

# TESIS DOCTORAL

**BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN  
*SCHOENOPLECTUS CALIFORNICUS* (CYPERACEAE) DE LAS  
ÁREAS BENTÓNICAS EN DOS ESTACIONES CLIMÁTICAS: EL CASO  
DE ESTUDIO DEL LAGO SAN PABLO. IMBABURA-ECUADOR.**

**Suly Margoth Rodríguez Ayala**

Departamento/Centro responsable de: Cristalografía, Mineralogía y Química  
Agrícola/Escuela Internacional de Doctorado de Universidad de  
Sevilla(EIDUS)

2018

# TESIS DOCTORAL

**BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN  
*SCHOENOPLECTUS CALIFORNICUS* (CYPERACEAE) DE LAS  
ÁREAS BENTÓNICAS EN DOS ESTACIONES CLIMÁTICAS: EL CASO  
DE ESTUDIO DEL LAGO SAN PABLO. IMBABURA-ECUADOR.**

**Suly Margoth Rodríguez Ayala**

Departamento/Centro responsable de: Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola/Escuela  
Internacional de Doctorado de Universidad de Sevilla(EIDUS)

**Conformidad del Tutor y del Director:**



Fdo. Dr. Adolfo Miras Ruiz



Fdo. Dr. Ronny Adrián Flores Ortega

2018



# DEDICATORIA

A Dios, por darme salud y vida. Le agradezco por todas las bendiciones que he recibido.

A mis padres por haberme dado la oportunidad de iniciar mis estudios en España. A mi madre por los consejos que me dio, y los esfuerzos y sacrificios que realizó para poder culminar mi etapa profesional.

A mis hermanas por su continuo apoyo y, en especial, a mi hermana Monse por su aprecio y por estar siempre pendiente de mí.

A mi esposo por su cariño y paciencia.

# AGRADECIMIENTOS

Agradezco a los Doctores Adolfo Miras Ruiz y Ronny Flores Ortega por sus continuas contribuciones y aportes a esta investigación.

También a la Doctora Isabel González Díez por haberme dado la oportunidad de formar parte de este programa de Doctorado.

A las Universidades de Sevilla y Central del Ecuador por apoyarme en este proyecto de investigación.

# INDICE GENERAL

Resumen.....	6
Abstract.....	7
1. Introducción.....	8
1.1) Descripción del lugar de investigación.....	9
1.2) Características de <i>Schoenoplectus Californicus</i> .....	13
1.3) Bioacumulación.....	17
1.4) Factores de Bioconcentración.....	17
1.5) Potencial de Riesgo Ecológico asociado a metales pesados.....	21
1.6) Características de los metales pesados estudiados.....	22
2. Justificación.....	32
3. Objetivos.....	39
4. Metodología.....	41
4.1) Tipo de investigación.....	42
4.2) Población y muestra.....	42
4.2.1. Análisis estadístico.....	44
4.3) Técnicas e instrumentos analíticos.....	44
4.3.1. Muestreo.....	44
4.3.2 Pretratamiento de las muestras.....	48
4.3.3 Determinación de metales mediante EAA.....	51
5. Resultados.....	56
6. Discusiones.....	97
6.1) Arsénico.....	98
6.2) Cadmio.....	100
6.3) Cobalto.....	102

6.4) Cromo.....	103
6.5) Mercurio.....	105
6.6) Níquel.....	107
6.7) Potencial de riesgo ecológico (PERI) de metales pesados.....	108
7. Conclusiones.....	109
8. Referencias.....	111



# INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Variables dependientes e independientes.....	44
Tabla 2: Esquema de factores de estudio.....	45
Tabla 3: Puntos de muestreo georreferenciados.....	50
Tabla 4: Condiciones de operación EAA.....	56
Tabla 5:Concentraciones de metales pesados en agua(Verano,2017).....	60
Tabla 6: Concentraciones de metales pesados en suelo(Verano,2017).....	61
Tabla 7: Concentraciones de metales pesados en las raíces(Verano,2017).....	62
Tabla 8: Concentraciones de metales pesados en los tallos(Verano,2017).....	63
Tabla 9: Concentraciones de metales pesados en agua(Invierno,2018).....	64
Tabla 10: Concentraciones de metales pesados en suelo(Invierno,2018).....	65
Tabla 11: Concentraciones de metales pesados en las raíces(Invierno,2018).....	66
Tabla 12: Concentraciones de metales pesados en los tallos (Invierno,2018).....	67
Tabla 13: Valores de pH-agua obtenidos en Invierno-Verano.....	68
Tabla 14: Valores de conductividad-agua en Invierno-Verano.....	68
Tabla 15: Valores de Temperatura en Invierno-Verano.....	69
Tabla 16:Valores de pH-suelo en Invierno-Verano.....	69
Tabla 17: Concentraciones promedio de metal según la variable de interés.....	70
Tabla 18: Concentraciones promedio en <i>Schoenoplectus Californicus</i> .....	70
Tabla 19: Caracterización modal de los niveles de metales pesados.....	71
Tabla 20: PERI en Vertiente Apangora (Verano,2017).....	93
Tabla 21: PERI en Río Itambi (Verano,2017).....	94
Tabla 22: PERI en Desaguadero (Verano,2017).....	95
Tabla 23: PERI en Vertiente Apangora (Invierno,2018).....	96
Tabla 24: PERI en el río Itambi (Invierno,2018).....	97

Tabla 25: PERI en el Desaguadero (Invierno,2018).....	98
---	----

## INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ecuador ubicado en América del Sur, sobre la línea equinoccial.....	13
Figura 2. Provincia de Imbabura localizada al norte de Ecuador.....	13
Figura 3. El lago San Pablo al pie del volcán Imbabura (Ecuador).....	14
Figura 4. La formación de los cuerpos de agua en el lago proviene de los deshielos.....	14
Figura 5. Dimensiones del lago San Pablo-Imbabura (Ecuador).....	15
Figura 6. Parroquias rurales que conforman el cantón Otavalo.....	15
Figura 7. Aves acuáticas del lago San Pablo.....	17
Figura 8. <i>Schoenoplectus californicus</i> ubicada en las zonas bentónicas.....	17
Figura 9. Estructura de las plantas.....	19
Figura 10. Elaboración de artesanías mediante un proceso previo de secado.....	19
Figura 11. Algunas artesanías como balsas, esteras, cestas y abanicos.....	20
Figura 12. Absorción de metales desde el suelo hacia las raíces y los tallos.....	22
Figura 13. Procesos de fitoestabilización y fitoextracción.....	24
Figura 14. En el lago San Pablo se desarrollan actividades turísticas.....	36
Figura 15. En el afluente Apangora se ha evidenciado actividades.....	36
Figura 16. Las diversas actividades antropogénicas han incrementado la proliferación.....	37
Figura 17. Gestión inadecuada de los residuos domésticos e industriales.....	37
Figura 18. Tuberías de alcantarillado que desembocan en el río Itambi.....	38
Figura 19. Planta de tratamiento de agua residuales sin funcionamiento.....	38
Figura 20. Estación de bombeo de aguas servidas que desembocan en el Lago.....	39
Figura 21. Carga de contaminantes que ingresa desde el río Itambi al lago San Pablo.....	39
Figura 22. Florícolas y cultivos asentados en las proximidades del lago San Pablo.....	40
Figura 23. Actividades ganaderas que se realizan en el lago San Pablo.....	40
Figura 24. Fenómeno de eutrofización presente en el lago San Pablo.....	41



Figura 25. Carta topográfica a escala 1:50.000 del lago San Pablo (2013).....	48
Figura 26. La vertiente Apangora desemboca en el lago San Pablo.....	48
Figura 27. El río Itambi que confluye en el lago San Pablo.....	49
Figura 28. Salida de agua del lago San Pablo conocido como Desaguadero.....	49
Figura 29. Zonas bentónicas del lago San Pablo.....	50
Figura 30. Muestras de raíces y tallos de <i>Schoenoplectus californicus</i> .....	50
Figura 31. Muestras de agua y suelo obtenidas del lago San Pablo.....	51
Figura 32. Muestras de raíces y tallos secadas a temperatura ambiente.....	52
Figura 33. Proceso de medición del peso de las muestras.....	52
Figura 34. Proceso de adición de los reactivos.....	52
Figura 35. Digestión de las muestras de suelo, raíces y tallos .....	53
Figura 36. Procesos de filtración y aforo de las muestras.....	53
Figura 37. Digestión de las muestras agua.....	54
Figura 38. Digestión de las muestras agua.....	54
Figura 39. Equipo de absorción atómica “ <i>PERKIN ELMER</i> ”.....	55
Figura 40. Equipo de absorción atómica “ <i>PERKIN ELMER</i> ” generación de hidruros.....	55
Figura 41. Equipo de absorción atómica “ <i>PERKIN ELMER</i> ” asociado a llama directa.....	56
Figura 42. Multiparámetro pH/conductividad/TDS (intervalo alto).....	58
Figura 43. Representación de la asociación entre variables y categorías.....	73
Figura 44. Concentraciones promedio e I.C al 95% del arsénico (agua-verano).....	74
Figura 45. Concentraciones promedio e I.C al 95% del arsénico en el suelo (inv-ver).....	75
Figura 46. Concentraciones promedio e I.C al 95% del arsénico en la raíz (inv-ver).....	76
Figura 47. Concentraciones promedio e I.C al 95% del arsénico en los tallos (ver).....	76
Figura 48. Concentraciones promedio e I.C al 95% del cadmio en las raíces (invierno).....	77
Figura 49. Concentraciones promedio e I.C al 95% del cadmio en el suelo (invierno).....	78
Figura 51. Concentraciones promedio e I.C al 95% del cobalto en el suelo (inv-ver).....	79

Figura 52. Concentraciones promedio e I.C al 95% del cobalto en los tallos (invierno).....	79
Figura 53. Concentraciones promedio e I.C al 95% del cromo en el suelo (verano).....	80
Figura 54. Concentraciones promedio e I.C al 95% de cromo en las raíces (verano).....	81
Figura 55. Concentraciones promedio e I.C al 95% de cromo en los tallos (verano).....	81
Figura 56. Concentraciones promedio e I.C al 95% del mercurio en el agua (verano).....	82
Figura 57. Concentraciones promedio e I.C al 95% del mercurio en el suelo (inv-ver).....	83
Figura 58. Concentraciones promedio e I.C al 95% del mercurio en la raíz (inv-ver).....	83
Figura 59. Concentraciones promedio e I.C al 95% del mercurio en los tallos (verano).....	84
Figura 60. Concentraciones promedio e I.C al 95% del níquel en la raíz (invierno).....	85
Figura 61. Concentraciones promedio e I.C al 95% del níquel en el suelo (invierno).....	85
Figura 62. Factores de bioconcentración (BCF) de arsénico en la raíz.....	87
Figura 63. Factores de bioconcentración (BCF) de cadmio en la raíz.....	88
Figura 64. Factores de bioconcentración (BCF) de mercurio en la raíz.....	89
Figura 65. Factores de bioconcentración (BCF) de níquel en la raíz.....	89
Figura 66. Factores de bioconcentración (BCF) de cromo en la raíz.....	90
Figura 67. Factores de bioconcentración (BCF) de cobalto en la raíz.....	91
Figura 68. Factores de bioconcentración (BCF) de los tallos de (invierno-verano).....	92
Figura 69. Factores de translocación (TF) de <i>S. californicus</i> (invierno-verano).....	93

## RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue cuantificar las concentraciones de metales pesados como arsénico, cadmio, cobalto, cromo, mercurio, níquel y plomo que se encuentran en el sistema agua-suelo-planta de las zonas bentónicas del lago San Pablo (Imbabura-Ecuador) en dos estaciones climáticas (invierno y verano) para analizar su acumulación mediante los factores de bioacumulación y translocación en la especie autóctona conocida como *Schoenoplectus californicus* o *titora*. Además, se ha estimado el potencial de riesgo ecológico del medio ambiente en los dos afluentes y en un efluente del lago San Pablo para evaluar el impacto de su presencia. Se han considerado como lugares de muestreo las desembocaduras del río Itambi, la vertiente Apangora y el Desaguadero. Se ha empleado la técnica instrumental de absorción atómica con generación de hidruros y por llama directa para determinar la concentración de los metales pesados en ppm presentes en el agua, suelo, raíces y tallos que forman parte de la titora. Se ha obtenido como resultado que existe variabilidad en la distribución de los metales pesados presentes en el sistema agua, suelo, raíz y tallos con respecto a la estación climática y la localización de muestreo. En cuanto al factor de bioconcentración en las raíces y en los tallos presentes en *Schoenoplectus californicus*, se ha encontrado que, de manera general, este macrófito no tiene la capacidad para acumular grandes cantidades de estos metales pesados. También se ha evaluado el potencial de riesgo ecológico del medioambiente, definiéndose en verano un riesgo bajo- moderado y en invierno un riesgo moderado considerable. Se concluye que la existencia de estos metales en el lago San Pablo se atribuye a la combustión de los cultivos, la actividad antropogénica, el mal manejo de los desechos domésticos, la descarga directa de aguas servidas en el lago, la ausencia de funcionamiento de las plantas de tratamiento de agua, el consumo directo del agua y la regulación insuficiente de los organismos de control y gestión ambiental locales

## ABSTRACT

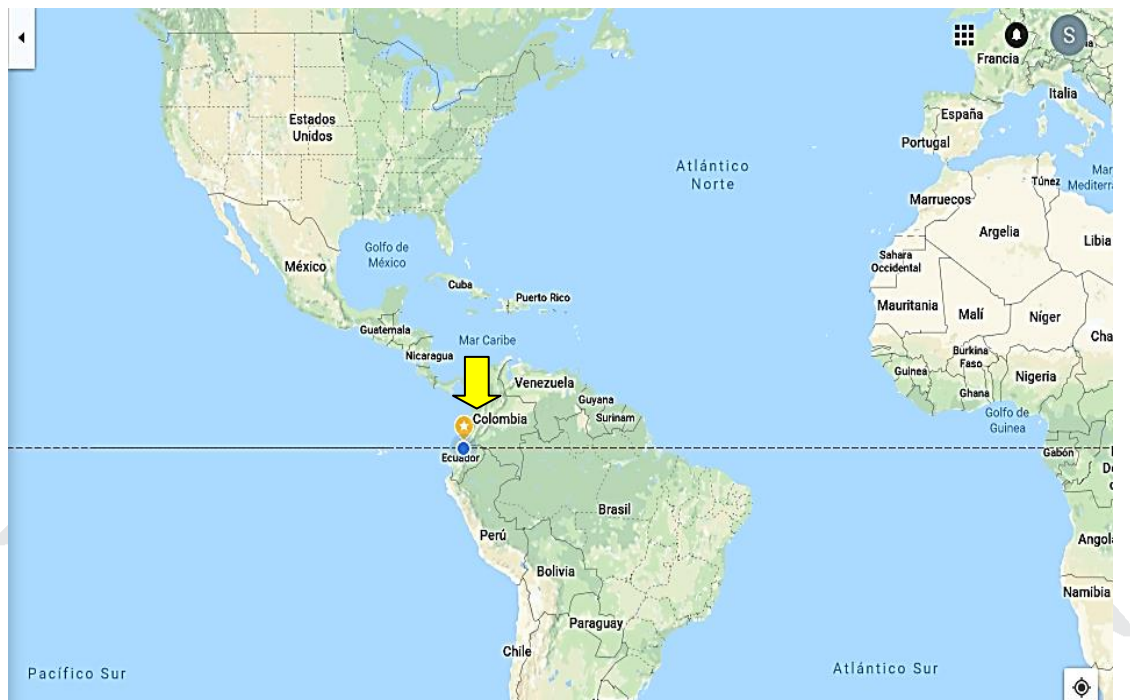
The objective of this research was to quantify the levels of heavy metals such as acid, cadmium, cobalt, chromium, mercury, nickel and lead found in the soil-plant water system of the benthic zones of Lake San Pablo (Imbabura, Ecuador). in two climatic seasons (winter and summer) to analyze their accumulation through bioaccumulation and translocation factors in native species known as *Schoenoplectus californicus* or totora. In addition, the ecological risk potential of the environment in the two tributaries and an effect of Lake San Pablo to assess the impact of their presence has been estimated. The estuaries of the Itambi River, the Apangora slope and the Desaguadero have been considered as sampling sites. The instrumental technique of atomic absorption with hydride generation and by direct flame has been used to determine the concentration of heavy metals in ppm present in the water, soil, roots and stems that are part of the totora. It has been found as a result that there is variability in the distribution of heavy metals present in the water, soil, root and stems system with respect to the weather station and the sampling location. Regarding the bioconcentration factor in the roots and stems in *Schoenoplectus californicus*, it has been found that, in general, this macrophyte does not have the capacity to accumulate large quantities of these heavy metals. The ecological risk potential of the environment has also been evaluated, defining a low-moderate risk in summer and a moderate moderate risk in winter. It is concluded that the existence of these metals in Lake San Pablo is attributed to the combustion of crops, anthropogenic activity, poor management of household and industrial waste, direct discharge of wastewater into the lake, absence of operation of water treatment plants, direct consumption of water and deficient regulation of local control and environmental management agencies.



# **1. INTRODUCCIÓN**

## 1.1) DESCRIPCIÓN DEL LUGAR DE INVESTIGACIÓN

Esta investigación se ha desarrollado en el lago San Pablo, localizado en Ecuador, al noroeste de América del Sur (Figura 1):



**Figura 1.** Ecuador ubicado en América del Sur, sobre la línea equinoccial  
(Google maps, consultado 22 de febrero de 2018).

Específicamente, en la región norte del país, en la provincia de Imbabura (Figura 2).



**Figura 2.** Provincia de Imbabura localizada al norte de Ecuador  
(Google maps, consultado 22 de febrero de 2018).

Al pie del volcán Imbabura (Ver Figura 3) y a 100 kilómetros al norte de Quito (Casallas & Gunkel, 2001), se encuentra la laguna San Pablo o *Imbakucha* (Cevallos, 2015c) (del prekichwa *imba* = pez de la figura de bagre o preñadilla y la palabra *kucha* = cocha o laguna) (Jurado, Jaramillo, & Reyes, 2015), formando parte de las cuatro situadas entre los 2.200 y 2.800 metros sobre el nivel del mar, con aproximadamente 2.650 metros (Terneus, 2014).



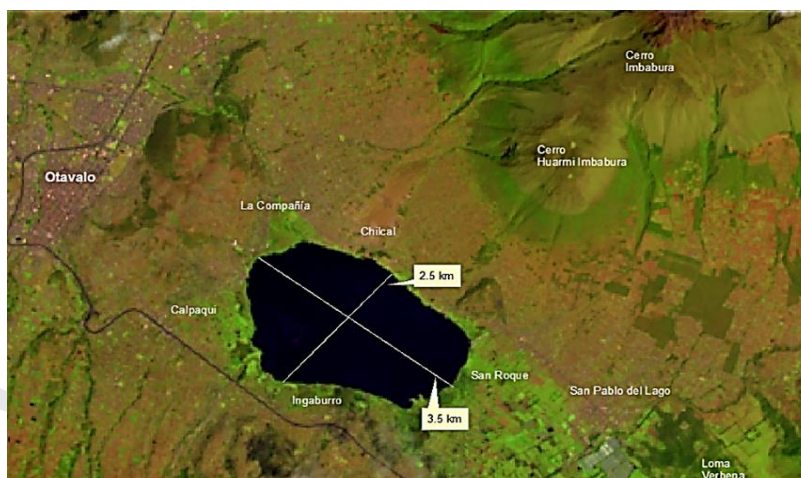
**Figura 3.** El lago San Pablo al pie del volcán Imbabura (Ecuador)

De acuerdo a las condiciones tróficas de la vida acuática, los lagos se dividen en oligotróficos (déficit de nutrientes y pobre desarrollo de fitoplancton), eutróficos (grandes cantidades de nutrientes y sustancias orgánicas de origen natural o antropogénico con un crecimiento rápido de fitoplancton), distróficos (pH bajo, concentraciones elevadas de ácidos húmicos y déficit de oxígeno, que limita el desarrollo de organismos) y mesotróficos; en estos últimos, las condiciones tróficas son promedio (Gaykovich, 2009). El lago San Pablo, siendo definido como mesotrófico (Terneus, 2014) y eutrófico (Cevallos, 2015c) en diferentes estudios, presenta una profundidad máxima de 30 metros (Cevallos, 2015c) (Ver Figura 4) con un agua transparente hasta los 3.5 metros (Terneus, 2014). La formación de sus cuerpos de agua procede del deshielo del volcán, las precipitaciones y las redes hídricas superficiales y subterráneas (Cevallos, 2015c).



**Figura 4.** La formación de los cuerpos de agua en el lago proviene de los deshielos, precipitaciones y agua subterránea.

Tiene una extensión de 615,6 hectáreas (Jurado et al., 2015) con unas dimensiones aproximadas de 2,5 kilómetros de ancho y 3,5 de largo (Ver Figura 5):



**Figura 5.** Dimensiones del lago San Pablo-Imbabura (Ecuador).  
(Imagen Landsat, consultado 17 de septiembre de 2017)

Sus dos afluentes son los ríos Itambi (Casallas & Gunkel, 2001) y Manantial (Terneus, 2014) y las quebradas Araque, Túqueres, Imbaburita y Macufishi (Cevallos, 2015c), mientras que su efluente es el denominado “Desaguadero” (Casallas & Gunkel, 2001). Por otra parte, está rodeada por cuatro parroquias rurales del cantón Otavalo en la provincia de Imbabura (Ver Figura 6) : San Pablo del Lago (SP), Eugenio Espejo (EE), González Suárez (GS) y San Rafael (SR) (Terneus, 2014). Estas ostentan una población total de 28.309 personas (SP: 9901, EE: 7357, GS: 5630 y SR: 5421) (Cevallos, 2011, 2015a, 2015c, 2015b).



**Figura 6.** Parroquias rurales que conforman el cantón Otavalo.  
(ArcGIS, consultado 30 de marzo de 2018)



Este lago frío de alta montaña (Gunkel, 2003), se presentan condiciones aerobias en el litoral (Kiersch, Mühleck, & Gunkel, 2004) y anaerobias desde los 23 metros de profundidad, además de aterramiento y un crecimiento acrecentado de algas (Da Ros, 1995). Característicamente, los sedimentos detríticos o clásticos (Arche, 2010), los bioconstruidos (carbonatos y sales (Contreras, 1997)) y los orgánicos derivan de procesos físicos, químicos y biológicos (Arche, 2010) que contribuyen a la acumulación de diversos nutrientes (Gunkel, 2003) en el mismo.

Los primeros son transportados por la acción eólica y por medio de los cursos fluviales, los depósitos piroclásticos y el deshielo (Arche, 2010); la formación de los segundos, los químicos y bioquímicos, obedecen a la concentración del pH, la temperatura y su solubilidad individual (Contreras, 1997); por último, los sedimentos de origen orgánico se constituyen en parte por el depósito de la porción dura de las diatomeas de lagos de regiones frías (Contreras, 1997).

De acuerdo al informe del Sistema Nacional de Información de Ecuador, en Otavalo se presenta un clima ecuatorial mesotérmico semi-húmedo (clasificación Pourrut) con una temperatura que varía entre 10 a 20 °C, humedad del 65 al 85 % y precipitaciones anuales de 1000 a 2000 mm (Sistema Nacional de Información, 2011) con dos pares de meses de precipitaciones máximas, octubre-noviembre y enero-abril (Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología, 2012). Por otra parte, se ha determinado que el sector de Punyaru es vulnerable a inundaciones como consecuencia del incremento del nivel del agua en el lago, mientras que ciertas parroquias del lago San Pablo son propensas a los incendios forestales (Jurado et al., 2015).

Las parroquias colindantes al lago exhiben un ecosistema altoandino húmedo en las que se desarrollan especies herbáceas no superiores a 1,5 metros (Jurado et al., 2015) entre las que se encuentran *Schoenoplectus californicus*, *Chusquea sp.*, *Typha latifolia*, *Bidens andicola*, *Eichhornia crassipes*, *Plantago australis*, *Paspalum bonlandianum*, *Rorippa cf. clandestina*, y *Scirpus sp.* (López, 2012) junto a pastizales y cultivos (Santander, Ágreda, & Adriana, 2013). En el artículo publicado en el 2014 por Terneus, las 21 especies herbáceas propias del lago se han clasificado en tres estratos de acuerdo a su profundidad:

1) Superficial: al cual corresponde *Scirpus californicus* y algunas de Lemnaceae (*Wolffia brasiliensis*, *Spirodela intermedia*, *Azolla filiculoides Lam*, *Lemna gibba*, entre otras).

2) Medio (a  $\geq 40$  cm de profundidad): *Myriophyllum quitense*, *Elodea canadensis* y *Potamogeton striatus*

3) Profundo (bajo el metro de profundidad): *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton pectinatus* y *Potamogeton illinoensis* (Terneus, 2014).

En los últimos años, se monitoreado la fauna presente en el lago, estableciéndose un total de 23 especies de aves acuáticas (Jurado et al., 2015) como pelícanos, garcetas, patos, garzas, garcetas, fochas, playeros, cigüeñuelas, gaviotas, patiamarillos y cormoranes (López, 2012) (Ver Figura 7), algunas de las cuales se desplazan hasta la zona en determinadas estaciones del año. A diferencia de esto, los peces en este lago se ciñen a la perca o lubina negra, la tilapia, los gruppis y los espada (Terneus, 2014).



**Figura 7.** Aves acuáticas del lago San Pablo

## 1.2) CARACTERÍSTICAS DE *SCHOENOPLECTUS CALIFORNICUS*

*Schoenoplectus californicus* (C. A. Mey) o *Scirpus californicus* (Chester, Wofford, Estes, & Bailey, 2009) con sus dos subespecies *californicus* y *tatora* (Heiser, 1978) son los nombres científicos de la especie a la que corresponden los juncos o las totoras (Ver Figura 8) (De Marco, Vega, & Bellagamba, 2011), pertenecientes a la familia de las ciperáceas (Richardson & King, 2010) y al orden Cyperales (USDA, n.d.).



**Figura 8.** *Schoenoplectus californicus* ubicada en las zonas bentónicas del lago San Pablo.

Los juncos o totoras constituyen plantas perennes acuáticas con una altura de 1 a 3 metros (Richardson & King, 2010), pudiendo alcanzar una profundidad de hasta 1 metro (Plan Ceibal, n.d.) y con rizomas dispuestos de forma horizontal (De Marco et al., 2011). Con un hábito de crecimiento graminoide (USDA, n.d.), la estructura de las totoras se divide en tres partes: el tallo, la inflorescencia y las raíces (Ninaquispe-Romero, Weeks, & Huelman, 2012). Sus tallos redondeados, de forma trigonal y de tonalidad verde oscuro tienen hojas marrones sin espinas envainadas en su base (De Marco et al., 2011); sus flores de color marrón oscuro conforman espigas (Richardson & King, 2010), alrededor de 20 en promedio (USDA & NRCS, 2003), con aspecto del cono (Richardson & King, 2010), “ovoides o fusiformes péndulas” (De Marco et al., 2011) y tienen una bráctea subyacente dura, de punta fina, de aproximadamente “1 a 5 cm” (De Marco et al., 2011) que se proyecta por encima de la inflorescencia como una proyección del tallo, mientras que sus frutos constituyen aquenios aplanados de 0,07 cm (Richardson & King, 2010) con márgenes anulares y 3 filamentos internos (Plan Ceibal, n.d.). Sus raíces son abundantes y de color blanco, aunque adquieren uno amarillo-marrón con la edad (P. J. De Lange, Gardner, Champion, Tanner, & Lange, 1998). Florecen durante la primavera, verano y otoño (Richardson & King, 2010).

Estos macrófitos son originarios del continente americano (Honaine, Borrelli, Osterrieth, & Del Rio, 2013) y su hábitat se centra en las tierras tropicales altas (Toensmeier & Herren, 2016), subtropicales (Chimera, 2016) o con clima templado cálido (Facciola, 2014), desde el nivel del mar hasta los cerca de 4.000 m.s.n.m. en Perú (Ninaquispe-Romero et al., 2012) y Bolivia (Whitehead, 2007). Así, se localizan principalmente en los territorios de pantanos inferiores que se extienden desde el sudeste (Atwater & Hedel, 1976) y sudoeste de Estados Unidos (Richardson & King, 2010) hasta el este de México (De Marco et al., 2011), Honduras, El Salvador (Facciola, 2014), Guatemala (Chimera, 2016), Ecuador (Macía & Balslev, 2000), Perú, Bolivia, Chile (Toensmeier & Herren, 2016), Argentina (De Marco et al., 2011), Brasil, Paraguay y Uruguay (Facciola, 2014), aunque también existe información sobre su presencia en las Islas del Pacífico (Hawái) (Heiser, 1978) y Nueva Zelanda (Galen, 2017). En comparación con Yahuarcocha, un lago de Ibarra (aproximadamente a una distancia de 34 Km del lago San Pablo), los niveles promedio en mg/l de calcio, magnesio, sodio, hierro, aluminio, sulfatos y potasio son menores e incluso hay ausencia de plomo (Terneus, 2014); la transparencia medida con el disco de Secchi, tuvo valores entre 3.00 y 3.50. Por otro lado, el pH y la temperatura del lago San Pablo varía entre 6.2 - 7.7 y 17.3 - 19.8 ° C (lago de agua fría (Gunkel, 2003)), respectivamente, con muestras tomadas en diferentes zonas y profundidades (Terneus, 2014). En Ecuador, se ha encontrado evidencia de que solamente la subespecie *californicus* (Ver Figura 9) se encuentra en las tierras altas de la sierra (Heiser, 1978) entre las que se incluye el lago San Pablo (Imbabura), Yaguarcocha (Imbabura), Cusín (Imbabura), Guaytacama (Cotopaxi), Tanicuchí (Cotopaxi), la Laguna de Colta (Chimborazo) y el río Guano

(Chimborazo) dentro de un área de 442 hectáreas (Macía & Balslev, 2000), además de ciertas zonas costeras de Esmeraldas (Macía & Balslev, 2000).



**Figura 9.** Estructura de las plantas

De forma general, sus tallos secos obtenidos de la totora (Ver Figura 10) se emplean para la elaboración de artesanías (Macía & Balslev, 2000) y muebles (Cevallos, 2011), con propósitos curativos (De Marco et al., 2011) y en la producción de hojas de papel de pequeño gramaje (De Marco et al., 2011); también existen referencias que demuestran que se utiliza como alimento para los seres humanos (sus rizomas son comestibles (C. Ramírez & San Martín, n.d.)) y como fertilizante (Banack, Rondón, & Díaz-Huamanchumo, 2004).



**Figura 10.** Elaboración de artesanías mediante un proceso previo de secado.

Antiguamente, en los Andes se utilizó para la construcción de casas y puentes (Banack et al., 2004), la tejeduría y como forraje para el ganado (Toensmeier & Herren, 2016), sin embargo, en las últimas décadas ha adquirido un gran valor económico y cultural para las personas nativas que viven en las regiones en las que crece (Macía & Balslev, 2000), en especial en Ecuador por la fabricación de balsas, esteras, cestas y abanicos o aventadores (Ver Figura 11) (Heiser, 1978).



**Figura 11.** Algunas artesanías como balsas, esteras, cestas y abanicos obtenidos de los tallos de la totora

Las características estructurales de las totoras le permiten mantener en el tiempo una gran cantidad de agua y aire, gracias a lo que pueden diseminarse con facilidad (Fernández & Padilla, 2013). Es importante recalcar que, dentro de sus propiedades, se puede mencionar su alto contenido en sílice y celulosa que le permite resistir las condiciones ambientales de lugares situados en grandes altitudes, proveyendo, de acuerdo a estudios iniciales, una gran estabilidad estructural y mejora de la conservación de la temperatura en construcciones de Perú (Ninaquispe-Romero et al., 2012).

Se ha establecido que, cuando son senescentes y como efecto de la actividad metabólica, estos helófitos producen biomineralizaciones de sílice amorfo en los espacios intra o extracelular, pero este es cónico y en menor proporción en los tallos jóvenes, lo cual les provee una menor estabilidad estructural (Honaine et al., 2013).

La importancia de esto radica en el aporte de sílice biogénico a los cuerpos de agua a través de los procesos de erosión (Honaine et al., 2013); estos contribuyen al crecimiento de las plantas, provee soporte estructural para las paredes celulares y median su resistencia al estrés biótico y abiótico (Lechner & Becker, 2015).

Conjuntamente, está presente en la formación de los exoesqueletos de los diatomeas (Lechner & Becker, 2015), que a su vez representan al 85-99 % de la biomasa de fitoplancton (Popovskaya, Likhoshway,

Genkal, & Firsova, 2006), esencial para los ecosistemas lacustres por ser parte de la generación primaria de la materia orgánica y el primer elemento de las cadenas tróficas (D. Ramírez, Giraldo, & Tovar, 2006), junto con un indicador trófico y base para definir el nivel de nutrientes y la calidad del agua (Fakioglu, 2013). Es preciso subrayar que el fitoplancton de los lagos de agua fría está representado por diatomeas (*Melosira*, *Asterionella*, *Cyclotella*), mientras que los de agua caliente están habitados más frecuentemente por algas verdes y verdeazuladas (Gaykovich, 2009).

Dentro de las características indeseables de *Schoenoplectus californicus* se encuentra su versatilidad ambiental, lo cual la convierte en una “mala hierba” (Chimera, 2016) que se ha podido identificar en diferentes lugares por su impresionante capacidad de adaptación (Pratolongo, Kandus, & Brinson, 2008).

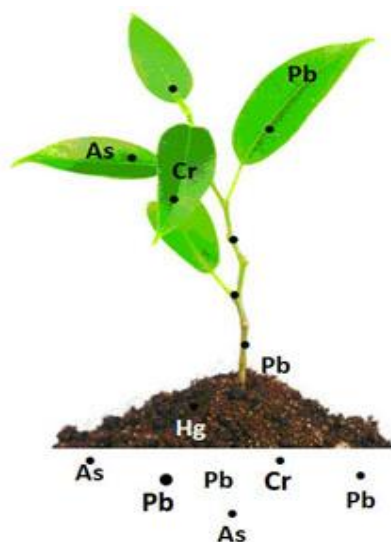
Las condiciones dinámicas a las que se ajusta esta subespecie de totoras (Sloey, Howard, & Hester, 2016) como alturas que exceden los 1000 metros o que sus semillas puedan dispersarse con el agua, viento, animales o maquinaria junto a la posibilidad de que tenga una capacidad alelopática (Chimera, 2016) contribuyen a que sea un macrófito con alto riesgo de ser invasivo.

Para las plantas, algunos (arsénico, cadmio, mercurio, plomo o selenio) no son esenciales, pero otros (cobalto, cobre, hierro, manganeso, molibdeno, níquel y zinc) lo son para su crecimiento y metabolismo (Rascio & Navari-Izzo, 2011). Al no ser biodegradables, se depositan en el medioambiente e interfieren en las cadenas tróficas, llegando a producir efectos carcinogénicos, mutagénicos, teratogénicos y endocrinos (Ali, Khan, & Sajad, 2013). Conjuntamente, se ha documentado que la presencia de metales pesados como el cobre, zinc, níquel y cromo hexavalente es un indicador de una calidad pobre del agua (Svecevičius, 2010).

### **1.3) BIOACUMULACIÓN**

La bioacumulación propicia el mantenimiento de los químicos industriales en los ecosistemas y estos pueden formar parte de los componentes estructurales de los tejidos al no poder atravesar procesos de degradación física, química y bioquímica; de esta forma, los organismos que se alimentan de aquellos que conservan en su interior éstos, corren los riesgos (Streit, 1992).

Así, se ha desarrollado la fitotecnología, un término que se refiere a los procesos que hacen uso de la capacidad de las plantas para degradar, extraer, contener o inmovilizar los contaminantes presentes en el agua y la tierra (Ver Figura 12) (Chorom, Parnian, & Jaafarzadeh, 2012).



**Figura 12. Absorción de metales desde el suelo hacia las raíces y los tallos.** Tomado de: López, M. (2011). *Tecnologías amigables para limpiar el medio ambiente o el uso de las plantas*. Recuperado de: <http://alenarterevista.net/tecnologias-amigables-para-limpiar-el-medio-ambiente-fitoremediacion-o-el-uso-de-plantas-por-martha-laura-lopez-moreno/>

La fitorremediación se considera una técnica de bajo costo y con alta eficiencia, siendo necesario que se haga uso de plantas salvajes o genéticamente modificadas (Peuke & Rennenberg, 2005) con una tasa alta de crecimiento, fácil de cosechar, una capacidad de absorción buena y con una resistencia considerable a los contaminantes (Gadd, 2001).

Entre los métodos que incluye, se encuentra la fitoextracción, que acumula los contaminantes en la biomasa de las plantas, la fitodegradación o fitotransformación, que hace uso de las plantas para absorber, almacenar y degradar contaminantes orgánicos (Peuke & Rennenberg, 2005), la rizofiltración, lo cual se define como la absorción, concentración y precipitación de contaminantes (Alves, de Jesus, de Almeida, Souza, & Mangabeira, 2014) en medios acuáticos (Peuke & Rennenberg, 2005), la fitoestabilización, que disminuye su biodisponibilidad al inmovilizarlos a una matriz de tierra y la fitovolatilización, que utiliza las plantas para que los transformen y los liberen de nuevo al ecosistema (Peuke & Rennenberg, 2005).

Se ha comprobado que las plantas acuáticas pueden absorber y acumular de forma fácil los metales pesados (Harguinteguy, Pignata, & Fernández-Cirelli, 2015), por lo que se han realizado varias investigaciones para determinar el potencial de ciertas especies como bioindicadores y/o fitoremediadores de metales en los medios acuáticos (Peuke & Rennenberg, 2005), además, el rango de tolerancia de las especies se mide con su respuesta a condiciones hidrológicas diversas (Pratolongo et al., 2008).

Un estudio corrobora esto al establecer que la presencia de *Schoenoplectus californicus* en los costados de los cuerpos de agua donde las concentraciones de metales son altas, demuestra que es muy tolerante a los mismos (Arreghini, De Cano, De Lorio, Rendina, & Bonetto, 2001). Existen diferentes métodos por los

cuales las plantas pueden permanecer en ambientes contaminados con metales tóxicos, como la translocación a los tallos, la exudación desde las raíces de sustancias capaces de producir la quelación de metales, la generación de compuestos intracelulares y su acumulación en las vacuolas y otros compartimentos celulares para atenuar los efectos del estrés e incrementar la resistencia interna a los metales (Lasat, Baker, & Kochian, 1996).

El procedimiento de bioacumulación de metales se desarrolla mediante la acción capilar que se asocia a la tensión superficial cuyo principio se basa en la cohesión y que consiste en el ingreso del agua por las raíces y los tallos de la planta. Finalmente se produce el ascenso y la acumulación de estos metales pesados dentro este micrófito.

#### 1.4) FACTORES DE BIOCONCENTRACIÓN

Los factores empleados para determinar la habilidad de las plantas para acumular metales pesados son el factor de bioconcentración o bioconcentración (BCF) y el de traslocación (TF).

- Para la determinación del factor de bioacumulación en la raíz de la planta se ha empleado la siguiente fórmula (Prasad, 2015):

$$\text{Factor de bioacumulación en la raíz de la planta (RAF)} = \frac{[\text{Concentración del metal}]_{\text{Raíz}}}{[\text{Concentración del metal}]_{\text{Suelo}}} \quad [1]$$

Donde las unidades tanto para la concentración del metal en la raíz y la concentración del metal en el suelo son en mg/kg. Para la interpretación de los datos obtenidos se ha tenido en cuenta esta condición (Prasad, 2015):

-Se considera una planta potencialmente hiperacumuladora, si el valor del RAF es mayor a uno. Mientras que es una planta exclusora o excluyente, si el valor del RAF es menor a uno.

- Para la determinación del factor de bioacumulación en la parte aérea de la planta se ha empleado la siguiente fórmula (Prasad, 2015):

$$\text{Factor de bioacumulación en la parte aérea de la planta (SAF)} = \frac{[\text{Concentración del metal}]_{\text{parte aérea}}}{[\text{Concentración del metal}]_{\text{Suelo}}} \quad [2]$$

Donde las unidades tanto para la concentración del metal en la parte aérea de la planta y la concentración del metal en el suelo son en mg/kg. Para la interpretación de los datos obtenidos se ha tenido en cuenta la siguiente condición (Prasad, 2015):



Se considera una planta potencialmente hiperacumuladora, si el valor del SAF es mayor a uno. Mientras que es una planta exclusora o excluyente, si el valor del SAF es menor a uno.

- Para la determinación del factor de traslocación se ha empleado la siguiente fórmula (Prasad, 2015):

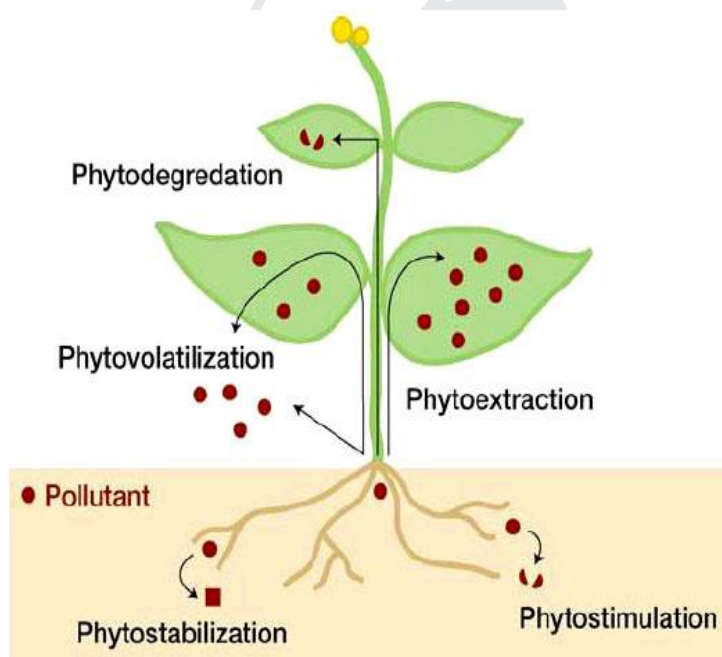
$$\text{Factor de traslocación(FT)} = \frac{[\text{Concentración del metal}]_{\text{Parte aérea}}}{[\text{Concentración del metal}]_{\text{Raíz}}}$$

[3]

Para la interpretación de los datos obtenidos se ha tenido en cuenta la siguiente condición (Prasad, 2015):

-Se considera que, si la planta presenta una tendencia a hiperacumular metales en la parte aérea, es decir, tiene facilidad para trasladar los metales pesados desde la raíz y los acumula en su parte aérea (tallos), el valor del FT es mayor a uno y, por lo tanto, este mecanismo es conocido como fitoextracción o fitoacumulación (Ver Figura 13).

-Mientras que, si la planta no presenta la habilidad para trasladar los metales pesados desde la raíz hasta la parte aérea (tallos), el valor del FT es menor a uno y se denomina fitoestabilización (acumulación de los metales en las raíces de la planta) (Ver Figura 13).



**Figura 13.** Procesos de fitoestabilización y fitoextracción que se desarrollan en el sistema suelo-raíz-tallo de las plantas. Tomado de: Martín, H. (2015). *El potencial de la fitorremediación como tecnología medioambiental*. Recuperado de: <http://www.masscience.com/2015/05/19/el-potencial-de-la-fitorremediacion-como-tecnologia-medioambiental/>

Además, si el BCF es mayor a 1 en los tallos, es útil en la fitoextracción, pero si es mayor a 1 y el TF es menor a 1 en las raíces, tiene aplicación en la fitoestabilización (Oliveira & Helena, 2012); para conseguir el BCF especificado es necesario que los metales sean llevados a su lugares de almacenamiento en contra de un gradiente de concentración en vista de que las plantas hiperacumuladoras concentran en su interior más cantidad de metales que la presente en el sustrato (Leitenmaier & Küpper, 2013). Dentro de los factores que influyen en la eficiencia para remover nutrientes, se encuentran la especie (en especial para la fitoremediación), los patrones de plantación, los niveles de nutrientes y las condiciones externas, que incluye la temperatura, el pH, la exposición a la luz, etc. (C. Wang, Zheng, Wang, & Qian, 2014).

Se debe diferenciar este término de la hipertolerancia, el cual se refiere a la capacidad de evitar la toxicidad de estos metales pesados (Rascio & Navari-Izzo, 2011); es decir, aquellas plantas hiperacumuladoras pueden sufrir los efectos de la intoxicación por estos contaminantes sin es que no se ponen en marcha mecanismos específicos para que sean tolerados (Leitenmaier & Küpper, 2013). En las plantas que no son hipertolerantes, la estrategia de detoxificación de estos metales es la unión de éstos por medio de ligandos fuertes, siendo los principales los tioles (fitoquelatinas para el arsénico y cadmio), no tioles, la histidina para el níquel y la nicotianamina para el níquel y cobre (Leitenmaier & Küpper, 2013). Mientras que la compartimentación o la translocación de metales desde las raíces a los tallos es empleada por las plantas hiperacumuladoras (Leitenmaier & Küpper, 2013).

