



Ecotoxicidad del sedimento en la zona litoral del Río de la Plata en el Departamento de Montevideo y su relación con las concentraciones de plomo y cromo

Tesina de Licenciatura en Ciencias Biológicas
Profundización en Ecología

Bach. Andrea Lagomarsino
Orientador: Mag. Gustavo Saona

Montevideo, febrero 2022

Agradecimientos

Agradezco a mi familia y amigos por su apoyo constante, especialmente a mi pareja y a mi hermana por alentarme en cada paso.

A Gustavo Saona especialmente, por su dedicación, compromiso y su paciente guía en la búsqueda de conocimiento y respuestas.

A los integrantes del tribunal Javier García-Alonso y Diego Lercari por el significativo aporte a la tesis desde sus comentarios y correcciones.

Agradezco a los funcionarios y pasantes del Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental de la IM, por su trabajo en el monitoreo ambiental, que es generador de la información que se analiza en la presente tesina. En especial a Gabriela Feola (ex directora del SECCA; Intendencia de Montevideo) y a Beatriz Brena (ex-responsable de la Unidad de Calidad de Agua, SECCA; Intendencia de Montevideo) por el apoyo inicial en la realización del presente trabajo.

Resumen

Los estuarios son sistemas de transición complejos donde la variabilidad en sus condiciones físico-químicas, hidrológicas y morfodinámicas hacen de este ecosistema un desafío analítico a la hora de caracterizar su calidad ambiental. Además, cuando se encuentran en regiones muy urbanizadas presentan usualmente alta carga de contaminantes. Los bioensayos son una herramienta que permite integrar los efectos de múltiples sustancias, siendo considerados buenos indicadores ecotoxicológicos.

El Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental de la Intendencia de Montevideo (IM) monitorea la zona litoral del estuario del Río de la Plata en el Departamento de Montevideo como parte de su cometido de vigilancia ambiental. En el presente trabajo se analizaron datos provenientes del muestreo del Plan de Saneamiento Urbano número cuatro (PSUIV) y del Programa de Monitoreo de Playas y Costa obtenidos mediante una solicitud de acceso a la información pública al amparo de la Ley 18.381.

El objetivo del presente estudio fue determinar los niveles de ecotoxicidad mediante bioensayos de laboratorio en las matrices sedimento y resaca del Río de la Plata, así como evaluar si dichos niveles difieren entre regiones definidas por los aportes costeros del saneamiento de Montevideo. Como objetivo adicional se exploró la relación entre la ecotoxicidad y los niveles de plomo y cromo en sedimento y resaca del área de estudio.

La información analizada correspondió al periodo de muestreo marzo 2009 a marzo 2018 y se compuso de muestras del Río de la Plata en el departamento de Montevideo en sitios de la zona intermareal (playas), y a 200 y 2000 m de la línea de la costa.

En el presente estudio se desarrolló un análisis exploratorio de la información disponible de las determinaciones de plomo (Pb), cromo (Cr) y niveles de toxicidad, utilizando bioensayos (*Vibrio fischeri* y *Hyalella curvispina*) en muestras de sedimentos y resaca. El ensayo de toxicidad aguda con *V. fischeri* (bacteria marina bioluminiscente) se aplicó al elutriado de sedimento y de resaca mediante el protocolo "81,9% Screening test" de Microtox® que tiene como medida de efecto la reducción de la emisión de luz. El ensayo de toxicidad aguda con *H. curvispina* se realizó exponiendo individuos juveniles a muestras de sedimento entero o resaca durante 10 días y se cuantificó la mortalidad como medida de efecto.

Se realizó una descripción de la información mediante tablas y gráficos para luego aplicar técnicas de regresión y correlación entre las medidas de ecotoxicidad, las concentraciones de metales y la posición espacial de los sitios de muestreo. Para el análisis espacial se realizó una estratificación de los sitios en función de los aportes costeros del saneamiento, definiéndose tres áreas: Zona Oeste con influencia de cursos de agua naturales, Zona Media con influencia de la Bahía del puerto de Montevideo y el emisario de Punta Carretas, y Zona Este con influencia de vertederos del sistema de saneamiento.

Los resultados determinaron respuestas tóxicas de ambos bioensayos en sedimento, siendo observadas con mayor frecuencia en la Zona Media del área de estudio. En el caso del ensayo de *V. fischeri*, las diferencias de toxicidad entre zonas fueron estadísticamente significativas mientras que en el caso de *H. curvispina* no lo fueron.

En resaca los resultados tóxicos fueron mucho menos frecuentes que en sedimento y no se observó una clara diferenciación entre zonas.

Los metales estudiados presentaron excedencias tanto para el nivel umbral de efecto (TEL) como para el nivel de efecto probable (PEL) para el sedimento, mostrando baja frecuencia y predominio en la Bahía de Montevideo. Por otra parte, en resaca se observaron para el Pb valores que excedieron el nivel TEL únicamente para la mediana de los valores medidos en la playa Ramírez, mientras que el Cr no presentó excedencias en ningún caso.

El análisis de regresión mostró una relación débil entre Pb y los efectos tóxicos cuantificados, observándose resultados levemente mayores al estratificar en la Zona Media para el ensayo de *H. curvispina*. En cuanto al análisis de correlación también se observaron relaciones débiles, mayormente no significativas, con la excepción de *V. fischeri* en sedimento.

De estos resultados se concluye que se pudo determinar toxicidad con ambos bioensayos en el área de estudio y con un predominio relativo en la zona de mayores aportes de saneamiento de la ciudad de Montevideo.

Dado que solo pudo determinarse una relación débil con los metales estudiados, se considera que más especies químicas con su biodisponibilidad deben ser medidas para alcanzar una mayor predicción de los niveles de ecotoxicidad.

Se propone enfáticamente la profundización de los estudios que midan efectos biológicos y la cuantificación de más sustancias potencialmente contaminantes para evaluar la respuesta ecotoxicológica y como consecuencia el riesgo ambiental.

Contenido

| | |
|---|----|
| 1 - Introducción | 1 |
| 1.1- Generalidades de los estuarios y del Río de la Plata | 1 |
| 1.2- Metales traza en sedimentos estuarinos | 3 |
| 1.3- Ecotoxicidad y bioensayos | 6 |
| 2 - Objetivos | 8 |
| 2.1-Hipótesis | 8 |
| 3 - Materiales y Métodos | 9 |
| 3.1-Características del muestreo | 9 |
| 3.1.1- Características del sistema de saneamiento y definición de zonas en el área de estudio | 10 |
| 3.2- Determinación de metales | 11 |
| 3.3- Determinación de Toxicidad | 11 |
| 3.4- Análisis de datos | 12 |
| 3.4.1- Análisis Estadísticos | 14 |
| 4 - Resultados | 16 |
| 4.1- Análisis de la distribución de los niveles de ecotoxicidad en sedimento por zona de muestreo | 16 |
| 4.2-Análisis de la distribución de las concentraciones de metales pesados en sedimento por zona de muestreo | 17 |
| 4.3- Análisis de ecotoxicidad y metales pesados en resaca de playas | 18 |
| 4.4- Análisis de la relación entre ecotoxicidad y metales pesados | 20 |
| 5 - Discusión | 28 |
| 6 - Bibliografía | 32 |
| 7- Anexo | 36 |

1- Introducción

Miles de productos químicos se encuentran presentes en los ambientes acuáticos debido a la actividad humana. Las sociedades industrializadas liberan una amplia variedad de contaminantes al medio ambiente producto de los usos residenciales, comerciales e industriales de sustancias químicas. Todo ello genera una mezcla compleja de productos químicos con riesgo confirmado o potencial para la vida silvestre, la producción agrícola y la salud humana.

La determinación de los efectos individuales o conjuntos de diversos contaminantes sobre la biota, presenta un gran desafío analítico y, más aún, en sus interacciones con el medio ambiente.

Estrategias de perspectiva múltiple como la Tríada Analítica del Sedimento permiten abordar la problemática de valorar la presencia de contaminantes y sus múltiples efectos en la interacción con el ecosistema (Chapman, 1990; Hoffman *et al.*, 2003). Para ello, dicha estrategia requiere la aplicación de técnicas de determinación química, ensayos de toxicidad y monitoreo de bioindicadores, siendo por tanto costosa y compleja de implementar.

Dentro de las herramientas ecotoxicológicas los bioensayos de toxicidad pueden ser buenas técnicas de cribado dado que están orientados a medir el efecto biológico y no a determinar especies químicas (Hoffman *et al.*, 2003; Häder & Erzinger, 2018). Con estas herramientas se pueden establecer criterios umbrales para continuar o no con la aplicación de otras técnicas analíticas complementarias cuando se detecta toxicidad. Es dicha perspectiva la que orientó este trabajo que se enfocó en el análisis de los resultados de bioensayos en sedimentos del estuario del Río de la Plata.

1.1- Generalidades de los estuarios y del Río de la Plata

Los estuarios han sido definidos como cuerpos de agua semi-cerrados y con mareas variables que tienen una conexión libre con el océano y son diluidos permanentemente por el agua dulce que drena desde la tierra (Chapman & Wang, 2001). Una de las formas de clasificación de los estuarios se basa en la relación y mezcla de agua dulce y agua salada (Figura 1). Es así que se pueden definir tres tipos de estuarios. Estuarios de cuña salina, en donde el flujo de agua dulce es dominante y el agua salada penetra por debajo en forma de cuña. La salinidad de este estuario depende de la intensidad de flujo del río convergente, que a su vez define variaciones (generalmente estacionales) en la distribución de especies infaunales y cambios en la disponibilidad de contaminantes en el sedimento. Estuarios poco profundos parcialmente mezclados y fiordos también poseen una capa de flujo de agua salada en profundidad y una capa de flujo de agua dulce en superficie, aunque el flujo de agua dulce es modificado por las corrientes mareales. Los estuarios poco profundos (como los formados por barreras arenosas) están sujetos a mezcla vertical mientras que los estuarios más profundos (como los fiordos) presentan movimiento de agua salada hacia la superficie. Cualquiera de estos dos tipos puede estar a su vez parcialmente mezclado o altamente estratificado (Chapman & Wang, 2001).

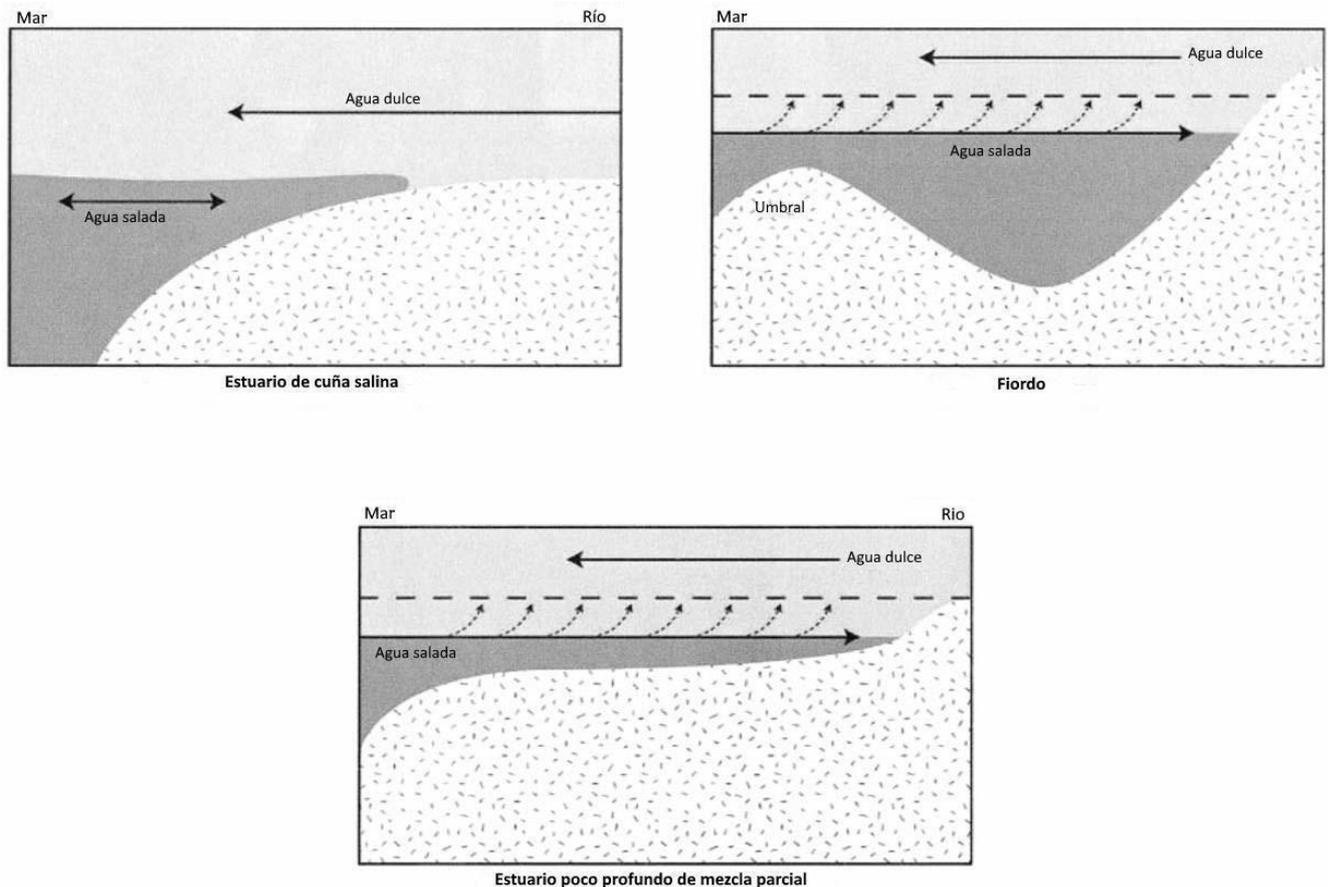


Figura 1. Principales tipos de estuarios según salinidad de fondo. Las flechas indican la dirección del movimiento de aguas (modificado de Chapman & Wang, 2001).

Los estuarios se caracterizan por ser cuerpos de agua con propiedades en transición entre los ambientes oceánico y dulce acuícola (Chapman *et al.* 2013). Son ecosistemas altamente productivos, complejos de caracterizar y monitorear debido a la gran variabilidad que presentan en sus parámetros morfológicos, fisicoquímicos y biológicos. Dependiendo del tipo de estuario y la magnitud del flujo de agua dulce, la salinidad puede variar de 0 a 30 g/l, puede haber mezcla vertical en la columna de agua (estratificación marcada o parcial), gradientes laterales y verticales de concentración de sal, pH, oxígeno disuelto, temperatura y turbiedad (Chapman & Wang, 2001; Chapman *et al.*, 2013). La variación temporal en las condiciones y los gradientes de un estuario pueden cambiar así las condiciones bioquímicas. En un estuario la biota está controlada principalmente por la salinidad pero también por la temperatura, tipo de sedimento, oxígeno disuelto y polución presente (Chapman & Wang, 2001).

El Río de la Plata es un sistema estuarino, de tipo cuña salina, de la costa de Sudamérica (35° S) que cubre un área de 35.000 km², con una longitud de 320 km y un ancho en su boca de 230 km (Poplawski, 1983; Framiñan & Brown, 1996). Drena al Océano Atlántico las aguas de la segunda cuenca hidrográfica de Sudamérica con una descarga promedio de 22.000 m³/s y presenta dos tributarios principales: el Río Paraná (caudal 16.000 m³/s) y el Río Uruguay (caudal 6.000 m³/s) (Framiñan & Brown, 1996). La dinámica del Río de la Plata es dependiente de tres forzantes externos: la marea (escala horaria), el viento (escala sinóptica, 1-10 días) y el caudal fluvial (escala mensual e interanual) (Nagy *et al.*, 2001). Si bien el Río Uruguay es el segundo afluente por el caudal aportado, presenta gran variabilidad y sus

aguas derivan hacia la costa norte del Río de la Plata (debido al efecto de Coriolis y a las características del lecho del río), produciendo importantes cambios en la salinidad (Framiñan & Brown, 1996; Nagy *et al.*, 2001).

En la margen uruguaya del río y frente a la costa del departamento de Montevideo se observan importantes gradientes horizontales y verticales de salinidad (Nagy *et al.*, 2001). Dicha zona recibe además el impacto directo de una ciudad de más de un millón y medio de habitantes con vertimientos domésticos e industriales sin un tratamiento completo de los efluentes.

1.2- Metales traza en sedimentos estuarinos

El concepto de metal traza (que a veces se utiliza como sinónimo de metal pesado) hace referencia a metales que se encuentran en bajas concentraciones en el ambiente tanto biótico como abiótico. Si bien muchos de estos metales son esenciales para el metabolismo de los organismos, generalmente son tóxicos cuando se encuentran en altas biodisponibles concentraciones. Según el sistema de clasificación química de propiedades ácidas de Lewis de los iones metálicos, los metales traza se ubican en la categoría B ("Borderline") por poseer alta afinidad de ligando $S > N > O$. Dicha característica hace que estos metales tiendan a establecer enlaces con moléculas celulares (particularmente proteínas), por lo que algunos de ellos son esenciales pero a la vez potencialmente tóxicos si se encuentran en exceso en el organismo (Rainbow, 1995; Rainbow 2006).

Los niveles de metales y el mecanismo por el cual éstos se acumulan en el sedimento son importantes para entender el efecto que producen en el ecosistema. A su vez es necesario determinar qué niveles de contaminantes implican un riesgo para la comunidad biológica.

Los estudios más completos que intentan elaborar una guía de calidad del sedimento a través de la cual evaluar este riesgo fueron realizados en EUA (Long *et al.*, 1995; MacDonald *et al.*, 1996). Tanto el estudio de Long *et al.* (1995) como el de MacDonald *et al.* (1996) utilizan datos de modelos teóricos, de laboratorio y de campo para calcular valores que determinen rangos de concentración de contaminantes entre los cuales definir grados de afectación biológica. En el primer caso se define como ERL (rango de efecto bajo) al décimo percentil de concentración con efecto, que intenta delimitar el rango de concentraciones de un contaminante en el cual se observa efecto con poca frecuencia. Por otra parte, se define como ERM (rango de efecto mediana) al percentil 50 de efecto, en donde por encima de ese valor se encuentra el rango de concentraciones del contaminante que determina muy frecuentemente un efecto biológico. En el segundo caso se define como TEL (nivel de efecto umbral) de cada sustancia contaminante a la media geométrica entre el percentil 15 de datos de efecto y el percentil 50 de los datos de no efecto; y se define como PEL (nivel de efecto probable) a la media geométrica entre el percentil 50 de datos de efecto y el percentil 85 de datos de no efecto. En resumen, TEL define un valor por debajo del cual se encuentran concentraciones de una sustancia que no determinarán de forma frecuente un efecto biológico adverso y PEL define un valor por encima del cual se encuentran concentraciones de una sustancia que determinarán un efecto biológico adverso de forma frecuente.

