



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

LOS MANGLARES, UNA MEMBRANA ECOLÓGICA EN EL LITORAL

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:
ESTHER MARTÍNEZ GÓMEZ

TUTORES PRINCIPALES
DR. RODOLFO SILVA CASARÍN II UNAM
DRA. MARÍA LUISA MARTÍNEZ VÁZQUEZ INECOL, AC

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR
DR. MARTÍN MERINO IBARRA ICMyl, UNAM
DR. HUGO LÓPEZ ROSAS, CENTRO DEL CAMBIO GLOBAL Y LA
SUSTENTABILIDAD EN EL SURESTE, A.C
DRA. CLAUDIA ALEJANDRA PONCE DE LEÓN HILL, FACULTAD DE
CIENCIAS, UNAM

CIUDAD DE MÉXICO, ENERO 2017



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Dedicatoria

***A quién sino, esos seres de amor, confianza y respeto que
son mis padres.***

Agradecimientos

Agradezco al CONACYT con registro No.636649, por aceptarme como becario de posgrado del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología en la realización del presente proyecto. Así como al Instituto de Ingeniería de la UNAM por brindarme un espacio en sus instalaciones y proporcionarme equipo de trabajo para desarrollar el trabajo de escritorio. De igual forma agradezco las pequeñas y no por ello menos importantes estancias que realicé en el INECOL en Xalapa.

Cualquier trabajo de investigación sería imposible sin el apoyo de un gran equipo de colaboradores, inicio agradeciendo a mis tutores y guías de tesis; Dr. Rodolfo Silva Casarín y la Dra. María Luisa Martínez Vázquez por las horas dedicadas a lo largo de esta travesía. A los integrantes del Comité Tutorial; Dr. Martín Merino Ibarra, Dr. Hugo López Rosas y la Dra. Claudia Alejandra Ponce de León Hill, gracias por su apoyo.

A mí adorada familia al completo, gracias por sus charlas y denuedo en mi proyecto de superarme día con día.

Mi amiga de toda mi vida profesional, Bicha todavía faltan muchos kilómetros en este viaje.

Deb, mil gracias por los consejos y el hospedaje en las visitas a Xalapa.

Al equipo de becarios del Instituto de Ingeniería que realizamos el viaje a La Mancha en repetidas ocasiones, como olvidar la cantidad de anécdotas que construimos juntos. También agradezco el conocimiento y actitud incansable del técnico Víctor Vázquez del INECOL y a todos los que de manera directa o indirecta han contribuido a la realización de este proyecto.

Contenido

1.	Introducción.	1
1.1	.Metales Pesados.	3
1.1.1.	Definición de metales pesados.	3
1.1.2.	Características de los metales pesados Cadmio, Mercurio y Plomo.	3
1.1.3.	Metales en el ambiente.	7
	Objetivo General:	12
	Objetivos Particulares:	12
	Hipótesis General:	12
	Hipótesis Particulares:	12
2.	Área de Estudio.	13
2.1	Caracterización y Descripción del Sitio de Estudio.	13
2.2	Características de las especies de mangle.	22
3.	Método.	25
3.1	Caracterización de la zona de estudio.	25
3.1.1.	Batimetría de la laguna costera La Mancha.	25
3.1.2.	Topografía del manglar.	26
3.2	Instalación de piezómetros.	27
3.3	Medición de Nivel Freático en los piezómetros.	29
3.4	Recolección de muestras.	31
3.4.1.	Muestreo de agua.	32
3.4.2.	Muestreo de sedimento.	33
3.4.3.	Muestreo de tejido vegetal.	34
3.5	Medición de parámetros fisicoquímicos.	35
3.6	Análisis de metales.	36
3.6.1.	Procedimiento para determinar metales totales en agua.	37
3.6.2.	Procedimiento para determinar metales en sedimento.	37
3.6.3.	Metales en tejido vegetal.	39
3.7	Análisis granulométricos.	40
3.7.1.	Fundamento y principio.	40

3.7.2. Preparación de la muestra.....	41
3.8 Análisis estadístico.....	43
3.8.1. Regresión Linear.....	43
3.8.2. Análisis de Componentes Principales.....	43
4. Resultados.....	44
4.1. Parámetros fisicoquímicos.....	44
4.1.1. Temperatura.....	44
4.1.2. pH.....	44
4.1.3. Salinidad.....	45
4.1.4. Potencial Redox (Eh).....	46
4.1.5. Oxígeno Disuelto (OD).....	47
4.2. Análisis granulométrico en sedimento.....	47
4.2.1. Granulometría.....	47
4.2.2. Parámetros estadísticos granulométricos.....	48
4.3. Metales.....	50
4.3.1. Metales en agua.....	50
4.3.2. Metales en sedimento.....	53
4.3.3. Metales en tejido vegetal.....	56
4.5. Regresión Lineal.....	58
4.4. Análisis de Componentes Principales (PCA por sus siglas en inglés).....	60
4.4.1. Parámetros fisicoquímicos.....	60
4.4.2. Metales en agua y sedimento.....	62
4.4.3. Metales en tejido vegetal.....	64
5. Discusión.....	67
6. Conclusiones.....	68
7. Recomendaciones.....	70
8. Bibliografía.....	72

Contenido de Cuadros

Cuadro 1. Principales metales pesados considerados peligrosos en México.....	4
Cuadro 2. Flujo de agua subterránea en la zona de mangla, La Mancha.....	18

Cuadro 3. Localización de los piezómetros en coordenadas UTM.	29
Cuadro 4. Localización de los puntos de muestreo en Río Caño Gallego y laguna La Mancha en coordenadas UTM.	31
Cuadro 5. Registro de Temperatura, época de lluvias.	44
Cuadro 6. Mediciones de pH, época de lluvias.	45
Cuadro 7. Mediciones de salinidad, época de lluvias.	46
Cuadro 8. Mediciones de Eh, época de lluvias.	46
Cuadro 9. Mediciones de Oxígeno Disuelto, época de lluvias.	47
Cuadro 10. Análisis granulométrico.	49
Cuadro 11. Normatividad para metales en agua.	52
Cuadro 12. Normatividad para metales en sedimento.	55
Cuadro 13. Matriz de correlaciones para los parámetros fisicoquímicos.	60
Cuadro 14. Correlaciones, zona de manglar.	61
Cuadro 15. Matriz de correlaciones para la concentración de metales en agua y sedimento.	62
Cuadro 16. Correlaciones de la Zona del Río Caño Gallegos, Manglar y Laguna La Mancha con los metales en agua y sedimento.	63
Cuadro 17. Matriz de correlaciones para la concentración de metales tejido vegetal.	65
Cuadro 18. Correlación de la Zona de Manglar con los metales en agua, sedimento, hojas y pneumatóforos.	65

Contenido de Figuras

Figura 1. Mecanismos de inmovilización de los metales pesados.	6
Figura 2. Ubicación geográfica de La Mancha, Veracruz, México.	13
Figura 3. Ubicación de puntos de muestreo y escurrimiento superficiales intermitentes en la época de lluvias.	15
Figura 4. Modelo de Batimetría de la laguna costera La Mancha y topografía la zona de manglar.	16
Figura 5. Actividad agrícola y ganadera de las tierras circundantes al manglar de la laguna La Mancha.	20
Figura 6. Dibujo representativo de las formas de crecimiento de las cuatro especies de mangles, como normalmente se encuentran guardando sucesión natural. De izquierda a derecha: <i>Conocarpus erectus</i> (botoncillo), <i>Laguncularia racemosa</i> (mangle blanco), <i>Avicennia germinans</i> (mangle negro) y <i>Rhizophora mangle</i> (mangle rojo).	21
Figura 7. Cobertura del manglar, La Mancha, Ver.	21
Figura 8. Especies de mangle existentes en La Mancha, Veracruz, México.	22
Figura 9. Sistema de medición con tecnología LIDAR.	27
Figura 10. Características de construcción los piezómetros.	28
Figura 11. Instalación de piezómetros.	29
Figura 12. Procedimiento de medición del nivel freático.	30
Figura 13. Ubicación de los puntos de muestreo.	32

Figura 14. a) y b) Muestreo de agua en trayecto del Río Caño Gallegos y la laguna costera La Mancha, respectivamente y; c) muestreo de agua subterránea en la zona de manglar (piezómetros).....	33
Figura 15. Muestreo de sedimento.	34
Figura 16. Muestreo de hojas y pneumatóforos de la especie de mangle <i>Avicennia germinans</i>	35
Figura 17. Medición de parámetros fisicoquímicos.	36
Figura 18. Preparación de muestra para análisis de metales en sedimento.....	38
Figura 19. Preparación de muestra para su posterior análisis de metales.....	39
Figura 20. Preparación de muestra de sedimento para su análisis granulométrico.	42
Figura 21. Concentración de metales en agua y los límites máximos permitidos (LMP) para metales en agua de acuerdo a los CE-CCA-001/89 (normatividad mexicana).....	51
Figura 22. Concentración de metales en sedimento y los límites máximos permitidos (LMP) de metales en sedimento de acuerdo a la NOAA (normatividad estadounidense).	54
Figura 23. Concentración de cadmio en hojas y pneumatóforos de la especie de <i>Avicennia germinans</i>	56
Figura 24. Concentración de mercurio en hojas y pneumatóforos de la especie de <i>Avicennia germinans</i>	57
Figura 25. . Concentración de plomo (mg/Kg) en tejido vegetal de la especie de mangle <i>Avicennia germinans</i>	58
Figura 26. Regresión lineal de Pb sedimento Vs Pb hojas.	59
Figura 27. Relación lineal entre Cd sedimento Vs Cd pneumatóforos.	59
Figura 28. Regresión lineal de Cd agua Vs Cd en pneumatóforos.	60
Figura 29. Zona de Manglar, parámetros fisicoquímicos, metales (agua, sedimento, hojas y pneumatóforos).....	62
Figura 30. ACP en la zona de estudio y la formación de grupos de los puntos de muestreo de acuerdo a la concentración de metales en agua y sedimento.	64
Figura 31. ACP zona de manglar. Metales en agua, sedimento, hojas y pneumatóforos.	66

1. Introducción.

Las zonas costeras contienen un complejo mosaico de unidades de paisajes debido a su ubicación entre la tierra y el mar (Zourarah, et al., 2007); (Moreno-Casasola, et al., 2009) . Por la importancia y los servicios ambientales que presta a la población, la zona costera se encuentra entre los ecosistemas ampliamente explotados a nivel global (Forst, 2009); (Marre, et al., 2015). Entre las actividades humanas que se realizan en la zona costera se encuentra el turismo, la industria, agricultura, pesca y actividades de transporte marítimo, en consecuencia han impactado el ambiente a través de degradación, fragmentación, cambio de uso del suelo, derrames de petróleo, aportes de nutrientes y contaminantes a través de los ríos; precipitaciones atmosféricas, escurrimientos superficiales (Du-Laing, et al., 2009); (Covelli, et al., 2011); (Pérez-Rufasa, et al., 2011); (Rivera-Guzmán, et al., 2014). La degradación de la zona costera también está relacionada con cambios en la dinámica sedimentaria (generando acumulación y erosión) inundaciones, escorrentía producto de las tormentas, la deposición atmosférica y otros factores de estrés que resultan en cambios en la calidad del agua, el agotamiento de los recursos pesqueros, la baja oxigenación en las entradas y la desembocadura del río y; la pérdida global de biodiversidad (Deb-Bhattacharya, et al., 2015). En los países en vías de desarrollo la degradación de este ambiente ocurre a mayor velocidad, debido al crecimiento y urbanización desorganizada (Rivera-Guzmán, et al., 2014).

La ubicación y el funcionamiento de la costa como interfaz entre grandes sistemas dinámicos, aunado a las interconexiones e interrelaciones que se establecen entre los sistemas terrestres y marinos, hacen que los ecosistemas costeros funcionen como una “*membrana ecológica*” que separa y une a la vez (selectivamente) a los ecosistemas terrestres de los marinos. Los elementos de resistencia físicos y filtradores más importantes de la “*membrana ecológica*” que constituyen los ecosistemas costeros son las plantas y sus sustratos. Por lo que, los manglares destacan entre los ecosistemas costeros tropicales, cuyos bosques están constituidos por árboles o arbustos que bordean amplias zonas de los litorales y actúan como filtros naturales en el tránsito de contaminantes. Los patrones de distribución y abundancia de especies en el manglar, depende de varios gradientes ambientales; principalmente el intervalo de marea, hidropериодо, el relieve, la salinidad del agua y fertilidad del suelo (Toledo-Ocampo, 2005); (Castañeda-Moya, et al., 2006); (Díaz-Gaxiola, 2011). Los manglares se desarrollan en planicies costeras de los trópicos húmedos, con restricción a la orilla de suelos arenosos o limo-arcillosos de las bahías, esteros y lagunas costeras, cercano a desembocaduras de ríos y arroyos, abarcan desde una estrecha franja de pocos metros de ancho de manera continua o discontinua, hasta densos bosques con cientos de hectáreas de superficie (CONABIO, 2009); (Díaz-Gaxiola, 2011).

Los bosques de manglar desempeñan un papel importante en la productividad de las zonas costeras de diversas partes del mundo, ya que prestan gran variedad de servicios ambientales, considerados como uno de los primeros ecosistemas que perciben el cambio en el nivel del mar, bajo escenarios de cambio climático global (Hogart, 2007); (Muñiz-Salazar, et al., 2013), ofrecen zonas de alimentación, refugio y crecimiento de estados juveniles de crustáceos y alevines; actúan como sistemas naturales de control de inundaciones y como

barreras contra huracanes e intrusión salina; controlan la erosión y brindan protección a las costas, actúan como sumideros en la captación de bióxido de carbono (CO₂); mantienen procesos de sedimentación; aportan el refugio de la flora y fauna silvestre; poseen un alto valor estético, recreativo y de investigación; brindan protección y estabilización en presencia de ciclones (Hogart, 2007) (CONABIO, 2009). Por su ubicación, los manglares ejercen como barrera física y biogeoquímica en la depuración de contaminantes que fluyen de la tierra al mar (Saenger, et al., 1991); (Beltrán, et al., 2005); (Yang, et al., 2008).

El manglar es una comunidad vegetal leñosa, densa, frecuentemente arbustiva o arborescente con árboles de 2 a 25 m de altura. En México los manglares están compuestos por pocas especies de fanerógamas, prácticamente sin plantas herbáceas y sin trepadoras, rara vez con alguna epífita o parásita. Las especies que lo componen son de hoja perenne, algo suculenta y de borde entero (Díaz-Gaxiola, 2011). Habitan zonas con suelos finos (limos y arcillas), en donde la difusión de oxígeno en el sustrato es lenta, lo que ha dado lugar a diferentes estructuras especializadas como los pneumatóforos en los géneros *Avicennia* y *Laguncularia* y lenticelas en las raíces de zanco de *Rhizophora* (López-Portillo & Ezcurra, 2002); (Toledo-Ocampo, 2005). Además, los manglares tienen la capacidad para cambiar las propiedades físicas y químicas de los suelos en donde se desarrollan, se encuentran frecuentemente en sitios sujetos a inundación y por tanto, bajo condiciones de anoxia en un ambiente salino (Rai, 2008).

En las comunidades naturales de México, la degradación de los manglares se debe en gran medida a la influencia antrópica, el desmonte y la sustitución por zonas transformadas que provoca la disminución de cobertura natural (López-Portillo & Ezcurra, 2002). La deforestación tierra adentro provoca erosión y arrastre de sedimentos que afectan al manglar al cubrir las áreas donde se encuentran sus raíces y que cumplen la función de respiración. Las principales amenazas para los manglares son la obstrucción de los flujos hídricos, el inadecuado aprovechamiento de los bosques, la expansión de las fronteras urbanas, agrícolas e industriales, la contaminación, la sedimentación de los ecosistemas y la erosión (Astrálega, 2006). A pesar de su importancia ecológica, económica y social, se estima que en el ámbito mundial la extensión de los manglares se ha reducido aproximadamente en 35% durante las últimas dos décadas (López-Portillo, et al., 2011). En consecuencia, en nuestro país se han promovido y promulgado normas y leyes de protección, como la Norma Oficial Mexicana nom-022-semarnat-2003, “Que establece especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar” (SEMARNAT, 2003). En la actualidad el 6.9% del manglar está protegido a nivel mundial, aunque no lo excluye del riesgo latente al que está sujeto (Rai, 2008).

Los contaminantes químicos que son retenidos por el mangle se depositan en la columna de agua (difusión de los poros de agua y deposición de las partículas) y; la fase sólida representada por el sedimento, partículas suspendidas y biota (Suzuki, et al., 2014). El sedimento actúa como depósito químico en la absorción de contaminantes. La variación en la concentración de metales en el sedimento y la fase acuática, se puede deber a fenómenos físicos y biológicos, tales como la inundación de marea, cambios de salinidad, viento y oleaje. Estos fenómenos permiten los procesos de bioturbación, resuspensión y erosión que afecta la concentración de los metales en la superficie de los sedimentos (Du-Laing, et al., 2009) (Suzuki, et al., 2014). A su vez, para que los contaminantes se encuentren **biodisponibles**

(proporción de un contaminantes que es absorbida y utilizado en las funciones biológicas de las plantas), se tienen que conjugar factores geoquímicos (alteración de los ciclos de los elementos químicos en la tierra) , hidrológicos (inundaciones, ciclos de marea) y fisicoquímicos (variación de potencial redox, salinidad, temperatura y pH), para que se favorezca la liberación de los metales contenidos en las arcillas, materia orgánica, óxidos de hierro y sulfuros (Rai, 2008); (Lewis, et al., 2011). Por ejemplo, la acumulación de metales aumenta cuando el valor de pH aumenta y la condición reductiva propia de los suelos de mangle disminuye, sí se llevan a cabo reacciones químicas que propician la disponibilidad de los metales en el sedimento (Huang, et al., 2013).

1.1 .Metales Pesados.

1.1.1. Definición de metales pesados.

A pesar de ser ampliamente utilizado, el término de metales pesados no tiene una base científica rigurosa o una definición química (INECC, 2009). Aunque muchos de los elementos que se enlistan en el término “metal pesado” poseen una **gravedad específica** (comparación de la densidad de una sustancia con la densidad del agua), mayor que cinco, existen diversas excepciones a esta regla. Estrictamente, y desde el punto de vista químico, los metales pesados están constituidos por **elementos de transición** (elementos cuyos átomos correspondientes no poseen un orbital “d” más energético totalmente completo o que son capaces de formar cationes con orbital d incompleto, localizados entre los grupos 2A y 3A de la tabla periódica) y **post-transición** (situados en los extremos de las series de transición de la tabla periódica), incluyendo algunos metaloides como el arsénico y selenio. Estos elementos tienen una gravedad específica significativamente superior a la del sodio, calcio, y otros metales ligeros. Por otro lado, estos elementos se presentan en diferente **estado de oxidación** (indicador del grado de oxidación de un átomo que forma parte de un compuesto u otra especie química) en agua, aire y suelo y presentan diversos grados de reactividad, carga iónica y solubilidad en agua. Una forma opcional de nombrar a este grupo es como “elementos tóxicos”, los cuales, de acuerdo a la lista de contaminantes prioritarios de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA), incluyen a los siguientes elementos: Arsénico (As), cromo (Cr), cobalto (Co), níquel (Ni), cobre (Cu), zinc (Zn), plata (Au), cadmio (Cd), mercurio (Hg), titanio (Ti), selenio (Se) y plomo (Pb) (INECC, 2009).

1.1.2. Características de los metales pesados Cadmio, Mercurio y Plomo.

Los metales tales como el cadmio, mercurio y plomo, no solo no son requeridos para el crecimiento de los organismos sino que en cantidades traza son altamente tóxicos (Beltrame, et al., 2009). Estos metales se encuentran posicionados dentro de los primeros seis lugares en la lista de la Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (ATSDR por sus siglas en inglés) que enumera los peligros presentes en los sitios de desechos tóxicos según su prevalencia y gravedad de toxicidad (Rai, 2008), en el cual, el ya probado potencial de bioacumulación los hace especialmente peligrosos (Tung-Chang, et al., 2013); (Wu, et al., 2008).

Por sus características, el cadmio es un elemento no esencial cuyas propiedades químicas son intermedias entre el zinc y el mercurio. En ambientes dulceacuícolas (ríos) está relacionado

con la materia coloidal y en ambientes marinos se encuentra presente como ion Cd^{+2} (Villanueva & Vázquez-Botello, 1990).

El mercurio al igual que el cadmio es considerado un metal no esencial y muy tóxico para los seres vivos, ya que aun en bajas concentraciones en los compuestos orgánicos, es altamente nocivo (Villanueva & Vázquez-Botello, 1990). En la zona costera, el mercurio se presenta como **metilmercurio** (CH_3Hg^+ , catión organometálico), que es un compuesto neurotóxico capaz de concentrarse en el organismo y en las redes tróficas. De acuerdo a (MacFarlane, et al., 2007), se sabe que en las plantas **halófitas** (plantas que crecen de manera natural en áreas afectadas por salinidad en las raíces o aerosoles de sal), la absorción del mercurio es siete veces mayor que en otros vegetales.

Finalmente como se observa en el *Cuadro 1*, el plomo es un metal considerado no es esencial para los seres vivos, sin embargo, está presente en todos los tejidos y órganos de los mamíferos. Es un elemento que presenta baja movilidad y de baja solubilidad a un $pH > 5$. Cuando se encuentra de manera soluble puede reaccionar con fosfatos, carbonatos, arcillas o materia orgánica (Usman, et al., 2013). El estado de oxidación como Pb^{+2} es el que predomina en el ambiente acuático (Villanueva & Vázquez-Botello, 1990).

Cuadro 1. Principales metales pesados considerados peligrosos en México.

Metal	Fuentes de emisión	Vía de entrada	Efectos adversos
Cadmio (Cd)	Baterías recargables Industria metalurgia, pintura y plásticos Fertilizantes/plaguicidas Aleaciones Incineración de residuos y carbón	Ríos Efluentes directos Atmósfera Adherido al material suspendido en el agua	Altamente tóxico en seres humanos y peces (riñón, pulmón y huesos) Baja toxicidad en cierto tipo de biota
Mercurio (Hg)	Industria metalurgia, cloro y sosa Producción de carbón y coque Combustión (combustóleo) y carbón (en generación de electricidad) Fertilizantes/Plaguicidas Incineración de residuos peligrosos (biológico/infecciosos)	Atmósfera Efluentes directos Ríos	Altamente tóxico en seres humanos y distintas especies tropicales Absorbido a través de la piel y el intestino

Plomo (Pb)	Contenido en la gasolina	Atmósfera	Tóxico en seres humanos y biota
	Industria metalurgia	Río	
	Loza vidriada	Efluentes directos	Bioacumulable (cerebro, hígado, riñones y huesos)
	Producción de pinturas		Anemia, hipertensión, toxicidad
	Industria electrónica y de cómputo		

Origen: Tabla elaborada con información del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, EPA (2014), (Drude de Lacerda, 1994).

Desde el siglo pasado, la contaminación por metales pesados se ha incrementado debido a diversas actividades humanas, tales como: derrames de hidrocarburos, depositación atmosférica debida a la combustión de productos fósiles, corrosión de los materiales de construcción, actividades industriales y actividades agrícolas principalmente por la aplicación de agroquímicos y pesticidas y fertilizantes (Soto-Jiménez & Páez-Osuna, 2001); (Zourarah, et al., 2007); (Beltrame, et al., 2009); (Du-Laing, et al., 2009). Al ser liberados al ambiente, los metales pesados son transportados por los ríos y transferidos al sistema costero a través de las lagunas costeras y los estuarios. A su vez, los estuarios constituyen un intermediario en los procesos entre la fase disuelta de la materia orgánica e inorgánica y los sólidos suspendidos que constituye una parte importante en los ciclos geoquímicos de los elementos traza. Estos procesos de redistribución son la clave para determinar la movilidad y la toxicidad de los metales en los estuarios y el océano (Beltrame, et al., 2009). En la *Figura 1*, se muestran los mecanismos de inmovilización de los metales pesados, los cuales incluyen adsorción en el suelo/sedimento por intercambio iónico, coagulación con disolución o suspensión de materia orgánica en agua, incorporación en la estructura reticular de minerales (Du-Laing, et al., 2009).

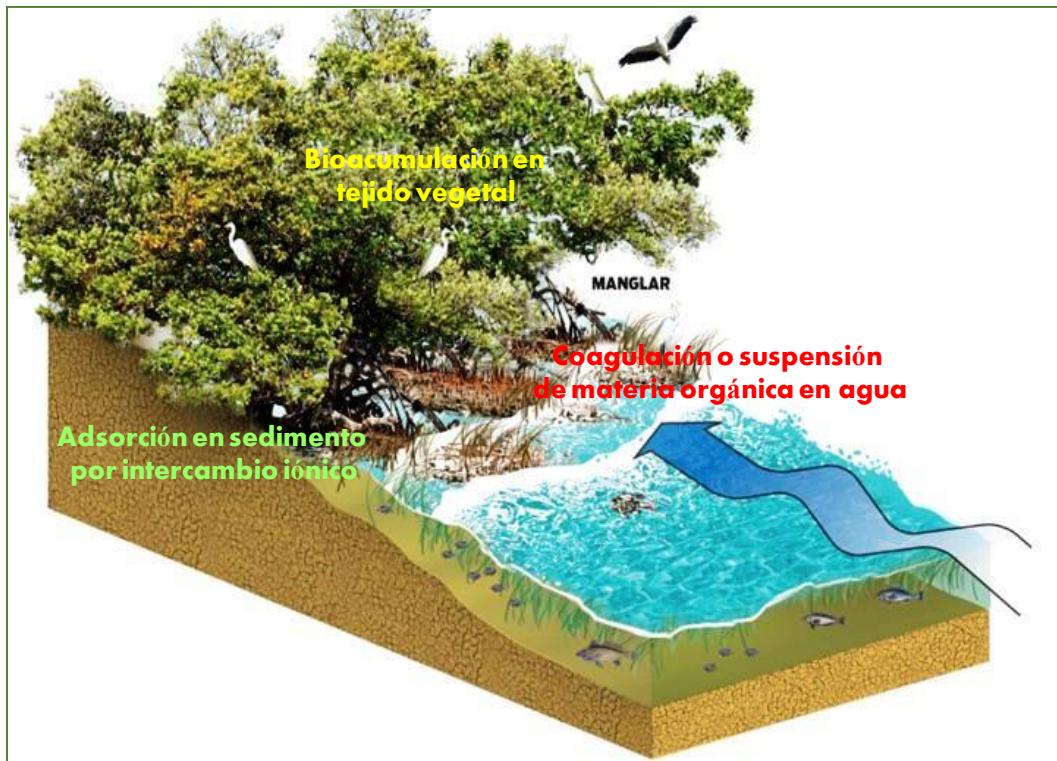


Figura 1. Mecanismos de inmovilización de los metales pesados.

Fuente: www.redmanglar.org

Los estuarios pueden ser filtros eficientes para los sólidos suspendidos y los metales, debido principalmente a las interacciones partículas/soluto, floculación y coagulación, y sedimentación de partículas unidos a los metales (Beltrame, et al., 2009). La permanencia de la mayoría de los metales en solución depende de la capacidad para la formación de complejos con los compuestos orgánicos e inorgánicos (Drude de Lacerda, 1994).