### **1.5) POTENCIAL DE RIESGO ECOLÓGICO ASOCIADO A METALES PESADOS PRESENTES EN EL SUELO**

En 1980, Hakanson desarrolló el criterio sobre el potencial de riesgo ecológico del medio ambiente (ERi) para evaluar el nivel de contaminación de los metales pesados. Mediante las siguientes fórmulas (Devanesan, Suresh Gandhi, Selvapandiyan, Senthilkumar, & Ravisankar, 2017):

$$\text{Nivel de contaminación del metal pesado} = \frac{\text{Concentración del metal en el sedimento}}{\text{Concentración del metal de referencia (suelo)}} \quad [4]$$

Potencial de riesgo ecológico del medio ambiente = nivel del contaminación del metal pesado \*el factor de respuesta de toxicidad del metal

Para el factor de respuesta se ha establecido un valor constante según el criterio Hakanson para cada metal analizado los siguientes valores: As(10);Cd(30);Co(5);Cr(2);Ni(5) y Hg(40) (Jiao, Teng, Zhan, Wu, & Lin, 2015; Wu, Wang, Wu, Fu, & Liu, 2014).

Para la interpretación del factor de riesgo ecológico se ha utilizado el criterio Hakanson que establece lo siguiente lo siguiente: riesgo bajo( $ER_i < 100$ ); moderado( $100 < ER_i < 150$ ); considerable( $150 < ER_i < 200$ ); muy alto( $200 < ER_i < 300$ ); desastroso( $ER_i > 300$ ) (Soliman, Nasr, & Okbah, 2015).

## **1.6) CARACTERÍSTICAS DE LOS METALES PESADOS ESTUDIADOS EN ESTA INVESTIGACIÓN**

**1.6.1.- Mercurio:** es uno de los principales contaminantes del mundo y no se le atribuye ningún papel bioquímico notable para cualquier forma de vida (F. Wang & Zhang, 2013); conjuntamente, ostenta un tiempo largo de residencia atmosférica, es habitual la contaminación por éste en las redes alimenticias lacustres (Boening, 2000) – en los macrófitos, se presenta entre 0.030 y 0.29 ug.g-1 (A. Rizzo, Arcagni, Arribére, Bubach, & Guevara S. Ribeiro, 2011) - y los seres humanos pueden exponerse a él por medio de los alimentos, el aire o las piezas dentales tratadas con amalgamas (Hong, Kim, & Lee, 2012). Ejemplos de lo anterior pueden evidenciarse en hechos históricos como el envenenamiento por metilmercurio de 2252 japoneses (enfermedad de Minamata) en mayo de 1956 por el consumo de peces contaminados con los desechos de una planta de químicos y que condujo a la muerte de cerca de la mitad de ellos por sus efectos neurotóxicos, entre los que se incluyen alteraciones del sensorio, ataxia y disartria (Harada, 1995), como consecuencia de su liposolubilidad y la formación de disulfuros con alta afinidad para el grupo sulfhidrilo de las proteínas; esto las hace inespecíficas y produce la intoxicación (Hong et al., 2012). Aquel que es emitido al atmósfera se genera, en parte, como producto de los procesos de obtención de energía entre los que se encuentra la combustión de combustibles fósiles en un 50 % (Drude, Lacerda, & Malm, 2008) y, en el ambiente, proviene de otras actividades industriales como la fabricación de explosivos, baterías o fungicidas (Krebs, 2006), sin embargo, estos fines han sido ampliamente sustituidos con otras materias primas desde que aumentó la preocupación por su toxicidad en los años setenta (F. Wang & Zhang, 2013); de forma natural, se origina de la desgasificación de la corteza terrestre a través de los volcanes y de la evaporación de los océanos (Boening, 2000).

El mercurio se clasifica en tres formas: mercurio elemental, mercurio orgánico (combinación de hidrógeno y carbono) y mercurio inorgánico (Hong et al., 2012); los primeros se dividen en compuestos allylmercurio (como el fenilacetato de mercurio utilizado como fungicida (Eugenia, 2012) y el mercurocromo o 2,7-dibromo-4-hidroxi-mercurifluoresceína disódico como solución antiséptica (Ayala, Nieto, Santana, Urbón, & Gracia, 2000)) y compuestos alquil-mercurio; éste último grupo está formado por el etilmercurio y el metilmercurio, causante de la enfermedad antes mencionada, generado por metilación del mercurio inorgánico mediada por microorganismos como las bacterias y el plancton en el agua para, posteriormente, ser ingerido por peces (Hong et al., 2012); en éstos últimos, se conoce que su consumo por medio del agua no contribuye a esto de forma importante (Ullrich, Tanton, & Abdrashitova, 2001).

En el lago Uru Uru del altiplano peruano se ha determinado que la concentración de mercurio inorgánico es de  $33.5 \pm 2.5 \text{ ng g}^{-1}$  y que la de metilmercurio es de  $13.5 \pm 0.8 \text{ ng g}^{-1}$  en el perifiton de *S. californicus* (Alanoca et al., 2016), mientras que, en muestras de totoras del lago Nahuel Rucá de Argentina, se ha encontrado que no llega al límite mínimo de detección, marcado en  $0.005 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ , (Chiodi, Escalante, Von, Moreno, & Gerpe, 2011) y, en el oeste del lago Moreno en el mismo país, es de  $0.15 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$  (A. Rizzo et al., 2011).

En la literatura, se ha encontrado un estudio en el que se evalúa un modelo experimental de un humedal construido con tierra abonada con sulfatos (Harmon, King, Gladden, Chandler, & Newman, 2004); estos son producto del proceso de respiración anaerobia de bacterias reductoras de sulfatos (Barton & Fauque, 2009), aunque también son usados como aceptores finales de electrones en éste mismo, y pueden reaccionar con el mercurio para formar precipitados ( $\text{HgS}$ ), con lo que son menos biodisponibles (se obtuvo una reducción de una concentración inicial de  $32.3 \text{ ng/L}$  a unas de  $20.1$ ,  $19.6$  y  $20.3 \text{ ng/L}$ , en el control, tratamiento con baja cantidad y elevada de sulfatos, respectivamente, lo que representa una reducción media de  $37 \%$ ); no obstante, existe el peligro de que estas bacterias produzcan la metilación estos precipitados y se forme metilmercurio, un componente más tóxico aún como se ha expuesto anteriormente (en una concentración de  $0.22$ ,  $0.17$  y  $0.26 \text{ ng/L}$ , en el control, tratamiento con baja cantidad y alta de sulfatos, respectivamente) (Harmon et al., 2004).

De este modo, se ha determinado que, en ausencia de sulfatos adicionales en un sistema y cuando *S. californicus* se encuentra en una etapa de florecimiento y crecimiento activo, existe una disminución significativa de la concentración de este componente nocivo como resultado de la limitación de la disponibilidad de los sustratos al haber estar ausentes los exudados de sus raíces, componentes para el metabolismo de las bacterias (Harmon et al., 2004). Harmon *et. al.* demostró, además, que puede favorecer la remoción de otros metales de la columna de agua como el cobre, otra de las variables empleadas en este estudio (Harmon et al., 2004) y cuyo efecto se explicará más adelante.

**1.6.2.-Arsénico:** otro elemento ubicuo en la naturaleza y altamente tóxico para toda forma de vida es el arsénico (Tchounwou, Yedjou, Patlolla, & Sutton, 2012a), el 20º más abundante en la corteza terrestre (M. R. Shaibur, Kitajima, Huq, & Kawai, 2009). Tiene numerosos usos en la agricultura y en la manufactura de diferentes productos como insecticidas, herbicidas, preservantes de madera (Tchounwou et al., 2012a), entre otros; se ha encontrado un estudio en el que se expone la utilidad del trióxido de arsénico como el tratamiento de elección para la leucemia mieloide aguda por su capacidad para promover la apoptosis de estas células en proliferación excesiva y por su bajo costo en China (Zhu, Zheng, & Huang, 2016), a pesar de que la Food and Drug Administration (FDA) de Estados Unidos solo ha aprobado su uso cuando falla la terapia de primera línea (Wáng & Xiao, 2015). De hecho, es interesante indicar que, en los seres humanos, el uso de cosméticos o los hábitos tóxicos como el consumo

de tabaco, reduce la capacidad para su metilación cuando se ingiere (Chung, Yu, & Hong, 2014), llegando a provocar lesiones y cáncer en órganos como el cerebro, hígado, riñón y estómago (V. K. Sharma & Sohn, 2009).

Este metaloide puede presentarse como complejos orgánicos e inorgánicos (arsenato, arsenito, ácido monometilarsónico, ácido dimetilarsínico, trimetilarsina, arsenocolina, arsenobetaína, arsenoazúcares) y en cuatro estados de oxidación (arsenato, arsenito, arsénico y arsino); por el contrario, en el agua prevalecen las formas inorgánicas como oxianiones de arsenito trivalente o pentavalente (Favas, Pratas, & Prasad, 2012). La contaminación ambiental por éste deriva de la actividad antropogénica (aplicación de pesticidas y quema de combustibles fósiles (Favas et al., 2012)) y, naturalmente, de las erupciones volcánicas y la erosión de los suelos (Tchounwou et al., 2012a), encontrándose en el aire (Chung et al., 2014), el agua de consumo humano, las aguas subterráneas, el agua del mar, la tierra, e incluso en alimentos como el arroz y ciertos vegetales (Chung et al., 2014) por la contaminación de la tierra en la que se cultivan (Rachana Singh, Singh, Parihar, Pratap, & Mohan, 2014).

En los lagos, aunque existen variaciones por su disponibilidad y la geoquímica de su captación, sus concentraciones fluctúan entre los 0.15-0.45  $\mu\text{g/L}^{-1}$  (Rachana Singh et al., 2014) y, entre los perjuicios para los ecosistemas, se puede nombrar la citotoxicidad de líneas celulares de peces junto a la inducción de un estado de estrés oxidativo con una disminución de la actividad antioxidante de sus enzimas (Ventura-Lima, Bogo, & Monserrat, 2011) y, en las plantas, su exposición se produce por medio de las raíces, después de lo que inhibe su crecimiento y proliferación, afectando su capacidad reproductiva, y pudiendo desencadenar su muerte por la salida de electrolitos a raíz de la alteración de las membranas celulares (Finnegan & Chen, 2012a). De modo semejante, en la especie acuática *Scirpus acutus* se ha observado que experimenta clorosis y necrosis tras entrar en contacto con este elemento (National Research Council (US) Committee, 1977), pues posibilita la deficiencia de hierro (M. Shaibur et al., 2006) al reducir la translocación de éste desde las raíces hasta los tallos; asimismo se ha observado que disminuye la concentración del fósforo, potasio, calcio, magnesio, manganeso, zinc y cobre (M. R. Shaibur et al., 2009).

Este semimetal (Favas et al., 2012) se ha encontrado en altas concentraciones en las raíces de *S. californicus* con 899,08  $\text{mg/kg}^{-1}$  (Valdivia, Chile) (Figuerola, 2004), pero, no hay resultados similares en cuanto a la fitoremediación de las aguas contaminadas con arsénico, puesto que en un artículo se demuestra que las macro-algas demostraron ser más eficaces (García, 2006) y, en un segundo, *S. americanus* ha expuesto una mejor capacidad de absorción en comparación con *S. acutus* y *S. californicus* (Adhikari, Acharya, Shanahan, & Zhou, 2011). Igualmente, esto se manifiesta al destacar la tolerancia al arsénico de especies de la familia de las ciperáceas como *S. americanus* y *Eleocharis macrostachya* (Alarcón, Núñez, Melgoza, Royo, & Almeida, 2008). En el caso del lago Poopó de Perú, se ha

demostrado que sus concentraciones en las totoras suelen corresponder con la presente en los sedimentos, variando entre 83 y 943 mg/kg (Bundschuh et al., 2005a).

**1.6.3.- Plomo:** con una concentración de 12.5 mg/kg en la corteza terrestre de (Demayo, Taylor, Taylor, Hodson, & Hammond, 1982), el plomo es considerado el principal contaminante de los ecosistemas terrestres y acuáticos (Alves et al., 2014), el segundo más dañino tras el arsénico (Ashraf et al., 2017) y uno de los primeros usados por la humanidad, si bien la fuente de contaminación mayoritaria de éste en la atmósfera se originó al utilizarlo en actividades industriales (Prosi, 1989), ya que, por ser altamente maleable, su ductilidad, resistencia a la corrosión (Flora, Gupta, & Tiwari, 2012) y por conseguir un punto de fusión de 327, 5 °C fácilmente y a bajo costo, el plomo se ha usado desde hace varios siglos en la producción de baterías, pinturas, pesticidas, como aditivos de gasolina (Rearte et al., 2013) y combustible de aviación (World Health Organization, 2016), en actividades mineras y en la producción de químicos (Prosi, 1989).

En menor parte, en los seres humanos no tiene función biológica alguna (Flora et al., 2012), pero estos entran en contacto con él por su uso doméstico en joyería, juguetes, inhalación de la quema de materiales de reciclaje compuestos por plomo (World Health Organization, 2016), esmaltes de cerámica, cosméticos y alimentos, entre otros (Tiwari, Tripathi, & Tiwari, 2013). Los niños suelen ser los más vulnerables al ser capaces de absorber entre 4 y 5 veces más plomo que los adultos; posteriormente, se acumula en órganos como el cerebro, riñones, hígado y huesos (dientes) (World Health Organization, 2016).

En estos últimos puede almacenarse a lo largo del tiempo y liberarse en la circulación en el embarazo, por lo tanto, llega a exponer al feto (World Health Organization, 2016). Entre sus efectos, algunos irreversibles, se encuentran aquellos derivados de la intoxicación como una encefalopatía (irritabilidad, cefaleas, pérdida de memoria, delirio, falta de coordinación, confusiones, etc.), anemia (por restricción de la síntesis de hemoglobina), disfunción renal aguda y crónica o el síndrome de Fanconi (excreción anormal de glucosa, fosfatos y aminoácidos), hipertensión y ciertas patologías cardiovasculares (hipertensión, accidentes cerebrovasculares o enfermedad vascular periférica) e infertilidad (Flora et al., 2012). En las plantas, el plomo genera la formación de radicales libres y especies reactivas de oxígeno (ROS, por sus siglas en inglés); esto conduce a un retraso en la germinación de sus semillas, crecimiento y fotosíntesis, mientras que, a nivel molecular, puede inhibir la actividad enzimática y desencadenar la disrupción de la membrana celular (Ragini Singh et al., 2010). En los peces, puede afectar los mecanismos inmunes no específicos como la fagocitosis bacteriana al alterar la proliferación de linfocitos (Paul, Chakraborty, & Sengupta, 2014) y causar alteraciones hidroelectrolíticas en concentraciones subletales (Martinez, Nagae, Zaia, & Zaia, 2004).

El plomo se acumula en los macrófitos acuáticos intracelularmente (Ragini Singh et al., 2010) y, en las totoras, se concentra específicamente en los rizomas de forma dependiente de la dosis y estas han desarrollado un mecanismo para poder evitar la absorción de metales no esenciales como éste, excluyéndolo de su parte aérea y manteniéndolo en las raíces para que, solamente en situaciones de altas concentraciones, migre hacia los rizomas (Arreghini et al., 2001). De esta forma, se ha probado que *S. californicus* puede ser utilizada para la remoción de plomo de aguas residuales de modo eficiente y económico, en especial en condiciones de pH de 7-9, con el cual puede conseguir una bioabsorción del 95 % (con concentraciones del metal de 0.01 – 2 mM) (Rearte et al., 2013); estudios realizados con otros hidrófitos sumergidos han demostrado una tolerancia hasta los 800 mg/kg<sup>-1</sup> (Ragini Singh et al., 2010).

El efecto del pH se debe a que un valor más bajo supone una concentración mayor de protones que compiten con sitios activos de la superficie de biomasa formada con las raíces de esta planta acuática, además de que los ligandos de la pared celular están asociados estrechamente con los iones hidronio que restringen el acercamiento de cationes metálicos como resultado de las fuerzas de repulsión, es decir, cuanto más elevado es el pH, más ligandos llevan cargas negativas con la subsecuente atracción de iones metálicos y la bioabsorción en la superficie celular aumenta (Rearte et al., 2013). La concentración de plomo en dos lagos chilenos (Villarrica y Pallaifa) fue de 7,55 mg/kg (Figuroa, 2004), pero de 0,003 mg/L en un estudio en el lago Waco (Texas), quizá por el espectrómetro de masas utilizado (Goerlich, Don, & Patel, 2009). El plomo, cadmio, cobre y cromo se han empleado como colorantes textiles, convirtiéndose en contaminantes habituales del suelo y del agua (Sanyal, Kaviraj, & Saha, 2015).

**1.6.4.-Cromo:** mayoritariamente en su forma trivalente (Velma, Vutukuru, & Tchounwou, 2009) y siendo el décimo séptimo más abundante del manto terrestre (Oliveira & Helena, 2012), es un elemento que está presente en las rocas, la tierra y los seres vivos (animales y plantas), sin embargo, procesos que requieren de su propiedad inhibidora de la corrosión al formar compuestos de cromo hexavalente (Gorny et al., 2016) como la galvanoplastia, la producción de cemento y el manejo de hierro y metal o aquellos que involucran la combustión de combustibles fósiles, son las principales fuentes de su presencia en la atmósfera, la tierra (donde forma compuestos que poco permiten su contaminación del agua) y en los entornos acuáticos, en los que persiste formando parte de los sedimentos (Velma et al., 2009). Aunque depende de factores bióticos (tipo de especie, edad y etapa del desarrollo) y abióticos (concentración de cromo, temperatura, pH, salinidad, dureza del agua), dentro de los efectos de su toxicidad en los peces, se puede mencionar la disminución del recuento de glóbulos rojos y blancos, del tiempo de coagulación y pérdida de la viabilidad celular (citotoxicidad) de forma aguda, mientras que crónicamente hay un decrecimiento de la producción de anticuerpos y un menor tiempo de supervivencia (Velma et al., 2009).

Es importante establecer que los procesos microbianos, la acción de la materia orgánica del suelo (ácido húmico y flúvico) o la presencia de silicatos, óxidos, sulfuros y minerales pueden convertir al cromo

hexavalente en trivalente, por su elevado contenido de hierro ferroso en el último caso (Velma et al., 2009), con lo cual este es menos tóxico y biodisponible (Kalčíková, Zupančič, Jemec, & Žgajnar, 2016); asimismo, se ha documentado que el pH del agua tiene un efecto decisivo en la reducción del cromo, puesto que se forman dímeros con un valor de 6,5 y monómeros con otros más bajos (Velma et al., 2009).

En las plantas, al no ser esencial, no juega un papel importante en su metabolismo y es absorbido por ellas en un proceso sin uso de energía, acumulándose en los tallos y, principalmente, en las raíces (Oliveira & Helena, 2012). Se considera que las plantas son hiperacumuladoras de cromo cuando pueden almacenar en sus hojas más de 1000 mg kg<sup>-1</sup> de cromo; consiguen esto por quelación, biotransformación y compartimentalización en el citoplasma o en las vacuolas (Oliveira & Helena, 2012).

En experimentos realizados con dos macrófitos (*Lemma minor* y *Pistia stratiotes*), se ha observado un retardo del crecimiento, clorosis y marchitez como efectos de su toxicidad, incluso en concentraciones bajas de 0,1 mg/L y 1 mg/L (Bassi, Corradi, & Favali, 1990), en especial por su forma hexavalente (Kalčíková et al., 2016). Este metal es un micronutriente esencial para los seres humanos (Chandra & Kulshreshtha, 2004), puede ingerirse por medio de ciertos suplementos y alimentos como la yema de huevo, café, nueces, carne, productos de grano entero (Cefalu & Hu, 2004) y bebidas alcohólicas (WHO, 2000); en el cuerpo humano, se acumula en el hígado, músculo y riñones, y, aunque se desconoce su mecanismo, se cree que actúa como cofactor de la insulina (Cefalu & Hu, 2004) y como regulador del estrés oxidativo e inflamación (Hua, Clark, Ren, & Sreejayan, 2012). Su toxicidad está relacionada con los compuestos hexavalentes y pocos efectos se atribuyen a la forma trivalente; entre estos, se encuentra la aparición de dermatitis, reacciones alérgicas en la piel, ulceración de las mucosas, perforación del septum nasal, carcinoma bronquial, gastroenteritis y deficiencias hepatocelular y renal (oliguria-anuria) (Baruthio, 1992) junto a efectos genotóxicos y mutagénicos (WHO, 2004).

En los dos lagos de Chile mencionados anteriormente, la máxima concentración de cromo se ha cuantificado en 51,43 mg/kg y 0,18 mg/kg en las raíces y los rizomas de las totoras (Figuroa, 2004), respectivamente; y, al examinar la adición de cromo y plomo en un medio con muestras de biomasa formada con *Schoenoplectus californicus*, también ha cuantificado una bioabsorción de más del 90 % para ambos (Rearte et al., 2013). En el lago Waco de Texas, la presencia de cromo fue positiva, pero casi indetectable en las totoras (Barney, Cornish, & Palza, n.d.)

**1.6.5.-Cadmio:** es un elemento no esencial, cuyos efectos adversos han aumentado por el tratamiento de aguas residuales, la producción de papel, el procesamiento de los metales (Qu et al., 2013) y la fabricación de baterías de cadmio-níquel (WHO, 2010), por lo que la proporción de emisiones antropogénicas frente a las naturales es de 7:1 (Wright & Welbourn, 1994); entre estas últimas se encuentra la actividad volcánica, la erosión y el transporte en los ríos (WHO, 2010). En los seres



humanos, puede producir disfunción tubular renal, alteraciones del metabolismo del calcio, neumonitis aguda con edema pulmonar y cáncer pulmonar; es un conocido carcinógeno humano y se encuentra en alimentos por su presencia en la tierra y en el agua con la que se cultivan y porque son consumidas por animales acuáticos, además, puede acumularse en las plantas de tabaco (WHO, 2010).

En los medios acuáticos, los factores que influyen en su biodisponibilidad son la salinidad, la cantidad de materia orgánica disuelta y el pH; se presenta en forma disuelta en el agua dulce, pero, en el agua de mar, predomina como cloruro (Wright & Welbourn, 1994). Los estudios de toxicidad del cadmio han demostrado que esta es mayor en medios con baja salinidad y en concentraciones reducidas de calcio (Wright & Welbourn, 1994). Este suele concentrarse abundantemente en los músculos de los peces (Tudor et al., 2006) y, en la vida acuática, su ciclo suele atribuirse a su unión a óxidos de hierro y manganeso, así como la adsorción y complejación a componentes orgánicos suspendidos (Yarrow, Waihung, Lion, Shuler, & Ghiorse, 1995). También, se ha observado que existen interacciones entre la absorción de calcio y cadmio, puesto que la exposición a este último conduce a hipocalcemia – por bloqueo de los canales de calcio - e hipermagnesemia en vertebrados (Wright & Welbourn, 1994). A concentraciones de 0.5 a 2.0 ppm, se ha observado que produce clorosis de caída de las hojas en *Pistia Stratiotes* (Rolli, Suvarna, Mulagund, & Taranath, 2013).

En condiciones experimentales, *S. californicus* ha demostrado tener tolerancia a concentraciones de 1,5 y 2,0 ppm de cadmio en sus raíces (Aguilar & Sagástegui, 2014), apreciándose modificaciones en ciertas características estructurales como el color, el grosor y el crecimiento, y, en última instancia, la muerte (Fernández & Padilla, 2013). En contraste, en el lago Nahuel Rucá de Argentina, el cadmio se presenta en concentraciones de  $0,10 \mu\text{g.g}^{-1} \pm 0,01$  –  $0,12 \mu\text{g.g}^{-1} \pm 0,03$  –  $0,13 \mu\text{g.g}^{-1} \pm 0,02$  en los tallos y  $0,11 \mu\text{g.g}^{-1} \pm 0,02$ ,  $0,09 \mu\text{g.g}^{-1} \pm 0,00$  y  $0,10 \mu\text{g.g}^{-1} \pm 0,01$  en las raíces de *S. californicus* (Chiodi et al., 2011) 0.1 en promedio y, en el lago peruano Poopó, se encuentra en las plantas acuáticas en concentraciones de 18 a 45 mg/kg (García et al., 2005).

**1.6.6.-Níquel:** se encuentra en el lugar 22 dentro de los metales más abundantes de la corteza terrestre (A. Sharma, 2013) y es un elemento traza, esencial para algunas especies de animales y plantas (Cempel & Nikel, 2006); estas últimas lo utilizan para su crecimiento en concentraciones mínimas (C. Chen, Huang, & Liu, 2009). Se ha utilizado en la galvanoplastia (Nie et al., 2015) y en la producción de acero inoxidable (Brix, Schlekot, & Garman, 2017) y baterías (Nie et al., 2015), aunque existen otras fuentes naturales como las emisiones volcánicas y los incendios de bosques (Cempel & Nikel, 2006), donde se presenta en un estado divalente (Nie et al., 2015). Puesto que en la tierra se presenta en diferentes concentraciones, en determinados alimentos como los cereales y los vegetales, estas varían entre 0,02 y 4,7 ppm (A. Sharma, 2013).

De esta forma, el níquel representa el metal que más frecuentemente produce alergias y, una vez que se ha producido la sensibilización, esta persiste de por vida llegando a producir un cortejo clínico que incluye desde dermatitis (A. Sharma, 2013) hasta el derivado de su potencial carcinogénico (Tchounwou, Yedjou, Patlolla, & Sutton, 2012b).

En los medios acuáticos, este metal puede conducir a la manifestación de síntomas de toxicidad en los peces, entre los que se encuentran movimientos oculares rápidos, convulsiones y pérdida del equilibrio (Svecevičius, 2010); por otra parte, las plantas pueden absorberlo por difusión y transporte activo (Ahmad & Ashraf, 2012) y sus efectos fitotóxicos en los hidrófitos son la degradación de la clorofila (Harguinteguy et al., 2015), la alteración de la fotosíntesis con inhibición del crecimiento y la inducción de un estrés oxidativo con alteraciones de la membrana celular y daño del ADN (C. Chen et al., 2009). En los lagos Villarrica y Pellaifa de Chile, la concentración de níquel en *S. californicus* fue de 64,04 mg/kg (Figuroa, 2004).

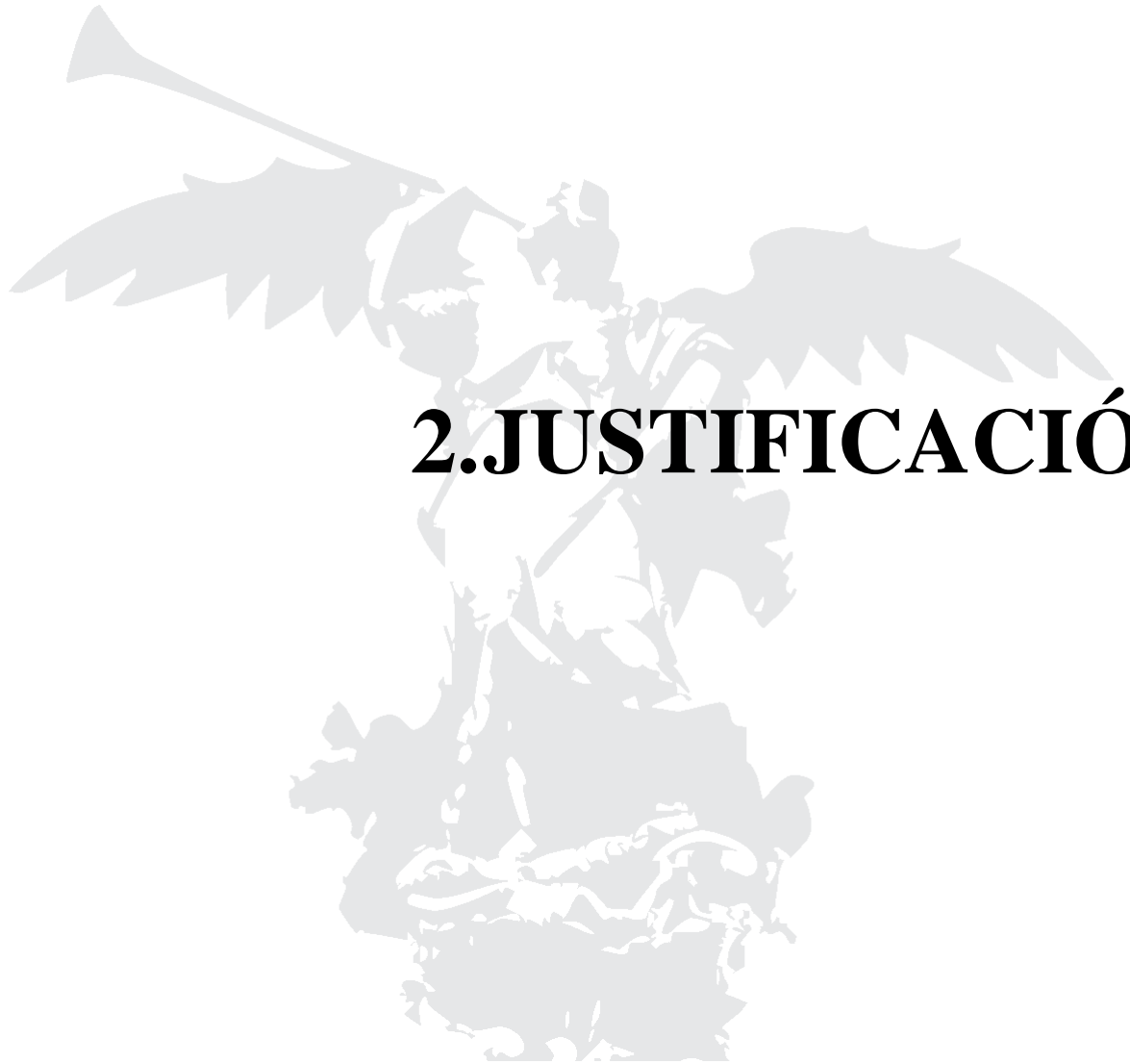
**1.6.7.-Cobalto:** es un metal relativamente raro en la corteza terrestre (0.001% (Nordberg, Fowler, & Nordberg, 2014) o 20-25 mg/kg (Kim, Gibb, Howe, et al., 2006)) con cerca de 28 isótopos, algunos de los cuales son radioactivos (Green, Griffiths, & Almond, 2017), y ocupa el lugar número 33 en abundancia de estos elementos (Kim, Gibb, & Howe, 2006a). En su mayoría, se presenta en combinación con el azufre o arsénico (Center of Disease Control, 2004). Se ha determinado que es esencial para ciertos procesos fisiológicos y bioquímicos (Tchounwou, Yedjou, Patlolla, & Sutton, 2012c) de los mamíferos cuando se encuentra presente como un componente de la vitamina B12 (cianocobalamina), aunque no se acumula en el organismo y se excreta especialmente con la diuresis (Nordberg et al., 2014). Los seres humanos están expuestos a él por los alimentos, estimándose que se ingieren a diario 5 – 40 µg, pese a que también puede haber una exposición ocupacional o estar relacionado con hábitos perjudiciales como el consumo de tabaco (Kim, Gibb, & Howe, 2006a). En cantidades tóxicas (de 300 µg/L, aproximadamente (Paustenbach, Galbraith, & Finley, 2014)), puede causar toxicidad miocárdica, bocio (Nordberg et al., 2014) y efectos neurotóxicos bien documentados como atrofia del nervio óptico o convulsiones en pacientes a los que se les ha implantado prótesis ortopédicas de cadera elaboradas con el mismo (Paustenbach et al., 2014).

Este metal pesado se emplea en la minería, en la pigmentación del cristal y como secante de pinturas (Hornbostel, 1991), aunque también se utiliza como constituyente de las baterías recargables (NiCd) (Nordberg et al., 2014) y en las plantas eléctricas, a través de las cuales puede introducirse en los cuerpos de agua como desecho (Phillips & Russo, 1978).

Sus concentraciones en el agua de superficie y subterránea es < 1 µg/L, mientras que en aquellas de zonas pobladas es de 1-10 µg/L; por otra parte, en las plantas acuáticas es de 0.32 µg/L, aunque ésta obedece a

la especie y el contenido de cobalto en el suelo (Kim, Gibb, Howe, et al., 2006). En los peces se puede acumular en una cantidad de 118 L kg<sup>-1</sup> (65 L kg<sup>-1</sup>, en el tejido muscular) (Wood, Farrell, & Brauner, 2012), no obstante, en un estudio realizado en la laguna de Tecocomulco (Hidalgo, México), no se ha podido cuantificar la presencia de cobalto en *Schoenoplectus californicus* (Delgadillo, 2012). Su absorción en las plantas se produce por transporte activo; se han estudiado sus efectos tóxicos entre los que se encuentra la caída de las hojas y alteraciones en la síntesis en la clorofila (Cornelis, 2003).





## **2.JUSTIFICACIÓN**

El lago San Pablo se ha convertido en un centro turístico importante para el cantón con actividades como concursos de vela, natación y paseos en lancha (Ver figura 14).



**Figura 14.** En el lago San Pablo se desarrollan actividades turísticas como paseos en lancha.

A continuación, se observan actividades antropogénicas que se realizan en el afluente del lago San Pablo conocido como vertiente Apangora como el lavado de ropa e higiene personal (Ver Figura 15):



**Figura 15.** En el afluente Apangora se ha evidenciado actividades como: A) Lavado de ropa B) Higiene personal

Este antecedente ha provocado un aumento de nutrientes y, por lo tanto, la presencia de especies invasivas como algas en la superficie del lago (Figura 16).



**Figura 16.** Las diversas actividades antropogénicas han incrementado la proliferación de especies invasivas como las algas que, debido a su elevada cantidad, deben ser retiradas manualmente por los pobladores

Igualmente, existen informes que afirman que la actividad antropológica ha mermado la fauna y flora del lago por efecto de la cacería y navegación, el uso directo del agua, la contaminación con desechos domésticos y sustancias químicas industriales(Ver Figura 17) (Santander et al., 2013), los incendios y fumigaciones (Cevallos, 2015c),



**Figura 17.** Gestión inadecuada de los residuos domésticos e industriales que se encuentran estancados en el lago San Pablo.

También se ha constatado la ausencia de sistemas de alcantarillado. Por ejemplo, en el río Itambi se ha encontrado tuberías ocultas en la maleza a través de las que se desecha aguas servidas provenientes de la parroquia San Pablo de Lago y González Suarez, generando un olor desagradable en esta zona (Figura 18):



**Figura 18.** Tuberías de alcantarillado que desembocan en el río Itambi provenientes de las parroquias:  
A) San Pablo de Lago y B) González Suárez

Además, se ha detectado plantas de tratamiento de agua que no se encuentran en buen estado (Cevallos, 2011) y sin funcionamiento, lo que ha generado en las mismas el crecimiento de especies invasivas como los *Eichhornia crassipes* (o comúnmente conocidos como “lechuguinos” o “lechuguillas”) (Figura 19):



**Figura 19.** Planta de tratamiento de agua residuales sin funcionamiento que estaba prevista para beneficiar a parroquias como Eugenio Espejo, San Rafael, San Pablo de Lago, González Suárez y Jordán  
Concomitantemente, se ha observado la presencia de tuberías de alcantarillado en el Desaguadero por medio de las que se descarga aguas servidas de las parroquias aledañas y la implementación de una

estación de bombeo para transportarlas directamente al lago San Pablo; de este lugar emana un olor persistente a heces y, de nuevo, la existencia en cantidades ingentes de *Eichhornia crassipes* (Figura 20).



**Figura 20.** Estación de bombeo de aguas servidas que desembocan en el Lago San Pablo (Desaguadero)

En el lago San Pablo, el fitoplancton está compuesto por algas verdes (*Scenedesmus linearis*, *Pediastrum boryanum*, *Oocystis neagelii*) (Ver figura 16) y diatomeas filamentosas (especialmente *Aulacoseira granulata*) (Gunkel, 2000). De esta forma, los sedimentos son, en su mayoría, orgánicos con un porcentaje de agua de 87,3 % (Kiersch et al., 2004). Recientemente, se ha definido como un lago eutrófico débil-moderado que contiene una alcalinidad de 226 mg/l, una conductividad entre 300 y 320 ms (Terneus, 2014), una concentración alta de fósforo y moderada de nitrógeno (Gunkel, 2000); del mismo modo, se ha calculado que posee niveles elevados de fluoruros, un déficit de oxígeno disuelto y ausencia de nitritos (Tocto, 2013). Los procesos naturales como la corrosión de los metales, la erosión de la tierra de los iones metálicos y los lixiviados, y otros promovidos por el ser humano como los desechos domésticos como se observa en río Itambi que llega al lago San Pablo en la figura 21.



**Figura 21.** Carga de contaminantes que ingresa desde el río Itambi al lago San Pablo

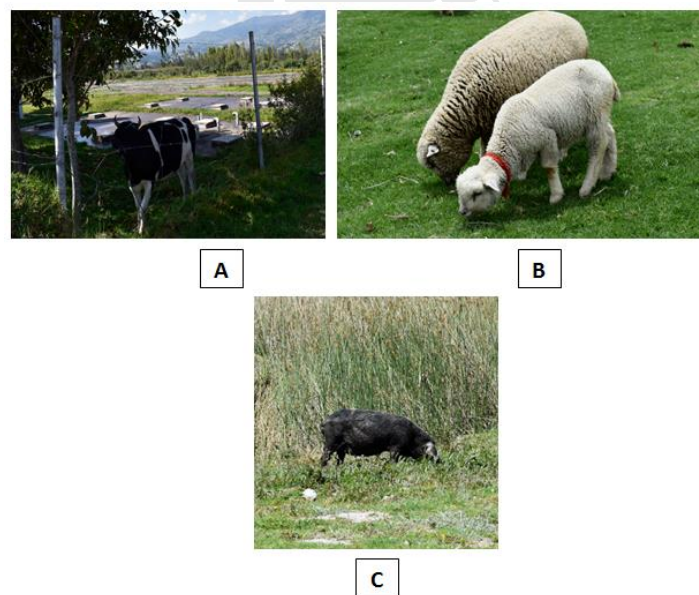


Los productos de actividades industriales o de agricultura son los causantes cardinales de la aparición de contaminantes en los medios acuáticos (Okocha & Adebegi, 2012). En las proximidades del lago San Pablo, específicamente en río Itambi se encuentran dos florícolas (Figura 22):



**Figura 22.** Florícolas y cultivos asentados en las proximidades del lago San Pablo

Así, las actividades económicas de las parroquias rurales que circundan en el lago incluyen la agricultura (cultivo de fresas, tomate de árbol, uvillas, moras, maíz, fréjol, habas) (Ver Figura 22), la ganadería (Ver Figura 23), la manufactura y el comercio, aunque en su mayoría se llevan a cabo solamente para suplir el sustento familiar (Cevallos, 2011, 2015c, 2015a, 2015b); empero, en una de ellas, San Rafael, también se ha intensificado el cultivo de las totoras de forma sistematizada para generar productos artesanales (Cevallos, 2011).



**Figura 23.** Actividades ganaderas que se realizan en el lago San Pablo como: A) Ganado Vacuno; B) Ganado Ovino; C) Ganado Porcino

En 1995, se determinó que las fuentes de contaminación en el lago San Pablo eran las prácticas de agricultura inadecuadas y la topografía de las pendientes altas dirigidas hacia él, en lugar de la descarga de aguas servidas y actividades turísticas en los ríos (Da Ros, 1995), produciendo un nivel de afectación alto (Cevallos, 2015c). Concomitantemente, en el lago se ha instalado un grado eutrofización (Ver Figura 24) importante debido a que se vierten los abonos usados con fines agrícolas (Da Ros, 1995), la erosión de su cuenca y el influjo de la falta de saneamiento de las aguas negras que se vierten en él por los grupos poblacionales asentados en sus orillas (Casallas & Gunkel, 2001).



**Figura 24.** Fenómeno de eutrofización presente en el lago San Pablo

Un informe del Censo Neotropical de Aves Acuáticas 2008-2012 ha registrado una biodiversidad notable que lo convierte en una zona que requiere la implementación de medidas para su protección (Santander et al., 2013) por parte del gobierno descentralizado a cargo, con una prioridad de conservación media-baja, aunque para los humedales alrededor del mismo es alta (Cevallos, 2015c); se debe anotar que el consumo directo del agua debería prohibirse por el nivel de contaminación del agua (Da Ros, 1995).

Asimismo, la presencia de metales pesados, aquellos metales y metaloides (Rascio & Navari-Izzo, 2011) con un número atómico alto y una densidad 5 veces mayor que el agua (Tchounwou et al., 2012a), pueden tener efectos tóxicos sobre la flora y fauna en cantidades mínimas (Rascio & Navari-Izzo, 2011) o elevadas (Okocha & Adebeji, 2012) y su descarga en los cuerpos de agua ha aumentado sustancialmente (Arreghini et al., 2001) en las últimas décadas. Por estos motivos es necesario evaluar la afectación de estos contaminantes como los metales pesados en las especies autóctonas que se encuentran en el lago San Pablo, en este caso, en las plantas acuáticas conocidas como totoras.



### **3.OBJETIVOS**

### 3.1 Objetivo General:

Cuantificar las concentraciones de metales pesados presentes en *Schoenoplectus californicus* que se encuentran en las zonas bentónicas del lago San Pablo, Imbabura (Ecuador) durante dos estaciones climáticas.

### 3.2 Objetivos específicos:

3.2.1 Analizar la variabilidad de los metales pesados como cobalto, cadmio, níquel, arsénico, mercurio, plomo y cromo en dos afluentes y un efluente con respecto al sistema agua-suelo-planta presentes en el lago San Pablo en las estaciones climáticas de invierno y verano.

3.2.2 Cuantificar la acumulación de los metales pesados como cobalto, cadmio, níquel, arsénico, mercurio, plomo y cromo mediante factores de bioacumulación en la raíz y el tallo presentes en la *Schoenoplectus californicus*.

3.2.3 Evaluar la fitoextracción y fitoestabilización de los metales pesados como cobalto, cadmio, níquel, arsénico, mercurio, plomo y cromo en *Schoenoplectus californicus* mediante el índice de translocación.

3.2.4. Determinar el potencial de riesgo ecológico del medio ambiente en los dos afluentes y un efluente del Lago San Pablo.



# **4.METODOLOGÍA**

#### 4.1 Tipo de Investigación

La investigación fue de tipo experimental y se desarrolló en el Laboratorio de Química Ambiental y Sostenible de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Central del Ecuador.

#### 4.2 Población y muestra

Población: las plantas acuáticas *Schoenoplectus californicus* (totoras) de las zonas bentónicas del lago San Pablo, Imbabura (Ecuador).

Muestra: el total de los macrófitos de *Schoenoplectus californicus* utilizados para el desarrollo de la parte experimental que corresponden a 162.

En este estudio se utilizó cuatro factores con diferentes niveles y tres repeticiones por cada tratamiento.