Algunos estudios sugieren que los patrones espaciales de contaminación de metales en el sedimento se pueden explicar observando las diferencias macro en el tamaño de partículas del sedimento (tipo de sedimento) y las variaciones en los niveles de carbono orgánico. Así por ejemplo bajas concentraciones de metales se asocian a la presencia predominante de sedimento de grano grueso como la arena ($>63\mu\text{m}$) y condiciones de alta energía (mareas y acción de las olas), mientras que concentraciones más elevadas de metales han sido asociadas con sedimentos de grano fino como limos y arcillas ($<63\mu\text{m}$) y condiciones de baja

energía (Baptista-Neto *et al.*, 2000). Por otro lado, con respecto al origen del enriquecimiento de sedimentos por metales pesados, este se ha definido como un subproducto del constante e incontrolado drenaje de aguas residuales contaminadas (Baptista-Neto *et al.*, 2000). Algunos ejemplos de ello en la región son el estuario de Jurujuba y el estuario de Laguna de los Patos en Brasil, y la zona costera del Río de la Plata frente a Montevideo en Uruguay (Baptista-Neto *et al.*, 2000; Mirlean *et al.*, 2003; Muniz *et al.*, 2015; García-Alonso *et al.*, 2017).

En el trabajo de Machado *et al.* (2016) se realizó una revisión bibliográfica sobre los procesos de circulación, depósito y removilización de metales en el sedimento estuarino y cómo esto afecta su toxicidad para la biota. Se destaca la importancia de discernir la porción disuelta de la porción particulada de metales que ingresan y permanecen en el estuario, debido a que esto implica variabilidad en el efecto tóxico. Además, Machado *et al.* (2016) plantean que para construir un modelo conceptual sobre el comportamiento de los metales en ecosistemas estuarinos se debe tener en cuenta tanto la porción de material particulado en suspensión como el tipo de sedimento, ya que esto afecta por ejemplo los procesos de adsorción, desorción, disolución y sedimentación de metales. A su vez se consideran los parámetros que modelan los procesos antes mencionados y determinan la movilidad de los metales: la circulación estuarina, descargas fluviales y subterráneas, inundaciones mareales, entrada de sedimento y resuspensión, intercambio de material con ecosistemas vecinos, propiedades del agua (salinidad, pH, potencial redox, etc) y la presencia de organismos. Dentro de los procesos físicos involucrados en el transporte de metales en el estuario se tiene en cuenta el tipo de flujo y los gradientes actuantes según la porción del estuario que se considere. Por ejemplo, la estratificación horizontal y vertical moldeada por gradientes de salinidad afectan la redistribución de metales en la columna de agua. En la porción más externa de estuarios de gran apertura, el transporte de Ekman afecta la acumulación de metales asociados al sedimento dentro y fuera del estuario. El transporte resultante se puede desviar tanto hacia la derecha como hacia la izquierda (dependiendo del hemisferio) y producir por ejemplo flujos de surgencia o hundimiento (Machado *et al.*, 2016). El volumen de descarga fluvial también determina la concentración y partición de metales. Por un lado, bajos volúmenes de descarga determinan elevada salinidad y poco material particulado en suspensión por lo que se ven favorecidos procesos de disolución y desorción. Por otro lado, volúmenes elevados de descarga fluvial con ingreso de material particulado en suspensión favorecen procesos de adsorción y precipitación. La salinidad también es responsable de la movilización de metales debido su efecto en la química del agua y la fuerza iónica. Por ejemplo, el aumento en la salinidad disminuye la varianza del pH del agua (aumenta el efecto buffer) por lo que solo a bajas salinidades se puede decir que el pH tiene efecto sobre el comportamiento de los metales. A bajo pH se produce la solubilización de los metales. Otro ejemplo referente a la salinidad es la formación del frente de turbidez, que en estuarios se da debido al cambio brusco en la fuerza iónica (asociado a un frente de salinidad menor a 5 UPS) y que está constituido por grandes agregados de partículas y coloides. Desde el punto de vista químico, la removilización de metales tanto del agua como del sedimento sucede en determinadas condiciones redox, provocando la captación de iones metálicos en solución o la precipitación y adsorción de metales asociados a otros complejos. Si se considera a su vez el factor biológico, hay procesos de removilización de metales mediados por organismos que modifican la movilidad y toxicidad de los metales. Es importante también considerar la actividad de la fauna bentónica ya que ésta puede alterar la geoquímica del sedimento al producir metabolitos que aumentan la movilidad de metales. Además, el fenómeno conocido como bioturbación (modificación de la bioquímica del sedimento debido a la actividad biológica) puede determinar una mayor liberación de contaminantes a la columna de agua (Blasco *et al.*, 2016; Machado *et al.*, 2016). Los macroinvertebrados bentónicos que son infaunales por ejemplo, al enterrarse en el sedimento hasta la zona anóxica del mismo crean condiciones oxidativas que alteran su exposición a las formas iónicas de algunos contaminantes y así modifican el transporte desde y hacia sedimentos contaminados (Hoffman *et al.*, 2003).

Dicho trabajo además considera el metabolismo osmótico de las especies del estuario donde algunas pueden pasar de un comportamiento osmorregulador a osmoconformador dependiendo de la salinidad y así modificar la proporción de metal particulado/metal disuelto que absorben. Machado *et al.* (2016) destaca finalmente las siguientes consideraciones: en condiciones de baja salinidad, y en menor medida a salinidades intermedias, los procesos involucrados en la toxicidad de metales están mayoritariamente relacionados a la química del agua (especiación de metales, disrupción iónica), y en condiciones de salinidad elevada el potencial tóxico de metales está mayoritariamente relacionado con procesos fisiológicos de los organismos.

La contaminación por metales pesados en el Río de la Plata ha sido estudiada en una serie de trabajos de las últimas tres décadas, siendo mayormente orientados a determinar las especies químicas. En tal sentido, la presencia de metales traza con concentraciones potencialmente tóxicas en los sedimentos de la costa de Montevideo fue confirmada en el estudio de Moyano *et al.* (1993). Más recientemente, un amplio relevamiento de la zona intermareal, entre los departamentos de Colonia y Rocha, encontró niveles atípicos de azufre (S), fósforo (P), cromo (Cr), cobre (Cu), plomo (Pb), zinc (Zn), cadmio (Cd) y mercurio (Hg) asociados a las zonas más urbanizadas e industriales del país (García-Alonso *et al.*, 2017). Los niveles de concentración y enriquecimiento de Pb, Cu, Cr, Cd y Hg son considerados preocupantes en la costa de Montevideo (García-Alonso *et al.*, 2017). Otra descripción basada en mediciones realizadas durante 1998 y en la Bahía de Montevideo encontró niveles de Cd, Zn, Cu, Cr, Pb, Ag y Hg suficientes para producir efectos biológicos adversos (Muniz *et al.*, 2004). Luego de 12 años otro relevamiento en la bahía encontró que los metales traza Pb, Cr y Zn redujeron sus niveles y que el Ni y el Cu presentaron variaciones mínimas (Muniz *et al.*, 2015). Los contaminantes orgánicos como hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH) y bifenilos policlorados (PCB) también son abundantes y con potencial para causar efectos toxicológicos (Muniz *et al.*, 2004; Muniz *et al.*, 2015).

Los niveles de biodisponibilidad de metales en el sedimento de la costa uruguaya fueron analizados por Castiglioni (2015), donde se intentó determinar la relación entre la concentración de metales traza encontrados en organismos bentónicos (poliquetos) y la biodisponibilidad de los mismos en el sedimento de las playas del Río de la Plata. En este estudio se obtuvieron valores de concentraciones de metales en el sedimento tanto totales como biodisponibles. Las concentraciones relativas de metales, tanto totales como biodisponibles, fueron Zn>Pb>Cr>Cu>Cd mientras que las concentraciones halladas en poliquetos fueron Zn>Cu>Pb>Cr>Cd. Particularmente, los valores más altos de Cr tanto en sedimento como en poliquetos fueron hallados en la playa del Cerro, mientras que para Pb los valores más altos se observaron en la playa Ramírez. A su vez, se determinó que hay una relación significativa entre la fracción biodisponible de metales traza en el sedimento y la bioacumulación de los mismos en la especie de poliqueto estudiada (Castiglioni, 2015).

EL Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental (SECCA) de la Intendencia de Montevideo (IM) realizó un estudio de base sobre la calidad del agua, del sedimento y de la biota de la Costa de Montevideo en el periodo 2007-2015. Este estudio forma parte del plan de gestión ambiental y social de las obras previstas en el Plan de Saneamiento Urbano IV (PSU IV). Los resultados mostraron que la Bahía de Montevideo es la zona que presentó mayores niveles de contaminación por metales traza de toda el área de estudio (SECCA-IM, 2015).

1.3- Ecotoxicidad y bioensayos

La ecotoxicidad entendida como el efecto adverso de un cierto contaminante sobre los organismos y a distintos niveles de la cadena trófica, se puede evaluar parcialmente a través de experimentos de toxicidad (bioensayos) que utilizan distintos criterios y parámetros para su análisis (Hoffman *et al.*, 2003). En el caso de los bioensayos de toxicidad en sedimento se pueden resaltar varias aplicaciones como la creación de guías que establecen una relación entre concentraciones de contaminantes y efectos tóxicos. A su vez, permiten investigar la interacción entre contaminantes y variables ambientales, investigar la sensibilidad y vías de absorción de contaminantes que tienen los distintos organismos y determinar la relación entre la concentración de un contaminante con su exposición en el ambiente, biodisponibilidad y toxicidad. La determinación de la distribución espacial y la clasificación de los sedimentos según su toxicidad pueden utilizarse para el manejo medioambiental y la evaluación del riesgo ambiental (Blasco *et al.*, 2016).

La elección de la especie utilizada en el bioensayo es uno de los elementos principales para una adecuada valoración del riesgo ecotoxicológico (Blasco *et al.*, 2016). En el estudio de los sedimentos encontramos que los organismos bentónicos residen en prácticamente todos los sedimentos naturales y exhiben diversos tipos de adaptaciones comportamentales, por lo que las vías de exposición y sensibilidad a los contaminantes también serán diversas. En este sentido la selección de organismos para ensayos de toxicidad en laboratorio debe ser representativa de esta diversidad (por ejemplo varios filos) y considerar las distintas vías de exposición del ecosistema bentónico. Los organismos seleccionados para los ensayos de laboratorio actúan como representantes de aquéllos que habitan naturalmente en el bentos, por lo que se supone que los primeros montarán una respuesta similar a los contaminantes que sus contrapartes silvestres (Blasco *et al.*, 2016). Idealmente los organismos considerados deberían ser aquéllos en contacto directo y constante con el sedimento, tener una comprobada sensibilidad a contaminantes de interés, ser tolerantes a un amplio rango de parámetros fisicoquímicos del sedimento (salinidad, tamaño de grano, pH), ser de fácil mantenimiento en laboratorio, fácil identificación y ciclo de vida medio a corto.

En el análisis de ecotoxicidad es importante entender cómo las condiciones del ambiente (en este caso del sedimento) afectan la exposición de los organismos a contaminantes y a su vez cómo la actividad biológica modifica la bioquímica del ambiente. La concentración de contaminantes asociada a las partículas del sedimento es usualmente 100 a 10.000 veces mayor a la concentración encontrada en el agua de poro o el agua suprayacente, exhibiendo mayor concentración de contaminantes el sedimento más fino debido a la mayor superficie de contacto de sus partículas (Blasco *et al.*, 2016).

La exposición de un organismo a contaminantes depende de su comportamiento alimenticio (detritívoros, filtradores y sedimentívoros), por ejemplo siendo mayor para aquéllos que ingieren partículas (orgánicas e inorgánicas) de sedimento. Además, las diferentes rutas de exposición afectan el modelo de partición de los contaminantes entre formas disueltas y particuladas (Blasco *et al.*, 2016).

Un elemento muy relevante que debe ser considerado en la elección del organismo de ensayo para la evaluación de toxicidad se basa en la comprensión del rol que ese organismo cumple en la transferencia de contaminantes a los distintos niveles tróficos. Así por ejemplo las bacterias y las algas forman biofilms que estabilizan el sedimento superficial y generan microhábitats, y a su vez sirven de alimento para diversos organismos bentónicos.

Todas estas consideraciones, así como los mecanismos de enterramiento (infauna o epibentos) de los organismos bentónicos son aspectos que ayudan a determinar el conjunto de ensayos de toxicidad que deben diseñarse para entender el efecto de un contaminante en el ambiente acuático.

El sistema Microtox® es un ejemplo de un ensayo en bacteria ampliamente utilizado para la evaluación de la toxicidad en sedimentos estuarinos y marinos. Microtox® utiliza a la bacteria marina bioluminiscente *Vibrio fischeri* para medir la disminución en la emisión de luz en un periodo de 5 a 30 minutos de exposición a una muestra problema. Esta bacteria emite luz naturalmente en condiciones ambientales favorables, requiriendo para esto concentraciones de oxígeno por encima de 0,5 mg/L. En presencia de algunas sustancias tóxicas la emisión de luz de *V. fischeri* disminuye debido al daño ocasionado en los procesos metabólicos asociados a la respiración bacteriana o por su muerte (Pica-Granados & Trujillo, 2008; Blasco *et al.*, 2016). Es un organismo extensamente estudiado que presenta sensibilidad a una amplia gama de sustancias orgánicas e inorgánicas (Salizzato *et al.*, 1998; Hsieh *et al.*, 2004; Fulladosa *et al.*, 2005). Se ha demostrado que el ensayo de *V. fischeri* es uno de los más sensibles a la detección de toxicidad en sedimentos (Davoren *et al.*, 2005) y muestra una fuerte correlación entre la respuesta tóxica y la concentración de metales biodisponibles en el sedimento (Rosado *et al.*, 2016).

Microtox® es un método que sirve como cribado ya que brinda información ecotoxicológica para la rápida identificación de áreas de interés (Blasco *et al.*, 2016).

Otros organismos ampliamente utilizados en ensayos de toxicidad en sedimento son los crustáceos, principalmente anfípodos, copépodos y misidáceos. Éstos reúnen muchos de los criterios mencionados anteriormente en la selección de organismos de prueba. (Blasco *et al.*, 2016). Para desarrollar ensayos de toxicidad acordes a la matriz de sedimento de interés es imprescindible conocer la sensibilidad de los organismos a los posibles contaminantes que pueda presentar la muestra. En tal sentido los crustáceos como el anfípodo del género *Hyalella* son particularmente sensibles a la contaminación por metales pesados (ECChC, 2017). Peluso (2011) realizó uno de los estudios más completos para poner a punto el bioensayo en *Hyalella curvispina* para la evaluación de la calidad de sedimentos utilizando una estrategia integrada (química-ecotoxicológica). Se evaluaron efectos letales y subletales en dicho anfípodo bentónico por medio de bioensayos de toxicidad aguda en condiciones controladas de laboratorio, con muestras de sedimento de ríos y arroyos de afluentes del Río de la Plata con diferentes grados de deterioro ambiental. El estudio comprobó que los juveniles de *H. curvispina* resultaron sensibles a los metales pesados Cu, Cr, Hg y Zn, y al herbicida Glifosato en matriz acuosa. A su vez se observó que los efectos tóxicos del Hg sobre la supervivencia de *H. curvispina* en bioensayos adicionados con dicho metal, son muy superiores en ausencia de materia orgánica. Los resultados del análisis estadístico multivariado indicaron que existe correlación entre los contaminantes, principalmente Cu, Cr y Zn, y la toxicidad (Peluso, 2011). De forma complementaria la tesis de Bouvier (2013) exploró las medidas de efecto subletales en *H. curvispina* que hacen que la especie sea un de los organismos recomendado para la evaluación toxicológica de sedimentos.

2- Objetivos

a- Determinar los niveles de ecotoxicidad en sedimento y resaca de la zona intermareal y submareal del estuario del Río de la Plata en el Departamento de Montevideo utilizando bioensayos. Evaluar si dichos niveles difieren entre regiones definidas por los aportes costeros del saneamiento.

b- Explorar la relación entre la ecotoxicidad y los niveles de plomo y cromo en sedimento y resaca del estuario del Río de la Plata en el Departamento de Montevideo.

2.1- Hipótesis

El presente estudio tuvo objetivos descriptivos y exploratorios dado que se elaboró a partir de la información disponible de monitoreo y no de un diseño orientado a evaluar hipótesis científicas. Sin embargo, se plantearon algunas hipótesis que permitieron orientar el sentido del estudio y establecer la relevancia de la información que se colectó con el fin de vigilancia ambiental.

a- En los bioensayos utilizados se espera encontrar efectos toxicológicos debido a que las muestras analizadas provienen de un área bajo la influencia de una ciudad de más de un millón y medio de habitantes con un sistema unitario y con pretratamiento de su saneamiento.

b- Las zonas que se consideran con mayor impacto antrópico, por la influencia de la Bahía del puerto de Montevideo y el emisario de Punta Carretas (definido aquí como Zona Media), deberían presentar mayores niveles de ecotoxicidad y metales pesados.

c- Se espera encontrar en el área de estudio una correlación directa y significativa entre los niveles de Pb y Cr y los niveles de ecotoxicidad. Sin embargo, dichos niveles estarán afectados por la biodisponibilidad y la presencia de otros contaminantes. La biodisponibilidad y otros contaminantes son variables no medidas en el presente estudio pudiendo afectar las interpretaciones.

3- Materiales y Métodos

En este trabajo se analizaron datos provenientes del muestreo del Plan de Saneamiento Urbano número cuatro (PSUIV) y del Programa de Monitoreo de Playas y Costa (PMPC) de la Intendencia de Montevideo, obtenidos mediante solicitud de acceso a la información pública al amparo de la Ley 18.381 (solicitud SAINP-4-54250 del 3 julio de 2019; respuesta del 15 de noviembre de 2020). La información que se obtuvo comprende las determinaciones de Pb, Cr y los niveles de toxicidad (bioensayos de *Vibrio fischeri* e *Hyalella curvispina*) de sedimentos y resaca del Río de la Plata.