El uso de los fertilizantes y los pesticidas en la agricultura y las descargas de aguas residuales son la principal fuente de metales (Nath, et al., 2011). Plaguicidas como ordram, antracol, finale, gesapax, faena, nuvacrom, furadon, prozycar y saturn G y; Fertilizantes como urea, superfostado de calcio, superfostato de hierro o el superfostato de cobre, catalogados dentro de los principales productos comercializados por empresas agroquímicas; 61 % de ellos correspondieron a fertilizantes fosfatados; 32 %, a nitrogenados y el resto abarcó potásicos, magnésicos simples y orgánicos, que se utilizan en México para la prevención o control de plagas, enfermedades o malezas que afectan negativamente a los cultivos. Estos agroquímicos contienen alguno de los metales detallados anteriormente. En particular, los plaguicidas con contenido de sales de cadmio han sido utilizados para prevenir enfermedades micóticas en la corteza de los cultivos, se han formulado como soluciones y emulsiones. También existen plaguicidas compuestos por organomercurícos formulados como soluciones acuosas y en polvo, y su uso principal es como protector de semillas o de las cosechas. Por el alto riesgo a la salud que conlleva el uso de estas sustancias, este tipo de compuestos se encuentran fuera de circulación en los Estados Unidos (Roult-Reigart & Roberts, 1999), sin embargo, en México y a pesar de su alta toxicidad se siguen comercializando.

Debido al grado de toxicidad y el riesgo que presentan los plaguicidas, se toman medidas precautorias en su aplicación en los cultivos. Aunque funcionan en el control de plagas, este tipo de compuestos se encuentran fuera de control, ya que son depositados en los suelos agrícola y gracias a sus características de movilidad son transferidos al agua, causando un grado mayor de contaminación (Huichi-Rojas, 2007). Los efectos adversos de los metales pesados en ambientes acuáticos y salud pública, están lejos de mejorar (Chapman & Wang, 2001); (Luque, et al., 2008).

1.1.3. Metales en el ambiente.

1.1.3.1. Metales en el agua.

Se hace indispensable señalar que no todos los metales movilizados por las actividades humanas representan necesariamente un riesgo inmediato para el ambiente acuático hasta que aumenta su concentración y; al entrar en contacto con otros compuestos químicos, se llevan a cabo reacciones que incrementan su potencial para transformarse en contaminantes extremadamente tóxicos para los ecosistemas. Existe un consenso en la literatura sobre los metales que representan un mayor riesgo y este recae en el mercurio, plomo, cadmio, zinc y cobre (Paez-Osuna, 2005).

De manera general se considera que las aguas de desecho doméstico, constituyen la fuente más importante de metales en los ríos y lagos, los residuos contienen compuestos químicos utilizados en el hogar contienen trazas de metales en su fórmula química, por ejemplo; aceites, lubricantes y desengrasantes; desinfectantes; disolventes; abonos/fertilizantes; insecticidas/plaguicidas; lacas, barnices o pinturas. . Los efluentes se dividen en 1) aguas no tratadas o tratadas solo mecánicamente; 2) aguas sometidas a tratamiento biológico y; 3) aguas que son “servidas” mediante un emisor y descargan en la zona costera (en la orilla o aguas adentro). Los bosques, áreas agrícolas, pastizales, zonas de agostaderos, constituyen una importante fuente no puntual de metales, que puede conducir a la contaminación de los sistemas acuáticos (Paez-Osuna, 2005).

Los metales se presentan en diferentes formas en el ambiente acuático. Los principales reservorios abióticos de los metales se encuentran en la columna de agua, los sedimentos suspendidos y depositados y; el agua intersticial (Paez-Osuna, 2005). En especial, el enriquecimiento en la concentración de metales del agua intersticial se produce debido a la solubilidad de sustancias y complejos metálicos sometidos a procesos de óxido reducción. En particular, 1) compuestos oxidados de hierro, manganeso y arsénico; 2) procedimientos de desorción como consecuencia de un pH bajo y; 3) la mineralización parcial de la materia orgánica y la posterior solubilización de complejos metálicos con especies orgánicas disueltas, que reaccionan fácilmente con aminoácidos libres, azúcares aminorados, y polifenoles de bajo a medio peso molecular (Drude de Lacerda, 1994).

El grado de movilidad, actividad y biodisponibilidad de los metales también está influenciado por factores como potencial redox, materia orgánica, proceso de intercambio de iones y la actividad microbiana (Filgueiras, et al., 2004); (Paez-Osuna, 2005). Por lo anterior, la determinación de los parámetros fisicoquímicos del agua como pH, oxígeno disuelto, temperatura, salinidad son indispensables, ya que pueden modificar la química y toxicidad

en la vida acuática y ser un indicador de la contaminación (Paez-Osuna, 2005); (Deheyn & Latz, 2006); (Deb-Bhattacharya, et al., 2015). En la mayoría de los estuarios, la salinidad y el potencial redox son muy variables, el potencial redox alcanza fácilmente valores negativos (hasta -500 mV) debido al consumo de oxígeno disuelto durante la decaimiento de los florecimientos de algas o después de una fuerte resuspensión de sedimentos reducidos. La salinidad, también varía tanto espacial como temporalmente desde valores <1 ups hasta alcanzar la concentración del agua de mar (35 ups). El Cd y Hg son algunos ejemplos de metales que forman complejos cloros estables altamente solubles en salinidades intermedias (Drude de Lacerda, 1994). Las variaciones en la concentración de los metales debido al aumento de la concentración en la época de estiaje puede ser afectado por la mezcla en la columna de agua, el régimen de mareas y otros patrones de flujo. También son atribuidos a la alta evaporación, variación del pH (Deb-Bhattacharya, et al., 2015).

En el ciclo hidrológico, menos del 0.1% de los metales se encuentran disueltos en el agua y más del 99% están almacenados en el suelo y sedimento (Bakan, et al., 2010); (Pradit, et al., 2010).

1.1.3.2. Metales en el sedimento.

Los metales pesados con baja solubilidad en agua son rápidamente absorbidos y acumulados en los sedimentos (Drude de Lacerda, 1994). Una fuente secundaria de contaminación ocurre mediante el intercambio en la interface agua-sedimento cuando los metales pesados son adsorbidos por los sedimentos y pueden llegar a ser desorbidos nuevamente en el agua “suprayacente” bajo cambios en los parámetros fisicoquímicos. Estas evidencias plantean la pregunta sobre el papel de los sedimentos como un disipador final o una fuente de metales disueltos (potencialmente disponibles para los seres vivos) en las aguas costeras (Covelli, et al., 2011); (Tang, et al., 2013).

Los sedimentos representan el principal papel en el transporte y almacenamiento de contaminantes y son usados frecuentemente para identificar las fuentes de sustancias tóxicas, determinar las vías de dispersión y localizar los sumideros en los ecosistemas acuáticos. Los sedimentos de los ecosistemas costeros actúan como integradores y concentradores de metales (García-Rico, et al., 2004); (Maanan, et al., 2004); (Wu, et al., 2014).

Los metales depositados en los ecosistemas costeros se ven afectados en gran medida por las características del sedimento (Maanan, et al., 2004), la capacidad de absorción es relacionada con el área superficial y las propiedades del material de las partículas (Filgueiras, et al., 2004). Uno de los parámetros más importantes es el tamaño de grano, ya que los sedimentos finos (arcillas y limos), representan una mayor superficie de barrido y por tanto una mayor posibilidad para la captación de metales que los sedimentos de mayor tamaño (arenas) (Drude de Lacerda, 1994); (Zourarah, et al., 2007). Sin embargo, la capacidad de los sedimentos para absorber o retener contaminantes depende de su composición.

Los metales que se ubican en fracción no residual son aquellos que se encuentran unidos a materiales que son componentes comunes del sedimento (minerales de arcillas, óxidos e hidróxidos de hierro y manganeso y materia orgánica). Desde el punto de vista toxicológico, los metales no residuales son importantes, ya que solo especies metálicas reactivas se

relacionan con su bioacumulación y toxicidad en los sistemas acuáticos (García-Rico, et al., 2004). En cambio, la fracción residual está compuesta principalmente de los minerales primarios y secundarios (contribución de fuentes naturales), que poseen metales dentro de su estructura cristalina (García-Rico, et al., 2004); (Singh, et al., 2005).

Debido a que los sedimentos del manglar generalmente se encuentran anegados, presentan un estado anóxico y un bajo pH, por lo que los metales tienden a precipitarse en sulfuros insolubles (Drude de Lacerda, 1994); (Clark, et al., 1998), la alta salinidad es conocida por afectar los procesos de absorción de metales en los sedimentos de los manglares, ya que facilita la formación de complejos metal-cloro (menos biodisponibles para la captación de metales libres) (Greger, 2004). Cuando el valor de pH y el redox cambian en los sedimentos, se producen las condiciones para causar un tipo de contaminación secundaria (Huang, et al., 2013); (Qiu, et al., 2011) indica que las condiciones redox están reguladas directa o indirectamente con la biodegradación o biotransformación, por la especiación de muchos contaminantes traza.

Del proceso de extracción química de los metales (ácida soluble, reducible, oxidable), en **la fracción ácida** soluble los metales se precipitan o se co-precipitan con los carbonatos. Esta fase genera que el pH baje. La **fracción reducible** contiene los metales asociados con los óxidos de Fe-Mn, que pueden ser disueltos por cambios en el potencial redox. En **la fracción oxidable**, los metales pueden ser asociados a través de los procesos de complejación o bioacumulación con varias formas de materia orgánica como organismos vivos, detritus o recubrimientos en partículas minerales (Clark, et al., 1998); (Filgueiras, et al., 2004).

Debido a sus inherentes propiedades físicas y químicas, el sedimento del manglar posee una extraordinaria capacidad para acumular materiales de las descargas provenientes de las mareas y del agua de escorrentía de las aguas fluviales (Tam & Wong, 2000); (Soto-Jiménez & Páez-Osuna, 2001). Se ha mencionado que el suelo de los manglares actúa como secuestrador de metales, que protege el ambiente marino costero de la contaminación; esto se debe principalmente a la presencia de sulfuros y materia orgánica, así como la anoxia, que favorecen la formación de sulfuros metálicos insolubles y complejos orgánicos enriquecidos con metales (Soto-Jiménez & Páez-Osuna, 2001); (Wu, et al., 2014). Por consiguiente favorecen la retención de metales pesados de “origen hídrico” y la subsecuente oxidación de sulfuros entre mareas permite la movilización de metales y la biodisponibilidad (Tam & Wong, 2000).

El conocimiento de los cambios que se presentan en los factores fisicoquímicos ayuda a explicar la variación de la toxicidad de los contaminantes. Uno de los parámetros fisicoquímicos importantes de medir en el manglar es la salinidad. Cuando ocurre un incremento en la concentración de cloruro de sodio, inducido principalmente por la pérdida de la capacidad permeable de un suelo degradado (especialmente en lugares de clima árido y elevada evapotranspiración), se puede llegar a inhibir el desarrollo sano de la vegetación del manglar y disminuir la capacidad del ecosistema para actuar como filtro en el tránsito de contaminantes. (Pannier & Fraíno de Pannier, 1989).

Las extensiones cubiertas y asociadas a bosque de manglar, comúnmente reflejan valores bajos de pH ocasionados principalmente por el contenido de ácidos húmicos (provenientes de la vegetación) disueltos en el agua (Contreras-Espinoza, 2001). El pH ácido es relacionado

con los procesos de descomposición de la materia orgánica (descomposición de la hojarasca del mangle por la actividad microbiana) y la hidrólisis de los taninos en las plantas de mangle que liberan varios tipos de ácidos orgánicos y; particularmente el resultado de la oxidación de FeS_2 y FeS a H_2SO_4 (Liao, 1990); (Mitsch & Gosselink, 2000).

En presencia de iones sulfato y sulfuros de hierro en los sedimento de mangle sucede una variación en el pH y Eh ($\text{pH} > 7$ y un $\text{Eh} < -150\text{mV}$), pueden ocurrir reacciones donde los iones de hierro (contenidos en el sulfato ferroso) son sustituidos por otro tipo de metales pesados que se encuentren en el sedimento y de esta forma aumentar la biodisponibilidad (Malcom, et al., 1998).

Los pH alcalinos se deben principalmente a la actividad de organismos que intervienen en el ciclo de CO_2 , otra causa es la precipitación de CaCO_3 y su resuspensión a partir de suelos calcáreos (Contreras-Espinoza, 2001); (Vijaya & Vijaya, 2011), la fracción ácida soluble que contiene los metales se precipitan o co-precipitan con los carbonatos, esta fase es propensa al cambio del pH (Filgueiras, et al., 2004). El suelo con un registro bajo de potencial redox se asocian a largos periodos de inundación y saturación (Moreno-Casasola, et al., 2009), la fracción reducible ($\text{Eh} > -150\text{ mV}$) contiene metales asociados con óxidos de hierro o magnesio, que pueden disolverse debido a cambios en el potencial redox (Filgueiras, et al., 2004). La hipoxia con valores por debajo de los 1.4 ml/l de oxígeno disuelto (OD), está en función de la producción-respiración. Las áreas anóxicas son asociadas generalmente a valores mínimos de pH (Contreras-Espinoza, 2001).

Los valores altos de OD se deben al incremento de la actividad fotosintética y bajos valores de temperatura (Valdés & Real, 2004), también se atribuyen al intercambio de oxígeno de los sistemas de raíces del manglar que favorecen la captación de metales pesados (Jitthaisong, et al., 2012); (Pawar, 2013). En cambio, los valores con un bajo OD se deben al incremento de la salinidad y la temperatura (Pawar, 2013).

1.1.3.3. Metales en el tejido vegetal de mangle.

(Marchand, et al., 2011) Observaron que los procesos de captación de metales en el sedimento y agua no solo dependen de las condiciones redox, sino también de la cantidad y reactividad de la materia orgánica, tamaño de grano del sedimento, y la actividad de bioturbación (como en los sedimentos marinos). Así mismo, también se ven influenciados por la edad del bosque de mangle, las actividades fisiológicas de los sistemas de raíces y el grado de anegamiento del área (Malcom, et al., 1998).

A pesar de su potencial de exposición a sedimentos contaminados con metales, el mangle es conocido por ser altamente tolerante a los metales pesados. Como resultados de diversos ensayos en laboratorio, se sugiere que la concentración de metales que son necesarios para causar un impacto negativo en el mangle es de varios órdenes de magnitud mayor en comparación con otras especies de especies vegetales acuáticas y terrestres expuestas a la presencia de metales (MacFarlane & Burchett, 2000); (Nath, et al., 2011).

La tolerancia ha sido atribuida en parte a la capacidad del mangle a excluir o regular la absorción de metales a través del complejo mecanismo de sus raíces que controlan el

consumo de contaminantes, acumulación, **traslocación** (mutación genética que consiste en el cambio de posición de dos o más nucleótidos en la secuencia del ADN), detoxificación y exclusión de iones (Soto-Jiménez & Páez-Osuna, 2001); (MacFarlane, et al., 2007). Por lo tanto, ayuda a reducir el transporte/exposición del metal al adyacente medio marino (Wu, et al., 2014).

La entrada de sólidos en suspensión al ecosistema del mangle puede conllevar al entierro de la planta y la sorción de contaminantes en el sedimento, que representa un reservorio químico para su posible absorción y toxicidad biológica (Nath, et al., 2011). El característico sistema de raíces de los manglares posee una densa red de pneumatóforos verticales y raíces aéreas. Estas estructuras atrapan el detritus flotante y reducen el flujo de marea, eventualmente crean condiciones donde las partículas de arcillas y limos suspendidas que se asientan. Este material es capturado por una estera enmarañada de raíces creciendo por debajo de la superficie lodosa, por lo tanto estabiliza el sustrato del mangle, que es rico en materia orgánica (Soto-Jiménez & Páez-Osuna, 2001).

Se ha observado que las raíces y los pneumatóforos muestran un gran consumo de metales comparado con las hojas, debido principalmente a las diferencias fisiológicas, la variable de traslocación y los mecanismos de excreción de los diferentes órganos de las plantas (MacFarlane, et al., 2003); (Lewis, et al., 2011).

El enriquecimiento de metales en los ambientes de manglares no debe ser considerado exclusivamente como una prueba de la proximidad de una fuente, sino también considerar la eficiencia de este ecosistema para retener metales y por consecuencia actuar como un filtro natural (Qiu, et al., 2011).

Objetivo General:

Determinar la capacidad del manglar de la laguna costera de La Mancha, Veracruz, de actuar como barrera ecológica en la regulación del tránsito de metales pesados (Cd, Hg y Pb).

Objetivos Particulares:

- ❖ Caracterizar el área de estudio de La Mancha para asociar sus componentes físicos con el comportamiento en la concentración de los metales Cd, Hg y Pb.
- ❖ Medir los parámetros fisicoquímicos del agua para determinar una posible injerencia en la toxicidad de los metales pesados.
- ❖ Estimar la concentración de metales pesados (Cd, Hg y Pb) en el agua y sedimento del Río Caño Gallegos, zona del manglar y la laguna costera.
- ❖ Estudiar las características granulométricas del sedimento para vincular el tamaño de partícula con la capacidad de adsorción de metales pesados.
- ❖ Cuantificar la concentración de metales pesados (Cd, Hg y Pb) en tejido vegetal de la especie de mangle *Avicennia germinans*, para conocer su capacidad bioacumulativa.

Hipótesis General:

El manglar funciona como una barrera selectiva permeable de metales pesados que se acumulan en el agua, sedimentos y vegetación. La capacidad de bioacumulación del mangle *Avicennia germinans* se puede establecer analizando las estructuras vegetativas (hojas y pneumatóforos).

Hipótesis Particulares:

- ❖ Las características físicas permiten vislumbrar el comportamiento del ecosistema.
- ❖ La toxicidad de los metales pesados está influenciada por factores de tipo fisicoquímico y su capacidad de modificar la química de los metales pesados.
- ❖ Se espera detectar una mayor concentración de metales pesados en el agua y sedimento del manglar que en la laguna costera, debido a la función del manglar de actuar como una barrera natural en el tránsito de metales pesados.
- ❖ Los sedimentos finos (limos-arcillas) presentan mayor capacidad de acumulación de metales pesados, que los sedimentos de mayor tamaño.
- ❖ Los metales pesados se acumulan en mayor magnitud en los pneumatóforos que en las hojas de la especie de mangle *Avicennia germinans*.

2. Área de Estudio.

2.1 Caracterización y Descripción del Sitio de Estudio.

La laguna costera La Mancha se localiza en el centro del Golfo de México (*Figura 2*), ubicada en el Municipio de Actopan, Veracruz, cuyas coordenadas son 19°23' latitud norte y a los 99° 22' longitud oeste. Se encuentra en el borde oriental de la llanura costera y está formada por basaltos volcánicos Jurásicos situados entre las montañas de la Sierra Madre Oriental al oeste y el Golfo de México hacia el este (Convenció de Ramsar, 1971).

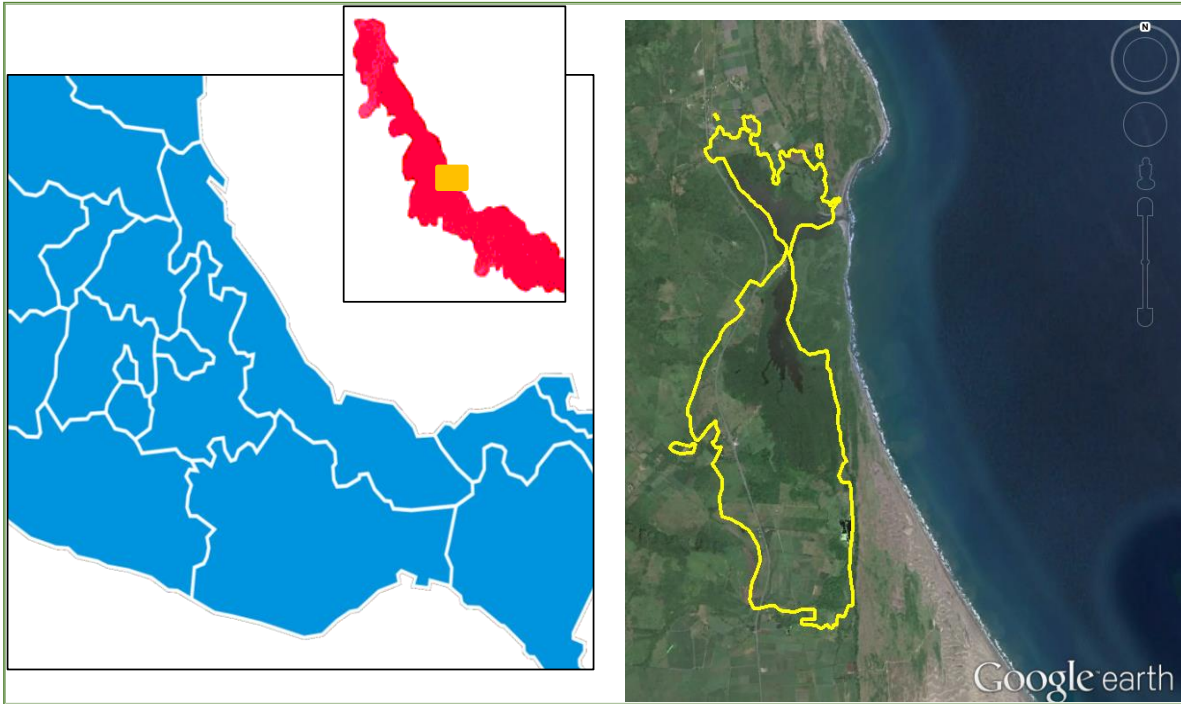


Figura 2. Ubicación geográfica de La Mancha, Veracruz, México.

Debido a su geometría, la laguna La Mancha presenta una forma irregular con un estrechamiento en la parte central (Moreno-Casasola, 2003). Durante la época de lluvias y cuando los frentes fríos llevan humedad hacia el continente se eleva el nivel hidrostático de las aguas fluviales, por lo que se abre una boca sobre el cordón litoral que le comunica con el mar (Moreno-Casasola, 2006).

El tipo de clima de La Mancha es cálido subhúmedo con lluvias en verano, la precipitación media anual es de 1200 mm, con la temporada de lluvia comprendida de Junio a Octubre, se caracteriza por experimentar temporada de Nortes (masas frías de origen polar que se desplazan al sur, atravesando el Océano Atlántico) en los meses invernales de Noviembre a Abril (Martínez-Vázquez, et al., 2012).

De acuerdo con los aportes hídricos, la laguna de La Mancha recibe agua dulce procedente del Río Caño Grande y su cuenca. En la orientación sur de la laguna, se ubica el río Caño Grande y por el norte presenta una corriente más pequeña (efímera), los cuales drenan a través de los humedales de agua dulce y de los cultivos y las tierras de cría de ganado antes

de pasar por el estuario del manglar y la laguna de La Mancha. El agua dulce subterránea representa un importante aporte de agua para la laguna, los manglares y los humedales (Moreno-Casasola, et al., 2009).

De acuerdo a (Yetter, 2004), el suministro al sistema regional de agua subterránea que fluye hacia el humedal de La Mancha se originada en el altiplano occidental. Los niveles de agua se mantienen como resultado de los cambios estacionales, y están determinados por la configuración geomorfológica del sitio La región está dominada por la llegada del Eje Neovolcánico Transversal a la zona costera, el cual interrumpe la planicie costera, valles aluviales y campos de dunas. Gran cantidad de la infiltración que se da en la sierra y en los valles aluviales y dunas, así como los escurrimientos de la sierra, llegan a la planicie costera donde se localizan los humedales. Estos humedales, junto con una gran extensión de potreros inundables, que antes fueron humedales y que ahora constituyen zonas de pastos para las épocas de sequía, son las zonas de descarga de las colinas y montañas de la región. En la zona de La Mancha, casi no hay escurrimientos permanentes, sino que el humedal depende de manera importante de las lluvias, manto freático y escurrimientos temporales (Moreno-Casasola, 2003), estos últimos se encuentran identificados, siendo los más destacados, *Figura 3.*



Figura 3. Ubicación de puntos de muestreo y escurrimiento superficiales intermitentes en la época de lluvias.

Fuente: elaboración propia con información de la Oceanóloga Erika Ramírez

La laguna de La Mancha es batimétricamente somera con 1.5 metros de profundidad, excepto en los canales erosionados, debido a los procesos litorales (actividad de huracanes o vientos). El proceso de azolve aparentemente se ha visto favorecido cerca de la barra, donde se tendió el gasoducto Nuevo Teapa-Poza Rica que provoca la acumulación de arena haciendo la barra más ancha y difícil de romper, esto impide la circulación normal de la laguna, lo que conlleva una alta turbiedad y bajos niveles de producción (Moreno-Casasola, 2006). La forma y la batimetría están suavemente modificadas por acción mareal y procesos no marinos (Figura 4). La sedimentación es típicamente terrígena (Matus et al, 1994).

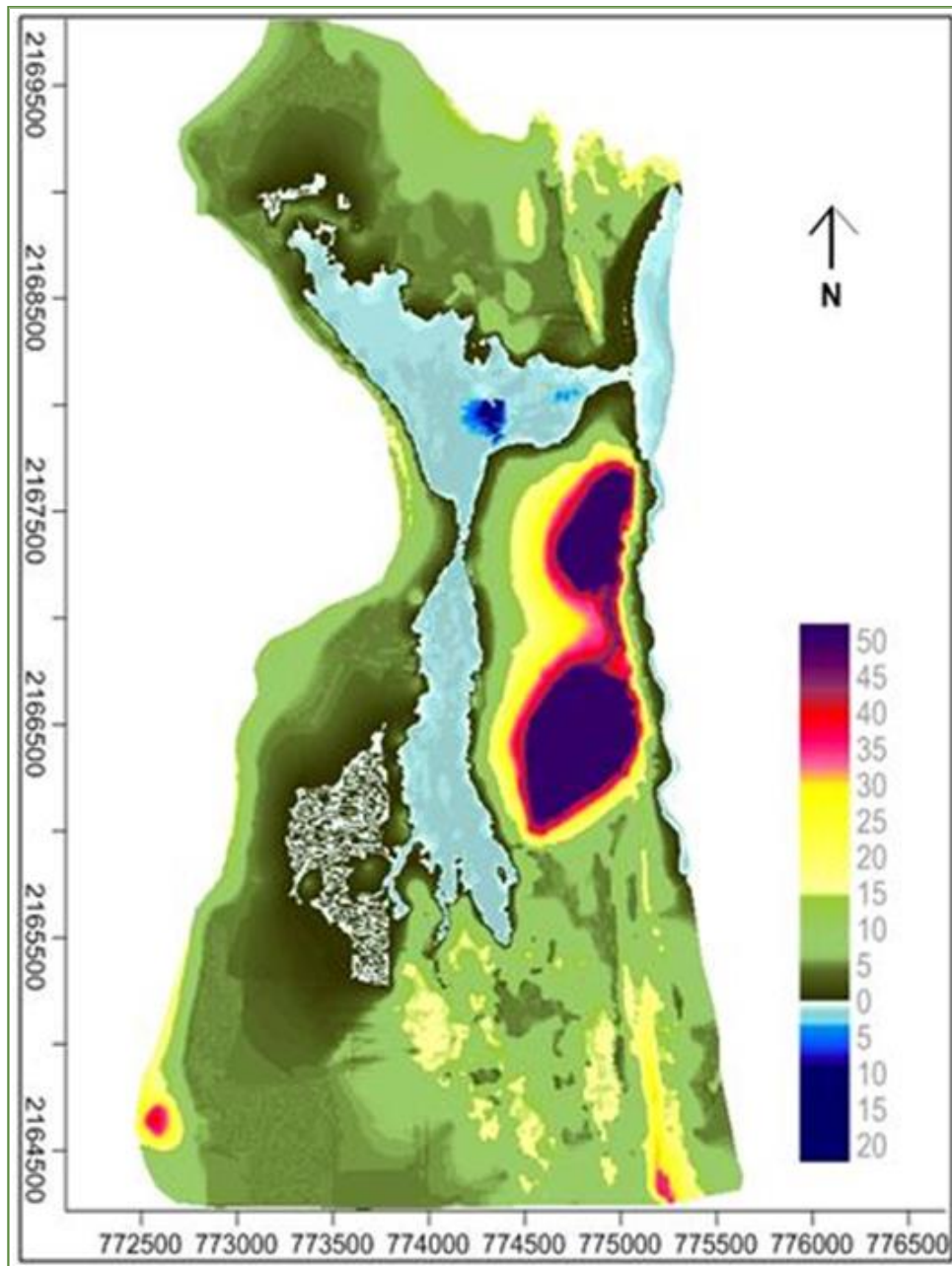


Figura 4. Modelo de Batimetría de la laguna costera La Mancha y topografía en la zona de manglar.