Los factores estudiados en esta investigación se presentan en la siguiente tabla:

**Tabla .1.** Variables dependientes e independientes

VARIABLES INDEPENDIENTES	VARIABLES DEPENDIENTES
Las desembocaduras de dos afluentes y un efluente del lago San Pablo	Concentraciones de los metales pesados tóxicos en las raíces
Sistema agua-suelo-raíz-tallo	Concentraciones de los metales pesados tóxicos en los tallos
Siete metales pesados tóxicos	Concentraciones de los metales pesados tóxicos en el suelo
Tiempo de muestreo: tres meses en verano y tres meses en invierno	Concentraciones de los metales pesados tóxicos en el agua

Para los tratamientos de este estudio (Ver Tabla 2), se consideró la variabilidad de las concentraciones de los siete metales pesados,  $M_1$ (Níquel);  $M_2$ (Cadmio);  $M_3$ (Cobalto);  $M_4$ (Plomo);  $M_5$ (Cromo);  $M_6$ (Arsénico) y  $M_7$ (Mercurio), en el sistema agua( $S_1$ )-suelo( $S_2$ )-raíz( $S_3$ )-tallo( $S_4$ ), en tres sitios de muestreo que corresponden a las desembocaduras del lago San Pablo: la vertiente Apangora( $D_1$ ) y el río Itambi( $D_2$ ) y el efluente El Desaguadero( $D_3$ ), durante verano( $t_1$ ) e invierno( $t_2$ ). A continuación, en la Tabla 2, se detalla el esquema del diseño experimental empleado en esta investigación:

**Tabla .2.** Esquema de los factores de estudio

D(x) y E(x) Desembocaduras de dos afluentes y un efluente del lago San Pablo	S(y) Sistema agua- suelo-raíz- tallo	M(z) Metales pesados tóxicos	t(w)	Tiempo de análisis (meses)	Repeticiones
D1 1	Agua	M <sub>1</sub> ,M <sub>2</sub> ,M <sub>3</sub> ,M <sub>4</sub> , M <sub>5</sub> ,M <sub>6</sub> ,M <sub>7</sub>	Verano	Julio Septiembre Noviembre	3 Repeticiones
			Invierno	Enero Marzo Mayo	3 Repeticiones
	Suelo	M <sub>1</sub> ,M <sub>2</sub> ,M <sub>3</sub> ,M <sub>4</sub> , M <sub>5</sub> ,M <sub>6</sub> ,M <sub>7</sub>	Verano	Julio Septiembre Noviembre	3 Repeticiones
			Invierno	Enero Marzo Mayo	3 Repeticiones
	Raíz	M <sub>1</sub> ,M <sub>2</sub> ,M <sub>3</sub> ,M <sub>4</sub> , M <sub>5</sub> ,M <sub>6</sub> ,M <sub>7</sub>	Verano	Julio Septiembre Noviembre	3 Repeticiones
			Invierno	Enero Marzo Mayo	3 Repeticiones
	Tallo	M <sub>1</sub> ,M <sub>2</sub> ,M <sub>3</sub> ,M <sub>4</sub> , M <sub>5</sub> ,M <sub>6</sub> ,M <sub>7</sub>	Verano	Julio Septiembre Noviembre	3 Repeticiones
			Invierno	Enero Marzo Mayo	3 Repeticiones
	Agua	M <sub>1</sub> ,M <sub>2</sub> ,M <sub>3</sub> ,M <sub>4</sub> , M <sub>5</sub> ,M <sub>6</sub> ,M <sub>7</sub>	Verano	Julio Septiembre Noviembre	3 Repeticiones
			Invierno	Enero Marzo Mayo	3 Repeticiones
	Suelo	M <sub>1</sub> ,M <sub>2</sub> ,M <sub>3</sub> ,M <sub>4</sub> , M <sub>5</sub> ,M <sub>6</sub> ,M <sub>7</sub>	Verano	Julio Septiembre Noviembre	3 Repeticiones
			Invierno	Enero Marzo Mayo	3 Repeticiones
D2 2	Raíz	M <sub>1</sub> ,M <sub>2</sub> ,M <sub>3</sub> ,M <sub>4</sub> , M <sub>5</sub> ,M <sub>6</sub> ,M <sub>7</sub>	Verano	Julio Septiembre Noviembre	3 Repeticiones
			Invierno	Enero Marzo Mayo	3 Repeticiones
	Tallo	M <sub>1</sub> ,M <sub>2</sub> ,M <sub>3</sub> ,M <sub>4</sub> , M <sub>5</sub> ,M <sub>6</sub> ,M <sub>7</sub>	Verano	Julio Septiembre Noviembre	3 Repeticiones
			Invierno	Enero Marzo Mayo	3 Repeticiones
	Agua	M <sub>1</sub> ,M <sub>2</sub> ,M <sub>3</sub> ,M <sub>4</sub> , M <sub>5</sub> ,M <sub>6</sub> ,M <sub>7</sub>	Verano	Julio Septiembre Noviembre	3 Repeticiones
			Invierno	Enero Marzo Mayo	3 Repeticiones
E1 1	Agua	M <sub>1</sub> ,M <sub>2</sub> ,M <sub>3</sub> ,M <sub>4</sub> , M <sub>5</sub> ,M <sub>6</sub> ,M <sub>7</sub>	Verano	Julio Septiembre Noviembre	3 Repeticiones

			Invierno	Enero Marzo Mayo	3 Repeticiones
Suelo	M <sub>1</sub> ,M <sub>2</sub> ,M <sub>3</sub> ,M <sub>4</sub> , M <sub>5</sub> ,M <sub>6</sub> ,M <sub>7</sub>	Verano	Julio Septiembre Noviembre	3 Repeticiones	
		Invierno	Enero Marzo Mayo	3 Repeticiones	
Raíz	M <sub>1</sub> ,M <sub>2</sub> ,M <sub>3</sub> ,M <sub>4</sub> , M <sub>5</sub> ,M <sub>6</sub> ,M <sub>7</sub>	Verano	Julio Septiembre Noviembre	3 Repeticiones	
		Invierno	Enero Marzo Mayo	3 Repeticiones	
Tallo	M <sub>1</sub> ,M <sub>2</sub> ,M <sub>3</sub> ,M <sub>4</sub> , M <sub>5</sub> ,M <sub>6</sub> ,M <sub>7</sub>	Verano	Julio Septiembre Noviembre	3 Repeticiones	
		Invierno	Enero Marzo Mayo	3 Repeticiones	

De esta forma se cuenta con 4 tratamientos con diferentes niveles y tres repeticiones, durante 6 meses de investigación que corresponden a dos estaciones climáticas. Obteniéndose como resultado un total de 1512 análisis.

#### 4.2.1 Análisis Estadístico

Para realizar el análisis de las variables dependientes, como las concentraciones de los metales pesados presentes en las raíces, tallos, suelo y agua, con respecto a las cuatro variables independientes se utilizó el programa Microsoft Office Excel profesional versión 2017 y el programa Estadístico R.

Para el análisis estadístico de los datos experimentales se utilizó:

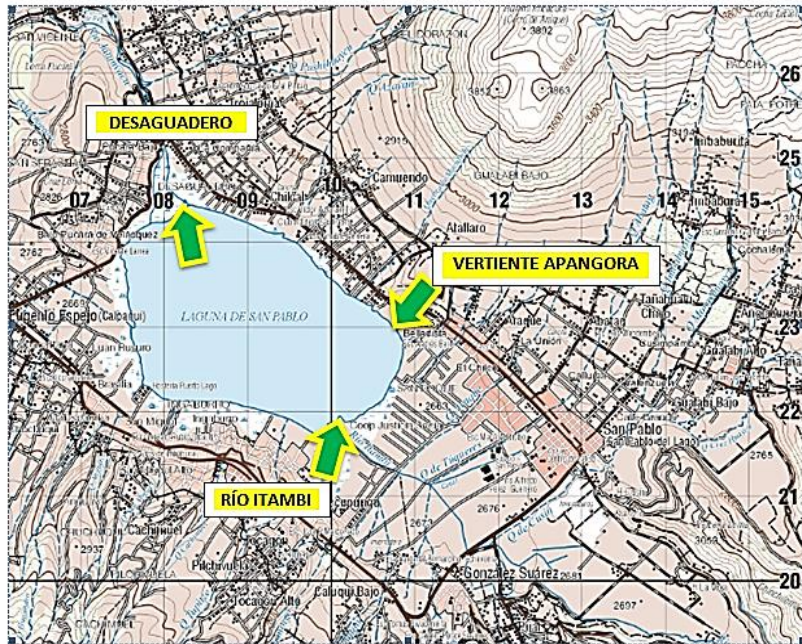
- Los intervalos de confianza equivalentes a la prueba t student al 5% de significancia para evaluar las diferencias significativas de las concentraciones de metales pesados con respecto a las estaciones climáticas y cada localización de muestreo.

#### 4.3 Técnicas e instrumentos analíticos

##### 4.3.1. Muestreo

Se han establecido como puntos de muestreo las desembocaduras del lago San Pablo, como afluentes: el río Itambi y la quebrada Apangora y como efluente el Desaguadero (Figura 25):





**Figura 25.** Carta topográfica a escala 1:50.000 del lago San Pablo (2013)

El primer punto de muestreo es el afluente conocido como vertiente Apangora que desemboca en el lago San Pablo y, además, se encuentra el parque acuático Araque como se observa en la Figura 26:



**Figura 26.** La vertiente Apangora desemboca en el lago San Pablo

El segundo punto de muestreo es otro afluente cuyo nombre es el río Itambi que converge al lago San Pablo (Figura 27):



**Figura 27.** El río Itambi que confluye en el lago San Pablo

El tercer punto de muestreo es el efluente el Desaguadero (Ver Figura 28) cuyas aguas provenientes del lago San Pablo descargan en otro atractivo turístico conocido como la cascada de Peguche.



**Figura 28.** Salida de agua del lago San Pablo conocido como Desaguadero

De cada punto de muestreo se tomaron cuatro muestras en el sistema suelo-agua-planta ubicadas en las zonas bentónicas conocidas como las zonas más bajas del cuerpo de agua, como se observa en la Figura 29:



**Figura 29.** Zonas bentónicas del lago San Pablo

Posteriormente, se separaron las raíces de los tallos y, finalmente, se eliminaron los residuos del suelo de las raíces con agua proveniente de cada punto muestreado (Ver Figura 30):



**Figura 30.** Muestras de raíces y tallos de *Schoenoplectus californicus*

En los mismos puntos de muestreo se recolectaron, también, muestras de agua (en envases de 1 litro) y de suelo (en bolsas de 1 kilogramo con cierre hermético) (Ver figura 31). Fueron etiquetadas de acuerdo a

los puntos de muestreo, fecha de la recolección y, finalmente, se trasladaron al laboratorio para el respectivo análisis de absorción atómica.



**Figura 31.** Muestras de agua y suelo obtenidas del lago San Pablo

Además, estos puntos de muestreo han sido georreferenciados con las siguientes coordenadas geográficas expresadas en unidades UTM (del inglés *Universal Transverse Mercator*):

**Tabla 3.** Puntos de muestreo georreferenciados

PUNTOS DE MUESTREO	COORDENADAS GEOGRÁFICAS (UTM)
AFLUENTE: vertiente Apangora	810953,2E 22849,6N 17N
AFLUENTE: río Itambi	810181,2E 21644,2N 17N
EFLUENTE: Desaguadero	807698,4E 24322,8N 17N

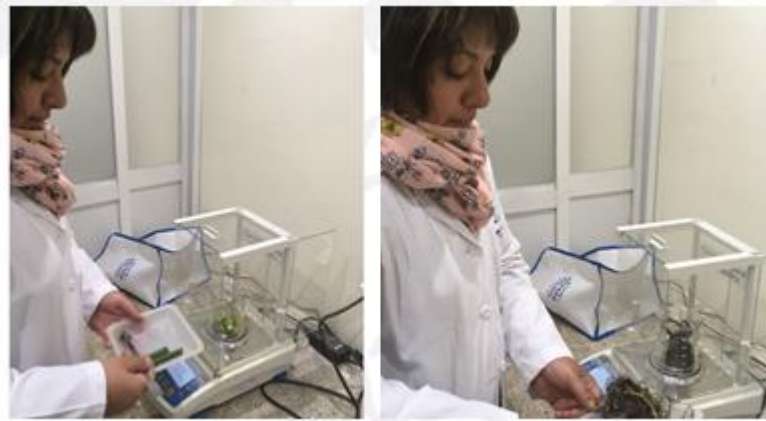
#### 4.3.2. Pretratamiento de las muestras

Las muestras obtenidas de las raíces y los tallos de la totora fueron cortadas con una tijera de acero inoxidable y se colocaron en recipientes conocidos como cedazos con soporte de madera donde se secaron a temperatura ambiente durante 7 días (Ver Figura 32). Transcurrido ese tiempo se colocaron en bolsas con cierre hermético y se procedió a etiquetarlas de acuerdo al punto de muestreo y la fecha de recolección de las muestras.



**Figura 32.** Muestras de raíces y tallos secadas a temperatura ambiente

Para la digestión de las muestras de las raíces, los tallos y suelo se ha empleado la balanza analítica Mettler Toledo (XS 204 220g/0,1mg) y se ha pesado 10 g de las muestras de raíces, tallos y suelos en cada vaso de precipitados de 250 mL como se observa en la siguiente figura 33:



**Figura 33.** Proceso de medición del peso de las muestras

A continuación, en cada uno de los vasos de precipitados con 10 g de las muestras de raíces, tallos y suelo, se han adicionado 30 mL de ácido sulfúrico al 98% (V/V) (Ver Figura 34).



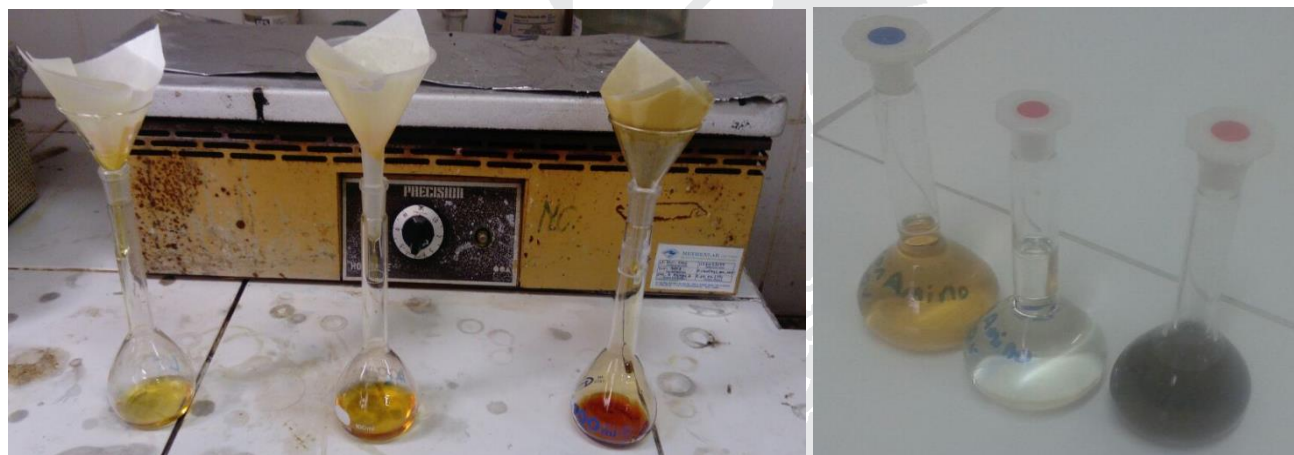
**Figura 34.** Proceso de adición de los reactivos

Posteriormente, se calentó en una placa calentadora eléctrica (Ver Figura 35) a 60°C durante 16 horas. Se añadió progresivamente 200 mL de agua destilada en distintos tiempos para evitar que se seque completamente la muestra digerida.



**Figura 35.** Digestión de las muestras de suelo, raíces y tallos

A la solución resultante del calentamiento, se adicionaron 100 mL de agua destilada y se dejó en reposo durante una hora. Tras esto, se filtró y trasvasó a un balón de aforo de 100 mL (Ver Figura 36) donde se enrasó con agua destilada (MÉTODO EPA 3050).



**Figura 36.** Procesos de filtración y aforo de las muestras

Para la digestión de las muestras de suelo se ha empleado una mezcla de reactivos de 5 mL de ácido nítrico al 65 % (V/V) y 2 mL de ácido sulfúrico al 98% (V/V) (Ver Figura 34) que fueron añadidos en los 10 g de muestra de suelo en un vaso de precipitados de 250 ml y se calentó en una placa calentadora eléctrica (Ver figura 35) a 100°C hasta que el volumen de la mezcla se redujo aproximadamente al 25% de su volumen inicial. Posteriormente, se filtró y trasvasó a un balón de aforo de 100 mL (Ver Figura 36) donde se enrasó con agua destilada (MÉTODO EPA 3050).

Para la digestión de las muestras de agua, se homogeneizó la muestra mediante agitación. En un matraz de Erlenmeyer de 250 mL, se dispuso 100 mL de muestra de agua con 5 mL de ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) al 65% y se calentó en una placa calentadora eléctrica a  $100^\circ\text{C}$ , como se observa en la Figura 37, hasta que el volumen de la mezcla se redujo aproximadamente al 25% del su volumen inicial:



**Figura 37.** Digestión de las muestras agua

Más adelante, se filtró y trasvasó a un balón de aforo de 100 mL (Ver Figura 38) en el que se enrasó con agua destilada (MÉTODO APHA 3111).



**Figura 38.** Digestión de las muestras agua

#### 4.3.3. Determinación de metales mediante Espectroscopia de Absorción Atómica (EAA):

Se ha empleado un equipo de absorción atómica (Ver Figura 39) tomando como fundamento la atomización de los analitos para cuantificar las concentraciones de metales pesados como arsénico, mercurio, níquel, cromo, cobalto, plomo y cadmio que se encuentran presentes en las muestras de tomadas en esta investigación.



**Figura 39.** Equipo de absorción atómica “*PERKIN ELMER*”

4.3.3.1 Determinación de arsénico y mercurio mediante absorción atómica con generación de hidruros (Ver Figura 40). Se ha empleado el equipo de absorción atómica asociada a generación de hidruros con el modelo AANALYST 100 con generador de hidruros MHS 15, ambos de la marca “*PERKIN ELMER*”, que cuenta con el programa AA Winlab Analyst.



**Figura 40.** Equipo de absorción atómica “*PERKIN ELMER*” asociado a generación de hidruros

Las concentraciones determinadas por este instrumento se expresan en  $\mu\text{g/L}$ , por lo que se utilizó la siguiente fórmula para obtenerlas en  $\mu\text{g/kg}$ :

$$\frac{\mu\text{g}}{\text{kg}} = \frac{\text{lectura} * \text{FD} * \text{aforo muestra} * 1000}{1000 * \text{peso muestra}} \quad [5]$$

El equipo está formado por gases como el gas es el argón ultra puro; lámpara de cátodo hueco; nebulizador, monocromador, detector y un sistema de lectura.



#### 4.3.3.2 Determinación de cadmio, cobalto, níquel, cromo y plomo por el método de absorción atómica asociado a llama directa

Se utilizó el equipo de absorción atómica con llama directa modelo AANALYST 100 de la marca “*PERKIN ELMER*” (Figura 41):



**Figura 41.** Equipo de absorción atómica “*PERKIN ELMER*” asociado a llama directa

Previamente, se limpió el atomizador del equipo de absorción atómica con agua que contiene 1,5 mL de  $\text{HNO}_3$  conc. /L. El instrumento se puso en “autozero”, se atomizó la muestra preparada y se determinó su concentración.

La concentración se lee directamente del instrumento en mg/L y se hicieron los cálculos correspondientes para obtener estos valores en mg/kg con la siguiente fórmula:

$$\frac{\text{mg}}{\text{kg}} = \frac{\text{lectura} * \text{FD} * \text{aforo muestra} * 1000}{1000 * \text{peso muestra}} \quad [6]$$

El equipo está formado por gases como aire-acetileno; una lámpara de cátodo hueco; un nebulizador, monocromador, un detector y un sistema de lectura.

En la siguiente tabla 4 se detalla las condiciones de operación de absorción atómica estándar con respecto al rango de longitud de onda de cada metal pesado como cromo, cobalto, arsénico, plomo, níquel, mercurio y cadmio que ha sido analizados en esta investigación:

**Tabla 4.** Condiciones de operación del equipo de absorción atómica

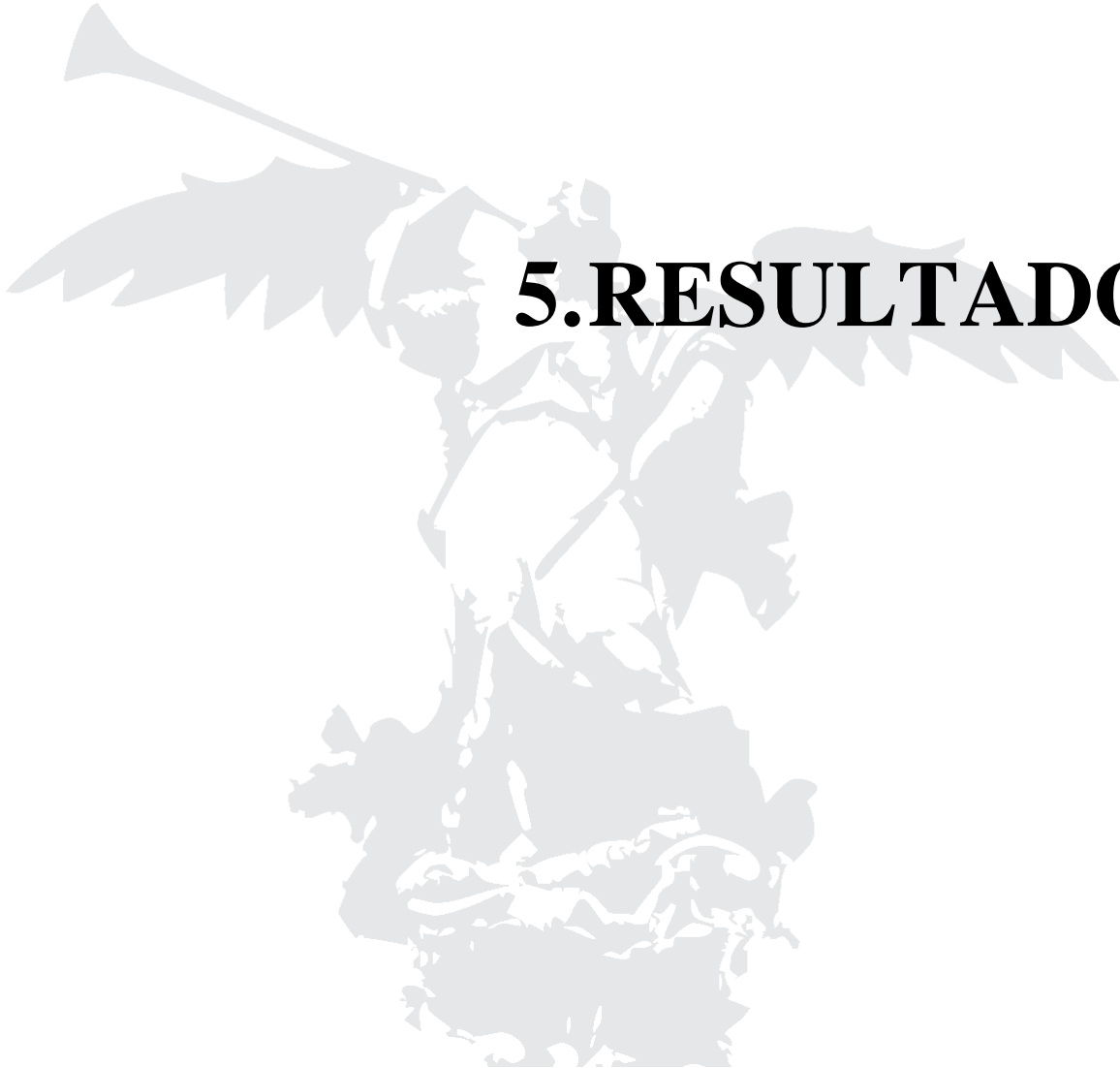
CONDICIONES DE OPERACIÓN				Rango de medición	
Metal analizado	Llama recomendada	Color de la llama	Uso	Longitud de onda (nm)	Concentración (ppm)
Cromo	aire-acetileno	Amarillo intenso	Nebulizador estándar Flujo controlado	357-428	0,078-0,37
Cobalto	aire-acetileno	Azul claro	Nebulizador estándar Flujo controlado	240,7- 380,1	0,12-12
Arsénico	aire-acetileno	Amarillo intenso	Nebulizador estándar Flujo controlado	193,7- 197,2	1,0-2,0
Plomo	aire-acetileno	Azul claro	Nebulizador estándar Flujo controlado	283,3- 364,0	0,45-67,0
Níquel	aire-acetileno	Azul claro	Nebulizador estándar Flujo controlado	232,0- 247,7	0,14-33,0
Mercurio	aire-acetileno	Azul claro	Nebulizador estándar Flujo controlado	240,7- 253,6	4,2 ppm
Cadmio	aire-acetileno	Azul claro	Nebulizador estándar Flujo controlado	228,8- 326,1	1-0,90

4.3.3.2. Para la determinación de pH y conductividad a las muestras de agua y suelo se ha empleado el medidor multiparámetro portátil de pH y conductividad (Water proof-modelo HI98130-Hanna Instruments) como se observa en la siguiente Figura 38 a continuación:



**Figura 42.** Multiparámetro pH/conductividad/TDS (intervalo alto)

Para la calibración de multiparámetro (Water proof-modelo HI98130-Hanna Instruments) se ha empleado dos soluciones buffer de pH=7,01 y pH=4,01 a 25°C.



# 5.RESULTADOS

5.1) Se presentan los datos correspondientes a la cuantificación de los metales pesados en estudio - arsénico (As), cadmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), mercurio (Hg) y plomo (Pb) - obtenidos del sistema agua-suelo-raíz-tallos en tres localizaciones de muestreo (Apangora, Itambi y Desaguadero) durante las estaciones climáticas de invierno y verano.

5.1.1.- A continuación, las concentraciones de metales pesados obtenidos en la estación climática de verano (año 2017).



En la Tabla 5, se observa las concentraciones promedio, en partes por millón (ppm), de los metales pesados detectados en el agua donde se encuentran las totoras en estudio considerando la estación climática de verano (julio, septiembre y noviembre del año 2017). Se ha cuantificado únicamente las concentraciones de cromo, mercurio y arsénico, mientras que en las restantes (níquel, plomo, cadmio y cobalto), se encontraron valores bajo el límite de cuantificación. En la vertiente Apangora se ha obtenido una concentración promedio trimestral de mercurio y arsénico de  $0,0103 \pm 0,0130$ ;  $0,0053 \pm 0,0035$ , respectivamente. En contraste, en el río Itambi, estos valores correspondieron a  $0,0021 \pm 0,0004$  y  $0,0013 \pm 0,0005$  para estos metales. Por otra parte, en el Desaguadero se ha obtenido una concentración promedio trimestral de mercurio de  $0,0022 \pm 0,0001$ .

**Tabla 5.** Concentraciones de metales pesados presentes en el agua donde se encuentra *Schoenoplectus californicus*.

Estación climática: verano, 2017

Metales pesados	Localización del muestreo											
	Apangora				Itambi				Desaguadero			
	Julio Concentración promedio (mg/L)	Septiembre Concentración promedio (mg/L)	Noviembre Concentración promedio (mg/L)	Concentración promedio trimestral (mg/L)	Julio Concentración promedio (mg/L)	Septiembre Concentración promedio (mg/L)	Noviembre Concentración promedio (mg/L)	Concentración promedio trimestral (mg/L)	Julio Concentración promedio (mg/L)	Septiembre Concentración promedio (mg/L)	Noviembre Concentración promedio (mg/L)	Concentración promedio trimestral (mg/L)
[Cromo $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD
[Mercurio $\pm\sigma$ ]	0,0019 $\pm 0,0007$	0,0253 $\pm 0,0040$	0,0037 $\pm 0,0003$	0,0103 $\pm 0,0130$	0,0016 $\pm 0,0002$	0,0025 $\pm 0,0005$	0,0024 $\pm 0,0004$	0,0021 $\pm 0,0004$	0,0023 $\pm 0,0003$	0,0025 $\pm 0,0004$	0,0018 $\pm 0,0003$	0,0022 $\pm 0,0001$
[Arsénico $\pm\sigma$ ]	0,0016 $\pm 0,0003$	0,0085 $\pm 0,0005$	0,0058 $\pm 0,0012$	0,0053 $\pm 0,0035$	0,0017 $\pm 0,0005$	0,0015 $\pm 0,0004$	0,0008 $\pm 0,0002$	0,0013 $\pm 0,0005$	BLD	BLD	BLD	BLD

\*Las concentraciones de Níquel, Plomo, Cadmio y Cobalto se encuentran bajo el límite de detección (BLD)

Asimismo, en la Tabla 6 se observa las concentraciones de metales pesados (ppm) en el suelo de donde se ha tomado las muestras de *S. californicus* en los tres meses de verano especificados anteriormente (2017). Se ha medido únicamente las concentraciones de cromo, mercurio y arsénico, puesto que para el resto de metales pesados (níquel, plomo, cadmio y cobalto) estas se encontraron bajo el límite de cuantificación. Así, en la vertiente Apangora se

ha cuantificado una concentración promedio trimestral de cromo, mercurio y arsénico de  $2,4257 \pm 0,0719$ ;  $0,0050 \pm 0,0003$ ;  $0,2398 \pm 0,0759$ , respectivamente; en el río Itambi, se obtuvo una concentración promedio trimestral de cromo, mercurio y arsénico de  $2,6189 \pm 0,8836$ ;  $0,0030 \pm 0,0006$ ;  $0,2883 \pm 0,1656$ , respectivamente; y, en el Desaguadero, se ha obtenido una concentración promedio trimestral de cromo, mercurio, arsénico y cobalto de  $2,5998 \pm 0,5868$ ;  $0,0078 \pm 0,0006$ ;  $0,6226 \pm 0,1497$ ;  $3,1169 \pm 0,4341$ , respectivamente.

**Tabla 6.** Concentraciones de metales pesados presentes en el suelo donde se encuentra *Schoenoplectus californicus*.

Estación climática: verano, 2017

Metales pesados	Localización del muestreo											
	Apangora				Itambi				Desaguadero			
	Julio Concentración promedio (mg/kg)	Septiembre Concentración promedio (mg/kg)	Noviembre Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)	Julio Concentración promedio (mg/kg)	Septiembre Concentración promedio (mg/kg)	Noviembre Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)	Julio Concentración promedio (mg/kg)	Septiembre Concentración promedio (mg/kg)	Noviembre Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)
[Cromo $\pm\sigma$ ]	1,7633 $\pm 0,0493$	2,3572 $\pm 0,0097$	3,1567 $\pm 0,1556$	2,4257 $\pm 0,6992$	1,6782 $\pm 0,0719$	2,7834 $\pm 0,0168$	3,4249 $\pm 0,0196$	2,6189 $\pm 0,8836$	2,1600 $\pm 0,0360$	2,3733 $\pm 0,0850$	3,2662 $\pm 0,1440$	2,5998 $\pm 0,5868$
[Mercurio $\pm\sigma$ ]	0,0053 $\pm 0,0031$	0,0047 $\pm 0,0004$	0,0051 $\pm 0,0002$	0,0050 $\pm 0,0003$	0,0038 $\pm 0,0003$	0,0029 $\pm 0,0005$	0,0024 $\pm 0,0005$	0,0030 $\pm 0,0006$	0,0085 $\pm 0,0017$	0,0075 $\pm 0,0008$	0,0074 $\pm 0,0006$	0,0078 $\pm 0,0006$
[Arsénico $\pm\sigma$ ]	0,1779 $\pm 0,0074$	0,2166 $\pm 0,0163$	0,3244 $\pm 0,0153$	0,2398 $\pm 0,0759$	0,1249 $\pm 0,0122$	0,4561 $\pm 0,0102$	0,284 $\pm 0,0160$	0,2883 $\pm 0,1656$	0,7441 $\pm 0,0137$	0,6685 $\pm 0,0465$	0,4553 $\pm 0,0210$	0,6226 $\pm 0,1497$
[Cobalto $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	2,6766 $\pm 0,2419$	3,5448 $\pm 0,0444$	3,1294 $\pm 0,0206$	3,1169 $\pm 0,4341$

\*Las concentraciones de Níquel, Plomo y Cadmio se encuentran bajo el límite de detección (BLD)

De igual manera, en la Tabla 7 se aprecia las concentraciones de metales pesados (ppm) que se encuentran en las raíces de las totoras (verano, 2017). Al igual que en los resultados anteriores, se ha tomado en cuenta solamente las concentraciones de cromo, mercurio y arsénico, ya que los demás se presentaron en valores bajo el límite de cuantificación. En la vertiente Apangora la concentración promedio trimestral de cromo, mercurio y arsénico fue de  $0,4213 \pm 0,061$ ;  $0,0179 \pm 0,0022$ ;  $0,5538 \pm 0,0237$ , respectivamente. En su lugar, en el río Itambi se obtuvo una concentración promedio trimestral de Cr:  $2.2867 \pm 0,0218$ ; Hg:  $0,0464 \pm 0,0051$ ; As:  $0,2212 \pm 0,0148$ . En el Desaguadero se ha obtenido una concentración promedio trimestral de Cr:  $1,4067 \pm 0,0093$ ; Hg:  $0,0331 \pm 0,0035$ ; As:  $0,5283 \pm 0,0047$ .

**Tabla 7.** Concentraciones de metales pesados obtenidos en las raíces de *Schoenoplectus californicus*.

Estación climática: verano, 2017

Metales pesados	Localización del muestreo											
	Apangora				Itambi				Desaguadero			
	Julio Concentración promedio (mg/kg)	Septiembre Concentración promedio (mg/kg)	Noviembre Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)	Julio Concentración promedio (mg/kg)	Septiembre Concentración promedio (mg/kg)	Noviembre Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)	Julio Concentración promedio (mg/kg)	Septiembre Concentración promedio (mg/kg)	Noviembre Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)
[Cromo $\pm\sigma$ ]	0,3633 $\pm 0,1185$	0,3933 $\pm 0,0099$	0,5067 $\pm 0,0160$	0,4213 $\pm 0,061$	1,1867 $\pm 0,0449$	2,3667 $\pm 0,0852$	3,3067 $\pm 0,0796$	2,2867 $\pm 0,0218$	0,5067 $\pm 0,0291$	3,3067 $\pm 0,0105$	0,4067 $\pm 0,0184$	1,4067 $\pm 0,0093$
[Mercurio $\pm\sigma$ ]	0,0133 $\pm 0,0061$	0,0164 $\pm 0,0020$	0,0244 $\pm 0,0051$	0,0179 $\pm 0,0022$	0,0235 $\pm 0,0036$	0,0493 $\pm 0,0014$	0,0663 $\pm 0,0112$	0,0464 $\pm 0,0051$	0,0244 $\pm 0,0073$	0,0663 $\pm 0,0029$	0,0087 $\pm 0,0004$	0,0331 $\pm 0,0035$
[Arsénico $\pm\sigma$ ]	0,4219 $\pm 0,0100$	0,5363 $\pm 0,0554$	0,7032 $\pm 0,0205$	0,5538 $\pm 0,0237$	0,2784 $\pm 0,0090$	0,3578 $\pm 0,0305$	0,2947 $\pm 0,0022$	0,2212 $\pm 0,0148$	0,7032 $\pm 0,0069$	0,2947 $\pm 0,0113$	0,587 $\pm 0,0165$	0,5283 $\pm 0,0047$

\*Las concentraciones de Níquel, Plomo, Cadmio y Cobalto se encuentran bajo el límite de detección (BLD)



Las concentraciones (ppm) del cromo, mercurio y arsénico presentes en los tallos de las totoras recolectadas durante los meses de verano se encuentran en la Tabla 8. Se ha considerado únicamente las concentraciones de estos metales pesados, atendiendo al hecho de que las del níquel, plomo, cadmio y cobalto se han presentado en valores por debajo del límite de detección. En primer lugar, en la vertiente Apangora solamente se ha cuantificado la concentración promedio de trimestral de Hg:  $0,0387 \pm 0,0163$ . Al contrario, en el río Itambi, se obtuvo una concentración promedio trimestral de Cr:  $0,0361 \pm 0,0100$ ; Hg:  $0,0063 \pm 0,0006$ . En el Desaguadero se ha obtenido una concentración promedio trimestral de los tres metales: Cr:  $0,0058 \pm 0,0014$ ; Hg:  $0,0150 \pm 0,0035$ ; As:  $3,3818 \pm 0,2097$ .

**Tabla 8.** Concentraciones de metales pesados obtenidos en los tallos de *Schoenoplectus californicus*.

Estación climática: verano, 2017

Metales pesados	Localización del muestreo											
	Apangora				Itambi				Desaguadero			
	Julio Concentración promedio (mg/kg)	Septiembre Concentración promedio (mg/kg)	Noviembre Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)	Julio Concentración promedio (mg/kg)	Septiembre Concentración promedio (mg/kg)	Noviembre Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)	Julio Concentración promedio (mg/kg)	Septiembre Concentración promedio (mg/kg)	Noviembre Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)
[Cromo $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	$0,0250 \pm 0,0049$	$0,0387 \pm 0,0095$	$0,0445 \pm 0,0047$	$0,0361 \pm 0,0100$	$0,0043 \pm 0,0006$	$0,0071 \pm 0,0002$	$0,0059 \pm 0,0010$	$0,0058 \pm 0,0014$
[Mercurio $\pm\sigma$ ]	$0,0258 \pm 0,0019$	$0,0316 \pm 0,0008$	$0,0570 \pm 0,0026$	$0,0387 \pm 0,0163$	$0,0070 \pm 0,0010$	$0,0058 \pm 0,0002$	$0,0060 \pm 0,0008$	$0,0063 \pm 0,0006$	$0,0118 \pm 0,0013$	$0,0147 \pm 0,0018$	$0,0187 \pm 0,0008$	$0,0150 \pm 0,0035$
[Arsénico $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	$3,3154 \pm 0,0125$	$3,6167 \pm 0,2753$	$3,2133 \pm 0,0379$	$3,3818 \pm 0,2097$

\*Las concentraciones de Níquel, Plomo, Cadmio y Cobalto se encuentran bajo el límite de detección(BLD)

5.1.2.- A continuación, se detallan las concentraciones de metales pesados obtenidos en la estación climática de invierno (año 2018):

En la Tabla 9, se detalla las concentraciones promedio en partes por millón (ppm) de metales pesados del agua de las inmediaciones de las localizaciones de las que se extrajeron las muestras de totoras en la estación climática de invierno (durante enero, marzo y mayo del año 2018). No se ha detectado presencia de níquel, cadmio, mercurio, arsénico y cobalto.

**Tabla 9.** Concentraciones de metales pesados presentes en el agua donde se encuentra *Schoenoplectus californicus*.

Estación climática: invierno, 2018

Metales pesados	Localización del muestreo											
	Apangora				Itambi				Desaguadero			
	Enero Concentración promedio (mg/kg)	Marzo Concentración promedio (mg/kg)	Mayo Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)	Enero Concentración promedio (mg/kg)	Marzo Concentración promedio (mg/kg)	Mayo Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)	Enero Concentración promedio (mg/kg)	Marzo Concentración promedio (mg/kg)	Mayo Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)
[Níquel $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD
[Cadmio $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD
[Mercurio $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD
[Arsénico $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD
[Cobalto $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD

\*Las concentraciones de Plomo y Cromo se encuentran bajo el límite de detección (BLD)

En la Tabla 10, se observa las concentraciones de metales pesados (ppm) en las muestras de suelo durante los meses de invierno especificados (año 2018). Se presentan los valores de las concentraciones de níquel, cadmio, mercurio, arsénico y cobalto (Cr y Pb por debajo del límite de detección), de forma que en la vertiente Apangora la concentración promedio trimestral de estos fue de Ni:  $2,5960 \pm 0,2615$ ; Cd:  $1,4663 \pm 0,2150$ ; Hg:  $0,0803 \pm 0,0192$ ; Co:  $0,6729 \pm 0,1665$ . En contraste en el río Itambi, se obtuvo una concentración promedio trimestral de Ni:  $3,6311 \pm 0,8756$ ; Cd:  $2,7611 \pm 0,1627$ ; Hg:  $0,0827 \pm 0,0170$ ; As:  $0,0711 \pm 0,0145$ ; Co:  $2,3484 \pm 0,2447$ . Por el contrario, en el Desaguadero se ha obtenido la siguiente concentración promedio trimestral: Ni:  $1,8600 \pm 0,1584$ ; Cd:  $0,7011 \pm 0,2053$ ; Hg:  $1,1303 \pm 0,2305$ ; As:  $1,5303 \pm 0,1805$ .

**Tabla 10.** Concentraciones de metales pesados presentes en el suelo donde se encuentra *Schoenoplectus californicus*.

Estación climática: invierno, 2018.

Metales pesados	Localización del muestreo											
	Apangora				Itambi				Desaguadero			
	Enero Concentración promedio (mg/kg)	Marzo Concentración promedio (mg/kg)	Mayo Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)	Enero Concentración promedio (mg/kg)	Marzo Concentración promedio (mg/kg)	Mayo Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)	Enero Concentración promedio (mg/kg)	Marzo Concentración promedio (mg/kg)	Mayo Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)
[Níquel $\pm\sigma$ ]	$2,3567 \pm 0,1625$	$2,8750 \pm 0,1202$	$2,5550 \pm 0,1626$	$2,596 \pm 0,2615$	$3,9700 \pm 0,2066$	$4,2867 \pm 0,2797$	$2,6367 \pm 0,0874$	$3,6311 \pm 0,8756$	$1,7033 \pm 0,0152$	$2,0200 \pm 0,1709$	$1,8567 \pm 0,0585$	$1,8600 \pm 0,1584$
[Cadmio $\pm\sigma$ ]	$1,2467 \pm 0,2003$	$1,6767 \pm 0,1097$	$1,4667 \pm 0,3055$	$1,4633 \pm 0,2150$	$2,7400 \pm 0,0781$	$2,9333 \pm 0,5859$	$2,6100 \pm 0,0754$	$2,7611 \pm 0,1627$	$0,7133 \pm 0,0321$	$0,9000 \pm 0,0200$	$0,4900 \pm 0,0600$	$0,7011 \pm 0,2053$
[Mercurio $\pm\sigma$ ]	$0,0838 \pm 0,0044$	$0,0975 \pm 0,0029$	$0,0597 \pm 0,0018$	$0,0803 \pm 0,0191$	$0,0877 \pm 0,0031$	$0,0967 \pm 0,0015$	$0,0637 \pm 0,0203$	$0,0827 \pm 0,0170$	$0,9573 \pm 0,0271$	$1,3920 \pm 0,0147$	$1,0417 \pm 0,0280$	$1,1303 \pm 0,2305$
[Arsénico $\pm\sigma$ ]	$0,5017 \pm 0,0097$	$0,8343 \pm 0,0309$	$0,6827 \pm 0,0251$	$0,6729 \pm 0,1665$	$0,0567 \pm 0,0321$	$0,0857 \pm 0,0055$	$0,0710 \pm 0,0075$	$0,0711 \pm 0,0145$	$1,4033 \pm 0,0873$	$1,7370 \pm 0,1182$	$1,4507 \pm 0,0613$	$1,5303 \pm 0,1805$
[Cobalto $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	$2,1667 \pm 0,1801$	$2,6267 \pm 0,1738$	$2,2520 \pm 0,0520$	$2,3484 \pm 0,2447$	BLD	BLD	BLD	BLD

\*Las concentraciones de Plomo y Cromo se encuentran bajo el límite de detección(BLD)

Para las concentraciones de metales pesados (ppm) presentes en el suelo (Ver Tabla 11) en la estación climática de invierno (año 2018), se presenta los valores correspondientes al níquel, cadmio, mercurio, arsénico y cobalto (Cr y Pb bajo el límite de cuantificación). En la vertiente Apangora, la concentración promedio trimestral de los metales pesados es: Ni:  $1,7567 \pm 0,2173$ ; Cd:  $0,5233 \pm 0,0974$ ; Hg:  $0,0717 \pm 0,0130$ ; As:  $0,2975 \pm 0,0185$ . No obstante, en el río Itambi se presentaron las siguientes concentraciones: Cd:  $0,2367 \pm 0,0367$ ; Hg:  $0,0284 \pm 0,0039$ ; As:  $0,0611 \pm 0,014$ ; Co:  $4,5456 \pm 0,401$  (promedio trimestral). En el Desaguadero se ha obtenido las siguientes concentraciones: Ni:  $2,3056 \pm 0,2391$ ; Cd:  $0,9211 \pm 0,1820$ ; Hg:  $0,0991 \pm 0,0409$ ; As:  $0,3581 \pm 0,0149$  (promedio trimestral).

**Tabla 11.** Concentraciones de metales pesados obtenidas en las raíces de *Schoenoplectus californicus*.

Estación climática: invierno, 2018.