3.1- Características del muestreo

El Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental (SECCA) de la Intendencia de Montevideo (IM) monitorea la zona litoral (intermareal y submareal hasta 2000m de la línea de costa) del estuario del Río de la Plata en el Departamento de Montevideo como parte de su cometido de vigilancia ambiental (SECCA-IM, 2020).

Las muestras analizadas fueron recolectadas durante el período comprendido entre marzo de 2009 y marzo de 2018, siendo seleccionadas por contar con información de al menos un bioensayo de *V. fischeri* o *H. curvispina*.

Las muestras de sedimento para el PSUIV comenzaron a tomarse en setiembre de 2008, realizándose inicialmente solo la determinación de metales pesados. El área cubierta se extiende de Oeste a Este, desde la desembocadura del Río Santa Lucía hasta la desembocadura del Arroyo Carrasco, incluyendo muestras dentro de la Bahía de Montevideo. El diseño de muestreo consistió en puntos ubicados en dos transectos paralelos a la línea de la costa en: puntos a 200m de la costa (se identifican anteponiendo una letra Z en su codificación) y puntos a 2000m de la costa (se identifican anteponiendo una letra L en su codificación). Además, otros puntos de muestreo se ubican en la Bahía de Montevideo (se identifican anteponiendo una letra B en su codificación), en el sitio proyectado de vertimiento del emisario de Punta Yeguas (PY EMIS), en el sitio de vertimiento del emisario de Punta Carretas (EMIS PC), un concéntrico entorno a EMIS PC (códigos: C3N, C3W, C3S y C3E) y un sitio denominado Boya del Barro (BB) donde se han depositado desechos de dragado (Figura 2).

El muestreo de sedimentos se realizó dos veces al año (verano e invierno) y se extrajeron muestras en todos los sitios, salvo excepciones circunstanciales vinculadas a razones logísticas. Las muestras destinadas a la determinación de metales y bioensayos son extraídas con draga tipo *van Veen* y colocadas en bolsas de nylon de primer uso.

El muestreo de arena y resaca de playas se realiza de forma sistemática desde setiembre de 2011 en el marco del PMPC, efectuándose con una muestra mensual de setiembre a marzo. Desde enero de 2013 las muestras se toman en 6 playas: Pajas Blancas (PB), Cerro (PA), Ramírez (RAM), Pocitos (POC), Malvin (MAL) y Carrasco (CAR). Las muestras de arena son tomadas en la zona intermareal, donde la arena está húmeda. Se extrae una muestra superficial de aproximadamente 5 a 10 cm con cuchara o pala de plástico, un volumen suficiente para realizar los análisis químicos y los bioensayos (aproximadamente 500g). La muestra se coloca en una bolsa de nylon de primer uso. Si en la playa hubiere presencia de resaca se procede a tomar muestras de igual forma. Para el reconocimiento de la resaca se la ha definido empíricamente como la presencia, sobre la arena de la zona intermareal, de residuos finos de coloración oscura compuestos por dos fracciones, orgánica e inorgánica. La muestra debe contener la menor cantidad de arena posible y de residuos sólidos grandes, pero a la vez ser representativa de ambas fracciones (Sienra, 2021).

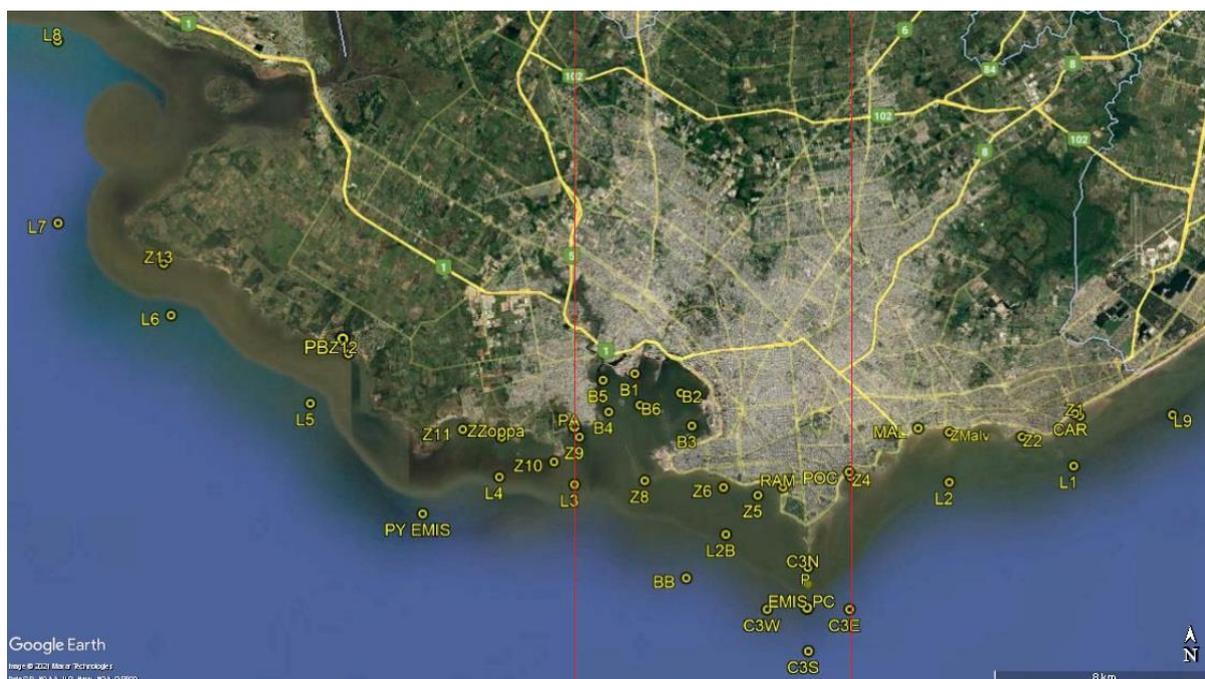


Figura 2. Imagen satelital de las estaciones de muestreo del monitoreo PSU IV y de playas. Las líneas rojas delimitan la Zona Media.

3.1.1- Características del sistema de saneamiento y definición de zonas en el área de estudio

Durante el período de muestreo de los datos disponibles hasta el año 2018, Montevideo presentó un sistema de saneamiento unitario con colectores que recibían los aportes pluviales, cloacales y de efluentes industriales, estando organizado en cuatro unidades funcionales (IM, 2014). Las unidades funcionales están constituidas por una red de colectores, vertederos y sus estaciones de bombeo que dirigen el efluente hasta un emisario. Las unidades funcionales Costera del Este y Paraguay reciben los aportes capitalinos de una extensa zona centro y Este, con destino final en el emisario de Punta Carretas. Dichas unidades tienen además vertederos en la costa que cumplen la función de aliviaderos, vertiendo directamente a la costa cuando se superan determinadas cotas de caudal.

Las unidades funcionales Miguelete y Pantanoso colectan los aportes en un área semejante a las cuencas de los arroyos sobre una zona del centro al Oeste de la capital y con vertimiento final en la Bahía de Montevideo (IM, 2014).

Para el análisis se subdividió el área de estudio en tres zonas, que se denominaron Zona Oeste, Zona Media y Zona Este, que se seleccionaron por la presencia de los mayores aportes de saneamiento (Bahía de Montevideo y emisario de Punta Carretas) y/o las características de los vertimientos costeros de cada zona. La Zona Oeste, siendo su límite Este la playa del Cerro, presenta aportes que llegan a la costa por medio de cursos de agua naturales, principalmente cañadas. La Zona Media se define entre las playas del Cerro y Pocitos, siendo la zona considerada de mayor influencia de los aportes vertidos a la Bahía de Montevideo, los aliviaderos del sistema Paraguay y el emisario de Punta Carretas. Por último, la Zona Este, definida a partir de la playa Pocitos hacia el Este, presenta aportes directos de vertederos de la unidad funcional Costera del Este (Figura 3; Tabla A1 en anexo). Los sitios que se encuentran en el límite de la Zona Media fueron incluidos en la misma.



Figura 3. Red de colectores del Sistema Costero Este (línea rosa) y del Sistema Paraguay (línea negra).

3.2- Determinación de metales

Luego del muestreo las muestras de sedimento y resaca fueron llevadas al laboratorio y conservadas en heladera ($4^{\circ}\text{C} \pm 2$) hasta su procesamiento para la determinación de la concentración de metales pesados en sedimento. En el laboratorio se secaron a 105°C , se procesaron en mortero y se tamizaron (tamiz de 63 micras), previamente a su extracción y análisis. La extracción se realizó con ácido nítrico asistida con microondas según procedimiento 3051A de USEPA (2007). Los análisis de metales se realizaron según el método espectrofotométrico de absorción atómica electrotrémica según protocolo 3113B de APHA (2005). Las determinaciones de Pb y Cr tuvieron un límite de detección de 20mg/Kg y de 15mg/Kg en peso seco, respectivamente. Para el análisis de datos, a los valores de concentración por debajo del límite de detección se les asignó la mitad de dicho límite siguiendo recomendaciones de Newman (2013).

3.3- Determinación de Toxicidad

Se aplicaron los bioensayos de *Vibrio fischeri* (bacteria bioluminiscente; Sistema Microtox® Modelo 500) en elutriado de sedimento y resaca, y de *Hyalella curvispina* directamente en sedimento y en resaca.

La preparación del elutriado se realizó según protocolo "Solid-Phase Test" (SDI, 2009) y consiste en mezclar 7g de la muestra en 35ml (1g/5ml) de diluyente (solución salina 2%NaCl) con agitador magnético durante 10 minutos. Luego se mantiene 24 horas a 4°C ($\pm 2^{\circ}\text{C}$) en heladera, para que precipiten las partículas previo a su análisis. Ha dicho elutriado se le aplicó el protocolo "81,9% Screening test" que permite establecer un porcentaje de inhibición de luz (SDI, 2009). El protocolo establece la toma de una muestra que se diluye hasta un 81,9% utilizando solución osmótica (20% NaCl) y bacteria en suspensión. Posteriormente, la mezcla

se incubó durante 15 minutos a 15°C y se mide la emisión de luz. Tanto la incubación como la medición de bioluminiscencia se realiza en el equipo Microtox®. Cada muestra es analizada en dos réplicas que se comparan con un control negativo (2%NaCl). Por tanto, la medida de resultado es una emisión relativa de luz respecto del control (EPS, 1992). Estudios realizados durante el desarrollo inicial de la técnica determinaron que un valor de 12% de inhibición de la emisión de luz es el límite de detección de toxicidad y el de 17% es el límite de cuantificación (EPS, 1992). En el análisis de datos los valores de IEL% por debajo del límite de detección se les asignó la mitad de dicho límite (Newman, 2013).

El bioensayo de *H. curvispina* tiene una duración de 10 días, se realizó sin renovar el sedimento, pero con renovación del medio líquido a una tasa de 200ml/día. Se utilizaron individuos juveniles entre 7 y 14 días de edad, producidos utilizando un protocolo adaptado de Somma *et al.* (2011).

El bioensayo se adaptó tomando en cuenta los antecedentes de Peluso (2011) y se siguieron recomendaciones para la especie (Di Marzio *et al.*, 1999; García *et al.*, 2010; Giusto *et al.*, 2014). Cada tratamiento (control negativo y muestras) se realizó por triplicado, colocando 10 individuos juveniles por réplica. Las réplicas tuvieron un volumen aproximado de 100ml de sedimento (120g ± 10g) y 175ml de medio líquido sobrenadante compuesto por partes iguales de agua dura comercial (Nativa®) y agua destilada. Los recipientes utilizados para el ensayo fueron potes de polipropileno descartables de 400ml con tapa, calidad alimentaria. El control negativo consistió de un sustrato inerte (gasas estériles y/o mallas plásticas) e igual medio líquido que para las muestras. El ensayo se desarrolló a una temperatura ambiente 23 ±2°C, con fotoperiodo de 16h luz / 8h oscuridad y se alimentó en días alternos con 1 ml de un alimento compuesto por: 90ml algas (*Selenastrum capricornutum*, en crecimiento exponencial), 10ml levadura (*Saccharomyces cerevisiae*, 5g/l) y 1g de alimento en escamas Tetrafin o SERA® (proteína bruta mayor a 40%). La medida de efecto fue la muerte de los individuos y se calculó el porcentaje de mortalidad en la muestra y el riesgo relativo (mortalidad en la muestra / mortalidad en el control negativo).

3.4- Análisis de datos

Se desarrolló un análisis estadístico de la información disponible de los niveles de toxicidad (bioensayos de *Vibrio fischeri* e *Hyalella curvispina*) y las determinaciones de plomo, cromo en sedimentos y resaca del Río de la Plata. En el presente estudio se agruparon las muestras de PSUIV y el muestreo del PMPC en una única categoría para sedimento y arena, que a continuación se nombra indistintamente como sedimento. Las muestras de resaca, recolectadas en las playas, se analizaron de forma diferenciada.

Las concentraciones de Pb y Cr fueron valoradas considerando los niveles TEL y PEL según pautas canadienses del “Canadian Environment Quality Guidelines” para ambientes marinos (CCME, 2002).

En la interpretación de los resultados de *Vibrio fischeri* se consideró como toxicidad de nivel 1 (TN1V; leve o sospechosa) a los valores en el intervalo de inhibición de la emisión de luz desde 12 a 17%, rango entre los límites de detección y cuantificación de la técnica (EPS, 1992). La toxicidad de nivel 2 (TN2V; moderada o severa) se consideró a partir de un 17% de inhibición de la emisión de luz, valores que son superiores al límite de cuantificación.

Para interpretar los resultados del ensayo de *H. curvispina* definimos dos niveles de efecto ecotoxicológico basados en las características del ensayo e introduciendo un criterio estadístico, en base a un análisis de potencia. Las características del ensayo determinantes de la estrategia son: ensayo sin diluciones (no se puede estimar una concentración letal), el porcentaje de mortalidad como medida de efecto, 30 individuos por tratamiento y la presencia de un tratamiento control negativo. Se realizó un análisis de potencia para determinar la

capacidad de discriminación de los puntos de corte establecidos, empleando el programa estadístico GPower 3.1.

Un primer nivel definido como toxicidad de nivel 1 (TN1H; leve o sospechosa) comprende los resultados con un porcentaje de mortalidad desde mayor de 10% hasta menor de 30%. Para definir el TN1H nos basamos en que 10% es el umbral de validación utilizado en el ensayo para interpretar la mortalidad del control negativo, o sea que la mortalidad del control debe ser menor al 10%. Por otra parte, dado que el ensayo se realiza con 30 individuos, una mortalidad mayor a 10% implica 4 o más muertes, lo que resulta en una mortalidad significativamente mayor a cero (potencia= 0,9576 y valor p unilateral= 0,0293) (Figura 4). Por lo tanto, 10% constituye un punto de corte apropiado para definir el primer nivel de efecto.

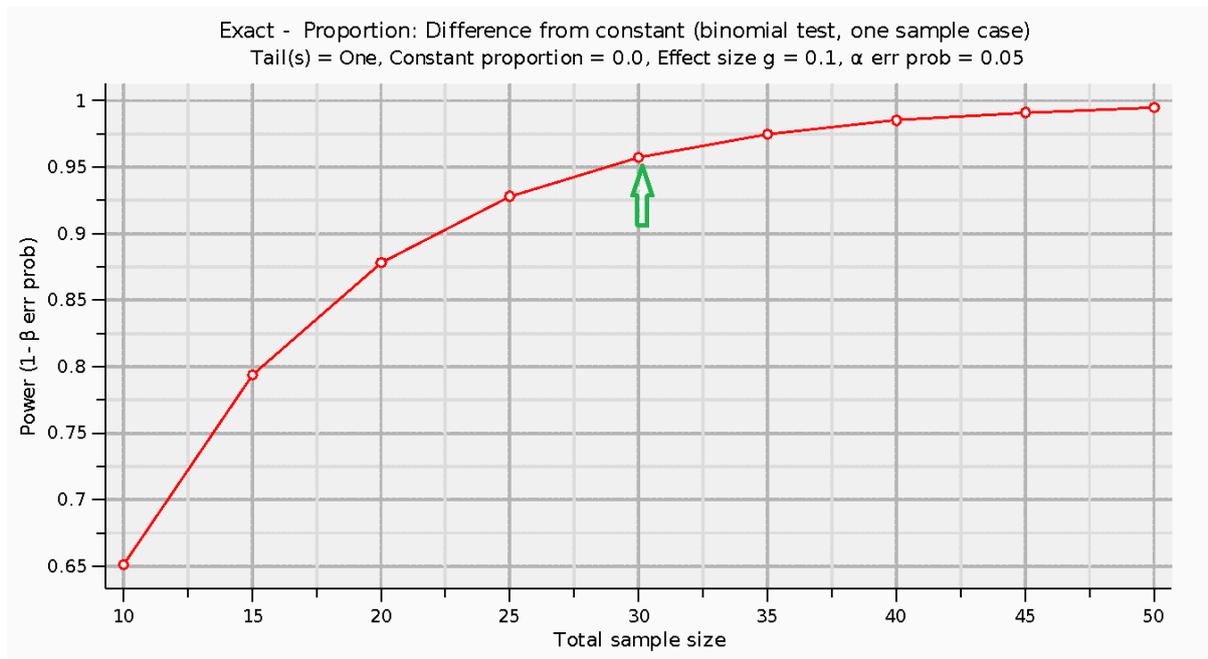


Figura 4. El gráfico representa la relación entre el tamaño de muestra y la potencia estadística para un tamaño de efecto del 10%. La flecha en verde destaca el punto donde el tamaño de muestra es igual a 30 como en cada tratamiento del bioensayo, siendo en dicha situación el valor-p= 0,0293 y la potencia= 0,9576.

El siguiente nivel que definimos y llamaremos toxicidad de nivel 2 (TN2H; moderada o severa) va desde 30% de mortalidad en adelante y se justifica por ser un nivel significativamente superior al aceptado para el control (potencia= 0,8405 y valor p=0,0258 de la comparación contra 10%, tamaño del efecto 20%) (Figura 5).

Los niveles TN1H y TN2H definidos en base al análisis de potencia son puntos de corte para los valores de porcentaje de mortalidad que permiten reconocer niveles de efecto significativos desde el punto de vista estadístico.