Fuente: elaboración propia.

De acuerdo a los datos del modelo de batimetría, la laguna La Mancha posee una superficie de 0.98 Km² y una longitud Norte-Sur de 3.4 Km aproximadamente. En la zona Norte y debido a un canal de entrada de marea la profundidad aproximada es de 3 a 5 metros. El volumen de agua contenida en la laguna en la época de nortes alcanza los 1.47x10⁶ m³. Con

estos datos, se puede calcular el tiempo de residencia (t_R) aproximado del agua en la laguna La Mancha por medio de la fórmula:

$$t_R = \frac{V}{Q}$$

Fuente: (Ramalho, 1996).

Donde:

t_R = Tiempo de residencia del agua [T]

V= Volumen de agua [M^3]

Q= Caudal o Flujo de agua [M^3/T]

Sustituyendo valores, resulta un tiempo de residencia $t_R=56.4$ días, que es el periodo estimado en que se recambia el agua contenida en la laguna de La Mancha.

La principal dirección del flujo del agua subterránea en el humedal de La Mancha es de norte a sur y en la época de lluvias, la recarga de agua subterránea proviene por el extremo suroeste (Yetter, 2004). De acuerdo a la Ley de Darcy, se puede calcular el flujo de agua subterránea por medio de la fórmula (Sekai, 2015):

$$Q = A * k * i$$

Donde:

Q= flujo de agua subterránea [L^3/T]

A= área de la sección transversal [L^2]

K= conductividad hidráulica [L/L]

i= gradiente hidráulico o cambio de la carga hidráulica entre dos puntos

Valores de conductividad hidráulica (k)

- Sedimentos con alto contenido de limos 10^{-7} m/s
- Sedimentos con alto contenido de arenas 10^{-5} m/s

Sustituyendo i en la ecuación de Darcy, tenemos:

$$Q = K \frac{h_1 - h_2}{L} A$$

Fuente: (Sekai, 2015).

De acuerdo a los datos obtenidos en campo se puede calcular el flujo de agua subterránea que transcurre por la zona de manglar (Cuadro 2),

Cuadro 2. Flujo de agua subterránea en la zona de manglar, La Mancha.

Punto de muestreo	Coordenadas UTM		h_1	h_2	Δh (m)	Fracción Granulo.	k (m/s)	A (m ²)	L	i	Q (m ³ /s)
	x (m)	y (m)									
P1	773320	2168893	0.382	0.58	-0.198	limos	10 ⁻⁷	0.59	2.42	0.082	4.8*10 ⁻⁹
P2	773528	2168943	0.722	-0.01	0.732	limos	10 ⁻⁷	0.73	3.01	0.243	1.78*10 ⁻⁸
P3	774174	2168559	0.543	0.16	0.383	arenas	10 ⁻⁵	0.69	2.84	0.135	9.31*10 ⁻⁷
P4	774580	2168379	0.821	0	0.821	arenas	10 ⁻⁵	0.73	3	0.274	2*10 ⁻⁶
P5	774264	2167039	3.6793	0.84	2.839	limos	10 ⁻⁷	0.53	2.16	1.314	6.97*10 ⁻⁸
P6	774509	2165713	6.6621	1.41	0.0198	arenas	10 ⁻⁵	0.39	1.59	3.303	1.29*10 ⁻⁵
P7	774289	2165010	0.391	0.40	-0.009	limos	10 ⁻⁷	0.63	2.06	0.004	2.75*10 ⁻¹⁰
P8	774461	2164757	0.490	0.23	0.26	limos	10 ⁻⁷	0.67	2.77	0.094	6.29*10 ⁻⁹
P9	774310	2164702	0.479	0.205	0.274	limos	10 ⁻⁷	0.68	2.79	0.098	6.67*10 ⁻⁹
P10	774192	2164982	0.44	0.315	0.125	limos	10 ⁻⁷	0.68	2.79	0.045	3.04*10 ⁻⁹
P11	773739	2165669	0.512	0.385	0.127	limos	10 ⁻⁷	0.64	2.61	2.488	1.59*10 ⁻⁷
P12	773832	2166910	0.313	0.180	0.133	limos	10 ⁻⁷	0.58	2.82	0.047	2.74*10 ⁻⁹

Respecto a la topografía en la zona del manglar y de acuerdo a los datos del Modelo de Elevación del INEGI (LIDAR), la elevación promedio con respecto al nivel del mar se ubica

en un intervalo que fluctúa entre de 0 y 5 metros. En la *Figura 2* se aprecia el bosque de manglar que es circundante a la laguna La Mancha. En dirección Sur, la elevación estriba entre 10-15 metros y al Este se localiza un promontorio que alcanza los 50 metros de elevación.

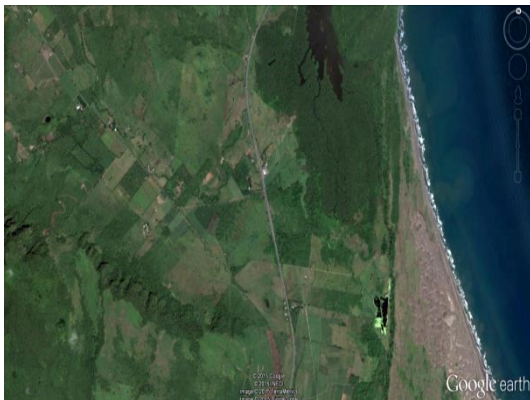
Las tierras circundantes al manglar de la laguna de La Mancha (*Figura 5*), se destinan principalmente para la agricultura de cultivo de caña de azúcar, plantaciones de mango, cultivo de hortalizas y; pastizales para la cría de ganado, así como asentamientos humanos (Moreno-Casasola, et al., 2009), que pueden generar contaminación por metales pesados.



Vista Norte del manglar de La Mancha donde se observan plantaciones para cultivos y asentamientos humanos



Caña de azúcar



Vista Sur del manglar de La Mancha donde se aprecian las zonas dedicadas al cultivo y pastizales



Plantaciones de mango



Parte central de La Mancha donde el manglar ha sido deforestado y usado como predio para cultivo



Zonas dedicadas al ganado

Figura 5. Actividad agrícola y ganadera de las tierras circundantes al manglar de la laguna La Mancha.

Debido al tipo de actividades que se desarrollan en La Mancha y que pueden generar contaminación por metales pesados y por las condiciones de conservación en las que se encuentra el manglar, es el motivo por el cual se ha elegido esta zona de estudio, para evaluar el desempeño del manglar como membrana ecológica en la depuración de contaminantes, como uno de los servicios ecológicos desempeñado a la naturaleza.

El suelo de La Mancha se compone principalmente de arenas, seguido de arcillas y limos en menor proporción. El bosque de mangle de La Mancha se clasifica como pantano (por su capacidad de almacenar agua) con materia orgánica (Infante-Mata, et al., 2011).

La interacción de diferentes gradientes ambientales, principalmente el relieve, hidroperiodo, salinidad, fertilidad, así como el intercambio de nutrientes y materia orgánica del suelo explican los patrones de distribución y abundancia de las especies en el manglar (Chen & Twilley, 1999); (Castañeda-Moya, et al., 2006); (Díaz-Gaxiola, 2011) al igual que la madurez del bosque y el efecto sobrepuesto de las perturbaciones naturales y antrópicas (Jupiter, et al., 2007). La distribución espacial de los mangles se ha descrito como zonas o bandas paralelas a la línea de costa o conformado por una sola especie (*Figura 4*). La interacción de diferentes gradientes ambientales (cambio progresivo en el cual varían los componentes de un ambiente, Ej. temperatura, salinidad, humedad, luz, etc.) explican los patrones de distribución y abundancia de las especies del manglar. El manglar de la laguna de La Mancha presenta una marcada heterogeneidad paisajística, resultado de la combinación de diferentes procesos fluvio-lacuno-lacustres; la diversidad geomorfológica y edáfica, y en la periodicidad de inundación. La estructura del manglar que rodea a la laguna de La Mancha tiende a hacerse menos compleja con la cercanía al mar (Hernández-Trejo, 2009) (*Figura 6 y 7*). *Avicenia* y *Laguncularia* incrementan su cobertura en las zonas con menor salinidad, mientras que la cobertura de *Rhizophora* se incrementa en zonas con mayor salinidad, llegando incluso a formar extensos manchones de manglar que son uniespecíficos y que predominan en las planicies lodosas. A pesar de su óptimo fisiológico se logra en salinidades

más bajas, su óptimo ecológico se encuentra en ambientes más salinos (López-Portillo & Ezcurra, 2002).

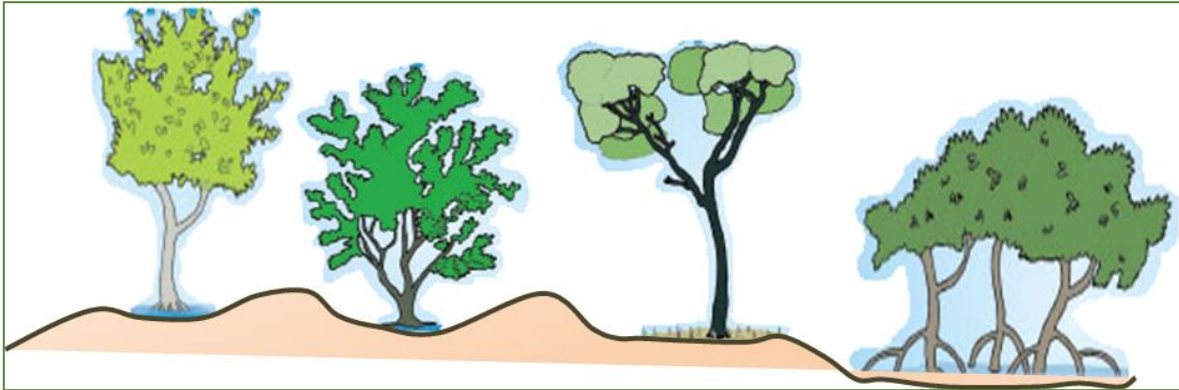


Figura 6. Dibujo representativo de las formas de crecimiento de las cuatro especies de manglares, como normalmente se encuentran guardando sucesión natural. De izquierda a derecha: *Conocarpus erectus* (botoncillo), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Rhizophora mangle* (mangle rojo).

Fuente: www.costadevenezuela.org



Figura 7. Cobertura del manglar, La Mancha, Ver.

Fuente: CONABIO-SEMAR/Joanna Acosta (2008).

El manglar de La Mancha posee cuatro especies de mangle, el *Avicennia germinans* (mangle negro), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Rhizophora mangle* (mangle rojo) y *Conocarpua erectus* (mangle botoncillo), agrupadas en diferentes asociaciones. Según Hernández-Trejo (2009), la superficie del manglar abarca 335.5 ha aprox, en el cual la especie dominante es el *Avicennia germinans* con una cobertura del 66%, le corresponde un 22% a *Laguncularia racemosa*, seguido por un 12% del *Rhizophora mangle* y *Cornacapus erectus* (Figura 8).



Avicennia germinans



Rhizophora mangle



Laguncularia racemosa



Conocarpus erectus

Figura 8. Especies de mangle existentes en La Mancha, Veracruz, México.

2.2 Características de las especies de mangle.

Rhizophora mangle es una especie halófila facultativa, perteneciente a la familia Rhizophoraceae. Es un árbol o arbusto perennifolio, halófito con un rango de altura de 1.5-15 metros, su tronco es recto con ramas apoyadas en numerosas raíces aéreas de origen adventicio, simples o dicotómicamente ramificadas, con numerosas lenticelas. Especie característica de los litorales donde forma a menudo masas puras en las zonas intermareales de lagunas costeras y esteros con influencia de agua salada. Crece en ambientes de continuo movimiento de agua y salinidad variable (hipersalino a salobre). Su mejor desarrollo es en litorales someros, con poca pendiente donde la marea entra con mayor facilidad. Se desarrolla en los sitios protegidos contra la acción del oleaje fuerte. Los manglares más productivos se desarrollan en estuarios con lodo fino, compuesto de cieno, arcilla y alto porcentaje de materia orgánica. Los suelos en los manglares de *Rhizophora* contienen generalmente

mayores porcentajes de materia orgánica comparado con los suelos de *Avicennia* reportándose cantidades promedios de 49.26 ± 8 ppm (Linnaei, 1753).

Avicennia germinans puede crecer a manera de árbol o arbusto. Las hojas son opuestas, de color verde oscuro en sus superficies superiores y blanquecinas en su superficie interior, el fruto es vivíparo (Díaz-Gaxiola, 2011). Es un árbol de los manglares de las costas americanas que tolera un gran espectro de salinidad del suelo (entre 23-30 ups), crece en una gran variedad de climas (zona tropical y subtropical seca y; húmeda y muy húmeda). La especie se considera como una estabilizadora de suelo, se desarrolla a lo largo de las costas del Golfo de México, crece en áreas inundadas por la marea con aguas saladas y salobres y en suelos tipo arenoso, cenagoso o arcilloso. Es muy susceptible a los cambios en los patrones hidrológicos (Jiménez & Lugo, 2000).

Laguncularia racemosa pertenece a la familia de las Combretaceas, se caracteriza por un sistema radical superficial, con raíces de gran tamaño, extendidas y horizontales. De todas las especies de mangle, el mangle blanco es la especie con una menor tolerancia a las bajas temperaturas. La especie excreta sal y tolera un gran espectro de salinidad del suelo (de 0 a 90 partes por mil). Por lo general se le puede encontrar en la franja interior de los manglares, en los suelos elevados en donde las inundaciones por las mareas son menos frecuentes e intensas y en los manglares en zonas donde el flujo de las marea es limitado. En estas áreas, el mangle blanco se encuentra generalmente asociado con el mangle negro (*Avicennia germinans*), en donde la salinidad del suelo promedia de 30 a 40 partes por mil (ppm) (Jiménez & Lugo, 2000). *Laguncularia racemosa* es conocida por alcanzar un mayor nivel de fijación de metales pesados (CONABIO-CONAP, 2009).

Finalmente *Conocarpus erectus* tiene hojas alternadas que son simples, ovaladas y enteras, las flores son perfectas y el fruto es un agregado leñoso persistente, se ubica en las zonas más altas de un manglar (Díaz-Gaxiola, 2011). *Conocarpus erectus* no es un mangle verdadero, pues no posee raíces especializadas y las semillas no germinan en la planta, es más bien una especie asociada a los manglares (López-Portillo & Ezcurra, 2002).

Las cuatro especies de mangle cambiaron de Protección especial a Amenazadas protegidas de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM 059 SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo (DOF, 2010).

Debido a su importancia en las actividades humanas y su vulnerabilidad, existe una conciencia social en relación con la necesidad cada vez mayor para proteger y administrar las lagunas costeras y su entorno (Pérez-Rufasa, et al., 2011). Dentro del entorno costero, se ubican los manglares, ecosistemas que afrontan una gran presión antrópica debido al incremento de población y la generación de contaminantes. Entre los contaminantes orgánicos e inorgánicos, se presentan los metales pesados, consideradas una de las principales causas del impacto negativo en el funcionamiento ecológico de los manglares. Es por ello, que en épocas recientes se han realizado diversas investigaciones en el desempeño del mangle como acumulador de metales (Fernández, et al., 2012); (Parvaresh, et al., 2011); (Bodin, et al., 2013). En el presente estudio se aborda el funcionamiento del mangle de actuar como una membrana ecológica en la captación de los metales pesados en

su ecosistema; por medio de bioacumulación de metales pesados en el tejido vegetal (hojas y pneumatóforos) de la especie *Avicennia germinans*, la retención de metales en sus sedimentos y captación de metales en el agua superficial e intersticial del ecosistema del mangle.

3. Método.

3.1 Caracterización de la zona de estudio.

3.1.1. Batimetría de la laguna costera La Mancha.

La batimetría es el levantamiento del relieve de superficies subacuáticas en el fondo marino, lagunas costeras, cursos de agua, embalses, y otros, y se realiza por medio un análisis de datos de la profundidad. En el levantamiento batimétrico los puntos se organizan en perfiles que consisten en un conjunto de puntos alineados en una dirección determinada. Los perfiles se sitúan paralelos unos a otros, realizando también mediciones en transversal para cubrir una mayor cobertura.

El equipo utilizado es un SONAR (Sound Navigation and Ranging), el cual es un aparato que graba información de transmisiones bajo el agua. Consta de un emisor de ondas de sonido y de un receptor. El principio se basa en la emisión de un impulso sonoro que se refleja en el fondo y regresa como un eco, el sonar registra el tiempo empleado en el doble recorrido del impulso sonoro. Dentro de los instrumentos de sondeo utilizados para la realización de batimetrías se encuentran las Sondas de Eco (Ecosondas).

El equipo consta:

- Aparato registrador, que es el órgano de control del instrumento
- Generador de alta tensión, que a su vez lleva un condensador cuya descarga actúa sobre el transmisor de la onda sonora
- Transmisor
- Receptor, recibe la onda reflejada en el fondo, que es amplificada y se registrada gráficamente.
- Amplificador
- Aparato registrador.

Los datos de profundidad quedan almacenados en una PC portátil que incluye el software de navegación, cuya misión es planificar los perfiles. El método empleado para el levantamiento batimétrico en la laguna La Mancha, fue la combinación de GPS + Ecosonda digital, tomando datos en los ejes x, y & z.

El modelo del equipo utilizado fue una Ecosonda para Batimetría Modelo 1612 marca KNUDSEN con rango de frecuencia 24-210 KHz y un GPS Leica 1200. El equipo de sondeo está proyectado para producir el sonido, recibir y amplificar el eco, medir el tiempo transcurrido desde la emisión y la recepción del sonido, convertir el intervalo de tiempo en unidades de profundidad y registrar las medidas. El sonido que produce por el transductor que convierte automáticamente el impulso eléctrico que viaja como una onda sonora.

Para la medición de la batimetría en la laguna La Mancha, el transductor se colocó en un dispositivo que iba sumergido al menos 0.5 metros al nivel del agua de la laguna al ras de la quilla de la lancha. Con las lecturas obtenidas en campo se procesó la información utilizando el programa SURFER, especializado en la realización de mapas.

3.1.2. Topografía del manglar.

La medición de la topografía en la zona de manglar se dificulta debido a la escasa recepción satelital que presentan los equipos de medición en campo, debida principalmente a la densa cobertura vegetal de las copas de las diversas especies de mangle. Por lo tanto, se hizo necesario buscar apoyo del banco de datos de relieve del terreno (topografía) que ofrece el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) y procesar sus datos.

Principio del método.

Los datos de relieve son valores de altura con respecto a una superficie que permite caracterizar la forma del terreno. Sirven para generar modelos de elevación a través de técnicas de interpolación, con lo que se representa las formas de la superficie, proporcionando elementos en mapas o planos y sistemas de información geoespacial que sirven como fundamento (INEGI, 2015).

La expresión visual y matemática de los datos de relieve son modelos digitales de elevación, que corresponden a valores de altura con respecto a una superficie de referencia y recreación de la morfología, incluyendo la altura respecto a la superficie de referencia.

Existen dos cualidades esenciales en los modelos digitales de elevación; la exactitud y la resolución. La exactitud ha de garantizar la correcta posición de los datos con respecto al Sistema Geodésico de Referencia y; la resolución es el concepto que se refiere al nivel o grado de definición y detalle que se hace posible apreciar en los datos (INEGI, 2015).

La resolución se realiza por medio de un registro de las elevaciones existentes sobre el nivel del mar derivado de la obtención de puntos mediante tecnología LIDAR (detección y medición a través de la luz). El LIDAR es un sistema activo de rayos láser que emite un haz de luz sobre la superficie terrestre (pulsos) para posteriormente registrar sus reflejos (INEGI, 2015).

El modelo digital de alta resolución LIDAR sobre una superficie, se obtiene de la “nube de puntos” ajustada al terreno, mediante procesos geodésico, en la cual son seleccionados los puntos que corresponden únicamente al área de estudio, a la que se le aplica una interpolación a los puntos clasificados del último retorno, nuevamente se eliminan las posibles interferencias (infraestructura, vegetación, objetos aéreos), de tal forma que se genera un modelo digital de elevación de tipo terreno con una resolución de 5 metros (*Figura 9*), (INEGI, 2015).

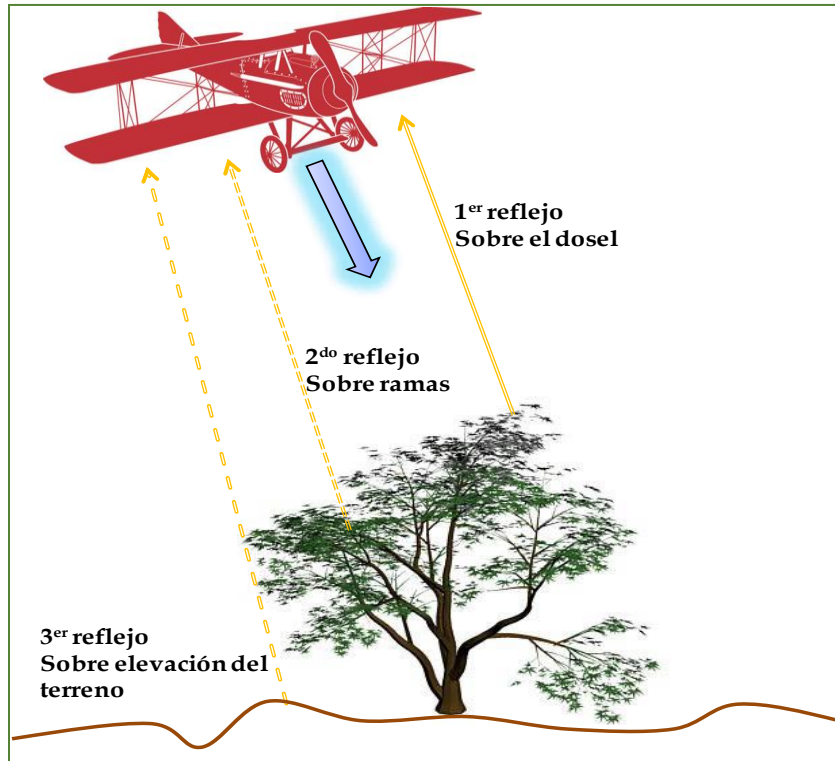


Figura 9. Sistema de medición con tecnología LIDAR.

Los datos para la realización de la topografía del área de estudio se obtuvieron de la página electrónica del INEGI en el apartado correspondiente a los datos de relieve. La zona de La Mancha se encuentra clasificada en las cartas de imagen digital E14B28F1, E14B28F2, E14B28F3 y E14B28F4, en donde se descarga un mapa GRID que se procesaron por medio del software ArcGis Desktop, especializado en sistema de información geográfica en la realización de mapas.

3.2 Instalación de piezómetros.

Se construyeron 12 piezómetros con tubería de PVC de 1.5 in (3.81 cm) de diámetro y 3 metros de longitud (*Figura 10*). Antes de instalar los piezómetros, se ranuraron 2 metros de cada una de las tuberías, a los cuales se le colocó un cople y una tapa en los extremos para evitar posibles interferencias debido a la entrada de agentes externos (sedimento, hojarasca, insectos).

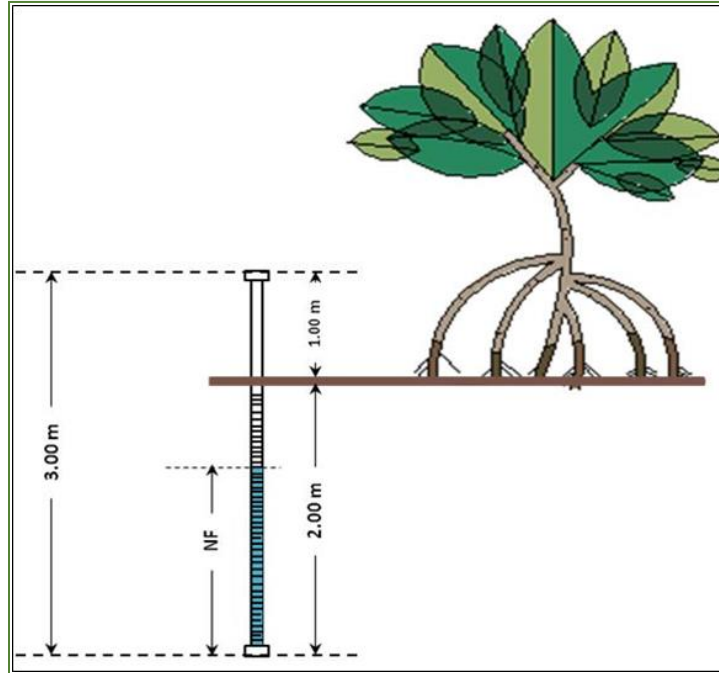


Figura 10. Características de construcción los piezómetros.

La perforación del terreno natural se realizó con herramienta manual tipo Hand Auger, la profundidad alcanzada fue de aprox. 2 metros a partir del nivel del suelo. Posteriormente se introdujo la tubería, cerciorándose de que la parte ranurada quedara introducida en el pozo perforado y sobresaliera la parte lisa. Los piezómetros fueron fijados con suelo producto de la perforación (*Figura 11*). Finalmente, se rotularon cada uno de los piezómetros con la nomenclatura asignada y se ubicaron con el Sistema de Posicionamiento Global (GPS).

Para la distribución de los piezómetros o pozos de monitoreo se utilizó un acomodo espacial, en el cual se pretendía circundar la periferia de la laguna La Mancha y el trayecto final o desembocadura del río Caño Gallegos en la laguna, así como cubrir un perímetro dentro del manglar a una distancia aproximada de 50 metros de la laguna La Mancha. En algunas ocasiones se cambió la ubicación de los piezómetros debido al relieve (las pequeñas, pero significativas elevaciones en el terreno que impedían la uniformidad del acomodo de los piezómetros) y la estratigrafía que presentaba el terreno (presencia de boleo o arcillas muy compactas que dificultaron la perforación del suelo), provocando el desplazamiento de los piezómetros y reacomodándolos en zonas que no representaran problemas de perforación y al mismo tiempo guardara alguna concordancia con la ubicación originalmente planeada. La ubicación de los piezómetros en zonas cercanas a la laguna permitió obtener muestras de agua, sedimento y tejido vegetal.