Metales pesados	Localización del muestreo											
	Apangora				Itambi				Desaguadero			
	Enero Concentración promedio (mg/kg)	Marzo Concentración promedio (mg/kg)	Mayo Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)	Enero Concentración promedio (mg/kg)	Marzo Concentración promedio (mg/kg)	Mayo Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)	Enero Concentración promedio (mg/kg)	Marzo Concentración promedio (mg/kg)	Mayo Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)
[Níquel $\pm\sigma$ ]	1,9200 $\pm 0,0793$	1,8400 $\pm 0,0655$	1,5100 $\pm 0,1253$	1,7567 $\pm 0,2173$	BLD	BLD	BLD	BLD	2,2300 $\pm 0,0781$	2,5733 $\pm 0,2411$	2,1133 $\pm 0,0152$	2,3056 $\pm 0,2391$
[Cadmio $\pm\sigma$ ]	0,5367 $\pm 0,1484$	0,6133 $\pm 0,0757$	0,4200 $\pm 0,1646$	0,5233 $\pm 0,0974$	0,2367 $\pm 0,0723$	0,2733 $\pm 0,0252$	0,2000 $\pm 0,0458$	0,2367 $\pm 0,0367$	0,8900 $\pm 0,0916$	1,1167 $\pm 0,1040$	0,7567 $\pm 0,0832$	0,9211 $\pm 0,1820$
[Mercurio $\pm\sigma$ ]	0,0717 $\pm 0,0106$	0,0847 $\pm 0,0102$	0,0587 $\pm 0,0071$	0,0717 $\pm 0,0130$	0,0243 $\pm 0,0031$	0,0290 $\pm 0,0125$	0,0320 $\pm 0,0043$	0,0284 $\pm 0,0039$	0,0913 $\pm 0,0098$	0,1433 $\pm 0,0513$	0,0627 $\pm 0,0047$	0,0991 $\pm 0,0409$
[Arsénico $\pm\sigma$ ]	0,289 $\pm 0,0890$	0,3188 $\pm 0,0215$	0,2848 $\pm 0,0175$	0,2975 $\pm 0,0185$	0,0670 $\pm 0,0157$	0,0713 $\pm 0,0061$	0,0450 $\pm 0,0040$	0,0611 $\pm 0,0141$	0,3566 $\pm 0,0336$	0,3737 $\pm 0,0111$	0,3440 $\pm 0,0132$	0,3581 $\pm 0,0149$
[Cobalto $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	4,9000 $\pm 0,7000$	4,1100 $\pm 0,2066$	4,6267 $\pm 0,1955$	4,5456 $\pm 0,4012$	BLD	BLD	BLD	BLD

\*Las concentraciones de Plomo y Cromo se encuentran bajo el límite de detección (BLD)

Con respecto a los tallos, las concentraciones de metales pesados (ppm) de las muestras tomadas en invierno (2018) se exponen en la Tabla 12. Se puede observar que el cobalto solamente se ha podido medir en el río Itambi con una concentración promedio trimestral de  $3,3022 \pm 0,2242$ .

**Tabla 12.** Concentraciones de metales pesados obtenidas en los tallos de *Schoenoplectus californicus*.

Estación climática: invierno, 2018.

Concentraciones de metales pesados obtenidas en los tallos de ( <i>Schoenoplectus californicus</i> ) .Estación de Invierno(Año 2018)												
Metales pesados	Localización del muestreo											
	Apangora				Itambi				Desaguadero			
	Enero Concentración promedio (mg/kg)	Marzo Concentración promedio (mg/kg)	Mayo Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)	Enero Concentración promedio (mg/kg)	Marzo Concentración promedio (mg/kg)	Mayo Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)	Enero Concentración promedio (mg/kg)	Marzo Concentración promedio (mg/kg)	Mayo Concentración promedio (mg/kg)	Concentración promedio trimestral (mg/kg)
[Níquel $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD
[Cadmio $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD
[Mercurio $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD
[Arsénico $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD
[Cobalto $\pm\sigma$ ]	BLD	BLD	BLD	BLD	3,2167 $\pm 0,4727$	3,5567 $\pm 0,0665$	3,1333 $\pm 0,3797$	3,3022 $\pm 0,2242$	BLD	BLD	BLD	BLD

\*Las concentraciones de Plomo y Cromo se encuentran bajo el límite de detección (BLD)

5.2) Valores de pH y conductividad medidos en agua durante las estaciones climáticas en estudio (invierno y verano):

En los meses correspondientes al verano (año 2017), se ha obtenido un pH trimestral en Apangora, Itambi y Desaguadero de 7,44; 8,58 y 7,88, respectivamente. Al contrastar estos con la estación climática de invierno (año 2018), se puede determinar que son valores mayores en los tres cuerpos de agua (Tabla 13):

**Tabla 13.** Valores de pH obtenidos en las estaciones climáticas de invierno y verano.

Meses de estudio	ESTACIÓN CLIMÁTICA DE VERANO (2017)			Meses de estudio	ESTACIÓN CLIMÁTICA DE INVIERNO(2018)		
	LOCALIZACIÓN DE MUESTREO Medición de pH.				LOCALIZACIÓN DE MUESTREO Medición de pH.		
	Apangora	Itambi	Desaguadero		Apangora	Itambi	Desaguadero
Julio	7,53	8,75	7,96	Enero	7,24	8,05	7,63
Septiembre	7,44	8,51	7,88	Marzo	7,15	7,92	7,55
Noviembre	7,35	8,47	7,81	Mayo	7,17	7,79	7,48
Promedio de pH trimestral	7,44	8,58	7,88	Promedio de pH trimestral	7,19	7,92	7,55

En la estación climática de verano (año 2017), los valores trimestrales promedio de conductividad para la localización de muestreo de Apangora, Itambi y Desaguadero en microsiemens ( $\mu\text{S}$ ) son: 0,52  $\mu\text{S}$ ; 0,90  $\mu\text{S}$  y 0,79  $\mu\text{S}$ . Mientras tanto, en el invierno (año 2018) los valores promedio de conductividad son los siguientes: 0,34  $\mu\text{S}$ ; 0,76  $\mu\text{S}$  y 0,59  $\mu\text{S}$  (Tabla 14):

**Tabla 14.** Valores de conductividad medidos en agua durante las estaciones climáticas de invierno y verano.

Meses de estudio	ESTACIÓN CLIMÁTICA DE VERANO(2017)			Meses de estudio	ESTACIÓN CLIMÁTICA DE INVIERNO(2018)		
	LOCALIZACIÓN DE MUESTREO Medición de conductividad (Unidades $\mu\text{S}$ )				LOCALIZACIÓN DE MUESTREO Medición de conductividad (Unidades $\mu\text{S}$ )		
	Apangora	Itambi	Desaguadero		Apangora	Itambi	Desaguadero
Julio	0,58	0,97	0,85	Enero	0,39	0,79	0,66
Septiembre	0,52	0,88	0,79	Marzo	0,34	0,77	0,61
Noviembre	0,47	0,84	0,74	Mayo	0,30	0,72	0,50
Promedio de conductividad Trimestral	0,52	0,90	0,79	Promedio de conductividad Trimestral	0,34	0,76	0,59

En la estación climática de verano (año 2017), los valores trimestrales promedio de temperatura para la localización de muestreo de Apangora, Itambi y Desaguadero en grados centígrados ( $^{\circ}\text{C}$ ) son: 20.2; 24.2 y 21.4. Mientras tanto, en el invierno (año 2018) los valores promedio de conductividad son los siguientes: 0,34  $\mu\text{S}$ ; 0,76  $\mu\text{S}$  y 0,59  $\mu\text{S}$  (Tabla 15):

**Tabla 15.** Valores de temperatura obtenidos en las estaciones climáticas de invierno y verano.

Meses de estudio	ESTACIÓN CLIMÁTICA DE VERANO (2017)			Meses de estudio	ESTACIÓN CLIMÁTICA DE INVIERNO(2018)		
	LOCALIZACIÓN DE MUESTREO Medición de temperatura (°C).				LOCALIZACIÓN DE MUESTREO Medición de temperatura (°C).		
	Apangora	Itambi	Desaguadero		Apangora	Itambi	Desaguadero
Julio	18.7	24.1	22.2	Enero	16.0	21.9	21.6
Septiembre	20.3	23.7	21.4	Marzo	17.2	23.1	20.5
Noviembre	21.5	24.8	20.6	Mayo	16.1	21.7	23.9
Promedio trimestral	20.2	24.2	21.4	Promedio trimestral	16.4	22.2	22

En la estación climática de verano (año 2017), los valores trimestrales promedio de temperatura para la localización de muestreo de Apangora, Itambi y Desaguadero de pH son: 20.2; 24.2 y 21.4. Mientras tanto, en el invierno (año 2018) los valores de pH son los siguientes: 0,34; 0,76 y 0,59 (Tabla 16):

**Tabla 16.** Valores de pH-suelo obtenidos en las estaciones climáticas de invierno y verano.

Meses de estudio	ESTACIÓN CLIMÁTICA DE VERANO (2017)			Meses de estudio	ESTACIÓN CLIMÁTICA DE INVIERNO(2018)		
	LOCALIZACIÓN DE MUESTREO Medición de pH.				LOCALIZACIÓN DE MUESTREO Medición de pH.		
	Apangora	Itambi	Desaguadero		Apangora	Itambi	Desaguadero
Julio	7.3	7.1	6.8	Enero	7.6	7.2	7.4
Septiembre	6.9	7.5	7.3	Marzo	7.1	7.3	7.1
Noviembre	7.2	7.4	7.0	Mayo	7.0	7.1	6.9
Promedio de pH trimestral	7.1	7.3	7.0	Promedio de pH trimestral	7.2	7.2	7.1

Dentro de los objetivos de esta investigación se encuentran analizar la variabilidad de los metales pesados en dos afluentes y efluente, considerando el sistema agua, suelo, raíz y tallo durante dos estaciones climáticas. Además, cuantificar acumulación de metales presentes en la totora y evaluar las posibles características de fitoextracción y fitoestabilización presentes en esta planta. Finalmente, se pretende determinar el potencial de riego ecológico del medio ambiente en el lago San Pablo. Si bien las valoraciones promedio permiten mostrar (o no) diferencias entre los indicadores de interés, se presenta a continuación varios análisis estadísticos que permiten establecer si las diferencias detectadas son o no significativas. Inicialmente se resume (Tabla 15) con las concentraciones promedios de los metales pesados analizados, la estación climática de invierno con los meses de enero (M1), marzo (M2) y mayo (M3) y la estación climática de verano con los meses de julio (M1), septiembre (M2) y noviembre (M3) en el sistema agua-suelo-raíz-tallos y las tres localizaciones de muestreo (Apangora, Itambi y Desaguadero) como se detalla a continuación:

**Tabla 17.** Concentraciones promedio de los metales pesados (mg/kg) según las variables de interés

Metal pesado	Estación climática	Sistema	Apangora (mg/Kg)			Desaguadero (mg/Kg)			Itambi (mg/Kg)		
			Mes 1 <sub>A</sub>	Mes 2 <sub>A</sub>	Mes 3 <sub>A</sub>	Mes 1 <sub>D</sub>	Mes 2 <sub>D</sub>	Mes 3 <sub>D</sub>	Mes 1 <sub>I</sub>	Mes 2 <sub>I</sub>	Mes 3 <sub>I</sub>
As	Invierno	Raíz	0.2890	0.3188	0.2848	0.3566	0.3737	0.3441	0.0670	0.0713	0.0450
		Suelo	0.5017	0.8343	0.6827	1.4033	1.7370	1.4507	0.0567	0.0857	0.0710
	Verano	Agua	0.0016	0.0086	0.0058	BLD	BLD	BLD	0.0017	0.0015	0.0008
		Raíz	0.4202	0.5354	0.7022	0.7050	0.2962	0.5800	0.2785	0.3556	0.0297
		Suelo	0.1779	0.2166	0.3245	0.7441	0.6685	0.4553	0.1249	0.4561	0.2840
Cd	Invierno	Raíz	0.5367	0.6133	0.4200	0.8900	1.1167	0.7567	0.2367	0.2733	0.2000
		Suelo	1.2467	1.6767	1.4667	0.7133	0.9000	0.4900	2.7400	2.9333	2.6100
Co	Invierno	Raíz	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	4.9000	4.1100	4.6267
		Suelo	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	2.1667	2.6267	2.2520
		Tallo	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	BLD	3.2167	3.5567	3.1333
Cr	Verano	Raíz	0.3633	0.3941	0.5066	0.5058	3.3085	0.4013	1.1881	2.3631	3.3091
		Suelo	1.7633	2.3573	3.1567	2.1600	2.3733	3.2662	1.6782	2.7834	3.4250
		Tallo	BLD	BLD	BLD	0.0044	0.0071	0.0059	0.0250	0.0387	0.0447
Hg	Invierno	Raíz	0.0717	0.0847	0.0587	0.0913	0.1433	0.0627	0.0243	0.0290	0.0320
		Suelo	0.0839	0.0975	0.0597	0.9573	1.3920	1.0417	0.0877	0.0967	0.0637
	Verano	Agua	0.0019	0.0253	0.0037	0.0024	0.0025	0.0019	0.0016	0.0025	0.0024
		Raíz	0.0133	0.0160	0.0244	0.0247	0.0666	0.0087	0.0240	0.0499	0.0663
		Suelo	0.0053	0.0047	0.0051	0.0085	0.0075	0.0074	0.0038	0.0029	0.0024
Ni	Invierno	Raíz	1.9200	1.8400	1.5100	2.2300	2.5733	2.1133	BLD	BLD	BLD
		Suelo	2.3567	2.8567	2.4667	1.7033	2.0200	1.8567	3.9700	4.2867	2.6367

\*Se ha señalado las concentraciones de los metales que se encuentran bajo de límite de detección – BLD (-)

En la tabla 18 se aprecia que no todos los metales pesados han sido detectados en las estaciones climáticas estudiadas, localizaciones de muestreo y en el sistema agua, suelo, raíz y tallos. Además, se observa que, en el agua analizada en verano, el mercurio se detecta en niveles altos en verano seguido de otro metal como el arsénico. Para el resto de elementos del sistema (suelo, raíz y tallo), se ha encontrado mayores concentraciones de Cd y Co en el Itambi.

**Tabla 18.** Concentraciones promedio (en mg/kg) en las muestras de *S. californicus*

Metal	Elemento	Invierno									Verano								
		Apangora			Desaguadero			Itambi			Apangora			Desaguadero			Itambi		
		Enero	Marzo	Mayo	Enero	Marzo	Mayo	Enero	Marzo	Mayo	Julio	Septiembre	Noviembre	Julio	Septiembre	Noviembre	Julio	Septiembre	Noviembre
Arsénico	Agua										0.002	0.009	0.006				0.002	0.002	0.001
	Raíz	0.289	0.319	0.285	0.357	0.374	0.344	0.067	0.071	0.045	0.420	0.535	0.702	0.705	0.296	0.580	0.278	0.356	0.030
	Suelo	0.502	0.834	0.683	1.403	1.737	1.451	0.057	0.086	0.071	0.178	0.217	0.324	0.744	0.668	0.455	0.125	0.456	0.284
	Tallos													3.315	3.617	3.213			
Cadmio	Raíz	0.537	0.613	0.420	0.890	1.117	0.757	0.237	0.273	0.200									
	Suelo	1.247	1.677	1.467	0.713	0.900	0.490	2.740	2.933	2.610									
Cobalto	Raíz							4.900	4.110	4.627									
	Suelo							2.167	2.627	2.252				2.677	3.545	3.129			
	Tallos							3.217	3.557	3.133									
Cromo	Raíz										0.363	0.394	0.507	0.506	3.308	0.401	1.188	2.363	3.309
	Suelo										1.763	2.357	3.157	2.160	2.373	3.266	1.678	2.783	3.425
	Tallos													0.004	0.007	0.006	0.025	0.039	0.045
Mercurio	Agua										0.002	0.025	0.004	0.002	0.003	0.002	0.002	0.003	0.002
	Raíz	0.072	0.085	0.059	0.091	0.143	0.063	0.024	0.029	0.032	0.013	0.016	0.024	0.025	0.067	0.009	0.024	0.050	0.066
	Suelo	0.084	0.097	0.060	0.957	1.392	1.042	0.088	0.097	0.064	0.005	0.005	0.005	0.009	0.008	0.007	0.004	0.003	0.002
	Tallos										0.026	0.032	0.057	0.012	0.015	0.019	0.007	0.006	0.006
Níquel	Raíz	1.920	1.840	1.510	2.230	2.573	2.113												
	Suelo	2.357	2.857	2.467	1.703	2.020	1.857	3.970	4.287	2.637									



Para una mejor descripción de la presencia de los metales, se plantea categorizar los valores promedios en rangos para lo cual se ha utilizado la técnica de la acumulación de la raíz. Para las concentraciones de agua se ha empleado la gráfica de densidad estimada de Kernels para clasificarlas en rangos que presentan tres niveles como bajo, moderado y alto como se detalla a continuación:

Rangos: [0 – 0.002] Débil  
 [0.002 – 0.01] Moderado  
 [0.01 – Más] Alto

Así mismo, para el resto del sistema agua-suelo raíz y tallo se ha empleado la gráfica de densidad estimada de Kernels para clasificarlas en rangos que presentan tres niveles como bajo, moderado y alto como se detalla debajo.

Rangos: [0 – 1.25] Débil  
 [1.25 – 3.0] Moderado  
 [3.0 – Más] Alto

A continuación, se presentan los resultados donde se ha tomado la moda de la estratificación en rangos, en las que se observa que predominan los niveles bajos, seguidos de los moderados y con poca presencia de niveles altos sobre todo en verano.

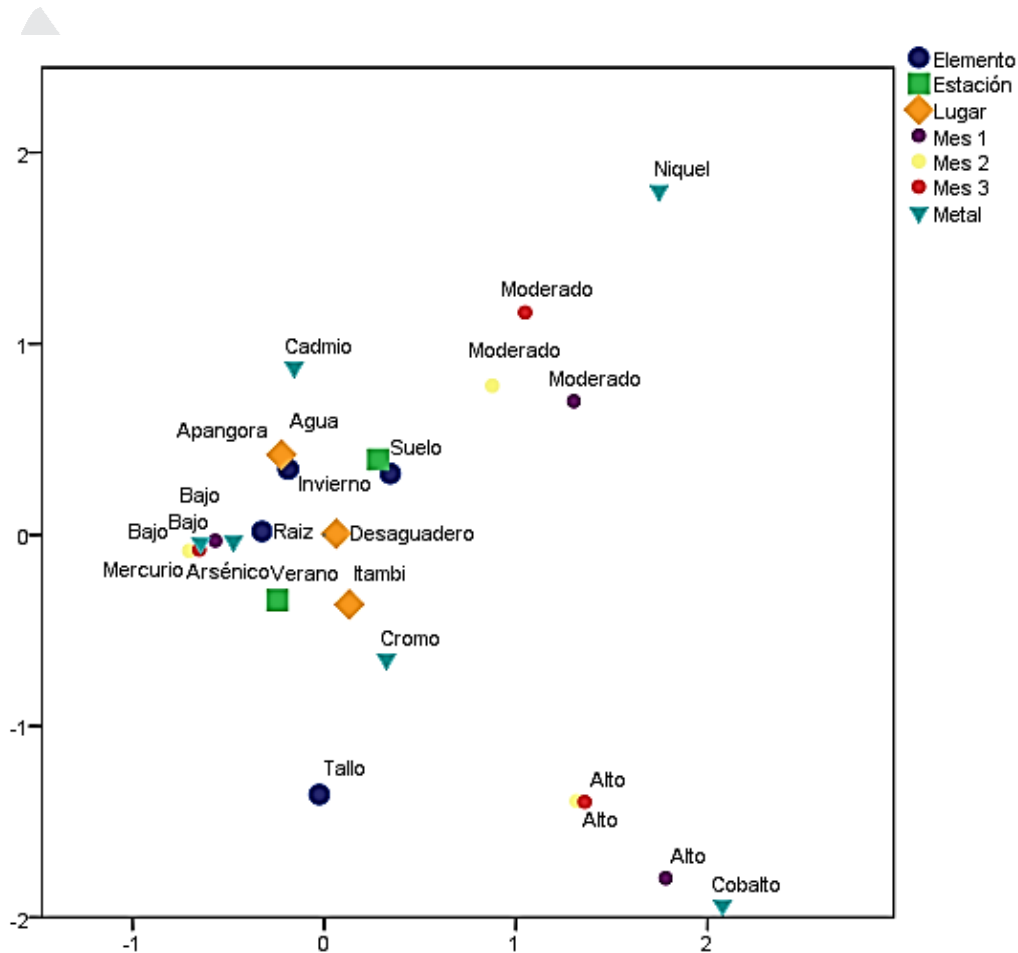
**Tabla 19.** Caracterización modal de los niveles de metales pesados (mg/kg)

Metal	Estación	Sistema	Apangora			Desaguadero			Itambi		
			Mes 1	Mes 2	Mes 3	Mes 1	Mes 2	Mes 3	Mes 1	Mes 2	Mes 3
As	Invierno	Raíz	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
		Suelo	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado	Moderado	Moderado	Bajo	Bajo	Bajo
	Verano	Agua	Bajo	Moderado	Moderado				Bajo	Bajo	Bajo
		Raíz	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
		Suelo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
Cd	Invierno	Tallo				Alto	Alto	Alto			
		Raíz	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
Co	Invierno	Suelo	Bajo	Moderado	Moderado	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado	Moderado	Moderado
		Raíz							Alto	Alto	Alto
		Tallo							Moderado	Moderado	Moderado
Cr	Verano	Suelo				Moderado	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto
		Raíz	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Alto	Bajo	Bajo	Moderado	Alto
		Tallo				Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
Hg	Invierno	Raíz	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
		Suelo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
	Verano	Agua	Bajo	Alto	Moderado	Moderado	Moderado	Bajo	Bajo	Moderado	Moderado
		Raíz	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
		Suelo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
Ni	Invierno	Tallo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	
		Raíz	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado			
		Suelo	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado	Alto	Alto	Moderado

La Figura 43 ha sido elaborada con la técnica denominada Análisis Factorial de Correspondencias Múltiples cuya finalidad es poner en evidencia la asociación entre las categorías de las variables consideradas en función de las cercanías en el gráfico.

De este modo:

- El níquel presenta en niveles moderados y se ha presentado en invierno.
- El cadmio se ha observado en el agua y suelo, sobre todo en el Apangora y con tendencia a niveles moderados en invierno.
- El mercurio y arsénico se muestran principalmente en verano con niveles bajos en la raíz sin distinción de lugar.
- El cromo se ha detectado en el Itambi y el Desaguadero, durante el verano con propensión a observarse en raíz y tallos, con tendencia de niveles bajos.
- El cobalto se observa en niveles altos, con tendencia en los tallos.

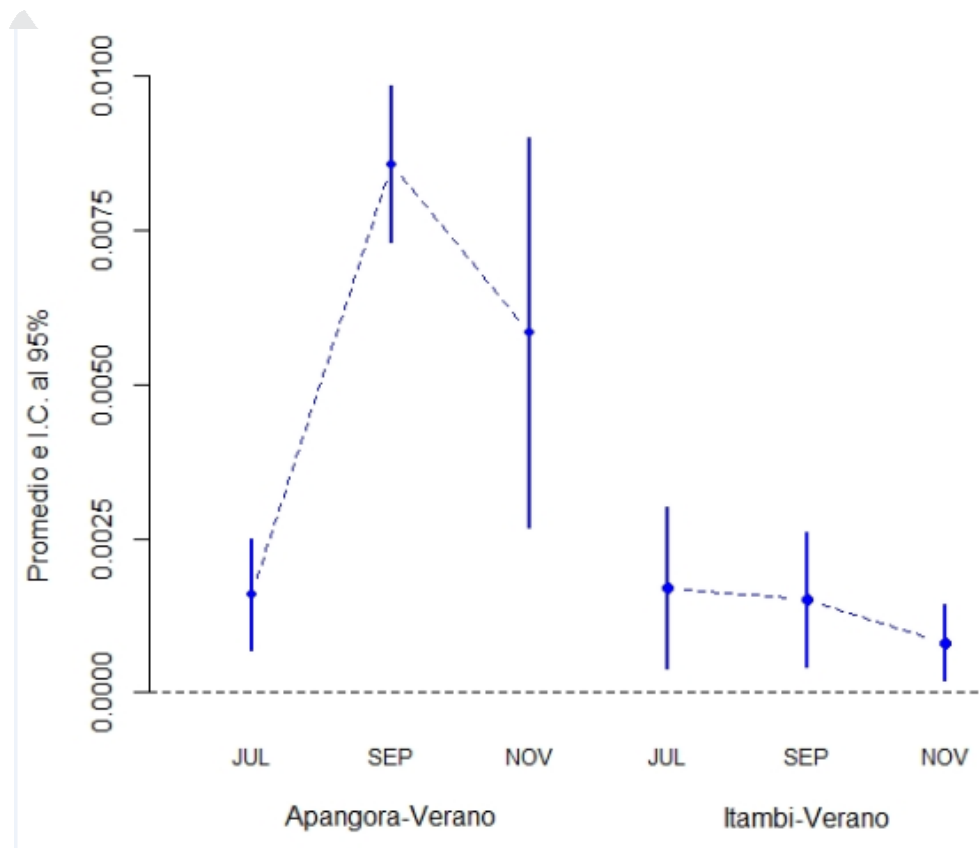


**Figura 43.** Representación de la asociación entre variables y categorías

Finalmente, para evaluar diferencias significativas de la presencia de metales, se han construido los intervalos de confianza al 95% que corresponden a la media de cada metal detectado. Estos intervalos permiten contrastar las pruebas de hipótesis clásicas con los valores promedio de cada metal cuantificado en el sistema agua-suelo-raíz-tallo durante cada mes de estudio.

## ANÁLISIS DEL ARSÉNICO (As) EN EL SISTEMA AGUA-SUELO-RAÍZ-TALLO:

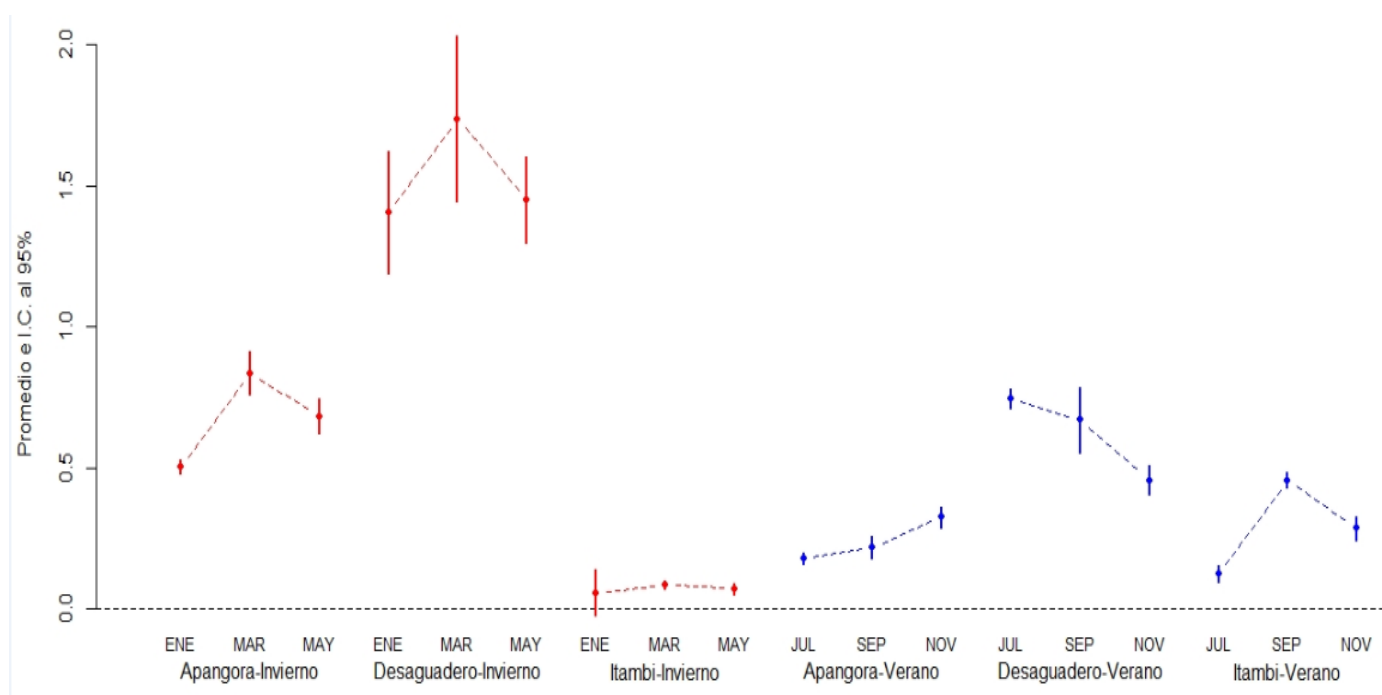
- Al analizar la presencia del As en el lago San Pablo, este se ha encontrado en el sistema agua-suelo-raíz-tallo. Sin embargo, en los cuerpos de agua se ha obtenido únicamente en Apangora e Itambi en la estación de verano. En la Figura 44 se observa las concentraciones promedio e intervalos de confianza (95%) con valores mayores en Apangora en comparación a los valores obtenidos en el Itambi, por lo tanto, existen diferencias significativas en Apangora con respecto a Itambi ( $p < 0,05$ ).



**Figura 44.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del arsénico (agua-verano)

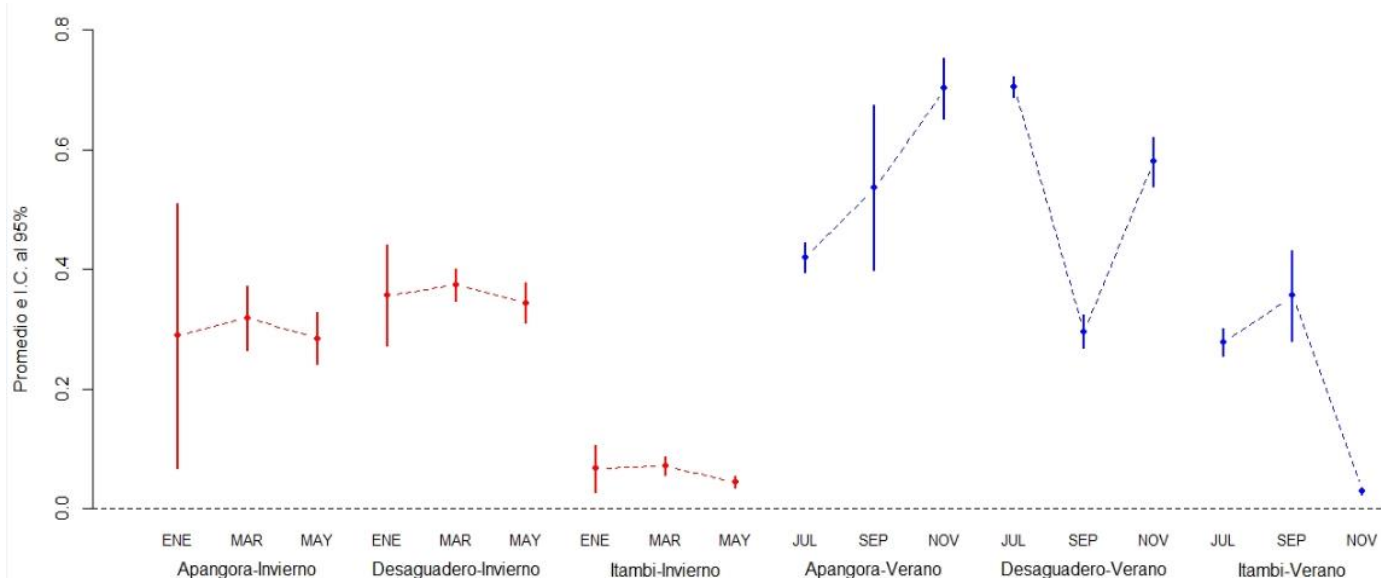
- El As en el suelo se ha obtenido en todos los meses (en la Figura 45 se observa las concentraciones promedio e intervalos de confianza), destacándose en el Desaguadero durante la estación de invierno y en menor cantidad en Apangora y Itambi. Además, en el Itambi<sub>(invierno)</sub> muestra una menor cantidad en todo el periodo estudiado. Para la estación de verano se observa una menor concentración que en invierno, aunque en el Desaguadero se observa similares cantidades que en Apangora<sub>(invierno)</sub>. En todo caso, en el Itambi<sub>(verano)</sub> y Apangora<sub>(verano)</sub> se han presentado concentraciones menores. Por tanto, existen diferencias

significativas en el Desaguadero<sub>(invierno)</sub> en comparación a Apangora, Itambi y Desaguadero<sub>(verano)</sub> ( $p < 0,05$ ).



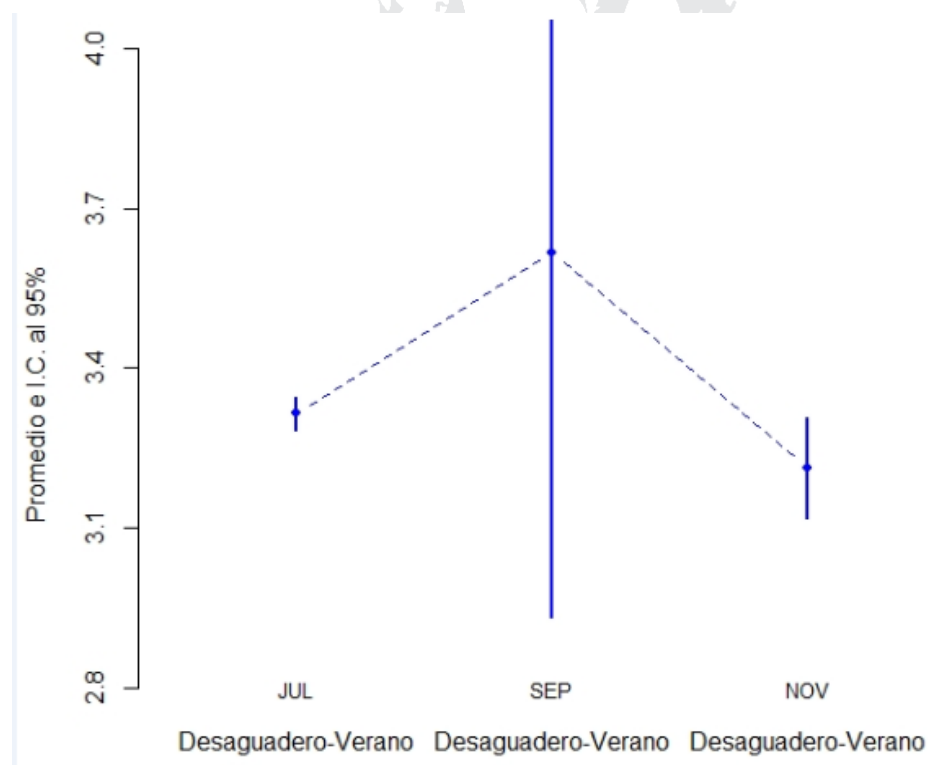
**Figura 45.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del arsénico en el suelo (invierno-verano)

- Así mismo, se ha detectado concentraciones promedio de As en las raíces en todos los meses de esta investigación. En la Figura 46 se observa las concentraciones promedio e intervalos de confianza al 95 %. Las mayores concentraciones se han detectado en Apangora en los meses de septiembre-noviembre y en el Desaguadero en los meses de julio-noviembre en la estación climática de verano. Igualmente, se observa una menor concentración promedio en invierno.
- Con una  $p < 0.05$ , se puede concluir que existen diferencias significativas en Apangora y Desaguadero en verano frente a Itambi en invierno.



**Figura 46.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del arsénico en la raíz (invierno-verano)

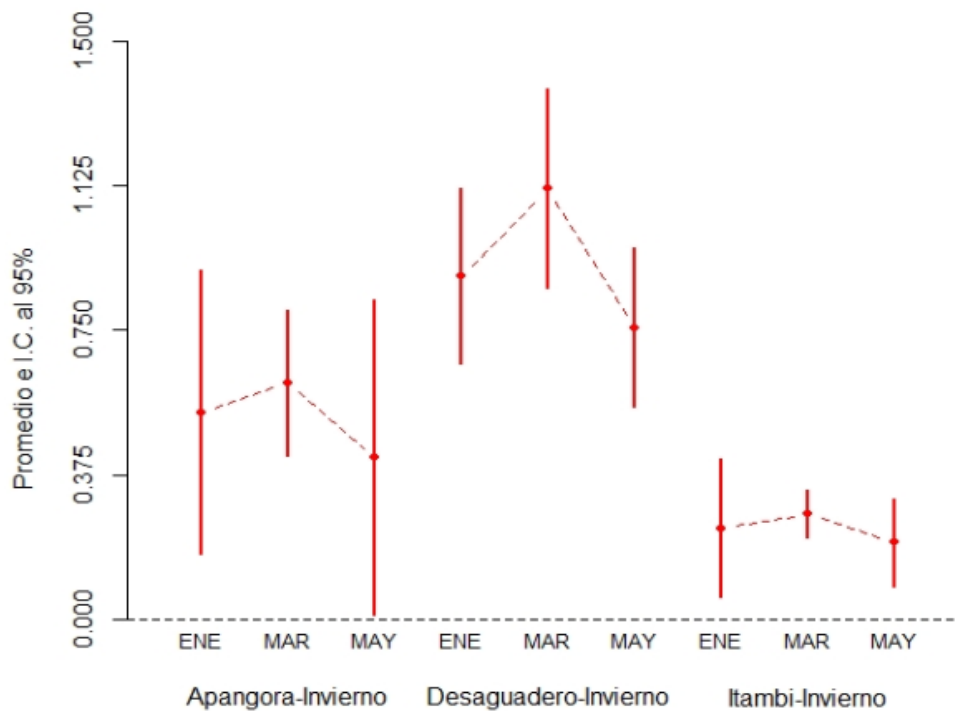
- Las concentraciones de arsénico presentes en los tallos se han podido cuantificar en el Desaguadero<sub>(verano)</sub>. En la Figura 47 se observa las concentraciones promedio (con IC95%); se han encontrado valores elevados mayores que la raíz y el suelo en todas las mediciones. Existen diferencias significativas en septiembre (verano) en comparación a julio y noviembre ( $p < 0,05$ ):



**Figura 47.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del arsénico en los tallos (verano)

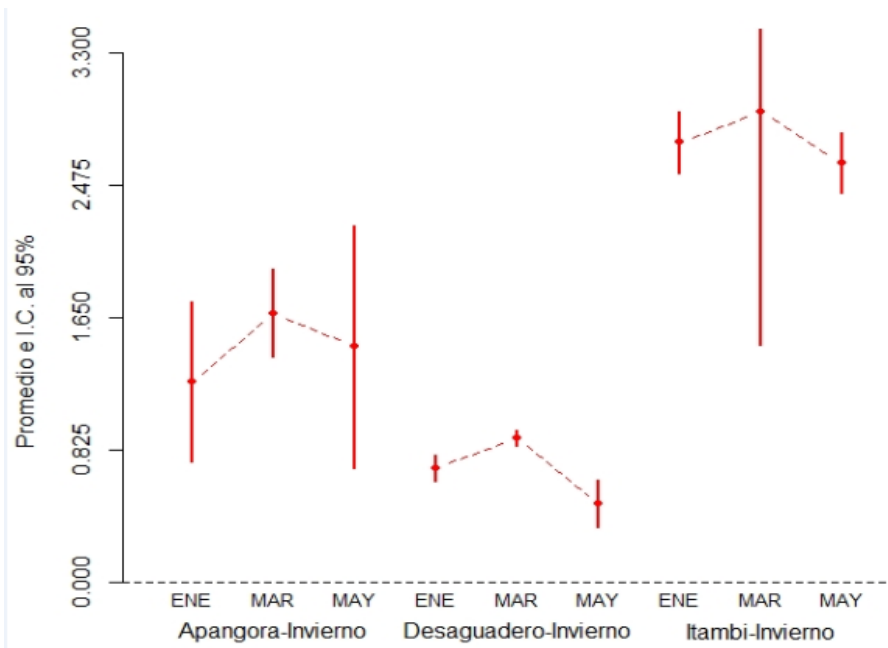
## ANÁLISIS DEL CADMIO (Cd) EN EL SISTEMA AGUA-SUELO-RAÍZ-TALLO:

- El cadmio se ha detectado únicamente en la raíz y en el suelo durante invierno. En la Figura 48 se observa las concentraciones promedio e intervalos de confianza al 95% cuyas concentraciones en el suelo de acuerdo a la localización de muestreo, son mayores en el Desaguadero a diferencia de los valores menores de Itambi. En consecuencia, se constatan diferencias significativas en el Desaguadero con respecto al Itambi con un valor de  $p < 0,05$ .



**Figura 48.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del cadmio en las raíces (invierno)

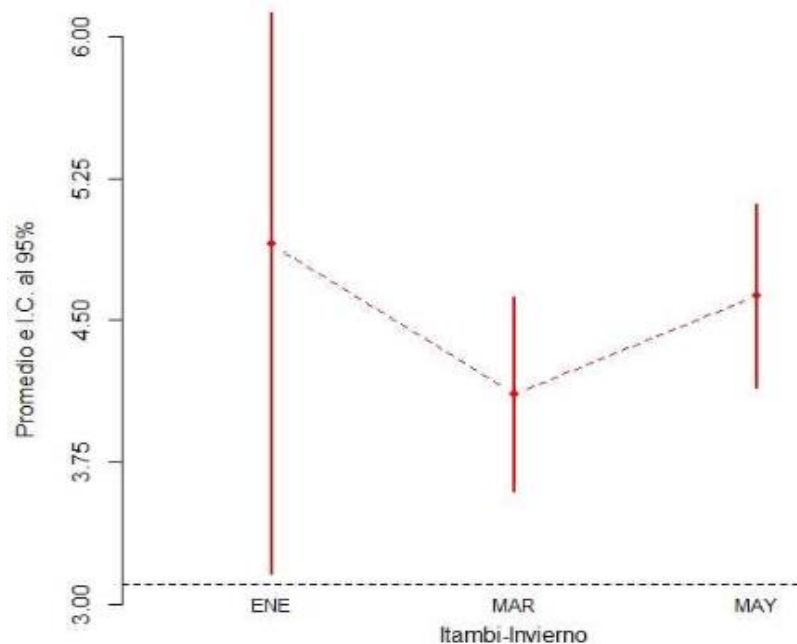
- En la Figura 49 se presentan las concentraciones promedio de Cd y sus intervalos de confianza al (95%) que se encuentran en las raíces. De acuerdo a la localización de muestreo, estas son mayores en el Itambi y menores en el Desaguadero. Así, se pueden determinar diferencias significativas en el Itambi con respecto al Desaguadero ( $p < 0,05$ ).



**Figura 49.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del cadmio en el suelo (invierno)

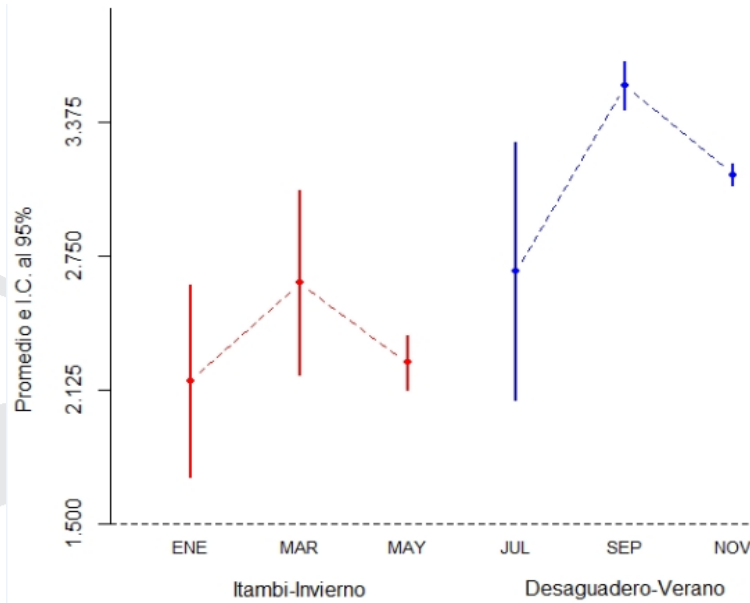
### ANÁLISIS DEL COBALTO (Co) EN EL SISTEMA AGUA-SUELO-RAÍZ-TALLO

En invierno, el cobalto se ha detectado únicamente en el suelo, raíz y los tallos de las muestras tomadas en el río Itambi. .En la Figura 50 se observan las concentraciones promedio e intervalos de confianza (IC95%) que se encuentran en las raíces de la estación climática de invierno y se aprecia que son las concentraciones más elevadas de las evaluaciones realizadas en este estudio.



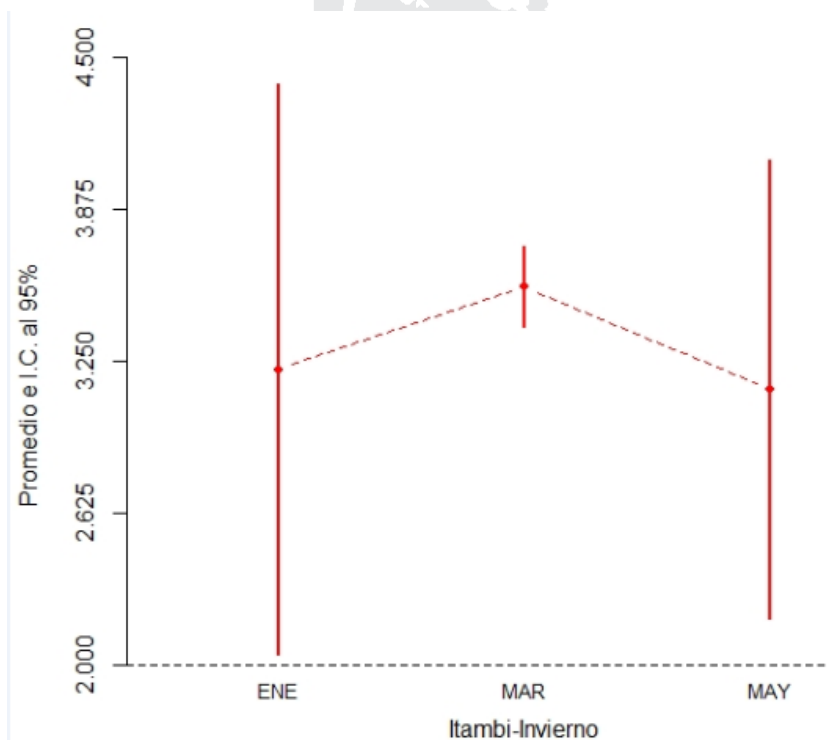
**Figura 50.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del cobalto en la raíz (invierno)

- En la siguiente Figura 51, se consideran las concentraciones promedio e intervalos de confianza (IC95%) de cobalto en el suelo del Itambi en invierno y en el verano del Desaguadero. Se observa que en el Desaguadero<sub>(verano)</sub> son mayores que en Itambi<sub>(invierno)</sub>. De esta forma, se han encontrado diferencias significativas en el Desaguadero con respecto a Itambi ( $p < 0,05$ ).