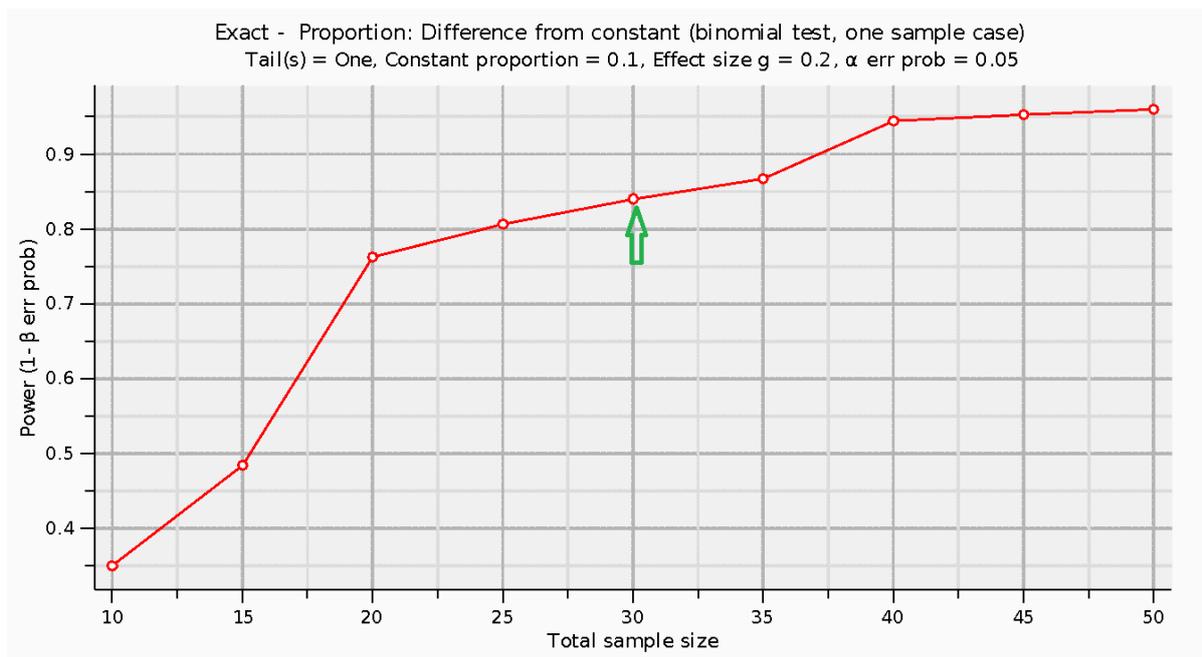


Figura 5. El gráfico representa la relación entre el tamaño de muestra y la potencia estadística para un tamaño de efecto del 20%. La flecha en verde destaca el punto donde el tamaño de muestra es igual a 30 como en cada tratamiento del bioensayo, siendo en dicha situación el valor- $p = 0,0258$ y la potencia = $0,8405$.

En base a este estudio de potencia definimos puntos de corte en la mortalidad de los ensayos de *H. curvispina* que nos permitieron determinar distintos niveles de efecto ecotoxicológico.

3.4.1- Análisis Estadísticos

Se realizó un análisis descriptivo mediante medidas de resumen (media, percentiles, mínimo y máximo) del porcentaje de efecto para la cuantificación de la ecotoxicidad y de las concentraciones de metales pesados por zona y sitio de muestreo.

Las diferencias estadísticas entre los niveles de ecotoxicidad entre zonas fueron comparados mediante regresión logística ordinal (Hosmer *et al.*, 2013). Dicha metodología se consideró más adecuada que el análisis de varianza paramétrico o el test de Kruskal-Wallis debido a la gran asimetría positiva de los datos de toxicidad con un predominio de valores no tóxicos. Para dicho análisis se categorizó la variable en tres niveles. En el caso del ensayo de *V. fischeri*: 0 si los valores son menores al TN1V, 1 si los valores se encuentran entre TN1V y TN2V y 2 para los valores mayores a TN2V. De forma equivalente se procedió para *H. curvispina* utilizando TN1H y TN2H.

Mediante el gráfico de dispersión se describió la relación bivariada entre ecotoxicidad y los metales pesados y se complementó con líneas de referencia que marcan los umbrales TEL, PEL y los niveles de toxicidad. Además, con distintos colores se referenció de qué zona proviene cada valor representado.

La relación entre las medidas de ecotoxicidad (cuantificadas por el porcentaje de efecto) y la concentración de Pb y Cr en sedimento se analizó mediante regresión lineal múltiple. A su vez, como variables independientes se consideró la zona de muestreo. Para incorporar las zonas en el análisis de regresión se construyeron dos variables imaginarias o “dummy”,

correspondiendo a la Zona Media y Zona Este, quedando como referencia la Zona Oeste (Zar, 1996; Daniel, 1997).

Los análisis de regresión lineal se complementaron con análisis de correlación no paramétrica utilizando el coeficiente de Spearman para buscar relaciones no lineales significativas entre las medidas de ecotoxicidad y los metales pesados en sedimento y resaca. Además, se calcularon distancias respecto de puntos de referencia (B6, L8 y L9) que fueron consideradas también en el análisis de correlación. Dichas distancias fueron utilizadas como variables proxy indicativas de la relación esperada entre la fuente de contaminación y los niveles de concentración de los posibles contaminantes. En tal sentido se esperaba idealmente encontrar una correlación inversa y significativa entre las distancias respecto de B6 y las medidas de toxicidad. Por otra parte, se esperaba encontrar relaciones no significativas respecto de L8 y L9.

En todos los casos los análisis se subdividieron para sedimento o resaca.

En los análisis estadísticos se utilizó el programa STATA 12.1 y el nivel alfa de significación fue 0,05.

4- Resultados

4.1- Análisis de la distribución de los niveles de ecotoxicidad en sedimento por zona de muestreo

En la Tabla 1 se muestra la distribución de valores de porcentaje de efecto (%IEL porcentaje de inhibición en la emisión de luz) en el ensayo de *V. fischeri* en sedimento para cada zona. Se observó una media de valores de efecto mayor para la Zona Media, así como un mayor porcentaje de valores por encima del TN2V. El percentil 90 (29,9) también mostró valores más elevados para la Zona Media. En la Tabla A2 (Anexo) se muestra la distribución de los valores de %IEL del ensayo de *V. fischeri* en sedimento por sitio de muestreo. En dos sitios de la Bahía de Montevideo la mediana es mayor al TN2V y todos los sitios de la bahía superan TN1V o TN2V en el percentil 75. Otros sitios donde el percentil 75 superó el TN1V o el TN2V son: PB, L7, L8 y todos los sitios del emisario de Punta Carretas (Tabla A2).

Tabla 1. Distribución de los valores de porcentaje de efecto (inhibición de emisión de luz, %IEL) en el ensayo *V. fischeri* en sedimento para cada zona

| Zona | N | Media | Mediana | Percentil 90 | Mínimo | Máximo | % (>TN2V)* |
|-------|-----|-------|---------|--------------|--------|--------|------------|
| Oeste | 147 | 9,4 | 6,0 | 15,0 | 6,0 | 92,9 | 6,6 |
| Media | 266 | 12,5 | 6,0 | 29,9 | 6,0 | 100,0 | 17,7 |
| Este | 98 | 8,7 | 6,0 | 13,3 | 6,0 | 63,9 | 6,1 |
| Total | 511 | 10,9 | 6,0 | 25,9 | 6,0 | 100,0 | 12,4 |

* Indica el porcentaje de valores mayores al TN2V.

En la Tabla 2 se muestra la distribución de valores de porcentaje de efecto (% de mortalidad) en el ensayo de *H. curvispina* en sedimento para cada zona. Nuevamente se observó una media de valores de efecto mayor para la Zona Media, así como para el percentil 90 y en este caso además la mediana presentó valores mayores. El porcentaje de valores que superan el TN2H también fue mayor en la Zona Media.

Tabla 2. Distribución de los valores de porcentaje de efecto (% de mortalidad) en el ensayo de *Hyalella curvispina* en sedimento para cada zona

| Zona | N | Media | Mediana | Percentil 90 | Mínimo | Máximo | % (>TN2H)* |
|-------|-----|-------|---------|--------------|--------|--------|------------|
| Oeste | 47 | 30,7 | 26,7 | 61,9 | 0,0 | 73,3 | 41,7 |
| Media | 64 | 41,5 | 34,2 | 93,3 | 3,3 | 100,0 | 59,4 |
| Este | 26 | 29,7 | 20,0 | 63,3 | 10,0 | 73,3 | 40,7 |
| Total | 137 | 35,6 | 26,7 | 73,3 | 0,0 | 100,0 | 50,0 |

* Indica el porcentaje de valores mayores al TN2V.

La distribución de los valores de porcentaje de efecto en el ensayo de *H. curvispina* en sedimento por sitio de muestreo mostró que para la mayoría de los puntos (37/39) la mediana superó el 10% de mortalidad (TN1H) (Tabla A3). Cabe destacar que las medianas que superan el TN2H pertenecieron a sitios ubicados mayormente en la Zona Media, en la Bahía de Montevideo o en el emisario de Punta Carretas.

El análisis de regresión logística ordinal (RLO) para los niveles de ecotoxicidad (variable dependiente) en sedimento medidos con *V. fischeri* (categorizado en tres niveles) resultó significativo para la Zona Media (OR= 2,08; p= 0,007) y no significativo para la Zona Este (OR= 0,96; p= 0,919) respecto de la Zona Oeste.

La RLO en el caso de los resultados del ensayo de *H. curvispina* en sedimento (categorizado en tres niveles) no presentó significación estadística tanto para la Zona Media (OR= 1,59; p= 0,211) como la Zona Este (OR= 1,11; p= 0,817).

4.2- Análisis de la distribución de las concentraciones de metales pesados en sedimento por zona de muestreo

En la Tabla 3 se muestra la distribución de los valores de Pb (mg Pb/kg) en sedimento para cada zona. Se observó una media más elevada para los valores de concentración de Pb en la Zona Media, siendo más del doble que en las otras zonas. Además, el percentil 90 mostró un valor muy superior en la Zona Media que fue superior al nivel TEL (30,2 mg Pb/kg) y el valor máximo superó el nivel del PEL (112,1 mg Pb/kg). Por otra parte, en las zonas Oeste y Este el valor del percentil 90 se encontró por debajo de los niveles del TEL (Tabla 3). En la Tabla A4 (Anexo) se muestra la distribución de los valores de Pb (mg Pb/kg) en sedimento por sitio. En 5 sitios de un total de 42 se observó una mediana mayor al TEL (30,2 mg Pb/kg) para Pb correspondiendo en su mayoría a puntos de la Bahía de Montevideo.

Tabla 3. Distribución de los valores de Pb (mg Pb/kg) en sedimento para cada zona

| Zona | N | Media | Mediana | Percentil 90 | Mínimo | Máximo |
|-------|-----|-------|---------|--------------|--------|--------|
| Oeste | 96 | 11,8 | 10,0 | 20,0 | 10,0 | 37,0 |
| Media | 158 | 26,4 | 10,0 | 66,5 | 10,0 | 274,6 |
| Este | 77 | 10,7 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 33,3 |
| Total | 331 | 18,5 | 10,0 | 37,0 | 10,0 | 274,6 |

En la Tabla 4 se muestra la distribución de los valores de Cr (mg Cr/kg) en sedimento para cada zona. Nuevamente se observó que la media y el percentil 90 fueron más elevados para los valores de concentración de Cr en la Zona Media. Se encontró que los valores del percentil 90 fueron mayores al TEL (52,3 mg Cr/kg) y el valor máximo superó al PEL (160,4 mg Cr/kg). Por otra parte, en las zonas Oeste y Este el valor del percentil 90 se encontró por debajo de los niveles del TEL (Tabla 4). En la Tabla A5 se muestra la distribución de los valores de Cr (mg Cr/kg) en sedimento por sitio. Se observan 5 puntos cuya mediana supera el TEL (52,3 mg Cr/kg), de los cuales 4 también superan el PEL (160,4 mg Cr/kg) y todos ellos fueron dentro de la Bahía.

Tabla 4. Distribución de los valores de Cr (mg Cr/kg) en sedimento para cada zona

| Zona | N | Media | Mediana | Percentil 90 | Mínimo | Máximo |
|-------|-----|-------|---------|--------------|--------|--------|
| Oeste | 96 | 20,6 | 23,0 | 36,0 | 7,5 | 41,7 |
| Media | 158 | 49,6 | 21,0 | 118,7 | 7,5 | 631,0 |
| Este | 77 | 15,4 | 7,5 | 34,0 | 7,5 | 41,0 |
| Total | 331 | 33,2 | 18,0 | 42,9 | 7,5 | 631,0 |

Como resultado general los metales estudiados (Pb y Cr) presentaron excedencias a los niveles TEL o PEL en baja frecuencia y predominantemente en la Bahía de Montevideo. Además, se destaca que otros puntos de la Zona Media como playa Ramírez (RAM), Z5 (frente a playa Ramírez) y el emisario de Punta Carretas mostraron percentiles o valores máximos próximos o superiores al TEL.

4.3- Análisis de ecotoxicidad y de metales pesados en resaca de playas

En la Tabla 5 se muestra la distribución de los valores de porcentaje de efecto (%IEL) en el ensayo de *V. fischeri* en resaca de playas. A nivel de la mediana o P75 no se observaron valores que superen el TN1V. Sin embargo, 5 de 6 playas superaron el TN1V a nivel de P90 y 2 de ellas el TN2V. En los valores máximo todas las playas superaron el TN1V y 5 el TN2V.

No se observó una clara relación con las zonas definidas (PA, RAM y POC pertenecen a la Zona Media) a nivel de los ensayos de *V. fischeri* en resaca.

Tabla 5. Distribución de los valores de porcentaje de efecto (inhibición de emisión de luz, %IEL) en el ensayo de *V. fischeri* en resaca

| Sitio | N | Media | Mediana | P25 | P75 | P90 | Mínimo | Máximo |
|-------|-----|-------|---------|-----|-----|------|--------|--------|
| PB | 20 | 10,4 | 6,0 | 6,0 | 6,0 | 22,2 | 6,0 | 62,2 |
| PA | 17 | 7,4 | 6,0 | 6,0 | 6,0 | 13,3 | 6,0 | 22,1 |
| RAM | 25 | 7,6 | 6,0 | 6,0 | 6,0 | 6,0 | 6,0 | 35,2 |
| POC | 24 | 9,1 | 6,0 | 6,0 | 6,0 | 18,2 | 6,0 | 34,3 |
| MAL | 19 | 7,2 | 6,0 | 6,0 | 6,0 | 16,3 | 6,0 | 18,3 |
| CAR | 14 | 7,2 | 6,0 | 6,0 | 6,0 | 12,2 | 6,0 | 16,5 |
| Total | 119 | 8,2 | 6,0 | 6,0 | 6,0 | 15,4 | 6,0 | 62,2 |

Los percentiles que superaron el TN1V se muestran en gris claro y los valores que superaron el TN2V se muestran en gris oscuro.

En la Tabla 6 se muestra la distribución de los valores de porcentaje de efecto (% mortalidad) en el ensayo de *H. curvispina* en resaca. Se observó una mediana por encima del TN1H en

3 de las 4 playas y en dos de ellos se superó en TN2H. A su vez en el máximo se observaron 2 puntos cuyos valores superaron el TN2H del ensayo. Si bien se analizaron solo 7 muestras, se detectaron efectos tóxicos en sitios de las playas Ramírez (RAM) y Pocitos (POC) que corresponden a la Zona Media.

Tabla 6. Distribución de los valores de porcentaje de efecto en el ensayo (% de mortalidad) de *H. curvispina* en resaca de playas

| Sitio | N | Media | Mediana | P25 | P75 | Mínimo | Máximo |
|-------|---|-------|---------|------|------|--------|--------|
| PB | 1 | 6,7 | 6,7 | * | * | * | * |
| RAM | 3 | 56,7 | 53,3 | * | * | 46,7 | 70,0 |
| POC | 2 | 43,3 | 43,3 | * | * | 30,0 | 56,7 |
| MAL | 1 | 30,0 | 30,0 | * | * | * | * |
| Total | 7 | 41,9 | 46,7 | 30,0 | 56,7 | 6,7 | 70,0 |

(*) la medida de resumen estadística que no fue calculada por bajo número de muestras.

Los percentiles que superaron el TN1H se muestran en gris claro y los valores que superaron el TN2H se muestran en gris oscuro.

En la Tabla 7 se muestra la distribución de los valores de Pb (mg Pb/kg) en resaca de playas. Se observó en un solo punto de muestreo que la mediana alcanzó un valor mayor al TEL (RAM). En el P90 se observaron dos puntos cuyos valores superaron el TEL (RAM y POC) y a su vez uno de ellos superó también el PEL. Por tanto, las excedencias destacables se ubican en sitios de la Zona Media.

Tabla 7. Distribución de los valores de Pb (mg Pb/kg) en resaca

| Sitio | N | Media | Mediana | P25 | P75 | P90 | Mínimo | Máximo |
|-------|----|-------|---------|------|------|-------|--------|--------|
| PB | 15 | 12,7 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 30,0 | 10,0 | 30,0 |
| PA | 14 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 |
| RAM | 22 | 72,3 | 50,0 | 20 | 100 | 200,0 | 10,0 | 270,0 |
| POC | 20 | 20,3 | 10,0 | 10,0 | 30,0 | 40,0 | 10,0 | 60,0 |
| MAL | 13 | 10,9 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 22,0 |
| CAR | 13 | 11,5 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 20,0 | 10,0 | 20,0 |
| Total | 97 | 27,0 | 10,0 | 10,0 | 20,0 | 60,0 | 10,0 | 270,0 |

En el caso de que la mediana superara el TEL (30,2 mg Pb/kg) se muestra en gris claro y en el caso de que superara el PEL (112,1 mg Pb/kg) se muestra en gris oscuro.

En la Tabla 8 se muestra la distribución de los valores de Cr (mg Cr/kg) en resaca de playas y no se registró ningún valor que supere el TEL.

Al interpretar los resultados en resaca para bioensayos y metales no se observó una clara relación entre ellos o con las zonas definidas. Particularmente, no se presentó un marcado aumento en las playas de la Zona Media (PA, RAM y POC).