Figura 11. Instalación de piezómetros.

En la *Cuadro 3*, se enlistan las coordenadas de la ubicación de los piezómetros.

Cuadro 3. Localización de los piezómetros en coordenadas UTM.

Piezómetro	Coordenadas UTM (x, y)
P1	773320,2168893
P2	773528,2168943
P3	774174,2168559
P4	774580,2168379
P5	774264,2167039
P6	774509,2165713
P7	774289,2165010
P8	774461,2164757
P9	774310,2164702
P10	774192,2164982
P11	773739,2164669
P12	773832,2166910

Origen: Datos leídos en campo

3.3 Medición de Nivel Freático en los piezómetros.

Una vez instalados los piezómetros y estabilizado el nivel de agua dentro del tubo (piezómetro), se realizó la medición del nivel freático. El procedimiento consistió en

introducir una referencia rígida seca (cánula) dentro del piezómetro asegurando que cubriera la longitud del tubo, posteriormente se retiró y se midió la longitud de la parte mojada de la referencia, así como el tramo sobresaliente del piezómetro (tubería lisa). El nivel freático se obtuvo por la diferencia de éstas dos medidas (*Figura 12*).



Figura 12. Procedimiento de medición del nivel freático.

3.4 Recolección de muestras.

La colecta de muestras de agua, sedimento y tejido vegetal se completó en dos periodos de tiempo. En un primer periodo correspondió a la época de lluvias (Agosto), en donde se recolectaron la totalidad de las muestras de agua y sedimento de los doce piezómetros ubicados en el manglar, así como las muestras (agua y sedimento) en los cuatro (4) puntos de muestreo dentro de la trayectoria final o desembocadura del Río Caño Gallegos en la laguna. En el mes de Noviembre o referido como segundo periodo, se completó el muestreo, en el cual se obtuvieron las cuatro (4) muestras de agua y cuatro (4) sedimento en los puntos de muestreo ubicados en la laguna La Mancha y, finalmente las muestras de tejido vegetal (hijas y pneumatóforos) de la especie de mangle *Avicennia germinans*, también se recolectaron en éste periodo, las coordenadas UTM de los puntos de muestreo se especifican en la *Cuadro 4*.

Cuadro 4. Localización de los puntos de muestreo en Río Caño Gallego y laguna La Mancha en coordenadas UTM.

<i>Zona de Estudio</i>	<i>Punto de Muestreo</i>	<i>Coordenadas UTM (x, y)</i>
<i>Río Caño Gallegos</i>	<i>Manglar (Mn)</i>	774391, 2164376
	<i>Carretera (C)</i>	774709, 2163758
	<i>Humedal (H)</i>	773899, 2162325
	<i>Manantial (Mt)</i>	774308, 2161963
<i>Laguna La Mancha</i>	<i>L1 (boca)</i>	774775, 2168088
	<i>L2 (ostiones)</i>	773632, 2168509
	<i>L3 (estrechamiento)</i>	774161, 2167374
	<i>L4 (pajarera)</i>	774137, 2166030

Origen: Datos leídos en campo

En la *Figura 13* se muestra la ubicación de los puntos de muestreo de agua en la zona de estudio.

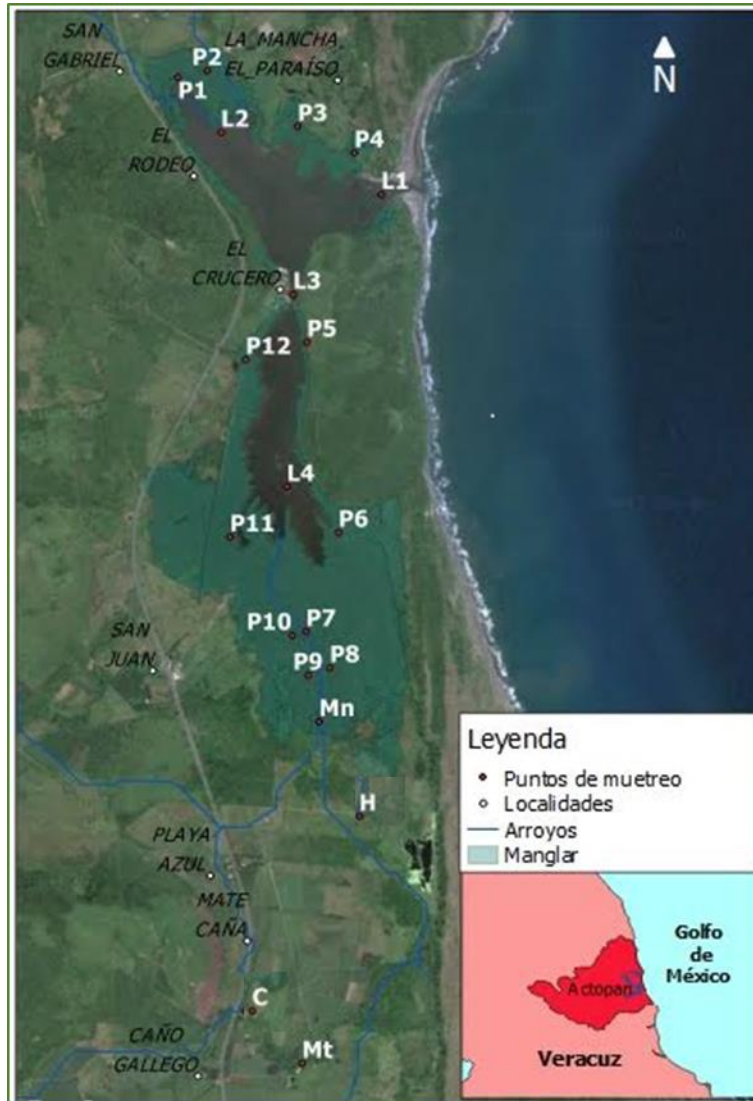


Figura 13. Ubicación de los puntos de muestreo.

3.4.1. Muestreo de agua.

En la *Figura 14*, se describe el método de muestreo empleado para la obtención de la muestra de agua en el trayecto del Río Caño Gallegos, laguna La Mancha y la zona del manglar (piezómetros), respectivamente.

Para la obtención de la muestra de agua subterránea de los puntos ubicados en la zona del manglar, se utilizó una flecha con tres ranuras de 1-2 mm de ancho y 1 cm de largo talladas por encima de la punta de la flecha y con una conexión a una jeringa de plástico con 50 ml de capacidad (McKee, et al., 1988); (López-Portillo, et al., 2014). Las muestras de agua se obtuvieron a una profundidad aproximada de 10-20 cm medido de la superficie hacia el fondo, que es la principal zona de enraizamiento para las raíces.

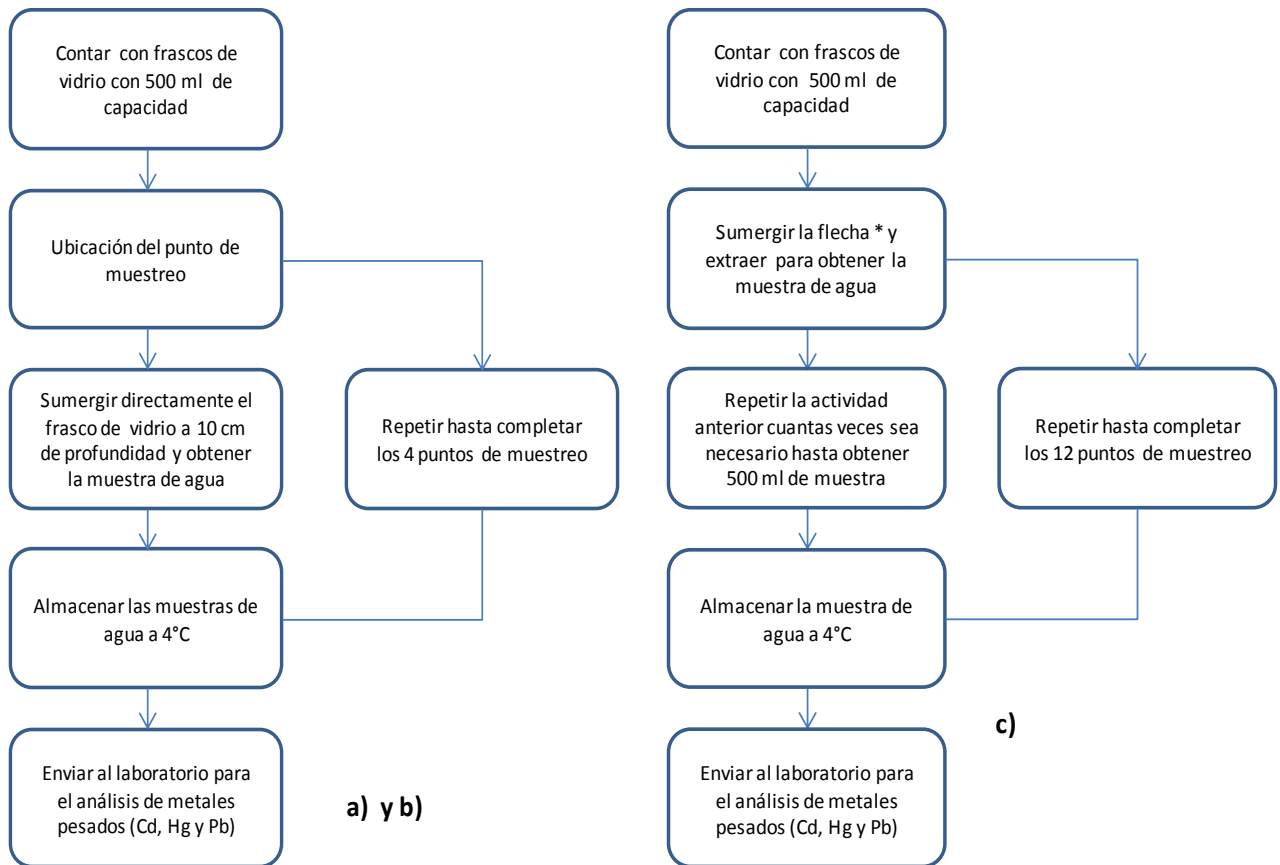


Figura 14. a) y b) Muestreo de agua en trayecto del Río Caño Gallegos y la laguna costera La Mancha, respectivamente y; c) muestreo de agua subterránea en la zona de manglar (piezómetros).

Origen: *Diseño propio.*

3.4.2. Muestreo de sedimento.

Las muestras de sedimento coinciden con los puntos referenciados para las muestras de agua. En el Río Caño Gallegos, fueron colectados los primeros 20 cm de la capa de sedimento con una cuchara de acero inoxidable con capacidad aprox. para 1 Kg de muestra. Posteriormente, la muestra se depositó en una bolsa de plástico con cierre hermético misma que fue roturada con la nomenclatura indicada.

Los puntos de muestreo de sedimento ubicados en la zona del manglar coincidieron con la ubicación de la construcción de los piezómetros. En cada punto de muestreo se colectaron los primeros 30 cm de la capa de sedimento (a nivel de raíces de mangle de la especie *Avicennia germinans*) con el nucleador tipo Hang Auger. Las muestras se transfirieron a bolsas de plástico con cierre hermético claramente identificadas (*Figura 15*).

Finalmente para los puntos de muestreo en la laguna La Mancha, se recolectaron los primeros 20 cm de la capa de sedimento, las muestras se obtuvieron con un cucharón de acero inoxidable, y posteriormente fueron transferidas a bolsas de plástico. Todas las muestras de sedimento se almacenaron a 4°C hasta su posterior análisis en laboratorio para detectar la concentración para metales pesados Cd, Hg y Pb.



Figura 15. Muestreo de sedimento.

3.4.3. Muestreo de tejido vegetal.

Se eligió coleccionar tejido vegetal del mangle negro (*Avicennia germinans*) por ser la especie con mayor presencia en el área de estudio (66%) de acuerdo a (Hernández-Trejo, 2009). Las muestras de tejido vegetal (hojas y pneumatóforos) fueron recolectadas a una distancia no mayor a 3 metros de radio de ubicación de los piezómetros de estudio, se recolectaron tres muestras de estípulas con sus hojas y tres fragmentos de pneumatóforos de tres ejemplares de mangle *Avicennia germinans*. Una vez recolectadas las muestras de tejido vegetal enjuagaron con agua desionizada para eliminar la presencia de cualquier interferencia, posteriormente las muestras se conservaron bajo condiciones controladas de humedad y temperatura (Figura 16). Se cuidó que los ejemplares de mangle muestreados fueran similares en tamaño, constitución y envergadura para que representaran una edad semejante y observaran condiciones similares del desempeño de membrana ecológica en el tránsito de metales pesados (Cd, Hg y Pb), en el bosque de manglar de la zona de La Mancha.



Figura 16. Muestreo de hojas y pneumatóforos de la especie de mangle *Avicennia germinans*.

3.5 Medición de parámetros fisicoquímicos.

Los instrumentos para medición de parámetros fisicoquímicos, son utilizados para determinar la calidad del agua en lagos, mares, ríos, reservorios, canales, etc. Permiten operar para mediciones puntuales o en sistemas de medición continua. Dependiendo de la aplicación existen una serie de sondas que permiten medir desde dos parámetros hasta diecisiete (17) parámetros en forma simultánea, entre los cuales se tiene pH, oxígeno disuelto (OD), Conductividad, Temperatura, redox (ORP), Salinidad, etc. (YSI Incorporated, 2010)

Uno de los equipos empleados para la lectura de los parámetros fisicoquímicos fue el multiparámetro YSI-85 equipo portátil, dotado de una sonda que permitió medir el oxígeno disuelto en las muestras de agua, cuyas lecturas fueron automáticamente compensadas por la temperatura en campo. La celda para la lectura de OD es del tipo membrana con tapa enroscada.

El otro equipo empleado fue el Myrion Ultrameter II Modelo 6PFC^E, fácil de usar en campo ya que es un multiparámetro portátil, con célula integrada que contiene cuatro electrodos para una mayor estabilidad en la medición, la precisión es de +/- 1%. Empleado para la medición de temperatura, pH, salinidad y ORP (Myrion L, 2016).

La lectura de los parámetros fisicoquímicos se realizó en campo simultáneamente a la colecta de muestras de agua. Los parámetros medidos fueron pH, temperatura, salinidad y oxígeno disuelto. Los equipos empleados fueron previamente calibrados a las mediciones realizadas en campo. El método consistió en tomar una muestra de agua directamente del piezómetro e inyectar un mínimo 10 ml en las celdas del equipo multiparámetro, las mediciones de los parámetros se leían inmediatamente (*Figura 17*).



Figura 17. Medición de parámetros fisicoquímicos.

3.6 Análisis de metales.

A continuación se desglosa el método para la obtención de la concentración de metales. **Es importante señalar que los análisis fueron realizados en un laboratorio externo certificado ante la Entidad Mexicana de Acreditación A. C. (EMA)**, el cual siguió el siguiente procedimiento para la determinación de la concentración de metales en agua y sedimento (NMX-AA-051-SCFI-2001, 2001).

Principio y alcance.

En la espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con llama o Aspiración Directa, la muestra es aspirada y atomizada en una llama. Un rayo de luz proviene de una lámpara de cátodo hueco o de una lámpara de descarga, se dirige a través de la llama a un monocromador y a un detector que mide la cantidad de luz absorbida. La absorción depende de la presencia de los átomos libres en la llama. Debido que la longitud de onda del rayo de luz es

característica del elemento que se está determinando, la luz absorbida por la llama es una medida de la concentración del metal en la muestra (NMX-AA-051-SCFI-2001, 2001).

En la técnica del horno de grafito o electrotérmica el principio es esencialmente el mismo, excepto que se usa un horno, en lugar de la llama para atomizar la muestra (NMX-AA-051-SCFI-2001, 2001).

La técnica es aplicable a un gran número de elementos y está limitada a elementos en solución, por lo que, para el análisis de metales en se requiere una digestión previa de la muestra (Zagal & Sadzawka, 2007).

El equipo con el que se realizó la EAA es un Espectrofotómetro de Absorción Atómica GBC Modelo SAVANTAA, un Horno de grafito GBC Modelo GF5000 y el Generador de Hidruros GBC Modelo HG3000.

3.6.1. Procedimiento para determinar metales totales en agua.

Homogeneizar perfectamente la muestra (verificando que no existan sólidos adheridos en el fondo del contenedor de la muestra). Inmediatamente después tomar una alícuota sin filtrar de 50 mL a 100 mL dependiendo de la naturaleza de la muestra, y transferir a un vaso de precipitados para digerir (IDECA, 2013).

Para realizar la digestión de las muestras, se añaden 3 mL de ácido nítrico (HNO_3) concentrado, llevar a una parrilla para su evaporación (evitando que hierva la muestra), como producto final se obtienen de 2.5 a 5 mL de muestra, dejar enfriar. La digestión finaliza (agregar la cantidad necesaria de HNO_3 en dosis controladas) cuando se obtiene una muestra cristalina. Ahora la muestra está lista para la determinación de metales (IDECA, 2013).

Las muestras digeridas se transfieren a los tubos de grafito para su lectura en el Espectrofotómetro de Absorción Atómica (EAA), previamente calibrado. El Cadmio (Cd) se determina por medio del Procedimiento por Aspiración Directa. Al Mercurio (Hg) se le aplica la técnica de Generador de Hidruros, al EAA se conjunta el equipo generador de hidruros y se calibran a la par para realizar la lectura de las muestras. Finalmente, la determinación de Plomo (Pb) se realiza con el método de Análisis por Horno de Grafito, que consiste en el aditamento del horno de grafito al Espectrofotómetro de Absorción Atómica, el equipo se calibra conjuntamente (NMX-AA-051-SCFI-2001, 2001).

3.6.2. Procedimiento para determinar metales en sedimento

A las muestras de sedimento se les practica un tratamiento de digestión previo a la determinación de concentración de metales por espectrofotometría de absorción atómica, como se muestra en la *Figura 18* (IDECA, 2013).

La digestión consiste en pesar 5 g de sedimento (para cada muestra) en recipientes no metálicos, agregar 2 mL de ácido clorhídrico (HCl) y 10 mL de HNO_3 , calentar a 70-80°C, hasta la desaparición de humos (evitando que no se presente proyección del contenido digerido), al final trasvasar el contenido y aforar a 50 o 100 mL (IDECA, 2013).

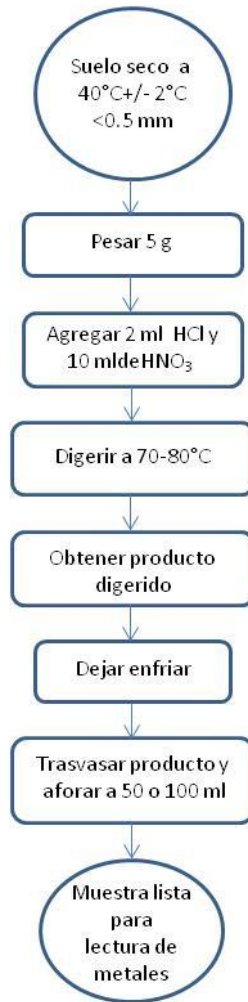


Figura 18. Preparación de muestra para análisis de metales en sedimento.

Origen: Diagrama del procedimiento técnico de ensayo para metales, Laboratorio IDECA, SA de CV.

La concentración de Cd se determina con EEA con llama o Aspiración Directa, el método consiste en: aspirar y atomizar la muestra por una llama.

El Pb se determina por medio de la técnica de Horno de Grafito, consiste en colocar la muestra del tubo de grafito y calentar hasta la atomización del elemento a determinar. El vapor atómico se producido absorbe la radiación monocromática emitida por la fuente y un detector fotoeléctrico mide la intensidad de la radiación emitida (Zagal & Sadzawka, 2007).

La técnica de Vapor Frío es aplicada para obtener la concentración de Hg en sedimentos. La muestra se seca y se digiere con agua regia y se oxida con permanganato de potasio (KMnO_4) y persulfato de potasio ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$), así los iones de mercurio son reducidos con cloruro estañoso (SnCl_2) a mercurio elemental (Hg°) volátil. El vapor de Hg° se introduce en el espectrofotómetro de absorción atómica y registra la señal (Zagal & Sadzawka, 2007).

3.6.3. Metales en tejido vegetal.

El procedimiento para la descontaminación y preparación de la muestra de tejido vegetal se presenta en la *Figura 19*.

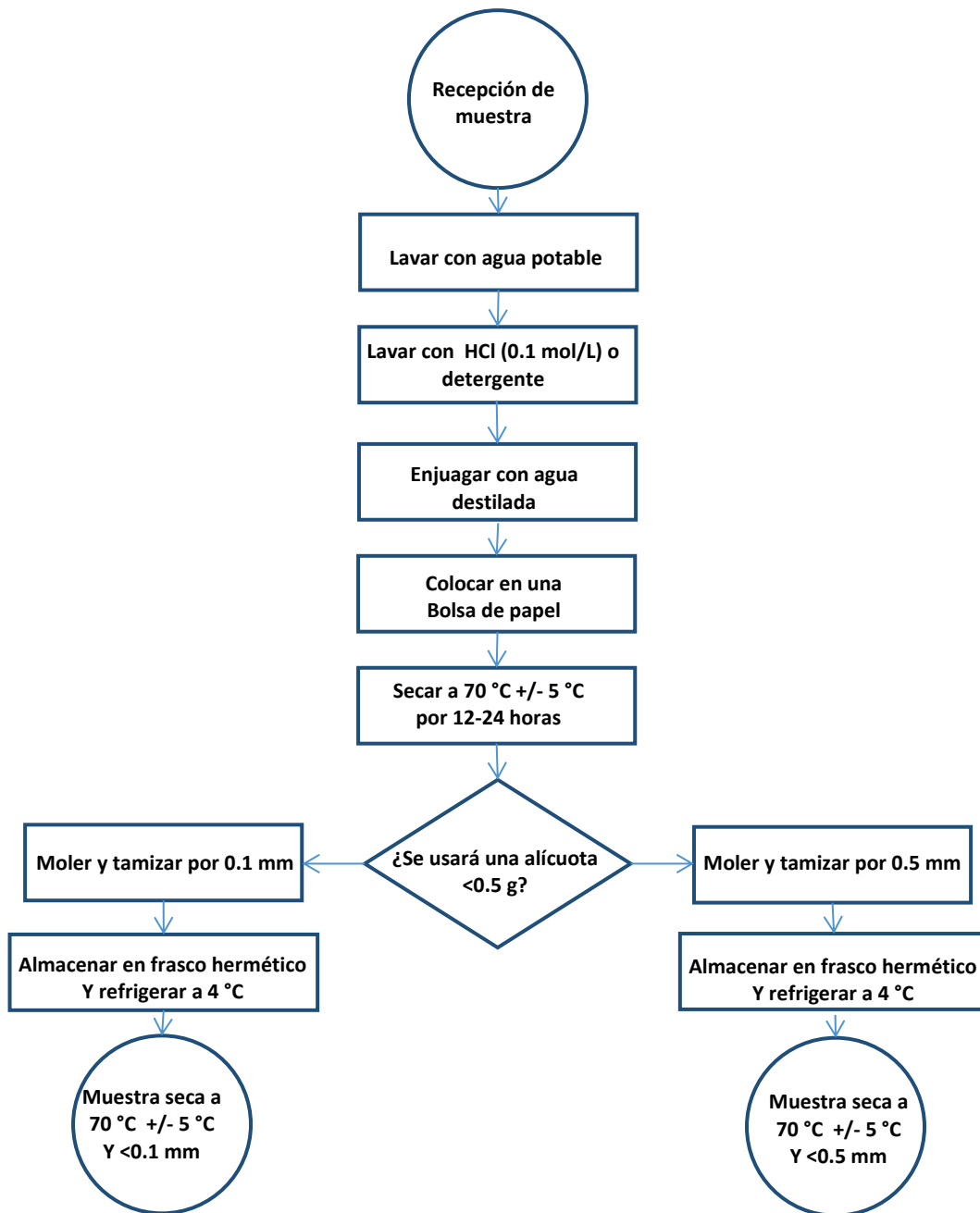


Figura 19. Preparación de muestra para su posterior análisis de metales.

Origen: *Diagrama del procedimiento técnico de ensayo para metales, Laboratorio IDECA, SA de CV.*

Una vez que las muestras han sido molidas y tamizadas a <0.1 mm, se pesan 5 gramos y son transferidas a una mufla a una temperatura de 600 °C, para ser calcinadas, las cenizas obtenidas son tratadas con 15 ml de HCL al 20%, filtradas y aforadas a 25 ml. La muestra está lista para su digestión (se sigue el mismo método de análisis para la obtención de metales en agua).

Para realizar la digestión de las muestras, se añaden 3 mL de ácido nítrico (HNO_3) concentrado, llevar a una parrilla para su evaporación (evitando que hierva la muestra), como producto final se obtienen de 2.5 a 5 mL de muestra, dejar enfriar.

La digestión finaliza (agregar la cantidad necesaria de HNO_3 en dosis controladas), aplicar calor y evaporar hasta obtener una muestra cristalina. Ahora la muestra está lista para la determinación de metales. Las muestras digeridas se transfieren a los tubos de grafito para su lectura en el Espectrofotómetro de Absorción Atómica (EAA), previamente calibrado. El Cadmio (Cd) se determina por medio del Procedimiento por Aspiración Directa. Al Mercurio (Hg) se le aplica la técnica de Generador de Hidruros, al EAA se conjunta el equipo generador de hidruros y se calibran a la par y se realizan las lecturas de las muestras. Finalmente, la determinación de Plomo (Pb) se realiza con el método de Análisis por Horno de Grafito, que consiste en el aditamento del horno de grafito al Espectrofotómetro de Absorción Atómica, el equipo se calibra conjuntamente (NMX-AA-051-SCFI-2001, 2001).

3.7 Análisis granulométricos.

3.7.1. Fundamento y principio.

El fundamento del análisis consiste en medir el tamaño de las partículas por difracción del haz de luz láser. La luz de un haz láser es usada como analizador y las partículas sedimentarias que lo atraviesan difractan la luz.

Cuando un haz paralelo de luz monocromática (láser) pasa a través de una pequeña zona conteniendo partículas o gotas, se forma un patrón de difracción superpuesto a la imagen que es mucho más grande. Se coloca una lente convergente después de la zona que contiene la dispersión y se ubica una pantalla en el plano focal del lente, la luz no difractada forma una imagen en el foco y la luz difractada forma un conjunto de anillos concéntricos (Manual Beckma Coulter, 2011).

A partir de la información detectada de la intensidad de luz difractada en función del ángulo de difracción, se puede calcular la distribución de tamaño de partículas presentes en la dispersión.

El analizador de la distribución del tamaño de partícula por láser es un instrumento de aplicación universal para la determinación de la distribución del tamaño de partícula de suspensiones, emulsiones y polvo mediante la difracción láser. Los instrumentos para la

determinación del tamaño de partícula basados en la difracción láser utilizan el principio físico de la dispersión de las ondas electromagnéticas (Manual Beckma Coulter, 2011).

