *Revista U.D.C.A. Actualidad y Divulgación Científica*. Vol. 15(2). Pp 291-302.
- Zambrano M. (2015). Evaluación de *Anadara similis* y *Anadara tuberculosa* como especies biomonitoras de contaminación por hidrocarburos en el Pacífico colombiano. Tesis de Doctorado. Universidad de la Habana-Centro de Investigaciones Marinas. Cuba. 172 p.
- Zar, J. (1999). *Biostatistical Analysis*, fourth ed. Prentice Hall Inc., New Jersey, 716 pp.