Tabla 8. Distribución de los valores de Cr (mg Cr/kg) en resaca

| Sitio | N | Media | Mediana | P25 | P75 | Mínimo | Máximo |
|-------|----|-------|---------|-----|-----|--------|--------|
| PB | 15 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 |
| PA | 14 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 |
| RAM | 22 | 12,1 | 7,5 | 7,5 | 16 | 7,5 | 37 |
| POCB | 20 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 |
| MAL | 14 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 |
| CAR | 13 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 |
| Total | 98 | 8,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 37 |

4.4- Análisis de la relación entre ecotoxicidad y metales pesados

A continuación, se muestra el gráfico de dispersión de los valores de %IEL del bioensayo de *V. fischeri* en función de la concentración de plomo (mg Pb/kg) en muestras de sedimento (Figura 6A). Si bien no se observó tendencia lineal, se puede destacar que la mayoría de los puntos (80,3%) indicaron bajo nivel de Pb (<TEL) y a su vez bajo nivel de toxicidad para *V. fischeri* (<17%IEL). Por otro lado, los puntos donde los valores de Pb fueron elevados (>PEL) coincidieron con una respuesta cuantificable en la disminución de la emisión de luz de *V. fischeri* (1,1%). A su vez no se observaron puntos donde los niveles de Pb fueran elevados (>PEL) junto con bajos niveles de toxicidad. Por otro parte, el 9,1% de los puntos indicaron disminución en la emisión de luz mayor al 17% (TN2V) siendo aquéllos en donde los valores de concentración de Pb fueron menores al TEL (Figura 6A).

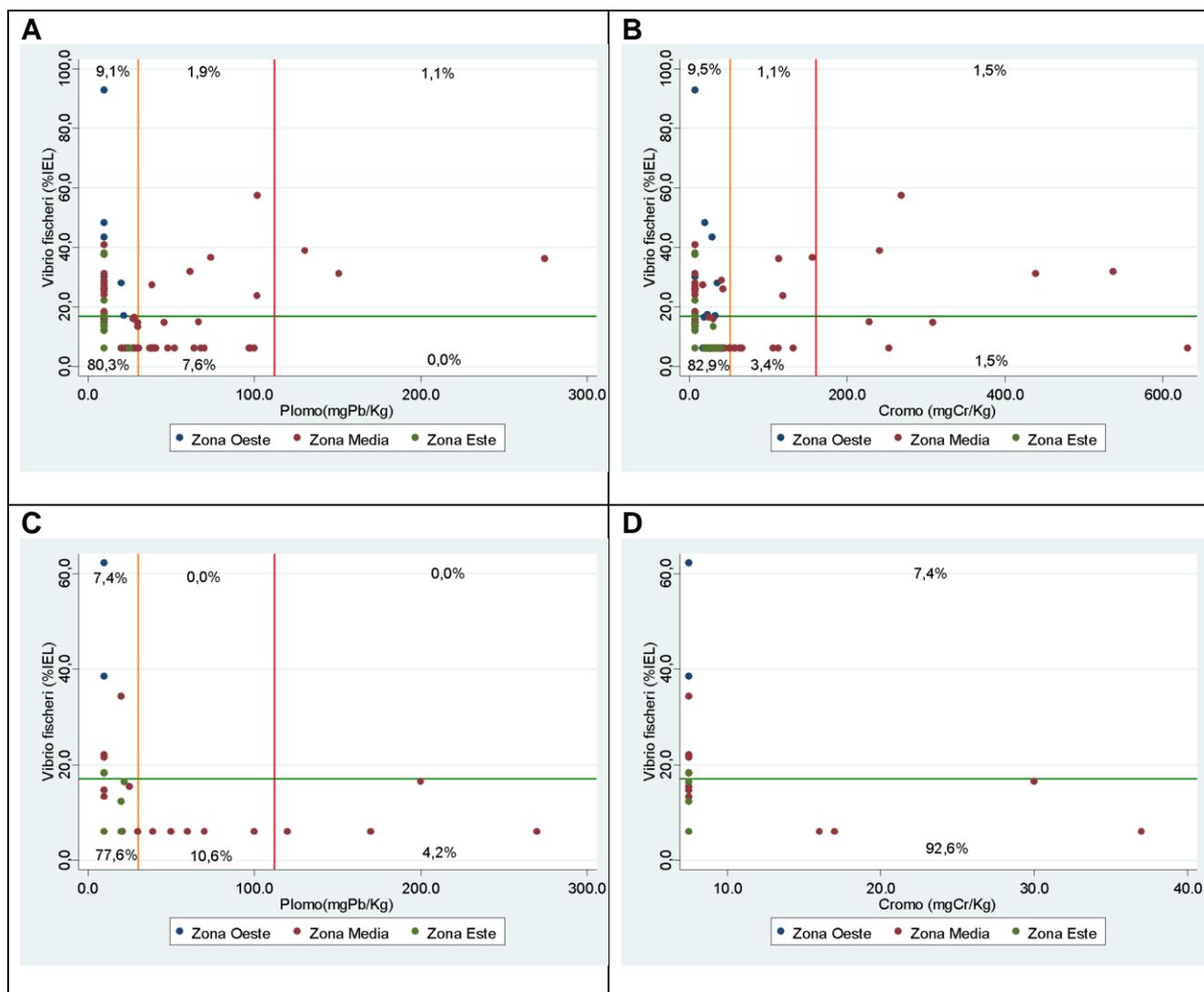


Figura 6. Gráficos de dispersión de los valores de %IEL del bioensayo de *V. fischeri* versus la concentración de plomo (mgPb/kg) o cromo (mgCr/kg) en muestras de sedimento o resaca. A) Pb en muestras de sedimento. B) Cr en muestras de sedimento. C) Pb en muestras de resaca. D) Cr en muestras de resaca. La línea verde indica el límite de cuantificación (TN2V) del bioensayo y las líneas naranja y roja indican los límites TEL y PEL del metal, respectivamente. A su vez se indican los % de datos que hay en cada cuadrante (definidos por las áreas delimitadas por el TEL, el PEL y el TN2V).

Respecto de la distribución espacial de los sitios se destaca que los valores que superaron el TN2V con excedencias a nivel de TEL o PEL para Pb fueron todos de la Zona Media (Figura 6A).

En la Figura 6B se muestra el gráfico de dispersión de los valores de %IEL del bioensayo de *V. fischeri* versus la concentración de cromo (mg Cr/kg) en muestras de sedimento. No se observó tendencia lineal entre la disminución en la emisión de luz de *V. fischeri* y la concentración de Cr. Cabe mencionar que la gran proporción de puntos (82,9%) se localizó en el cuadrante donde la concentración de Cr fue menor al TEL y, a su vez, el %IEL fue no cuantificable. Los valores de Cr mayores al PEL se distribuyeron por igual (1,5%) por debajo y por encima del valor umbral de cuantificación del bioensayo (TN2V). Por otro lado, el 9,5% de los puntos indicaron disminución en la emisión de luz mayor al 17% (TN2V) en donde los valores de concentración de Cr fueron menores al TEL. Respecto de la distribución espacial

de los sitios resulto que nuevamente los valores que superaron el TN2V con excedencias a nivel de TEL o PEL para Cr fueron todos de la Zona Media (Figura 6B).

La Figura 6C muestra el gráfico de dispersión de los valores de %IEL del bioensayo de *V. fischeri* versus la concentración de plomo (mg Pb/kg) en muestras de resaca. No se observó tendencia lineal entre la disminución en la emisión de luz de *V. fischeri* y la concentración de Pb. La mayoría de los puntos (77,6%) se agruparon en el cuadrante donde la concentración de Pb fue menor al TEL y el %IEL menor a 17% (TN2V). Sin embargo, los valores restantes se ubicaron en dos zonas que evidencian falta de concordancia entre los niveles de Pb y los valores de %IEL: 7,4% en niveles superiores al TN2V y menores al TEL, y 14,8% con niveles mayores al TEL y menores al TN2V.

La Figura 6D muestra el gráfico de dispersión de los valores de %IEL del bioensayo de *V. fischeri* versus la concentración de cromo (mg Cr/kg) en muestras de resaca. No se observó una tendencia lineal entre el %IEL y la concentración de Cr. A su vez la mayoría de los puntos (92,6%) se agruparon por debajo del TN2V para valores de concentración de Cr menores al TEL. Un 7,4% de los valores fueron superiores al TN2H siendo también valores inferiores al TEL.

La Figura 7A muestra el gráfico de dispersión de los valores de % mortalidad del bioensayo de *H. curvispina* versus la concentración de plomo (mg Pb/kg) en muestras de sedimento. No se observó tendencia lineal entre la mortalidad de *H. curvispina* y la concentración de Pb. En este caso la mayoría de los puntos (69,5%) se agruparon en el cuadrante donde la mortalidad de *H. curvispina* fue mayor al 10% (TN1H) y la concentración de Pb fue menor al TEL. A su vez el 17,4% de los puntos se agruparon en el cuadrante donde la mortalidad de *H. curvispina* fue menor al 10% y la concentración de Pb fue menor al TEL. Cuando los valores de Pb fueron mayores al TEL se observó que la mortalidad de *H. curvispina* fue siempre mayor al TN1H y predominante en los sitios de la Zona Media.

La Figura 7B muestra el gráfico de dispersión de los valores de % mortalidad del bioensayo de *H. curvispina* versus la concentración de cromo (mg Cr/kg) en muestras de sedimento. No se observó una tendencia lineal entre la concentración de Cr y la mortalidad de *H. curvispina*. El 69,5% de los puntos se agruparon en el cuadrante con mortalidad mayor al 10% (TN1H) y concentraciones de Cr menores al TEL. El 18,8% de los puntos se agruparon en el cuadrante con bajos valores de mortalidad (<10%) y bajas concentraciones de Cr. Por otra parte, un 10,1% de los valores que superaron el TEL de Cr se encontraron sobre los niveles del TN1H y la mayoría de ellos correspondieron a la Zona Media.

La Figura 7C muestra el gráfico de dispersión de los valores de riesgo relativo (RR) del bioensayo de *H. curvispina* versus la concentración de plomo (mg Pb/kg) en muestras de sedimento. No se observó una tendencia lineal entre el RR y la concentración de Pb. La mayoría de los valores se concentró donde el RR fue elevado (mayor a 2,0) pero la concentración de Pb fue menor al TEL. Sin embargo, también se observó una serie de puntos donde coinciden valores superiores al TEL y RR mayores a 2,0, siendo mayormente puntos de la Zona Media.

La Figura 7D muestra el gráfico de dispersión de los valores de RR del bioensayo de *H. curvispina* versus la concentración de cromo (mg Cr/kg) en muestras de sedimento. No se observó una tendencia lineal entre el RR del ensayo en *H. curvispina* y la concentración de Cr. La mayoría de los valores se concentraron donde el RR fue mayor a 2,0 pero la concentración de Cr fue menor al TEL. Por otra parte, se destacaron valores mayores al TEL que se corresponden con niveles de toxicidad con RR mayores a 2,0 y son todos sitios de la Zona Media.

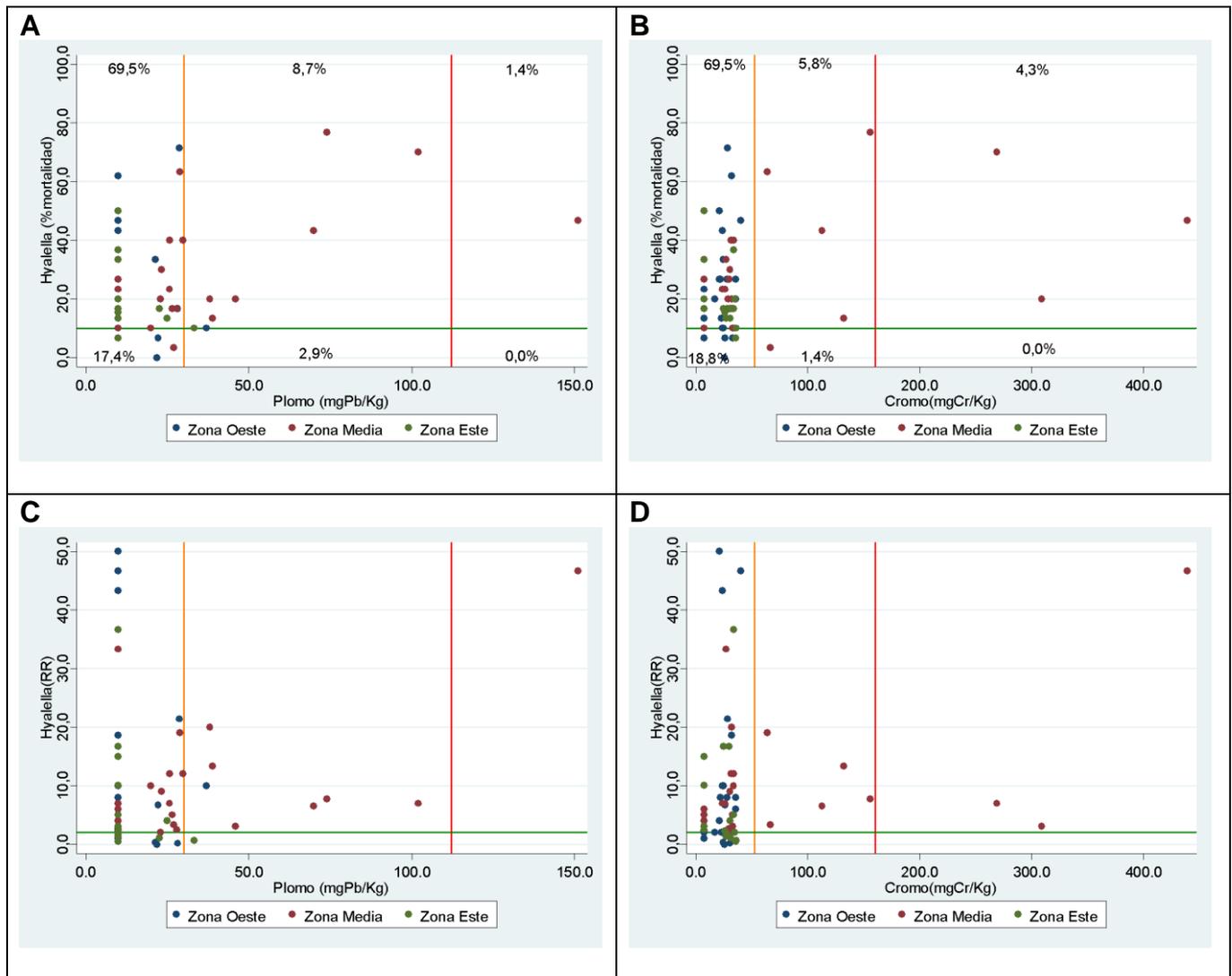


Figura 7. Gráficos de dispersión de los valores de porcentaje de mortalidad o Riesgo Relativo (RR) del bioensayo de *H. curvispina* versus la concentración de plomo (mgPb/kg) o cromo (mgCr/kg) en muestras de sedimento. A) % de mortalidad versus Pb. B) % de mortalidad versus Cr. C) RR versus Pb. D) RR versus Cr. La línea verde indica el límite TN1H del bioensayo en el caso del porcentaje de mortalidad o 2,0 para el RR, y las líneas naranja y roja indican los límites TEL y PEL del metal, respectivamente. A su vez se indican los % de datos que hay en cada cuadrante (definidos por las áreas delimitadas por el TEL, el PEL y el TN1H).

Como análisis previo a los modelos de regresión múltiple se estudió gráficamente la relación entre los metales para evidenciar de qué manera se encuentran correlacionados. La Figura 8 presenta la relación entre los valores de concentración de Pb y Cr en sedimento y resaca. En los sedimentos se observó un predominio de muestras con valores menores al TEL en ambos metales y también muchos valores en el intervalo de TEL y PEL para el Pb. Por otra parte, también fueron más frecuentes los valores mayores al PEL en Cr que en Pb. Por tanto, los sedimentos no mostraron una clara relación lineal o monótona entre Pb y Cr, presentando un incremento en la dispersión de los valores con el aumento de la concentración de cada metal.

En el caso de la resaca de playas el único metal que mostró valores mayores al TEL y al PEL fue el Pb, no estableciéndose una relación con valores de Cr (Figura 8).

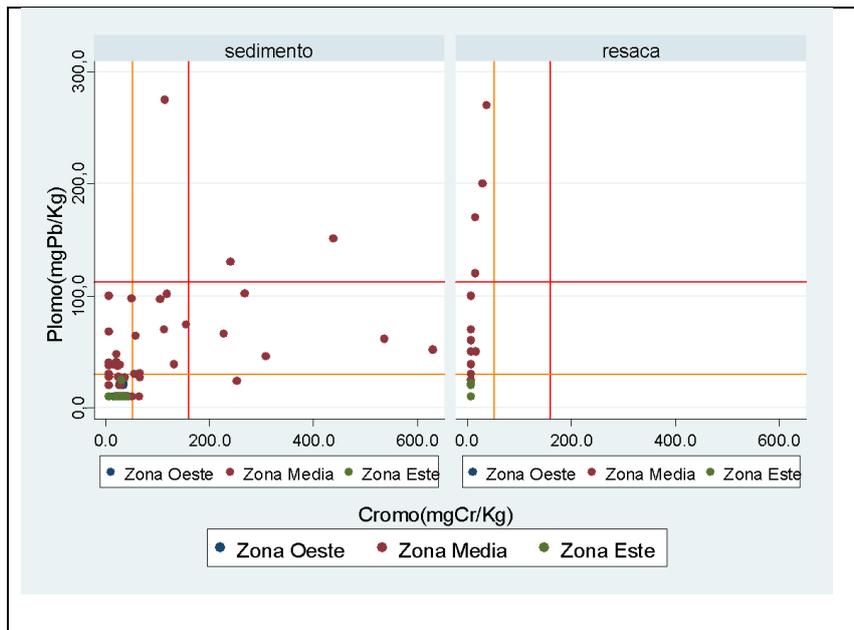


Figura 8. Dispersión de los valores de concentración de plomo (mg Pb/kg) versus cromo (mg Cr/kg) en las muestras de sedimento y resaca. Las líneas naranja y roja indican los límites TEL y PEL para el Pb y Cr, respectivamente.

No se realizó el análisis de gráfico de dispersión de los bioensayos de *H. curvispina* versus los niveles de concentración de metales en resaca debido al bajo número de muestras.

En la Tabla 9 se presentan los modelos de regresión múltiple que fueron realizados para explorar la relación entre las medidas de toxicidad del ensayo de *V. fischeri* y los distintos conjuntos de variables explicativas. En el Modelo 1 se presentan como variables explicativas la concentración de Pb y Cr, y como variables dummy las Zonas Media y Este (Zona Oeste como referencia). En dicha situación únicamente resultó significativo el Pb ($p= 0,001$) con un valor positivo del coeficiente (0,098).

En el Modelo 2 se muestra como variables explicativas las concentraciones de Pb y Cr con coeficiente positivo en ambos casos y significación estadística para Pb (Tabla 9).