El equipo empleado para realizar el análisis de tamaño de grano de los sedimentos fue un analizador BECKMAN COULTER modelo LS 230, de difracción láser que realiza en forma automática la distribución de tamaño de partículas, en un rango de 0.04 hasta 2000 μm , se utiliza para determinaciones de partículas de sedimentos menores que 2 mm. Este equipo ofrece una reproducibilidad incomparable ($< 1 \%$), en los análisis del tamaño de partículas, se miden en un solo paso sin cambio de óptica o conocimiento modal de la muestra. Posee 116 canales y 132 detectores confiables para obtener una distribución de los tamaños de partícula de su muestra por vía húmeda (Manual Beckma Coulter, 2011).

3.7.2. Preparación de la muestra.

Para el análisis se requiere un mínimo de 20 gramos de muestra (peso en seco) dependiendo si se tratan de tamaños de lodos o arenas respectivamente. El procedimiento de preparación de la muestra de sedimento se presenta en la *Figura 20*. Es conveniente que la muestra no presente una cantidad considerable de materia orgánica (pastos, hojas, tallos, etc.)

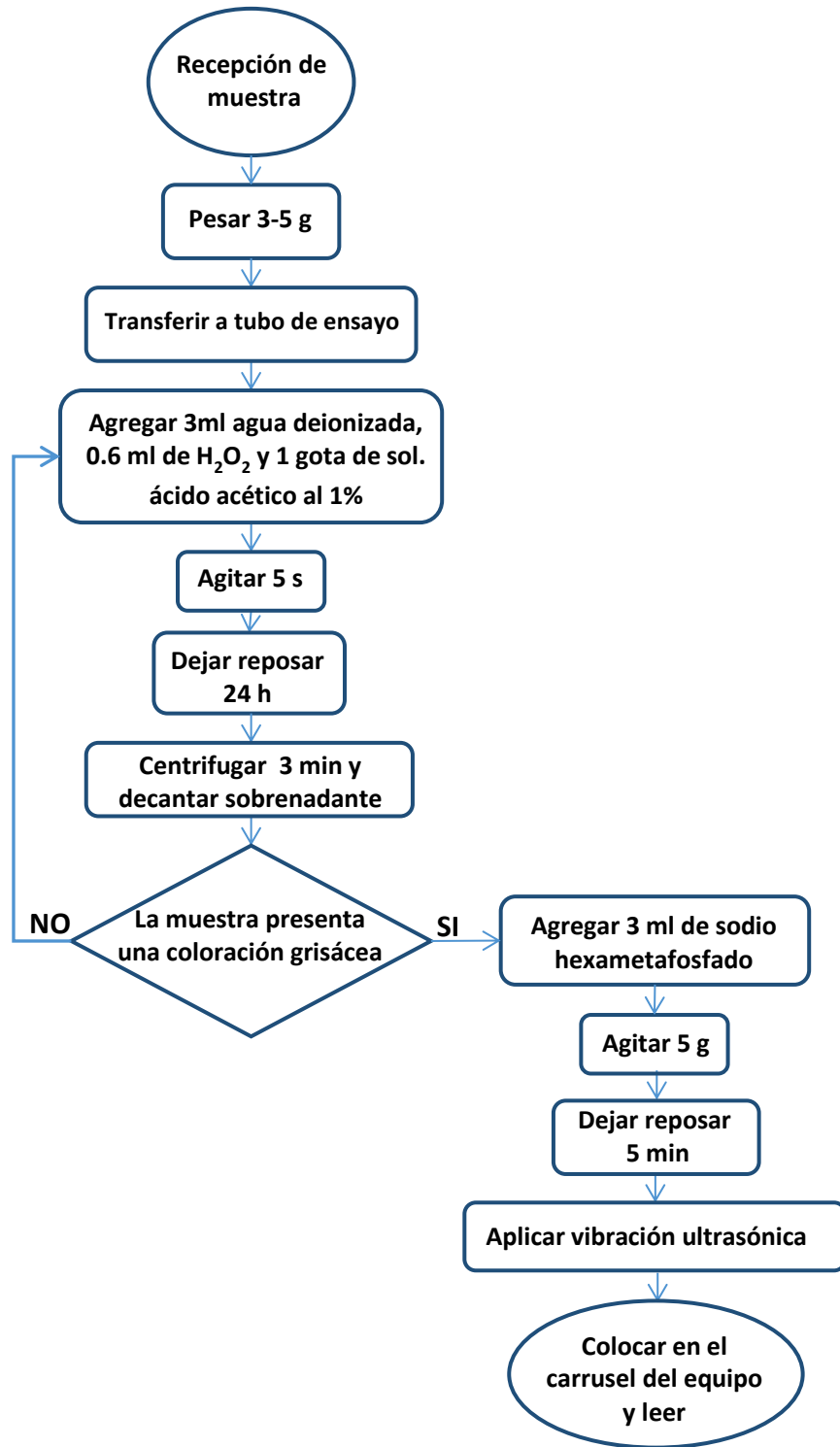


Figura 20. Preparación de muestra de sedimento para su análisis granulométrico.

Origen: Diseño propio.

En el caso que la muestra presente sedimento del tamaño de gravas (> 2000 mm), se separan por medio de un tamiz y al final de los resultados del analizador láser se cuantifican.

3.8 Análisis estadístico.

3.8.1. Regresión Linear.

Se realizaron regresiones lineales entre las muestras de metal en tejido vegetal con su correspondiente concentración de metal en agua y sedimento de la siguiente forma

- metal hojas Vs metal agua;
- metal hojas Vs metal sedimento
- metal pneumatóforos Vs metal agua
- metal pneumatóforos Vs metal sedimento

3.8.2. Análisis de Componentes Principales.

Para encontrar tendencias en los datos obtenidos en el presente estudio (factores fisicoquímicos, concentración de metales en agua, sedimento y tejido vegetal (hojas y pneumatóforos), se aplicó un Análisis de Componentes Principales (PCA, por sus siglas en inglés), en donde la unidad de estudio fue representada por cada uno de los puntos de muestreo.

Un problema central en el análisis de datos multivariantes es la reducción de la dimensionalidad: si es posible describir con precisión los valores de p variables por un pequeño subconjunto $r < p$ de ellas, se habrá reducido la dimensión del problema a costa de una pequeña pérdida de información.

El análisis de componentes principales tiene este objetivo: dadas n observaciones de p variables, se analiza si es posible representar adecuadamente esta información con un número menor de variables construidas como combinaciones lineales de las originales. Su utilidad es doble, ya que:

1. Permite representar de manera óptima en un espacio de dimensión pequeña observaciones de un espacio general p -dimensional. En este sentido, componentes principales es el primer paso para identificar las posibles variables latentes, o no observadas que generan los datos.
2. Permite transformar las variables originales, en general correlacionadas (que miden información común), en nuevas variables no correlacionadas (que no tenga repetición o redundancia en la información), facilitando la interpretación de los datos (Pearson, 2016).

4. Resultados.

4.1. Parámetros fisicoquímicos.

4.1.1. Temperatura.

El promedio de la temperatura del agua superficial en la Zona del Río Caño Gallegos fue de 27.3 °C; el registro más bajo de la zona de estudio correspondió al punto identificado como Manglar (Mn) con una lectura de 25.3 °C, este punto se ubicó en la entrada del río Caño Gallegos al manglar de La Mancha (*Cuadro 5*).

Cuadro 5. Registro de Temperatura, época de lluvias.

<i>Zona de Estudio</i>	<i>Punto de Muestreo</i>	<i>T (°C)</i>	<i>Prom</i>	<i>Máx</i>	<i>Mín</i>	<i>Desv. Estand.</i>
Río Caño Gallegos	Manglar (Mn)	25.3	27.3	28.3	25.3	1.4
	Carretera (C)	27.7				
	Humedal (H)	28.3				
	Manantial (Mt)	27.9				
Zona de Manglar	P1	28.3	28.7	30.0	27.6	0.7
	P2	28.1				
	P3	29				
	P4	28.3				
	P5	28.9				
	P6	28.1				
	P7	29.8				
	P8	29				
	P9	28.4				
	P10	28.8				
	P11	30				
	P12	27.6				
Laguna La Mancha	L1 (boca)	28.1	28.5	28.9	28.1	0.3
	L2 (ostiones)	28.9				
	L3 (estrechamiento)	28.2				
	L4 (pajarera)	28.8				

La Zona de Manglar registró las temperaturas más cálidas durante la época de lluvias. Finalmente, la Zona de Laguna La Mancha, presentó el mismo comportamiento con temperaturas cálidas. Esta variable fue relativamente homogénea en todos los sitios de muestreo, como se observa en los bajos valores de desviación estándar.

4.1.2. pH.

Tal como se muestra en el *Cuadro 6* los registros obtenidos sobre los cuatro (4) puntos monitoreados en el trayecto final del Río Caño Gallegos, presentaron valores ligeramente básicos (arriba de un pH=7).

Cuadro 6. Mediciones de pH, época de lluvias.

<i>Zona de Estudio</i>	<i>Punto de Muestreo</i>	<i>pH</i>	<i>Prom</i>	<i>Máx</i>	<i>Mín</i>	<i>Desv. Estand.</i>
Río Caño Gallegos	Manglar (Mn)	7.5	7.46	7.63	7.32	0.14
	Carretera (C)	7.37				
	Humedal (H)	7.63				
	Manantial (Mt)	7.32				
Zona de Manglar	P1	6.71	6.84	7.61	6.32	0.390
	P2	7.64				
	P3	7.05				
	P4	7.10				
	P5	7.08				
	P6	6.85				
	P7	6.45				
	P8	6.49				
	P9	6.44				
	P10	6.79				
	P11	6.32				
	P12	7.24				
Laguna La Mancha	L1 (boca)	8.20	7.91	8.20	7.61	0.25
	L2 (ostiones)	7.61				
	L3 (estrechamiento)	8.02				
	L4 (pajarera)	7.80				

Las mediciones realizadas en la Zona de Manglar tienen un valor promedio de pH de 6.84, catalogados como valores ligeramente ácidos ($\text{pH} < 7$). El punto P11 registró el pH más bajo con un valor de 6.32. En cambio, se tuvieron cinco (5) piezómetros con registros de $\text{pH} > 7$, el P2, P3, P4 (ubicados al norte del manglar), P5 y P12 ubicados en la parte central o estrecha de la laguna La Mancha

Los valores medidos en la Laguna La Mancha registraron pH básicos ($\text{pH} > 7$), catalogado como un agua de tipo marina con un $\text{pH} = 8$.

4.1.3. Salinidad.

El aporte de agua que proviene del Río Caño Gallego, presentó un promedio de salinidad 0.35 ups, el cual es un valor característico para agua dulce, ya que está dentro del intervalo de 0-0.5 ups. Los valores de salinidad en el agua de la Zona de Manglar indican condiciones salobres, mientras que la Laguna de La Mancha ya es salina, con valores superiores a 20 ups (Cuadro 7).

Cuadro 7. Mediciones de salinidad, época de lluvias.

<i>Zona de Estudio</i>	<i>Punto de Muestreo</i>	<i>Salinidad (ups)</i>	<i>Prom</i>	<i>Máx</i>	<i>Mín</i>	<i>Desv. Estand.</i>
Río Caño Gallegos	Manglar (Mn)	0.54	0.35	0.54	0.29	0.12
	Carretera (C)	0.29				
	Humedal (H)	0.30				
	Manantial (Mt)	0.29				
Zona de Manglar	P1	0.04	0.49	4.49	0.02	1.29
	P2	1.05				
	P3	0.03				
	P4	4.49				
	P5	0.03				
	P6	0.03				
	P7	0.03				
	P8	0.03				
	P9	0.03				
	P10	0.03				
	P11	0.04				
	P12	0.02				
Laguna La Mancha	L1 (boca)	33.55	27.27	33.55	23.31	4.41
	L2 (ostiones)	24.58				
	L3 (estrechamiento)	27.62				
	L4 (pajarera)	23.31				

4.1.4. Potencial Redox (Eh).

En la zona del Río Caño Gallegos, el punto de muestreo conocido como “Manglar”, registró el valor más bajo de Eh (negativo), el valor alcanzó un registro de -149 mV, en contraste el punto “Manantiales” registró el máximo positivo del Eh en la zona de estudio con un valor de 154 mV (*Cuadro 8*).

Cuadro 8. Mediciones de Eh, época de lluvias.

<i>Zona de Estudio</i>	<i>Punto de Muestreo</i>	<i>Eh (mV)</i>	<i>Prom</i>	<i>Máx</i>	<i>Mín</i>	<i>Desv. Estand.</i>
Río Caño Gallegos	Manglar (Mn)	-149	35	154	-149	133
	Carretera (C)	1.9				
	Humedal (H)	133				
	Manantial (Mt)	154				
Zona de Manglar	P1	-90	-203	-90	-317	81
	P2	-131				
	P3	-216				
	P4	-272				
	P5	-267				
	P6	-317				
	P7	-187				

	P8	-102
	P9	-241
	P10	-152
	P11	-303
	P12	-154

Los registros de Eh en la Zona de Manglar presentaron valores negativos, el promedio en la zona fue de -203 mV, siendo el punto P6 la medición más negativa con un valor de -317 mV, en contraste el punto P1 presentó el valor menos negativo con -90 mV.

4.1.5. Oxígeno Disuelto (OD).

De acuerdo al *Cuadro 9*, se aprecia que en la Zona del Río Caño Gallegos los puntos muestreados promediaron un valor de 3.46 mg/L de OD.

Cuadro 9. Mediciones de Oxígeno Disuelto, época de lluvias.

<i>Zona de Estudio</i>	<i>Punto de Muestreo</i>	<i>OD (mg/L)</i>	<i>Prom</i>	<i>Máx</i>	<i>Mín</i>	<i>Desv. Estand.</i>
Río Caño Gallegos	Manglar (Mn)	-	3.46	3.92	2.9	0.52
	Carretera (C)	2.9				
	Humedal (H)	3.92				
	Manantial (Mt)	3.56				
Zona de Manglar	P1	0.05	0.25	1.43	0.02	0.38
	P2	0.18				
	P3	0.27				
	P4	1.43				
	P5	0.02				
	P6	0.09				
	P7	0.05				
	P8	0.18				
	P9	0.25				
	P10	0.11				
	P11	0.13				
	P12	0.29				

La Zona de Manglar registró un valor promedio de OD de 0.25 mg/L, el P4 destacó por ser el punto con un valor de 1.43 mg/L.

4.2. Análisis granulométrico en sedimento.

4.2.1. Granulometría.

En el *Cuadro 7*, se presentan los resultados del **análisis granulométrico** (distribución de las partículas que conforman el suelo de acuerdo a su tamaño), practicado a las 20 muestras de sedimento colectadas en la zona de estudio, de los cuales se identificaron 3 zonas; 1) **Río**

Caño Gallegos, 2) **zona de manglar** y; 3) **laguna La Mancha**. Se desglosa el porcentaje de gravas, arenas, limos y arcillas que contiene cada uno de las muestras.

Tres de los cuatro los puntos ubicados en el Río Caño Gallego, poseen una composición significativa de gravas con 39.054% para Humedal (H); 62.635% en Carretera (C) y 34.256% para el punto identificado como Manantiales (Mt). Por el contrario, el punto Manglar (Mn) carece de gravas y prevalece la conformación de Arenas>Limos>Arcillas.

Como se observa en el *Cuadro 7*, las muestras distribuidas en la zona de manglar guardan una composición heterogénea en el porcentaje de las fracciones granulométricas. En los puntos P1, P3, P4, P5, P6 P7, P8, P9, P10 7 P12, la composición granulométrica se desglosa en las fracciones de Arenas>Limos>Arcillas, en cambio, los puntos P2 y P11 la composición siguió el acomodo por fraccione de Arcillas>Limos>Arenas.

En la zona de la laguna La Mancha, las muestras L2, L3 y L4 prevaleció la fracción de limos. Por el contrario, la muestra identificada como L1 ubicada en la boca de la laguna presentó una composición básicamente de arenas.

4.2.2. Parámetros estadísticos granulométricos.

Dentro de los parámetros estadísticos reportados en el *Cuadro 10*, se encuentran el **promedio gráfico o media M_z** (tamaño de grano promedio entre las medidas realizadas durante el análisis textural); índice de clasificación o σ_1 (proporciona el grado de uniformidad del tamaño de las partículas del sedimento); índice de asimetría o SK_1 (señala el grado de distribución de los granos en la curva de frecuencia); curtosis o K_G (comparación de la dispersión de la población central con los extremos de la distribución); **moda** (medida de granos que se encuentra en mayor cantidad). y; **mediana** (parámetros que más se aproxima al promedio granulométrico de una distribución).

Cuadro 10. Análisis granulométrico.

En el apartado de Fracciones Granulométricas se destaca un código de colores, para detectar cada uno de los porcentajes de las fracciones; rojo>verde>amarillo. Parámetros Estadísticos, $Mz\phi$ promedio gráfico o media; $S_{i\phi}$ índice de clasificación; $Sk_{i\phi}$ índice de asimetría; K_G curtosis.

Ubicación	Muestra	FRACCIONES (%)				PARÁMETROS ESTADÍSTICOS				MODA		MEDIANA (f50)	
		GRAVAS	ARENAS	LIMOS	ARCILLAS	$Mz\phi$	$\sigma_{i\phi}$	$Sk_{i\phi}$	K_G	μm	ϕ	μm	ϕ
Río Caño Gallego	Carretera	62.635	37.069	0.247	0.050	-0.952	0.866	0.437	0.836	2000.0	-1.000	2300.6	-1.202
	Humedales	39.054	58.966	1.589	0.390	0.235	1.648	0.106	0.663	2000.0	-1.000	902.5	0.148
	Manantiales	34.256	64.454	1.030	0.260	-0.089	1.313	0.020	0.739	2000.0	-1.000	1029.5	-0.042
	Manglar		47.913	43.850	8.237	4.568	1.971	0.414	0.948	127.6	2.970	58.8	4.089
Zona de Manglar	P1		18.910	67.010	14.080	5.698	1.914	0.255	0.914	72.9	3.777	23.1	5.435
	P2		14.030	69.580	16.390	5.960	1.920	0.215	0.915	34.6	4.854	18.7	5.745
	P3		57.262	38.970	3.768	3.977	1.642	0.455	0.893	168.9	2.566	85.5	3.548
	P4		69.446	26.800	3.754	3.462	1.637	0.723	1.046	185.4	2.431	152.1	2.717
	P5		25.390	58.500	16.110	5.644	2.098	0.284	0.836	87.9	3.508	25.2	5.309
	P6		91.410	6.775	1.815	2.563	0.852	0.378	2.561	185.4	2.431	176.7	2.501
	P7		19.570	69.620	10.810	5.483	1.751	0.291	0.963	66.4	3.912	27.1	5.208
	P8		24.871	65.990	9.139	5.263	1.743	0.272	0.964	96.5	3.373	30.7	5.028
	P9		19.790	66.350	13.860	5.661	1.902	0.269	0.884	72.9	3.777	24.1	5.374
	P10		25.212	64.980	9.808	5.316	1.779	0.281	0.919	87.9	3.508	30.1	5.053
	P11		14.020	68.880	17.100	6.029	1.927	0.159	0.873	72.9	3.777	16.9	5.891
	P12		21.870	67.990	10.140	5.385	1.779	0.248	1.004	41.7	4.585	27.6	5.181
Laguna La Mancha	L1		98.544	1.135	0.321	2.118	0.564	-0.026	0.999	223.4	2.162	228.6	2.129
	L2		8.110	71.780	20.110	6.268	1.936	0.218	0.881	38.0	4.719	15.2	6.040
	L3		3.200	70.900	25.900	6.819	1.856	0.087	0.943	9.4	6.738	9.3	6.748
	L4		29.750	53.730	16.520	5.544	2.125	0.373	0.784	87.9	3.508	30.3	5.047

De acuerdo a los resultados de las medidas de dispersión, dentro del Río Caño Gallegos, el punto identificado como “Carretera” (C), presentó una media compuesta por gravas, moderadamente clasificada, asimétrico hacia los finos y una curva mesocúrtica; “Humedales” (H) posee una media compuesta de arenas gruesas, mal clasificadas, simétricas y una curva muy platicúrtica; Manantiales (Mn) compuesto básicamente por arenas gruesas, moderadamente clasificadas, asimétrica hacia los finos y una curva mesocúrtica; finalmente Manglar cuya composición recayó en limos grandes, mal clasificados, muy asimétrico hacia los gruesos y una curva mesocúrtica.

De la zona de manglar, se tiene que el P1 se compuso de limos medianos, mal clasificados, asimétrico hacia los finos y curva mesocúrtica; P2 presentó limos finos, mal clasificados, asimétrico hacia los finos y mesocúrtico; P3 posee una media compuesta por arenas muy finas, mal clasificadas, muy asimétrico hacia los finos y curtosis platicúrtica; P4 con arenas muy finas, mal clasificadas, muy asimétrica hacia los finos y mesocúrtica; P5 compuesto por limos medianos, muy mal clasificados, con asimetría hacia los finos y curtosis mesocúrtica; P6 cuya principal componente fueron las arenas finas, moderadamente clasificadas, muy asimétrico hacia los finos y con una curtosis muy leptocúrtica; P7 se compuso de limos medianos, mal clasificados, asimétrico hacia los finos y curva mesocúrtica; P8 presentó limos medianos, mal clasificados, asimétrico hacia los finos y mesocúrtica; P9 compuesto por limos medianos, mal clasificados, asimétrico hacia los finos cuya curva fue platicúrtica; P10 con limos medianos, mal clasificados, asimétricos hacia los finos y curva mesocúrtica; el punto P11 compuesto por limos finos, mal clasificados, asimétrico hacia los finos, curtosis platicúrtica; finalmente el P12 con una presencia preponderante de limos medianos, mal clasificados, con asimetría hacia los finos y cuya curtosis se presentó mesocúrtica.

De los puntos estudiados en la laguna La Mancha, el punto L1 ubicado en la boca de la laguna, se compuso principalmente por arenas finas, moderadamente bien clasificadas, con un índice de asimetría simétrico y curtosis mesocúrtica; L2 se localizó en una zona conocida como Ostiones (parte noreste de la laguna), en su mayoría presentó limos finos mal clasificados, asimétrico hacia los finos y curva platicúrtica; L3 ubicado en el estrechamiento de la laguna se compuso de limos finos, mal clasificados, con una asimetría hacia los finos y curva mesocúrtica, finalmente el punto L4 (pajarera, zona sur de la laguna) presentó limos medianos muy mal clasificados, asimétricos hacia los finos y una curva platicúrtica.

4.3. Metales.

4.3.1. Metales en agua.

4.3.1.1. Cadmio.

Todos los puntos de muestreo que registraron una concentración por arriba del límite de detección del equipo empleado para el análisis de cadmio, rebasaron el Límite Máximo Permisible de los CE-CCA-001/89.

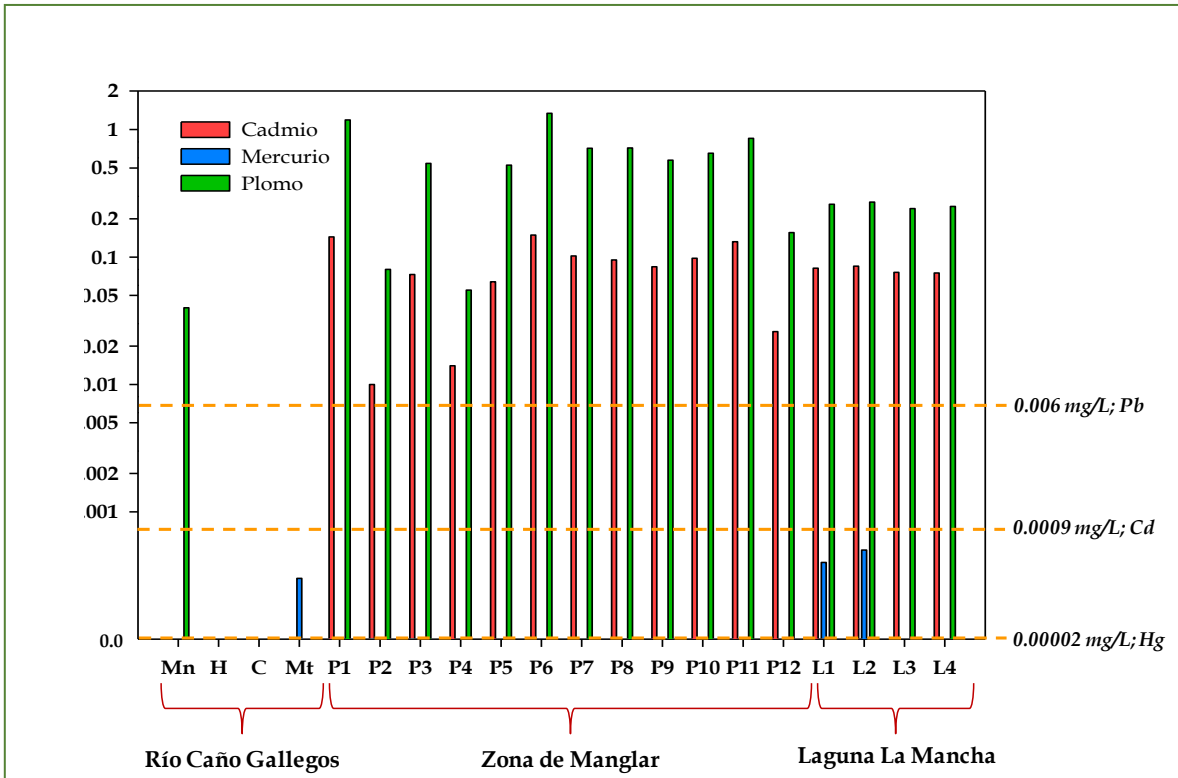


Figura 21. Concentración de metales en agua y los límites máximos permitidos (LMP) para metales en agua de acuerdo a los CE-CCA-001/89 (normatividad mexicana).

En el aporte de agua continental correspondiente a los puntos de muestreo ubicados en la trayectoria del Río Caño Gallegos (Manglar, Humedal, Carretera y Manantiales), se detectó que la concentración de cadmio se encontraba por debajo del límite de detección del equipo utilizado para su análisis (<0.005 mg/L).

En cambio, en la Zona de Manglar, la concentración de cadmio fue muy superior a lo indicado por la Normatividad Nacional, y además heterogénea. De acuerdo con la *Figura 21*, los puntos presentaron una concentración de mayor a menor como sigue; P6>P1>P11>P7>P10>P8>P9>P3>P5>P12>P4>P2, cuyo valor máximo fue de 0.149 mg/L y valor mínimo de 0.01 mg/L, respectivamente. Por lo tanto, el P6 fue el punto con mayor concentración de cadmio en el área de estudio.

Como se aprecia en la *Figura 21*, la concentración de cadmio en la Zona de Laguna La Mancha es relativamente homogénea. Los valores de concentración de cadmio obtenidos en esta zona presentaron un acomodo de L2>L1>L3>L4, pero con muy poca variación en la concentración. Las muestras localizadas al norte de la laguna (L1-boca- y L2 –ostiones-) obtuvieron una concentración de 0.082 mg/L y 0.085 mg/L, respectivamente. En cambio, el punto de muestreo L3 ubicado en el “estrechamiento” de la laguna y el L4 ubicado al sur de la laguna (zona conocida como “Pajarera”), las concentraciones fueron menores con 0.076 mg/L y 0.075 mg/L respectivamente.