**Figura 51.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del cobalto en el suelo (invierno-verano)

Se observa en la Figura 52, las concentraciones promedio e intervalos de confianza (IC95%) de cobalto que se encuentran en los tallos en la estación climática de invierno. Por tanto, no existen diferencias significativas en enero, marzo y mayo ( $p > 0,05$ ).

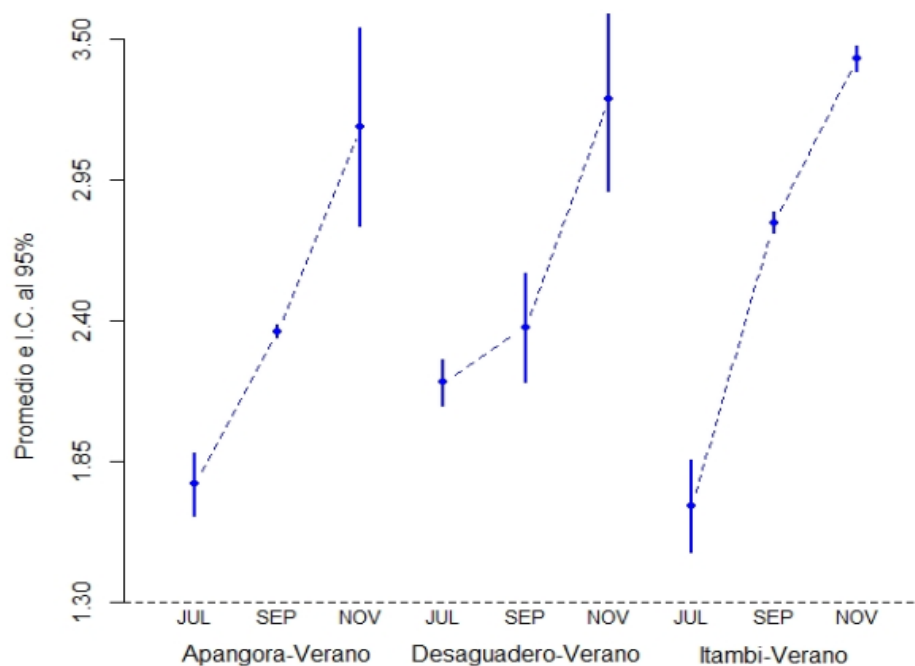


**Figura 52.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del cobalto en los tallos (invierno)



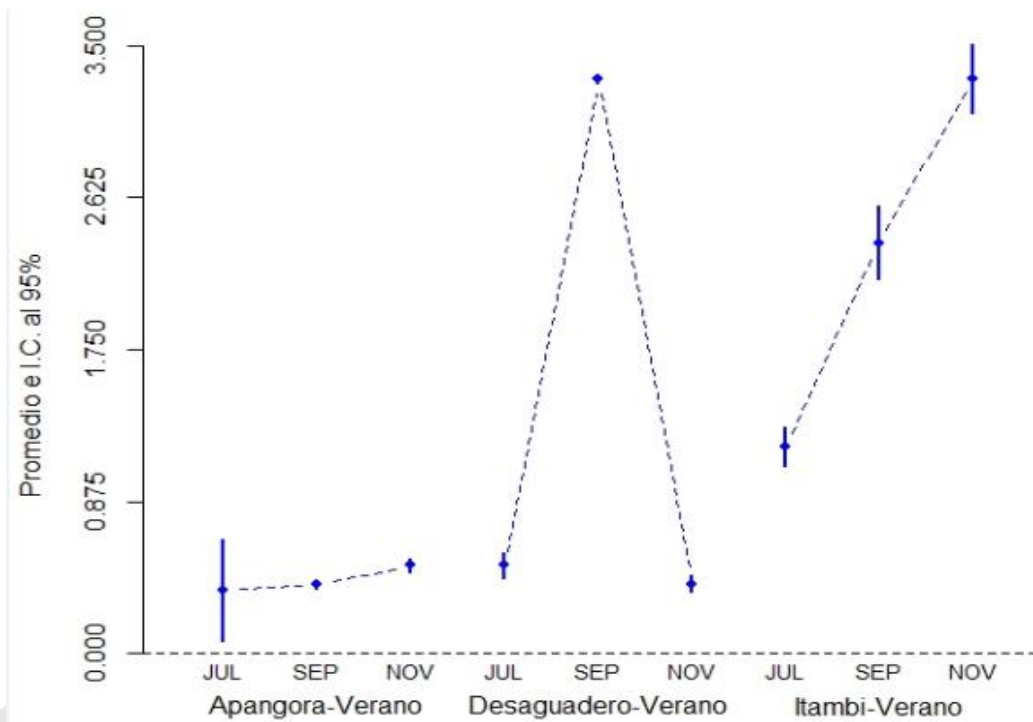
## ANÁLISIS DE CROMO (Cr) EN EL SISTEMA AGUA-SUELO-RAÍZ-TALLO

En verano, el cromo se ha detectado únicamente en el suelo, raíz y tallo en la estación climática de verano. En la Figura 53, se representan las concentraciones promedio e intervalos de confianza (IC95%) en el suelo en las tres localizaciones de estudio. Se ha detectado las concentraciones de cromo en similares niveles de contaminación a lo largo de los meses correspondientes a la estación de verano (D<sub>1</sub>, D<sub>2</sub> y E<sub>1</sub>). Es preciso notar que hay un patrón de concentración creciente en los tres puntos de muestreo. No hay diferencias significativas en julio, septiembre y noviembre ( $p > 0,05$ ).



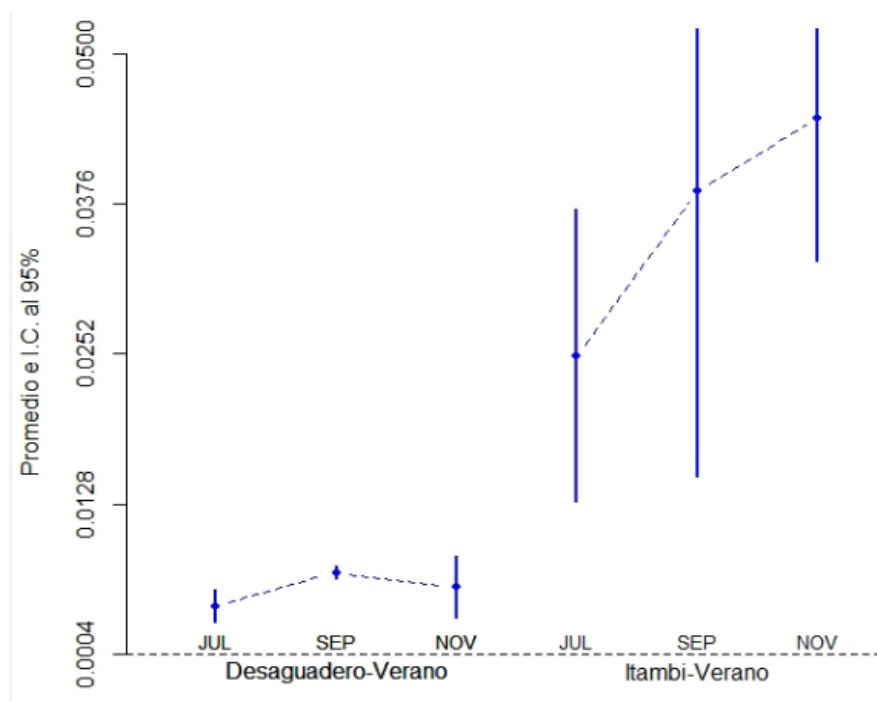
**Figura 53.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del cromo en el suelo (verano)

- En la Figura 54, se han representado las concentraciones promedio e intervalos de confianza (IC95%) de cromo en las raíces, siendo mayor en el Desaguadero<sub>(septiembre)</sub>, mientras que en el Itambi muestra una marcada tendencia creciente durante el verano; en todo caso, en Apangora se detecta en menor cantidad ( $p < 0,05$ ).



**Figura 54.** Concentraciones promedio e I.C al 95% de cromo en las raíces (verano)

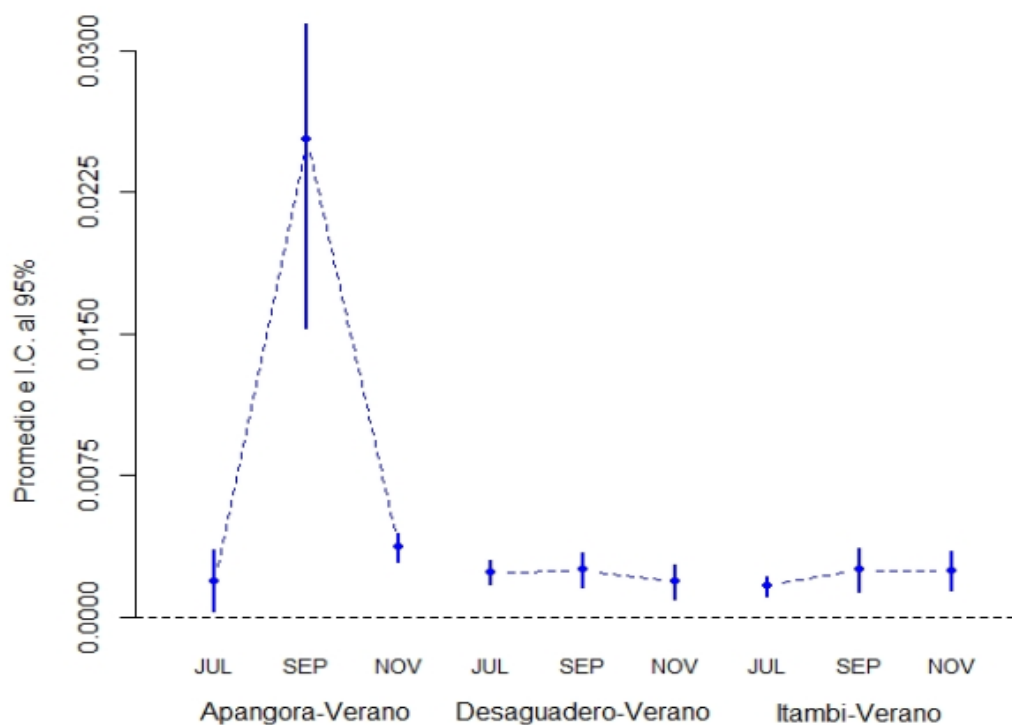
En la Figura 55, se han reflejado las concentraciones de cromo promedio e intervalos de confianza (IC95%) en los tallos de las totoras. Se ha cuantificado únicamente en verano en el Desaguadero e Itambi; en menores cantidades que en el suelo y raíces. Sin embargo, en el Desaguadero se manifiestan concentraciones menores que en el Itambi, donde los niveles de cromo son crecientes ( $p < 0,05$ ).



**Figura 55.** Concentraciones promedio e I.C al 95% de cromo en los tallos (verano)

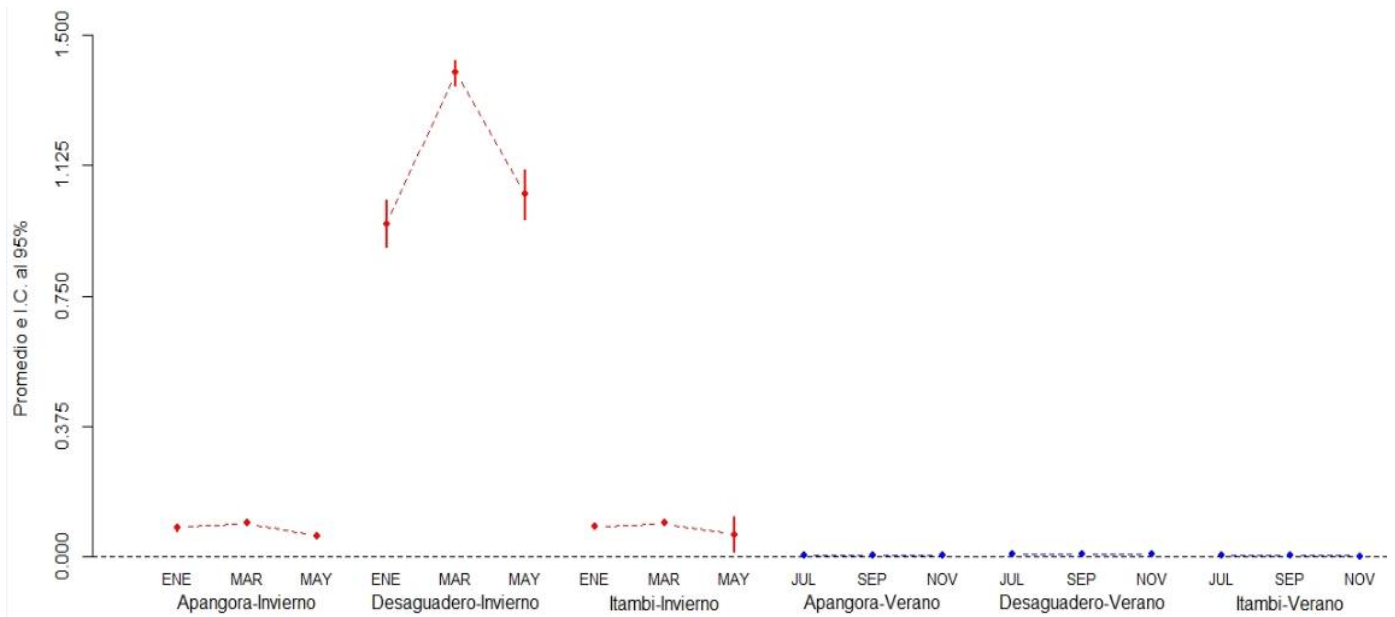
## ANÁLISIS DE MERCURIO (Hg) EN EL SISTEMA AGUA-SUELO-RAÍZ-TALLO

El mercurio se encuentra en el agua y en los tallos de *S. californicus*, aunque se ha detectado únicamente en verano. En cambio, en las raíces de las totoras y el suelo de las tres localizaciones estudiadas se encuentran tanto en invierno como verano. En la Figura 56, se encuentran las concentraciones promedio e intervalos de confianza (IC95%) de las muestras de agua; el mercurio se observa concentraciones mínimas, sin embargo, ha sido mayor en Apangora, en especial, en el mes de septiembre, aunque en general se presenta en valores similares ( $p < 0,05$ ).



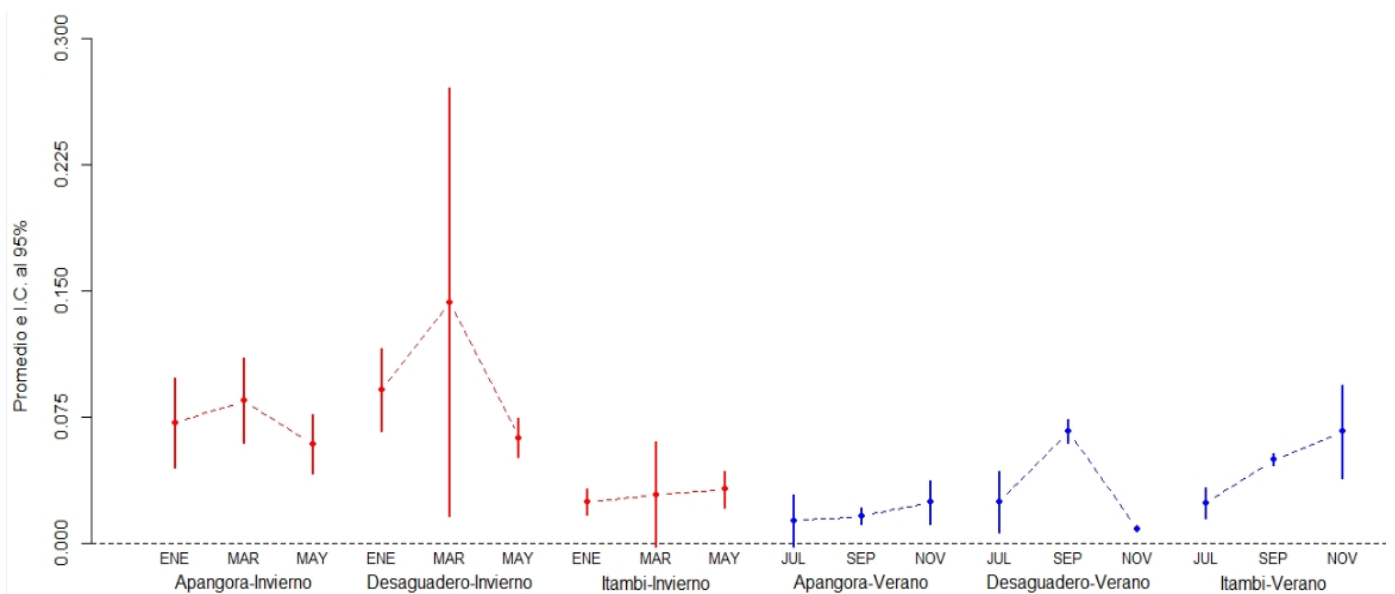
**Figura 56.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del mercurio en el agua (verano)

Las concentraciones promedio e intervalos de confianza (IC95%) del mercurio en el suelo se han expresado en la Figura 57. Se observa valores mayores en invierno que en verano, de hecho, se observan valores muy altos en el Desaguadero comparados con otras localizaciones de muestreo; en verano, las concentraciones son cercanas al cero. En consonancia, existen diferencias significativas en Desaguadero<sub>(invierno)</sub> con respecto a Apangora e Itambi en la misma estación ( $p < 0,05$ ).



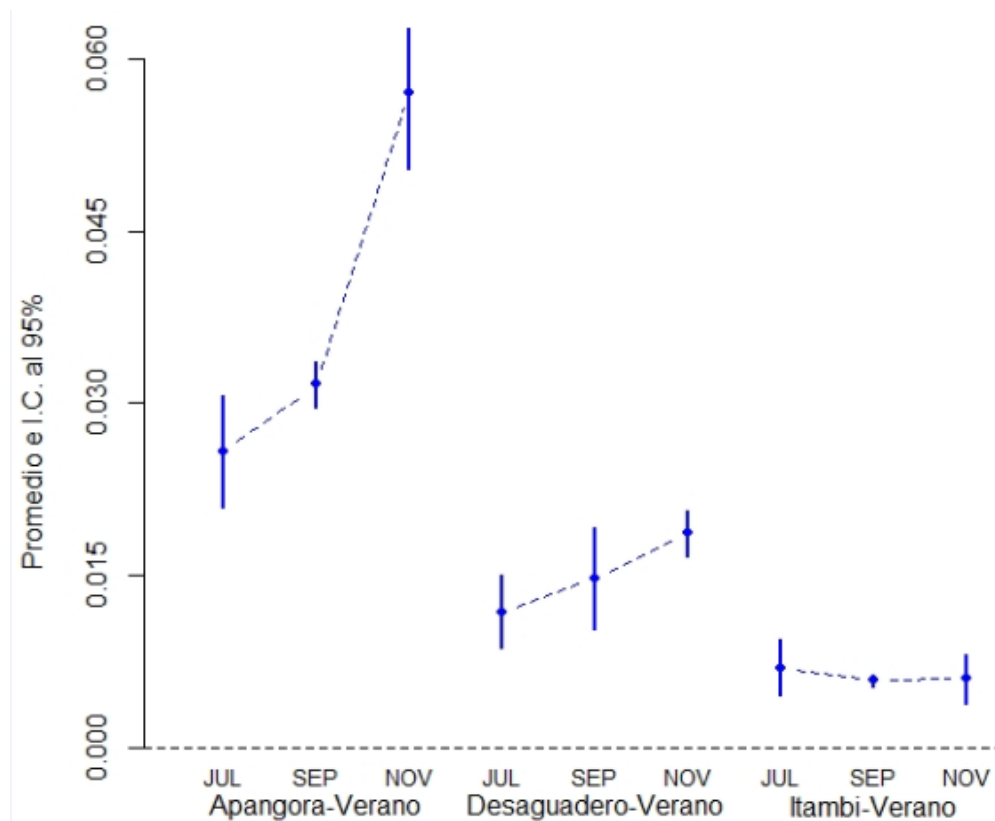
**Figura 57.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del mercurio en el suelo (invierno-verano)

En la Figura 58, se encuentran las concentraciones promedio e intervalos de confianza (IC95%) presentes en las raíces de *Schoenoplectus californicus*. Los mayores niveles en invierno se han observado tanto en Apangora como en el Desaguadero. No obstante, el Itambi muestra niveles similares que en verano en Apangora. Asimismo, el Desaguadero e Itambi muestran valores mayores que el Apangora, pero menores que los de invierno en Apangora y Desaguadero. Se puede concluir que hay diferencias significativas en el Desaguadero<sub>(invierno)</sub> con respecto a Apangora, Desaguadero y Itambi<sub>(verano)</sub> ( $p < 0,05$ ).



**Figura 58.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del mercurio en la raíz (invierno-verano)

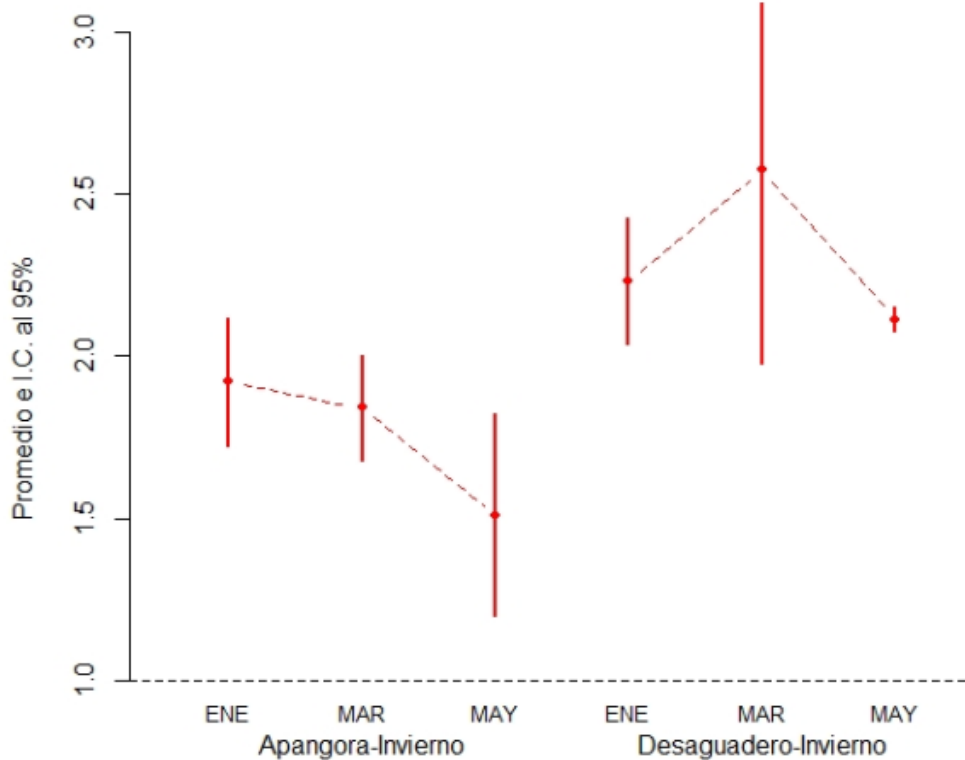
En la Figura 59, se han representado las concentraciones promedio e intervalos de confianza (IC95%) presentes en los tallos de las totoras. Se observa que en el Apangora existen concentraciones mayores que otras localizaciones de muestreo, aunque llama la atención la tendencia creciente que se da tanto en Apangora como en el Desaguadero. Por lo tanto, existen diferencias significativas en el Apangora - verano con respecto al Desaguadero y el Itambi-verano con una probabilidad de ( $p < 0,05$ ).



**Figura 59.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del mercurio en los tallos (verano)

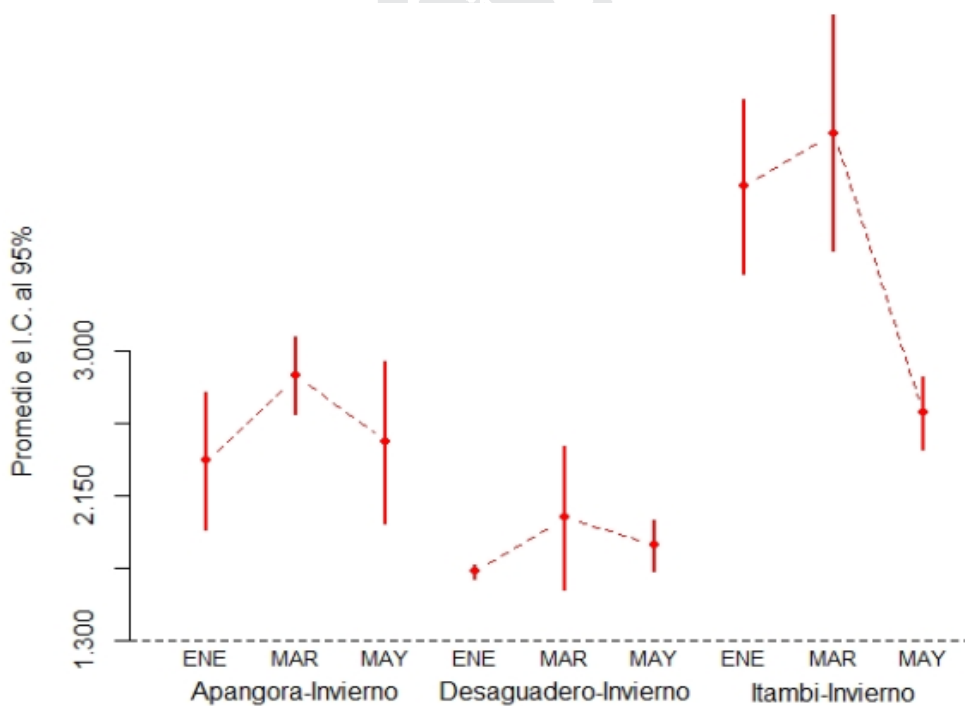
### ANÁLISIS DE NÍQUEL (Ni) EN EL SISTEMA AGUA-SUELO-RAÍZ-TALLO

El níquel se ha detectado únicamente en la raíz y el suelo de *S. californicus* de la estación climática de invierno. En la Figura 60, se encuentran las concentraciones promedio e intervalos de confianza (IC95%) en la raíz; se detecta valores mayores en el Desaguadero que en el Apangora, más aún, en este último, se percibe una tendencia descendente en el tiempo. De este modo, las diferencias son significativas en el Apangora<sub>(invierno)</sub> con respecto al Desaguadero<sub>(invierno)</sub> ( $p < 0,05$ ).



**Figura 60.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del níquel en la raíz (invierno)

Las concentraciones promedio e intervalos de confianza (IC95%) del níquel en el suelo se encuentran en la Figura 61. Se detecta concentraciones mayores en Itambi con respecto a Apangora y el Desaguadero, por tanto existen diferencias significativas en Itambi al compararlo con Apangora y el Desaguadero ( $p < 0,05$ ).



**Figura 61.** Concentraciones promedio e I.C al 95% del níquel en el suelo (invierno)

**Resultados del Factor de Bioconcentración:** para cuantificar el Factor de Bioconcentración (BCF) en la raíz o en el tallo de *S. californicus* se ha empleado la relación de la concentración detectada en raíz o en el tallo respecto de la concentración detectada en suelo.

Para la interpretación de los resultados obtenidos, se ha empleado lo siguiente:

Menores a 1: Planta no acumuladora, excluyente

Entre 1 a 10: Planta acumuladora

Mayor a 10: Planta hiper-acumuladora

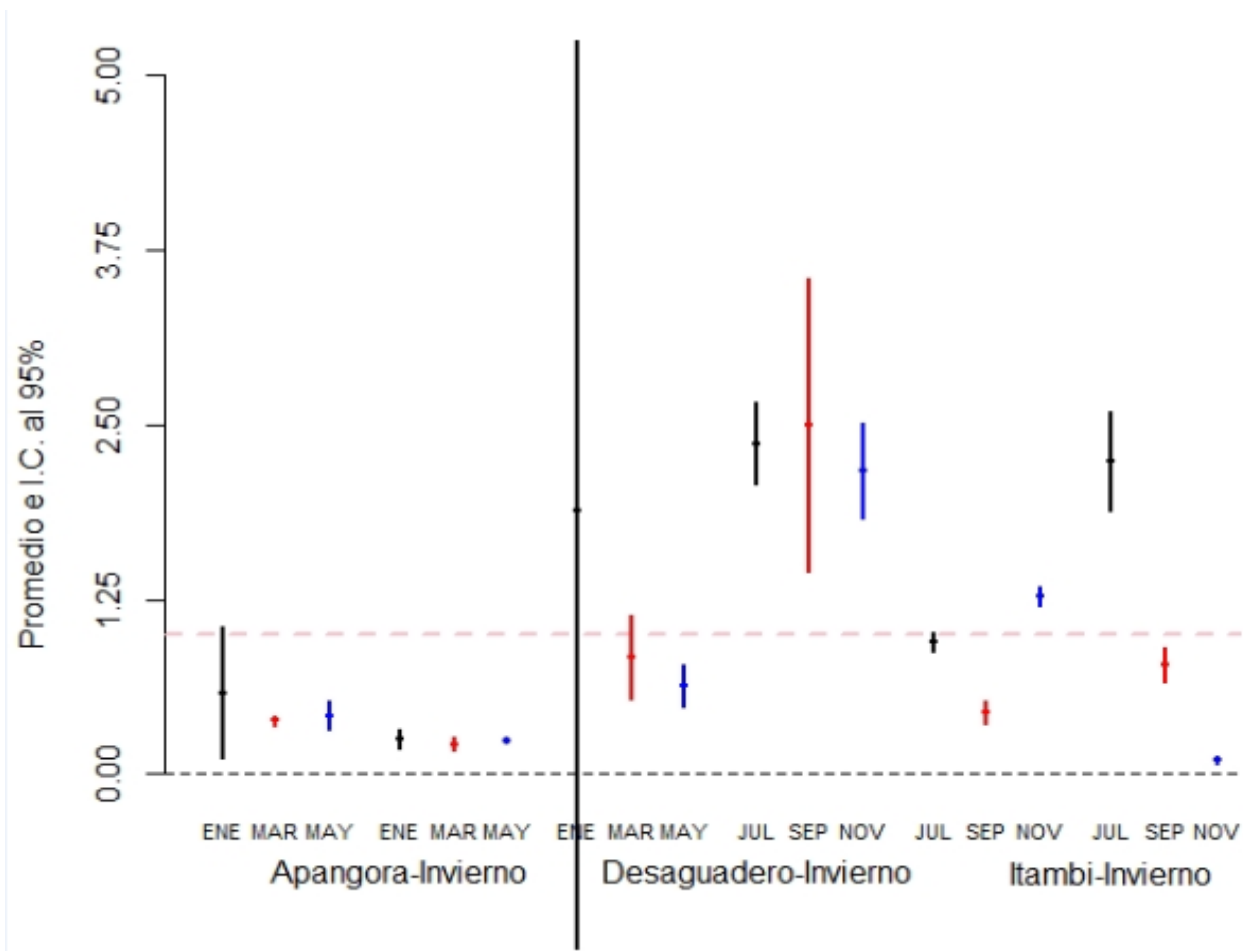
A continuación, se presenta las tablas de valores promedio de BCF obtenidos en la raíz de las totoras con respecto a la estación climática, la localización y los meses de muestreo.

**Tabla 20. BCF promedio obtenido en la raíz de *S. californicus***

Estación	Localización de muestreo	Metal	Mes 1	Mes 2	Mes 3	
Invierno	Apangora	Arsénico	0.5784	0.3818	0.4181	
		D1	Cadmio	0.4298	0.3676	0.2804
			Mercurio	0.8529	0.8701	0.9856
			Níquel	0.8180	0.6450	0.6130
	Desaguadero	Arsénico	0.2547	0.2160	0.2373	
		E1	Cadmio	1.2456	1.2408	1.5707
			Mercurio	0.0956	0.1031	0.0603
			Níquel	1.3090	1.2769	1.1392
	Itambi	Arsénico	1.8798	0.8372	0.6364	
		D2	Cadmio	0.0867	0.0944	0.0770
			Cobalto	2.2888	1.5705	2.0565
			Mercurio	0.2786	0.2991	0.5645
Verano	Apangora	Arsénico	2.3644	2.4905	2.1679	
		D1	Cromo	0.2067	0.1672	0.1609
			Mercurio	3.2778	3.4451	4.8007
	Desaguadero	Arsénico	0.9478	0.4445	1.2745	
		E1	Cromo	0.2342	1.3953	0.1232
			Mercurio	3.1234	8.9570	1.1731
	Itambi	Arsénico	2.2382	0.7789	0.1048	
		D2	Cromo	0.7095	0.8490	0.9661
			Mercurio	6.4398	17.4558	28.4675

En la Figura 62, se encuentran los factores de bioconcentración (BCF) promedio e intervalos de confianza (IC95%) de arsénico en las raíces de las totoras. En verano hay una tendencia a valores entre

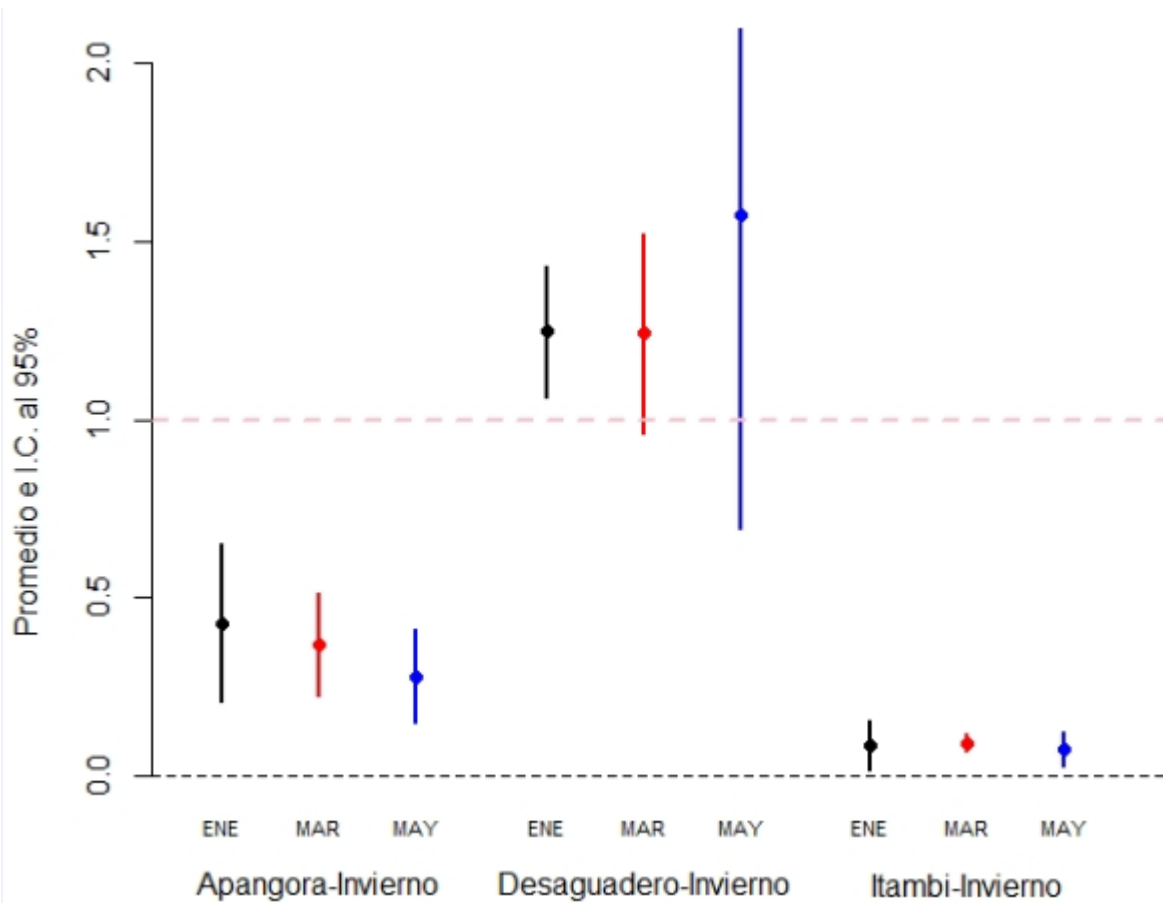
1 y 10, mientras que en invierno se develan valores inferiores a 1. Los valores más bajos se detectan en Apangora<sub>(invierno)</sub> y otra característica es la alta variabilidad en el Desaguadero en el mes de enero.



**Figura 62.** Factores de bioconcentración (BCF) de arsénico en la raíz de *S. californicus* (invierno-verano)

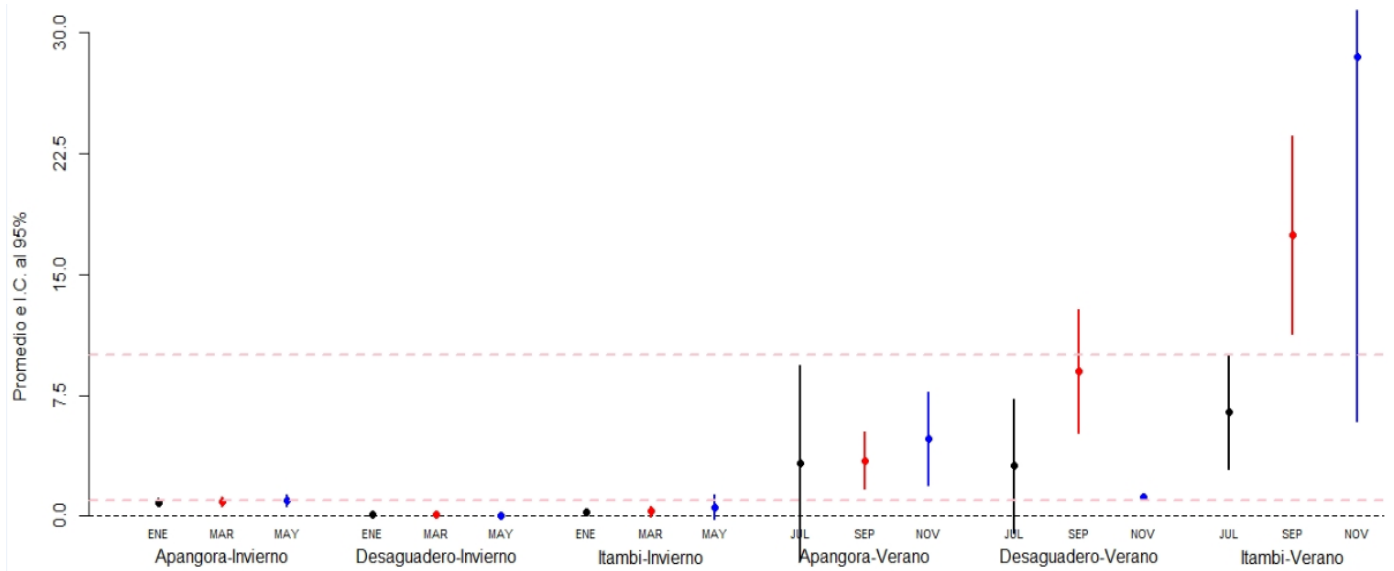
En la Figura 63, se encuentran los factores de bioconcentración promedio e intervalos de confianza (IC95%) en las raíces de las muestras de los macrófitos en el caso del cadmio. Se ha obtenido valores solamente en el invierno en las tres localizaciones de muestreo. Además, se observa que en el Desaguadero hay una mayor cantidad de valores entre 1 y 10, seguido de Apangora, mientras que en el Itambi se presentan por debajo de 1.





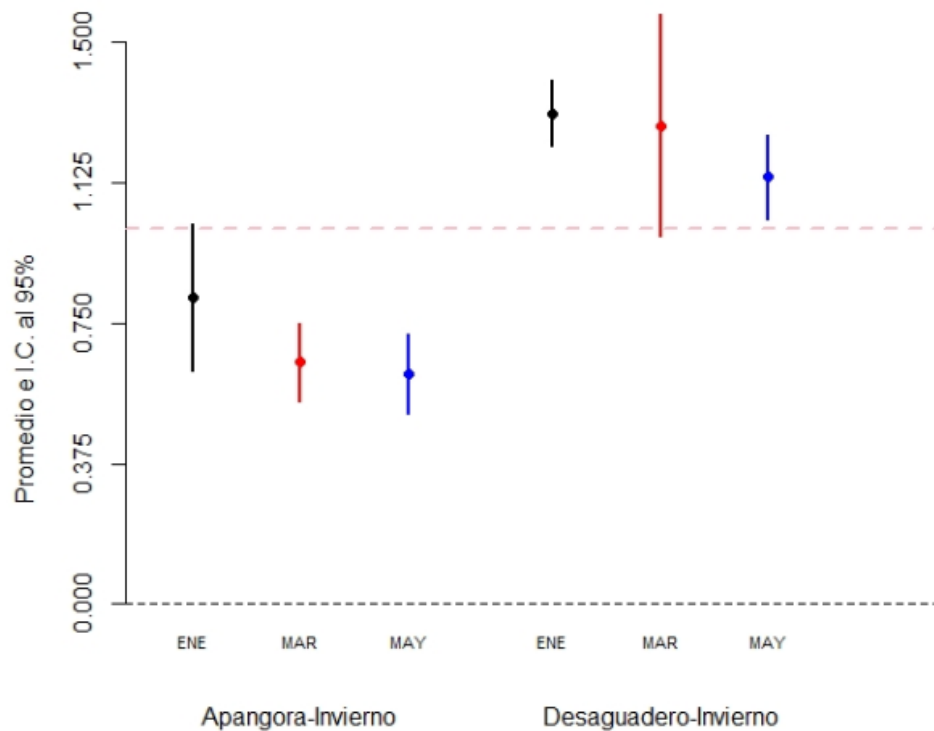
**Figura 63.** Factores de bioconcentración (BCF) de cadmio en la raíz de *S. californicus* (invierno)

En la Figura 64, se ha presentado los factores de bioconcentración promedio e intervalos de confianza (IC95%) en las raíces de *S. californicus* para el mercurio. Este metal ha estado presente en todos los meses y localizaciones de muestreo, obteniéndose un BCF en la raíz superior en verano, específicamente en el Itambi, donde supera el rango de 10 y en el resto de localizaciones se obtuvo valores entre 1 y 10 puntos. Durante invierno, el indicador se mantiene por debajo de 1.