En los Modelos 3, 4 y 5 se utilizaron para cada regresión los datos por zona de muestreo y sólo se obtuvo significación estadística para Pb en la Zona Media (Tabla 9).

Tabla 9. Modelos de regresión múltiple para explorar la relación entre la medida de toxicidad del ensayo de *V. fischeri* (%IEL) y distintos conjuntos de variables explicativas: plomo (mg Pb/kg), cromo (mg Cr/kg) y variable dummy de zona de muestreo. El conjunto de datos analizados correspondió a un tamaño de muestra de 264 observaciones.

| Modelos de Regresión | Variables | Coefficiente | Valor p |
|---|------------|--------------|---------|
| Modelo 1 (R ² = 0,087) | plomo | 0,098 | 0,001 |
| | cromo | 0,016 | 0,124 |
| | Zona Media | -1,411 | 0,335 |
| | Zona Este | -2,007 | 0,229 |
| | Constante | 8,871 | <0,001 |
| | | | |
| Modelo 2 (R ² = 0,088) | plomo | 0,095 | 0,001 |
| | cromo | 0,016 | 0,119 |
| | Constante | 7,732 | <0,001 |
| | | | |
| Modelo 3 (R ² = 0,016) Zona Oeste | plomo | 0,126 | 0,748 |
| | cromo | -0,142 | 0,306 |
| | Constante | 11,717 | 0,019 |
| | | | |
| Modelo 4 (R ² = 0,186) Zona Media | plomo | 0,095 | <0,001 |
| | cromo | 0,018 | 0,058 |
| | Constante | 7,412 | <0,001 |
| | | | |
| Modelo 5 (R ² = 0,024) Zona Este | plomo | -0,031 | 0,943 |
| | cromo | -0,093 | 0,249 |
| | Constante | 9,637 | 0,031 |

En la Tabla 10 se presentan los modelos de regresión múltiple que fueron probados para explorar la relación entre las medidas de toxicidad del ensayo de *H. curvispina* y distintos conjuntos de variables explicativas. En el Modelo 1 se presentan como variables explicativas la concentración de Pb y de Cr, y como variables dummy Zonas Media y Este (Zona Oeste como referencia). En todos los casos los coeficientes de regresión de las variables fueron no significativos.

En el Modelo 2 se analizaron como variables explicativas las concentraciones de Pb y Cr, con coeficiente positivo en ambos casos y significación estadística en el caso de Pb (Tabla 10).

Al igual que en la tabla 9, en los Modelos 3, 4 y 5 se utilizaron para cada regresión los datos separados por zona de muestreo. Sólo se obtuvo significación estadística para el Pb en el Modelo 4 que correspondió a la Zona Media (Tabla 10).

Tabla 10. Modelos de regresión múltiple para explorar la relación entre la medida de toxicidad del ensayo de *H. curvispina* (% mortalidad) y distintos conjuntos de variables explicativas: plomo (mg Pb/kg), cromo (mg Cr/kg) y variable dummy de zona de muestreo. El conjunto de datos analizados correspondió a un tamaño de muestra de 67 observaciones.

| Modelos de Regresión | VARIABLES | Coeficiente | Valor p |
|---|------------|-------------|---------|
| Modelo 1 (R ² = 0,130) | plomo | 0,355 | 0,054 |
| | cromo | -0,016 | 0,778 |
| | Zona Media | -1,602 | 0,734 |
| | Zona Este | -3,389 | 0,505 |
| | Constante | 19,043 | <0,001 |
| | | | |
| Modelo 2 (R ² = 0,150) | plomo | 0,359 | 0,044 |
| | cromo | -0,185 | 0,746 |
| | Constante | 17,644 | <0,001 |
| | | | |
| Modelo 3 (R ² = 0,064) Zona Oeste | plomo | -0,196 | 0,682 |
| | cromo | 0,672 | 0,067 |
| | constante | 11,556 | 0,235 |
| | | | |
| Modelo 4 (R ² = 0,362) Zona Media | plomo | 0,578 | 0,008 |
| | cromo | -0,080 | 0,207 |
| | constante | 14,859 | 0,002 |
| | | | |
| Modelo 5 (R ² = 0,176) Zona Este | plomo | -0,232 | 0,557 |
| | cromo | -0,457 | 0,089 |
| | constante | 34,506 | <0,001 |

Los valores del coeficiente de determinación (R²) resultaron ser bajos en todos los casos, indicando que la varianza explicada es muy reducida en dichos modelos (Tablas 9 y 10).

En la Tabla 11 se muestran los resultados del análisis de correlación de Spearman entre los valores de toxicidad de los ensayos y las concentraciones de metales, así como los primeros

con las distancias geográficas. Para la matriz de sedimento, en el ensayo con *V. fischeri* se observó que el coeficiente de correlación fue cercano a cero, indicando muy baja correlación, para cualquiera de las variables independientes analizadas. Sin embargo, la relación fue significativa en el caso de Pb y la distancia a B6 ($p < 0,05$). Cabe destacar que respecto de las distancias a B6, L8 y L9 se encontró la relación esperada, siendo la correlación inversa ($r = -0,125$) en el primer caso y no significativa para los restantes (Tabla 11).

En la matriz de sedimento, en el ensayo de *H. curvispina* se observó que el coeficiente de correlación también fue cercano a cero para cualquiera de las variables independientes analizadas y siendo además no significativas en todos los casos (Tabla 11).

En resaca y para el ensayo de *V. fischeri* se observó que el coeficiente de correlación fue cercano a cero para cualquiera de las variables independientes analizadas y no significativo en todos los casos (Tabla 11).

En los casos donde los valores p de la correlación fueron menores a 0,05 se repitió el cálculo para los puntos de muestreo de la Zona Media. En dichos casos se obtuvo que la magnitud de la correlación aumentó siendo igual a 0,203 ($p = 0,020$) para la toxicidad medida con *V. fischeri* respecto de Pb y -0,201 ($p = 0,001$) para la correlación respecto de la distancia a B6.

Tabla 11. Análisis de correlación (r de Spearman) entre la concentración de metales pesados o distancias geográficas y los valores de toxicidad de los ensayos para las matrices sedimento y resaca.

| Matriz | Ensayo | Variable | N | Correlación | Valor-p |
|-----------|---------|----------------|-----|-------------|---------|
| Sedimento | Vibrio | plomo | 264 | 0,164 | 0,008 |
| | | romo | 264 | -0,006 | 0,923 |
| | | Distancia a B6 | 491 | -0,125 | 0,006 |
| | | Distancia a L8 | 491 | -0,067 | 0,138 |
| | | Distancia a L9 | 491 | 0,053 | 0,240 |
| | Hyaella | plomo | 67 | 0,136 | 0,274 |
| | | romo | 67 | 0,208 | 0,092 |
| | | Distancia a B6 | 137 | -0,154 | 0,071 |
| | | Distancia a L8 | 137 | 0,048 | 0,574 |
| | | Distancia a L9 | 137 | -0,050 | 0,561 |
| Resaca | Vibrio | plomo | 94 | 0,027 | 0,799 |
| | | romo | 95 | 0,043 | 0,679 |
| | | Distancia a B6 | 119 | 0,015 | 0,872 |
| | | Distancia a L8 | 119 | 0,037 | 0,689 |
| | | Distancia a L9 | 119 | -0,037 | 0,689 |

5- Discusión

Respondiendo al primer objetivo de este trabajo, se pudo determinar una respuesta tóxica con ambos bioensayos en sedimento, observándose con mayor frecuencia en la zona definida como media en el área de estudio. El ensayo de *Vibrio fischeri* permitió distinguir más claramente las diferencias de toxicidad entre zonas que el ensayo de *Hyalella curvispina*. Esto queda respaldado tanto por el análisis descriptivo como el inferencial mayormente en sedimentos. Es posible que una mayor sensibilidad (mayor número de muestras con mortalidades mayores a 10%) y un menor tamaño de muestra sean factores que hayan influido en la no diferenciación entre zonas con el ensayo de *H. curvispina*.

Los sitios de muestreo en la Bahía del Puerto de Montevideo y del área concéntrica al emisario de Punta Carretas fueron los que presentaron mayor frecuencia y magnitud de ecotoxicidad para ambos bioensayos. Este resultado era el esperado dado que estos sitios son los principales puntos de vertimiento del saneamiento de Montevideo durante el periodo de muestreo. Una gran variedad de posibles contaminantes pueden ser los responsables de dicha respuesta tóxica ya que el sistema de saneamiento es unitario y el efluente está compuesto de sustancias de origen doméstico e industrial además del drenaje pluvial.

Contestando al segundo objetivo de este estudio se observó una relación débil (coeficientes próximos a cero) pero significativa entre los niveles de Pb y la toxicidad cuantificada en ambos bioensayos para el sedimento. Dicho resultado fue más débil con *V. fischeri* que con *H. curvispina*, probablemente debido a la diferencia interespecífica en la sensibilidad a los contaminantes. A su vez, se pudo observar que la zona de muestreo influye en la magnitud de la relación entre la toxicidad y la concentración de Pb, obteniéndose mayores coeficientes en la Zona Media. Los resultados respecto del Pb se encuentran dentro de lo esperado dado que ambos organismos de ensayo son sensibles al mismo (Salizzato *et al.*, 1998; Hsieh *et al.*, 2004; Teodorovic *et al.*, 2009; Peluso, 2011; Peluso *et al.*, 2011; Bouvier, 2013; Mansour *et al.*, 2015).

El análisis descriptivo mostró claramente la presencia de ecotoxicidad aún con bajos valores de Pb y Cr, hecho que pudo deberse a la presencia de otros contaminantes que no fueron cuantificados en el presente estudio. Los gráficos utilizados brindan una imagen de la relación entre la ecotoxicidad y los metales estudiados, donde se observa que son más frecuentes los niveles tóxicos que la cuantificación de metales sobre el PEL o el TEL, situación que es compatible con que sean otros los contaminantes responsables del efecto tóxico. La predicción de los efectos ecotoxicológicos en sedimentos estuarinos requiere de: la cuantificación de los efectos biológico (mediante bioindicadores y/o biomarcadores) y de múltiples sustancias, así como conocer su biodisponibilidad y posiblemente también estudiar la relación con otros factores (granulometría, materia orgánica, salinidad, entre otros) (Chapman *et al.*, 2013; Magalhães *et al.*, 2015; Machado *et al.*, 2016). No obstante, tales estudios son de alta complejidad técnica y requieren un abordaje multidisciplinario. Por tanto, dado que era una dificultad reconocida desde el planteo inicial de este trabajo, los objetivos de relacionar las concentraciones de Pb, Cr y la zona de muestreo con los resultados de los bioensayos solo fueron exploratorios al igual que en otros estudios similares (Martín *et al.*, 2010; Baran & Tarnawski, 2015). Sin embargo, se puede afirmar que la respuesta tóxica se da mayormente en muestras de la Zona Media, estando relacionada significativamente con la distancia a un punto central de dicha zona (distancia a B6 en análisis de correlación), medida que fue utilizada como proxy del gradiente de polución en el área de estudio.

Los bioensayos realizados para cuantificar el efecto biológico indicativo de la toxicidad (reducción de la emisión de luz o mortalidad) no están reglamentados como niveles guía por

una normativa nacional o internacional, siendo su caracterización en leves, moderados o severos un aspecto no claramente definido. Sin embargo, con motivos descriptivos se han adoptado en el presente estudio los criterios de detección (TN1V) y cuantificación (TN2V) para el ensayo de *V. fischeri* (EPS, 1992) y se ha estudiado las características del ensayo de *H. curvispina* (análisis de potencia), arribando a la elaboración de un criterio estadístico (TN1H y TN2H). En tal sentido, se observó con baja frecuencia (<13%) niveles cuantificables de toxicidad (>17% IEL que corresponde a TN2V) para el sedimento con el ensayo de *V. fischeri* y en muy baja frecuencia para la resaca (<8%). Cabe señalar que la mayoría de los puntos en toda la región estudiada presentó ocasionalmente valores sobre el límite de cuantificación de *V. fischeri*, como se constata en la descripción de los valores máximos por sitio. En el caso de la toxicidad medida con *H. curvispina*, se observó un predominio (>70%) de valores con algún grado de efecto (mortalidad >10% que denominamos TN1H) y con una amplia distribución en el área de estudio. Este comportamiento diferente de los bioensayos aplicados puede ser el responsable de que solo se halla encontrado diferencias estadísticamente significativas entre zonas para el sedimento con *V. fischeri*. En algunos estudios se ha determinado que *V. fischeri* presenta una sensibilidad menor que los crustáceos frente a metales pesados (Teodorovic *et al.*, 2009; Mansour *et al.*, 2015).

En acuerdo a los antecedentes y a nuestras hipótesis, los metales estudiados (Pb y Cr) presentaron concentraciones mayores en sitios próximos a los puntos de vertimiento del saneamiento en la Zona Media. Si bien estos metales no explican todo el comportamiento de la toxicidad serían indicadores de un área con mayor impacto antrópico. Comparativamente, las excedencias con Cr fueron mayores que con Pb en sedimento, ya que en el primer caso varios puntos superaron el PEL para el valor de la mediana. Sin embargo, el Pb presentó mayor correlación con la toxicidad, probablemente debido a la mayor sensibilidad de los bioensayos al mismo.

Los hallazgos respecto de la distribución espacial, zonas con mayor o menor impacto antrópico, se encuentran dentro de lo esperado y en acuerdo a los antecedentes de estudios en el área relevada (Muniz *et al.*, 2004; Muniz *et al.*, 2015; García-Alonso *et al.*, 2017). En tal sentido el trabajo de García-Alonso *et al.* (2017) presentó máximos de concentración de mercurio (Hg), cobre (Cu), Pb y Cr en sitios que se corresponden con nuestra Zona Media, en particular Bahía y playa Ramírez. Sin embargo, nuestros resultados presentan mayores excedencias, superando el TEL y el PEL de Pb y Cr para valores máximos y también en la mediana de sitios de la Bahía. Por otra parte, Muniz *et al.* (2004 y 2015) han estudiado la Bahía de Montevideo en dos momentos, años 1998 y 2010, identificando un alto impacto antrópico con contaminantes orgánicos e inorgánicos. Respecto del trabajo más reciente (Muniz *et al.*, 2015) nuestros datos presentan mayores excedencias respecto del TEL en Pb y del TEL y PEL en Cr. Las diferencias respecto de los niveles de Pb y Cr con los antecedentes mencionados podrían deberse a diferencias en los sitios de muestreo, a un mayor número de muestras en el caso de los datos proporcionados por la Intendencia de Montevideo, a diferencias en los procedimientos analíticos y a movilización de sedimentos debido a obras portuarias. Se destaca entonces, que los niveles de Pb y Cr fueron mayores respecto de los antecedentes más recientes quedando planteada una interrogante respecto de la evolución real (ascendente o descendente) de la concentración de los metales en el área.

Los resultados de toxicidad en resaca presentan un tamaño de muestra menor ya que corresponden sólo a playas. La ecotoxicidad no se observó en una magnitud o frecuencia destacable ni tampoco con una relación con los metales o las zonas definidas. Por sus características la resaca es una matriz heterogénea en su origen y composición. Aunque la inspección visual hace suponer que está mayormente compuesta por materia orgánica, su estructura de partículas es variable y no siempre se encuentra presente en el sitio de muestreo. A su vez, la muestra puede contener una cantidad variable de arena que se colecta de forma involuntaria al recoger la resaca. Todo lo antes dicho hace que sea una matriz poco

representativa y sus valores de toxicidad o niveles de metales prácticamente anecdóticos. Por tanto, se sugiere revisar su utilidad como matriz en el monitoreo ambiental.

Los bioensayos utilizados en este estudio son indicadores adecuados para medir la ecotoxicidad en el sedimento, debido a que cumplen con varias de las características deseables para su implementación en el laboratorio y a que poseen una buena sensibilidad (Hoffman *et al.*, 2003). En el caso de *V. fischeri* es un organismo extensamente estudiado y una herramienta ecotoxicológica de uso a nivel global, siendo recomendado como método de cribado por muchos autores (Davoren *et al.*, 2005; Fulladosa *et al.*, 2005; Parvez *et al.*, 2006; Beg & Ali, 2008). Su sensibilidad ha sido estudiada para una amplia gama de sustancias orgánicas e inorgánicas (Salizzato *et al.*, 1998; Hsieh *et al.*, 2004). También se demostró que este ensayo es uno de los más sensibles a la detección de toxicidad en sedimentos en comparación a otros ensayos en bacterias y en mayor medida en agua de poro (Davoren *et al.*, 2005). Por último, se ha encontrado una correlación entre la respuesta tóxica en este ensayo y la concentración de metales biodisponibles en sedimento (Martín *et al.*, 2010; Baran & Tarnawski, 2015; Rosado *et al.*, 2016).

Un representante del género *Haylella* del que se posee una extensa experiencia como herramienta en bioensayos es la especie *Hyaella azteca* (ECChC, 2017). Los estudios en dicha especie muestran una gran sensibilidad a metales pesados, con valores de concentración letal 50% (CL50%) muy bajos en agua (Milani *et al.*, 2003; Borgmann *et al.*, 2005). En nuestra región *H. curvispina* no cuenta con la misma base experimental que *H. azteca* pero algunos estudios también han demostrado que presenta una gran sensibilidad a metales (Peluso, 2011; Peluso *et al.*, 2011; Bouvier, 2013). Peluso *et al.* (2011) destaca la sensibilidad de juveniles de *H. curvispina* a varios metales pesados, siendo mayor que otras especies de invertebrados. Los resultados de esta tesina son concordantes con la mayor sensibilidad del género *Hyaella* y con la mayor exposición a posibles contaminantes que tienen los organismos de este ensayo al ser realizado en sedimento entero. Si bien los resultados con *H. curvispina* no mostraron diferencias significativas entre zonas, sí se observaron diferencias a nivel del análisis descriptivo (medidas de resumen) que hacen sospechar que se debió a un bajo tamaño de muestra.

La totalidad de la respuesta tóxica cuantificada seguramente es consecuencia de múltiples factores que se encuentran en una matriz compleja como lo es el sedimento estuarino (Chapman *et al.*, 2013; Magalhães *et al.*, 2015; Machado *et al.*, 2016). Distintos estudios han medido la presencia de un amplio espectro de contaminantes en el área de estudio, mayormente concentrados en lo que definimos como Zona Media (Muniz *et al.*, 2004; Muniz *et al.*, 2015; Castiglioni, 2015; Garcia-Alonso *et al.*, 2017). Particularmente, en otro estudio donde se utilizaron bioensayos, la correlación de los mismos fue mejor al utilizar datos de biodisponibilidad de metales (Castiglioni, 2015).