4.3.1.2. Mercurio.

El mercurio fue el metal con la menor concentración en el área de estudio. En la Zona del Río Caño Gallegos, el punto Manantiales (Mt), registró una concentración por arriba del límite de detección del equipo empleado para el análisis, cuya concentración fue de 0.0003 mg/L, valor que se encuentra por arriba del LMP según los CE-CCA-001/89 para un agua dulce destinada a la protección de la vida acuática, según el *Cuadro 8*.

Como se observa en la *Figura 21*, la Zona de Manglar se encuentra libre de concentración de mercurio en el agua del subsuelo.

Finalmente, la Zona de la laguna La Mancha, los puntos L1 y L2 destacan como los puntos con una fuerte presencia de mercurio en agua. L2 fue el punto con el registro de máxima concentración un valor de 0.0005 mg/L, seguido de L1 con un valor de 0.0004 mg/L, ambos puntos se encuentran por arriba de la concentración del LMP (0.00002 mg/L) de los CE-CCA-001/89 para un agua marina destinada a la protección de la vida acuática.

4.3.1.3. Plomo.

Los resultados en la concentración de plomo demostraron que fue el metal con mayor concentración en la zona de estudio. De acuerdo al *Cuadro 8*, se tiene que los puntos con presencia de plomo ubicados en la zona de estudio, rebasaron el LMP para la normatividad nacional, cuyo valor está regulado en 0.006 mg/L para un agua destinada a la protección de la vida acuática:

En las muestras de agua provenientes de la Zona del Río Caño Gallegos, los puntos de muestreo H, C y Mt (Humedal, Carretera y Manantiales, respectivamente), presentaron concentraciones de plomo por debajo del límite de detección del equipo empleado para el análisis (<0.02 mg/L). En cambio, el punto Mn (Manglar) presentó plomo con el mínimo registro de la zona de estudio (0.04 mg/L), que de acuerdo a la normatividad marcada por la NOAA no rebasa el LMP de 0.065 mg/L, límite agudo (criterios de máxima concentración con un valor alto de 1 hora con un promedio de exposición que no debe ser excedido más de una vez en tres años), para un agua dulce (*Cuadro 8*).

En el *Cuadro 11* se aprecian los **Límites Máximos Permisibles** (medida de la concentración o grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, que caracterizan a un efluente o una emisión, que al ser excedida causa o puede causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente) de la Normatividad, cuyo valor para cadmio esta normado en 0.0009 mg/L según los CE-CCA-001/89.

Cuadro 11. Normatividad para metales en agua.

Metal	CE-CCA-001/89 (México)		NOAA (SQuiRT's*) (Estados Unidos)				CCME (Canadá)	
	Protección a la vida acuática (mg/L)		agua dulce (mg/L)		agua marina (mg/L)		Protección a la vida acuática (mg/L)	
	Agua dulce	Agua marina	Agudo	Crónico	Agudo	Crónico	Agua dulce	Agua marina
Cadmio	(1)	0.0009	0.002*	0.00025*	0.04	0.0088	0.0009	0.00012

Mercurio	0.00001	0.00002	0.0014	0.00077	0.0018	0.00094	0.000 026	0.000016
Plomo	(1)	0.006	0.065*	0.0025*	0.210	0.0081	0.001	0.007

*depende de la dureza (cantidad de carbonato de calcio y magnesio en el agua).

$$(1) \text{ Cd (mg/L)} = e^{(0.785 z [\ln (\text{dureza})] - 3.490)}$$

* SQuiRT= Screening Quick Reference Tables

Origen: Datos obtenidos de los Criterio Ecológicos de la Calidad del Agua, NOAA US Screening Quick Reference Tables & Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME).

La Zona de Manglar, se destacó por presentar los puntos con los registros más elevados de plomo en agua. El acomodo de puntos de muestreo de mayor a menor concentración quedo como P6>P1>P11>P7>P8>P10>P9>P3>P5>P12>P2 (*Figura 21*). El punto P6 se destaca nuevamente por ser el punto con la máxima concentración de plomo (al igual que en cadmio) en agua con un registro de 1.34 mg/L y el P2 ofreció el mínimo registro con 0.08 mg/L.

Los puntos ubicados en la Zona de la laguna La Mancha, registraron un valor promedio de plomo en agua de 0.25mg/L.

4.3.2. Metales en sedimento.

4.3.2.1. Cadmio.

De las muestras de la Zona del Río Caño Gallegos, el punto conocido como Mn (Manglar), presentó una de las concentraciones más altas de cadmio (*Figura 22*), cuyo valor de acuerdo al *Cuadro 11*, excede el LMP de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA por sus siglas en inglés) con un valor de 0.596 mg/Kg para sedimento de agua dulce y; de la Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME por sus siglas en inglés) con un LMP de 0.6 mg/Kg para sedimento de agua dulce.

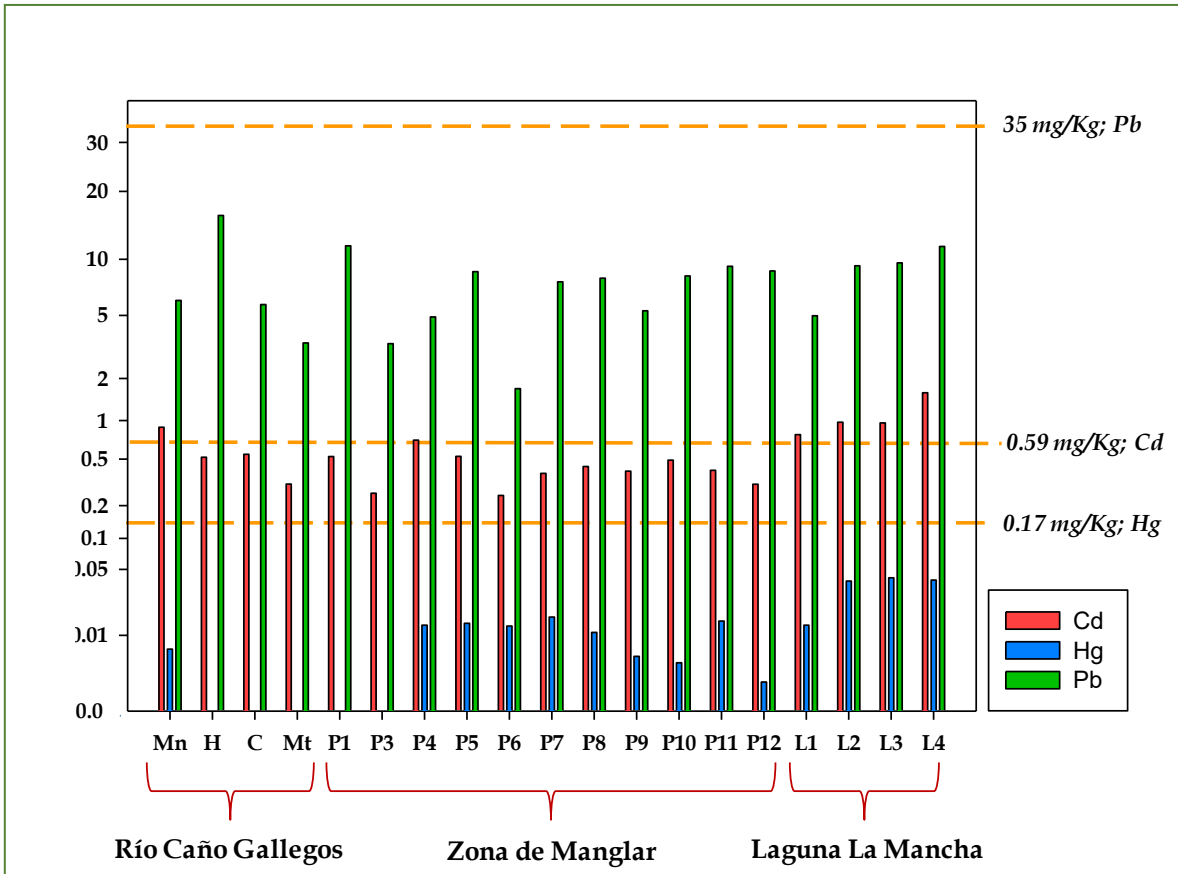


Figura 22. Concentración de metales en sedimento y los límites máximos permitidos (LMP) de metales en sedimento de acuerdo a la NOAA (normatividad estadounidense).

En la Zona de manglar ninguno de los siguientes puntos de muestreo P1, P2, P3, P5, P6, P7, P8, P9, P10, P11 Y P12 rebasó el LMP establecido por la NOAA (0.68 mg/Kg) para un sedimento de agua marina (*Cuadro 11*). Por el contrario, la muestra identificada con el punto P4 obtuvo una concentración de 0.707 mg/Kg, cuyo registro muestra estar ligeramente por arriba del LMP de la NOAA (*Figura 22*).

En contraste, las mayores concentraciones de cadmio en el sedimento de la zona de estudio correspondieron a los puntos ubicados en la Zona de la laguna La Mancha donde el punto L1 (ubicado en la boca de la laguna) obtuvo un valor de 0.780 mg/Kg, L2 con 0.970 mg/Kg, L3 con 0.960 mg/Kg y; finalmente L4 ubicado al Sur de la laguna, registró la máxima concentración de cadmio en sedimento con un valor fue de 1.590 mg/Kg. Todas los puntos de la Laguna rebasan el LMP establecido por la NOAA y la CCME.

4.3.2.2. Mercurio.

De manera semejante a las muestras de agua, el mercurio es el metal con las menores concentraciones en sedimento, en comparación con el resto de los metales analizados.

En la Zona del Río Caño Gallegos la muestra identificada como Mn (manglar) fue el único con presencia de plomo, cuyo registro fue de 0.007 mg/Kg, cabe señalar que se encuentra por

debajo del LMP establecido en la normatividad desarrollada por la NOAA y la CCME referenciado en el *Cuadro 12*.

Cuadro 12. Normatividad para metales en sedimento.

Metal	NOAA (SQuiRT's) (Estados Unidos)		CCME (Canadá)	
	Calidad del Sedimento (mg/Kg)		Calidad del sedimento para la protección de la vida acuática (mg/Kg)	
	en agua dulce	en agua marina	en agua dulce	en agua marina
Cadmio	0.596	0.68	0.6	0.7
Mercurio	0.174	0.13	0.17	0.13
Plomo	35	30.24	35	30.2

Origen: Datos obtenidos de la NOAA US Screening Quick Reference Tables (SQuiRT's) & Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME)

Para la Zona de Manglar en el punto de muestreo P7 ostentó la máxima concentración de mercurio en sedimento con un valor de 0.016 mg/Kg. Al punto P12 correspondió la mínima concentración para esta zona con un valor de 0.003 mg/Kg

La Zona de la laguna La Mancha se destacó por registrar las máximas concentraciones de mercurio con una concentración promedio de 0.033 mg/Kg. Se destaca el punto L3 ubicado en el estrechamiento de la laguna con un valor de 0.041 mg/Kg 8. Se esclarece que ningún punto de muestreo rebasó el LMP establecido para mercurio en sedimento ubicado en agua de tipo marina mencionado en el *Cuadro 12*.

4.3.2.3. Plomo.

El plomo es el metal con mayor concentración en las muestras de sedimento, lo que coincide con lo obtenido en las muestras de agua.

La máxima concentración de plomo en sedimento correspondió a la muestra identificada como H (humedal) localizada en la Zona del Río Caño Gallegos, alcanzando un valor de 15.92 mg/Kg. A pesar de que dicha muestra contiene la concentración más elevada de la zona estudiada, no rebasa los LMP establecidos por la legislación internacional de Pb en sedimento (*Cuadro 12*). En contraste, fue el punto P6 ubicado en la Zona de Manglar, el registro con la menor concentración y cuyo valor fue de 1.70 mg/Kg.

Para la Zona de la laguna de La Mancha, los valores fluctuaron entre 4.98 mg/Kg para la muestra L1 (boca) y 11.54 mg/Kg para la muestra L4 (pajarera). Nuevamente ninguna de las muestras de esta zona rebasó el valor máximo permitido establecido por la legislación internacional (*Cuadro 12*) fijada en 30 mg/Kg de plomo para sedimento de agua marina.

4.3.3. Metales en tejido vegetal.

Actualmente, no existe ningún tipo de normatividad (nacional e internacional) que indique el intervalo de límite permisible en la acumulación de metales en el tejido vegetal de la especie de mangle *Avicennia germinans*.

4.3.3.1. Hojas y Pneumatóforos.

4.3.3.1.1. Cadmio.

De manera general, se aprecia en la *Figura 23* que la concentración de cadmio fue mayor en las muestras de hojas que en los pneumatóforos.

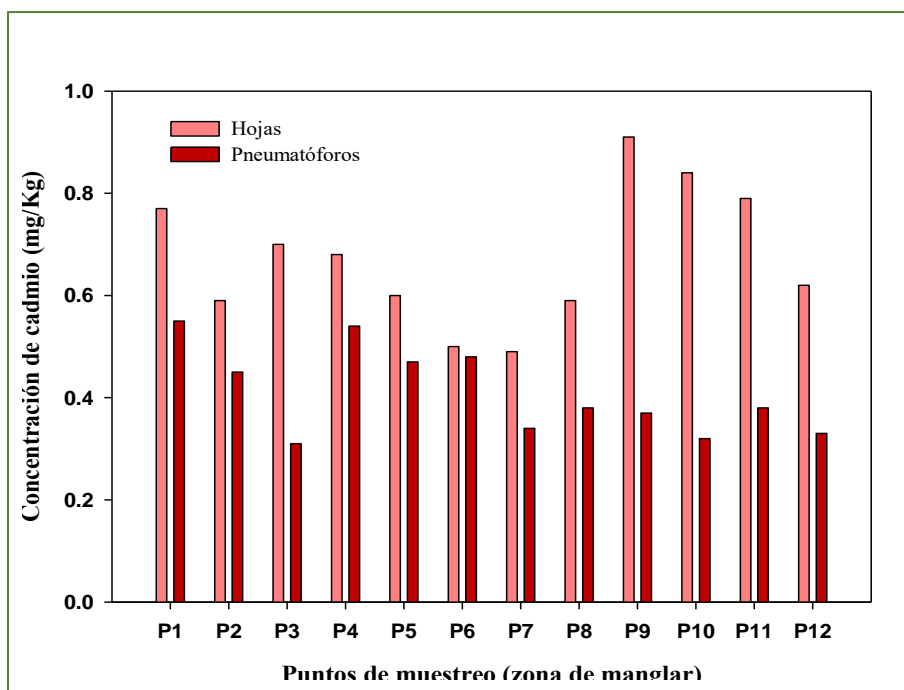


Figura 23. Concentración de cadmio en hojas y pneumatóforos de la especie de *Avicennia germinans*.

En los puntos P9, P10, P11 y P12, ubicados al sur de la laguna, sobre la zona de manglar, así como el punto P1 localizado en la zona noroeste, se registraron las mayores concentraciones de cadmio en hojas, los puntos restantes obtuvieron una concentración heterogénea. En cambio para pneumatóforos, las mayores concentraciones de cadmio se obtuvieron en los puntos P1, P4 localizados al norte de la laguna dentro de la zona de manglar, seguidos por el P2 (zona norte del manglar), P5 y P6 ubicados al centro y sur de la laguna. Los puntos de muestreo restantes observaron un comportamiento similar en la concentración de cadmio en pneumatóforos.

4.3.3.1.2. Mercurio.

El mercurio fue el metal que registró las menores concentraciones en el tejido vegetal, *Figura 24*.

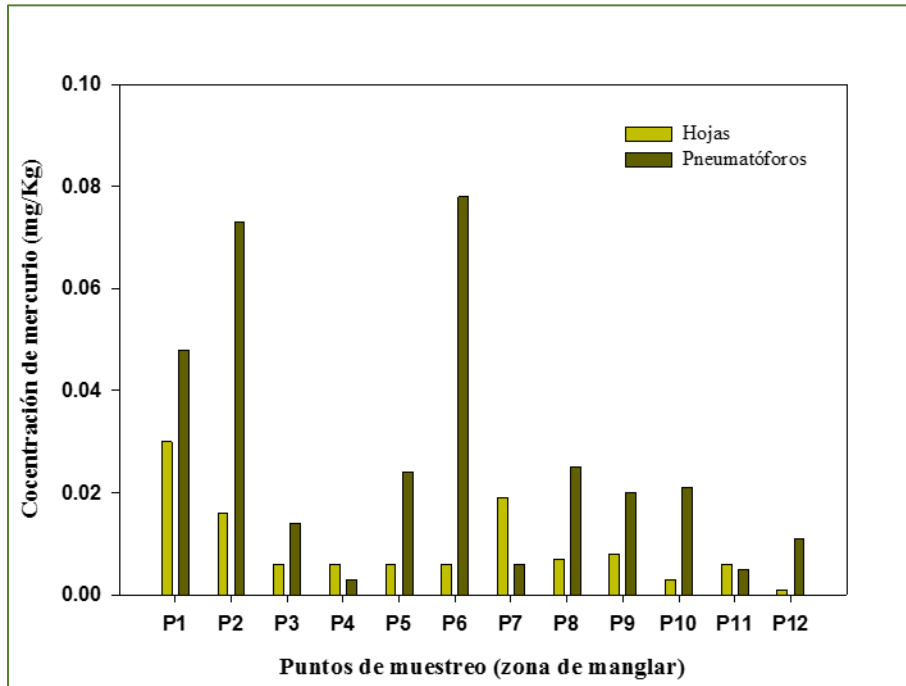


Figura 24. Concentración de mercurio en hojas y pneumatóforos de la especie de *Avicennia germinans*.

De acuerdo a las concentraciones reportadas en hojas y pneumatóforos de la *Figura 24*, el mercurio se concentró en los pneumatóforos, las excepciones se presentaron en los puntos P4, P7 y P11, en donde la concentración de mercurio en las hojas de *Avicennia* excedió la concentración de su correspondiente muestra en pneumatóforos. Los puntos P6, P2 y P1, se destacaron por haber registrado las máximas concentraciones de mercurio en pneumatóforos.

4.3.3.1.3. Plomo.

El plomo se destacó por ser el metal que presentó las máximas concentraciones acumuladas en tejido vegetal.

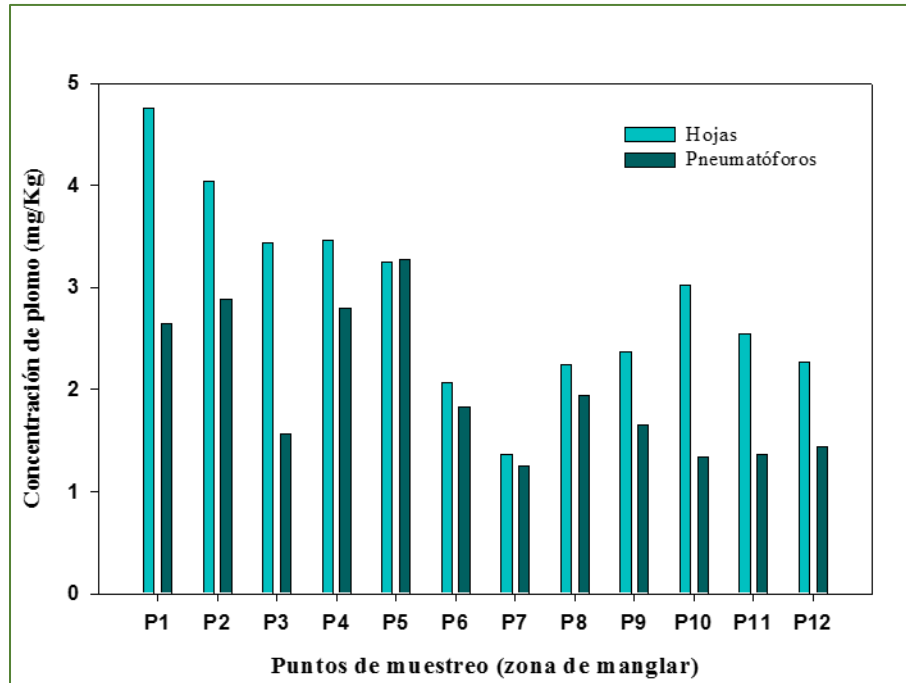


Figura 25. . Concentración de plomo (mg/Kg) en tejido vegetal de la especie de mangle *Avicennia germinans*.

De manera general, las concentraciones de plomo en las hojas excede la concentración de plomo en los pneumatóforos.

Tal como se aprecia en la *Figura 25*, las concentraciones más elevadas de plomo, se ubicaron en los puntos localizados en la zona norte del manglar (P1, P2, P3 y P4), así como al P5 ubicado en la parte central (estrechamiento) de la laguna. En cambio, la zona sur del manglar registró un comportamiento más bien homogéneo en cuanto niveles de plomo en hojas con un promedio de 2.36 mg/Kg, a excepción del punto P10 con un valor de 3.02 mg/Kg.

Referente a las concentraciones de plomo en pneumatóforos, se destacó el punto P5 por registrar un valor de 3.27 mg/Kg, muy parecido a su correspondiente concentración en hojas con un valor de 3.25 mg/Kg. Al igual que en las hojas, las muestras de pneumatóforos localizados al norte del manglar presentaron las mayores concentraciones de plomo, exceptuando el punto P3.

4.5. Regresión Lineal

Solamente se encontró una correlación negativa, estadísticamente significativa entre la concentración de Pb en sedimento y la concentración de este mismo metal en las hojas (*Figura 26*). Esta correlación indica que conforme aumenta la concentración de Plomo en las hojas, disminuye su concentración en los sedimentos. Además de ésta, se encontraron otras dos correlaciones que fueron marginalmente significativas.

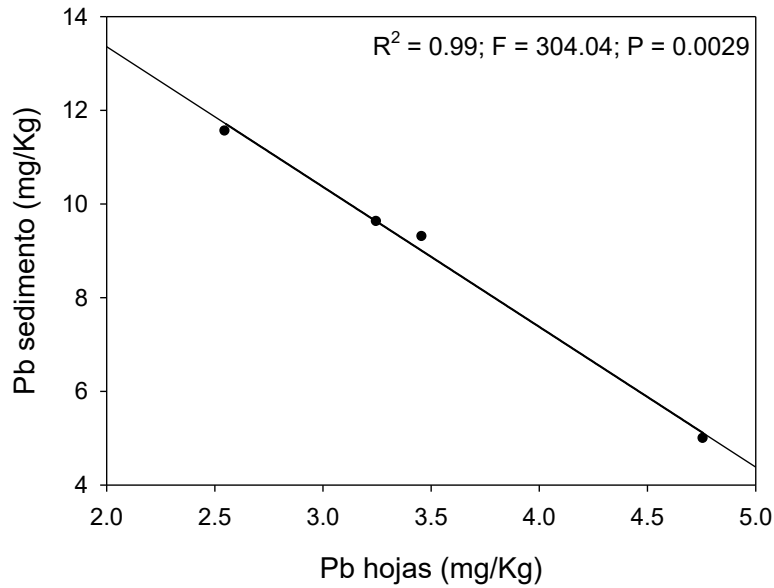


Figura 26. Regresión lineal de Pb sedimento Vs Pb hojas.

Además de ésta, se encontraron otras dos correlaciones que fueron marginalmente significativas. En este caso, el cadmio presentó una regresión lineal ligeramente significativa ($p=0.07$), en cuanto a su concentración en sedimento vs. concentración en los pneumatóforos, con una correlación de $R^2=0.86$ (Figura 27). Esta correlación indica que conforme aumenta la concentración de Cadmio en los pneumatóforos, disminuye la concentración en los sedimentos.

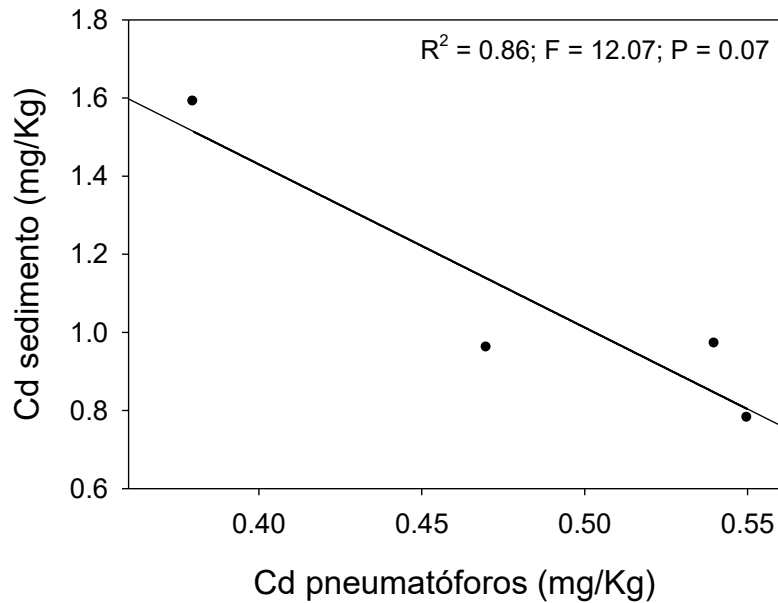


Figura 27. Relación lineal entre Cd sedimento Vs Cd pneumatóforos.

Por último, en el caso del Cadmio, se observó una correlación positiva entre su concentración en los pneumatóforos y la concentración de este mismo metal en el agua circundante (*Figura 28*). Esta correlación fue marginalmente significativa ($p=0.12$), con un valor de $R^2=0.77$.

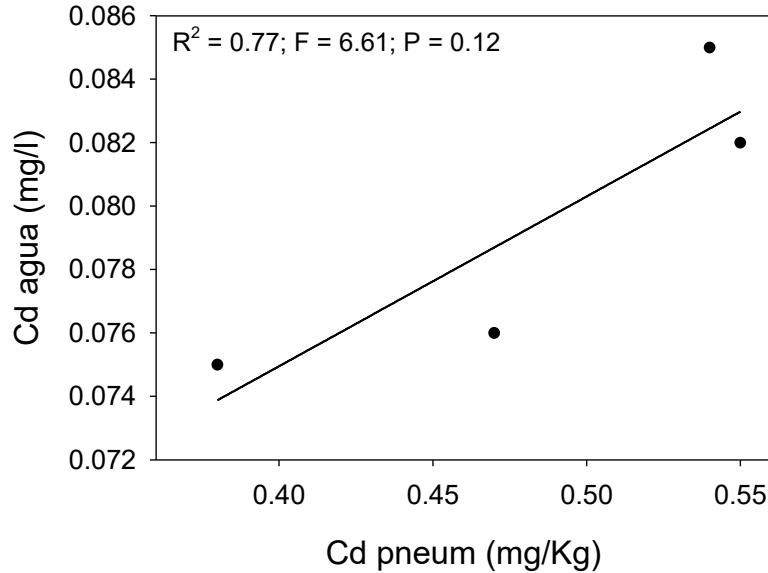


Figura 28. Regresión lineal de Cd agua Vs Cd en pneumatóforos.

4.6. Análisis de Componentes Principales (PCA por sus siglas en inglés).

4.6.1. Parámetros fisicoquímicos.

El Análisis de Componentes Principales (PCA) reveló que el Eje 1 explica el 31.8% de la variación, y el Eje 2 el 21%. Por lo que el valor acumulado de variación explicada suma 52.8 (*Cuadro 13*)

Cuadro 13. Matriz de correlaciones para los parámetros fisicoquímicos.