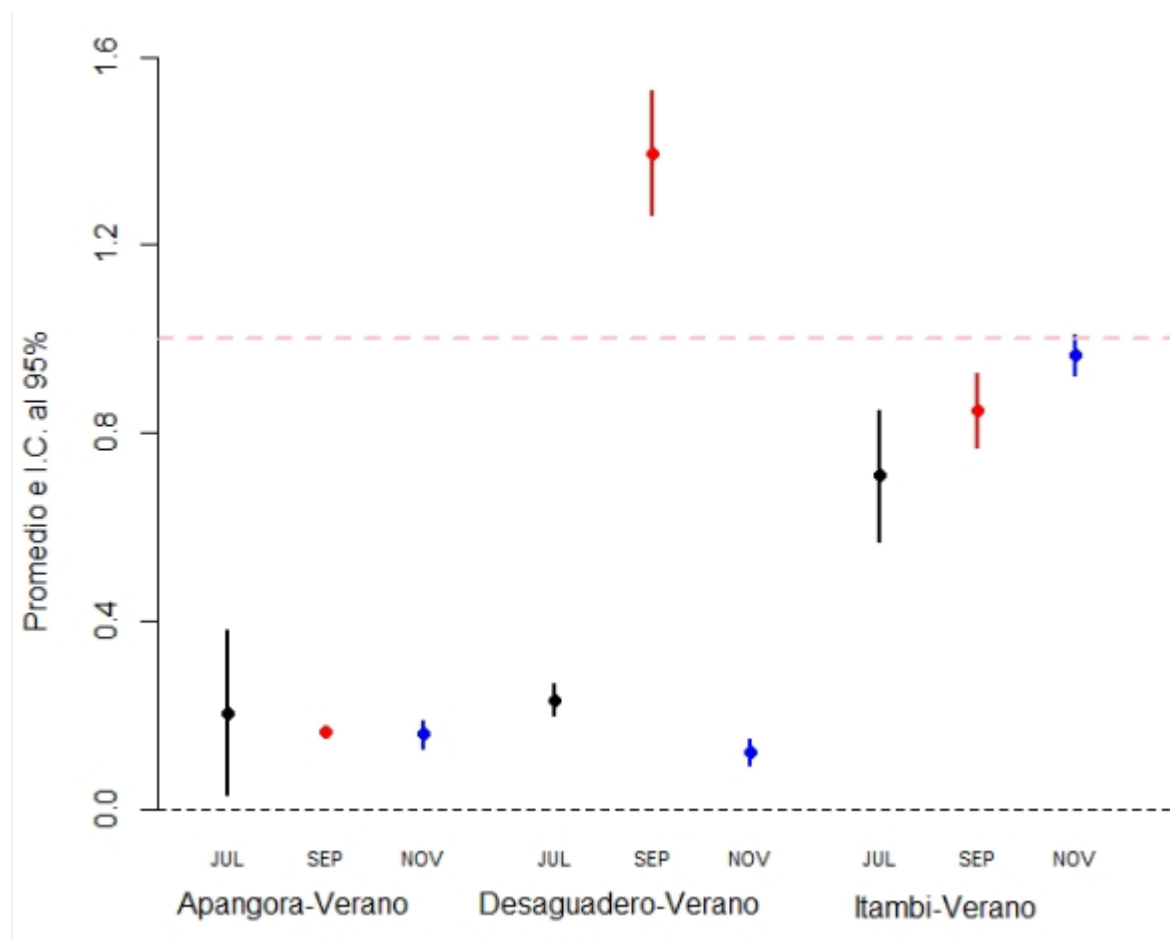
**Figura 64.** Factores de bioconcentración (BCF) de mercurio en la raíz de *S. californicus* (invierno-verano)

En la Figura 65, se encuentran los factores de bioconcentración promedio y los intervalos de confianza presentes en las raíces para el níquel. Se obtuvieron valores únicamente en invierno, específicamente en el Apangora y Desaguadero, notándose que en el Desaguadero el indicador está en el rango de 1 a 10 y en Apangora es inferior a 1.



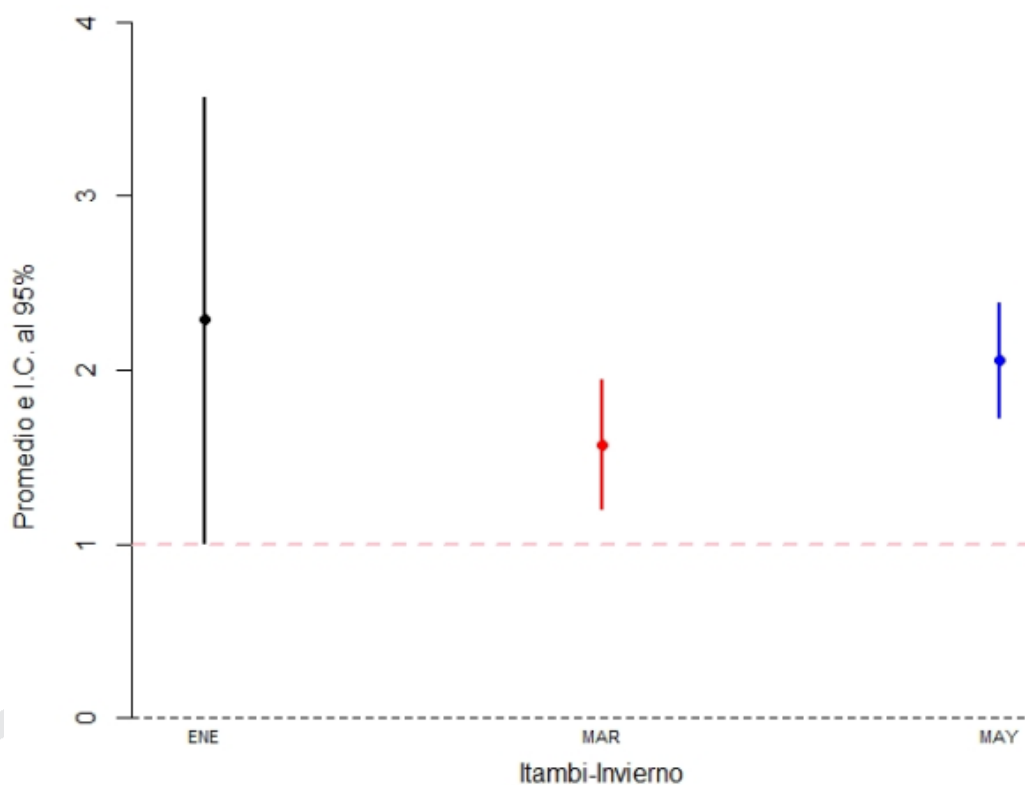
**Figura 65.** Factores de bioconcentración (BCF) de níquel en la raíz de *S. californicus* (invierno)

En la Figura 66, se encuentran los factores de bioconcentración promedios y los intervalos de confianza presentes en las raíces para el cromo. Obteniéndose únicamente en verano en las tres localizaciones de muestreo. Si bien se mantiene un indicador inferior a 1 en marzo, en Desaguadero se logra un indicador entre 1 y 10 y en Itambi se nota una tendencia creciente de este indicador.



**Figura 66.** Factores de bioconcentración (BCF) de cromo en la raíz de *S. californicus* (verano)

En la Figura 67, se encuentran los factores de bioconcentración promedios e intervalos de confianza (IC95%) en las raíces de las muestras de las totoras para el cobalto. Se obtenido únicamente en Itambi<sub>(invierno)</sub> y se observa que este indicador se encuentra entre 1 y 10 puntos.



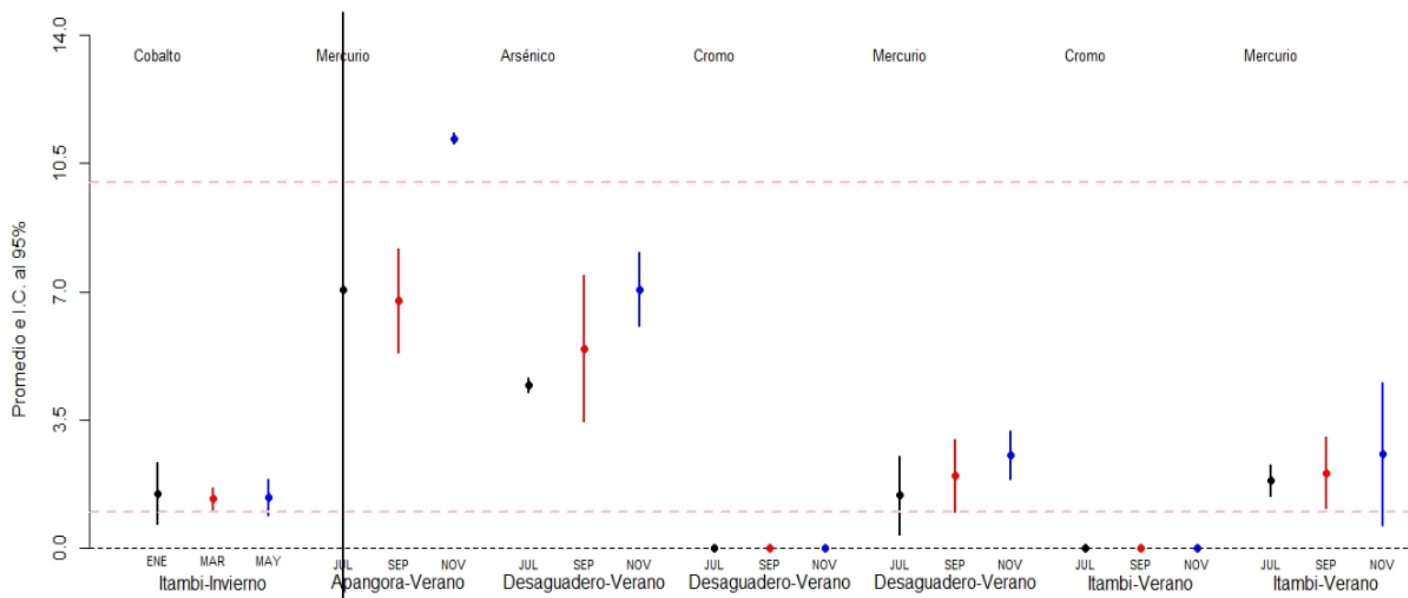
**Figura 67.** Factores de bioconcentración (BCF) de cobalto en la raíz de *S. californicus* (invierno)

A continuación, se presenta los valores promedio de Factor de Bioconcentración (BCF) obtenidos en los tallos con respecto a la estación climática, localización de muestreo y los meses de muestreo.

**Tabla 21. BCF promedio obtenido en los tallos**

Estación	Lugar	Metal	Mes 1	Mes 2	Mes 3
Invierno	Itambi	Cobalto	1.5026	1.3593	1.3936
Verano	Apangora	Mercurio	7.0625	6.7582	11.1785
		Desaguadero	Arsénico	4.4564	5.4473
		Cromo	0.0020	0.0030	0.0018
		Mercurio	1.4447	1.9817	2.5396
	Itambi	Cromo	0.0149	0.0139	0.0130
	Mercurio	1.8553	2.0515	2.5722	

En la Figura 68, se encuentran los factores de bioconcentración (BCF) promedio y los intervalos de confianza presentes en los tallos. En este caso, se detecta que, salvo en el Desaguadero<sub>(verano)</sub>, el cromo presenta valores muy cercanos a cero, y el mercurio en Apangora<sub>(verano)</sub> en un rango superior a 10 en el mes de julio. Los BCF de los metales pesados restantes se encuentran en rangos de 1 a 10.



**Figura 68.** Factores de bioconcentración (BCF) de los tallos de *S. californicus* (invierno-verano)

**Resultados del Factor de Translocación:**

Para obtener el Factor de Translocación (TF) en la raíz o en el tallo de *S. californicus* se ha empleado la relación de la concentración detectada o en el tallo respecto de la concentración detectada en la raíz.

Para la interpretación de los resultados obtenidos, se ha empleado lo siguiente:

- Menores a 1: Fitoestabilización
- Mayores a 1: Fitoextracción

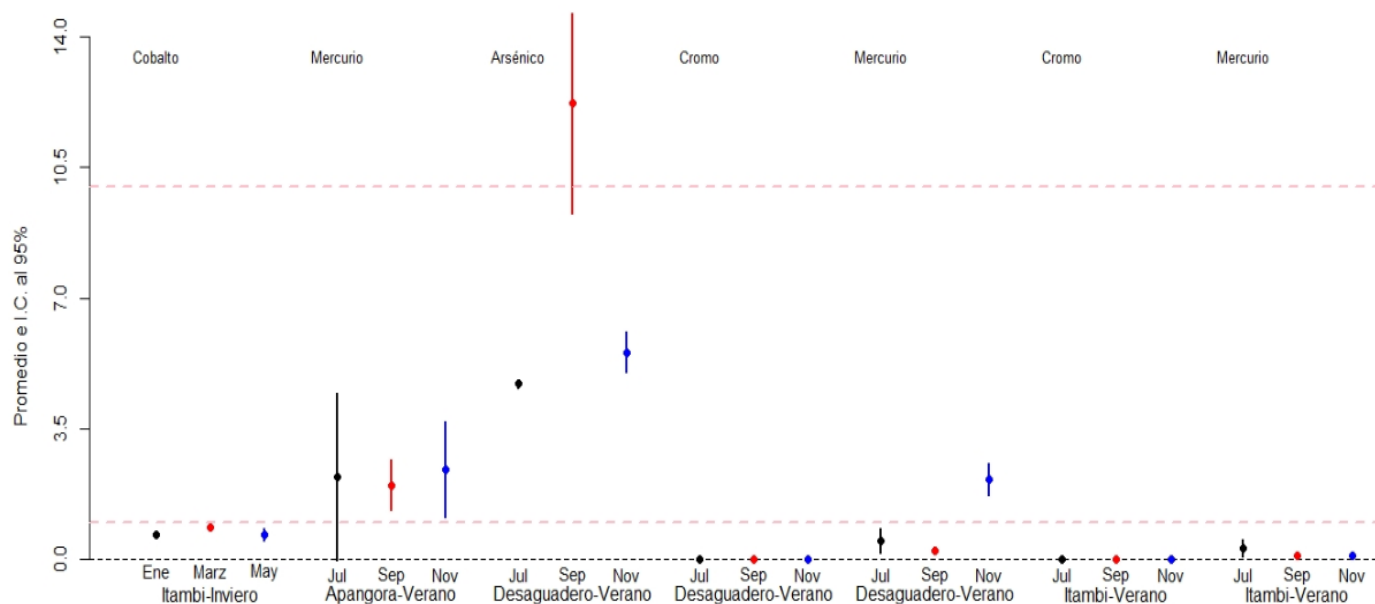
A continuación, se presenta la Tabla 22 de valores promedio de TF obtenidos con respecto a la estación climática, la localización y los meses de muestreo

**Tabla 22. Factor de traslocación promedio**

Estación	Lugar	Metal	Mes 1	Mes 2	Mes 3
Invierno	Itambi	Cobalto	0.6562	0.8666	0.6765
Verano	Apangora	Mercurio	2.2086	1.9986	2.4120
		Arsénico	4.7028	12.2327	5.5444
		Cromo	0.0086	0.0022	0.0148
	Desaguadero	Mercurio	0.5029	0.2211	2.1624
		Cromo	0.0212	0.0163	0.0135
		Mercurio	0.3007	0.1171	0.0908

En la Figura 69, se encuentra únicamente cobalto para la estación de invierno mientras que el Arsénico Cromo y Mercurio se obtenido en la estación de verano.

Además se aprecia que algunos de los valores del factor de translocación son muy cercanos a cero o en todo caso inferiores a 1. Los valores que son mayores a uno se encuentran para el mercurio en Apangora-verano y arsénico Desaguadero-verano.



**Figura 69.** Factores de translocación (TF) de *S. californicus* (invierno-verano)

5.9) Potencial de Riesgo Ecológico (PERI) en la vertiente Apangora. Estación climática: verano, 2017.

Se ha realizado el cálculo del PERI utilizando las concentraciones trimestrales promedio de los metales en el suelo y las concentraciones promedio del sedimento que fueron medidas a una profundidad de 1,5 metros, posteriormente, se ha multiplicado con el factor de respuesta de toxicidad del metal. En el Apangora, se ha establecido un PERI de 98(Ver Tabla 23), indicando un riesgo bajo (Devanesan et al., 2017):

**Tabla 20.** Potencial de Riesgo Ecológico (PERI) en la vertiente Apangora. Estación climática: verano, 2017.

<b>CÁLCULO DEL POTENCIAL DE RIESGO ECOLÓGICO DEL MEDIO AMBIENTE (APANGORA)</b>						
<b>SUELO- VERANO-APANGORA</b>						<b>Interpretación:</b>  <b>Existe Riesgo bajo</b>
<b>Metales pesados (mg/kg)</b>	Concentración del metal en el sedimento	Concentración referencial del metal a una profundidad de 1,5 m	Concentración suelo/ Concentración referencial	Factor de respuesta de toxicidad del metal	Potencial de riesgo ecológico del medio ambiente	
<b>Cromo</b>	<b>2,4257</b>	<b>1,3089</b>	1,8532	2	3,7064	
<b>Mercurio</b>	<b>0,0051</b>	<b>0,0027</b>	1,8889	40	75,555	
<b>Arsénico</b>	<b>0,2398</b>	<b>0,1269</b>	1,8897	10	18,8997	
<b>Cobalto</b>	---	--	---	--	--	
<b>TOTAL</b>					<b>98,2</b>	

5.10) Potencial de Riesgo Ecológico (PERI) del río Itambi. Estación climática: verano, 2017.

Se ha realizado el cálculo del PERI mediante las concentraciones trimestrales promedio de los metales presentes en el suelo entre las concentraciones promedio del sedimento medidas a una profundidad de 1,5 metros y la multiplicación posterior con el factor de respuesta de toxicidad del metal. El valor aproximado del PERI es de 133(Ver Tabla 24), que corresponde a un riesgo moderado (Fiori et al., 2013).

**Tabla 24.** Potencial de Riesgo Ecológico (PERI) en el río Itambi (verano, 2017).

<b>CALCULO DEL POTENCIAL DE RIESGO ECOLÓGICO DEL MEDIO AMBIENTE(ITAMBI)</b>						
<b>SUELO VERANO-ITAMBI</b>						<b>Interpretación: Existe un Riesgo moderado</b>
<b>Metales pesados (mg/kg)</b>	<b>Concentración del metal en el sedimento</b>	<b>Concentración referencial del metal a una profundidad de 1,5 m</b>	<b>Concentración suelo/ Concentración referencial</b>	<b>Factor de respuesta de toxicidad del metal</b>	<b>Potencial de riesgo ecológico del medio ambiente</b>	
<b>Cromo</b>	<b>2,6189</b>	0,4931	5,311093085	2	10,6222	
<b>Mercurio</b>	<b>0,003</b>	0,00119	2,521008403	40	100,84	
<b>Arsénico</b>	<b>0,2883</b>	0,1369	2,105916728	10	21,059	
<b>Cobalto</b>	---	--	---	--	--	
<b>TOTAL</b>					<b>132,52</b>	

5.11) Potencial de Riesgo Ecológico (PERI) en el Desaguadero. Estación de climática: verano, 2017.

Se ha realizado el cálculo del PERI empleando las concentraciones trimestrales promedio de los metales presentes en el suelo entre las concentraciones promedio del sedimento a una profundidad de 1,5 metros y se ha multiplicado con el factor de respuesta de toxicidad del metal. En el Desaguadero, el PERI es de 148(Ver Tabla 25), interpretado como un riesgo moderado.



**Tabla 22.** Potencial de Riesgo Ecológico (PERI) en el Desaguadero (verano, 2017).

<b>CALCULO DEL POTENCIAL DE RIESGO ECOLÓGICO DEL MEDIO AMBIENTE(DESAGUADERO)</b>						
<b>SUELO VERANO-DESAGUADERO</b>						
<b>Metales pesados (mg/kg)</b>	<b>Concentración del metal en el suelo</b>	<b>Concentración referencial del metal a una profundidad de 1,5 m</b>	<b>Concentración suelo/ Concentración referencial</b>	<b>Factor de respuesta de toxicidad del metal</b>	<b>Potencial de riesgo ecológico del medio ambiente</b>	<b>Interpretación: Existe Riesgo moderado</b>
<b>Cromo</b>	<b>2,6023</b>	1,2581	2,068436531	2	4,1368	
<b>Mercurio</b>	<b>0,00782</b>	0,00281	2,782918149	40	111,316	
<b>Arsénico</b>	<b>0,6204</b>	0,2842	2,18296974	10	21,829	
<b>Cobalto</b>	<b>3,1203</b>	1,492	2,091353887	5	10,4568	
<b>TOTAL</b>					<b>148</b>	

5.12) Potencial de Riesgo Ecológico (PERI) en la vertiente Apangora. Estación climática: invierno, 2018.

Se ha realizado el cálculo del PERI con las concentraciones trimestrales promedio de los metales en el suelo entre las del sedimento (medición a 1,5 metros de profundidad), además, se ha multiplicado con el factor de respuesta de toxicidad del metal. El valor del PERI es de 131(Ver Tabla 26), determinándose que corresponde a un riesgo moderado:

**Tabla 23.** Potencial de Riesgo Ecológico (PERI) en la vertiente Apangora (invierno, 2018).

<b>CALCULO DEL POTENCIAL DE RIESGO ECOLÓGICO DEL MEDIO AMBIENTE(APANGORA)</b>						
<b>SUELO INVIERNO-APANGORA</b>						<b>Interpretación: Existe Riesgo moderado</b>
<b>Metales pesados (mg/kg)</b>	Concentración del metal en el suelo	Concentración referencial del metal a una profundidad de 1,5 m	Concentración suelo/ Concentración referencial	Factor de respuesta de toxicidad del metal	Potencial de riesgo ecológico del medio ambiente	
<b>Níquel</b>	<b>2,596</b>	1,539	1,668	5	8,340	
<b>Cadmio</b>	<b>1,4633</b>	0,891	1,608	30	48,249	
<b>Mercurio</b>	<b>0,0803</b>	0,057	1,421	40	56,842	
<b>Arsénico</b>	<b>0,6729</b>	0,374	1,797	10	17,968	
<b>TOTAL</b>					<b>131</b>	

5.12) Potencial de Riesgo Ecológico (PERI) en el río Itambi. Estación climática: invierno, 2018.

Se ha realizado el cálculo del Potencial de Riesgo Ecológico (PERI) usando las concentraciones trimestrales promedio de los metales en el suelo entre las concentraciones promedio del sedimento (profundidad de 1,5 metros) por el factor de respuesta de toxicidad del metal. El total fue de 180(Ver Tabla 27), lo que corresponde a un riesgo considerable:

**Tabla 24.** Potencial de Riesgo Ecológico (PERI) en el río Itambi (invierno 2018).

<b>CALCULO DEL POTENCIAL DE RIESGO ECOLÓGICO DEL MEDIO AMBIENTE( ITAMBI)</b>						
<b>SUELO INVIERNO-ITAMBI</b>						
<b>Metales pesados (mg/kg)</b>	<b>Concentración del metal en el suelo</b>	<b>Concentración referencial del metal a una profundidad de 1,5 m</b>	<b>Concentración suelo/ Concentración referencial</b>	<b>Factor de respuesta de toxicidad del metal</b>	<b>Potencial de riesgo ecológico del medio ambiente</b>	<b>Interpretación: Existe Riesgo considerable</b>
<b>Níquel</b>	<b>3,6311</b>	1,661	2,190	5	10,948	
<b>Cadmio</b>	<b>2,7611</b>	1,548	1,778	30	53,353	
<b>Mercurio</b>	<b>0,0827</b>	0,047	1,830	40	73,191	
<b>Arsénico</b>	<b>0,0711</b>	0,018	4,000	10	40,000	
<b>Cobalto</b>	<b>2,3484</b>	1,302	0,554	5	2,768	
<b>TOTAL</b>					<b>180</b>	

5.12) Potencial de Riesgo Ecológico (PERI) en el río Desaguadero. Estación climática: invierno, 2018.

El cálculo del Potencial de Riesgo Ecológico (PERI) se ha llevado a cabo mediante las concentraciones trimestrales promedio de los metales en el suelo entre las concentraciones promedio del sedimento (1,5 metros de profundidad); posteriormente, se ha multiplicado con el factor de respuesta de toxicidad del metal. El valor del PERI es de 186(Ver Tabla 28),, que se interpreta como un riesgo considerable:

**Tabla 25.** Potencial de Riesgo Ecológico (PERI) en el Desaguadero (invierno, 2018).

<b>CALCULO DEL POTENCIAL DE RIESGO ECOLÓGICO DEL MEDIO AMBIENTE( DESAGUADERO)</b>						
<b>SUELO INVIERNO-DESAGUADERO</b>						<b>Interpretación: Existe Riesgo considerable</b>
<b>Metales pesados (mg/kg)</b>	<b>Concentración del metal en el suelo</b>	<b>Concentración referencial del metal a una profundidad de 1,5 m</b>	<b>Concentración suelo/ Concentración referencial</b>	<b>Factor de respuesta de toxicidad del metal</b>	<b>Potencial de riesgo ecológico del medio ambiente</b>	
<b>Níquel</b>	<b>1,8600</b>	0,8574	2,2160	5	11,080	
<b>Cadmio</b>	<b>0,7011</b>	0,3591	2,0607	30	61,821	
<b>Mercurio</b>	<b>1,1303</b>	0,495	2,2707	40	90,828	
<b>Arsénico</b>	<b>1,5303</b>	0,636	2,2170	10	22,170	
<b>TOTAL</b>					<b>186</b>	





# **6.DISCUSIONES**

## 6.1) Arsénico

Al revisar el comportamiento del arsénico en el metabolismo de las plantas, las raíces constituyen el primer elemento en estar expuesto a éste y durante una mayor cantidad de tiempo (Finnegan & Chen, 2012b). En este estudio, el metaloide se ha presentado en las raíces de las muestras tomadas de las tres vertientes del lago (Apangora, Itambi y Desaguadero), en especial, en los meses de julio, septiembre y noviembre (Tabla 7). Esto corresponde con la época de lluvias en el lago San Pablo y podría indicar que los metales pesados son transportados en los sedimentos durante la misma (Bundschuh et al., 2005b).

En la literatura se ha demostrado que solamente el 10 al 15 % del arsénico se encuentra en los tallos de las especies vegetales (Pickering et al., 2012), además, se han encontrado estudios experimentales sobre *Schoenoplectus californicus* que demuestran que sus raíces y rizomas acumulan más arsénico que los tallos (Afrous, Manshouri, Liaghat, Pazira, & Sedghi, 2011; Stewart & Janin, 2015). En esta investigación la concentración de arsénico en las raíces de *S. californicus* fue mayor que en los tallos (Tabla 7-11, Tabla 8-12). La translocación disminuida de arsénico en las raíces a los tallos puede explicarse por la secuencia de tres pasos: la rápida reducción del arsenato en arsenito, la formación de complejos con tioles y su secuestro en las vacuolas de las raíces (F. J. Zhao, Ma, Meharg, & McGrath, 2009). Asimismo, existen factores que influyen en la concentración de arsénico en las raíces como: la presencia de fosfato, con el que comparte el mismo mecanismo de transporte (F. J. Zhao et al., 2009) (los transportadores presentan mayor afinidad por el fosfato y las plantas adquieren resistencia al arsénico al suprimir el sistema de absorción de alta afinidad fosfato/arsénico en la membrana plasmática de las raíces (Meharg & Hartley-Whitaker, 2002)), la especiación del metaloide y su efecto en el mecanismo de acumulación y translocación (Mishra, Mattusch, & Wennrich, 2017), la quelación del arsenito por medio de las fitoquelatinas y su secuestro en las vacuolas de las raíces (Y. Chen et al., 2017); en contraste, la microbiota de la rizosfera puede fomentar la translocación de las raíces a los tallos por medio de la conversión en su forma orgánica, estado en el que su movilización es más eficiente (Punshon et al., 2017).

Al observar los valores correspondientes al Factor de Bioconcentración (Tabla 20) en las raíces ( $BCF_{(raíz-invierno)}$ ) de las totoras de los tres cuerpos de agua analizados en los meses de invierno (0.4594 (Apangora), 1.1178 (Itambi) y 0.2360 (Desaguadero)), se puede concluir que existe tolerancia o exclusión al As al mantenerlo inmovilizado en el sistema de las raíces (Kocí, Ruml, Dao, & Duc, 2016). No obstante, en verano el  $BCF_{(raíz-verano)}$  corresponde a valores mayores a la unidad, exceptuando al Desaguadero (2.3409 (Apangora), 1.0406 (Itambi) y 0.8893 (Desaguadero)),

lo cual demuestra que *S. californicus* presenta una mayor capacidad de acumulación y adecuación para actuar como fitoextractora de metales (Oliveira, 2012a) en esta estación. Además, en la parte aérea de las totoras tomadas del Desaguadero se ha calculado un  $BCF_{(tallos-verano)}$  de 5.6577 (Tabla 21) y, a pesar de no poder obtener el Factor de Translocación (TF) en invierno por presentarse concentraciones de As menores al límite de detección, se ha estimado que el valor de este indicador en verano es de 7.4933 en el Desaguadero (Tabla 22); esto indica una translocación efectiva del metal de las raíces a los tallos en esta localización (Eid & Shaltout, 2016). No obstante, en verano, el pH del agua del Desaguadero ha alcanzado un valor promedio de 7.88, más alcalino que el encontrado en invierno (Tabla 13), medio en el que la absorción del arsénico es menor, puesto que sostienen una relación inversamente proporcional (Tu & Ma, 2003a).

También, se ha estudiado que el arseniato diácido constituye la principal forma de presentación del As en un pH menor a 6.9, mientras que, con un pH mayor, prevalece el arseniato monoácido (Tu & Ma, 2003a), forma en la que el metaloide es más soluble en el agua (Lillo, n.d.) y podría aclarar estos resultados. Por otro lado, se ha buscado una explicación tomando en consideración el valor de conductividad obtenido en el verano (0.79) frente al del invierno (0.59), atendiendo al hecho de que el arsénico total presente en el agua se correlaciona con la conductividad eléctrica, entre otros factores (Zandsalimi, Karimi, & Kohandel, 2011). Igualmente, existe un estudio que demuestra que una temperatura mayor tanto en el agua como en el aire podría acelerar la velocidad de metilación del arsénico al promover las actividades enzimáticas o microbianas (Zhai et al., 2017), como se ha observado en la estación de verano (Tabla 17).

Las concentraciones de arsénico son mayores en el suelo del Apangora en comparación con el Itambi y Desaguadero, en especial, en los meses correspondientes al invierno (Tabla 10) al igual que lo encontrado en otro estudio (Biswas, Biswas, & Santra, 2014). Por otra parte, en el efluente Desaguadero, se ha detectado concentraciones de arsénico en el tallo de los macrófitos durante invierno y verano (Tabla 8-12), mientras que en el Apangora e Itambi se ha mantenido bajo los límites de detección (Tabla 8-12). Por una parte, existe una influencia estacional (Yabanlı, Yozukmaz, & Sel, 2014) caracterizada por la época seca del verano o de maduración (Neubauer, Plaza De Los Reyes, Pozo, Villamar, & Vidal, 2012) en la que no se produce absorción de nutrientes (crecimiento) y en la que usualmente se cosecha la totora (MacÍa & Balslev, 2000).

Además, se debe considerar que las temperaturas más cálidas en el suelo aumentan la biodisponibilidad de las plantas al incrementar la disolución reductiva de los minerales de hierro que contienen arsénico (R. Neumann, Seyfferth, Teshera-Levy, & Ellingson, 2017) como el óxido

de hierro (Smedley & Kinniburgh, n.d.) en suelos húmedos de lagos contaminados por actividades antropogénicas (Jackson & Bistricki, 1995).

Por otra parte, en el Desaguadero, se han encontrado concentraciones de As en invierno en las dos partes estructurales de las totoras, un efecto que podría explicarse por su presencia mayor en el suelo donde crecen (Tabla 16). En condiciones experimentales, se ha determinado que en suelos con pH 5 (Bagga & Peterson, 2001) y agua con pH 6.5 (Tu & Ma, 2003b), se absorben concentraciones mayores de arsénico. No obstante, a  $\text{pH} < 8$ , el arsenito permanece predominantemente como molécula neutral no disociada con lo que puede absorberse más fácilmente por las raíces de las plantas acuáticas (F. J. Zhao et al., 2009).

En los cuerpos de agua, se ha encontrado arsénico en el Apangora y en el Itambi con valores promedio en verano de  $0,0053 \pm 0,0035$  mg/L y  $0,0013 \pm 0,0005$  mg/L (Tabla 5), respectivamente, no obstante, no se ha detectado en invierno (Tabla 9). La eutrofización facilita la actividad biológica en el agua de los lagos, lo cual tiene un efecto significativo en el ciclo del arsénico en los medios acuáticos (Hasegawa et al., 2010).

En un estudio llevado a cabo en 18 lagos de Japón se determinó que en verano se genera una mayor cantidad de compuestos organoarsenicales (30-60%), principalmente, metilados y en fracciones lábiles a la luz ultravioleta (Hasegawa et al., 2010). En un lago eutrófico débil-moderado como lo es el San Pablo (Terneus, 2014), se debe considerar esta condición.

Los criterios de calidad para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces emitidos por el Ministerio de Ambiente de Ecuador (MAE) en el 2015 determinan que la cantidad de arsénico admisible es de 0.05 mg/L (Tapia Núñez, 2015), un límite mayor que lo encontrado en las muestras de agua recolectadas en los puntos de estudio (Tabla 5-9).

## **6.2) Cadmio**

El mecanismo de acumulación del cadmio no se conoce con precisión, no obstante, se conoce que podría compartir el sistema de absorción del zinc (un catión divalente esencial como micronutriente), puesto que es un análogo químico y las plantas no pueden diferenciar estos iones (Kirkham, 2006a).



En esta investigación, la presencia de cadmio en los meses de verano es nula en el suelo, agua, tallo y raíz de las totoras (Tabla 5-6-7-8), no así en las muestras de suelo tomadas en invierno en las tres localizaciones en estudio donde la concentración promedio máxima se presentó en el Itambi con un valor de  $2,7611 \pm 0,1627$  mg/kg (Tabla 10).

De la misma forma, se han detectado sus concentraciones en la raíz de las totoras que crecen en las tres vertientes (Desaguadero > Apangora > Itambi) al igual que lo encontrado en un estudio sobre la capacidad de acumulación de cadmio de *S. californicus* en condiciones experimentales en el que se observó una mayor acumulación del metal en las raíces con tratamientos con 1.5 ppm y 2.0 ppm (Fern & Padilla, 2013). Gran parte de las plantas acuáticas acumulan cadmio en las raíces (Y. He, Rui, Chen, Chen, & Shen, 2016) y existe un modelo con los mecanismos de acumulación de este metal entre los que se incluye la absorción de este en las raíces, su carga en los xilemas de las raíces, su descarga en los xilemas de las hojas, la detoxificación por quelación y su secuestro en las vacuolas de las raíces (Verbruggen, Juraniec, Baliardini, & Meyer, 2013).

La acumulación de cadmio por las plantas desde el suelo depende de su concentración, su biodisponibilidad, el tipo de suelo, puesto que la fracción disponible del mismo disminuye con el incremento del contenido de materia orgánica y arcilla, y el pH (M. A. Khan, Khan, Khan, & Alam, 2017); la literatura ha confirmado que el pH del suelo es el factor más importante para su absorción (en un medio ácido, se favorece su acumulación) (Kirkham, 2006a).

En el análisis químico realizado, se han detectado concentraciones de cadmio en el suelo del Apangora, Itambi y Desaguadero con un máximo de  $1,4633 \pm 0,2150$  mg/kg (promedio trimestral en invierno) en el primero (Tabla 10). En el lago Nahuel Rucá de Argentina, similar al San Pablo por su grado de eutrofización (Stutz, Tonello, González, Navarro, & Fontana, 2005), las concentraciones totales de cadmio en los sedimentos variaron entre  $0.1700 \pm 0.0200$  mg/kg y  $0.2000$  mg/kg  $\pm 0.0300$  (Chiodi-Boudet, Escalante, Von-Haefen, Moreno, & Gerpe, 2011). Por otra parte, en el agua, no se han detectado concentraciones de agua; el límite de cadmio en aguas dulces establecido en 0.001 mg/L por el MAE (Tapia Núñez, 2015).

La concentración máxima de cadmio en las plantas, en ausencia de contaminación, es de 0.20 mg/kg (Kirkham, 2006a). Una planta hiperacumuladora puede contener 100 mg/kg de cadmio en sus tejidos, a diferencia de los 0.1 mg/kg de las especies no acumuladoras, y existen mayores concentraciones en los tallos que en las raíces (Kirkham, 2006b), característica que no se ha podido observar en las muestras tomadas de *S. californicus* en el lago San con un máximo de

1,1167±0,1040 mg/kg (marzo) en las raíces de las muestras tomadas de Desaguadero Pablo (Tabla 11).

El  $BCF_{(raíz-invierno)}$  fue de 0.3593 ( $D_1$ ), 0.0860 ( $D_2$ ) y 1.3536 ( $E_3$ ), lo cual indica una tendencia a mantener este metal en las raíces de *S. californicus*. En el lago mencionado anteriormente, estos valores correspondieron a 1.1300±0.2600, 1.0400±0.2500 y 1.3300±0.3900 en las tres localizaciones estudiadas (Chiodi-Boudet et al., 2011). Es preciso recalcar que, en el Desaguadero, el  $BCF > 1$ , lo cual se refiere a una mayor tendencia a acumularlo (concentración promedio trimestral en el suelo-invierno menor que en  $D_1$  y  $D_2$ : (0.7011±0,2053).

### 6.3) Cobalto

En 1980, Brooks et. al. determinaron que las plantas acumuladoras de cobalto pueden llegar a contener 1.000 mg/kg del metal (Brooks, Reeves, Morrison, & Malaisse, 1980). En esta investigación y a diferencia del resto de metales pesados, solamente se ha podido cuantificar concentraciones de cobalto en las raíces y en los tallos de las totoras tomadas del Itambi en invierno (Tabla 10). Aunque no se ha elucidado los mecanismos de tolerancia y acumulación del cobalto, se considera que las plantas hiperacumuladoras han desarrollado mecanismos de adaptación que se relacionan con el metabolismo del hierro (B. Lange et al., 2017a). El cobalto puede ser transportado hacia la raíz de las plantas y, dentro de sus células, juegan un papel importante en su absorción y translocación las ferroportinas (FPN) reguladas por hierro (IRON REGULATED), IREG1/FPN1 e IREG2/FPN2 (Morrissey et al., 2009). Esta última es utilizada para su detoxificación al llevarlo al interior de las vacuolas de las células corticales y epidérmicas de las raíces; el cobalto llega a los tallos por su carga en los xilemas mediada por IREG1/FPN1 (B. Lange et al., 2017a).

En aguas dulces, la cantidad de cobalto admisible según el MAE es de 0.2 mg/L (Tapia Núñez, 2015). En los tres cuerpos de agua en estudio no se han detectado concentraciones de cobalto, a diferencia del suelo del Desaguadero e Itambi en el que se ha presentado en una concentración promedio trimestral de 3.1169±0,4341 mg/kg en verano (Tabla 6) y 2.384±0,2447 mg/kg en invierno (Tabla 10), respectivamente.

Su presencia en estos últimos se debe a que, una vez es depositado en el suelo, el cobalto puede ser absorbido rápidamente y retenerse al unirse con carbonatos e hidróxidos (Nielsen, Greve, & Ladefoged, 2010) o con óxidos minerales como el óxido de hierro y manganeso (Kim, Gibb, & Howe, 2006b), mientras que en las columnas del agua permanece en su forma iónica (Agency for

Toxic Substances and Disease Registry, 2004) donde su coeficiente de distribución varía de acuerdo al pH, condiciones rédox o concentración de materia orgánica disuelta (Kim, Gibb, & Howe, 2006b). El promedio del pH trimestral en verano fue de 7.44 (Apangora), 8.58 (Itambi) y 7.88 (Desaguadero) y en invierno de 7.19 (Apangora), 7.92 (Itambi) y 7.55 (Desaguadero) (Tabla 13). Los resultados encontrados en el agua podrían explicarse por lo siguiente: a medida que el pH disminuye, la adsorción del cobalto por las partículas de sedimento disminuye, ya que el aumento de la concentración de hidrogeniones ocupa los sitios de unión del metal, es decir, los niveles de éste disuelto incrementan en un pH más ácido (Center of Disease Control, 2004), a diferencia de lo encontrado en este estudio.

El Factor de Bioconcentración en las raíces ( $BCF_{(raíz-invierno)}$ ) de las totoras del río Itambi en invierno es de 1.9719 (Tabla 20), mientras que, en los tallos de estos macrófitos, se ha obtenido un  $BCF_{(tallo-invierno)}$  de 1.4185 (Tabla 21). La movilidad del cobalto en el suelo es inversamente proporcional a la fuerza de adsorción de los constituyentes del suelo (en especial, el contenido de calcio y potasio) (Mascanzoni, 1989), por lo que es necesario considerar que, a pesar de que las plantas absorben cobalto del suelo, su translocación desde las raíces a otras partes de la planta no es significativa (B. Lange et al., 2017b).

El Factor de Translocación (TF) en invierno es de 0.7331 en el Itambi (Tabla 22), mayor que lo encontrado en otros estudios en los que se ha mantenido en un rango de 0.01 a 0.3 (Mascanzoni, 1989), aunque no lo suficiente como para considerar a *S. californicus* como acumuladora. El valor obtenido indica una mayor retención del metal en las raíces con un menor movimiento a las estructuras superiores de la planta (Rangnekar, Sahu, Pandit, & Gaikwad, 2013).

La concentración máxima de cobalto en esta investigación ha sido de  $4.9000 \pm 0,7000$  mg/kg en las raíces (invierno) (Tabla 11) y  $3.5567 \pm 0,0665$  mg/kg en los tallos (invierno) (Tabla 12). *S. californicus* ha demostrado acumular una cantidad menor a la establecida para denominarse como “hiperacumuladora” (aquella que puede contener más de  $1000 \mu\text{g g}^{-1}$  o 1000 mg/kg (Duma, Leblebici, & Aksoy, 2009)), no obstante, es posible determinar que cumple criterios para ser considerada como un “indicador” de la presencia de cobalto entre los que se encuentra las concentraciones bajas encontradas en las muestras y una correlación suelo-planta significativa (Faucon, Shutcha, & Meerts, 2007).

#### 6.4) Cromo

El cromo se ha encontrado en las raíces de las totoras tomadas en verano del Apangora, Itambi y Desaguadero (Tabla 7), aunque únicamente se ha presentado en el tallo de las muestras de estos dos últimos (Tabla 8). Existe una translocación limitada de las raíces a los tallos debido a la formación de compuestos insolubles (H. P. Singh, Mahajan, Kaur, Batish, & Kohli, 2013), por lo que las mayores concentraciones de este metal en las plantas se encuentran en las raíces (Nagarajan & Sankar Ganesh, 2014), incluso se ha determinado que es 100 veces mayor que en los tallos (Shahid et al., 2017a).

Se ha estudiado que la absorción de Cr (III) y Cr (VI) se lleva a cabo por diferentes mecanismos; el primero ingresa a las raíces de forma pasiva y sin requerimiento de energía a través de los sitios de intercambio de cationes localizados en su pared celular (Babula et al., 2008), mientras que el segundo lo hace por medio de un proceso activo que involucra la vía de los transportadores de fosfatos o sulfatos por su semejanza estructural y por competir con los sitios de unión de los transportadores del hierro, azufre y fósforo (Oliveira, 2012b; Shahid et al., 2017a). Asimismo, su permanencia en las raíces se explica porque los iones de Cr (III) se estabilizan al formar complejos con moléculas orgánicas (como proteínas – glutatión -, carbohidratos – pentosas -, NADPH, FADH<sub>2</sub> y ácidos orgánicos) que precipitan en las vacuolas o apoplasto de las paredes celulares de las raíces (Mangabeira, 2004). En consecuencia, se cree que los mecanismos de tolerancia del cromo están relacionados con la habilidad de las especies para reducir Cr (VI) a Cr (III) (Babula et al., 2008).

En los medios acuosos, la absorción del cromo depende del pH (mayor en pH neutro), su estado oxidativo y concentración, la salinidad y la presencia de sales disueltas (Babula et al., 2008), además, al igual que en el suelo atraviesa varias reacciones: reducción (con hierro, vanadio, sulfuros y materia orgánica), oxidación (con oxígeno u óxido de manganeso), precipitación y disolución (Oliveira, 2012b), siendo el Cr (III) el compuesto más estable (Mandal, Vankayala, & Uday Kumar, 2011). Aunque en las muestras de agua tomadas no se ha podido determinar su presencia, la concentración permitida por el MAE de este metaloide es de 0.032 mg/L (Tapia Núñez, 2015).

En verano, a diferencia del invierno en la que estuvo ausente, la concentración de cromo en el suelo fue mayor en el Itambi > Desaguadero > Apangora (Tabla 6). En el suelo, este metal puede presentarse como Cr (III) o Cr (VI) y las plantas absorben menos del 1 % del cromo en él (Mandal et al., 2011), no obstante, el movimiento del cromo se asocia a su estado de oxidación, ya que la presencia de materia orgánica o fertilizantes puede cambiar su estado para aminorar su toxicidad y

promover la remoción del cromo (Markiewicz-Patkowska, Hursthouse, & Przybyla-Kij, 2005). Además, el comportamiento del cromo en el suelo varía de acuerdo a su forma química, el tipo de planta, las propiedades físico-químicas del suelo y, en especial, su microbiota (Shahid et al., 2017b).