El área de estudio es una zona del estuario del Río de la Plata donde se producen los máximos gradientes horizontales de salinidad y turbiedad (Framiñan & Brown, 1996; Guerrero *et al.*, 1997). Dicha variabilidad sumada al efecto de la salinidad en los procesos de partición de los contaminantes gobierna en gran medida el destino final de los mismos (Chapman *et al.*, 2013; Machado *et al.*, 2016). En particular ambos efectos pueden llevar a una adsorción de los contaminantes en el material particulado y una posterior precipitación incorporándose a los sedimentos (Machado *et al.*, 2016).

La costa del departamento de Montevideo presenta regiones de distinta energía de corrientes, en particular la Bahía presenta niveles menores y favorables a la precipitación de sedimentos finos que pueden presentar contaminantes adsorbidos (Muniz *et al.*, 2015). Otro aspecto que depende de los niveles de energía es la oxigenación del sedimento debido a la movilización de las capas de agua. La oxigenación de sedimento que depende de factores físicos, químicos y biológicos (bioturbación) también tiene efecto en la partición de contaminantes en dicha matriz (Machado *et al.*, 2016). En lo que respecta al modelo de partición de metales

también es fundamental mencionar al pH, ya que éste en condiciones acidas determina una mayor solubilización de metales y por lo tanto un aumento en su biodisponibilidad (Magalhães *et al.*, 2015). Sin embargo, el efecto del pH se encuentra fuertemente controlado por la salinidad (Machado *et al.*, 2016). En suma, de todos estos factores no es siempre esperable encontrar toxicidad para todas las muestras de la Zona Media a pesar de contar con múltiples fuentes de contaminación.

En este estudio los bioensayos realizados fueron en elutriado de sedimento y resaca para *V. fischeri* y en la matriz entera para *H. curvispina*. Los bioensayos en sedimento entero son generalmente recomendados por ser más representativos de los efectos en el ambiente (Hill *et al.*, 1993; Simpson *et al.*, 2016). Estudios recientes a su vez indican que los sedimentos enteros producen mayor respuesta tóxica para *V. fischeri* en comparación a su exposición al agua de poro (Baran & Tarnawski, 2015). Por otra parte, según Peluso (2011) los estudios realizados con diluciones de sedimentos (donde puede determinarse la concentración de efecto 50%) son de utilidad para determinar el manejo ponderado de sitios según su grado de afectación biológica. Más aún, el estudio del comportamiento dosis-respuesta en pruebas con diluciones contribuye a la comprensión de los efectos de las mezclas químicas complejas sobre la biota. En el caso de la utilización de anfípodos para bioensayos, se reconoce la necesidad de esta implementación junto con la evaluación del tiempo de exposición a la muestra problema. Asimismo, la medición de efectos subletales (evasión, crecimiento y reproducción) que ayudan a determinar la sensibilidad de los organismos asociada a distintos gradientes de contaminación sería también de gran utilidad (Peluso, 2011; Bouvier, 2013). Otros estudios sugieren el empleo de biomarcadores, como parámetros de estrés oxidativo y actividad metabólica, ya que son una medida de respuesta temprana a la contaminación por polución en contraste con la respuesta letal (Giusto *et al.*, 2014). No obstante, los indicadores ecotoxicológicos medidos en este trabajo son apropiados para el cribado de las muestras y cumplen con los objetivos exploratorios del estudio.

Entre las debilidades del presente estudio se considera la falta de información en algunos parámetros del sedimento como la granulometría y la proporción de materia orgánica. Es bien conocido que una mayor proporción de material fino (<63µm) se correlaciona con un incremento de la concentración de metales (Baptista-Neto *et al.*, 2000; Chapman & Wang, 2001). Por otra parte, la materia orgánica suele tener una gran capacidad para captar cationes metálicos, convirtiéndose en un reservorio con diversos efectos ecotoxicológicos (Chapman & Wang, 2001; Baran & Tarnawski, 2015; Machado *et al.*, 2016).

El diseño de muestreo y el tamaño de la muestra orientó los análisis realizados y pudo haber influido en los resultados, disminuyendo el poder estadístico. La mayoría de los puntos fueron elegidos por conveniencia o proximidad a sitios de interés (fuentes de contaminación, sitios de construcción y áreas turísticas). Además, el tamaño de muestra de las distintas zonas fue variable debido a razones logísticas en la implementación de los muestreos y a la incorporación o eliminación de sitios en los años sucesivos. En consecuencia, el diseño de muestreo no se correspondió estrictamente con un criterio probabilístico o sistemático. Por otra parte, la definición de zonas de muestreo, en base a un criterio que se fundamenta en las características de las principales fuentes de contaminación conocidas en el área de estudio, permitió obtener resultados novedosos. Futuros estudios que mejoren el diseño de muestreo podrán confirmar y mejorar las conclusiones obtenidas.

Se considera relevante la profundización de los estudios que midan efectos biológicos más que únicamente la cuantificación de especies químicas como aproximación a la medida de riesgo ambiental. Además, se hace necesario medir más sustancias potencialmente contaminantes al momento de explicar las respuestas ecotoxicológicas.

Una visión integradora y los recursos adecuados permitirían ejecutar estudios de perspectiva múltiple como los que aplican la Tríada Analítica del Sedimento.

6 - Bibliografía

APHA (2005). Standard methods for the examination of water and waste water, 21st edn. American Public Health Association, Washington, DC

Baptista-Neto, J., Smith, B., & McAllister, J. (2000). Heavy metal concentrations in surface sediments in a nearshore environment, Jurujuba Sound, Southeast Brazil. *Environmental Pollution*, 109(1): 1–9.

Baran, A., & Tarnawski, M. (2015). Assessment of heavy metals mobility and toxicity in contaminated sediments by sequential extraction and a battery of bioassays. *Ecotoxicology*, 24(6): 1279–1293.

Beg, K., & Ali, S. (2008). Microtox toxicity assay for the sediment quality assessment of ganga river. *American Journal of Environmental Sciences*, 4(4): 383–387.

Blasco, J., Chapman, P. M., Campana, O., & Hampel, M. (2016). *Marine Ecotoxicology: Current Knowledge and Future Issues* (1st Ed.). Academic Press.

Borgmann, U., Couillard, Y., Doyle, P., & Dixon, D. G. (2005). Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella azteca* at two levels of water hardness. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(3): 641-652.

Bouvier, M.E. (2013). *Respuestas comportamentales de Hyalella curvispina Shoemaker, 1942 (Crustacea, Amphipoda) como herramientas para la detección de toxicidad de sedimentos*. Tesis de Maestría, PEDECIBA. Facultad de Ciencias. Universidad de la República.

Castiglioni, D. (2015). *Biodisponibilidad de metales traza en playas del Río de la Plata*. Tesina de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias. Universidad de la República.

CCME. (2001). Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Summary Table. In: Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian Environmental Quality Guidelines. 1999, Winnipeg, Manitoba.

Chapman, P.M. (1990). The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *Science of The Total Environment*, 97/98: 815-825.

Chapman, P. M., & Wang, F. (2001). Assessing sediment contamination in estuaries. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(1): 3–22.

Chapman, P. M., Wang, F., & Caeiro, S. S. (2013). Assessing and managing sediment contamination in transitional waters. *Environment International*, 55: 71–91.

Daniel, W.W. (1997). *Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud*. 3er edición. Editorial Limusa S.A. México. 878pp.

Davoren, M., Ní Shúilleabháin, S., Halloran, J., Hartl, M., Sheehan, D., O'Brien, N., van Pelt, F., & Mothersill, C. (2005). A test battery approach for the ecotoxicological evaluation of estuarine sediments. *Ecotoxicology*, 14(7): 741–755.

Di Marzio, W. D., Sáenz, M. E., Alberdi, J. L., & Tortorelli, M. C. (1999). Assessment of the toxicity of stabilized sludges Using *Hyalella curvispina* (Amphipod) Bioassays. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 63(5), 654–659.

ECChC. (2017). Biological Test Method: Test for survival and growth in sediment and water using the freshwater amphipod *Hyalella azteca*. Environment and Climate Change Canada (EPS 1/RM/33 Third edition) Ontario, Canada. 175p.

EPS. (1992). Biological test method: toxicity test using luminescent bacteria. Environmental Protection Series; Report EPS 1/RM/24, Environment Canada. 55p.

Framiñan, M. B., & Brown, O. B. (1996). Study of the Río de la Plata turbidity front, Part 1: spatial and temporal distribution. *Continental Shelf Research*, 16(10), 1259–1282.

Fulladosa, E., Murat, J., Martínez, M., & Villaescusa, I. (2005). Patterns of metals and arsenic poisoning in *Vibrio fischeri* bacteria. *Chemosphere*, 60(1), 43–48.

García, M., Rodríguez Capítulo, A., & Ferrari, L. (2010). Age-related differential sensitivity to cadmium in *Hyalella curvispina* (Amphipoda) and implications in ecotoxicity studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(5): 771–778.

García-Alonso, J., Lercari, D., Araujo, B., Almeida, M., & Rezende, C. (2017). Total and extractable elemental composition of the intertidal estuarine biofilm of the Río de la Plata: Disentangling natural and anthropogenic influences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 187: 53–61.

Giusto, A., Salibián, A., & Ferrari, L. (2014). Biomonitoring toxicity of natural sediments using juvenile *Hyalella curvispina* (Amphipoda) as test species: evaluation of early effect endpoints. *Ecotoxicology*, 23(2), 293–303.

Guerrero, R. A., Acha, E. M., Framiñan, M. B., & Lasta, C. A. (1997). Physical oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Continental Shelf Research*, 17(7): 727–742.

Häder, D.P. & Erzinger, G.S. (2018). *Bioassays: Advanced Methods and Applications*. Elsevier Inc.

Hill, I. R., Matthiessen, P. & Heimbach, F. (1993). *Guidance document on sediment toxicity tests and bioassays for freshwater and marine environments*. From the workshop on sediment toxicity assessment held at Slot Moermond Congressentrum, Renesse, The Netherlands, 8-10 November 1993. Society of Environmental Toxicology and Chemistry - Europe, Brussels, 105pp.

Hoffman, D. J., Rattner, B. A., Burton, & Cairns. (2003). *Handbook of Ecotoxicology* (English Edition) (Sec. ed.). CRC Press.

Hosmer, D. W., Lemeshow, S., & Sturdivant, R. X. (2013). *Applied logistic regression*. Third Edition. New York, John Wiley & Sons, Inc.

Hsieh, C. Y., Tsai, M. H., Ryan, D. K., & Pancorbo, O. C. (2004). Toxicity of the 13 priority pollutant metals to *Vibrio fischeri* in the Microtox® chronic toxicity test. *Science of The Total Environment*, 320(1): 37–50.

IM. (2014). Sistema de Saneamiento. <https://montevideo.gub.uy/areas-tematicas/ambiente/saneamiento/sistema-de-saneamiento> (Publicado: 14.05.2014 - 18:30 | Última actualización: 17.11.2020 - 16:43)

Long, E. R., MacDonald, D. D., Smith, S. L., & Calder, F. D. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19(1): 81–97.

- MacDonald, D. D., Carr, R. S., Calder, F. D., Long, E. R., & Ingersoll, C. G. (1996). Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*, 5(4): 253–278.
- Machado, A. A. S., Spencer, K., Kloas, W., Toffolon, M., & Zarfl, C. (2016). Metal fate and effects in estuaries: A review and conceptual model for better understanding of toxicity. *Science of The Total Environment*, 541: 268–281.
- Magalhães, D.P., Marques, M.R.C., Baptista, D.F. & Buss, D.F. (2015). Metal bioavailability and toxicity in freshwaters. *Environmental Chemistry Letters*. 13 (1): 69–87.
- Mansour, S.A., Abdel-Hamid, A.A., Ibrahim, A.W., Mahmoud, N.H. & Moselhy, W.A. (2015). Toxicity of some pesticide, heavy metals and their mixtures to *Vibrio fischeri* Bacteria and *Daphnia magna*: Comparative study. *Journal of Biology and Life Science* 6(2): 221-240.
- Martín, F., Escoto, M., Fernández, J., Fernández, E., Arco, E., Sierra, M., & Dorronsoro, C. (2010). Toxicity assessment of sediments with natural anomalous concentrations in heavy metals by the use of bioassay. *International Journal of Chemical Engineering*. Article ID 101390, 6 pages.
- Milani, D., Reynoldson, T. B., Borgmann, U., & Kolasa, J. (2003). The relative sensitivity of four benthic invertebrates to metals in spiked-sediment exposures and application to contaminated field sediment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(4): 845–854.
- Mirlean, N., Andrus, V. E., & Baisch, P. (2003). Mercury pollution sources in sediments of Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 46(3): 331–334.
- Moyano, M., Moresco, H., Blanco, J., Rosadilla, M., & Caballero, A. (1993). Baseline studies of coastal pollution by heavy metals, oil and PAHs in Montevideo. *Marine Pollution Bulletin*, 26(8): 461–464.
- Muniz, P., Danulat, E., Yannicelli, B., García-Alonso, J., Medina, G., & Bicego, M. (2004). Assessment of contamination by heavy metals and petroleum hydrocarbons in sediments of Montevideo Harbour (Uruguay). *Environment International*, 29(8): 1019–1028.
- Muniz, P., Venturini, N., Martins, C. C., Munshi, A. B., García-Rodríguez, F., Brugnoli, E., Dauner, A. L. L., Bicego, M. C., & García-Alonso, J. (2015). Integrated assessment of contaminants and monitoring of an urbanized temperate harbor (Montevideo, Uruguay): a 12-year comparison. *Brazilian Journal of Oceanography*, 63(3): 311–330.
- Nagy G.J., Pshennikov-Severova V., Robatto P. (2001). Variabilidad de la salinidad mensual en Montevideo, zona frontal del Río de la Plata, en respuesta a las fluctuaciones ENOS consecutivas y del caudal del Río Uruguay (1998-2000). En: Vizziano, D., Puig, P., Mesones, C. y Nagy, G.J. (eds), *El Río de la Plata. Investigación para la Gestión del Ambiente, los Recursos Pesqueros y la Pesquería en el Frente Salino*. Programa EcoPlata-UNESCO, Montevideo, Uruguay. 21-31.
- Newman, M.C. (2013). *Quantitative ecotoxicology*. Second Edition. CRC Press. 556pp.
- Parvez, S., Venkataraman, C., & Mukherji, S. (2006). A review on advantages of implementing luminescence inhibition test (*Vibrio fischeri*) for acute toxicity prediction of chemicals. *Environment International*, 32(2): 265–268.
- Peluso, M. L. (2011). *Evaluación de efectos biológicos y biodisponibilidad de contaminantes en sedimentos del Río de la Plata y afluentes*. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias Exactas. Universidad Nacional de la Plata.

Peluso, L., Giusto, A., Rossini, G. B., Ferrari, L., Salibian, A., & Ronco, A. E. (2011). *Hyalella curvispina* (Amphipoda) as a test organism in laboratory toxicity testing of environmental samples. *Fresenius Environmental Bulletin*, 20(2): 372-376.

Pica-Granados, Y. & Trujillo, G. (2008). Ensayo de toxicidad aguda con la bacteria *Vibrio fischeri* (Photobacterium phosphoreum). En: Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). México. 307-317.

Poplawski, R. (1983). *Introducción al estudio de la variabilidad temporal de la salinidad en la costa uruguaya*. Tesina de Licenciatura en Oceanografía Biológica. Facultad de Humanidades y Ciencias. Universidad de la República.

Rainbow, P. S. (1995). Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 31(4-12): 183-192.

Rainbow, P.S. (2006). Biomonitoring of trace metals in estuarine and marine environments. *Australasian Journal of Ecotoxicology* 12: 107-122.

Rosado, D., Usero, J., & Morillo, J. (2016). Assessment of heavy metals bioavailability and toxicity toward *Vibrio fischeri* in sediment of the Huelva estuary. *Chemosphere*, 153: 10-17.

Salizzato, M., Bertato, V., Pavoni, B., Volpi Ghirardini, A., & Ghetti, P. F. (1998). Sensitivity limits and EC50 values of the *Vibrio fischeri* test for organic micropollutants in natural and spiked extracts from sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(4): 655-661.

SDI. (2009). *Test Tutor Contenet* (1.5.09). Strategic Diagnostics Inc. (SDI); MicrotoxOmni® Software version 4.1.

SECCA-IM. (2015). *Estudio de la calidad de agua, sedimento y biota del Río de la Plata. Informe preliminar de Evaluación del estudio de línea de base*. Montevideo, Uruguay. 45p.

SECCA-IM. (2020). Declaración de política de calidad. 4372-S-MB-OD-G17; Versión 07; 14 de setiembre de 2020.

Sienra, D. (2021). *Muestreo de Resaca, Arena y Agua para determinación de metales en playas*. Instructivo de Trabajo: 4372-S-MBITW12, Versión 05. Intendencia de Montevideo; Departamento de Desarrollo Ambiental; Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental.

Simpson, S.L., Campana, O. & Ho, K.T. (2016). *Sediment toxicity testing*. Chapter 7 in: Blasco, J., Chapman, P.M., Campana, O. & Hampel, M. (Ed.). *Marine Ecotoxicology*. 199-237p

Somma, L. A., Giusto, A. & Ferrari, L. (2011). Manual de producción de *Hyalella curvispina* en laboratorio. Comisión de investigaciones científicas, Buenos Aires, p. 25

Teodorovic, I., Planojevic, I., Knezevic, P., Radak, S & Nemet, I. 2009. Sensitivity of bacterial vs. *Daphnia magna* toxicity to metals. *Central European Journal of Biology*. 4(4) 482-492.

USEPA (2007). Method 3051A: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. 30p.