	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Eigenvalues	4.772	3.153	2.421
Percentage	31.8	21.0	16.139
Cum. Percentage	31.815	52.834	68.972

Observando el *Cuadro 14* de correlaciones del PCA, se aprecia que en el Eje 1 el máximo valor positivo fue de 0.478 (Cd pneumatóforos) y el máximo negativo -0.083 (Oxígeno Disuelto); en cambio para el Eje 2, el máximo valor positivo fue de 0.395 (OD) y el máximo valor negativo fue de -0.379 (Cd agua), que son los valores que marcan los gradientes.

Cuadro 14. Correlaciones, zona de manglar.

	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Temperatura (°C)	-0.202	-0.121	-0.391
pH	0.296	-0.004	0.359
Salinidad (ups)	0.39	0.038	-0.031
Oxígeno Disuelto (mg/L)	0.395	-0.083	0.019
Cd agua	-0.379	0.27	-0.035
Hg agua	0	0	0
Pb agua	-0.374	0.305	0.042
Cd sed	0.295	0.203	-0.371
Hg sed	-0.071	-0.042	-0.103
Pb sed	0.005	0.03	-0.507
Cd hoj	0.06	0.022	-0.308
Hg hoj	-0.116	0.369	-0.227
Pb hoj	0.209	0.334	-0.108
Cd neum	0.18	0.478	0.041
Hg neum	-0.174	0.373	0.386
Pb neum	0.254	0.389	0.006

Según al gráfico de ACP presentado en la Figura 29, se puede observar la formación de un grupo y diversos sitios como puntos aislados, que explican la relación que tuvieron los parámetros fisicoquímicos, respecto a la concentración de metales en los puntos de muestreo. En este análisis se distingue el Grupo 1 (P3, P7, P8, P9, P10, P11 y P12) y los puntos P4, P5 y P6.

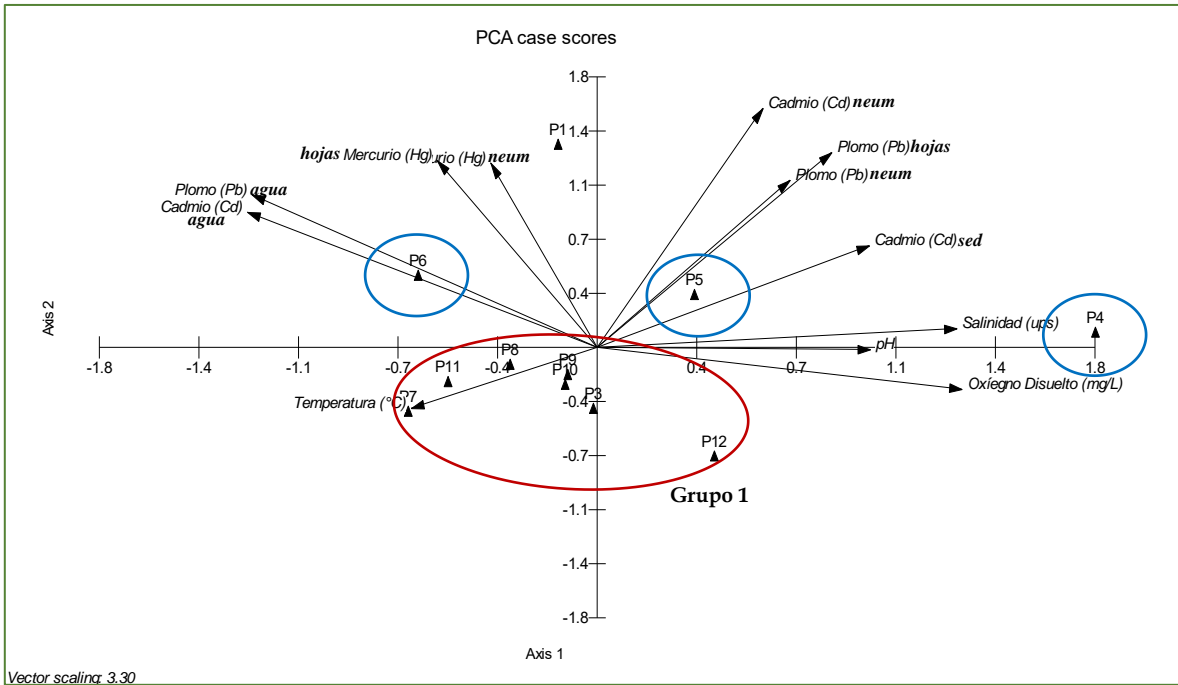


Figura 29. Zona de Manglar, parámetros fisicoquímicos, metales (agua, sedimento, hojas y pneumatóforos).

Observando la *Figura 29*, en el punto P4 se destaca la relación de los parámetros fisicoquímicos, en donde la mayor correlación la presentaron el oxígeno disuelto y la salinidad, seguido por el pH; en el caso del punto P5 existe una correlación del Cd en sedimento, Pb en hojas y Cd y Pb en pneumatóforos y la salinidad y; el punto P6, presentó una estrecha correlación con el Cd y Pb en agua, así como con el Hg en hojas y pneumatóforos. Finalmente, en el Grupo 1, los puntos P7, P8, P9, P10 y P11 guardaron una mayor correlación con la temperatura y el punto P12 con el Oxígeno Disuelto. El potencial redox (Eh), no fue considerado para el ejercicio del APC, ya que en su mayoría manejaba valores negativos y no eran aceptados por el programa manejado en el ejercicio de APC.

4.6.2. Metales en agua y sedimento.

Respecto a la matriz de correlaciones del Análisis de Componentes Principales (PCA) esquematizado en *Cuadro 15*, el Eje 1 explica el 36.26% de la variación y el Eje 2 el 27.32, lo que suma un total de 64% de la variación explicada.

Cuadro 15. Matriz de correlaciones para la concentración de metales en agua y sedimento.

	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Eigenvalues	2.176	1.64	1.054
Percentage	36.263	27.337	17.566
Cum. Percentage	36.263	63.6	81.166

De acuerdo al *Cuadro 16* de correlaciones del PCA, en el Eje 1, el máximo valor positivo fue de 0.581 (Hg sed) y el máximo valor negativo fue de -0.461 (Manantial, Mt), que son los valores que marcan los gradientes el máximo valor positivo. En el Eje 2 fue de 0.777 (P6) y el máximo negativo -0.437 (Humedal, H).

Cuadro 16. Correlaciones de la Zona del Río Caño Gallegos, Manglar y Laguna La Mancha con los metales en agua y sedimento.

	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Cd agua	0.578	0.346	-0.11
Hg agua	-0.187	0.227	-0.832
Pb agua	0.654	0.164	0.028
Cd sed	-0.393	0.503	-0.021
Hg sed	0.055	0.581	-0.027
Pb sed	-0.216	0.459	0.541
PCA case scores			
	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Manglar (Mn)	-0.43	-0.141	0.07
Humedal (H)	-0.437	-0.101	0.33
Carretera (C)	-0.34	-0.315	0.062
Manantial (Mt)	-0.262	-0.461	-0.297
P1	0.44	0.18	0.189
P3	0.256	-0.372	-0.086
P4	-0.319	-0.198	0.013
P5	0.043	-0.001	0.141
P6	0.777	-0.245	-0.259
P7	0.281	0.003	0.093
P8	0.286	0.514	0.085
P9	0.208	-0.166	0.011
P10	0.199	-0.007	0.114
P11	0.381	0.107	0.128
P12	-0.162	-0.264	0.163
L1	-0.146	0.107	-0.496
L2	-0.287	0.514	-0.588
L3	-0.165	0.32	0.142
L4	-0.321	0.526	0.185

En la *Figura 30* se aprecia la ordenación de los puntos de muestreo, en los cuales se organizaron cinco (5) grupos: el Río Caño Gallego o Grupo 1 está formado por los puntos Manantial, Carretera, Humedal, Manantiales (Mn, C, H, Mt, respectivamente); en la Zona de

Manglar se conformaron el Grupo 2 (P6), Grupo 3 (P1, P4, P5) y Grupo 4 (P3, P7, P8, P9, P10, P11, P12), finalmente, la Zona de la Laguna La Mancha o Grupo 5 (L1, L2, L3, L4).

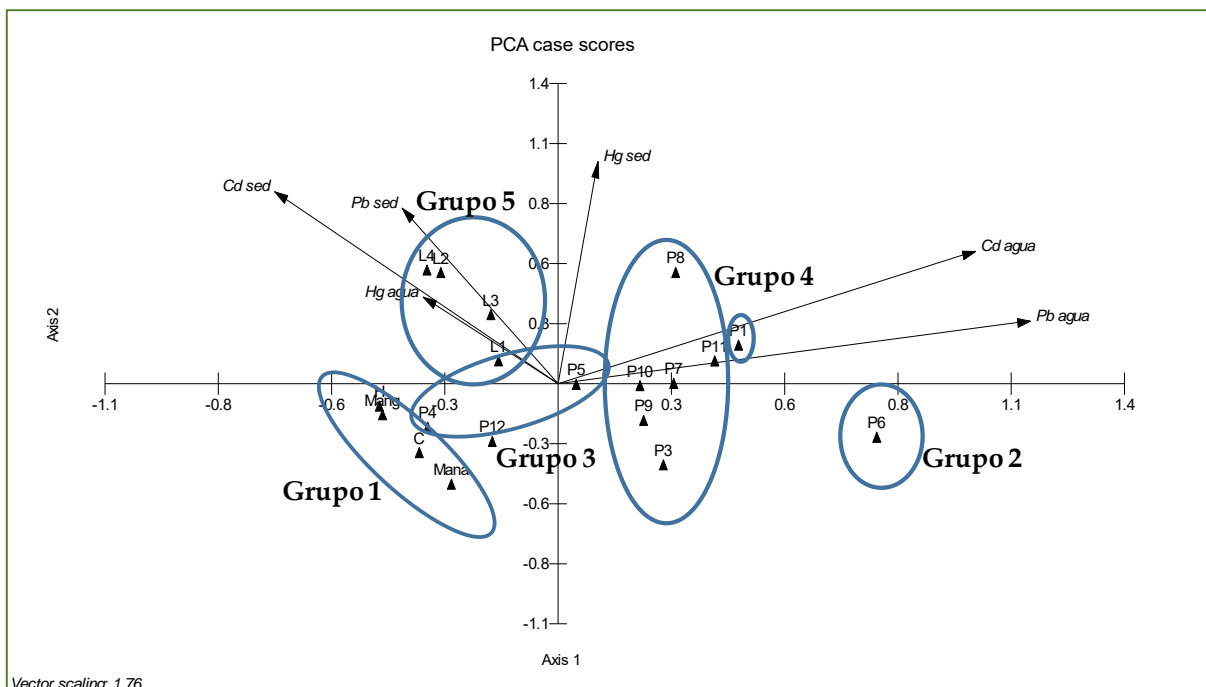


Figura 30. ACP en la zona de estudio y la formación de grupos de los puntos de muestreo de acuerdo a la concentración de metales en agua y sedimento.

El Grupo 1 se caracteriza por una correlación entre el aporte de agua dulce y la entrada de los metales pesados al sistema de estudio, con un alto contenido de Pb, Cd intermedio y baja concentración de Hg en sedimento. El Grupo 2 infiere una alta concentración de Cd y Pb en agua, en contraste a su correspondiente concentración en sedimento; el Hg preservó con una baja concentración en agua y sedimento. El Grupo 3 presentó concentraciones más bien bajas o intermedias de metales. El Grupo 4 se asocia a un alto contenido de Cd y Pb en agua y Pb y Hg en sedimento, así como al bajo contenido de Hg en agua y Cd en sedimento. Finalmente, el Grupo 5 constituido por los puntos ubicados en la Zona de la laguna La Mancha, observan un alto contenido de Hg en agua-sedimento y Cd en sedimento, el Cd y Pb en agua.

4.6.3. Metales en tejido vegetal.

El análisis de PCA en la zona de manglar, se realizó con la finalidad de observar la tendencia en la concentración de metales en hojas y pneumatóforos a partir de su correspondiente concentración en agua y sedimento.

De acuerdo a la correlación de datos esquematizado en el *Cuadro 17* el componente identificado como Eje 1 representó el 28.45% y el componente asignado al Eje 2 un 28.04%, lo que resulta en un el 56.49% de la varianza explicada.

Cuadro 17. Matriz de correlaciones para la concentración de metales tejido vegetal.

	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Eigenvalues	3.13	3.084	1.676
Percentage	28.451	28.04	15.238
Cum. Percentage	28.451	56.492	71.73

De acuerdo al *Cuadro 18* de correlaciones del PCA, en el Eje 1, el máximo valor positivo fue de 1.143 (punto de muestreo P1) y el máximo valor negativo -0.796 (punto de muestreo P12), que son los valores que marcan los gradientes el máximo valor positivo, para el Eje 2 fue de 0.848 (punto de muestreo P6) y el máximo negativo -1.039 (punto de muestreo P4).

Cuadro 18. Correlación de la Zona de Manglar con los metales en agua, sedimento, hojas y pneumatóforos.

	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Cd agua	0.249	0.444	-282
Hg agua	0	0	0
Pb agua	0.249	0.478	-0.192
Cd sed	-0.501	-0.007	-0.009
Hg sed	0.068	0	0.237
Pb sed	-0.246	-0.072	-0.442
Cd hoj	-0.197	-0.069	-0.546
Hg hoj	-0.121	0.371	-0.271
Pb hoj	-0.417	0.165	-0.153
Cd neum	-0.349	0.361	0.282
Hg neum	0.146	0.473	0.21
Pn neum	-0.436	0.215	0.339
PCA case scores			
	Axis 1	Axis 2	Axis 3
P1	-0.691	1.143	-0.479
P3	0.314	-0.28	-0.045
P4	-1.039	-0.394	0.522
P5	-0.598	0.085	0.341
P6	0.848	0.885	0.634
P7	0.551	-0.132	-0.09
P8	0.18	-0.003	0.29
P9	0.066	-0.181	-0.291
P10	0.036	-0.251	-0.471
P11	0.178	-0.077	-0.499
P12	0.156	-0.796	0.088

En la *Figura 31* se presenta el ejercicio del PCA para la concentración de metales en hojas y pneumatóforos, conforme la tendencia observada los puntos de muestreo se concentraron en el Grupo 1 (P6); Grupo 2 (P1, P4, P5) y; el Grupo 3 (P3, P7, P8, P9, P10, P11, P12) en la Zona de Manglar.

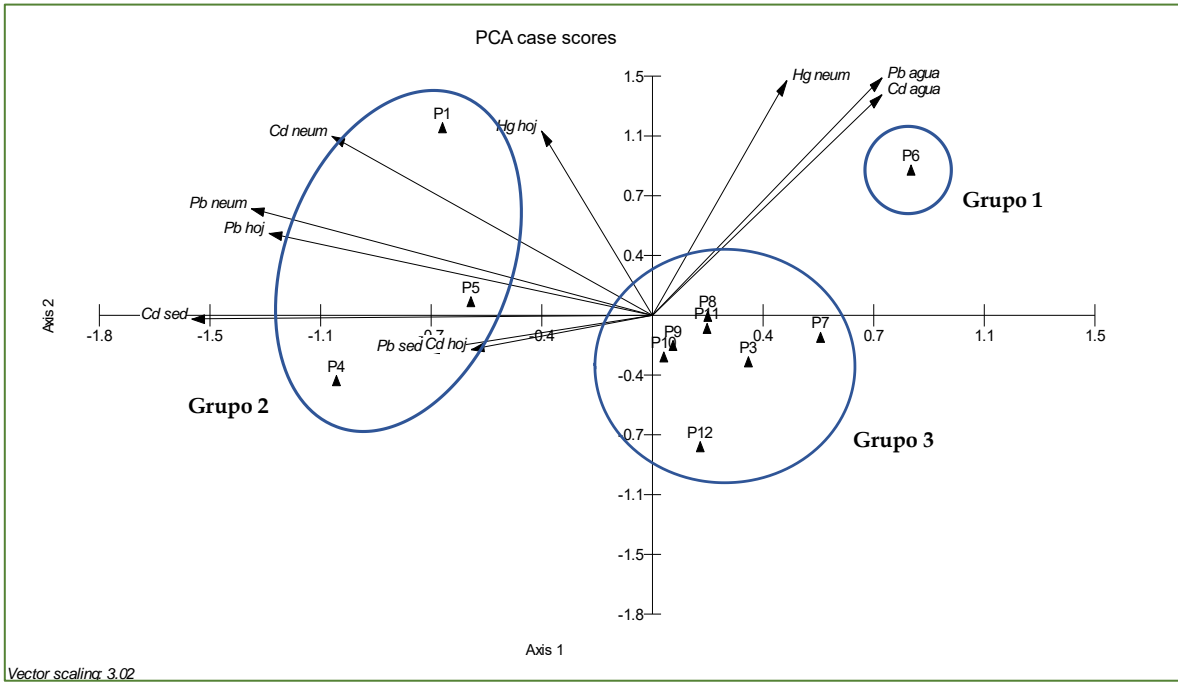


Figura 31. ACP zona de manglar. Metales en agua, sedimento, hojas y pneumatóforos.

Del Grupo 1 (P6) se aprecia alta concentración de Pb y Cd en agua (valores con las máximas concentraciones en la zona de estudio), así como el alto contenido de Hg en pneumatóforos. En cambio, el Grupo 2 (P1, P4, P5), se caracteriza por presentar una alta concentración de Cd en agua, seguida de un valor intermedio para Pb y bajo contenido de Hg; en el sedimento se presentó una alta concentración de Pb seguida del Hg y Cd. Para la concentración de metales en tejido vegetal, el Pb fue el metal que presentó la mayor acumulación en hojas, así como Pb y Cd en pneumatóforos. El Grupo 2, se caracteriza por tratarse del el área con mayor contaminación por metales en pneumatóforos de *Avicennia germinans*. Finalmente el Grupo 3 presentó los sitios con menor concentración por metales (agua, sedimento y tejido vegetal).

5. Discusión.

De manera general, se observó una ligera relación entre los parámetros fisicoquímicos y la concentración de los metales pesados. En la zona noreste del manglar (punto P4) se encontró una mayor correlación con el pH, OD y la salinidad, posiblemente debido a la presencia de un cuerpo de agua conocido por los pobladores como “Laguneta”, donde se modifican las características fisicoquímicas, lo que puede ser un indicador de contaminación (Paez-Osuna, 2005); (Deheyn & Latz, 2006); (Deb-Bhattacharya, et al., 2015). En cambio, en la zona sur del manglar (puntos P7, P8, P9, P10 Y P11), mostró una correlación con la temperatura. De acuerdo a diversos estudios, la temperatura regula en gran medida la cantidad de oxígeno disuelto en el agua, es decir, a mayor temperatura, menor cantidad de oxígeno disuelto en el agua (Contreras-Espinoza, 2001); (Jitthaisong, et al., 2012).

En la distribución espacial de los metales en agua, el afluente del Río Caño Gallego no presentó concentraciones elevadas de metales. En cambio, en la zona del manglar, la región localizada en la parte sureste de la laguna (punto P6), se destacó por presentar las máximas concentraciones de cadmio y plomo en agua. Esta zona es conocida localmente como “Bajo Grande” y se observaron pequeñas concentraciones de residuos urbanos (como pilas químicas), que posiblemente fueron arrastrados por las escorrentías que ocurren en la época de lluvias. El resto de la zona del manglar presentó concentraciones más bien homogéneas en los niveles para cadmio, mercurio y plomo en agua. Cabe señalar que de los tres metales analizados, el mercurio fue el que se presentó en las menores concentraciones en el agua (con excepción de una zona noroeste de la laguna costera). Finalmente la zona de la laguna La Mancha, mostró concentraciones homogéneas en cadmio y plomo, pero no para el mercurio, en donde el punto conocido como “Ostiones”, cuya localización se ubica al noroeste de la laguna, exhibió la máxima concentración. Posiblemente, esto es debido a los productos agroquímicos empleados en el ciclo de la cosecha (Kabata-Pendias, 2005).

Respecto a la distribución de metales pesados en sedimento, se destaca el área del manglar que se ubica en la parte sureste de la laguna (punto P6), por presentar las mínimas concentraciones en cadmio y plomo en sedimento. La zona central del manglar no mostró un comportamiento destacado referente a la concentración de metales, a pesar de ser la zona angosta en la cobertura vegetal. El resto del área de manglar mantuvo un comportamiento homogéneo en la concentración de metales. En cambio, en la región sur de la laguna La Mancha en la zona conocida por los pobladores como “Pajarera” se presentó la máxima concentración de cadmio en sedimento. Esta zona de la laguna se distingue por ser una cuenca semicerrada, rodeada por manglar, escaso oxígeno disuelto y concentraciones de nutrientes más elevadas en la mayoría del ciclo anual (CONABIO, 2009), los metales pesados son fuertemente asociados al contenido de materia orgánica, ya que presentan una gran afinidad (Soto-Jiménez & áez-Osuna, 2001); (Vázquez-Botello, et al., 2004); (Qiu, et al., 2011).

La bioacumulación de cadmio y plomo en tejido vegetal se concentró principalmente en las hojas de la especie *Avicennia germinans*. Según (MacFarlane, et al., 2007). Este comportamiento se puede deber principalmente a los mecanismos de excreción como medidas de protección para depurar el metal pesado o bien, se puede explicar a los resultados reportados por (Migaszewski, et al., 2009) en un estudio realizado en latitudes diferentes del

planeta (zona urbana de Polonia, reserva ecológica de Alaska y en un parque nacional de Alaska), con la misma especie vegetal, en la cual se demostró que el plomo contenido en la atmósfera es depositado y fácilmente absorbido por las plantas a través del follaje. En contraste, el Mercurio presentó una mayor bioacumulación en los pneumatóforos o raíces aéreas y de acuerdo a varias investigaciones, se ha reportado que los metales pesados pueden ser acumulados en grandes porciones en el tejido de la raíz de la especie de mangle, en donde presentan una baja traslocación a las porciones aéreas de la planta. Dichos estudios sugieren que es en la corteza externa de la raíz en donde hay una mayor confinación de los metales pesados (MacFarlane, et al., 2003). Generalmente, los metales pesados que son acumulados en las raíces, se encuentran a menudo vinculados con el material de la pared celular u otras macromoléculas, que a su vez pueden evitar la translocación a las partes aéreas de las plantas (Tam & Wong, 2000).

6. Conclusiones.

Partiendo de los objetivos planteados en el presente estudio,

Objetivo General:

Determinar la capacidad del manglar de la laguna costera de La Mancha, Veracruz, de actuar como barrera ecológica en la regulación del tránsito de metales pesados (Cd, Hg y Pb).

Objetivos Particulares:

- ❖ Caracterizar el área de estudio de La Mancha para asociar sus componentes físicos con el comportamiento en la concentración de los metales Cd, Hg y Pb.
- ❖ Medir los parámetros fisicoquímicos del agua para determinar una posible injerencia en la toxicidad de los metales pesados.
- ❖ Estimar la concentración de metales pesados (Cd, Hg y Pb) en el agua y sedimento del Río Caño Gallegos, zona del manglar y la laguna costera.
- ❖ Estudiar las características granulométricas del sedimento para vincular el tamaño de partícula con la capacidad de adsorción de metales pesados.
- ❖ Cuantificar la concentración de metales pesados (Cd, Hg y Pb) en tejido vegetal de la especie de mangle *Avicennia germinans*, para conocer su capacidad bioacumulativa.

Se puede concluir que;

La zona de estudio se encuentra fuertemente ligada a sus componentes físicos. Parece ser que uno de los factores más influyente es la topografía, ya que las pendientes favorecen los escurrimientos superficiales que fluyen por las zonas agrícolas, realizando un “lavado” de los productos agroquímicos aplicados en los cultivos; transitando por el área del manglar y, finalmente desembocando en la laguna costera de La Mancha. Por otro lado, la hidrología subterránea también influye, ya que la dirección principal del flujo subterráneo en el humedal de La Mancha es de Norte-Sur (temporada de lluvias), el agua se mueve a una velocidad aproximada de 10^{-5} m/s, lo que a su vez beneficia el transporte de metales pesados contenidos en agua y que transitan por la zona de estudio.

La geomorfología y batimetría de la laguna La Mancha, favorecen el proceso de azolve de sedimentos y por consiguiente la acumulación de metales pesados. Uno de los impactos antrópicos que modificó la acumulación de arena en la barra, fue el tendido del gasoducto Nuevo Teapa-Poza Rica, ya que promovió la ampliación de la barra de la laguna, acumulando una cantidad extra de arena, lo que impide su apertura natural en la época de lluvias (meses de Junio-Octubre), imposibilitando el proceso natural de recambio de agua y la depuración de los metales pesados disueltos en el agua (Moreno-Casasola, 2006).

Respecto a los factores fisicoquímicos, el pH no parece no ser un factor determinante en la disponibilidad de los metales pesados en el agua, ya que los registros en la zona tendieron a ser ligeramente ácidos, declinando más a un pH neutro, o sea que no se obtuvieron lecturas muy ácidas de pH. La salinidad fue un parámetro que reflejó ser susceptibles estacionalmente, en la época de lluvias mostró estar influenciada por los escurrimientos superficiales producto de las precipitaciones el tipo de hidrología que prevalece en la zona (Río Caño Gallego y zona de manglar influenciado por agua del río), bajas salinidades. En cambio, la zona de la laguna La Mancha se encontró influenciada por el agua de mar cuando la barra de la laguna está abierta, esta zona presentó un comportamiento homogéneo en la concentración de metales pesados (Drude de Lacerda, 1994) ha demostrado que el cadmio y el mercurio son algunos ejemplos de metales que forman complejos cloros estables altamente solubles en salinidades intermedias. En cuanto al potencial redox (Eh), las mediciones de Eh en el Río Caño Gallego reflejan una buena calidad de agua (Eh positivo), en cambio la zona de manglar, las lecturas muestran que nos encontramos en presencia de un sedimento con alto poder reductivo como consecuencia de la gran cantidad de materia orgánica. Finalmente, el oxígeno disuelto presentó valores catalogados como subóxicos, lo que sugiere la presencia de un alto contenido de materia orgánica asociada a la concentración de metales.

Las arcillas, el limo y la materia orgánica juegan un importante papel en la distribución de los metales pesados en el sedimento. La correlación entre partículas finas y metales pesados, puede deberse a un alta área específica superficial por parte del sedimento, lo que resulta en la alta acumulación de metales en las partículas sedimentarias. Se sabe que la fracción de arcillas es el sustrato más importante para la fijación de metales, y la concentración de metales tiende a incrementarse de arenas a limos (hasta un promedio de dos veces), mientras que el incremento de limos a arcillas es del orden de cuatro a cinco veces en sedimentos estuarinos (Drude de Lacerda, 1994); (Soto-Jiménez & Páez-Osuna, 2001); (Bakan, et al., 2010), como es el caso del presente trabajo de investigación.