La concentración máxima de cromo en este estudio es de  $3,3067 \pm 0,0796$  mg/kg (raíces-verano) y  $0,0445 \pm 0,0047$  mg/kg (tallos-verano) en el río Itambi (Tabla 7-8). Las plantas hiperacumuladoras pueden contener más de 1000 mg/kg en los tejidos de los tallos (Redondo-Gómez, Mateos-Naranjo, Vecino-Bueno, & Feldman, 2011). El  $BCF_{(raíz-verano)}$  del cromo se ha expresado de la siguiente forma en los tres cuerpos de agua: Apangora < Desaguadero < Itambi (Tabla 20), mientras que el  $BCF_{(raíz-invierno)}$  es Desaguadero < Itambi. Todos estos con valores menores al 1, por lo que *S. californicus* se comporta como excluyente (Andráš, Turisová, Buccheri, Xavier De Matos, & Dirner, 2016) al mantener las concentraciones constantes del metal en los tallos (Tabla 8) con un rango bajo en el suelo (Tabla 6), aunque por encima del valor crítico en este medio con el que se produce un transporte ilimitado (promedio de 2.5481 mg/kg) (Baker, 1981). Estos valores son menores que los encontrados en otro estudio en los que el BCF en las raíces de plantas acuáticas como *Pistia stratiotes* fue de 1831.74 (Kouame et al., 2016) y de máximo 1034, 44 y 1047 en macrófitos como *Scirpus mucronatus*, *Rotala rotundifolia* y *Myriophyllum intermedium*, respectivamente, en condiciones experimentales (Marbaniang & Chaturvedi, 2014).

El  $TF < 1$  indica (Itambi: 0.0170, Desaguadero: 0.00853) una acumulación predominantemente en las raíces de los macrófitos con una translocación disminuida hacia los tallos (Shahid et al., 2017b). Esto último puede deberse a la conversión del Cr(VI) a Cr(III) dentro de las plantas y la propensión del Cr (III) a unirse a las paredes celulares vegetales (Kabata-Pendias, 2010).

### 6.5) Mercurio

En las muestras recogidas de *S. californicus*, las concentraciones netas de mercurio se han podido detectar en sus dos partes estructurales estudiadas en el Apangora, Itambi y Desaguadero en una distribución similar con niveles de  $0,0179 \pm 0,0022$  mg/kg ( $D_1$ ),  $0,0464 \pm 0,0051$  mg/kg ( $D_2$ ) y  $0,0331 \pm 0,0047$  mg/kg ( $E_1$ ) en las raíces y  $0,0387 \pm 0,0163$  mg/kg ( $D_1$ ),  $0,0063 \pm 0,0006$  mg/kg ( $D_2$ ) y  $0,0150 \pm 0,0035$  mg/kg ( $E_1$ ) en los tallos en verano. No se ha detectado en el tallo de las totoras de los tres cuerpos de agua en invierno (Tabla 12). En el lago Nahuel Rucá de Argentina, las concentraciones de este metal en los macrófitos *S. californicus* y *Ricciocarpus natans* se mantuvieron por debajo del límite de detección establecido en  $< 0.02$  mg/kg (Chiodi-Boudet et al., 2011).

Los macrófitos que están expuestos a las columnas de agua y sedimentos pueden estar expuestas al mercurio por dos rutas al igual que con otros metales pesados (Cosio, Flück, Regier, & Slaveykova, 2014). Sin embargo, su baja concentración en los tallos, la posibilidad de su absorción en forma de vapor en las estructuras aéreas de las plantas (Azevedo & Rodriguez, 2012) y el hecho de que el mercurio inorgánico se acumula rápidamente en las raíces (C. Zhao et al., 2018) y en mayor concentración (Azevedo & Rodriguez, 2012), denota la barrera que representan éstas para su transporte hacia las estructuras superiores de las plantas (Manikandan, Sahi, & Venkatachalam, 2015). Esto puede explicarse por el efecto inhibitorio que tiene la denominada “placa de hierro” (depositada en las raíces tras la oxidación del hierro en oxihidróxidos amorfos y cristalinos (N. Khan et al., 2016)) para la translocación del metilmercurio (no para el mercurio inorgánico) desde las raíces a las plantas (Li et al., 2016).

Así, en el estudio del ciclo de este metal pesado se ha observado que el metilmercurio suele ser absorbido por las raíces (Zhang, Feng, Larssen, Shang, & Li, 2010), mientras que el mercurio inorgánico lo hace por medio de las hojas de acuerdo a su concentración en el agua o en la atmósfera (Windham-Myers et al., 2014). Por otra parte, el mercurio acumulado en mayor concentración en las raíces indica que un mecanismo de exclusión está involucrado en el mecanismo de tolerancia a estos metales pesados (Sundberg-Jones & Hassan, 2007).

En medios acuosos como las cuencas hidrográficas o la superficie de los lagos, se presenta predominantemente como  $Hg^{2+}$ , al mismo tiempo, los humedales y el sedimento de los lagos son zonas que facilitan la metilación del mercurio (Selin, 2009) por medio de las bacterias resistentes a éste. En los tres cuerpos de agua, se observa concentraciones bajas de mercurio en las dos estaciones climáticas registradas, excepto en verano en el Desaguadero (Tabla 5), con concentraciones promedio de  $0,0053 \pm 0,0035$  mg/kg (Apangora) a  $0,0013 \pm 0,0005$  mg/kg (Itambi). Cabe recalcar que el criterio de calidad del agua dulce del MAE establece un máximo de 0.0002 mg/L (Tapia Núñez, 2015); en Apangora con un máximo de  $0,0085 \pm 0,0005$  mg/kg en septiembre y el Itambi con un máximo de  $0,0017 \pm 0,0005$  mg/kg en julio (Tabla 5).

Si se compara con el lago Uru Uru del altiplano peruano se ha determinado que la concentración de mercurio inorgánico es de  $33.5 \pm 2.5$  ng  $g^{-1}$  y que la de metilmercurio es de  $13.5 \pm 0.8$  ng  $g^{-1}$  en el perifiton de *S. californicus* (Alanoca et al., 2016), mientras que, en muestras de totoras del lago Nahuel Rucá de Argentina, se ha encontrado que no llega al límite mínimo de detección, marcado en  $0.005$   $\mu g \cdot g^{-1}$ , (Chiodi et al., 2011) y, en el oeste del lago Moreno en el mismo país, es de  $0.15$   $\mu g \cdot g^{-1}$  (A. Rizzo et al., 2011).

El mercurio que es liberado en el suelo permanece en su fase sólida por medio de la adsorción de sulfuros, partículas de arcilla y materia orgánica (Nagajyoti, Lee, & Sreekanth, 2010). Así mismo, su presencia en este medio se define por el valor del pH, el contenido de materia orgánica y la capacidad de intercambio de cationes (Yu, Li, & Luan, 2018). Se ha presentado en el suelo de las tres zonas estudiadas con concentraciones especialmente elevadas en los meses de invierno (Tabla 10), estación en la que no se produce el florecimiento (Richardson & King, 2010) y que demuestra la variabilidad estacional de la biodisponibilidad del mercurio por los cambios que produce la temperatura en su especiación (B. G. Neumann, 2009; Yu et al., 2018).

El  $BCF_{(raíz-verano)}$  ha presentado valores mayores al 1 con esta distribución: Itambi > Desaguadero > Apangora (Tabla 20), a diferencia del  $BCF_{(raíz-invierno)}$  en el que se ha producido lo contrario con resultados menores a la unidad (Tabla 20). Al apreciar el  $BCF_{(tallo-verano)}$  es mayor en la vertiente Apangora en comparación con el Itambi y Desaguadero (Tabla 21). En un estudio, el BCF de *S. californicus* fue de 1.911 (Sundberg-Jones & Hassan, 2007) y, al comparar este valor, con el presentado en las raíces (verano) se puede apreciar que existe una gran absorción del metal desde el suelo hacia ellas (Tabla 20), no así en invierno donde es menor a 1 (Tabla 20).

En verano, el BCF en los tallos ha superado la unidad, en especial, en  $D_1$  y  $D_2$  (Tabla 21). Solamente el  $TF_{(verano)}$  del río Itambi ha sido mayor a 1 (Tabla 22), en el que se ha registrado mayores temperaturas. Estos datos demuestran una posible influencia estacional que se explica porque las altas temperaturas de verano llevan a mayores tasas de evaporación que pueden resultar en la pérdida de su concentración en los sedimentos y una absorción mayor en los tejidos de las plantas como los tallos e inflorescencia (Ordak, Wesolowski, Radecka, Muszynska, & Bujalska-Zazdrozny, 2016). Además, en las épocas secas las concentraciones de metilmercurio son mayores (es más volátil) (Cukrowska, Tutu, Chimuka, & Mbanga, 2017) y la reducción de este metal en presencia de materia orgánica y reacciones fotolíticas con los componentes orgánicos del suelo alcanza su mayor intensidad, por lo que el Hg liberado a la atmósfera puede ser absorbido tanto por la superficie de los suelos como las plantas (Ordak et al., 2016).

## 6.6) Níquel

El níquel es absorbido por las raíces de las plantas a través de difusión pasiva y transporte activo, mecanismos que dependen del pH, su concentración en el suelo, el metabolismo de las plantas (Yusuf, Fariduddin, Hayat, & Ahmad, 2011) y la presencia de otros cationes como el  $Zn^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  o  $Mg^{2+}$ , con los que compite e inhiben su transporte (S. He, He, Yang, & Baligar, 2012). En

enero, marzo y mayo se han cuantificado las concentraciones de este metal en las raíces de *S. californicus* pertenecientes al Apangora y Desaguadero (Tabla 11) y no se han detectado concentraciones en los tallos (Tabla 8-12). En los lagos Villarrica y Pellaifa de Chile, la concentración promedio de níquel en las raíces fue de 12.3 mg/kg y en los tallos de 9.2 mg/kg (Figuroa, 2004), menor que lo encontrado en este estudio (Tabla 10). Es importante recalcar que el níquel, a diferencia de otros metales pesados como el cadmio o el plomo en los que la endodermis limita su distribución hacia el cilindro central de la planta, puede ser translocado fácilmente y llegar a las zonas aéreas de las especies acumuladoras (Yusuf et al., 2011).

La disponibilidad de este metal depende de factores como el pH del suelo, los potenciales rédox, la cantidad de materia orgánica y la temperatura (S. He et al., 2012). Solamente en invierno, se ha cuantificado la presencia de este metal pesado con valores trimestrales promedio de  $2,596 \pm 0,2615$  mg/kg (D1),  $3,6311 \pm 0,8756$  mg/kg (D2) y  $1,8600 \pm 0,1584$  mg/kg (D3) (Tabla 10). En el análisis de nueve lagos de Argentina, la concentración promedio fue significativamente mayor (37.3mg/kg) (Andrea Rizzo et al., 2010).

La concentración permitida por el MAE en el agua dulce es de 0.025 mg/L (Tapia Núñez, 2015), aunque se ha determinado que en los lagos su concentración suele ser de 0.5 a 6.0  $\mu\text{g/L}$  (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2006). En el lago San Pablo no se ha podido detectar su presencia en este medio (Tabla 5-9).

El  $\text{BCF}_{(\text{raíz-invierno})}$  del níquel es  $> 1$  en el Desaguadero, a diferencia de la vertiente Apangora (Tabla 20) con concentraciones promedio en el suelo de  $1,8600 \pm 0,1584$  mg/kg y  $2,596 \pm 0,2615$  mg/kg, respectivamente (Tabla 10); esto indica una mayor tolerancia a la presencia del metal en el suelo (Kara, 2010). En un estudio sobre el macrófito acuático *Typha latifolia*, este indicador se presentó en un valor de 2.77 en las raíces con concentraciones en suelo de 31.6 mg/kg (Parzych, Cymer, & Macheta, 2016).



### **6.7) Potencial de Riesgo Ecológico (PERI) de los metales pesados (Er) y del medioambiente (ERi).**

El potencial de riesgo ecológico (PERI) considera cuatro elementos: su valor incrementa a medida que lo hace la contaminación en los sedimentos y el número creciente de contaminantes, además, del hecho de que las sustancias demuestran diferentes niveles de riesgo toxicológico y el agua puede presentar sensibilidad distinta a las sustancias presentes (Fiori et al., 2013).

En el Apangora, en verano, el potencial de riesgo ecológico (PERI) de los metales pesados se ha obtenido en el orden de  $Cr < Hg < As$ , mientras que en invierno es el siguiente  $Ni < As < Cd < Hg$ . En segundo lugar, en el Itambi, el  $PERI_{(verano)}$  se ha presentado de la siguiente forma:  $Cr < Hg < As$ , en invierno ha sido así:  $Co < Ni < Cd < As < Hg$ . Por último, en el Desaguadero<sub>(verano)</sub>, se ha establecido en el orden de  $Cr < Co < Hg < As$ , pero en invierno es:  $Ni < As < Cd < Hg$ .

Al apreciar los potenciales de riesgo ecológico de los metales pesados en los tres cuerpos de agua analizados en el lago San Pablo, se puede observar que en verano el As y el Hg muestran riesgos ecológicos fuertes (Liu, Yang, Chen, Liu, & Wang, 2016); en invierno, se presenta el mismo orden, no obstante, en el Desaguadero, también el Cd ha demostrado riesgo considerable. Los valores obtenidos en este estudio para el potencial de riesgo ecológico del medioambiente oscilan entre 98.2 y 148 en el verano (riesgo bajo y moderado) y entre 131 y 186 en invierno (riesgo moderado y considerable) (Cao, Wang, Li, Wei, & Yang, 2018). Los metales que más contribuyeron a los índices de respuesta de toxicidad de los elementos estudiados (Guo, Liu, Liu, & Li, 2010), se evidencian al apreciar los valores máximos encontrados que corresponden al  $Hg_{(verano-invierno)}$  y  $As_{(verano)}$ .





# 7. CONCLUSIONES

En esta investigación se ha cuantificado las concentraciones de metales pesados en muestras de *Schoenoplectus californicus* en las zonas bentónicas del lago San Pablo, Imbabura (Ecuador) durante dos estaciones climáticas (verano e invierno).

Se ha podido observar que los metales pesados no han sido detectados con la misma distribución en las estaciones climáticas estudiadas, localizaciones de muestreo y en los componentes del sistema agua, suelo, raíz y tallos. En forma general, se puede decir que únicamente el mercurio se ha detectado en niveles altos en verano seguido del arsénico en las muestras de agua analizadas en esta estación. Para el resto de elementos del sistema (suelo, raíz y tallo), se ha encontrado mayores concentraciones de cadmio y cobalto, en especial en el Itambi.

Al analizar los valores del factor de bioconcentración en las raíces y tallos de *Schoenoplectus californicus*, se ha podido determinar que no es un macrófito con capacidad para acumular grandes cantidades de metales pesados (hiper-acumuladora), no obstante, ha demostrado que es una planta acumuladora o excluyente en niveles variables y de acuerdo a la estación (a excepción del  $BCF_{(tallos)} > 10$  del mercurio en el Itambi). Por otro lado, el factor de translocación en este estudio, como medida de los mecanismos de defensa de las especies vegetales, indica que las totoras tienden a restringir los contaminantes inorgánicos en las raíces y que, con valores generales de  $BCF > 1$  y  $TF < 1$ , se podría considerar su uso para la fitoestabilización de metales pesados.

Con respecto al potencial de riesgo ecológico del medioambiente, los valores obtenidos en este estudio se encuentran entre 98.2 y 148 en verano (riesgo bajo y moderado) y entre 131 y 186 en invierno (riesgo moderado y considerable) (Cao, Wang, Li, Wei, & Yang, 2018). El  $Hg_{(verano-invierno)}$  y  $As_{(verano)}$  son los metales que más favorecen a los índices de respuesta de toxicidad de los elementos estudiados en el lago San Pablo.

Finalmente se puede concluir que la cuantificación de estos metales en la magnitud en la que se ha hecho, refleja la combustión de biomasa residual de los cultivos, la presencia de florícolas, la actividad antropogénica (cultivos de hortalizas, vegetales, etc.), el mal manejo de los desechos domésticos y residuos industriales, la descarga directa de aguas servidas en el lago, la ausencia de funcionamiento de las plantas de tratamiento de agua, el consumo directo del agua y la regulación insuficiente de los organismos de control y gestión ambiental locales.



## **7.REFERENCIAS**

- Adhikari, A. R., Acharya, K., Shanahan, S. A., & Zhou, X. (2011). Removal of nutrients and metals by constructed and naturally created wetlands in the Las Vegas Valley, Nevada. *Environmental Monitoring and Assessment*, *180*(1–4), 97–113. <http://doi.org/10.1007/s10661-010-1775-y>
- Afrous, A., Manshour, M., Liaghat, A., Pazira, E., & Sedghi, H. (2011). Mercury and arsenic accumulation by three species of aquatic plants in Dezful, Iran. *African Journal of Agricultural Research*, *6*(24), 5391–5397. <http://doi.org/10.5897/AJAR10.818>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2004). PUBLIC HEALTH STATEMENT Cobalt. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Retrieved from <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp33-c1-b.pdf>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2006). *TOXICOLOGICAL PROFILE FOR NICKEL*. Atlanta. Retrieved from <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp15-c6.pdf>
- Aguilar, L. E. F., & Sagástegui, S. E. P. (2014). Capacidad acumuladora de cadmio en raíces de *Scirpus californicus* expuestas a diferentes concentraciones de nitrato de cadmio en condiciones de laboratorio. *Revista REBIOLEST*, *1*(2), 14–22. Retrieved from <http://revistas.unitru.edu.pe/index.php/ECCBB/article/view/472>
- Ahmad, M. S. A., & Ashraf, M. (2012). Essential Roles and Hazardous Effects of Nickel in Plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, *214*, 125–167. [http://doi.org/10.1007/978-1-4614-0668-6\\_6](http://doi.org/10.1007/978-1-4614-0668-6_6)
- Alanoca, L., Amouroux, D., Monperrus, M., Tessier, E., Goni, M., Guyoneaud, R., ... Point, D. (2016). Diurnal variability and biogeochemical reactivity of mercury species in an extreme high-altitude lake ecosystem of the Bolivian Altiplano. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*(7), 6919–6933. <http://doi.org/10.1007/s11356-015-5917-1>
- Alarcón, M., Núñez, O., Melgoza, A., Royo, M., & Almeida, F. (2008). Potential use of sedges (Cyperaceae) in arsenic phytoremediation, 649–655. <http://doi.org/10.1201/b11334-85>
- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. *Chemosphere*, *91*(7), 869–881. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- Alves, L. Q., de Jesus, R. M., de Almeida, A.-A. F., Souza, V. L., & Mangabeira, P. A. O. (2014). Effects of lead on anatomy, ultrastructure and concentration of nutrients in plants *Oxycaryum cubense* (Poep. & Kunth) Palla: a species with phytoremediator potential in contaminated watersheds. *Environmental Science and Pollution Research*, *21*(10), 6558–6570. <http://doi.org/10.1007/s11356-014-2549-9>
- Andráš, P., Turisová, I., Buccheri, G., Xavier De Matos, J. M., & Dirner, V. (2016). Comparison of heavy-metal bioaccumulation properties in *Pinus* sp. and *Quercus* sp. in selected European Cu deposits. *Web Ecol*, *16*, 81–87. <http://doi.org/10.5194/we-16-81-2016>
- Arche, A. (2010). *Sedimentología: del proceso físico a la cuenca sedimentaria*. Madrid: Editorial

CSIC Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Retrieved from <https://books.google.es/books?id=fu2PFR-jCCsC&pg=PA321&dq=sedimentos+lagos&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwiW5sKwvuPSAhWBy7wKH5ZBXwQ6AEIPTAG#v=onepage&q=sedimentos lagos&f=true>

Arreghini, S., De Cano, L., De Lorio, A., Rendina, A., & Bonetto, C. (2001). Effects of zinc on the growth of bulrush (*Schoenoplectus californicus*) and its distribution between different sediment fractions. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67(2), 264–270. <http://doi.org/10.1007/s001280119>

Ashraf, U., Kanu, A. S., Deng, Q., Mo, Z., Pan, S., Tian, H., & Tang, X. (2017). Lead (Pb) Toxicity; Physio-Biochemical Mechanisms, Grain Yield, Quality, and Pb Distribution Proportions in Scented Rice. *Frontiers in Plant Science*, 8, 259. <http://doi.org/10.3389/fpls.2017.00259>

Atwater, B. F., & Hedel, C. W. (1976). *Distribution of seed plants with respect to tide levels and water salinity in the natural tidal marshes of the northern San Francisco Bay Estuary, California*. California. Retrieved from <https://pubs.usgs.gov/of/1976/0389/report.pdf>

Ayala, J., Nieto, C., Santana, C., Urbón, A., & Gracia, R. (2000). Intoxicación oral accidental por mercurocromo. *Anales de Pediatría*, 53(5), 479–481. [http://doi.org/10.1016/S1695-4033\(00\)78632-2](http://doi.org/10.1016/S1695-4033(00)78632-2)

Azevedo, R., & Rodriguez, E. (2012). Phytotoxicity of Mercury in Plants: A Review. *Journal of Botany*, 2012, 1–6. <http://doi.org/10.1155/2012/848614>

Babula, P., Adam, V., Opatrilova, R., Zehnalek, J., Havel, L., & Kizek, R. (2008). Uncommon heavy metals, metalloids and their plant toxicity: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 6(4), 189–213. <http://doi.org/10.1007/s10311-008-0159-9>

Bagga, D. K., & Peterson, S. (2001). Phytoremediation of arsenic-contaminated soil as affected by the chelating agent CDTA and different levels of soil pH. *Remediation Journal*, 12(1), 77–85. <http://doi.org/10.1002/rem.1027>

Baker, A. J. M. (1981). Accumulators and excluders - strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*, 3(1–4), 643–654. <http://doi.org/10.1080/01904168109362867>

Banack, S. A., Rondón, X., & Díaz-Huamanchumo, W. (2004). Indigenous Cultivation and Conservation of Totorá (*Schoenoplectus californicus*, Cyperaceae) in Peru. *EBSCO*, 58(1), 11–20. Retrieved from <http://web.a.ebscohost.com/abstract?direct=true&profile=ehost&scope=site&authtype=crawler&jrnl=00130001&AN=13853257&h=2Tco1a4K2qePZuYhicZU2a6DA4CIG45SR2HfpgkuiZtBkCXgXfJ3JibHQhsdsED%2BQ4E5ejnJjGgCLCAIHdDcA%3D%3D&crl=c&resultNs=Ad>

minWebAuth&resultLocal=Er

- Barney, K., Cornish, A., & Palza, K. (n.d.). *Economic Benefits of Wetlands versus Water Treatment Plants When Reducing Metals*. Texas. Retrieved from <http://www.baylor.edu/content/services/document.php/149874.pdf>
- Barton, L. L., & Fauque, G. D. (2009). Chapter 2 Biochemistry, Physiology and Biotechnology of Sulfate- Reducing Bacteria. *Elsevier*, 68, 41–98. [http://doi.org/10.1016/S0065-2164\(09\)01202-7](http://doi.org/10.1016/S0065-2164(09)01202-7)
- Baruthio, F. (1992). Toxic effects of chromium and its compounds. *Biological Trace Element Research*, 32, 145–53. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/1375051>
- Bassi, M., Corradi, M., & Favali, M. (1990). Effects of Chromium in Freshwater Algae and Macrophytes. In *Plants for Toxicity Assessment* (pp. 204-204–21). 100 Barr Harbor Drive, PO Box C700, West Conshohocken, PA 19428-2959: ASTM International. <http://doi.org/10.1520/STP19065S>
- Biswas, A., Biswas, S., & Santra, S. C. (2014). Arsenic in irrigated water, soil, and rice: perspective of the cropping seasons. *Paddy and Water Environment*, 12(4), 407–412. <http://doi.org/10.1007/s10333-013-0396-9>
- Boening, D. W. (2000). Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere*, 40(12), 1335–1351. [http://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00283-0](http://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00283-0)
- Brix, K. V., Schlegel, C. E., & Garman, E. R. (2017). The mechanisms of nickel toxicity in aquatic environments: an adverse outcome pathway analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*. <http://doi.org/10.1002/etc.3706>
- Brooks, R. R., Reeves, R. D., Morrison, R. S., & Malaisse, F. (1980). HYPERACCUMULATION OF COPPER AND COBALT — A REVIEW. *Bulletin de La Société Royale de Botanique de Belgique / Bulletin van de Koninklijke Belgische Botanische Vereniging*. Royal Botanical Society of Belgium. <http://doi.org/10.2307/20793840>
- Bundschuh, J., Ramos, O., Quintanilla, J., Persson, K. M., Bengtsson, L., & Berndtsson, R. (2005a). HEAVY METALS IN AQUATIC PLANTS AND THEIR RELATIONSHIP TO CONCENTRATIONS IN SURFACE WATER, GROUNDWATER AND SEDIMENTS - A CASE STUDY OF POOPÓ BASIN, BOLIVIA. *Revista Boliviana de Química*, 22(1), 11–18. Retrieved from [http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0250-54602005000100002](http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0250-54602005000100002)
- Bundschuh, J., Ramos, O., Quintanilla, J., Persson, K. M., Bengtsson, L., & Berndtsson, R. (2005b). HEAVY METALS IN AQUATIC PLANTS AND THEIR RELATIONSHIP TO CONCENTRATIONS IN SURFACE WATER, GROUNDWATER AND SEDIMENTS - A CASE STUDY OF POOPÓ BASIN, BOLIVIA. *Revista Boliviana de Química*, 22(1), 11–18.

Retrieved from [http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0250-54602005000100002](http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0250-54602005000100002)

Casallas, J. E., & Gunkel, G. (2001). Algunos aspectos limnológicos de un lago altoandino: el lago San Pablo, Ecuador. *Asociación Española de Limnología*, 215–232. Retrieved from [http://www.limnetica.com/Limnetica/Limne20/L20b215\\_Limnologia\\_lago\\_San\\_Pablo\\_Ecuador.pdf](http://www.limnetica.com/Limnetica/Limne20/L20b215_Limnologia_lago_San_Pablo_Ecuador.pdf)

Cefalu, W. T., & Hu, F. B. (2004). Role of Chromium in Human Health and in Diabetes. *Diabetes Care*, 27(11). Retrieved from <http://care.diabetesjournals.org/content/27/11/2741>

Cempel, M., & Nickel, G. (2006). Nickel: A Review of Its Sources and Environmental Toxicology. *Polish J. of Environ. Stud.*, 15(3), 375–382. Retrieved from <http://www.nickeltest.com/download/375-382.pdf>

Center of Disease Control. (2004). TOXICOLOGICAL PROFILE FOR COBALT. CDC. Retrieved from <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp33.pdf>

Cevallos, M. P. (2011). *PLAN DE DESARROLLO Y ORDENAMIENTO TERRITORIAL DE LA PARROQUIA San Rafael de la Laguna*. Otavalo. Retrieved from <http://www.sanrafaeldelalaguna.gob.ec/pdot.pdf>

Cevallos, M. P. (2015a). *ACTUALIZACIÓN DEL PLAN DE DESARROLLO Y ORDENAMIENTO TERRITORIAL DE LA PARROQUIA EUGENIO ESPEJO 2015 – 2019*. Otavalo. Retrieved from [http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PORTAL\\_SNI/data\\_sigad\\_plus/sigadplusdocumentofinal/1060013670001\\_PDOT\\_EUGENIO\\_ESPEJO\\_30-10-2015\\_12-46-42.pdf](http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PORTAL_SNI/data_sigad_plus/sigadplusdocumentofinal/1060013670001_PDOT_EUGENIO_ESPEJO_30-10-2015_12-46-42.pdf)

Cevallos, M. P. (2015b). *PLAN DE DESARROLLO Y ORDENAMIENTO TERRITORIAL DE LA PARROQUIA GONZALEZ SUAREZ 2015 - 2019*. Otavalo. Retrieved from [http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PORTAL\\_SNI/data\\_sigad\\_plus/sigadplusdocumentofinal/1060015370001\\_PDOT\\_GONZALEZ\\_SUAREZ\\_30-10-2015\\_11-25-27.pdf](http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PORTAL_SNI/data_sigad_plus/sigadplusdocumentofinal/1060015370001_PDOT_GONZALEZ_SUAREZ_30-10-2015_11-25-27.pdf)

Cevallos, M. P. (2015c). *PLAN DE DESARROLLO Y ORDENAMIENTO TERRITORIAL DE LA PARROQUIA SAN PABLO*. San Pablo. Retrieved from [http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PORTAL\\_SNI/data\\_sigad\\_plus/sigadplusdocumentofinal/1060014720001\\_PDOT\\_SAN\\_PABLO\\_27-10-2015\\_11-33-45.pdf](http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PORTAL_SNI/data_sigad_plus/sigadplusdocumentofinal/1060014720001_PDOT_SAN_PABLO_27-10-2015_11-33-45.pdf)

Chandra, P., & Kulshreshtha, K. (2004). Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants. *BioMedSearch*, 70(3). Retrieved from <http://www.biomedsearch.com/article/Chromium-accumulation-toxicity-in-aquatic/125069465.html>

Chen, C., Huang, D., & Liu, J. (2009). Functions and Toxicity of Nickel in Plants: Recent Advances



- and Future Prospects. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 37(4–5), 304–313.  
<http://doi.org/10.1002/clen.200800199>
- Chen, Y., Han, Y.-H., Cao, Y., Zhu, Y.-G., Rathinasabapathi, B., & Ma, L. Q. (2017). Arsenic Transport in Rice and Biological Solutions to Reduce Arsenic Risk from Rice. *Frontiers in Plant Science*, 8, 268. <http://doi.org/10.3389/fpls.2017.00268>
- Chester, E., Wofford, E., Estes, D., & Bailey, C. (2009). *A fifth checklist of Tennessee vascular plants* (1st Ed.). Texas: BRIT Press. Retrieved from <https://books.google.es/books?id=xh-NE2dRdNsC&pg=PA15&dq=Schoenoplectus+californicus+or+Scirpus&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwiN8OL4-d7SAhUJ7iYKHRTPBpUQ6AEIMTAD#v=onepage&q=Schoenoplectus californicus or Scirpus&f=false>
- Chimera, C. (2016). *TAXON: Schoenoplectus californicus (C. A. Mey.) Sojak*. Retrieved from <http://plantpono.org/files/Schoenoplectus californicus.pdf>
- Chiodi-Boudet, L., Escalante, A., Von-Haefen, G., Moreno, V., & Gerpe, M. (2011). Assessment of Heavy Metal Accumulation in Two Aquatic Macrophytes: a Field Study. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, 6(1), 57–64. <http://doi.org/10.5132/jbse.2011.01.009>
- Chiodi, L., Escalante, A., Von, G., Moreno, V., & Gerpe, M. (2011). Assessment of Heavy Metal Accumulation in Two Aquatic Macrophytes: a Field Study. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, 6(1), 57–64. <http://doi.org/10.5132/jbse.2011.01.009>
- Chorom, M., Parnian, A., & Jaafarzadeh, N. (2012). Nickel Removal by the Aquatic Plant (*Ceratophyllum Demersum* L.). *International Journal of Environmental Science and Development*, 3(4). Retrieved from <http://www.ijesd.org/papers/250-CD0060.pdf>
- Chung, J.-Y., Yu, S.-D., & Hong, Y.-S. (2014). Environmental source of arsenic exposure. *Journal of Preventive Medicine and Public Health = Yebang Uihakhoe Chi*, 47(5), 253–7. <http://doi.org/10.3961/jpmph.14.036>
- Contreras, A. (1997). *Paleontología* (1<sup>a</sup> Ed.). México: Las prensa de ciencias. Retrieved from <https://books.google.es/books?id=HeMLbh9cKXIC&pg=PA104&dq=carbonatos+sedimentación+lagos&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwi79famzOPSAhUINSYKHX2UB4gQ6AEIRTAI#v=onepage&q=carbonatos sedimentación lagos&f=true>
- Cornelis, R. (2003). *Handbook of elemental speciation: techniques and methodology*. Wiley. Retrieved from <https://books.google.es/books?id=1PmjurlE6KkC&pg=PA160&dq=cobalt+toxic+effects&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwiOm66Li-LWAhWJwiYKHTN6CygQ6AEINTAC#v=onepage&q=cobalt toxic effects&f=false>
- Cosio, C., Flück, R., Regier, N., & Slaveykova, V. I. (2014). EFFECTS OF MACROPHYTES ON THE FATE OF MERCURY IN AQUATIC SYSTEMS SETAC. *Environ Toxicol Chem*, 33,

1225–1237. <http://doi.org/10.1002/etc.2499>

Cukrowska, E. M., Tutu, H., Chimuka, L., & Mbanga, O. (2017). Mercury Accumulation and Bio-transportation in Wetlands Biota Affected by Gold Mining-Modelling and Remediation. *Mine Water and Circular Economy*, 8. Retrieved from [http://www.imwa.info/docs/imwa\\_2017/IMWA2017\\_Cukrowska\\_312.pdf](http://www.imwa.info/docs/imwa_2017/IMWA2017_Cukrowska_312.pdf)

Da Ros, G. (1995). *La contaminación de aguas en Ecuador: una aproximación económica*. Instituto de Investigaciones Económicas, P.U.C.E. Retrieved from <https://books.google.es/books?id=rPQrAHRxzyYC&pg=PA73&lpg=PA73&dq=contaminación+lago+san+pablo&source=bl&ots=PORAPv4oOF&sig=GkJNyyo3tvCTh9Jox08sSnBLdMM&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwi1h4aRkenSAhWG6yYKHXasD7AQ6AEIPDAI#v=onepage&q=contaminación+lago+s>

De Lange, P. J., Gardner, R. O., Champion, P. D., Tanner, C. C., & Lange, P. J. De. (1998). New Zealand Journal of Botany *Schoenoplectus californicus* (Cyperaceae) in New Zealand *Schoenoplectus californicus* (Cyperaceae) in New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, 36(36), 319–327. <http://doi.org/10.1080/0028825X.1998.9512573>

De Marco, S., Vega, L., & Bellagamba, P. (2011). *La reserva natural del Puerto Mar del Plata, un oasis urbano de vida silvestre*. (1ª Ed.). Mar del Plata: Universidad FASTA. Retrieved from <https://books.google.es/books?id=4HbGN4ssGeAC&pg=PA132&dq=Schoenoplectus+californicus+junco&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwiw7czrq9zSAhXSdSYKHRI-CacQ6AEIHjAB#v=onepage&q=Schoenoplectus+californicus+junco&f=false>

Delgadillo, A. (2012). *Determinación de parámetros fisicoquímicos, estado eutrófico y metales pesados de la laguna de Tecocomulco, Hidalgo*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Retrieved from [https://repository.uaeh.edu.mx/bitstream/bitstream/handle/123456789/15774/Determinación de parámetros fisicoquímicos.pdf?sequence=2](https://repository.uaeh.edu.mx/bitstream/bitstream/handle/123456789/15774/Determinación+de+parámetros+fisicoquímicos.pdf?sequence=2)

Demayo, A., Taylor, M. C., Taylor, K. W., Hodson, P. V., & Hammond, P. B. (1982). Toxic effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wildlife plants, and livestock. *C R C Critical Reviews in Environmental Control*, 12(4), 257–305. <http://doi.org/10.1080/10643388209381698>

Devanesan, E., Suresh Gandhi, M., Selvapandiyam, M., Senthilkumar, G., & Ravisankar, R. (2017). Heavy metal and potential ecological risk assessment in sediments collected from Poombuhar to Karaikal Coast of Tamilnadu using Energy dispersive X-ray fluorescence (EDXRF) technique. *Beni-Suef University Journal of Basic and Applied Sciences*, 6(3), 285–292. <http://doi.org/10.1016/J.BJBAS.2017.04.011>

Drude, L., Lacerda, D., & Malm, O. (2008). Mercury Contamination in aquatic ecosystems: an

- analysis of the Critical areas. *SciELO*, 22(63), 18. Retrieved from [http://www.scielo.br/pdf/ea/v22n63/en\\_v22n63a11.pdf](http://www.scielo.br/pdf/ea/v22n63/en_v22n63a11.pdf)
- Duma, F., Leblebici, Z., & Aksoy, A. (2009). Growth and bioaccumulation characteristics of watercress (*Nasturtium officinale* R. BR.) exposed to cadmium, cobalt and chromium. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 21(4), 257–265. <http://doi.org/10.3184/095422909X12578511366924>
- Eid, E. M., & Shaltout, K. H. (2016). Bioaccumulation and translocation of heavy metals by nine native plant species grown at a sewage sludge dump site. *International Journal of Phytoremediation*, 18(11), 1075–1085. <http://doi.org/10.1080/15226514.2016.1183578>
- Eugenia, L. (2012). *Manual del Médico Interno de Pregrado*. (Sistemas Inter, Ed.) (2nd Ed.). Ciudad de México. Retrieved from [https://books.google.es/books?id=YAbEDAAQBAJ&pg=PT494&lpg=PT494&dq=fenilacetato+de+mercurio&source=bl&ots=4XuQ9eMm-M&sig=8oMkFL\\_mPa\\_6swtautZUYDLcdi4&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwj7t\\_-c0e7SAhVr5oMKHVqeCLQQ6AEITzAP#v=onepage&q=fenilacetato de mercurio&f=false](https://books.google.es/books?id=YAbEDAAQBAJ&pg=PT494&lpg=PT494&dq=fenilacetato+de+mercurio&source=bl&ots=4XuQ9eMm-M&sig=8oMkFL_mPa_6swtautZUYDLcdi4&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwj7t_-c0e7SAhVr5oMKHVqeCLQQ6AEITzAP#v=onepage&q=fenilacetato de mercurio&f=false)
- Facciola, S. (2014). *Schoenoplectus californicus*. Retrieved March 18, 2017, from <http://tropical.theferns.info/viewtropical.php?id=Schoenoplectus+californicus>
- Fakioglu, O. (2013). Phytoplankton Biomass Impact on the Lake Water Quality. *Biomass Now - Cultivation and Utilization*. <http://doi.org/10.5772/55361>
- Faucon, M.-P., Shutcha, M. N., & Meerts, P. (2007). Revisiting copper and cobalt concentrations in supposed hyperaccumulators from SC Africa: influence of washing and metal concentrations in soil. *Plant and Soil*, 301(1–2), 29–36. <http://doi.org/10.1007/s11104-007-9405-3>
- Favas, P. J. C., Pratas, J., & Prasad, M. N. V. (2012). Accumulation of arsenic by aquatic plants in large-scale field conditions: Opportunities for phytoremediation and bioindication. *Science of The Total Environment*, 433, 390–397. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.091>
- Fern, L. E., & Padilla, S. E. (2013). *Scirpus californicus* expuestas a diferentes concentraciones de nitrato de cadmio en condiciones de laboratorio. *Revista Científica de Estudiantes - REBIOLEST*, 1(2), 14–22.
- Fernández, L., & Padilla, S. (2013). Capacidad acumuladora de cadmio en raíces de *Scirpus californicus* expuestas a diferentes concentraciones de nitrato de cadmio e. *REBIOLEST*, 1(2). Retrieved from <http://revistas.unitru.edu.pe/index.php/ECCBB/article/download/472/449+&cd=1&hl=es&ct=cInk&gl=es>
- Figuerola, M. A. (2004). *Determinación de metales trazas (Ni, Pb, Cr, Cu Y As) en Scirpus Californicus*. Universidad Austral de Chile. Retrieved from

[http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:FM6\\_tGAR8jAJ:cybertesis.uach.cl/tesis/uach/2004/fcf475d/pdf/fcf475d.pdf+&cd=3&hl=es&ct=clnk&gl=es](http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:FM6_tGAR8jAJ:cybertesis.uach.cl/tesis/uach/2004/fcf475d/pdf/fcf475d.pdf+&cd=3&hl=es&ct=clnk&gl=es)

- Finnegan, P. M., & Chen, W. (2012a). Arsenic toxicity: the effects on plant metabolism. *Frontiers in Physiology*, 3, 182. <http://doi.org/10.3389/fphys.2012.00182>
- Finnegan, P. M., & Chen, W. (2012b). Arsenic toxicity: the effects on plant metabolism. *Frontiers in Physiology*, 3, 182. <http://doi.org/10.3389/fphys.2012.00182>
- Fiori, C. da S., Rodrigues, A. P. de C., Santelli, R. E., Cordeiro, R. C., Carvalheira, R. G., Araújo, P. C., ... Bidone, E. D. (2013). Ecological risk index for aquatic pollution control: a case study of coastal water bodies from the Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. *Geochimica Brasiliensis*, 27(1), 24–36. <http://doi.org/10.5327/Z0102-9800201300010003>
- Flora, G., Gupta, D., & Tiwari, A. (2012). Toxicity of lead: A review with recent updates. *Interdisciplinary Toxicology*, 5(2), 47–58. <http://doi.org/10.2478/v10102-012-0009-2>
- Gadd, G. M. (2001). Phytoremediation of toxic metals; using plants to clean up the environment. Edited by Ilya Raskin and Burt D Ensley, John Wiley & Sons, Inc, New York, 2000, 304 pp, price UK £58.80, ISBN 0 471 19254 6. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 76(3), 325–325. <http://doi.org/10.1002/jctb.374>
- Galen, S. (2017). *Schoenoplectus californicus* in Global Plants on JSTOR. Retrieved March 17, 2017, from <http://plants.jstor.org/compilation/schoenoplectus.californicus>
- García, M. (2006). Transport of arsenic and heavy metals to Lake Poopo, Bolivia: Natural leakage and anthropogenic effects, (01). Retrieved from [https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference\\_id/348054](https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference_id/348054)
- García, M., Bundschuh, J., Ramos, O., Quintanilla, J., Persson, K., Bengtsson, L., & Berndtsson, R. (2005). *HEAVY METALS IN AQUATIC PLANTS AND THEIR RELATIONSHIP TO CONCENTRATIONS IN SURFACE WATER, GROUNDWATER AND SEDIMENTS - A CASE STUDY OF POOPÓ BASIN, BOLIVIA*. *Revista Boliviana de Química* (Vol. 22). La Paz: [Universidad Mayor de San Andrés]. Retrieved from [http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0250-54602005000100002](http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0250-54602005000100002)
- Gaykovich, M. (2009). Types and Properties of Water - Volume II - Google Libros. In *Types and Properties of Water - Volume II*. Oxford: EOLSS - Encyclopedia of Life Support Systems. Retrieved from <https://books.google.es/books?id=VFHCwAAQBAJ&pg=PA82&dq=phytoplankton+properties+lakes&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwjIntepnOTSAhXD2yYKHTyRD0YQ6AEIKTAC#v=onepage&q=phytoplankton+properties+lakes&f=true>
- Goerlich, C., Don, G., & Patel, N. (2009). *Lake Waco Wetlands' Efficiency in Extracting Heavy Metals Pollutants Water*. Texas. Retrieved from

<http://www.baylor.edu/content/services/document.php/149868.pdf>

- Gorny, J., Billon, G., Noiriél, C., Dumoulin, D., Lesven, L., & Madé, B. (2016). Chromium behavior in aquatic environments: a review. *Environmental Reviews*, 24(4), 503–516. <http://doi.org/10.1139/er-2016-0012>
- Green, B., Griffiths, E., & Almond, S. (2017). Neuropsychiatric symptoms following metal-on-metal implant failure with cobalt and chromium toxicity. *BMC Psychiatry*, 17(1), 33. <http://doi.org/10.1186/s12888-016-1174-1>
- Gunkel, G. (2000). Limnology of an equatorial high mountain lake in Ecuador, Lago San Pablo. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 30(2), 113–120. [http://doi.org/10.1016/S0075-9511\(00\)80005-5](http://doi.org/10.1016/S0075-9511(00)80005-5)
- Gunkel, G. (2003). Limnología de un Lago Tropical de Alta Montaña, en Ecuador: Características de los sedimentos y tasa de sedimentación. *Revista de Biología Tropical*, 51(2), 381–390. Retrieved from [http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-77442003000200010](http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442003000200010)
- Guo, W., Liu, X., Liu, Z., & Li, G. (2010). Pollution and Potential Ecological Risk Evaluation of Heavy Metals in the Sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 729–736. <http://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.084>
- Harada, M. (1995). Minamata Disease: Methylmercury Poisoning in Japan Caused by Environmental Pollution. *Critical Reviews in Toxicology*, 25(1), 1–24. <http://doi.org/10.3109/10408449509089885>
- Harguinteguy, C. A., Pignata, M. L., & Fernández-Cirelli, A. (2015). Nickel, lead and zinc accumulation and performance in relation to their use in phytoremediation of macrophytes *Myriophyllum aquaticum* and *Egeria densa*. *Ecological Engineering*, 82, 512–516. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.05.039>
- Harmon, S. M., King, J. K., Gladden, J. B., Chandler, G. T., & Newman, L. A. (2004). Methylmercury Formation in a Wetland Mesocosm Amended with Sulfate. *Environmental Science & Technology*, 38(2), 650–656. <http://doi.org/10.1021/es030513g>
- Hasegawa, H., Rahman, M. A., Kitahara, K., Itaya, Y., Maki, T., & Ueda, K. (2010). Seasonal changes of arsenic speciation in lake waters in relation to eutrophication. *Science of The Total Environment*, 408(7), 1684–1690. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.062>
- He, S., He, Z., Yang, X., & Baligar, V. C. (2012). Mechanisms of Nickel Uptake and Hyperaccumulation by Plants and Implications for Soil Remediation (pp. 117–189). <http://doi.org/10.1016/B978-0-12-394278-4.00003-9>
- He, Y., Rui, H., Chen, C., Chen, Y., & Shen, Z. (2016). The role of roots in the accumulation and removal of cadmium by the aquatic plant *Hydrilla verticillata*. *Environmental Science and*