Zar, J. H. (1996). *Biostatistical Analysis*. Third Edition, Prentice Hall, New Jersey. 918p

7-Anexo

Tabla A1. Listado de playas con sus respectivos aportes del Sistema de Saneamiento Costero y/o cursos de agua afluentes

| Aporte | Playa | Zonas |
|------------------------------------|----------------------------|-------|
| Cañada Punta Espinillo | Punta Espinillo | Oeste |
| Cañada La Colorada | La Colorada | |
| Cañada Pajas Blancas | Pajas Blancas | |
| Cañada Zabala | Zabala | |
| Cañada Punta Yeguas | Punta Yeguas | |
| Desagüe Santa Catalina | Santa Catalina | |
| Cañada Marimoñas | | |
| Cañada Santa Catalina 2 | | |
| Cañada del Nacional | Del Nacional | |
| Cañada del Cerro | Del Cerro | Media |
| Vertedero La Cumparsita | Ramírez | |
| Vertederos Gaboto y Barrios Amorín | | |
| Vertedero Buxareo | Pocitos y Puerto del Buceo | |
| Vertedero 26 de Marzo | Puerto del Buceo | Este |
| Vertedero Arroyo Malvín | Buceo y Malvín | |
| Vertedero Colombres E y W | Los Ingleses y Verde | |
| Vertedero Punta Gorda | | |
| Vertedero Arroyo del Molino | Playa Honda | |
| Vertedero San Nicolás | Mulata y Carrasco | |
| Arroyo Carrasco | Carrasco y Miramar | |

Tabla A2. Distribución de los valores de porcentaje de efecto (inhibición de emisión de luz, %IEL) en el ensayo *V. fischeri* en sedimento. Cuando la medida de resumen estadística no fue calculada por bajo número de muestras se señala con asterisco (*). En el caso de que la mediana supere el TN1V se resaltó en fondo gris claro y los valores que superan el TN2V se muestran en gris oscuro

| Sitio | N | Media | Mediana | P25 | P75 | Mínimo | Máximo |
|---------|----|-------|---------|-----|------|--------|--------|
| PB | 26 | 9,7 | 6 | 6 | 14,2 | 6 | 30,1 |
| PA | 27 | 8,4 | 6 | 6 | 6 | 6 | 25,2 |
| RAM | 27 | 10,1 | 6 | 6 | 6 | 6 | 48,8 |
| POC | 30 | 11,2 | 6 | 6 | 6 | 6 | 40,7 |
| MAL | 27 | 7,9 | 6 | 6 | 6 | 6 | 38,1 |
| CAR | 25 | 8,9 | 6 | 6 | 6 | 6 | 37,5 |
| BAHIA1 | 13 | 27,5 | 22,4 | 6 | 38,9 | 6 | 63,7 |
| BAHIA2 | 12 | 16,9 | 6 | 6 | 27,2 | 6 | 50,6 |
| BAHIA3 | 12 | 13,6 | 6 | 6 | 14,9 | 6 | 48,8 |
| BAHIA4 | 13 | 14,4 | 6 | 6 | 25,0 | 6 | 54,3 |
| BAHIA5 | 14 | 28,1 | 23,7 | 6 | 44,1 | 6 | 71,7 |
| BAHIA6 | 1 | 6 | 6 | * | * | * | * |
| Z1 | 3 | 6 | 6 | * | * | 6 | 6 |
| Z4 | 12 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| Z5 | 13 | 7,8 | 6 | 6 | 6 | 6 | 28,9 |
| Z6 | 2 | 6 | 6 | * | * | 6 | 6 |
| Z9 | 12 | 15,4 | 6 | 6 | 11,2 | 6 | 88,5 |
| Z10 | 4 | 6 | 6 | * | * | 6 | 6 |
| Z11 | 9 | 7,2 | 6 | 6 | 6 | 6 | 16,4 |
| Z12 | 9 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| Z13 | 4 | 6 | 6 | * | * | 6 | 6 |
| Z ZOPPA | 5 | 8,3 | 6 | 6 | 6 | 6 | 17,4 |

Tabla A2. Continuación.

| Sitio | N | Media | Mediana | P25 | P75 | Mínimo | Máximo |
|---------|-----|-------|---------|-----|------|--------|--------|
| Z MALV | 7 | 14,3 | 6 | 6 | 6 | 6 | 63,9 |
| L1 | 12 | 8,7 | 6 | 6 | 6 | 6 | 31 |
| L2 | 12 | 8,2 | 6 | 6 | 6 | 6 | 32,7 |
| L3 | 12 | 13,8 | 6 | 6 | 6 | 6 | 100 |
| L4 | 12 | 7,8 | 6 | 6 | 6 | 6 | 28 |
| L5 | 12 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| L6 | 12 | 6,9 | 6 | 6 | 6 | 6 | 17 |
| L7 | 12 | 11,3 | 6 | 6 | 13,6 | 6 | 43,4 |
| L8 | 10 | 35,3 | 10,5 | 6 | 80,0 | 6 | 92,9 |
| L9 | 12 | 8,1 | 6 | 6 | 6 | 6 | 30,8 |
| BB | 9 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| L2b | 14 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| C3N | 7 | 12,3 | 6 | 6 | 22,5 | 6 | 33,4 |
| C3E | 7 | 11,1 | 6 | 6 | 20,8 | 6 | 27,3 |
| C3S | 7 | 13,1 | 6 | 6 | 20,5 | 6 | 34,2 |
| C3W | 7 | 12,4 | 6 | 6 | 25,2 | 6 | 31,6 |
| EMIS PC | 15 | 10,1 | 6 | 6 | 12,5 | 6 | 29,9 |
| PY EMIS | 12 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| PYN | 5 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| PYE | 5 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| PYS | 5 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| PYW | 5 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| Total | 511 | 10,9 | 6 | 6 | 6 | 6 | 100 |

Tabla A3. Distribución de los valores de porcentaje de efecto (% de mortalidad) en el ensayo de *H. curvispina* en sedimento. Cuando la medida de resumen estadística no fue calculada por bajo número de muestras se señala con asterisco (*). En el caso de que la mediana supere el TN1H se resaltó en fondo gris claro y los valores que superan el TN2H se muestran en gris oscuro.

| Sitio | N | Media | Mediana | P25 | P75 | Mínimo | Máximo |
|---------|-----|-------|---------|------|------|--------|--------|
| PB | 3,0 | 10,0 | 6,7 | * | * | 6,7 | 16,7 |
| PA | 3,0 | 14,4 | 16,7 | * | * | 10,0 | 16,7 |
| RAM | 3,0 | 24,4 | 20,0 | * | * | 16,7 | 36,7 |
| POC | 4,0 | 15,0 | 11,7 | * | * | 10,0 | 26,7 |
| MAL | 2,0 | 33,3 | 33,3 | * | * | 16,7 | 50,0 |
| CAR | 2,0 | 26,7 | 26,7 | * | * | 20,0 | 33,3 |
| BAHIA1 | 3,0 | 72,2 | 70,0 | * | * | 46,7 | 100,0 |
| BAHIA2 | 3,0 | 73,3 | 83,3 | * | * | 43,3 | 93,3 |
| BAHIA3 | 3,0 | 85,6 | 86,7 | * | * | 76,7 | 93,3 |
| BAHIA4 | 4,0 | 39,2 | 31,7 | * | * | 3,3 | 90,0 |
| BAHIA5 | 5,0 | 42,0 | 53,3 | 20,0 | 60,0 | 13,3 | 63,3 |
| BAHIA6 | 1,0 | 63,3 | 63,3 | * | * | * | * |
| Z1 | 1,0 | 30,0 | 30,0 | * | * | * | * |
| Z4 | 1,0 | 33,3 | 33,3 | * | * | * | * |
| Z5 | 1,0 | 20,0 | 20,0 | * | * | * | * |
| Z9 | 1,0 | 10,0 | 10,0 | * | * | * | * |
| Z10 | 2,0 | 26,7 | 26,7 | * | * | 6,7 | 46,7 |
| Z11 | 1,0 | 61,9 | 61,9 | * | * | * | * |
| Z12 | 2,0 | 36,0 | 36,0 | * | * | 28,6 | 43,3 |
| Z13 | 1,0 | 55,0 | 55,0 | * | * | * | * |
| Z ZOPPA | 2,0 | 72,4 | 72,4 | * | * | 71,4 | 73,3 |
| Z MALV | 2,0 | 23,3 | 23,3 | * | * | 23,3 | 23,3 |
| L1 | 5,0 | 14,0 | 16,7 | 10,0 | 16,7 | 10,0 | 16,7 |
| L2 | 7,0 | 35,5 | 20,0 | 15,4 | 73,3 | 13,3 | 73,3 |
| L3 | 4,0 | 18,8 | 15,0 | * | * | 10,0 | 35,0 |
| L4 | 6,0 | 28,9 | 25,8 | 13,3 | 40,0 | 13,3 | 55,0 |
| L5 | 6,0 | 31,1 | 25,0 | 20,0 | 50,0 | 16,7 | 50,0 |
| L6 | 5,0 | 27,0 | 23,3 | 16,7 | 33,3 | 6,7 | 55,0 |
| L7 | 6,0 | 32,2 | 30,0 | 20,0 | 40,0 | 10,0 | 63,0 |

Tabla A3. Continuación.

| Sitio | N | Media | Mediana | P25 | P75 | Mínimo | Máximo |
|---------|-------|-------|---------|------|------|--------|--------|
| L8 | 6,0 | 26,1 | 21,7 | 6,7 | 30,0 | 3,3 | 73,3 |
| L9 | 7,0 | 36,7 | 40,0 | 20,0 | 50,0 | 13,3 | 63,3 |
| BB | 5,0 | 38,0 | 36,7 | 10,0 | 40,0 | 10,0 | 93,3 |
| L2b | 7,0 | 32,4 | 33,3 | 10,0 | 46,7 | 6,7 | 57,0 |
| C3N | 3,0 | 45,6 | 26,7 | * | * | 16,7 | 93,3 |
| C3E | 2,0 | 56,7 | 56,7 | * | * | 30,0 | 83,3 |
| C3S | 2,0 | 60,0 | 60,0 | * | * | 23,3 | 96,7 |
| C3W | 1,0 | 40,0 | 40,0 | * | * | * | * |
| EMIS PC | 8,0 | 49,2 | 45,0 | 25,0 | 73,3 | 6,7 | 100,0 |
| PY EMIS | 7,0 | 25,7 | 26,7 | 10,0 | 43,3 | 0,0 | 46,7 |
| Total | 137,0 | 35,6 | 26,7 | 16,7 | 50,0 | 0,0 | 100,0 |

Tabla A4. Distribución de los valores de Pb (mg Pb/kg) en sedimento. Cuando la medida de resumen estadística no fue calculada por bajo número de muestras se señala con asterisco (*). En el caso de que la mediana supere el TEL (30,2 mg Pb/kg) se muestran en gris claro y en el caso de que supere el PEL (112,1 mg Pb/kg) se muestran en gris oscuro.

| Sitio | N | Media | Mediana | P25 | P75 | Mínimo | Máximo |
|--------|----|-------|---------|------|-----|--------|--------|
| PB | 24 | 10,0 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| PA | 25 | 10,0 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| RAM | 25 | 25,7 | 20 | 10 | 30 | 10 | 100 |
| POC | 25 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| MAL | 25 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| CAR | 24 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| BAHIA1 | 7 | 107,9 | 102,0 | 66,5 | 151 | 52,1 | 151 |
| BAHIA2 | 4 | 127,9 | 83,5 | * | * | 70 | 274,6 |
| BAHIA3 | 6 | 62,4 | 69,0 | 30,9 | 74 | 30 | 101,7 |
| BAHIA4 | 7 | 22,7 | 23,0 | 10 | 27 | 10 | 38,6 |
| BAHIA5 | 7 | 37,9 | 39,0 | 24,1 | 46 | 10 | 61,4 |

Tabla A4. Continuación.

| Sitio | N | Media | Mediana | P25 | P75 | Mínimo | Máximo |
|---------|---|-------|---------|------|------|--------|--------|
| BAHIA6 | 2 | 29 | 29 | * | * | 29 | 29 |
| Z1 | 1 | 10 | 10 | * | * | 10 | 10 |
| Z4 | 7 | 13,9 | 10 | 10 | 10 | 10 | 37 |
| Z5 | 8 | 38,8 | 38,3 | 18,5 | 44,5 | 10 | 97,8 |
| Z6 | 2 | 10 | 10 | * | * | 10 | 10 |
| Z9 | 7 | 15,4 | 10 | 10 | 20 | 10 | 28 |
| Z10 | 4 | 13,1 | 10 | * | * | 10 | 22,2 |
| Z11 | 6 | 12 | 10 | 10 | 10 | 10 | 22 |
| Z12 | 6 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| Z13 | 2 | 10 | 10 | * | * | 10 | 10 |
| Z ZOPPA | 3 | 16,3 | 10 | * | * | 10 | 28,8 |
| Z MALV | 3 | 10 | 10 | * | * | 10 | 10 |
| L1 | 9 | 12,6 | 10 | 10 | 10 | 10 | 33,3 |
| L2 | 8 | 13,8 | 10 | 10 | 17,5 | 10 | 25 |
| L3 | 6 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| L4 | 8 | 11,3 | 10 | 10 | 10 | 10 | 20 |
| L5 | 9 | 12 | 10 | 10 | 10 | 10 | 28,3 |
| L6 | 7 | 13,1 | 10 | 10 | 20 | 10 | 21,8 |
| L7 | 9 | 11,3 | 10 | 10 | 10 | 10 | 21,4 |
| L8 | 5 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| L9 | 7 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| C3N | 3 | 19 | 20,3 | * | * | 10 | 26,6 |
| C3E | 3 | 14,5 | 10 | * | * | 10 | 23,4 |
| C3S | 3 | 15,2 | 10 | * | * | 10 | 25,7 |
| C3W | 3 | 15,3 | 10 | * | * | 10 | 25,9 |

Tabla A4. Continuación.

| Sitio | N | Media | Mediana | P25 | P75 | Mínimo | Máximo |
|---------|-----|-------|---------|-----|------|--------|--------|
| EMIS PC | 8 | 14,6 | 10 | 10 | 18,6 | 10 | 29,9 |
| PY EMIS | 9 | 17,3 | 10 | 10 | 22 | 10 | 37 |
| PYN | 1 | 10 | 10 | * | * | * | * |
| PYE | 1 | 10 | 10 | * | * | * | * |
| PYS | 1 | 10 | 10 | * | * | * | * |
| PYW | 1 | 10 | 10 | * | * | * | * |
| Total | 331 | 18,5 | 10 | 10 | 10 | 10 | 274,6 |

Tabla A5. Distribución de los valores de Cr (mg Cr/kg) en sedimento. Cuando la medida de resumen estadística no fue calculada por bajo número de muestras se señala con asterisco (*). En el caso de que la mediana supere el TEL (52,3 mgCr/kg) se muestran en gris claro y en el caso de que supere el PEL (160,4 mgCr/kg) se muestran en gris oscuro.

| Sitio | N | Media | Mediana | P25 | P75 | Mínimo | Máximo |
|--------|----|-------|---------|-------|-----|--------|--------|
| PB | 24 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 |
| PA | 25 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 |
| RAM | 25 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 |
| POC | 25 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 |
| MAL | 25 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 |
| CAR | 24 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 |
| BAHIA1 | 7 | 359,5 | 269 | 241,3 | 439 | 228 | 631 |
| BAHIA2 | 4 | 111,5 | 113 | * | * | 106 | 113,8 |
| BAHIA3 | 6 | 102,1 | 92,8 | 58,7 | 156 | 56 | 156 |
| BAHIA4 | 7 | 38,4 | 29 | 17,4 | 67 | 7,5 | 67 |
| BAHIA5 | 7 | 248,1 | 253 | 132 | 309 | 65 | 536,9 |
| BAHIA6 | 2 | 64 | 64 | * | * | 64 | 64 |
| Z1 | 1 | 27,3 | 27,3 | * | * | * | * |
| Z4 | 7 | 29,5 | 27,1 | 25,3 | 32 | 24 | 41,8 |

Tabla A5. Continuación.

| Sitio | N | Media | Mediana | P25 | P75 | Mínimo | Máximo |
|---------|---|-------|---------|------|------|--------|--------|
| Z5 | 8 | 32 | 30,3 | 23 | 39 | 21 | 50,5 |
| Z6 | 2 | 22,8 | 22,8 | * | * | 7,5 | 38 |
| Z9 | 7 | 34,1 | 33,7 | 29,2 | 42,7 | 25 | 42,9 |
| Z10 | 4 | 33,2 | 33,3 | * | * | 26 | 40,2 |
| Z11 | 6 | 29,2 | 31,1 | 23 | 35 | 19 | 36 |
| Z12 | 6 | 23,8 | 25 | 24 | 27 | 7,5 | 34 |
| Z13 | 2 | 22 | 22 | * | * | 20 | 24 |
| Z ZOPPA | 3 | 27,9 | 28,4 | * | * | 23 | 32,4 |
| Z MALV | 3 | 28,3 | 31 | * | * | 20 | 34 |
| L1 | 9 | 32,5 | 31 | 30 | 34 | 28 | 41 |
| L2 | 8 | 29 | 28,5 | 25,5 | 32,5 | 25 | 34 |
| L3 | 6 | 33,7 | 32 | 31 | 33 | 29 | 45 |
| L4 | 8 | 23,6 | 25,5 | 15,3 | 32 | 7,5 | 36 |
| L5 | 9 | 24,9 | 30,7 | 21 | 32,3 | 7,5 | 36 |
| L6 | 7 | 25,3 | 33 | 7,5 | 33 | 7,5 | 36 |
| L7 | 9 | 21,8 | 24,6 | 22 | 25 | 7,5 | 34 |
| L8 | 5 | 13,8 | 17 | 7,5 | 17 | 7,5 | 20 |
| L9 | 7 | 25,8 | 27 | 24 | 35 | 7,5 | 35 |
| C3N | 3 | 32,2 | 32,8 | * | * | 29,9 | 34 |
| C3E | 3 | 30,2 | 30,5 | * | * | 23 | 37 |
| C3S | 3 | 34,3 | 33 | * | * | 26,3 | 43,5 |
| C3W | 3 | 29,8 | 31,5 | * | * | 25,9 | 32 |
| EMIS PC | 8 | 30,2 | 30 | 25 | 32,3 | 24 | 43,3 |
| PY EMIS | 9 | 27,5 | 24 | 21 | 36 | 18 | 41,7 |
| PYN | 1 | 30 | 30 | * | * | * | * |

Tabla A5. Continuación.

| Sitio | N | Media | Mediana | P25 | P75 | Mínimo | Máximo |
|-------|-----|-------|---------|-----|------|--------|--------|
| PYE | 1 | 23 | 23 | * | * | * | * |
| PYS | 1 | 40 | 40 | * | * | * | * |
| PYW | 1 | 23 | 23 | * | * | * | * |
| Total | 331 | 33,2 | 18 | 7,5 | 31,5 | 7,5 | 631 |