La concentración de los metales pesados analizados en agua, rebasó el LMP de acuerdo al nivel fijado en la normatividad nacional. Según los resultados, el afluente del Río Caño Gallego no provee metales pesados al área de estudio de manera significativa. En cambio, la aportación más significativa de metales proviene de los agroquímicos (fertilizantes y plaguicidas) (Routt-Reigart & Roberts, 1999); (Nath, et al., 2011) aplicados en las zonas de cultivo, que son transportados a través de los escurrimientos superficiales (época de lluvias) y fluyen a través de la zona de manglar, desembocando finalmente en la laguna La Mancha. La zona de la laguna La Mancha, presentó un comportamiento más uniforme en la concentración de metales (cadmio y plomo).

La concentración de metales pesados en el sedimento fue mayor que su correspondiente muestra de agua en el mismo sitio de muestreo. El suelo de los mangles actúa como secuestrador de metales, que protege el ambiente marino costero de la contaminación, se debe principalmente a la presencia de sulfuros y materia orgánica, así como la anoxia, que favorecen la formación de sulfuros metálicos insolubles y complejos orgánicos enriquecidos con metales (Wu, et al., 2014). Se observa claramente, que los procesos que controlan la transferencia de metales pesados al sedimento son muy eficientes y adicionalmente indican la distribución lateral de los metales. El plomo se destacó por ser el metal que presentó los máximos niveles concentraciones, aunque no rebasó el LMP de la NOAA. La homogeneidad de metales en sedimento se atribuye a las características sedimentológicas (tamaño de grano) y al contenido de materia orgánica. A pesar que en el presente trabajo no se realizaron análisis de contenido de materia orgánica, se sabe que las zonas de manglar poseen un alto en contenido de materia orgánica (Tam & Wong, 2000) y los metales pueden ser asociados a través de los procesos de complejación o bioacumulación con varias formas de materia orgánica como organismos vivos, detritus o recubrimientos de partículas minerales (Filgueiras, et al., 2004).

Finalmente, la concentración de metales pesados en el tejido vegetal, muestra diferencias entre la bioacumulación entre las hojas y los pneumatóforos, probablemente debido a la diferencia en el tipo de material y la fisiología de la planta de mangle. Uno de los principales roles del mangle se basa en la extracción de metales pesados de sitios contaminados y eso depende de la disponibilidad del metal en el sedimento (Wu, et al., 2014). La mayoría de los estudios muestran una correlación poco significativa entre los niveles de metales en los sedimentos y metales en el tejido vegetal (Nath, et al., 2011), lo que sugiere que los manglares evitan activamente la absorción de metales y/o la mayoría de los metales se encuentran por debajo del umbral de disponibilidad. Además, las concentraciones para los mismos metales traza pueden diferir en los tejidos de una población de la misma especie y por lo tanto, entre diferentes especies. Estas diferencias, han sido comúnmente reportadas y atribuidas a las diferencias fisiológicas que presenta cada especie (Marchand, et al., 2011).

7. Recomendaciones.

Este trabajo presenta un aporte en el desarrollo de metodología y obtención de datos en la aseveración de que los manglares son un ecosistema que se desempeña como membrana ecológica en el tránsito, retención y depuración de metales pesados (entre otros contaminantes). Se entiende que los sedimentos de las zonas costeras son generalmente reconocidos como los principales sumideros de metales pesados, se sabe que los metales pesados tienen efectos perniciosos en los ecosistemas de mangle debido a su toxicidad (no son biodegradables y por su potencial de bioacumulación). Por lo anterior, se hace indispensable realizar el seguimiento y la evaluación de los metales pesados en el agua, sedimentos y tejido vegetal, para realizar evaluaciones periódicas y comprobar su riesgo ecológico. Además de su interés ecológico y biológico, los manglares adquieren relevancia por la variedad de servicios ecosistémicos que aportan a la sociedad, siendo uno de ellos la purificación del agua.

A partir de la escasa información de que se dispone sobre la capacidad del manglar de funcionar como un filtro que retiene metales pesados, se propone que se realicen investigaciones para detectar el umbral en capacidad bioacumulativa de las diferentes especies de mangle que existen en nuestro país o bien, determinar si estos ecosistemas presentan una capacidad “infinita” para la retención de metales pesados. Si se llegara a comprobar su capacidad limitante en la retención de metales pesados, se puede intervenir en la regeneración de estos ecosistemas mediante podas controladas de la parte vegetal que represente una mayor capacidad bioacumulativa (ramas y hojas y/o; algunas partes de troncos), para evitar que los metales pesados vuelvan a incorporarse al ecosistema (específicamente al sedimento), mediante el ciclo natural. Cabe señalar que las partes de tejido vegetal que son retiradas del mangle se tendrían que disponer y/o tratar como un residuo de manejo especial.

Por último, también se recomienda realizar evaluaciones en los productos químicos fitotóxicos tales como herbicidas y fertilizantes, ya que su toxicidad es un problema importante para los manglares (ecosistemas tropicales) y su impacto en el desempeño como membrana ecológica. En el contexto de la información sobre la toxicidad limitada, se debe priorizar la realización de pruebas de toxicidad de cribado en las diferentes etapas del ciclo de vida de las especies de manglar que crecen en el país para determinar las concentraciones umbrales en cada etapa (tasas de germinación, el crecimiento, desarrollo y la supervivencia) en condiciones reales de nutrientes, temperatura, salinidad y la presencia de múltiples contaminantes, para conocer la capacidad limitante del manglar en el desempeño como membrana ecológica. La creciente disponibilidad de esta información reducirá la incertidumbre científica actual en relación con la contribución de los productos químicos no nutrientes a la disminución de manglares regionales solos y en combinación con otros factores de estrés no químicos.

8. Bibliografía.

- Astrálaga, M., 2006. *La Convención Ramsar y los ecosistemas de Manglar*. [En línea] Available at: <http://www.ramsar.org/es/documento/la-convenci%C3%B3n-ramsar-y-los-ecosistemas-de-manglar> [Último acceso: 27 Noviembre 2015].
- Bakan, G., Böke-Özkoc, H., Tülek, S. & Cüce, H., 2010. Integrated environmental quality assessment of Kizilirmak River and its coastal environment. *Turkish Journal of Fishing and Aquatic Science*, Volumen 10, pp. 453-462.
- Beltrame, A. O., De Marco, S. G. & Marcovecchio, J. E., 2009. Dissolved and particulate heavy metals distribution in coastal lagoons. A case study from Mar Chiquita Lagoon, Argentina. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, Volumen 85, pp. 45-56.
- Beltrán, J., Villasol, A., Vázquez-Botello, A. & Palacios, F., 2005. Condición actual del ambiente marino-costero de la región del Gran Caribe. En: G. A. Rendon-Von Osted, ed. *Golfo de México. Contaminación Impacto Ambiental. Diagnóstico y Tendencias*. México: UAC, UNAM, INECOL, pp. 1-24.
- Bodin, N. y otros, 2013. Assessment of trace metal contamination in mangrove ecosystem from Senegal, West Africa. *Chemosphere*, Volumen 90, pp. 150-157.
- Castañeda-Moya, E., Rivera-Monroy, V. & Twilley, R., 2006. Mangrove zonation in the dry life zone of Gulf of Fonseca, Honduras. *Estuarine and Coast*, Volumen 29, pp. 751-754.
- Castañeda-Moya, E., Rivera-Monroy, V. & Twilley, R., 2006. Mangrove zonation in the dry life zone of Gulf of Fonseca, Honduras. *Estuarine and Coast*, Volumen 29, pp. 751-754.
- Chapman, P. M. & Wang, F. Y., 2001. Assessing sediment contamination in estuaries. *Environmental Toxicology Chemistry Journal*, Volumen 20, pp. 3-22.
- Chen, R. & Twilley, R., 1999. Patterns of forest mangrove structure and soil nutrient dynamics along the Shark River Estuary, Florida. *Estuaries*, Volumen 22, pp. 955-970.
- Clark, M. W., McConchie, D., Lewis, D. W. & Saenger, P., 1998. Redox stratification and heavy metal partitioning Avicennia dominated mangrove sediments a geochemical model. *Chemical Geology*, Volumen 149, pp. 147-171.
- CONABIO, 2009. *Manglares de México: extensión y distribución*. Segunda ed. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

- CONABIO-CONAP, 2009. *Mangleblanco (Laguncularia racemosa). Fichas de especies mexicanas*. Elizabeth Torres Bahena & Carlos Galindo ed. Ciudad de México, México: CONABIO, CONAP.
- Contreras-Espinoza, F., 2001. *Caracterización de lagunas costeras mexicanas a través de variables ecológicas seleccionadas*, México: Tesis Doctoral, UAM.
- Convención de Ramsar, 1971. *Manual de Ramsar: Guía de la Convención sobre Humedales*. [En línea] Available at: [http://ramsar.conanp.gob.mx/descargas/ManualConvenci%C3%B3nRamsar_4aEdici%C3%B3n\[1\].pdf](http://ramsar.conanp.gob.mx/descargas/ManualConvenci%C3%B3nRamsar_4aEdici%C3%B3n[1].pdf) [Último acceso: 6 Octubre 2014].
- Covelli, S., Emili, A., Koron, N. & Faganelli, J., 2011. Benthic biogeochemical cycling of mercury in two contaminated northern Adriatic coastal lagoons. *Continental Shelf Research*, Volumen 31, pp. 1777-1789.
- Deb-Bhattacharya, B. y otros, 2015. Distribution of dissolved trace metals in coastal regions of Indian Sundarban mangrove wetland: a multivariate approach. *Journal of Clean Production*, Volumen 96, pp. 233-243.
- Deheyn, D. D. & Latz, M. I., 2006. Bioavailability of metal along a contamination gradient in San Diego Bay (California, USA). *Chemosphere*, Volumen 65, pp. 818-834.
- Díaz-Gaxiola, J. M., 2011. Una revisión sobre los manglares: características, problemáticas y su marco jurídico. Caso, sistema lagunar de Topolobampo. *Ra Ximhai, Universidad Autónoma Indígena*, Volumen 7, pp. 355-369.
- DOF, 2010. Listado de normas oficiales mexicanas. *Diario Oficial de la Federación*, 30 Diciembre, pp. 1-78.
- Drude de Lacerda, L., 1994. Biogeochemistry of heavy metals in coastal lagoons. *Coastal Lagoon Processes*, Volumen 60, pp. 221-241.
- Du-Laing, G. y otros, 2009. Trace metal behavior in estuarine and riverine foodplain soils and sediments a review. *Science of the Total Environment*, Volumen 407, pp. 3972-3985.
- Fernández, L., Nayak, G. N. & Ilangovan, D., 2012. Geochemical assessment of metal concentrations in mangrove sediments along Mumbai Coast, India World Academy of Science. *Engineering Technology*, Volumen 61, pp. 258-263.
- Filgueiras, A., Lavilla, I. & Bendicho, C., 2004. Evaluation of distribution, mobility and binding behavior of heavy metals in surficial sediments of Louro River (Galicia Spain)

- using chemometric analysis: a case study. *Science of the Total Environment*, Volumen 330, pp. 115-129.
- Forst, M. F., 2009. The convergence of integrated coastal zone management and the ecosystem approach. *Ocean and Coastal Management*, Volumen 52, pp. 294-306.
- García-Rico, L., Soto-Cruz, M. S., Jara-Marini, M. E. & Gómez-Álvarez, A., 2004. Fracciones geoquímicas de Cd, Cu y Pb en sedimentos costeros superficiales de zonas ostrícolas del Estado de Sonora, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, Volumen 20, pp. 159-167.
- Greger, M., 2004. Metal availability, uptake, transport and accumulation in plants.. En: M. N. V. Prasad, ed. *Heavy metal stress in plants: from biomolecules to ecosystems*. Germany: Springer, Berlin, pp. 1-27.
- Hernández-Trejo, H., 2009. *Efecto de las perturbaciones naturales y antropogénicas en la estructura del manglar de La Mancha, Veracruz. Tesis Doctoral*, Xalapa, Veracruz: INECOL.
- Hernández-Trejo, H., 2009. *Efecto de las perturbaciones naturales y antropogénicas en la estructura del manglar de La Mancha. Tesis Doctoral*, Xalapa, Veracruz: INECOL.
- Hogart, P. J., 2007. *The Biology of Mangroves and Seagrasses*. Primera ed. MA, USA: Oxford University Press.
- Huang, L., Pu, X., Pan, J. F. & Wang, B., 2013. Heavy metal pollution status in surface sediments of Swan Lake Lagoon and Rongcheng Bay in the Northern Yellow Sea. *Chemosphere*, Volumen 93, pp. 1957-1964.
- Huichi-Rojas, O., 2007. *El mundo de los plaguicidas, Fundamentos técnicos para el uso y manejo correcto de los plaguicidas*. 2da. ed. Bolivia: La Paz.
- IDECA, L., 2013. *Investigación y desarrollo de estudios de calidad de agua. Metales. Procedimiento técnico de ensayo, PTE-041*, México: IDECA.
- INECC, 2009. *Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático*. [En línea] Available at: <http://www.inecc.gob.mx/sqre-temas/763-aqre-metales> [Último acceso: 3 Julio 2015].
- INEGI, 2015. *Instituto Nacional de Estadística y Geografía*. [En línea] Available at: <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/presentacion.aspx> [Último acceso: 4 Mayo 2015].
- Infante-Mata, D. y otros, 2011. Floristic composition and soil characteristics of tropical freshwater forest wetlands of Veracruz on the coastal plain of the Gulf of Mexico. *Forest Ecology and Management*, Volumen 262, pp. 1514-1531.

- Jiménez, J. A. & Lugo, A. E., 2000. *Avicennia germinans*. Jiménez, J. A. & Lugo, A. E. ed. New Orleans, USA: Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station.
- Jitthaisong, O., Dhanmanonda, P., Chunkao, K. & Teejuntuk, S., 2012. Water quality from mangrove forest: The King royally initiated Phak Bia environmental research and development project, Phetchaburi province, Thailand. *Modern Applied Science*, 6(8), pp. 1-8.
- Jitthaisong, O., Dhanmanonda, P., Chunkao, K. & Teejuntuk, S., 2012. Water quality from mangrove forest: The King royalty initiated Laem Phak Bia environmental research and development project, Phetchaburi province, Thailand. *Modern Applied Science*, Volumen 8, pp. 1-8.
- Jupiter, D. S., Potts, D. & Duke, N. C., 2007. Natural and anthropogenic changes to mangrove distributions in the Pioneer River Estuary, Queensland, Australia. *Wetland Ecology and Management*, Volumen 15, pp. 51-62.
- Kabata-Pendias, A., 2005. *Trace metals in soils and plants*. 4ta ed. United States: CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Lewis, M., Pryor, R. & Wilking, L., 2011. Fate and effects of anthropogenic chemicals in mangrove ecosystems: a review. *Environmental Pollution*, Volumen 159, pp. 2328-2346.
- Liao, J., 1990. The chemical properties of the mangrove *Solonchak* in the northeast part of Hainan Island. En: Y. S. a. T. N. F. Y. Wong, ed. *Asia-Pacific Symposium on Mangrove Ecosystem*. Hong Kong: Springer Science+Business Media, B. V., pp. 67-72.
- Linnaei, C., 1753. *Biodiversity Library, Ficha Técnica CONABIO Publicado en Species Plantarum*. [En línea] Available at: <http://www.biodiversitylibrary.org/item/84235#page/5/mode/1up> [Último acceso: 15 Noviembre 2015].
- López-Portillo, J. y otros, 2014. Dynamic control of osmolality and ion composition of the xylem sap in two mangrove species. *American Journal of Botany*, Volumen 101, pp. 1013-1022.
- López-Portillo, J. & Ezcurra, E., 2002. Los manglares de México: una revisión. *Forum, Madera y Bosques*, pp. 27-51.
- López-Portillo, J. y otros, 2011. *Atlas de las costas de Veracruz, manglares y dunas costeras*. Veracruz, México: Universidad Veracruzana.

- Luque, C. J. y otros, 2008. Distribución de metales pesados en sedimentos de las marismas de Odiel (Huelva, SO, España). *Cuaternario y Geomorfología*, Volumen 12, pp. 77-85.
- Maanan, B. y otros, 2004. The distribution of heavy metals in the Sidi Moussa Lagoon sediments (Atlantic Moroccan Coast). *Journal of Africa Earth Sciences*, Volumen 39, pp. 473-483.
- MacFarlane, G. & Burchett, M. D., 2000. Cellular distribution of copper, lead and zinc in the grey mangrove, *Avicennia marina*. *Aquatic Botanic*, Volumen 68, pp. 45-59.
- MacFarlane, G. R., Koller, C. E. & Blomberg, S. P., 2007. Accumulation and partitioning of heavy metals in mangroves a synthesis of field studies. *Chemosphere*, Volumen 69, pp. 1454-1464.
- MacFarlane, G. R., Pulkownik, A. & Burchett, M. D., 2003. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, *Avicennia marina*, biological indication potential. *Environmental Pollution*, Volumen 123, pp. 139-151.
- Malcom, W. C., McConchie, D., Lewis, D. W. & Saenger, P., 1998. Redox stratification and heavy metal partitioning in *Avicennia* dominated mangrove sediments a geochemical model. *Chemical Geology*, Volumen 149, pp. 147-171.
- Manual Beckman Coulter, 2011. *Beckman Coulter Company*. [En línea] Available at: <https://www.beckmancoulter.com> [Último acceso: 16 Abril 2016].
- Marchand, C., Allenbach, M. & Lallier-Verges, E., 2011. Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New Caledonia). *Geoderma*, Volumen 160, pp. 444-456.
- Marre, J. B. y otros, 2015. The use of ecosystem services valuation in Australian coastal zone management. *Marine Policy*, Volumen 56, pp. 117-124.
- Martínez-Vázquez, M. L. y otros, 2012. Dinámica de un paisaje complejo de la costa de Veracruz. *Revista INECC Investigación Ambiental*, Volumen 4, pp. 151-160.
- McKee, K. L., Mendelsohn, I. A. & Hester, M. W., 1988. Reexamination of pore water sulfide concentrations redox potentials near aerial roots *Rizophora mangle* and *Avicennia germinans*. *American Journal of Botany*, Volumen 75, pp. 1352-1359.
- Migaszewski, Z. M., Galuszka, A. & Crock, J. G., 2009. Interspecies and interregional comparisons of the chemistry of PAHs and trace elements in mosses *Hylocomium splendens* (Hedw.) B. S. G. and *Pleurozium sereberi* (Brid.) Mitt from Poland and Alaska. *Atmospheric Environment*, Volumen 43, pp. 1464-1473.

- Mitsch, W. J. & Gosselink, J. G., 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics*, Volumen 35, pp. 25-33.
- Moreno-Casasola, P., 2003. *CONAP, Consejo Nacional de Áreas Protegidas*. [En línea] Available at: http://ramsar.conanp.gob.mx/docs/sitios/FIR_RAMSAR/Veracruz/La_Mancha_y_El_Llano/La%20Mancha%20y%20El%20Llano.pdf [Último acceso: 22 Septiembre 2014].
- Moreno-Casasola, P., 2006. Entornos Veracruzanos: la costa de La Mancha. En: M. C. Patricia, ed. *Entornos Veracruzanos: la costa de La Mancha*. Xalapa, Veracruz: Instituto de Ecología, A. C. , p. 576.
- Moreno-Casasola, P., López-Rosas, H., Infante-Mata, D. & Peralta, L. A., 2009. Environmental and anthropogenic factors associated with coastal wetland differentiation in La Mancha, Veracruz. *Plant Ecology*, Volumen 200, pp. 37-52.
- Muñiz-Salazar, R. y otros, 2013. El mangle rojo del Pacífico Norte de México. En: *Biodiversidad*. México: CONABIO, pp. 7-11.
- Myrion L, C., 2016. *Myrion L Company*. [En línea] Available at: <http://www.myronl.com/>
- Nath, B., Birch, G. & Chaudhuri, G., 2011. Trace metal biogeochemistry in mangrove ecosystems: a comparative assessment of acidified (by acid sulfate soils) and non-acidified sites. *Science of the Total Environment*, Volumen 463-464, pp. 667-674.
- NMX-AA-051-SCFI-2001, 2001. Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2001. Análisis de Agua. Determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables y residuales. *Diario Oficial de la Federación*, 17 Abril, p. 47.
- Paez-Osuna, F., 2005. Fuentes de metales en la zona costera marina. En: A. Vázquez-Botello, R. Rendon-Von Osted, G. Gold-Bouchot & C. Agraz-Hernández, edits. *Golfo de México. Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. México: UAC, UNAM, INECOL, pp. 329-342.
- Pannier, F. & Fraíno de Pannier, R., 1989. La dinámica evolutiva de los suelos de manglar. En: S. C. L. F. d. P. d. Venezuela, ed. *Cuaderno Lagoven. Los manglares de Venezuela*. Venezuela: Refolit.
- Parvaresh, H. y otros, 2011. Bioavailability and concentration of heavy metals in the sediments and leaves of Grey Mangrove, *Avicennia Marina* (Forsk) Vierh in Sirik Azani Creek, Iran. *Biology Trace Elements Research*, Volumen 143, pp. 1121-1130.

- Pawar, P. P., 2013. Monitoring of impact of anthropogenic inputs on water quality of mangrove ecosystem of Uran, Navi Mumbai, west coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, Volumen 75, pp. 291-300.
- Pearson, K., 2016. *McGraw-Hill*. [En línea] Available at: https://www.mhe.es/universidad/ciencias_matematicas/pena/home/CAPITULO.PDF [Último acceso: 4 Mayo 2016].
- Pérez-Rufasa, A., Marcos, C. & Pérez-Rufasa, I. M., 2011. Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth*, Volumen 36, pp. 160-166.
- Pradit, S. y otros, 2010. Distribution of trace elements in sediments and biota of Songkhla Lake, southern Thailand. *Water Air Soil Pollution*, Volumen 206, pp. 155-174.
- Qiu, Y. W. y otros, 2011. Accumulation and partitioning of seven trace metals in mangroves and sediment cores from the three estuarine wetlands of Hainan Island, China. *Journal of Hazardous Materials*, Volumen 190, pp. 631-638.
- Rai, P. K., 2008. Heavy metal pollution in aquatic ecosystems and its phytoremediation using wetland plants: an ecosustainable approach. *International Journal of Phytoremediation*, Volumen 10, pp. 133-160.
- Ramalho, R. S., 1996. *Tratamiento de Aguas Residuales*. Quebec, Canadá: Reverte.
- Rivera-Guzmán, N. E. y otros, 2014. Long term of coastal lagoons in Veracruz, México. Effects of land use changes in watersheds on seagrasses habitats. *Ocean and Coastal Managements*, Volumen 87, pp. 30-39.
- Routt-Reigart, J. & Roberts, J., 1999. *Reconocimiento y manejo de los envenenamientos por pesticidas*, Washington, D. C.: Environmental Protection Agency.
- Saenger, P., McConchie, D. & Clark, M. W., 1991. Mangrove forest as a buffer zone between anthropogenically polluted areas and the sea. En: S. P., ed. *Proceedings of 1990 workshop on coastal zone management*. Brisbane, Qld.: Geo-Processors Pty Ltd., pp. 280-297.
- Sekai, S., 2015. *Practical and applied hydrology*. 1ra. ed. Istanbul, Turkey: Elsevier.
- SEMARNAT, 2003. *NOM-022-SEMARNAT-2003, Que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de humedales costeros en zonas de manglar*. México: s.n.

- Singh, K. P., Mohan, D., Singh, V. K. & Malik, A., 2005. Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments: a tributary of the Ganges, India. *Journal of Hydrology*, Volumen 312, pp. 14-27.
- Soto-Jiménez, M. F. & Pérez-Osuna, F., 2001. Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, Volumen 53, pp. 259-274.
- Soto-Jiménez, M. F. & Pérez-Osuna, F., 2001. Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, Volumen 53, pp. 259-274.
- Suzuki, K. N. y otros, 2014. Kinetic of trace metal removal from tidal water by mangrove sediments under different redox conditions. *Radiation Physics and Chemistry*, Volumen 95, pp. 336-338.
- Tam, N. F. Y. & Wong, W. S., 2000. Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. *Environmental Pollution*, Volumen 110, pp. 195-205.
- Tang, W. y otros, 2013. Heavy metal contamination of overlying waters and bed sediments of Haine Basin in China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Volumen 98, pp. 317-323.
- Toledo-Ocampo, A., 2005. Marco conceptual: caracterización ambiental del Golfo de México. En: A. Vázquez-Botello, R. Rendón-Von Osted, G. Gold-Bouchot & G. Agraz-Hernández, eds. *Golfo de México. Contaminación e Impacto Ambiental. Diagnóstico y Tendencias*. México: UAC, UNAM, INECOL, pp. 25-52.
- Tung-Chang, L. y otros, 2013. Multivariate analysis of heavy metals contaminations in seawater and sediments from a heavily industrialized harbor in Southern Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, Volumen 76, pp. 266-275.
- Usman, A. R. A., Alkredaa, R. S. & Al-Wabel, M. I., 2013. Heavy metal contamination in sediment and mangroves from the coast of Red Sea: *Avicennia marina* as potential metal bioaccumulator. *Ecotoxicology and Environment Safety*, Volumen 97, pp. 263-270.
- Valdés, D. S. & Real, E., 2004. Nitrogen and phosphorus in water sediments at Ria Lagartos coastal lagoon, Yucatán, Gulf of Mexico. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, Volumen 4, pp. 338-345.

- Vázquez-Botello, A., Villanueva, S. & Rosales, L., 2004. Distribución de metales pesados en el Golfo de México. En: *Diagnóstico Ambiental del Golfo de México*. México: SEMARNAT, INECOL, pp. 681-706.
- Vijaya, K. & Vijaya, K. K. M., 2011. Evaluation of water quality of mangrove ecosystem of Kundapura, Udupi district, Karnataka, Southwest coast of India. *Journal Ecobiotechnology*, Volumen 12, pp. 23-29.
- Villanueva, S. & Vázquez-Botello, A., 1990. Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe Mexicano. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, Volumen 8, pp. 47-61.
- Wu, Q. y otros, 2014. Ecological risk and pollution history of heavy metals in Nansha mangrove, South China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Volumen 104, pp. 143-151.
- Wu, Q. y otros, 2008. Potential use of mangroves as constructed wetland for municipal sewage treatment in Futian, China. *Marine Pollution Bulletin*, Volumen 57, p. 735:743.
- Yang, Q. y otros, 2008. Potential use of mangroves as constructed wetland for municipalsewage treatment in Futian, Shenzhen, China. *Marine Pollution Bulletin*, Volumen 57, pp. 35-73.
- Yetter, J. C., 2004. *Hydrology and geochemistry of freshwater wetlands on the Gulf coast of Veracruz, Mexico*, Canada: University of Waterloo.
- YSI Incorporated, 2010. *YSI a Xylem Brand, Manual del Usuario, Modelo 85*. [En línea] Available at: <https://www.yxi.com/File%20Library/Documents/Manuals/600006C-Espanol-YSI-556-Manual-de-Instrucciones.pdf> [Último acceso: 10 Septiembre 2014].
- Zagal, E. & Sadzawka, A., 2007. *Consejo Federal de Entidades de Servicios Sanitarios*. [En línea] Available at: http://www.cofes.org.ar/descargas/relas/4_jornada/Protocolos_suelos%20y_lodos_Sadzawka.pdf [Último acceso: 2015].
- Zourarah, B. y otros, 2007. Fifty year sedimentary record of heavy metal pollution in the Lagoon of Oualidia, Moroccan Atlantic coast. *Estuarine Coastal and Shelf Sciences*, Volumen 72, pp. 359-369.