*Pollution Research*, 23(13), 13308–13316. <http://doi.org/10.1007/s11356-016-6505-8>

Heiser, C. (1978). The Totorá (*Scirpus Californicus*) in Ecuador and Peru. *Economic Botany*, 32(3), 222–236. <http://doi.org/10.1007/BF02864698>

Honaine, M., Borrelli, N., Osterrieth, M., & Del Rio, L. (2013). Biomineralizaciones de sílice amorfo en *Schoenoplectus californicus* (Cyperaceae): su relación con el estado de maduración y la disponibilidad de sílice. *Boletín de La Sociedad Argentina de Botánica*, 48(2), 0–0. Retrieved from [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1851-23722013000200006](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1851-23722013000200006)

Hong, Y.-S., Kim, Y.-M., & Lee, K.-E. (2012). Methylmercury exposure and health effects. *Journal of Preventive Medicine and Public Health = Yebang Uihakhoe Chi*, 45(6), 353–63. <http://doi.org/10.3961/jpmph.2012.45.6.353>

Hornbostel, C. (1991). *Construction materials : types, uses, and applications*. Wiley. Retrieved from [https://books.google.es/books?id=oaxKD0pEKxkC&pg=PA248&lpg=PA248&dq=cobalt+uses&source=bl&ots=Owx78c1h2u&sig=GYt4Nyvs\\_7jL\\_wlAwTQQZIVX4yU&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwjW97Wd9uHWAhWDSCYKHf2VCvE4ChDoAQhjMAG#v=onepage&q=cobalt+uses&f=true](https://books.google.es/books?id=oaxKD0pEKxkC&pg=PA248&lpg=PA248&dq=cobalt+uses&source=bl&ots=Owx78c1h2u&sig=GYt4Nyvs_7jL_wlAwTQQZIVX4yU&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwjW97Wd9uHWAhWDSCYKHf2VCvE4ChDoAQhjMAG#v=onepage&q=cobalt+uses&f=true)

Hua, Y., Clark, S., Ren, J., & Sreejayan, N. (2012). Molecular mechanisms of chromium in alleviating insulin resistance. *The Journal of Nutritional Biochemistry*, 23(4), 313–9. <http://doi.org/10.1016/j.jnutbio.2011.11.001>

Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología. (2012). *Anuario meteorológico*. Quito. Retrieved from [http://www.serviciometeorologico.gob.ec/wp-content/uploads/anuarios/meteorologicos/Am\\_2012.pdf](http://www.serviciometeorologico.gob.ec/wp-content/uploads/anuarios/meteorologicos/Am_2012.pdf)

Jackson, T. A., & Bistricki, T. (1995). Selective scavenging of copper, zinc, lead, and arsenic by iron and manganese oxyhydroxide coatings on plankton in lakes polluted with mine and smelter wastes: results of energy dispersive X-ray micro-analysis. *Journal of Geochemical Exploration*, 52(1–2), 97–125. [http://doi.org/10.1016/0375-6742\(94\)00027-9](http://doi.org/10.1016/0375-6742(94)00027-9)

Jiao, X., Teng, Y., Zhan, Y., Wu, J., & Lin, X. (2015). Soil heavy metal pollution and risk assessment in Shenyang industrial district, Northeast China. *PloS One*, 10(5), e0127736. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0127736>

Jurado, P., Jaramillo, M. G., & Reyes, W. (2015). *ACTUALIZACIÓN DEL PLAN DE DESARROLLO Y ORDENAMIENTO TERRITORIAL DE LA PROVINCIA DE IMBABURA 2015-2035*. Imbabura. Retrieved from [http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PORTAL\\_SNI/data\\_sigad\\_plus/sigadplusdocumentofinal/1060000180001\\_PDOT\\_IMBABURA\\_2015-2035\\_SIGAD\\_15-08-2015\\_22-50-42.pdf](http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PORTAL_SNI/data_sigad_plus/sigadplusdocumentofinal/1060000180001_PDOT_IMBABURA_2015-2035_SIGAD_15-08-2015_22-50-42.pdf)

- Kabata-Pendias, A. (2010). *Trace Elements in Soils and Plants* (Fourth). Boca Raton: Taylor & Francis Group.
- Kalčíková, G., Zupančič, M., Jemec, A., & Žgajnar, A. (2016). The impact of humic acid on chromium phytoextraction by aquatic macrophyte *Lemna minor*. *Chemosphere*, *147*, 311–317. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.090>
- Kara, Y. (2010). Bioaccumulation of nickel by aquatic macrophytes. *Desalination and Water Treatment*, *19*(1–3), 325–328. <http://doi.org/10.5004/dwt.2010.1969>
- Khan, M. A., Khan, S., Khan, A., & Alam, M. (2017). Soil contamination with cadmium, consequences and remediation using organic amendments. *Science of The Total Environment*, *601–602*, 1591–1605. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.030>
- Khan, N., Seshadri, B., Bolan, N., Saint, C. P., Kirkham, M. B., Chowdhury, S., ... Syu, C. H. (2016). Root Iron Plaque on Wetland Plants as a Dynamic Pool of Nutrients and Contaminants. *Advances in Agronomy*, *138*, 1–96. <http://doi.org/10.1016/BS.AGRON.2016.04.002>
- Kiersch, B., Mühleck, R., & Gunkel, G. (2004). Las macrófitas de algunos lagos alto-andinos del Ecuador y su bajo potencial como bioindicadores de eutrofización. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol)*, *52*(4), 829–837. Retrieved from <http://www.ots.ac.cr/rbt/attachments/volumes/vol52-4/01KIERSCH mac.pdf>
- Kim, J. H., Gibb, H. J., & Howe, P. D. (2006a). COBALT AND INORGANIC COBALT COMPOUNDS. ©World Health Organization. Retrieved from [http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/43426/1/9241530693\\_eng.pdf](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/43426/1/9241530693_eng.pdf)
- Kim, J. H., Gibb, H. J., & Howe, P. D. (2006b). COBALT AND INORGANIC COBALT COMPOUNDS. ©World Health Organization. Retrieved from <http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/cicad69.pdf>
- Kim, J. H., Gibb, H. J., Howe, P., Sheffer, M., United Nations Environment Programme., International Labour Organisation., ... World Health Organization. (2006). *Cobalt and inorganic cobalt compounds*. World Health Organization. Retrieved from <https://books.google.es/books?id=2ipPSf-KSGMC&pg=PA11&lpg=PA11&dq=cobalt+concentrations+in+water&source=bl&ots=1qxUVbncJR&sig=rHa03omtMVwk2nV60hNYmS8t0Uk&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwj5jWgeLWAhXEPiYKHaQqAOkQ6AEIfjAO#v=onepage&q=cobalt concentrations in water&f=true>
- Kirkham, M. B. (2006a). Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma*, *137*(1–2), 19–32. <http://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2006.08.024>
- Kirkham, M. B. (2006b). Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors,

- hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma*, 137(1–2), 19–32.  
<http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.08.024>
- Koci, V., Ruml, T., Dao, P., & Duc, P. A. (2016). *Environmental Technology and Innovations : Proceedings of the 1st International Conference on Environmental Technology and Innovations (Ho Chi Minh City, Vietnam, 23-25 November 2016)*. CRC Press.
- Kouame, V. K., Ladji, M., Adjiri, A. O., Dope, Y., Cyrille, A., & Sanogo, T. A. (2016). Bioaccumulation of Heavy Metals from Wastewaters (Pb, Zn, Cd, Cu and Cr) in Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and Water Lettuce (*Pistia stratiotes*). *International Journal of ChemTech Research*, 9(2), 189–195. Retrieved from [http://sphinxesai.com/2016/ch\\_vol9\\_no2/1/\(189-195\)V9N2CT.pdf](http://sphinxesai.com/2016/ch_vol9_no2/1/(189-195)V9N2CT.pdf)
- Krebs, R. E. (2006). *The history and use of our earth's chemical elements : a reference guide* (2nd Ed.). London: Greenwood Press. Retrieved from [https://books.google.es/books?id=yb9xTj72vNAC&pg=PA170&lpg=PA170&dq=mercury+industrial+uses&source=bl&ots=iwXQwYADZc&sig=EqzDkH3QaRyXxpqBa-yyuk6vn1w&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwic1\\_m0v-7SAhWq64MKHQGyDz04ChDoAQgYMAA#v=onepage&q=mercury industrial uses&f=false](https://books.google.es/books?id=yb9xTj72vNAC&pg=PA170&lpg=PA170&dq=mercury+industrial+uses&source=bl&ots=iwXQwYADZc&sig=EqzDkH3QaRyXxpqBa-yyuk6vn1w&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwic1_m0v-7SAhWq64MKHQGyDz04ChDoAQgYMAA#v=onepage&q=mercury industrial uses&f=false)
- Lange, B., van der Ent, A., Baker, A. J. M., Echevarria, G., Mahy, G., Malaisse, F., ... Faucon, M.-P. (2017a). Copper and cobalt accumulation in plants: a critical assessment of the current state of knowledge. *New Phytologist*, 213(2), 537–551. <http://doi.org/10.1111/nph.14175>
- Lange, B., van der Ent, A., Baker, A. J. M., Echevarria, G., Mahy, G., Malaisse, F., ... Faucon, M.-P. (2017b). Copper and cobalt accumulation in plants: a critical assessment of the current state of knowledge. *New Phytologist*, 213(2), 537–551. <http://doi.org/10.1111/nph.14175>
- Lasat, M. M., Baker, A. J. M., & Kochian, L. V. (1996). Physiological Characterization of Root Zn<sup>2+</sup> Absorption and Translocation to Shoots in Zn Hyperaccumulator and Nonaccumulator Species of *Thlaspi*. *Plant Physiol*, 11(2), 171–5. Retrieved from <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC158105/pdf/1121715.pdf>
- Lechner, C. C., & Becker, C. F. W. (2015). Silaffins in Silica Biomineralization and Biomimetic Silica Precipitation. *Marine Drugs*, 13(8), 5297–333. <http://doi.org/10.3390/md13085297>
- Leitenmaier, B., & Küpper, H. (2013). Compartmentation and complexation of metals in hyperaccumulator plants. *Frontiers in Plant Science*, 4, 374. <http://doi.org/10.3389/fpls.2013.00374>
- Li, Y., Zhao, J., Zhang, B., Liu, Y., Xu, X., Li, Y.-F., ... Chai, Z. (2016). The influence of iron plaque on the absorption, translocation and transformation of mercury in rice (*Oryza sativa* L.) seedlings exposed to different mercury species. *Plant and Soil*, 398(1–2), 87–97. <http://doi.org/10.1007/s11104-015-2627-x>



- Lillo, J. (n.d.). Peligros geoquímicos: arsénico de origen natural en las aguas. Madrid: UCM. Retrieved from [https://www.ucm.es/data/cont/media/www/pag-15564/Peligros geoquímicos del arsénico - Javier Lillo.pdf](https://www.ucm.es/data/cont/media/www/pag-15564/Peligros_geoquímicos_del_arsénico_-_Javier_Lillo.pdf)
- Liu, J., Yang, T., Chen, Q., Liu, F., & Wang, B. (2016). Distribution and potential ecological risk of heavy metals in the typical eco-units of Haihe River Basin. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 10(1), 103–113. <http://doi.org/10.1007/s11783-014-0686-5>
- López, Z. (2012). *ZONIFICACIÓN ECOLÓGICA DEL LAGO SAN PABLO EN FUNCIÓN DE LOS PATRONES DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE LA AVIFAUNA ACUÁTICA*. Otavalo. Retrieved from [http://repositorio.utn.edu.ec/bitstream/123456789/2091/1/03 RNR 156 ARTÍCULO.pdf](http://repositorio.utn.edu.ec/bitstream/123456789/2091/1/03_RNR_156_ARTÍCULO.pdf)
- Macía, M. J., & Balslev, H. (2000). Use and management of Totorá (*Schoenoplectus Californicus*, Cyperaceae) in Ecuador. *Economic Botany*, 54(1), 82–89. <http://doi.org/10.1007/BF02866602>
- Macía, M. J., & Balslev, H. (2000). Use and management of Totorá (*Schoenoplectus Californicus*, Cyperaceae) in Ecuador. *Economic Botany*, 54(1), 82–89. <http://doi.org/10.1007/BF02866602>
- Mandal, B. K., Vankayala, R., & Uday Kumar, L. (2011). Speciation of chromium in soil and sludge in the surrounding tannery region, ranipet, Tamil Nadu. *ISRN Toxicology*, 2011, 697980. <http://doi.org/10.5402/2011/697980>
- Mangabeira, P. (2004). Accumulation of chromium in root tissues of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. in Cachoeira river?Brazil. *Applied Surface Science*. [http://doi.org/10.1016/S0169-4332\(04\)00435-0](http://doi.org/10.1016/S0169-4332(04)00435-0)
- Manikandan, R., Sahi, S. V., & Venkatachalam, P. (2015). Impact assessment of mercury accumulation and biochemical and molecular response of *Mentha arvensis*: a potential hyperaccumulator plant. *TheScientificWorldJournal*, 2015, 715217. <http://doi.org/10.1155/2015/715217>
- Marbaniang, D., & Chaturvedi, S. (2014). Assessment of Cr +6 Accumulation and Phytoremediation Potential of Three Aquatic Macrophytes of Meghalaya, India. *International Journal of Science and Research*, 3(6), 36–42. Retrieved from [www.ijsr.net](http://www.ijsr.net)
- Markiewicz-Patkowska, J., Hursthouse, A., & Przybyla-Kij, H. (2005). The interaction of heavy metals with urban soils: sorption behaviour of Cd, Cu, Cr, Pb and Zn with a typical mixed brownfield deposit. *Environment International*, 31(4), 513–521. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2004.09.004>
- Martí Ezpeleta, A. (2003). *Clima y calidad ambiental: VI reunión nacional de Climatología. Asociación de Geógrafos Españoles. Santiago de Compostela, 14-16 de septiembre de 2000*. Universidade.
- Martinez, C. B. R., Nagee, M. Y., Zaia, C. T. B. V., & Zaia, D. A. M. (2004). Acute morphological

- and physiological effects of lead in the neotropical fish *Prochilodus lineatus*. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4), 797–807. <http://doi.org/10.1590/S1519-69842004000500009>
- Mascanzoni, D. (1989). Long-term transfer from soil to plant of radioactive corrosion products. *Environmental Pollution*, 57(1), 49–62. [http://doi.org/10.1016/0269-7491\(89\)90129-2](http://doi.org/10.1016/0269-7491(89)90129-2)
- Meharg, A. A., & Hartley-Whitaker, J. (2002). Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. *New Phytologist*, 154(1), 29–43. <http://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2002.00363.x>
- Mishra, S., Mattusch, J., & Wennrich, R. (2017). Accumulation and transformation of inorganic and organic arsenic in rice and role of thiol-complexation to restrict their translocation to shoot. *Scientific Reports*, 7, 40522. <http://doi.org/10.1038/srep40522>
- Morrissey, J., Baxter, I. R., Lee, J., Li, L., Lahner, B., Grotz, N., ... Guerinot, M. L. (2009). The Ferroportin Metal Efflux Proteins Function in Iron and Cobalt Homeostasis in Arabidopsis. *The Plant Cell*, 21(10), 3326–3338. <http://doi.org/10.1105/tpc.109.069401>
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., & Sreekanth, T. V. M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 8(3), 199–216. <http://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>
- Nagarajan, M., & Sankar Ganesh, K. (2014). Effect of chromium on growth, biochemicals and nutrient accumulation of paddy (*Oryza sativa* L.). *International Letters of Natural Sciences*, 23, 63–71. <http://doi.org/10.18052/www.scipress.com/ILNS.23.63>
- National Research Council (US) Committee. (1977). *Arsenic: Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants*. National Academies Press. Washington. <http://doi.org/10.1056/NEJMoa1300874>
- Neubauer, M. E., Plaza De Los Reyes, C., Pozo, G., Villamar, C. A., & Vidal, G. (2012). Growth and nutrient uptake by *Schoenoplectus californicus* (C.A. Méyer) Sójak in a constructed wetland fed with swine slurry. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 12(123), 421–430. Retrieved from <https://scielo.conicyt.cl/pdf/jsspn/v12n3/aop0412.pdf>
- Neumann, B. G. (2009). *Scholars Archive Mercury Uptake by Aquatic Macrophytes in Urban and Rural Watersheds, Albany County, NY*. University at Albany, State University of New York. Retrieved from <http://scholarsarchive.library.albany.edu/>
- Neumann, R., Seyfferth, A., Teshera-Levy, J., & Ellingson, J. (2017). Soil Warming Increases Arsenic Availability in the Rice Rhizosphere. *ACSESS DL*, 2(1), 0. <http://doi.org/10.2134/ael2017.02.0006>
- Nie, J., Pan, Y., Shi, J., Guo, Y., Yan, Z., Duan, X., & Xu, M. (2015). A Comparative Study on the Uptake and Toxicity of Nickel Added in the Form of Different Salts to Maize Seedlings. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(12), 15075–87.

<http://doi.org/10.3390/ijerph121214972>

- Nielsen, E., Greve, K., & Ladefoged, O. (2010). Cobalt(II), inorganic and soluble salts. *Danish Ministry of the Environment*. Copenhagen: The Danish Environmental Protection Agency. Retrieved from <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2013/12/978-87-93026-75-9.pdf>
- Ninaquispe-Romero, L., Weeks, S., & Huelman, P. (2012). Totora: A Sustainable Insulation Material for the Andean Parts of Peru. In *28th Conference, Opportunities, Limits & Needs Towards an environmentally responsible architecture* (p. 7). Lima: PLEA2012. Retrieved from <http://plea-arch.org/ARCHIVE/2012/files/T02-20120130-0067.pdf>
- Nordberg, G., Fowler, B. A., & Nordberg, M. (2014). *Handbook on the toxicology of metals*. (4<sup>o</sup>). London: Elsevier.
- Okocha, R., & Adebegi, O. (2012). OVERVIEW OF COPPER TOXICITY TO AQUATIC LIFE. *Report and Opinion*, 4(8). Retrieved from <http://www.sciencepub.net/report>
- Oliveira, H. (2012a). Chromium as an Environmental Pollutant: Insights on Induced Plant Toxicity. *Journal of Botany*, 2012, 1–8. <http://doi.org/10.1155/2012/375843>
- Oliveira, H. (2012b). Chromium as an Environmental Pollutant: Insights on Induced Plant Toxicity. *Journal of Botany*, 2012, 1–8. <http://doi.org/10.1155/2012/375843>
- Oliveira, H., & Helena. (2012). Chromium as an Environmental Pollutant: Insights on Induced Plant Toxicity. *Journal of Botany*, 2012, 1–8. <http://doi.org/10.1155/2012/375843>
- Ordak, M., Wesolowski, M., Radecka, I., Muszynska, E., & Bujalska-Zazdrozny, M. (2016). Seasonal Variations of Mercury Levels in Selected Medicinal Plants Originating from Poland. *Biological Trace Element Research*, 173(2), 514–24. <http://doi.org/10.1007/s12011-016-0645-z>
- Parzych, A., Cymer, M., & Macheta, K. (2016). Leaves and roots of *Typha latifolia* L. and *Iris pseudacorus* L. as bioindicators of contamination of bottom sediments by heavy metals. *Limnol. Rev.*, 16(2), 77–83. <http://doi.org/10.1515/limre-2016-0008>
- Paul, N., Chakraborty, S., & Sengupta, M. (2014). Lead toxicity on non-specific immune mechanisms of freshwater fish *Channa punctatus*. *Aquatic Toxicology*, 152, 105–112. <http://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.03.017>
- Paustenbach, D. J., Galbraith, D. A., & Finley, B. L. (2014). Interpreting cobalt blood concentrations in hip implant patients. *Clinical Toxicology*, 52(2), 98–112. <http://doi.org/10.3109/15563650.2013.857024>
- Peuke, A. D., & Rennenberg, H. (2005). Phytoremediation. *EMBO Reports*, 6(6), 497–501. <http://doi.org/10.1038/sj.embor.7400445>
- Phillips, G., & Russo, R. (1978). Metal Bioaccumulation in Fishes and Aquatic Invertebrates: A Literature Review - Glenn R. Phillips, Rosemarie C. Russo - Google Libros. Retrieved October

[https://books.google.es/books?id=TSAXAQAIAAJ&pg=PA24&lpg=PA24&dq=cobalt+bioaccumulation&source=bl&ots=bXMeax73xx&sig=88dzrlbIPNBe8ju\\_MrNkUE4cGcY&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwi79q789-](https://books.google.es/books?id=TSAXAQAIAAJ&pg=PA24&lpg=PA24&dq=cobalt+bioaccumulation&source=bl&ots=bXMeax73xx&sig=88dzrlbIPNBe8ju_MrNkUE4cGcY&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwi79q789-)

HWAhUC6SYKHZTsCJ44ChDoAQhHMAU#v=onepage&q=cobalt bioaccumulation&f=true

Pickering, I. J., Prince, R. C., George, M. J., Smith, R. D., George, G. N., Salt, D. E., ... Lombi, E. (2012). Reduction and coordination of arsenic in Indian mustard. *Plant Physiology*, 122(4), 1171–7. <http://doi.org/10.1104/pp.122.4.1171>

Plan Ceibal. (n.d.). Junco. Montevideo: Plan Ceibal. Retrieved from [http://contenidos.ceibal.edu.uy/fichas\\_educativas/\\_pdf/ciencias-naturales/reino-vegetal/027-junco.pdf](http://contenidos.ceibal.edu.uy/fichas_educativas/_pdf/ciencias-naturales/reino-vegetal/027-junco.pdf)

Popovskaya, G. I., Likhoshway, Y. V., Genkal, S. I., & Firsova, A. D. (2006). The role of endemic diatom algae in the phytoplankton of Lake Baikal. *Hydrobiologia*, 568(S1), 87–94. <http://doi.org/10.1007/s10750-006-0328-4>

Pratolongo, P., Kandus, P., & Brinson, M. (2008). Net Aboveground Primary Production And Biomass Dynamics Of Schoenoplectus Californicus (Cyperaceae) Marshes Growing Under Different Hydrological Conditions. *SciELO*, 46(2), 258–269. Retrieved from [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0011-67932008000200006](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0011-67932008000200006)

Prosi, F. (1989). Factors controlling biological availability and toxic effects of lead in aquatic organisms. *Science of The Total Environment*, 79(2), 157–169. [http://doi.org/10.1016/0048-9697\(89\)90359-8](http://doi.org/10.1016/0048-9697(89)90359-8)

Punshon, T., Jackson, B. P., Meharg, A. A., Warczack, T., Scheckel, K., & Guerinot, M. Lou. (2017). Understanding arsenic dynamics in agronomic systems to predict and prevent uptake by crop plants. *Science of The Total Environment*, 581–582, 209–220. <http://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.12.111>

Qu, R.-J., Wang, X.-H., Feng, M.-B., Li, Y., Liu, H.-X., Wang, L.-S., & Wang, Z.-Y. (2013). The toxicity of cadmium to three aquatic organisms (*Photobacterium phosphoreum*, *Daphnia magna* and *Carassius auratus*) under different pH levels. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 95, 83–90. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.05.020>

Ramírez, C., & San Martín, C. (n.d.). *Flora acuática*. Santiago de Chile. Retrieved from [http://www.mma.gob.cl/librobiodiversidad/1308/articles-45206\\_recurso\\_4.pdf](http://www.mma.gob.cl/librobiodiversidad/1308/articles-45206_recurso_4.pdf)

Ramírez, D., Giraldo, A., & Tovar, J. (2006). Producción primaria, biomasa y composición taxonómica del fitoplancton costero y oceánico en el Pacífico colombiano (septiembre-octubre 2004). *Investigaciones Marinas*, 34(2), 211–216. <http://doi.org/10.4067/S0717-71782006000200023>

- Rangnekar, S., Sahu, S., Pandit, G., & Gaikwad, V. (2013). Accumulation and Translocation of Nickel and Cobalt in Nutritionally important Indian vegetables grown in artificially contaminated soil of Mumbai, India. *Research Journal of Agriculture and Forestry Sciences*, 1(10), 15–21. Retrieved from [www.isca.me](http://www.isca.me)
- Rascio, N., & Navari-Izzo, F. (2011). Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*, 180(2), 169–181. <http://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016>
- Rearte, T. A., Bozzano, P. B., Andrade, M. L., Fabrizio de Iorio, A., Andrade, M. L., & Fabrizio de Iorio, A. (2013). Biosorption of Cr(III) and Pb(II) by *Schoenoplectus californicus* and Insights into the Binding Mechanism. *ISRN Chemical Engineering*, 2013, 1–13. <http://doi.org/10.1155/2013/851602>
- Redondo-Gómez, S., Mateos-Naranjo, E., Vecino-Bueno, I., & Feldman, S. R. (2011). Accumulation and tolerance characteristics of chromium in a cordgrass Cr-hyperaccumulator, *Spartina argentinensis*. *Journal of Hazardous Materials*, 185(2–3), 862–869. <http://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2010.09.101>
- Richardson, A., & King, K. (2010). *Plants of deep south Texas : a field guide to the woody & flowering species* (1<sup>a</sup> Ed.). Texas: Texas A & M University Press. Retrieved from [https://books.google.es/books?id=ve-fHY-Dy8wC&pg=PA38&dq=Schoenoplectus+californicus&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwiF\\_4eEq9zSAhXCVyYKHUtrCzwQ6AEIYjAJ#v=onepage&q=Schoenoplectus californicus&f=false](https://books.google.es/books?id=ve-fHY-Dy8wC&pg=PA38&dq=Schoenoplectus+californicus&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwiF_4eEq9zSAhXCVyYKHUtrCzwQ6AEIYjAJ#v=onepage&q=Schoenoplectus californicus&f=false)
- Rizzo, A., Arcagni, M., Arribére, M. A., Bubach, D., & Guevara S. Ribeiro, S. R. (2011). Mercury in the biotic compartments of Northwest Patagonia lakes, Argentina. *Chemosphere*, 84(1), 70–79. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.052>
- Rizzo, A., Romina, D., Arcagni, M., Perez Catán, S., Bubach, D., Sánchez, R., ... Arribére, M. A. (2010). Concentraciones de metales pesados en distintos compartimentos de lagos andinos de Patagonia Norte. *Ecología Austral*, 20(2), 155–171. Retrieved from [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1667-782X2010000200006](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1667-782X2010000200006)
- Rolli, N., Suvarna, S., Mulagund, G., & Taranath, T. (2013). Environmental & Analytical Toxicology Effect of Cadmium Toxicity on Aquatic Macrophyte *Pistia Stratiotes* (L.). *J Environ Anal Toxicol*, 4(4). <http://doi.org/10.4172/2161-0525.1000201>
- Santander, T., Ágreda, A., & Adriana, L. (2013). *CENSO NEOTROPICAL DE AVES ACUÁTICAS ECUADOR 2008 - 2012*. Quito. Retrieved from [http://lac.wetlands.org/Portals/4/CNAA\\_2008/2012/CNAA\\_info2008-2012 EC fin.pdf](http://lac.wetlands.org/Portals/4/CNAA_2008/2012/CNAA_info2008-2012 EC fin.pdf)
- Sanyal, T., Kaviraj, A., & Saha, S. (2015). Deposition of chromium in aquatic ecosystem from effluents of handloom textile industries in Ranaghat–Fulia region of West Bengal, India.

*Journal of Advanced Research*, 6(6), 995–1002. <http://doi.org/10.1016/j.jare.2014.12.002>

- Selin, N. E. (2009). Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review. *Annual Review of Environment and Resources*, 28. Retrieved from [http://web.mit.edu/selin/www/pubs/annualreview\\_selin\\_submitted.pdf](http://web.mit.edu/selin/www/pubs/annualreview_selin_submitted.pdf)
- Shahid, M., Shamshad, S., Rafiq, M., Khalid, S., Bibi, I., Niazi, N. K., ... Rashid, M. I. (2017a). Chromium speciation, bioavailability, uptake, toxicity and detoxification in soil-plant system: A review. *Chemosphere*, 178, 513–533. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.074>
- Shahid, M., Shamshad, S., Rafiq, M., Khalid, S., Bibi, I., Niazi, N. K., ... Rashid, M. I. (2017b). Chromium speciation, bioavailability, uptake, toxicity and detoxification in soil-plant system: A review. *Chemosphere*, 178, 513–533. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.074>
- Shaibur, M., Kitajima, N., Sugawara, R., Kondo, T., Huq, S. M. I., & Kawai, S. (2006). Physiological and mineralogical properties of arsenic-induced chlorosis in rice seedlings grown hydroponically. *Soil Science and Plant Nutrition*, 52(6), 691–700. <http://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2006.00085.x>
- Shaibur, M. R., Kitajima, N., Huq, S. M. I., & Kawai, S. (2009). Arsenic–iron interaction: Effect of additional iron on arsenic-induced chlorosis in barley grown in water culture. *Soil Science and Plant Nutrition*, 55(6), 739–746. <http://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2009.00414.x>
- Sharma, A. (2013). Low nickel diet in dermatology. *Indian Journal of Dermatology*, 58(3), 240. <http://doi.org/10.4103/0019-5154.110846>
- Sharma, V. K., & Sohn, M. (2009). Aquatic arsenic: Toxicity, speciation, transformations, and remediation. *Elsevier*, 35(4), 743–759. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2009.01.005>
- Singh, H. P., Mahajan, P., Kaur, S., Batish, D. R., & Kohli, R. K. (2013). Chromium toxicity and tolerance in plants. *Environmental Chemistry Letters*, 11(3), 229–254. <http://doi.org/10.1007/s10311-013-0407-5>
- Singh, R., Singh, S., Parihar, P., Pratap, V., & Mohan, S. (2014). Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: A review. *Elsevier*, 247–270. <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.10.009>
- Singh, R., Tripathi, R. D., Dwivedi, S., Kumar, A., Trivedi, P. K., & Chakrabarty, D. (2010). Lead bioaccumulation potential of an aquatic macrophyte *Najas indica* are related to antioxidant system. *Bioresource Technology*, 101(9), 3025–3032. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.031>
- Sistema Nacional de Información. (2011). *Sistema ambiental*. Imbabura. Retrieved from [http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PDOT/ZONA1/NIVEL\\_DEL\\_PDT\\_PROVINCIAL/INFORMACION\\_GAD/01/GPI\\_GOBIERNO\\_PROVINCIAL\\_IMBABURA/cap2\\_3\\_Diag\\_SistAmbienta.pdf](http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PDOT/ZONA1/NIVEL_DEL_PDT_PROVINCIAL/INFORMACION_GAD/01/GPI_GOBIERNO_PROVINCIAL_IMBABURA/cap2_3_Diag_SistAmbienta.pdf)

- Sloey, T. M., Howard, R. J., & Hester, M. W. (2016). Response of *Schoenoplectus acutus* and *Schoenoplectus californicus* at Different Life-History Stages to Hydrologic Regime. *Wetlands*, 36(1), 37–46. <http://doi.org/10.1007/s13157-015-0713-8>
- Smedley, P. L., & Kinniburgh, D. G. (n.d.). Chapter 1. Source and behaviour of arsenic in natural waters. Retrieved July 18, 2018, from [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/arsenicun1.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/arsenicun1.pdf)
- Soliman, N. F., Nasr, S. M., & Okbah, M. A. (2015). Potential ecological risk of heavy metals in sediments from the Mediterranean coast, Egypt. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 13, 70. <http://doi.org/10.1186/s40201-015-0223-x>
- Stewart, K., & Janin, A. (2015). *Metal Uptake in Northern Constructed Wetlands*. Yukon. Retrieved from [https://www.yukoncollege.yk.ca/sites/default/files/inline-files/Wetlands\\_project\\_2014\\_Final\\_report\\_%28ref%29.pdf](https://www.yukoncollege.yk.ca/sites/default/files/inline-files/Wetlands_project_2014_Final_report_%28ref%29.pdf)
- Streit, B. (1992). Bioaccumulation processes in ecosystems. *Experientia*, 48(10), 955–70. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/1426146>
- Stutz, S., Tonello, M. S., González, S. M. de los Á., Navarro, D., & Fontana, S. L. (2005). Historia ambiental de los lagos someros de la llanura Pampeana (Argentina) desde el Holoceno medio: inferencias paleoclimáticas. *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis*, 21(2), 0–0. Retrieved from [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1851-49792014000200004](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1851-49792014000200004)
- Sundberg-Jones, S. E., & Hassan, S. M. (2007). Macrophyte Sorption and Bioconcentration of Elements in a Pilot Constructed Wetland for Flue Gas Desulfurization Wastewater Treatment. *Water, Air, and Soil Pollution*. Retrieved from <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201300796211>
- Svecevičius, G. (2010). Acute Toxicity of Nickel to Five Species of Freshwater Fish. *Polish J. of Environ. Stud.*, 19(2), 453–456. Retrieved from <http://www.pjoes.com/pdf/19.2/453-456.pdf>
- Tapia Núñez, L. NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL Y DE DESCARGA DE EFLUENTES: RECURSO AGUA, Pub. L. No. 097–A (2015). Ministerio de Ambiente de Ecuador. Retrieved from <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ecu155128.pdf>
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012a). Heavy metal toxicity and the environment. *EXS*, 101, 133–64. [http://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4\\_6](http://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6)
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012b). Heavy metal toxicity and the environment. *EXS*, 101, 133–64. [http://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4\\_6](http://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6)
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012c). Heavy metal toxicity and the environment. *EXS*, 101, 133–64. [http://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4\\_6](http://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6)
- Terneus, E. (2014). Vegetación acuática y estado trófico de las lagunas andinas de San Pablo y

Yahuarcocha, provincia de Imbabura, Ecuador. *REMCA*, 35, 121–131. Retrieved from <http://uide.edu.ec/media/1347/9-vegetacion-acuatica-estado-trofico-lagunas-andinas-san-pablo-yahuarcocha-imbabura.pdf>

Tiwari, S., Tripathi, I., & Tiwari, H. (2013). Effects of lead on migratory birds. *International Journal of Emerging Research in Management & Technology*, 2(May), 1–30.

Tocto, A. (2013). *Evaluación de la calidad del agua en la parroquia San Pablo del Lago, cantón Otavalo, provincia de Imbabura, utilizando un cromatógrafo de intercambio iónico con supresión química, previamente validado por el método APHA4110*. Escuela Politécnica del Ejército. Retrieved from <http://repositorio.espe.edu.ec/bitstream/21000/7391/1/AC-B-ESPE-047516.pdf>

Toensmeier, E., & Herren, H. R. (2016). *The carbon farming solution : a global toolkit of perennial crops and regenerative agriculture practices for climate change mitigation and food security* (1st Ed.). Vermont: Chelsea Green Publishing. Retrieved from <https://books.google.es/books?id=zsh2CwAAQBAJ&pg=PA253&dq=Schoenoplectus+californicus+paper&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwj0lfiAu9zSAhVGSSYKHcI3A5UQ6AEINzAE#v=onepage&q=Schoenoplectus californicus paper&f=false>

Tu, S., & Ma, L. . (2003a). Interactive effects of pH, arsenic and phosphorus on uptake of As and P and growth of the arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. under hydroponic conditions. *Environmental and Experimental Botany*, 50(3), 243–251. [http://doi.org/10.1016/S0098-8472\(03\)00040-6](http://doi.org/10.1016/S0098-8472(03)00040-6)

Tu, S., & Ma, L. Q. (2003b). Interactive effects of pH, arsenic and phosphorus on uptake of As and P and growth of the arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. under hydroponic conditions. *Environmental and Experimental Botany*, 50, 243–251. [http://doi.org/10.1016/S0098-8472\(03\)00040-6](http://doi.org/10.1016/S0098-8472(03)00040-6)

Tudor, M.-I., Tudor, M., DAVID, C., TEODOROF, L., TUDOR, D., & IBRAM, O. (2006). HEAVY METALS CONCENTRATIONS IN AQUATIC ENVIRONMENT AND LIVING ORGANISMS IN THE DANUBE DELTA, ROMANIA. In *Chemicals as Intentional and Accidental Global Environmental Threats* (pp. 435–442). Dordrecht: Springer Netherlands. [http://doi.org/10.1007/978-1-4020-5098-5\\_40](http://doi.org/10.1007/978-1-4020-5098-5_40)

Ullrich, S. M., Tanton, T. W., & Abdrashitova, S. A. (2001). Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors Affecting Methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31(3), 241–293. <http://doi.org/10.1080/20016491089226>

USDA. (n.d.). Plants Profile for *Schoenoplectus californicus* (California bulrush). Retrieved March 18, 2017, from <https://plants.usda.gov/core/profile?symbol=scca11>

USDA, & NRCS. (2003). Plant Guide CALIFORNIA BULRUSH. Retrieved March 18, 2017, from



[https://plants.usda.gov/plantguide/pdf/cs\\_scca11.pdf](https://plants.usda.gov/plantguide/pdf/cs_scca11.pdf)

- Velma, V., Vutukuru, S. S., & Tchounwou, P. B. (2009). Ecotoxicology of hexavalent chromium in freshwater fish: a critical review. *Reviews on Environmental Health*, 24(2), 129–45. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19658319>
- Ventura-Lima, J., Bogo, M. R., & Monserrat, J. M. (2011). Arsenic toxicity in mammals and aquatic animals: A comparative biochemical approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(3), 211–218. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.11.002>
- Verbruggen, N., Juraniec, M., Baliardini, C., & Meyer, C.-L. (2013). Tolerance to cadmium in plants: the special case of hyperaccumulators. *BioMetals*, 26(4), 633–638. <http://doi.org/10.1007/s10534-013-9659-6>
- Wang, C., Zheng, S., Wang, P., & Qian, J. (2014). Effects of vegetations on the removal of contaminants in aquatic environments: A review \*. *Journal of Hydrodynamics*, 26(4), 497–511. [http://doi.org/10.1016/S1001-6058\(14\)60057-3](http://doi.org/10.1016/S1001-6058(14)60057-3)
- Wang, F., & Zhang, J. (2013). Mercury contamination in aquatic ecosystems under a changing environment: Implications for the Three Gorges Reservoir. *Chinese Science Bulletin*, 58(2), 141–149. <http://doi.org/10.1007/s11434-012-5490-7>
- Wáng, Y.-X. J., & Xiao, F. (2015). Top five medical innovations in China mainland since Xinhai revolution [1911]: results of AME survey-002. *Quantitative Imaging in Medicine and Surgery*, 5(3), 453–66. <http://doi.org/10.3978/j.issn.2223-4292.2015.03.10>
- Whitehead, W. (2007). *Exploring the Wild and Domestic: Paleoethnobotany at Chiripa, a Formative ...* - William Timothy Whitehead - Google Libros. Berkeley. <http://doi.org/University of California>
- WHO. (2000). *Chapter 6.4 Chromium*. Copenhagen. Retrieved from [http://www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0017/123074/AQG2ndEd\\_6\\_4Chromium.PDF](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0017/123074/AQG2ndEd_6_4Chromium.PDF)
- WHO. (2004). *Chromium in Drinking-water Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*. Geneva. Retrieved from [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/chromium.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/chromium.pdf)
- WHO. (2010). *PREVENTING DISEASE THROUGH HEALTHY ENVIRONMENTS EXPOSURE TO CADMIUM: A MAJOR PUBLIC HEALTH CONCERN*. Geneva. Retrieved from <http://www.who.int/ipcs/features/cadmium.pdf>
- Windham-Myers, L., Marvin-Dipasquale, M., Kakouros, E., Agee, J. L., Kieu, L. H., Stricker, C. A., ... Ackerman, J. T. (2014). Mercury cycling in agricultural and managed wetlands of California, USA: Seasonal influences of vegetation on mercury methylation, storage, and transport. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.027>
- Wood, C. M., Farrell, A. P., & Brauner, C. J. (2012). *Homeostasis and toxicology of essential*

- metals*. Academic Press. Retrieved from [https://books.google.es/books?id=db6v4yo\\_cdgC&pg=PA305&lpg=PA305&dq=cobalt+bioaccumulation&source=bl&ots=DqKQn-1KO7&sig=Yx4IwZ1026Q15DAJtnGoPhIuQXE&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwi79q789-HWAhUC6SYKHZTsCJ44ChDoAQhDMAQ#v=onepage&q=cobalt+bioaccumulation&f=true](https://books.google.es/books?id=db6v4yo_cdgC&pg=PA305&lpg=PA305&dq=cobalt+bioaccumulation&source=bl&ots=DqKQn-1KO7&sig=Yx4IwZ1026Q15DAJtnGoPhIuQXE&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwi79q789-HWAhUC6SYKHZTsCJ44ChDoAQhDMAQ#v=onepage&q=cobalt+bioaccumulation&f=true)
- World Health Organization. (2016). *WHO | Lead poisoning and health*. WHO. World Health Organization. Retrieved from <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs379/en/>
- Wright, D. A., & Welbourn, P. M. (1994). Cadmium in the aquatic environment: a review of ecological, physiological, and toxicological effects on biota. *Environmental Reviews*, 2(2), 187–214. <http://doi.org/10.1139/a94-012>
- Wu, B., Wang, G., Wu, J., Fu, Q., & Liu, C. (2014). Sources of heavy metals in surface sediments and an ecological risk assessment from two adjacent Plateau reservoirs. *PloS One*, 9(7), e102101. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0102101>
- Yabanlı, M., Yozukmaz, A., & Sel, F. (2014). Heavy Metal Accumulation In the Leaves, Stem and Root of the Invasive Submerged Macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. (Haloragaceae): An Example of Kadın Creek (Mugla, Turkey). *Arch. Biol. Technol.* V, 57357(3), 434–440. <http://doi.org/10.1590/S1516-8913201401962>
- Yarrow, N., Waihung, L., Lion, L., Shuler, M., & Ghiorse, W. (1995). LEAD DISTRIBUTION IN A SIMULATED AQUATIC ENVIRONMENT: EFFECTS OF BACTERIAL BIOFILMS AND IRON OXIDE. Retrieved from [http://digitalcommons.calpoly.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1101&context=cenv\\_fac](http://digitalcommons.calpoly.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1101&context=cenv_fac)
- Yu, H., Li, J., & Luan, Y. (2018). Meta-analysis of soil mercury accumulation by vegetables. *Scientific Reports*, 8(1), 1261. <http://doi.org/10.1038/s41598-018-19519-3>
- Yusuf, M., Fariduddin, Q., Hayat, S., & Ahmad, A. (2011). Nickel: An Overview of Uptake, Essentiality and Toxicity in Plants. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86(1), 1–17. <http://doi.org/10.1007/s00128-010-0171-1>
- Zandsalimi, S., Karimi, N., & Kohandel, A. (2011). Arsenic in soil, vegetation and water of a contaminated region. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 8(2), 331–338. <http://doi.org/10.1007/BF03326220>
- Zhai, W., Wong, M. T., Luo, F., Hashmi, M. Z., Liu, X., Edwards, E. A., ... Xu, J. (2017). Arsenic Methylation and its Relationship to Abundance and Diversity of *arsM* Genes in Composting Manure. *Scientific Reports*, 7(1), 42198. <http://doi.org/10.1038/srep42198>
- Zhang, H., Feng, X., Larssen, T., Shang, L., & Li, P. (2010). Bioaccumulation of Methylmercury versus Inorganic Mercury in Rice (*Oryza sativa* L.) Grain. *Environmental Science & Technology*, 44(12), 4499–4504. <http://doi.org/10.1021/es903565t>

- Zhao, C., Giordani, P., Lv, S., Yang, B., Kou, Y., Zeng, J., ... Mu, Y. (2018). Assessing the difference of tolerance and phytoremediation potential in mercury contaminated soil of a non-food energy crop, *Helianthus tuberosus* L. (Jerusalem artichoke). *Peerj*, 18. <http://doi.org/10.7717/peerj.4325>
- Zhao, F. J., Ma, J. F., Meharg, A. A., & McGrath, S. P. (2009). Arsenic uptake and metabolism in plants. *New Phytologist*, 181(4), 777–794. <http://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02716.x>
- Zhu, H.-H., Zheng, F.-M., & Huang, X.-J. (2016). The Real World of Arsenic Uses in Chinese with Acute Promyelocytic Leukemia: A Cross-Sectional Survey. *Blood*, 128(22). Retrieved from <http://www.bloodjournal.org/content/128/22/5955?sso-checked=true>

